Établir et mettre en œuvre des seuils dans les plans de gestion adaptative pilotés par les promoteurs

Bram Noble
Valentine Kanu

Noble BF, Kanu V. 2025. Établir et mettre en œuvre des seuils dans les plans de gestion adaptative pilotés par les promoteurs. Rapport de recherche 359018, Université de la Saskatchewan. Préparé pour l’Agence d’évaluation d’impact du Canada.

TABLE DES MATIÈRES

1. Introduction 5
Objectifs 6
Mises en garde 6

2. Approche de l'étude 8
Analyse documentaire 8
Entretiens avec des experts 9
Analyse des orientations et des études de cas 10
Analyse transversale 10

3. Principes et orientations pour l'établissement et la mise en œuvre des seuils 11

A. Seuils de référence 13

A1. Seuils écologiques 13
Méthodes de détermination des seuils écologiques 15
Pertinence des seuils écologiques pour la GA du promoteur 16

A2. Seuils d'utilité 16
Méthodes de détermination des seuils d'utilité 17
Pertinence des seuils d'utilité pour la GA du promoteur 18

A3. Seuils de conformité 18
Méthodes de détermination des seuils de conformité 18
Pertinence des seuils de conformité pour la GA du promoteur 19

B. Seuils de gestion 20

B1. Principes fondamentaux pour la définition et la caractérisation des seuils de gestion 20
Informés par les intervenants et les valeurs 21
Techniquement défendables 23
Explicites à propos de l'incertitude 24
En fonction de l'échelle 25
Soutenus par des indicateurs d'alerte précoce 26
Tampons de précaution 26

B2. Exigences opérationnelles pour les seuils de gestion 27
Les seuils de gestion doivent être définis par une hiérarchie de déclencheurs 28
Les seuils de gestion doivent être sans ambiguïté 29
Les seuils de gestion doivent être accompagnés d'une explication de leur pertinence 29
Les seuils de gestion doivent être associés aux responsabilités en matière de gestion 29
Les seuils de gestion doivent inciter à la prudence 29

B3. Adopter une approche fondée sur le raisonnement pour fixer les seuils de gestion 30
Exemple A : Système non linéaire avec seuils de référence écologiques ou d'utilité précis versus flous 32
Exemple B : Seuil de référence de la conformité et tolérance au risque du promoteur par rapport au niveau d'effets maximal admissible équivalent basé sur la valeur 35

B4. Méthodes de soutien 37

C. Interventions en matière de gestion 39

C1 Modèle pour les interventions en matière de gestion échelonnées et basées sur des seuils 39
Zone de travail sécuritaire 40
Zone d'alerte 40
Zone de gestion basse 41
Zone de gestion modérée 41
Zone de haute gestion 41

C2. Considérations relatives au moment et à l'intensité 42

C3. Obligation de rendre compte en matière de mesures de gestion 43
Raisonnablement précise 44
Survenue certaine 44
Capacité de mise en œuvre 44
Responsabilités attribuées 44
Documentée 44

D. Apprendre à gérer 45

D1. Examen et révision des seuils 45

D2 Mobilisation des connaissances 46

Références 47

1. INTRODUCTION

Les plans de gestion adaptative (GA), lorsqu'ils sont élaborés dans le cadre de l'évaluation d'impact (EI), décrivent une approche axée sur les promoteurs visant à appliquer la GA aux programmes de suivi pertinents. Les plans de gestion adaptative mettent en place un processus planifié et systématique pour répondre à l'incertitude concernant les effets prévus ou l'efficacité des mesures d'atténuation. Ces plans garantissent que des mesures opportunes et significatives sont prises pour répondre aux résultats négatifs et permettent de tirer des enseignements des résultats des mesures prises. Les plans de gestion adaptative doivent être appliqués aux questions présentant un degré d'incertitude modéré ou élevé ainsi qu'une importance modérée ou élevée. Le cas échéant, ils servent à compléter les programmes de suivi de l'EI en fournissant un processus supplémentaire pour gérer l'incertitude et les répercussions.

La gestion adaptative est un processus délibératif qui consiste à tester les interventions en matière de gestion, à surveiller attentivement les réactions du système à ces interventions, puis à ajuster les mesures de gestion en fonction des nouvelles connaissances acquises (Noble, 2021). La gestion adaptative peut adopter une approche *passive* ou *active*. La GA passive est réactive et signifie généralement la sélection et la mise en œuvre d'une mesure de gestion unique ou d'une stratégie d'atténuation, puis un suivi pour déterminer si des ajustements sont nécessaires (Martin *et al.*, 2022). La GA active, en revanche, est plus structurée dans son intention de réduire les incertitudes, les mesures d'atténuation étant mises en œuvre sous forme d'expériences dans le but de tester la réaction du système, de mieux comprendre les mécanismes de causalité et d'améliorer les pratiques de gestion (Martin *et al.*, 2022; Williams et Brown, 2016). La GA active est souhaitable lorsque les incertitudes sont élevées, mais elle n'est réalisable que lorsque les modèles de gestion sont mis en œuvre dans des environnements contrôlés ou lorsque les défaillances n'entraînent pas de résultats catastrophiques. Qu'il s'agisse de l'approche passive ou de l'approche active, la GA met l'accent sur la nécessité pour les praticiens de l'EI d'être proactifs dans la gestion des circonstances imprévisibles (Morrison-Saunders, 2018).

On s'attend de plus en plus à ce que les plans de GA soient adoptés dans le cadre du processus d'EI (Doelle et Majekolagbe, 2023; Fitzpatrick *et al*., 2022; Olszynski, 2020), mais de nombreuses données probantes suggèrent que les plans de GA ne parviennent souvent pas à réduire de manière importante les incertitudes et, par conséquent, à améliorer les stratégies de gestion des impacts (Bennet *et al*., 2016). Murphy et Weiland (2014) affirment que le défi réside en partie dans la représentation simpliste, « presque caricaturale », de la GA, décrivant la GA comme un processus intuitif, mais accordant beaucoup moins d'attention à la conception fondamentale de la GA. C'est notamment le cas pour l'établissement des seuils, qui sont à la base des interventions relatives à la GA, mais qui ont fait l'objet d'une attention limitée en ce qui concerne leur développement approprié pour soutenir les pratiques d'EI (Larsen et Alp, 2015; Olszynski, 2020). La recherche sur la GA et les orientations ultérieures en matière d'EI se concentrent généralement sur les *résultats* du cycle de la GA, en particulier sur l'utilisation des données de suivi pour soutenir l'apprentissage (Murphy et Weiland, 2014). Les orientations en matière de bonnes pratiques sur la manière de concevoir les plans de GA en vue de documenter les mesures de gestion fondées sur les seuils en matière d'EI ont fait l'objet de beaucoup moins d'attention.

Un seuil, dans les systèmes écologiques ou sociaux, est défini de manière générale comme le point au-delà duquel une pression ou un facteur de stress entraîne un changement brutal dans la qualité, le fonctionnement ou le comportement d'un système, ou lorsque de petites pressions produisent des réponses disproportionnées (Groffman *et al.*, 2006; Nichols *et al*., 2014). Les seuils sont à éviter. Dans la pratique de l'EI, les seuils adoptent également une fonction décisionnelle importante – ils servent à déclencher des mesures de gestion au bon moment et d'une ampleur appropriée, afin de garantir que les opérations du projet, les plans d'atténuation ou les programmes de GA maintiennent les systèmes dans des limites sûres ou acceptables (de Bie *et al*., 2018; Hillebrand *et al.*, 2020). La gestion basée sur les seuils doit répondre à ce qui peut parfois sembler être des exigences contradictoires : les seuils doivent guider des mesures d'atténuation opportunes et efficaces afin de garantir que les répercussions négatives sont évitées, mais ils doivent également permettre un changement suffisant pour faciliter une meilleure compréhension des relations entre les facteurs de stress et l'intervention, réduire les incertitudes et améliorer la conception des mesures d'atténuation. Des études récentes basées sur la pratique ont recensé l'absence, la mauvaise définition et l'utilisation limitée des seuils comme certaines des principales lacunes des plans de GA (Thomann *et al.*, 2022). Les tribunaux sont susceptibles de rejeter les plans de GA mal structurés, y compris ceux dont les seuils sont mal définis ou peu justifiés (Fischman et Ruhl, 2015). Les plans de GA qui ne comportent pas de seuils ne sont rien d'autre qu'une gestion par essais et erreurs.

Il n'existe pas de cadre conceptuel ou méthodologique unique pour la fixation des seuils. Cette situation est souvent source de confusion lorsqu'il s'agit d'appliquer des concepts fondés sur des seuils dans la pratique de la gestion de l'environnement

(Martin *et al.,* 2019). Cela ne veut pas dire qu'il n'existe pas de cadres et d'approches fondés sur des seuils; plusieurs ont été proposés dans la littérature et même testés dans la pratique. Cependant, pour la plupart des praticiens de l'EI, les recherches et les orientations sur les seuils sont souvent « trop théoriques ou trop peu pratiques » pour être adoptées et mises en œuvre à l'échelle du projet (Foley *et al.*, 2015). La GA basée sur les seuils se concentre généralement sur l'échelle régionale ou du paysage, et s'intéresse souvent à des initiatives de conservation qui ne correspondent pas nécessairement au contexte, à la portée et aux objectifs de la pratique de l'EI. Dans d'autres cas, les seuils sont simplifiés à l'extrême et conceptualisés sur la base d'une limite clairement définie pour un changement linéaire d'une seule variable. Les seuils sont complexes, multiformes et caractérisés par des interventions à la fois non linéaires et linéaires en fonction de la composante valorisée ou du système géré. Les seuils des plans de gestion adaptative doivent refléter ces complexités, ainsi que le contexte de gestion et les résultats à atteindre, et les valeurs et intérêts divers et souvent contradictoires des intervenants (Robinson *et al.*, 2016).

Objectifs

Malgré la nécessité et l'importance de la GA dans l'EI, il existe peu d'orientations sur l'élaboration appropriée de seuils pour soutenir la conception de plans d'intervention en matière de GA (Hiddink *et al.*, 2023; AEIC, 2023; Larsen et Alp, 2015; Olszynski, 2020). L'Agence d'évaluation d'impact du Canada a demandé l'élaboration d'orientations sur la fixation de seuils bas, modérés et hauts afin de soutenir l'élaboration de plans de GA en vertu de la *Loi sur l'évaluation d'impact*.

Ce rapport fournit des conseils sur l'élaboration de seuils pour les plans de GA. Plus précisément, ce rapport vise à proposer des principes fondamentaux et des orientations pour l'établissement de seuils dans les plans d'intervention de GA, applicables dans tous les contextes de l'EI et de projets.

Les objectifs sont les suivants :

- **i.** définir de bonnes pratiques en matière d'établissement de seuils dans le domaine de la GA;
- **ii.** proposer des principes et des orientations sur les bonnes pratiques en vue d'élaborer des seuils aux fins des plans de GA lorsque l'Agence le demande en vertu de la *Loi sur l'évaluation d'impact*;
- **iii.** fournir des exemples illustrant la mise en œuvre des principes et des orientations en matière d'élaboration de seuils.

Mises en garde

1. Le présent rapport ne présume pas que la GA fondée sur des seuils soit toujours appropriée ou réalisable dans le cadre de la portée et de l'échelle du projet d'ÉI. Il existe une grande confusion entre la philosophie de la GA et la pratique de l'adaptation de la gestion. Les plans d'interventions en matière de gestion décrits dans certains documents d'EI des projets définissent de bonnes pratiques de gestion avec des seuils clairement définis, mais pas des pratiques de GA en tant que telles.

2. La communauté scientifique s'interroge sur l'existence de seuils *réels* dans tous les systèmes et à toutes les échelles. Lorsque des seuils peuvent être définis, il ne faut pas supposer que les moteurs peuvent toujours être suffisamment isolés et gérés par le biais de plans d'intervention en matière de gestion menés par le promoteur.

3. La fixation de seuils de *gestion* faibles, modérés et élevés est limitée par l'absence de connaissance ou d'estimation d'un seuil de référence. Bien qu'il soit utile de gérer en fonction des objectifs du promoteur, il est indispensable de comprendre les seuils de référence à éviter et les valeurs attribuées aux conditions ou aux fonctions du système pour pouvoir établir des seuils de gestion qui ont du sens.

4. Bien que la GA soit conçue pour réduire les incertitudes liées aux prévisions des impacts et à l'efficacité des mesures d'atténuation, le présent rapport ne présente pas les plans de GA comme une solution permettant de renforcer la confiance dans les décisions lorsqu'une EI est mal élaborée et manque de données scientifiques de base, d'apports de connaissances autochtones, de méthodes de prévision appropriées ou d'un plan de suivi et de gestion solide.

5. Il n'existe pas de méthodes permettant d'établir des seuils applicables à tous les systèmes et utiles dans tous les contextes d'EI et de GA. Les méthodes doivent être adaptées et justifiées en fonction du contexte, notamment des propriétés de la composante valorisée ou du système géré, des contraintes en matière de données ou d'informations, des valeurs, des ressources financières et des objectifs de gestion. Toutefois, il existe des *principes fondamentaux* et

de *bonnes pratiques opérationnelles* pour guider l'élaboration des seuils de gestion dans les plans de GA, qui sont applicables à tous les systèmes et contextes d'EI. Le présent rapport se concentre sur l'élaboration et l'illustration de ces pratiques et de ces principes fondamentaux.

2. APPROCHE DE L'ÉTUDE

Le cadre et les orientations présentés dans ce rapport ont été élaborés sur la base d'une analyse de la littérature scientifique, d'entretiens avec des experts et d'une exploration des lignes directrices et des études de cas existantes en matière de GA. Des analyses transversales ont ensuite été réalisées afin d'élaborer un cadre composé de principes fondamentaux et opérationnels destinés à guider l'élaboration de seuils pour les plans de GA pilotés par les promoteurs (**figure 1**).

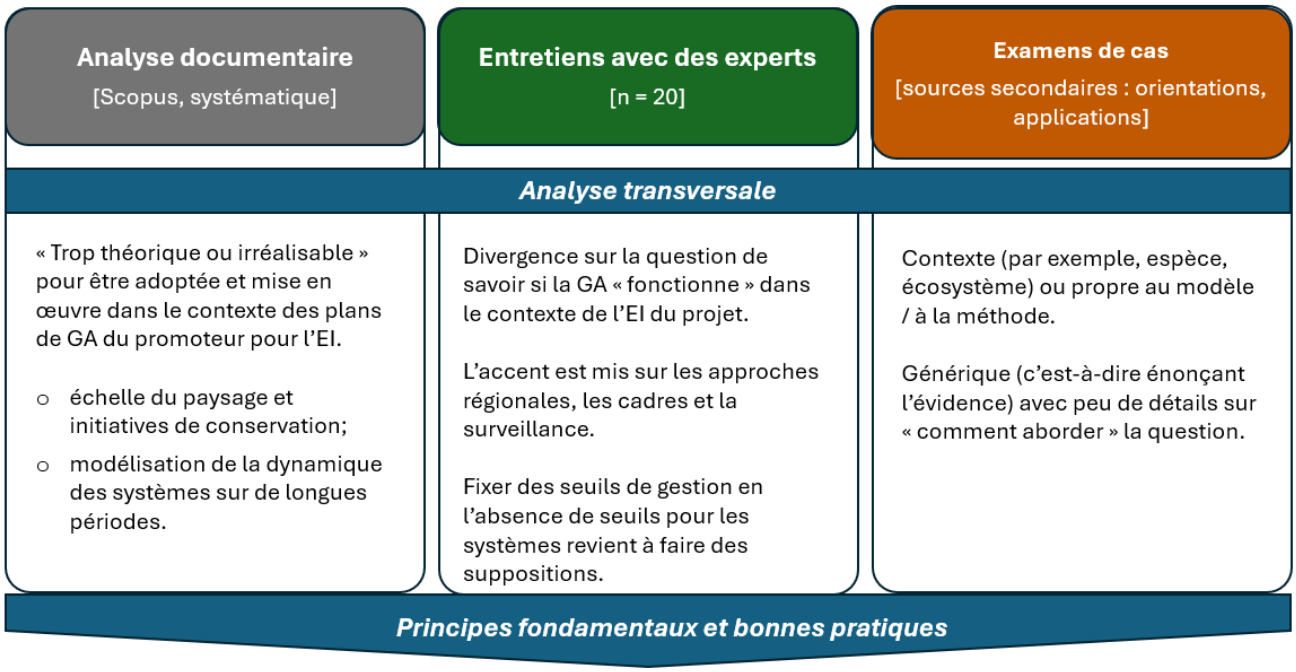


Figure 1. Méthodes servant à documenter les orientations proposées pour l'élaboration de seuils dans les plans de GA pilotés par les promoteurs.

Analyse documentaire

Une première analyse documentaire a été réalisée à l'aide de la base de données Scopus, une base de données d'indexation complète de la littérature scientifique évaluée par les pairs. Scopus a été choisi comme base de données en raison de son exhaustivité et de sa capacité à reproduire les requêtes de recherche (Schotten *et al.*, 2019), et de son utilisation courante dans la recherche sur l'EI. L'élaboration d'une chaîne de recherche inclusive pour définir et extraire les principes et les orientations en vue de définir les seuils de la GA a été un processus itératif de test et de validation par rapport à la littérature *connue* sur les seuils de la GA, tout en garantissant l'exhaustivité des résultats saisis. En collaboration avec un bibliothécaire informaticien, il a été décidé d'adopter une approche progressive en commençant par des paramètres de recherche mondial (tableau 1).

Les articles ont été examinés et leur contenu codé par thèmes à l'aide du logiciel d'analyse qualitative NVivo v.12 (Lumivero, 2018). Un processus de codage itératif a été adopté, dans le cadre duquel plusieurs cycles de codage ont permis de regrouper les sujets émergents, qui ont été fusionnés pour former des thèmes. Les sujets sont définis comme des domaines particuliers sur lesquels l'accent est mis en GA, et les thèmes comme étant des liens entre les sujets. Les articles ont fait l'objet d'un premier examen et d'un codage afin de recenser les sujets pertinents pour la fixation des seuils, comme les tampons de précaution, l'utilisation d'indicateurs d'alerte précoce, la confiance et le rôle des valeurs des intervenants. Les sujets ont été catégorisés et regroupés en sujets ou thèmes parents dans le but d'extraire des principes généraux pour la fixation des seuils de GA.

Tableau 1 : Processus d'échantillonnage, de filtrage et d'examen de la documentation en plusieurs phases.

	Phase d'échantillonnage et critères d'examen	***Nombre de sources***
A	TITLE-ABS-KEY [adaptive ET gestion* ET seuil*]; PÉRIODE [1999-2024] ; TYPE DE DOCUMENT [articles de journaux, analyses, anglais]	2 503
B :	LIMITÉ AUX DOMAINES [sciences de l'environnement; sciences agricoles et biologiques; sciences sociales; sciences de la décision]	404
C	FILTRAGE DU TEXTE INTÉGRAL : *Le document fait-il référence à des « objectifs », des « seuils », des « limites » pour la GA?* o NON -> éliminé à la présélection o OUI -> *Le document propose-t-il des orientations conceptuelles ou méthodologiques, des principes, des leçons, des recommandations ou des défis pour l'établissement de seuils?* NON -> éliminé à la présélection OUI -> inclus dans l'examen du texte intégral	72
D	EXAMEN DU TEXTE INTÉGRAL : Les sections de texte traitant des « objectifs », des « seuils » ou des « limites » ont été extraites pour être examinées. Nouvelles citations relevées dans le texte extrait : o 40 NOUVEAUX rapports/documents techniques recensés et ajoutés à l'échantillon o 194 NOUVEAUX articles de journaux recensés o Échantillon aléatoire [n = 25] défini et ajouté à l'échantillon	137
E	FILTRAGE DU TEXTE INTÉGRAL : [40 nouveaux rapports techniques + 25 nouveaux articles de journaux] *Le document fait-il référence à des « objectifs », des « seuils », des « limites » pour la GA?* o NON -> éliminé à la présélection o OUI -> *Le document propose-t-il des orientations conceptuelles ou méthodologiques, des principes, des leçons, des recommandations ou des défis pour l'établissement de seuils?* NON -> éliminé à la présélection OUI -> inclus dans l'examen du texte intégral	83

Entretiens avec des experts

Des entretiens ont été menés avec 20 personnes, dont des responsables gouvernementaux ou des représentants d'organismes de réglementation (n = 3), des experts universitaires (n = 6) et des praticiens expérimentés de l'EI et de la GA (n = 11). L'échantillon de participants n'avait pas pour but d'être représentatif, mais plutôt de solliciter un éventail de contributions et de points de vue. Bien que l'échantillon soit restreint, il a permis de recueillir des informations et de l'expérience en matière de GA dans divers domaines d'expertise, notamment la politique et la réglementation, le droit de l'environnement, la science et la surveillance aquatiques, l'écologie et la surveillance terrestres, l'évaluation d'impact, l'engagement des populations autochtones, l'EI et le suivi, l'évaluation socio-économique, la résolution des conflits, la modélisation des décisions, la modélisation de la dynamique des systèmes et la gestion d'infrastructures à grande échelle.

Les thèmes suivants ont été explorés :

- Valeur des modèles de causalité et des données de référence (c'est-à-dire les tendances, les données) utilisés dans la pratique de l'EI pour déterminer les seuils de la GA.
- Facteurs à prendre en compte lors de l'élaboration de seuils échelonnés (bas, modéré, haut).
- Rôle de la prudence, de l'incertitude, de la tolérance au risque et des valeurs dans la documentation des seuils.
- Contribution et rôle des seuils de référence écologiques, d'utilité et de conformité dans l'établissement des seuils de gestion.
- Rôle des systèmes de connaissance dans la fixation des seuils et la prise en compte des différences de valeur.

- Adaptation des seuils dans le temps et répercussions pour les organismes de réglementation, les promoteurs et les perceptions du public.
- Rôle des plans de GA du promoteur et des seuils dans la prise en compte des facteurs plus généraux et des effets à plus grande échelle.
- Attentes et capacité de l'EI et de la GA dans le cadre du projet à mettre en place une « nouvelle science ».
- Pratiques actuelles en matière de partage des données ou d'accès aux données pour soutenir les programmes et l'apprentissage de la GA.
- Tolérance à l'égard des promoteurs qui « se trompent » dans le cadre de la gestion des impacts négatifs du projet.
- État de la divulgation de l'incertitude dans l'EI.

Analyse des orientations et des études de cas

Les études de cas ont porté sur les orientations en matière de GA produites par les organismes gouvernementaux et sur certains plans de GA, y compris les plans d'intervention des promoteurs. Le recensement des cas s'est fait de manière *ad hoc*, car il n'y avait pas d'intention d'entreprendre un examen systématique des cas ou d'évaluer le rendement. Certains cas sont apparus au cours de l'analyse documentaire, d'autres ont été relevés lors d'entretiens avec des experts, et d'autres encore étaient connus de l'équipe de recherche en raison de son expérience et de son engagement antérieurs dans la recherche et/ou la pratique de l'EI et de la GA.

Les cas servent à fournir des exemples précis et représentatifs de la manière dont les seuils sont présentés dans la pratique de la GA et ont été examinés *après* la rédaction des orientations initiales proposées dans le présent rapport. Il s'agissait de ne pas biaiser les orientations en fonction d'une approche juridictionnelle ou d'un cas d'application particulier.

L'échantillon de plans et d'orientations en matière de GA comprenait, sans s'y limiter, les éléments suivants :

- Mine d'or Agnico Eagle, AM plan for water management, Nunavut
- Baffinland Iron Mines Corporation, ébauches de plan de GA pour le projet de Mary River (divers)
- Le cadre de cogestion adaptative du caribou de la toundra, Office des ressources renouvelables Wek'èezhìı, GTNO, gouvernement Tłı̨chǫ
- Ministère de l'environnement et du Changement climatique de la Colombie-Britannique : Technical guidance for the development and use of trigger response plans
- Delta Stewardship Council, « The Delta Plan », Sacramento, Californie
- Plan de GA pour l'agrandissement de la carrière de Duntroon, Ontario
- Mine de diamants Gahcho Kué, Programme de surveillance des effets aquatiques, Territoires du Nord-Ouest
- Programme de gestion des effets cumulatifs de la Première Nation Metlakatla, Colombie-Britannique
- Plan de gestion adaptative des opérations de la mine Minto, Yukon
- Oregon Greater Sage-Grouse AM plan, État de l'Oregon
- Lignes directrices du Yukon en matière de GA pour l'extraction de quartz

Analyse transversale

Aucune source d'information unique (analyses documentaires, entretiens avec des experts, études de cas) n'a fourni d'orientations définitives pour la fixation de seuils dans les plans de GA menés par les promoteurs. La plupart des documents de GA qui donnent des indications sur les seuils sont axés sur l'utilisation régionale des terres, les programmes fondés sur la conservation ou les initiatives de *surveillance* adaptative de l'environnement. Il existe peu de travaux sur la GA basée sur les seuils qui portent précisément sur le contexte de la pratique de l'EI. L'analyse structurée de la littérature a donc servi de point de départ à une exploration plus nuancée et plus ciblée de la littérature, éclairée par les entretiens avec les experts.

Les entretiens avec les experts ont convergé sur de nombreux sujets, mais la plupart des participants ont abordé la GA et les seuils dans le contexte d'une surveillance et d'une gestion à plus grande échelle, axées sur la région, en soulignant fréquemment les contraintes d'une gestion fondée sur les seuils dans le contexte de l'EI des projets, en particulier s'ils sont menés en l'absence de planification régionale ou de programmes de surveillance. Cependant, de nombreux principes de bonne pratique ont émergé des entretiens, s'alignant sur ou fournissant une orientation supplémentaire pour une (nouvelle) analyse et un engagement plus poussé dans la littérature scientifique. Cela dit, certains experts se sont demandé si la GA encadrée dans la portée et l'échelle de l'atténuation des impacts du projet correspondait vraiment à la philosophie fondamentale de la

GA, et ils ont suggéré qu'il serait plus approprié de la qualifier simplement de « cadre d'intervention de la gestion » (c.-à-d. adaptation de la gestion).

Un grand nombre des dossiers de GA et des documents d'orientation que nous avons examinés portaient sur des programmes de conservation et d'utilisation des terres, à des échelles supérieures à celles des plans d'intervention en matière de gestion dirigés par les promoteurs. Cependant, ces cas ont permis de dégager des principes fondamentaux précieux qui peuvent être transférés d'une échelle à l'autre pour fixer des seuils de gestion. Les cadres d'intervention de la gestion de projet que nous avons examinés offraient des perspectives techniques très précises sur les seuils de gestion pour des composantes valorisées particulières (par exemple, la qualité de l'eau), généralement établis sous la direction de seuils de référence précis (par exemple, la conformité avec les permis en matière de qualité de l'eau). Ces cas offraient des exemples riches en illustrations qui, à des degrés divers, reflétaient les principes et les bonnes pratiques définis dans la littérature et discutés par les experts.

Le cadre et les orientations présentés dans ce rapport recoupent ce qui est proposé dans la littérature, suggéré par les experts et illustré dans différents contextes pratiques. Cette démarche a forcément nécessité de faire des choix entre les sources d'information, mais elle a également permis de définir des principes et des bonnes pratiques qui se renforcent mutuellement. Il en est ressorti une approche raisonnée de la structure des orientations, fondée sur des analyses transversales et étayée par les perspectives, l'interprétation et l'expérience des auteurs.

3. PRINCIPES ET ORIENTATIONS POUR L'ÉTABLISSEMENT ET LA MISE EN ŒUVRE DES SEUILS

Les sections ci-dessous proposent un cadre pour l'établissement et la mise en œuvre des seuils afin de soutenir les plans de GA pilotés par les promoteurs. Le cadre comprend quatre étapes principales (figure 2) :

- Détermination des seuils de référence par rapport auxquels la ou les composantes ou les systèmes valorisés seront gérés.
- Détermination des seuils de gestion, indiquant la nature ou l'ampleur du changement qui déclenchera une intervention en matière de gestion.
- Mise en place d'une série d'interventions en matière de gestion adaptées à chaque seuil de gestion, ainsi que des parties responsables de leur mise en œuvre.
- Élaboration d'un cadre d'apprentissage pour documenter l'examen et la révision du seuil de gestion et pour soutenir la mobilisation des connaissances.

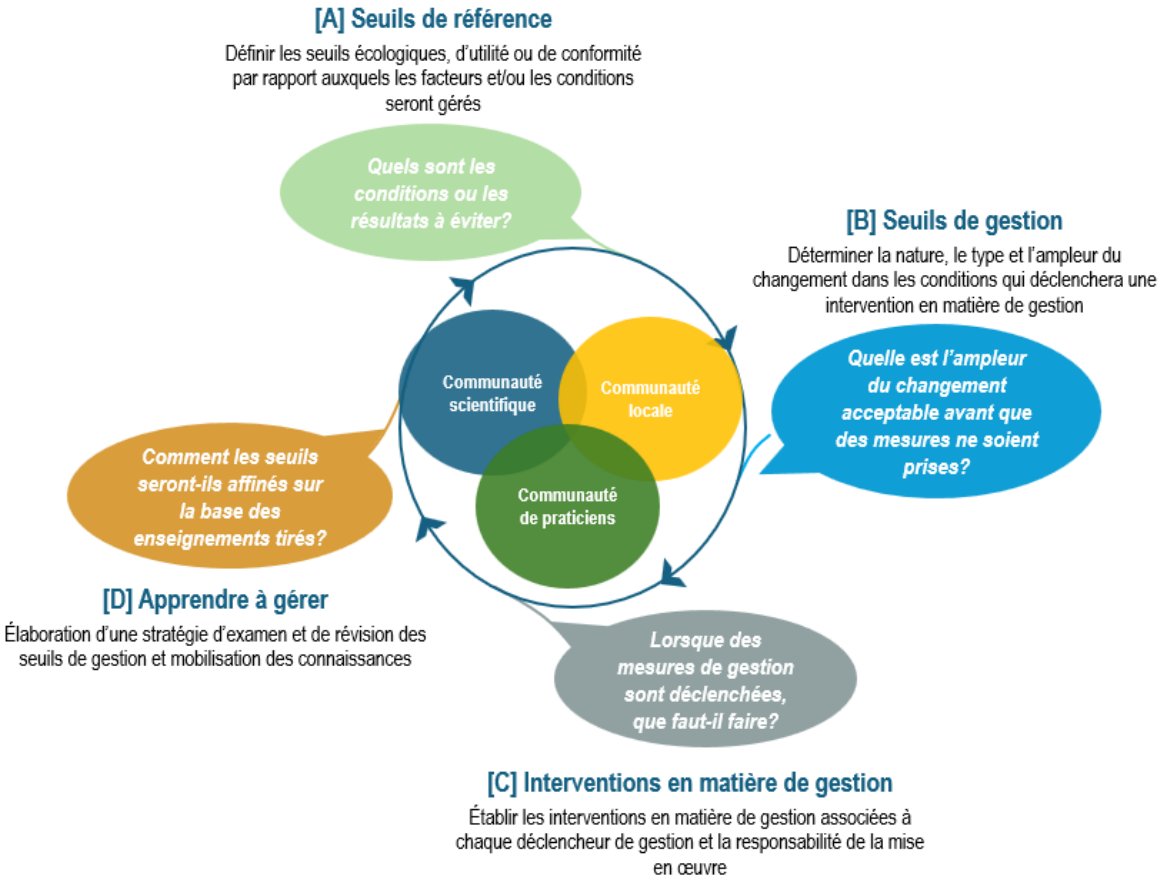


Figure 2 : Cadre pour documenter l'élaboration de seuils dans les plans de gestion adaptative dirigés par les promoteurs

Le cadre ci-dessus est axé sur l'élaboration de seuils, et non sur l'ensemble du cycle de GA. Les orientations proposées partent du principe que l'objectif principal d'un plan de GA, lorsqu'il est mis en œuvre dans le cadre de l'EI, est d'améliorer l'efficacité de l'atténuation des impacts du projet en cas d'incertitude et d'empêcher les effets négatifs de se produire. En tant que tel, le cadre s'applique aux plans de GA pilotés par les promoteurs; il peut ne pas convenir aux programmes de GA à grande échelle, fondés sur les écosystèmes, ou aux initiatives régionales d'aménagement du territoire et de conservation (Hanna *et al.*, 2016).

Deuxièmement, si la surveillance est essentielle pour établir des seuils et permettre leur mise en œuvre, les orientations fournies dans le présent rapport ne portent pas sur la manière de concevoir et de mener de bons programmes de surveillance environnementale ni sur la manière de déterminer la variabilité, la taille de l'effet critique ou les points finaux. Les bonnes pratiques en matière de surveillance environnementale adaptative (voir Arciszewski *et al.*, 2016; Munkittrick *et al.*, 2019) ont permis de documenter les principes et les orientations proposées, mais l'orientation est axée sur la documentation des seuils de *gestion* et des interventions.

Troisièmement, ce rapport ne présente pas de méthodes et de techniques détaillées pour la modélisation statistique ou la prise de décision structurée. Le cadre et les orientations proposés sont destinés à s'appliquer à une grande diversité de projets, de systèmes (biologiques, physiques, chimiques, sociaux, etc.) et de contextes de connaissances (riches ou pauvres en données, etc.). Il n'existe pas d'ensemble de méthodes ou de techniques universellement applicables pour fixer les seuils et les mesures de gestion. Le choix des méthodes ou des techniques est propre au contexte et repose sur des considérations comme les caractéristiques du système, les ressources financières, les préférences des acteurs et la disponibilité des données.

[A) SEUILS DE RÉFÉRENCE

Quels sont les résultats ou les conditions que nous *devons* éviter? Dans le cadre de la GA fondée sur les seuils, il est important de définir le point de référence (par exemple, l'état, l'étendue, le résultat) par rapport auquel la composante ou le système valorisé touché par une activité ou une mesure sera géré. Les seuils de référence pour les composantes ou les systèmes valorisés sont les marqueurs qui permettent aux gestionnaires de fixer des objectifs non arbitraires et de garantir des interventions en matière de gestion opportunes et appropriées (Foley *et al.*, 2015; Williams *et al.*, 2009). Il est important pour la crédibilité d'un plan de GA que les praticiens soient explicites quant aux types de seuils utilisés pour documenter leurs seuils de gestion (c'est-à-dire les déclencheurs d'action) et les interventions en matière de gestion ultérieures (Fischman et Ruhl, 2015; McLoughlin & Thomas, 2015; Nichols *et al.*, 2014).

Il existe trois types principaux de seuils de référence pour encadrer les objectifs de gestion et qui servent à l'élaboration d'un plan de GA approprié : écologique, d'utilité et de conformité (Johnson, 2013; Nichols *et al.*, 2014; Guntenspergen *et al.*, 2014) **(Figure 3**).

Les seuils écologiques s'appuient sur les principes écologiques qui nous aident à comprendre comment les composantes et les systèmes valorisés fonctionnent et réagissent à différents types de pression. Les seuils d'utilité et de conformité sont déterminés par la valeur accordée à l'état du système, y compris les avantages découlant d'un fonctionnement sain des systèmes et ce qui est considéré comme *acceptable*. Les seuils d'utilité et de conformité sont parfois, mais pas nécessairement, fondés sur des principes écologiques.

Les seuils écologiques, d'utilité et de conformité sont les points de référence ou les conditions qui permettent à un promoteur de documenter l'élaboration de ses seuils de gestion, également appelés déclencheurs de gestion, garantissant ainsi que les mesures de gestion d'un promoteur servent à soutenir les composantes ou les systèmes valorisés dans un état sain, souhaitable ou conforme (Symstad et Jones, 2014).

Il est important de clarifier le ou les types de seuils adoptés dans les plans de GA, car chacun d'entre eux peut refléter des objectifs et des compromis divers et donner lieu à des informations variées sur lesquelles s'appuient les seuils et les mesures de gestion. (Johnson, 2013).

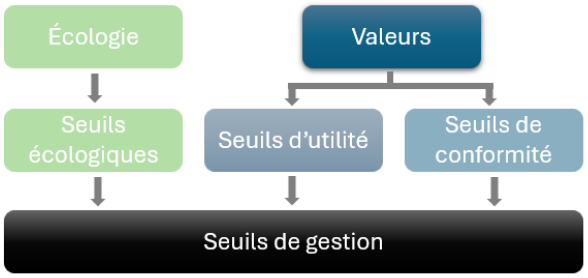


Figure 3 Types de seuils permettant d'orienter les plans de GA dirigés par les promoteurs.

A1. Seuils écologiques

Les seuils écologiques sont destinés à protéger les processus, la structure ou les fonctions des écosystèmes. Le terme *écologique* est utilisé au sens large et peut englober des propriétés biologiques, physiques ou chimiques. La littérature scientifique s'accorde à dire que les seuils doivent être avant tout documentés par des objectifs écologiques concernant l'état du système (Baho *et al.*, 2017; Hiddink *et al.*, 2023; Hillebrand *et al.*, 2020). Les seuils écologiques sont souvent le point de départ d'une prise de décision basée sur la science (Johnson, 2013), et certains chercheurs suggèrent que les seuils de gestion qui manquent de fondements écologiques devraient être évités dans la GA (Hiddink *et al.*, 2023). Il ne s'agit pas de suggérer que les seuils de gestion ne peuvent pas être fixés en l'absence de seuils écologiques connus (Addison *et al.*, 2016), ou que les seuils basés sur la valeur manquent de fondements écologiques.

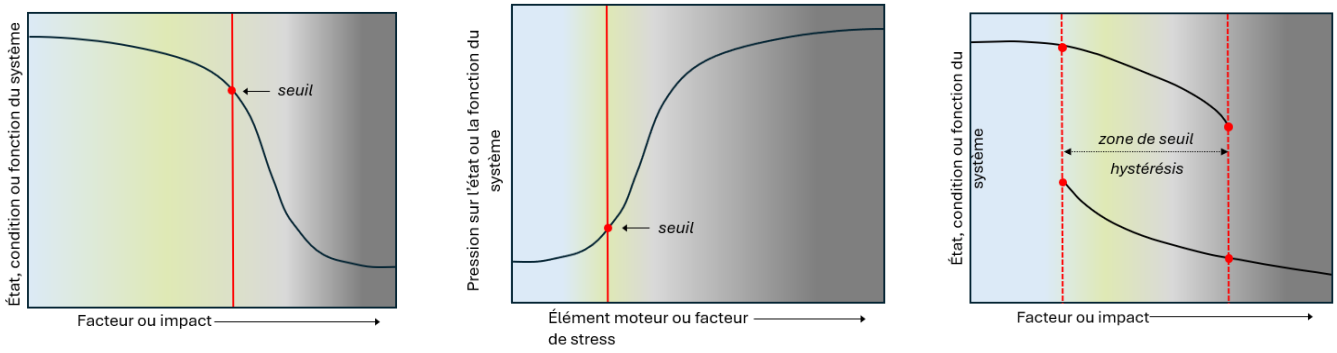
Il existe de nombreuses définitions des seuils écologiques (**tableau 2**) et une multitude de termes. La notion de *résilience* est au cœur de la plupart des définitions : il s'agit de la capacité d'un système à absorber les variations ou les perturbations et à maintenir sa fonction et sa structure avant de passer à un autre état ou régime du système (Folke *et al.*, 2004).

Tableau 2. Définitions des seuils écologiques.

- Le niveau de pression ou de changement auquel le basculement d'un système se produit (Hillebrand *et al.*, 2023).
- Un point de bifurcation entre les états d'un système qui, lorsqu'il est dépassé, fait basculer le système dans un autre état (Meyers et Walker, 2003).
- Frontières dans le temps et l'espace entre deux états différents du système (Friedel, 1991).
- Zones ou régions de transition dans les systèmes (Weins *et al.*, 2002).
- Points ou zones où un système passe rapidement d'un état écologique à un autre état (Bennet et Radford, 2003).

La définition la plus répandue d'un seuil écologique est la valeur (point) ou l'ensemble de valeurs (zone ou plage) à partir duquel un changement non linéaire ou autrement disproportionné se produit dans une composante ou un système valorisé (par exemple, variable d'état, variable environnementale, paramètre de taux) par rapport à un certain niveau de pression ou de perturbation (Johnson, 2013; Nichols *et al.*, 2014; Scheffer et Carpenter, 2003). Par exemple, une intervention non linéaire dans une population d'animaux sauvages après un certain niveau de fragmentation de l'habitat, ou une faible augmentation des concentrations de phosphore qui entraîne une forte proportion de cyanobactéries (Moe *et al.*, 2014).

La *non-linéarité* est un concept central dans la définition des seuils écologiques. Le principe de non-linéarité sous-entend que des changements minimes ou marginaux d'un facteur ou d'une pression peuvent engendrer des interventions écologiques disproportionnées (Foley *et al.*, 2015) (**Figure 4**). L'objectif de la gestion est donc de prévenir un changement non linéaire indésirable ou une intervention disproportionnée dans un système en gérant les pressions (Hillebrand *et al.*, 2023). Lorsqu'un seuil est franchi, certains systèmes réagissent rapidement, tandis que d'autres réagissent avec retard. Il s'agit d'une considération importante pour déterminer les indicateurs d'alerte précoce appropriés pour les systèmes écologiques et le calendrier des déclencheurs de gestion.



Seuil en tant que point de changement non linéaire de l'état, de la condition ou de la fonction du système en réponse à une augmentation de l'élément moteur ou de l'impact.

Seuil en tant que point de changement non linéaire de la pression exercée sur l'état ou la fonction du système en réponse à l'augmentation de l'élément moteur ou du facteur de stress.

Seuil en tant que zone ou plage dans laquelle le taux de changement est accéléré par rapport aux points éloignés de ce seuil.

Figure 4. Le seuil écologique est un point ou une zone au-delà duquel une intervention non linéaire se produit.

Source : D'après Moe *et al.* (2014) et Weins *et al.* (2002).

Il existe de nombreuses conceptualisations des notions de seuil écologique, dont la plus notable est sans doute la charge critique (Groffman *et al.*, 2006; Moe *et al.*, 2014) :

> ***Le seuil en tant que charge critique*** **:** La quantité d'un polluant (par exemple, l'azote, le soufre) ou d'un autre intrant (par exemple, le phosphore) qui peut être assimilée avant qu'il n'y ait un changement dans l'état ou la fonction du système (Groffman *et al.*, 2006). En dessous de la charge critique, l'exposition n'entraîne pas d'effets nocifs connus (Nilsson, 1988).

Une distinction importante dans la GA est que les seuils écologiques ne sont pas des *objectifs*. L'amalgame entre les seuils et les objectifs se traduit par une tendance à accroître les activités ou les pressions plus que ce ne serait le cas en l'absence de seuils (Norberg *et al.*, 2022). L'objectif de la GA fondée sur le seuil est d'*éviter* le seuil de référence.

Méthodes de détermination des seuils écologiques

Dans le cas des plans de GA pilotés par les promoteurs, les seuils écologiques peuvent être définis à partir des données scientifiques recueillies sur le terrain dans le cadre du processus d'EI. Le plus souvent, ils sont élaborés ou définis à partir de données de surveillance à long terme existantes ou adoptés à partir de plans régionaux d'aménagement du territoire existants ou d'études ou de modèles scientifiques. Il est rare que les données scientifiques nécessaires à l'établissement de nouveaux seuils écologiques soient élaborées dans le cadre du processus d'EI du promoteur.

Il n'existe pas d'ensemble de méthodes ou de techniques applicables à l'identification ou à l'établissement de seuils de référence dans tous les contextes écologiques (systèmes lacustres, espèces sauvages, habitats, etc.). Les méthodes utilisées pour soutenir l'établissement de seuils écologiques s'appuient sur une variété de domaines de pratique, allant de la dynamique des systèmes à la modélisation statistique, en passant par le jugement d'experts. De nombreuses techniques statistiques permettant de définir les seuils des écosystèmes sur la base des relations état-pression ont été proposées (Anderson *et al.*, 2009; Foley *et al.*, 2015; Qian, 2014; Samhouri *et al.*, 2017) (**Tableau 3**). Les orientations proposées dans le présent rapport ne prescrivent pas, par exemple, *la manière de* procéder à la modélisation statistique. Les méthodes, les techniques et les conseils en matière de bonnes pratiques à l'appui de ces activités sont disponibles auprès de diverses sources et ne sont pas propres à la GA. Cependant, lorsque les interventions écologiques peuvent être décrites comme une intervention à un seuil, « nous devons d'abord déterminer la forme appropriée du modèle de seuil; différents modèles peuvent donner lieu à différentes estimations du seuil et seule l'estimation utilisant le "bon" modèle est significative » (Duan, 2024). La pertinence de la modélisation ou des choix statistiques dépend donc en partie des hypothèses sur le type d'intervention au seuil attendu, y compris un changement brutal ou progressif, et sur la probabilité de réversibilité de la transition (Spake *et al.*, 2022).

Tableau 3. Méthodes et techniques d'échantillonnage pour soutenir la détermination ou l'analyse des seuils dans les données ou systèmes écologiques.

Méthode/technique	Brève description	Pour plus d'informations
Analyse des points de changement	Recense directement les changements de régime et le point d'inflexion entre les facteurs et les conditions écologiques.	Rodionov (2006); Karr *et al.* (2015)
Arbres de régression à additifs renforcés	Détermine les effets directs et indirects potentiels des moteurs de l'écosystème sur les composantes valorisées du système.	De'ath (2007); Elith *et al.* (2008)
Redondance polynomiale et analyse canonique de correspondance	Détermine les relations non linéaires, mais continues, entre l'état écologique et les pressions exercées sur le système.	Matarenkov et Legendre (2002); Borcard *et al.* (2013)
Détection de changement de régime	Détermine les signaux d'alerte précoces des changements de seuil dans les ensembles de données spatio-temporelles.	Dakos *et al.* (2012); Litzow *et al.* (2013)
Modèle de fonction en escalier	Détermine les changements progressifs dans la réponse du système en raison des facteurs écologiques.	Qian (2014)
Modèle additif généralisé	Détermine la nature des relations non linéaires entre les moteurs du système et les interventions.	Hastie et Tibshirani (1990); Guisan *et al.* (2002)
Analyse des composantes principales	Détermine de manière précoce des périodes clés de changement de régime et des facteurs associés.	Hare et Mantua (2000); Tomczak *et al.* (2013)

Pertinence des seuils écologiques pour la GA du promoteur

Bien que les seuils écologiques soient au cœur de nombreuses stratégies de GA, ils ne sont pas toujours les meilleurs ou les plus appropriés dans le contexte des demandes d'EI des promoteurs (Qian, 2014; Shennan-Farpón *et al.*, 2021).

Les seuils écologiques peuvent être trop flous pour documenter les seuils de gestion, en particulier lorsque la GA est mise en œuvre de manière passive et en dehors de la portée des conditions expérimentales étroitement contrôlées (Hillebrand *et al.*, 2023). Le fait de baser les seuils de gestion sur des seuils de référence écologiques trop flous peut avoir des conséquences négatives : cela peut créer un faux sentiment de sécurité lorsque les conditions changent alors que l'on croit à *tort* qu'elles sont éloignées d'un seuil de référence; ou cela peut conduire à l'arrêt inutile de mesures de développement et au gaspillage de ressources de gestion, en raison d'un seuil de gestion beaucoup plus éloigné d'un seuil de référence que ce que l'on croyait (Norberg *et al.*, 2022). Il ne s'agit pas de suggérer que les seuils écologiques doivent être certains pour être utiles dans la GA, un point abordé plus loin dans ce rapport.

Les seuils écologiques ne correspondent pas toujours à la portée et à l'échelle des activités de surveillance et de gestion menées par les promoteurs de projets. À l'échelle du projet, il peut être difficile de différencier les changements induits par le projet de la variabilité écologique (Kelly *et al.*, 2015). La complexité de la relation entre un facteur ou une pression et une intervention écologique peut également être exacerbée par des processus qui opèrent à des échelles spatiales et temporelles multiples (par exemple, la charge en nutriments dans un bassin versant due à de multiples utilisations des terres, à des tempêtes et à des modifications de l'habitat riverain et du débit), ce qui rend l'utilisation de seuils écologiques comme seuils de référence moins utiles dans le cadre de l'EI et du suivi du projet (Groffman *et al.*, 2006).

A2. Seuils d'utilité

Les seuils d'utilité sont courants dans les plans de GA. Les valeurs sociales et culturelles influencent les objectifs de gestion (Dorrough *et al.*, 2020), comme le maintien de l'état d'une composante ou d'un système ou des avantages découlant de leur utilisation dans un état « souhaitable » ou « préféré » (Smit *et al*., 2016). Ces valeurs ou conditions à ne pas dépasser représentent des seuils d'utilité. Contrairement aux seuils écologiques, qui reposent sur le comportement non linéaire des systèmes naturels, les seuils d'utilité sont fixés en fonction des valeurs attribuées à des conditions ou à des résultats précis (Rogers *et al.*, 2013).

Un seuil d'utilité (environnementale, sociale, culturelle) est la valeur (point) ou l'ensemble de valeurs (zone ou étendue) au-delà duquel le changement est considéré comme *inacceptable* et les conditions *indésirables* (Martin *et al.*, 2009). Dans ce rapport, un seuil d'utilité est défini sur la base de Nichols *et al.* (2014), comme la valeur (point) ou l'ensemble de valeurs (zone ou étendue) à partir duquel un changement inacceptable se produit dans l'utilité (utilisation, valeur, avantages, état) d'un système, en raison d'un certain niveau de pression ou de perturbation (**figure 5).** La réaction d'une composante ou d'un système valorisé au dépassement d'un seuil d'utilité peut être linéaire ou non linéaire, en fonction du contexte particulier. Parfois, le déclin est progressif (Green *et al.*, 2017).

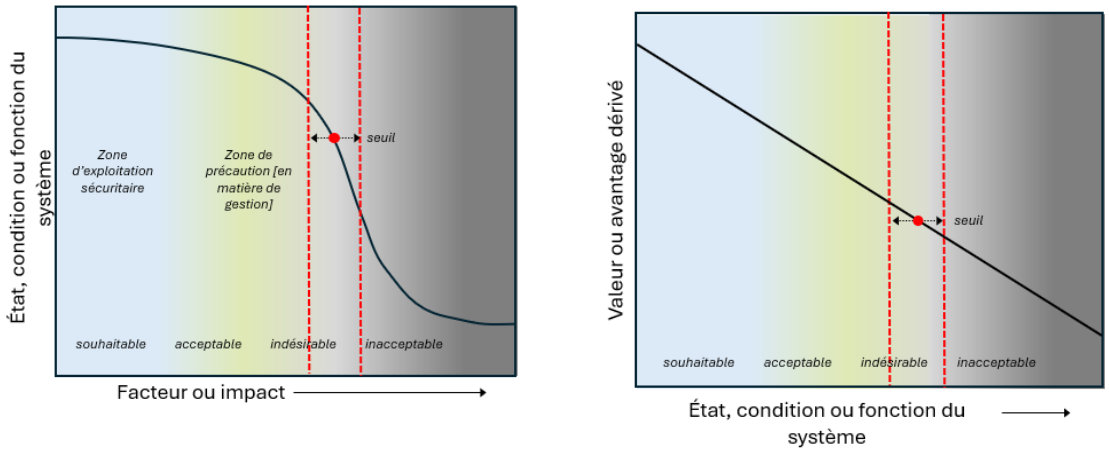
Les seuils d'utilité pour les composantes ou les systèmes valorisés doivent toujours être *documentés* par les conditions écologiques, le cas échéant (Shennan-Farpón *et al.*, 2021). Les activités traditionnelles autochtones d'utilisation des terres, comme la chasse à l'orignal, par exemple, nécessitent un certain degré de connectivité de l'habitat au-delà duquel la capacité à en tirer une valeur (par exemple, l'accès, la disponibilité, le succès de la chasse, la santé des animaux, l'expérience significative) peut diminuer considérablement avec seulement de faibles augmentations de la fragmentation de l'habitat. Si le seuil d'utilité de l'habitat pour garantir le maintien de l'activité de chasse à des niveaux *souhaitables* peut s'appuyer sur des principes écologiques, le seuil d'utilité peut être encore plus conservateur.

Les seuils d'utilité peuvent également être documentés par des préférences professionnelles ou culturelles concernant ce qui constitue un état *tolérable* ou *acceptable* (Smit *et al.*, 2016). Par exemple, un seuil d'utilité pour la qualité de l'eau d'un lac d'eau douce peut être établi sur la base de conditions précises, comme le fait que le lac soit « potable ou propice à la baignade ou à la pêche ».

Dans la pratique de l'EI, les seuils d'utilité sont parfois exprimés sous la forme de déclarations sur ce qui est considéré comme un niveau tolérable ou acceptable de changement dans une composante valorisée, ou un *niveau d'effets maximal admissible* (MAEL) (Noble, 2021).

Seuils en tant que niveau d'effet maximal admissible : Un niveau d'effet maximal admissible « n'est pas définis par des changements dans les moteurs du système ou par des points de basculement non linéaires dans la dynamique des populations ou des communautés » en soi; le seuil est plutôt défini par « l'ampleur ou l'étendue de la perturbation humaine autorisée » (Johnson, 2013), après laquelle un changement inacceptable est attendu et susceptible d'avoir un impact sur l'utilité dérivée d'une composante ou d'un système valorisé, qu'il s'agisse d'une valeur d'existence, d'une valeur culturelle ou d'une autre valeur d'utilisation.

« Certains polluants ne doivent pas dépasser des niveaux particuliers dans l'eau, par exemple, ce qui est simple et fortement lié à la conformité. » [Praticien]



Seuil d'utilité en tant que point et zone de condition indésirable à inacceptable dans un état, une condition ou une fonction du système en réponse à un facteur ou à un impact en croissance.

Seuil d'utilité en tant que point et zone de valeur ou d'avantage indésirable à inacceptable dérivé d'un système en réponse au déclin progressif de son état ou de sa fonction.

Figure 5. Seuil d'utilité en tant que zone ou condition au-delà de laquelle des conditions ou des effets inacceptables se produisent.

Méthodes de détermination des seuils d'utilité

La référence la plus évidente pour définir les seuils d'utilité dans le cadre d'un plan de GA est l'étude d'impact du projet, en particulier, les caractéristiques relatives à l'importance du projet dans le rapport d'EI ou les contributions issues de l'engagement des communautés et des peuples autochtones.

Les seuils d'utilité peuvent également faire l'objet d'une « ingénierie inverse » (Smit *et al.,* 2016), en se concentrant sur ce que les détenteurs de connaissances ou d'autres experts définissent comme des conditions souhaitables et indésirables et en déterminant ensuite une frontière (c'est-à-dire une limite ou une zone « interdite ») par rapport à laquelle des objectifs de gestion peuvent être établis. Par exemple, les études sur l'utilisation traditionnelle des terres et la mobilisation des utilisateurs autochtones des terres peuvent permettre de déterminer qu'un ménage typique pêche normalement jusqu'à 60 poissons par mois dans l'environnement régional du projet afin d'assurer sa sécurité alimentaire. Ces connaissances peuvent permettre de fixer des seuils pour les conditions aquatiques (par exemple, la qualité de l'eau) afin de garantir que le poisson est disponible et de qualité suffisante (goût, texture, taille) pour éviter des effets potentiellement négatifs sur les valeurs d'utilisation traditionnelle.

Joseph *et al.* (2017) soulignent l'importance des approches fondées sur la valeur pour fixer les seuils, car elles ciblent ce que les gestionnaires (c'est-à-dire les promoteurs, les organismes de réglementation) « ont vraiment besoin de savoir : si [les composantes valorisées] sont dans des conditions acceptables, s'ils le resteront avec et sans un nouveau projet, et où les efforts de gestion devraient être dirigés ». Si les limites, la variabilité ou les conditions de base de l'environnement déterminent les seuils d'utilité, ils sont souvent tempérés par des niveaux de risque acceptables ou inacceptables (quantitatifs ou qualitatifs) pour les valeurs et les conditions écologiques, sociales ou culturelles. De nombreuses méthodes peuvent contribuer à l'identification de seuils d'utilité fondés sur la valeur, comme la réflexion axée sur la valeur et les hiérarchies d'objectifs, les

archives historiques, les évaluations des services écosystémiques, les ateliers et la modélisation participative, pour n'en citer que quelques-unes (Crevier et Parrott, 2019; de Bie *et al.*, 2015; Gregory *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2012).

Pertinence des seuils d'utilité pour la GA du promoteur

Les seuils d'utilité peuvent être influencés par les conditions ou les fonctions écologiques, mais les seuils d'utilité ne correspondent pas nécessairement aux seuils écologiques. Les seuils d'utilité « tiennent compte des valeurs sociales et économiques » (Johnson, 2013) et reflètent donc un certain niveau de tolérance (ou d'intolérance) au changement ou au risque pour une composante ou un système valorisé, en fonction de ce que les intervenants (gestionnaires, société, utilisateurs des terres, détenteurs de droits, promoteurs) valorisent.

Les seuils d'utilité peuvent être plus ambitieux que les seuils écologiques, en particulier lorsque la composante ou le système valorisé est considéré comme vulnérable ou hautement valorisé pour les avantages qu'il procure, comme le maintien des activités d'utilisation culturelle ou traditionnelle. Par exemple, les relations habitat-densité peuvent informer un seuil d'habitat pour gérer les perturbations dans une région précise qui est très appréciée pour l'activité d'utilisation traditionnelle (par exemple, la chasse à l'orignal), mais le niveau de perturbation admissible de l'habitat (c'est-à-dire le seuil d'utilité) en raison d'un projet peut être beaucoup plus conservateur que le seuil écologique (voir Johnson, 2013; Samhouri *et al.*, 2010).

L'inverse peut également être vrai, lorsque les conditions écologiques sont échangées contre des avantages sociaux ou économiques et que les seuils d'utilité (par exemple, le niveau d'effets maximal admissible ou les conditions tolérables) sont fixés trop près d'une limite écologique. Lorsque des changements sont observés dans les valeurs ou les bénéfices tirés d'une composante ou d'un système valorisé, une intervention en matière de gestion coûteuse et rapide peut s'avérer nécessaire pour ralentir ou inverser les changements négatifs. Si les conditions ont déjà dépassé les limites écologiques, il est peu probable que les mesures de gestion permettent d'obtenir l'intervention souhaitée.

Il n'y a pas de lien *nécessaire* entre les seuils d'utilité et les principes écologiques; les seuils d'utilité sont des déclarations explicites de ce qui est valorisé. Les seuils d'utilité doivent être utilisés avec précaution dans la gestion des systèmes écologiques (non linéaires), en particulier lorsque l'incertitude est élevée. En outre, les seuils d'utilité peuvent être soumis à des changements rapides dans les valeurs, les préférences ou la tolérance au risque des intervenants et influencés par des facteurs externes (Smit *et al.*, 2016), comme des événements extérieurs, qui ne sont pas nécessairement liés au contexte local de la gestion de projet.

A3. Seuils de conformité

Les seuils de conformité (c'est-à-dire réglementaires, politiques) sont les plus simples à définir dans le contexte des plans de GA; ils sont prédéterminés, basés sur le respect de cadres juridiques, de politiques, de réglementations, de plans d'occupation des terres ou de normes de l'industrie.

Les seuils de conformité stipulent une limite (par exemple, la concentration, la charge) ou une condition (par exemple, le niveau de perturbation, la connectivité) qui ne doit pas être dépassée. D'après l'ANZECC (2000), un seuil de conformité est défini comme la valeur (généralement un point unique) qui représente un niveau acceptable d'un attribut comme défini dans une politique, une réglementation ou une autre norme, au-delà duquel *une* intervention de la direction *est nécessaire*.

> *« Les seuils de conformité légale peuvent être les plus faciles… à proposer et à justifier. Si la législation fixe une limite particulière… il est alors relativement facile de fixer cette limite dans le cadre de votre évaluation environnementale ou de votre programme de gestion adaptative ». [Expert universitaire]*

Méthodes de détermination des seuils de conformité

Il n'existe pas de méthode proprement dite pour fixer les seuils de conformité dans les plans de GA pilotés par les promoteurs. Les seuils de conformité sont adoptés à partir d'orientations émises par des entités gouvernementales, par exemple, les lignes directrices du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) relatives à la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique, qui fixent des limites pour le chlorure, le cadmium, les nutriments, le phosphore et d'autres ions, les métaux

et les particules qui, s'ils sont dépassés, sont considérés comme susceptibles d'avoir des effets néfastes.[1] De même, les lignes directrices d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC, 2016) établissent des seuils d'habitat pour le caribou, indiquant un état perpétuel de 65 % d'habitat non perturbé dans les limites de l'aire de répartition du caribou comme un seuil critique pour le rétablissement et la survie de la population.

Les seuils de conformité peuvent également être adoptés à partir des plans d'utilisation des terres lorsqu'ils sont disponibles. Par exemple, le cadre de gestion des eaux souterraines élaboré en vertu du Lower Athabasca Regional Plan (Alberta) pour les sables bitumineux de l'Athabasca Nord, les sables bitumineux de l'Athabasca Sud et la rivière Beaver de Cold Lake définit des seuils précis pour les conditions des aquifères et des limites au-delà desquelles le potentiel d'impacts négatifs est considéré comme inacceptable (AEP, 2013; Birks *et al.*, 2022).

Les politiques et lignes directrices provinciales et territoriales sont également des sources intéressantes pour la détermination des seuils. Les lignes directrices de la Colombie-Britannique sur le débit minimal pour l'habitat aquatique, par exemple, prévoient des seuils de débit minimal destinés à protéger l'habitat aquatique dans les cours d'eau contre un prélèvement d'eau excessif. Les seuils sont basés sur les débits historiques ou naturels comme points de référence (Hatfield *et al*., 2003). Les permis relatifs à l'utilisation de l'eau délivrés pour des projets, par exemple dans le cadre de l'Office des terres et des eaux de la vallée du Mackenzie, fixent de manière régulière des limites ou des seuils à ne pas dépasser pour certains paramètres de qualité (par exemple, les concentrations) et de quantité (par exemple, les niveaux ou les débits) de l'eau, ce qui constitue des seuils de conformité clairs pour les plans de GA dirigés par les promoteurs.

Pertinence des seuils de conformité pour la GA

Les seuils de conformité peuvent être facilement disponibles et adoptés dans le cadre de politiques, de plans, de réglementations ou de normes, mais l'utilisation des seuils de conformité en tant que seuils de référence pour les plans locaux de GA dirigés par les promoteurs comporte des mises en garde.

De nombreux seuils de conformité sont axés sur l'agent stressant, par exemple, les niveaux de rejet de nutriments; cependant, une limite nationale ou régionale pour les rejets d'azote dans les masses d'eau ne garantit pas nécessairement le bon fonctionnement d'une masse d'eau ou que les seuils écologiques ne seront pas dépassés. En outre, les seuils de conformité (par exemple, les limites réglementaires) sont souvent ajustés pour accepter un certain niveau de risque afin de tenir compte de certains niveaux de développement et de perturbation (Johnson, 2013). Bien que cela soit compréhensible, il convient d'être prudent lors de l'adoption de seuils de conformité, car ils ne reflètent pas nécessairement les seuils écologiques ou même les conditions souhaitables pour de nombreux intervenants.

La plus grande mise en garde est peut-être la généralisation excessive des seuils de conformité pour la GA localisée ou sous-régionale relevant des responsabilités de l'EI et du promoteur. Les scientifiques ont mis en garde contre les dangers d'une généralisation excessive des seuils de conformité fixés à l'échelle nationale, régionale ou écosystémique (van der Hoek *et al.*, 2015), certains suggérant que ces seuils ne sont pas appropriés pour la GA sous-régionale ou locale basée sur des seuils (Lindenmayer et Luck, 2005).

> *« Si la conformité est le moteur de tout, et que l'on s'éloigne de plus en plus des nouvelles informations, on a complètement raté le bateau. » [Praticien]*

Les seuils minimaux d'habitat pour la viabilité des espèces ou des populations, par exemple, sont parmi les types de seuils les plus courants dans la gestion terrestre. Toutefois, les conditions et les besoins des espèces peuvent varier considérablement d'une échelle à l'autre et d'une aire de répartition à l'autre. Les populations peuvent déjà être menacées, même si la disponibilité de l'habitat local est supérieure au seuil de conformité. Par exemple, van der Hoek *et al.* (2015) citent un rapport d'ECCC (2013) sur les seuils de l'écosystème et de la fonction forestière, qui note que 50 % de couverture forestière ou plus à l'échelle du bassin versant équivaut à une approche à faible risque qui est susceptible de soutenir la plupart des espèces potentielles, et des systèmes aquatiques sains », comme une généralisation potentiellement trompeuse. La sensibilité des modèles ou des estimations utilisés pour établir ces seuils de conformité globaux n'est pas nécessairement sensible aux variations des espèces, au contexte géographique et aux multiples voies ou interactions qui peuvent avoir un impact sur les composantes valorisées des systèmes dans des contextes plus localisés.

[1] Voir https://ccme.ca/fr/ressources#

[B] Seuils de gestion

Les seuils de gestion sont établis par rapport au(x) seuil(s) de référence. Ils reflètent les objectifs de gestion ou les conditions que les gestionnaires souhaitent atteindre ou maintenir par leurs mesures en matière de gestion et servent donc à minimiser le risque ou à réduire la probabilité de se rapprocher d'un seuil de référence. Par leur nature même, les seuils de gestion sont conçus comme des mesures de précaution. Les seuils de gestion reposent sur l'idée que lorsqu'un degré spécifié de changement négatif est observé ou supposé, une action « *X* » corrigera le changement négatif ou indésirable et réduira le risque ou la probabilité qu'un seuil de référence soit atteint.

Les seuils de gestion garantissent que les composantes ou les systèmes valorisés continuent de fonctionner dans un état sain ou souhaité lorsqu'un changement ou une pression défavorable est observé (Hiddink *et al.*, 2023). Les seuils de gestion relient le changement observé dans une composante ou un système valorisé (par exemple, condition, état, tendance) à des mesures de gestion adaptées et doivent être pris en compte *a priori* dans l'élaboration des plans de GA (Cooke *et al*., 2016). Les seuils de gestion, également appelés seuils de décision ou déclencheurs, indiquent *quand* une intervention en matière de gestion est justifiée.

Un seuil de gestion signifie que « je suis suffisamment préoccupé pour agir » ou qu'en agissant maintenant, la probabilité de se rapprocher d'un seuil de référence est significativement réduite. Un seuil de gestion est la valeur (point, zone/étendue, tendance, condition) d'un attribut qui, lorsqu'elle est atteinte, déclenche une intervention en matière de gestion (Dorrough *et al.*, 2020 ; Stier *et al.*, 2022). Les seuils de gestion *précèdent* nécessairement les seuils de référence écologiques, d'utilité ou de conformité pour les composantes et les systèmes valorisés; ce sont les « points de décision proactifs » qui permettent d'intervenir, de réduire le risque de s'approcher d'un seuil de référence, et donc de s'assurer que les objectifs de gestion du promoteur sont atteints (de Bie *et al.*, 2015).

Les seuils de gestion doivent être clairement définis dans les plans de GA (Addison *et al*., 2016; Dorrough *et al.*, 2020; Fischman et Ruhl, 2015) car ils servent à :

- clarifier pour les praticiens le *moment où* il convient d'intervenir en prenant des mesures de gestion;
- se prémunir contre les effets paralysants de l'incertitude;
- permettre aux praticiens ou aux organismes de démontrer que les mesures de gestion sont fondées sur les meilleures connaissances disponibles;
- favoriser une prise de décision transparente concernant les mesures de gestion, donner des garanties aux intervenants concernés et éviter les risques de litige;
- améliorer la rentabilité de la gestion en garantissant des mesures de gestion opportunes et en éliminant la nécessité de mesures plus coûteuses, voire moins efficaces, à mesure que l'on s'approche des seuils de valeur des composantes ou des systèmes.

B1. Principes fondamentaux pour la définition et la caractérisation des seuils de gestion

Les praticiens de l'EI disposent de peu de conseils pratiques pour soutenir l'élaboration et la mise en œuvre de seuils de gestion dans les plans de GA (Hiddink *et al.*, 2023; AEIC, 2023; Larsen et Alp, 2015; Olszynski, 2020). Le défi est double : premièrement, la science émergente que sont les seuils de gestion et qui progresse grâce à la recherche et aux programmes de conservation à grande échelle est souvent « trop théorique ou peu pratique » pour être adoptée et mise en œuvre (Foley *et al.*, 2015) dans le cadre de l'EI et des programmes de suivi des projets de développement; deuxièmement, il n'existe pas d'ensemble universel de méthodes permettant de déterminer les seuils qui s'appliquent à tous les systèmes et contextes.

Les seuils, qu'il s'agisse de seuils de référence ou de seuils de gestion, doivent être établis sur la base des *meilleures* connaissances *disponibles*. L'expression « meilleures données disponibles » est souvent utilisée dans le contexte scientifique (c'est-à-dire les meilleures données scientifiques disponibles) pour susciter la crédibilité et la confiance sur la base de la rigueur scientifique (Ryder *et al.*, 2010). Cependant, la science seule est souvent insuffisante pour établir des seuils et rendre la GA opérationnelle, en raison notamment de la complexité des systèmes naturels, du manque de données, des limites de la modélisation et de la multiplicité des valeurs souvent reflétées dans les seuils. Les limites scientifiques sont également exacerbées dans le contexte de l'EI, qui a lui-même été critiqué par la communauté scientifique en raison de l'insuffisance des bases de référence et des modèles de causalité pour soutenir les prévisions et le suivi de la gestion. Des connaissances qui

se renforcent mutuellement sont nécessaires pour établir des seuils qui fournissent des informations significatives pour les plans de GA (Cook *et al.*, 2015; Moore *et al.*, 2017).

Les sections ci-dessous résument cinq *principes fondamentaux* (**figure 6)** pour l'établissement de seuils dans les plans de GA. Ces principes s'appuient sur la science et les valeurs des seuils, mais ils ne donnent pas d'instructions sur la manière de réaliser des travaux scientifiques (par exemple, modélisation, surveillance) et ne limitent pas non plus le choix des méthodes (quantitatives, qualitatives, participatives, de modélisation) utilisées pour élaborer les seuils.

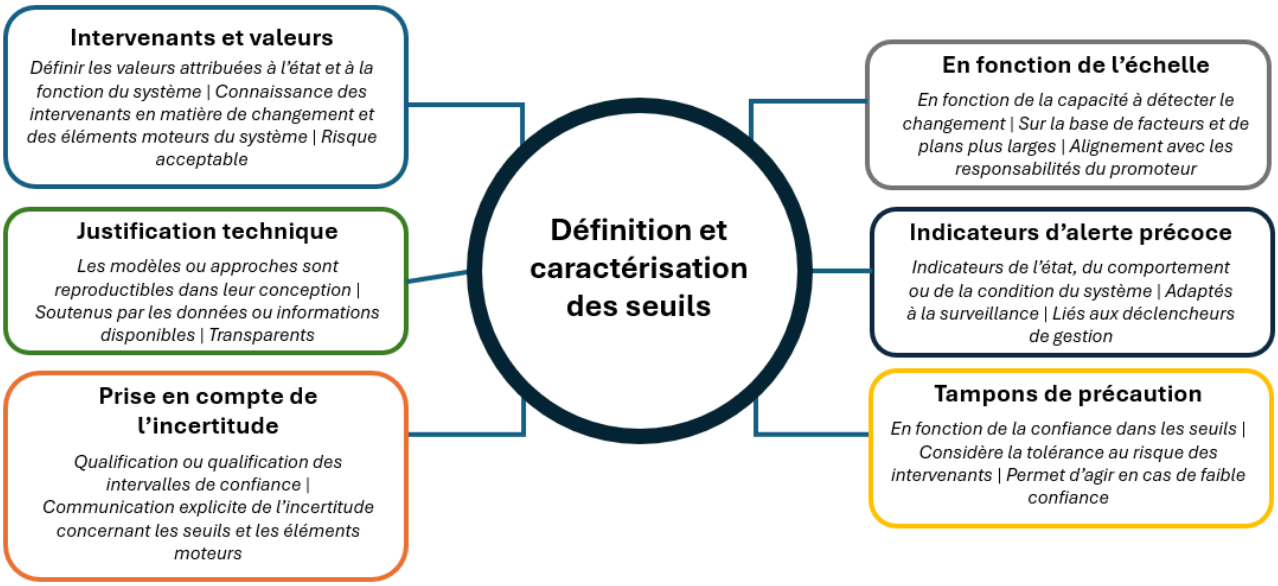


Figure 6. Principes fondamentaux pour la définition et la caractérisation des seuils de gestion dans les plans de GA.

Informés par les intervenants et les valeurs

La mobilisation des intervenants est essentielle pour établir des seuils dans les plans de GA (Kuster *et al.*, 2024). L'importance de la mobilisation des intervenants et de la prise en compte de connaissances et de valeurs différentes n'est pas propre à la GA. Il est largement reconnu que la diversité des connaissances, de l'expertise et des valeurs est inhérente au processus d'EI, des évaluations de la portée aux déterminations du degré d'importance (Ehrlich et Ross, 2015; Nishima-Miller et Hanna, 2022).

Il existe un grand nombre d'ouvrages sur les échecs de la GA en raison de la participation limitée des intervenants dans la conception et la mise en œuvre de la GA. Établir des seuils et savoir quand et comment réagir nécessite souvent un forum de différents intervenants pour parvenir à des seuils et à des interventions en matière de gestion significatifs, réalistes et crédibles (de Bie *et al.*, 2015; Galanidi et Zenetos, 2022; Thomann *et al.*, 2022).

> *« Il s'agit d'un contexte précis. Cela dépendra beaucoup du projet et des valeurs sur lesquelles il peut avoir un impact. »* [Praticien]

Webler *et al.* (2018) suggèrent de faire participer les types d'intervenants suivants pour établir des seuils de gestion (**Figure 7**) :

- **Communauté de praticiens** : promoteurs de projets, praticiens de la GA et de l'EI, gestionnaires, organismes de réglementation
- **Communauté scientifique** : chercheurs, scientifiques, organisations scientifiques, centres de données
- **Communauté locale** : détenteurs de droits et gardiens de savoirs autochtones, utilisateurs de ressources, dirigeants communautaires, groupes de citoyens organisés

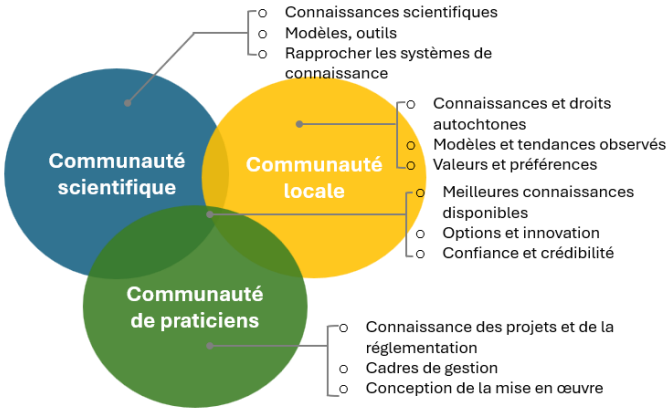


Figure 7. Intervenants informant les seuils dans les plans de GA.

L'équilibre des intervenants mobilisés variera d'un projet de GA à l'autre. Par exemple, la fixation de seuils dans un environnement de GA expérimental contrôlé pour modéliser une future technologie de confinement des puits de résidus miniers peut impliquer un équilibre d'intervenants différent de celui d'un programme de GA passif axé sur le rétablissement de la végétation sur un site minier pour protéger les valeurs d'utilisation traditionnelle futures. Le choix des personnes qui seront mobilisées pour fixer des seuils dépend en partie de l'éventail des intervenants qui participent au processus d'EI, du droit à la participation, comme dans le cas des peuples autochtones, et des avantages de la participation pour garantir la création de seuils bien documentés et acceptables.

Trop souvent, les seuils sont déterminés par un groupe limité d'intervenants, à savoir les promoteurs et les praticiens du projet (Murray *et al*., 2018). Il peut en résulter des seuils de gestion et des interventions ultérieurs qui manquent de crédibilité scientifique ou qui n'obtiennent pas le soutien et l'acceptation de la société (Aceves-Bueno *et al.*, 2015; Selkoe *et al.*, 2015). La mobilisation des intervenants sert à **i)** garantir la légitimité des seuils de GA et des interventions en la matière en intégrant les valeurs des intervenants, et **ii)** à garantir que les seuils sont fondés sur les meilleures connaissances disponibles.

Légitimité **:** La mobilisation des intervenants est essentielle pour comprendre les différentes valeurs et attentes relatives aux seuils, y compris ce qui constitue des *conditions souhaitables* ou *acceptables* ou une *tolérance au risque* pour une composante ou un système important. Par exemple, la tolérance au risque peut être faible pour les changements ou les menaces qui pèsent sur une espèce très prisée à des fins d'utilisation traditionnelle. Par conséquent, des changements dans l'état des espèces ou dans les habitats qui les abritent peuvent être jugés *inacceptables* bien avant qu'un seuil de conformité ou un seuil écologique ne soit atteint, ce qui nécessite un seuil de gestion précoce ou très prudent. La mobilisation des intervenants permet de s'assurer que les valeurs se reflètent dans le *calendrier* et la *nature* des seuils de gestion et dans les mesures de gestion qu'ils déclenchent (Kuster *et al.*, 2024). La compréhension des incertitudes, la tolérance au risque et la probabilité que les seuils et les mesures de gestion soient acceptés augmentent lorsque les valeurs des intervenants informent le processus de fixation des seuils et des interventions en matière de gestion (Crevier et Parrott, 2019).

« Il est essentiel de trouver des moyens de travailler avec ces groupes pour obtenir une licence sociale et de veiller à ce que des mécanismes soient mis en place pour répondre au dépassement des seuils. » [Praticien]

« Si des personnes participent à la fixation des seuils, mais que leur pouvoir de décision n'est pas pris en compte et qu'elles ne sont pas convaincues que le seuil sera respecté… le processus de fixation des seuils ne progresse pas de manière efficace. » [Praticien]

« Lorsque l'on discute des seuils de gestion, il faut d'abord disposer d'informations objectives, qui peuvent provenir de la science occidentale ou du savoir traditionnel, pour comprendre comment un écosystème ou un système humain réagit au changement. À cela s'ajoutent les perspectives des intervenants et leurs valeurs. On détermine les seuils en combinant des données objectives avec la prudence et les valeurs subjectives des intervenants. » [Expert universitaire]

La mobilisation d'un intervenant n'est pas un événement ponctuel dans les plans de GA. La mobilisation authentique va au-delà de la fixation de seuils initiaux pour réengager les intervenants lorsque les seuils de gestion sont déclenchés. Cela permet de réviser et d'ajuster les seuils de gestion et les interventions au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles connaissances (Thomann *et al.*, 2022). Elle permet également d'atténuer les conflits potentiels en cas de résultats inattendus ou si les mesures de gestion s'avèrent moins efficaces que prévu (Aceves-Bueno *et al.*, 2015).

Connaissances : La mobilisation des intervenants permet de disposer d'une base de connaissances plus complète sur la composante ou le système valorisé qui est géré et sur la manière dont cette composante ou ce système peut (ou ne peut pas) réagir à une intervention de gestion. (Aceves-Bueno *et al*., 2015; Crevier et Parrott, 2019). La *communauté des praticiens* comprend les réglementations pertinentes, les besoins en matière d'atténuation et de conception des projets et les moyens de financer les mesures de gestion; la *communauté scientifique* possède les connaissances techniques, sociologiques et méthodologiques précises qui sont nécessaires pour modéliser les seuils et rassembler les intervenants; la *communauté autochtone* ou *locale* possède les connaissances acquises et expérimentales nécessaires pour documenter les seuils et les mesures de gestion fondées sur les valeurs et les limites acceptables. L'approche fondée sur les meilleures connaissances disponibles permet non seulement de combler les lacunes scientifiques au niveau du projet, mais aussi d'acquérir de nouvelles connaissances sur le fonctionnement des systèmes environnementaux et sociaux.

La prise en compte des connaissances autochtones, lorsqu'elles sont disponibles, est prévue par la *Loi sur l'évaluation d'impact* (article 22). La notion même de GA est également profondément ancrée dans les systèmes de connaissances autochtones, offrant une compréhension causale des relations entre les systèmes sociaux et écologiques (Morcos, 2019; Whyte, 2013) et une « approche fondée sur des preuves multiples » pour établir des seuils (Lyver *et al.*, 2015). La mobilisation des communautés autochtones et locales permet de centrer les seuils de gestion et, surtout, les interventions de gestion, sur les valeurs, les préoccupations et les priorités des communautés (Kwon *et al.*, 2024).

> *La confidentialité des connaissances autochtones… qui empêche parfois les Premières Nations de vouloir les partager sans avoir l'assurance qu'elles ne seront pas utilisées ou diffusées d'une autre manière. Il s'agit simplement d'établir de bonnes relations, des relations réciproques. »* [Expert universitaire]

La *Loi sur l'évaluation d'impact* (article 119) précise également que lorsque les connaissances autochtones sont fournies à titre confidentiel, elles doivent être traitées comme telles. Les informations confidentielles comprennent souvent, par exemple, l'emplacement précis de sites ou de pratiques qui ont une importance culturelle, ou certaines histoires orales, plus que les connaissances sur les changements environnementaux observés, les relations socioécologiques et les niveaux de changement acceptables en soi. Garantir la confidentialité des connaissances autochtones fournies à titre confidentiel ne nuit *pas* à la transparence, à la crédibilité et à la responsabilité dans la manière dont ces connaissances sont utilisées pour définir les seuils de gestion et les plans d'intervention. L'Agence d'évaluation d'impact du Canada propose des conseils au sujet de la protection du savoir autochtone confidentiel.[2]

Même pour les connaissances autochtones ou locales qui *ne sont pas* considérées comme confidentielles, des conversations doivent avoir lieu avec les détenteurs de connaissances sur la manière dont ces connaissances seront utilisées, partagées, préservées et consultées. Les praticiens doivent clairement indiquer que les connaissances utilisées dans les processus de GA doivent être testées et validées à des fins d'apprentissage et d'amélioration au fil du temps. C'est la nature même de la GA, mais cela peut ne pas être acceptable pour tous les détenteurs de connaissances.

Techniquement défendables

L'évaluation d'impact peut être contradictoire (Wood, 2008), ce qui signifie que les seuils doivent être défendables (Murray *et al.*, 2018). Les preuves et les modèles scientifiques utilisés pour déterminer les seuils doivent répondre à la norme en matière de preuve : ils doivent être reproductibles dans leur conception, basés sur des données qui ont une puissance statistique et une confiance appropriées, et documentés par les mécanismes de causalité ou les associations entre les facteurs et les interventions du système (Bennet *et al.*, 2016; Murphy et Weiland, 2016; Saintilan et Imgraben, 2012).

Il doit être possible de déterminer si un seuil de gestion est en voie d'être atteint et lorsqu'il est dépassé (AXYS Environmental Consulting Ltd., 2001). Cela signifie que le choix du seuil doit tenir compte du fait que les exigences en matière de données pour le suivi, la détection et l'évaluation du changement peuvent être satisfaites (Hiddink *et al.*, 2023). Il se peut que les exigences en matière de données ou de modélisation nécessaires pour comprendre la variabilité d'une composante ou d'un système important ne puissent tout simplement pas être satisfaites avec les ressources disponibles ou dans les délais et à l'échelle spatiale d'un projet ou de son programme de suivi.

[2] https://www.canada.ca/fr/agence-evaluation-impact/services/politiques-et-orientation/guide-practitioner-evaluation-impact-federale/pratiques-protection-connaissances-autochtones-confidentielles-loi-sur-levaluation-dimpact.html

Le caractère défendable ne signifie pas l'élimination des valeurs dans la détermination des seuils; il signifie plutôt que l'approche utilisée pour établir les seuils est transparente, cohérente avec les principes écologiques, environnementaux ou culturels sous-jacents, et peut être justifiée (Gelman et Hennig, 2017). La contribution des experts (Baho *et al.*, 2017), les leçons tirées de la pratique et les connaissances autochtones et locales en tant que contribution aux seuils de gestion doivent être transparentes et justifiées pour permettre l'essai, l'apprentissage et le suivi des interventions réelles du système (Martin *et al.*, 2012; Murphy et Weiland, 2016).

> *« Les mesures environnementales présentent différents niveaux de variabilité; vous devez prélever suffisamment d'échantillons pour que, même en cas de forte variabilité, vous disposiez d'une grande puissance de comparaison par rapport à votre base de référence. »* [Praticien]

Des seuils de gestion clairement définis et défendables sont importants pour garantir la rigueur et la pertinence des plans de GA (Joseph *et al*., 2017). Lorsque les méthodes ou les sources de connaissances utilisées pour déterminer les seuils ne sont pas transparentes, ou lorsque le degré de changement qui déclenchera une intervention de gestion et le niveau de certitude requis ne sont pas justifiés, il peut en résulter de grandes variations dans les estimations des seuils, qui peuvent manquer de crédibilité parmi les intervenants et déclencher des mesures de gestion mal planifiées ou inefficaces pour réduire le risque de dépassement d'un seuil de référence.

Explicites à propos de l'incertitude

Bien que la GA soit conçue pour *réduire* l'incertitude, celle-ci doit être explicitement reconnue tant dans les seuils de référence que dans les seuils de gestion qui documentent les interventions en matière de GA. Les intervalles de confiance permettent de tenir compte des incertitudes liées aux seuils de référence (Galanidi et Zenetos, 2022), et donc des résultats imprévisibles dans les interventions touchant les composantes ou les systèmes valorisés, en raison des limites des données, des hypothèses des modèles, des erreurs de prévision et d'une compréhension incomplète des relations entre les facteurs de production et les interventions (Bennet , 2016; Selkoe , 2015). Le moment et la nature des interventions de GA doivent être proportionnels au niveau d'incertitude concernant un seuil.

Il peut s'agir d'une valeur seuil *précise,* clairement définie, assortie d'intervalles de confiance quantifiables. Cela peut être le cas pour les seuils de référence adoptés à partir de normes réglementaires ou de conformité existantes, ou dans les cas où l'on dispose de suffisamment de données de surveillance pour comprendre le comportement et les mécanismes de causalité des composantes ou des systèmes valorisés. Cela peut s'avérer difficile pour de nombreux seuils écologiques qui présentent des interventions non linéaires, car il faut être en mesure d'émettre des hypothèses ou d'explorer la forme et le moment de l'intervention en lien avec le seuil pour garantir un modèle statistique approprié (Johnson, 2013). Il est également dangereux de faire trop confiance à un seuil de référence, ce qui entraîne des seuils de gestion qui sont déclenchés trop tard pour être efficaces lorsque les incertitudes réelles sont découvertes (Hiddink *et al.*, 2023; Williams *et al.*, 2009). Même de petites erreurs dans la connaissance du seuil de référence peuvent entraîner des conséquences importantes sur le calendrier et l'efficacité des mesures de gestion (Johnson, 2013).

Un seuil peut également être *flou*, de sorte qu'il est composé d'une gamme de valeurs qui ont différentes probabilités (quantitatives, qualitatives) d'être le seuil *réel*. Les seuils de référence flous reconnaissent intrinsèquement les incertitudes liées au moment et à l'emplacement d'un seuil. Cependant, si les seuils sont trop ambigus, ils ne sont pas du tout des seuils de référence et n'ont que peu d'intérêt pour informer les seuils de gestion et savoir quand réagir à l'aide de mesures de gestion appropriées (Spake *et al*., 2022).

> *« Si l'on vise des seuils dont l'imprécision est considérable, il ne s'agit plus d'un seuil, mais d'une gamme d'interventions dans un large éventail de circonstances ou de paramètres. »* [Praticien]

Les incertitudes concernant les seuils doivent être clairement communiquées dans les plans de GA. Cela s'applique à tous les types de seuils et aux méthodes utilisées pour les établir. L'instauration d'un dialogue avec les intervenants concernant les incertitudes relatives aux seuils permet de déterminer ce qui est *acceptable* ou *tolérable* en ce qui concerne le calendrier des mesures de gestion en cas d'incertitude et d'améliorer la confiance générale dans le cadre d'intervention en matière de GA (Leung *et al.*, 2016).

Bien qu'il ne soit pas toujours possible de quantifier les incertitudes concernant les seuils, les plans de GA doivent au minimum caractériser ou qualifier suffisamment les niveaux d'incertitude *élevés*, *modérés* et *faibles* concernant un seuil, ainsi que les implications d'un seuil de référence erroné, afin d'éclairer le calendrier et la nature des interventions de gestion lorsque des changements sont observés. Cela signifie qu'il faut éviter les termes vagues tels que « pourrait, probablement ou peut-être »

pour décrire les incertitudes (Lees *et al*., 2016), des caractérisations qui n'ont qu'une valeur limitée pour documenter les interventions en matière de gestion.

Il incombe au praticien de veiller à ce que les incertitudes concernant les seuils soient clairement communiquées dans les plans de GA et de démontrer comment ces incertitudes influencent les tampons de précaution ainsi que le calendrier et la nature des interventions de gestion. Il incombe à l'organisme gouvernemental ou à l'entité responsable de superviser ou d'approuver les plans de GA de veiller à ce que l'incertitude ne soit pas utilisée pour discréditer un plan de GA ou une gestion fondée sur des seuils. Cela va à l'encontre de l'objectif de la GA.

En fonction de l'échelle

L'échelle est d'une importance cruciale pour l'efficacité des seuils de gestion (van der Hoek *et al.*, 2015). L'échelle à laquelle les processus opèrent (par exemple, les moteurs, les interventions) ne correspond pas toujours à notre fenêtre spatiale ou temporelle d'observation ou d'intervention de gestion. La capacité à détecter les seuils et à mettre en œuvre des interventions significatives en matière de GA pilotées par les promoteurs dépend, en partie, de l'alignement à différentes échelles spatiales (et temporelles) (Spake *et al.*, 2022).

Les seuils de gestion des plans de GA doivent être : **i)** adaptés à l'étendue spatiale (et temporelle) des facteurs et de l'intervention du système à gérer dans le cadre du plan de GA (c'est-à-dire par le promoteur); **ii**) proportionnés à la capacité des programmes de surveillance à détecter les changements réels; et **iii**) *documentés* par des facteurs, des interactions et des plans de gestion de l'utilisation des terres à plus grande échelle.

La capacité à définir des seuils et à déployer une gestion efficace peut dépendre de l'échelle. Les systèmes localisés, petits ou discrets peuvent être caractérisés par moins de facteurs de stress, moins de complexité juridictionnelle, et peuvent fournir aux gestionnaires une plus grande capacité à déterminer les seuils et à contrôler les facteurs de changement négatif (Kelly *et al.*, 2015). Par exemple, la gestion basée sur les seuils peut être plus facile à mettre en œuvre pour un petit système lacustre peu profond sur un site minier qu'à l'échelle d'un bassin versant, car les changements sont définis et les apports locaux régulés plus rapidement au niveau local (Foley *et al*., 2015; Scheffer et Carpenter, 2003).

Cependant, les processus et les facteurs à plus grande échelle, comme les apports de contaminants ou de nutriments en amont dans le bassin versant du lac, peuvent brouiller la compréhension locale des mécanismes de causalité, estomper la contribution du projet aux changements défavorables ou limiter l'efficacité des interventions de gestion localisées (Groffman *et al.*, 2006; Spake *et al.*, 2022). La vitesse à laquelle un système réagit à la gestion à l'échelle locale peut également varier en fonction de la manière dont le système interagit avec les facteurs externes (Foley *et al.*, 2015).

> *« Les seuils ne seront importants que si l'on dispose d'un plan de gestion régional. »* [Expert universitaire]
>
> *« L'évaluation environnementale et la gestion adaptative des projets doivent s'inscrire dans des processus de planification régionale à plusieurs échelles et prendre en compte ces facteurs de stress plus larges ainsi que les facteurs de stress du projet immédiat qui est à l'étude. »* [Expert universitaire]
>
> *« Nous ne pouvons pas demander aux promoteurs de gérer les seuils [des écosystèmes]; il faut les considérer dans un contexte plus large, au-delà du projet. »* [Praticien]
>
> *« C'est au promoteur de gérer les répercussions de son projet. Mais lorsque vous faites marche arrière… cela pourrait inclure un espace plus grand, vous entrez davantage dans le mandat du gouvernement et le gouvernement doit reconnaître qu'il a également la responsabilité de s'adapter ».* [Gouvernement]

Des seuils peuvent être établis et les systèmes peuvent être gérés à plusieurs échelles (Johnson, 2013). Cependant, l'adoption de seuils basés sur des politiques nationales ou régionales ou sur des mesures de conformité (par exemple, des seuils pour les habitats d'espèces) n'est pas toujours efficace à l'échelle sous-régionale ou locale, où se déroulent la plupart des mesures de GA des projets. Par exemple, les populations d'espèces sauvages peuvent être exposées à un risque d'extinction locale à des niveaux de fragmentation ou de perte d'habitat bien inférieurs aux seuils fixés pour l'aire de répartition d'une espèce, en raison de multiples voies et de l'interaction des moteurs et des effets (van der Hoek *et al.*, 2015).

De même, l'échelle à laquelle se déroulent l'EI et la gestion du projet, y compris les responsabilités des promoteurs du projet, est souvent beaucoup plus étroite que l'échelle à laquelle se déroulent la plupart des processus des systèmes socioécologiques. Même si la fixation de seuils à des échelles plus petites et localisées est plus facile à gérer et plus pertinente pour les actions et les mesures d'atténuation propres à un projet, les plans de gestion de l'environnement devraient établir des liens conceptuels entre les facteurs qui agissent à petite et à grande échelle, et sur des périodes rapides et lentes (Groffman *et al.*, 2006).

Les praticiens devraient axer leurs seuils de gestion sur l'échelle spatiale et temporelle du facteur déterminant qu'ils sont responsables de gérer et sur l'intervention observée du système, tout en étant conscients du potentiel et des répercussions d'interactions à plus grande échelle (Foley *et al.*, 2015). Les facteurs déterminants à l'échelle régionale entraîneront des répercussions sur la manière dont les composantes ou les systèmes valorisés réagissent à l'échelle sous-régionale ou locale, où sont déployées la plupart des mesures de gestion liées à l'EI, et donc sur le calendrier et l'efficacité des seuils de gestion.

Soutenus par des indicateurs d'alerte précoce

Les plans de GA nécessitent des informations opportunes sur le moment où les conditions du système changent, afin que des mesures correctives puissent être déployées (Foley *et al.*, 2015; Hiddink *et al*., 2023). Les seuils de gestion doivent être documentés par au moins un indicateur d'alerte précoce de l'état, du comportement ou de la condition d'une composante ou d'un système valorisé (de Bie *et al*., 2015). Ce qui *pourrait être* mesuré ou surveillé est d'une importance secondaire par rapport aux informations utiles pour informer ou déclencher une intervention en matière de gestion opportune (Munkittrick *et al.*, 2019).

Les indicateurs d'alerte précoce, parfois appelés indicateurs avancés ou signaux, sont des mesures qui indiquent des dynamiques plus complexes ou qui évoluent parfois parallèlement à celles-ci. Ces indicateurs sont nécessaires pour garantir des seuils de gestion proactifs, efficaces et ciblés (de Bie *et al.*, 2015; Foley *et al.*, 2015). Les indicateurs d'alerte précoce fournissent des signaux importants lorsqu'une composante ou un système valorisé s'approche d'un seuil de gestion, et le suivi de ces signaux donne une idée de la probabilité qu'un seuil de gestion soit atteint (Litzow et Hunsicker, 2016).

Les indicateurs doivent non seulement être pertinents pour la composante ou le système valorisé concerné, en fournissant des informations sur l'état d'une composante ou d'un système valorisé, mais aussi être sensibles aux changements et aux interventions en matière de gestion (Hiddink *et al*., 2023; OTP, 2024). Il existe de nombreuses orientations sur la sélection des indicateurs pour le suivi et l'évaluation des conditions des composantes valorisées et du rendement du système, y compris le suivi environnemental adaptatif (Munkittrick *et al.*, 2019). Cependant, les indicateurs d'alerte précoce peuvent également être qualitatifs s'ils sont basés sur l'utilité ou les changements de valeurs, comme les changements observés dans le caractère désirable d'une composante valorisée ou les conditions du système par rapport aux pratiques culturelles ou aux activités d'utilisation traditionnelle par les Autochtones.

Les indicateurs idéaux reflètent l'état de base et subissent des modifications en fonction de l'état de la composante ou du système valorisé (Connors et Cooper, 2014). Ils doivent également se prêter à une surveillance de routine (et rentable) et être utiles pour déclencher des interventions de gestion opportunes lorsqu'un seuil de gestion est détecté (Selkoe *et al.*, 2015; McLoughlin et Thomas, 2015). Si ces critères minimaux ne sont pas respectés, le système d'indicateurs risque d'être inefficace pour fournir des alertes précoces et déclencher des interventions appropriées (Rice et Rochet, 2005).

Tampons de précaution

La précaution est essentielle dans la gestion de l'incertitude. Les seuils doivent être accompagnés de tampons de précaution qui tiennent compte de la confiance, de la capacité à détecter les changements, de la tolérance au risque et de la possibilité de changements irréversibles ou inacceptables en cas de dépassement d'un seuil (Rogers *et al*., 2013; Selkoe *et al*., 2015; Thomann *et al*., 2022). Il existe deux tampons de précaution que les promoteurs doivent prendre en compte dans le cadre d'une GA basée sur des seuils :

« Lorsque le niveau d'incertitude est élevé, il est clair qu'il faut être plus prudent lorsqu'il s'agit de dommages de grande ampleur, de conséquences écologiques potentiellement graves ou de conséquences graves pour des choses socialement appréciées. » [Expert universitaire]

« Il faut qu'ils soient extrêmement vastes et que les délais entre les mesures correctives et les résultats souhaités soient très longs, et que

i) Tampon de précaution concernant le seuil de référence

Quel est le degré de certitude du seuil de référence?

Les tampons de précaution autour d'un seuil de référence reflètent le degré de certitude concernant ce seuil et influencent donc la « distance » entre un seuil de gestion initial et le seuil de référence. Plus l'incertitude concernant un seuil de référence est grande, plus le tampon de précaution est grand.

> *l'efficacité de vos interventions soit limitée par divers autres facteurs. » [Expert universitaire]*
>
> *« …la vulnérabilité [actuelle] du système; et si le système arrive vraiment à un point de non-retour, il aura besoin de tampons très importants. » [Expert universitaire]*
>
> *« Il est souhaitable d'avoir des zones tampons importantes lorsqu'il s'agit de choses qui ont une grande valeur… qui ont une grande valeur autochtone ou qui sont utilisées à des fins traditionnelles. » [Expert universitaire]*

- Lorsque les seuils de référence sont précis et que l'incertitude concernant le seuil est faible (c'est-à-dire que l'intervalle de confiance est étroit), le tampon de précaution peut être étroit. La tolérance au changement initial de l'état d'une composante ou d'un système valorisé peut être plus élevée et moins risquée, ce qui laisse plus de temps pour confirmer un changement défavorable et en rechercher la cause avant que la direction ne fasse une première intervention.
- Lorsqu'il y a une grande incertitude à propos d'un seuil de référence, ou une grande variabilité dans la façon dont une composante ou un système valorisé peut réagir à la pression, ou lorsqu'une composante a une grande valeur culturelle ou autochtone, les tampons de précaution sont importants. La tolérance au risque étant plus faible, les seuils de gestion doivent permettre de réagir rapidement lorsqu'un changement défavorable est détecté. Cela laisse moins de temps pour confirmer le changement et en rechercher la cause, déclenchant ainsi des interventions en matière de gestion précoces pour empêcher la poursuite d'un changement défavorable et un changement inacceptable dans les conditions d'une composante ou d'un système valorisé (Bennett *et al*., 2016).

ii) Tampon de précaution concernant le seuil de gestion

Quelle preuve faut-il apporter pour démontrer qu'un seuil de gestion a été atteint avant de déclencher une intervention?

Le principe de précaution signifie qu'il est préférable de ne pas agir lorsqu'il existe un risque plausible de conséquences négatives, indésirables ou irréversibles. Le paragraphe 6.2 de la *Loi sur l'évaluation d'impact* établit l'obligation légale d'appliquer le principe de précaution, mais ne définit pas ce qu'est un « potentiel plausible ». Étant donné que les seuils de référence doivent être évités et que toute modification d'une composante ou d'un système valorisé vers un seuil de référence n'est pas souhaitable, les lignes directrices de précaution suivantes sont recommandées pour les plans de GA pilotés par les promoteurs :

- Lorsque les seuils de référence sont précis et qu'une composante ou un système valorisé est géré à une certaine distance du seuil de référence, un niveau de preuve plus élevé (par exemple, confiance ≥ 75 %) peut être justifié pour s'assurer qu'un changement défavorable se produit et qu'un seuil de gestion a été atteint, avant de déclencher une intervention de gestion. Un tel scénario est plus l'exception que la norme.
- Lorsque les seuils de référence sont flous, ce qui est souvent le cas, ou lorsque la composante ou le système valorisé qui est géré est hautement valorisé et important pour l'utilisation des terres ou les pratiques culturelles autochtones, la tolérance au risque devrait être faible. Il convient d'adopter une approche de précaution selon laquelle un niveau de preuve beaucoup plus faible (c'est-à-dire, confiance ≥ 50 %) qui montre qu'un changement défavorable se produit ou qu'un seuil de gestion a été atteint est approprié pour déclencher une intervention de gestion.

B2. Exigences opérationnelles pour les seuils de gestion

Les plans de GA décrivent souvent les seuils de gestion (graphiquement) comme de simples relations *x*-*y*, les seuils de gestion étant atteints en réponse à un changement défini d'un indicateur unique d'un attribut d'une composante ou d'un système valorisé. Dans la pratique, la fixation de seuils de gestion et la détermination du *moment* où il convient de déclencher des mesures de gestion reposent sur une enveloppe d'informations multidimensionnelle :

i) Le seuil de référence (écologique, d'utilité, de conformité).

ii) Les caractéristiques des seuils de gestion **(sec. B1**).

iii) Les considérations contextuelles qui peuvent être propres à l'environnement local du projet, à la composante ou au système valorisé en question, y compris, mais sans s'y limiter :

- l'importance d'une composante ou d'un système valorisé (c'est-à-dire un état, une fonction) pour la pratique des droits issus de traités;
- l'état de référence d'une composante ou d'un système valorisé avant la conception d'un plan de GA (par exemple, une composante ou un système valorisé peut déjà être dans un état indésirable);
- la tolérance au risque d'un résultat inacceptable ou irréversible;
- le rapport coût-efficacité du suivi et les indicateurs disponibles pour évaluer le changement;
- les délais (par exemple, l'octroi de permis, d'autorisations) et les responsabilités pour la mise en œuvre des mesures de gestion;
- les objectifs du promoteur;
- des plans, stratégies ou objectifs régionaux élargis.

Les seuils de gestion sont adaptés au contexte. Ils s'appuient à la fois sur des connaissances scientifiques et des jugements de valeur concernant les risques acceptables et les conditions souhaitées, ainsi que sur des considérations pratiques concernant la disponibilité des données ou des informations (Hitching *et al*., 2023).

Plusieurs exigences opérationnelles relatives aux seuils de gestion devraient guider l'élaboration des plans de GA :

Les seuils de gestion doivent être définis par une hiérarchie de déclencheurs.

Les seuils de gestion reflètent des niveaux croissants de préoccupation (c'est-à-dire de risque) concernant l'état (par exemple, la condition, la fonction, la tendance, la variation) d'une composante ou d'un système valorisé par rapport à son seuil de référence estimé (Kwon *et al.*, 2024). Selon le principe d'une approche échelonnée des seuils de gestion, les mesures prises à différents moments et à différentes intensités peuvent corriger les changements défavorables en atténuant les facteurs qui poussent le système vers le seuil de référence (Resilience Alliance, 2010).

Le premier seuil de la hiérarchie est un déclencheur d'*ALERTE*, suivi de seuils de gestion *BAS*, *MODÉRÉ* et *HAUT* (Selkoe *et al.*, 2015; Stier *et al.*, 2022) :

➲ *Seuil d'alerte*

Le seuil d'*ALERTE* distingue la *zone de fonctionnement sûr* (d'un système, d'une composante valorisée, d'un projet) de la *zone de précaution* de l'intervention en matière de gestion. Le seuil d'alerte est la limite entre des conditions d'exploitation « sûres » ou « normales » et le point où se confirme un changement défavorable nécessitant une intervention de la part de la direction.

La zone d'*ALERTE* permet d'observer un certain niveau de changement dans un indicateur ou une condition d'alerte précoce. Cela est nécessaire pour confirmer qu'un changement se produit, qu'il soit attendu ou inattendu, qu'il soit stable ou qu'il s'aggrave, et pour étudier la cause probable du changement (Munkittrick *et al.*, 2019). Par exemple, le changement peut être dû aux mesures prises pour le projet ou à un facteur externe qui peut justifier soit une intervention de la direction externe (c'est-à-dire autre que le promoteur), soit l'absence d'intervention, soit une révision des mesures relatives au projet afin de compenser un facteur externe qui ne peut pas être contrôlé.

Il existe de nombreuses méthodes pour définir un seuil d'alerte (Dearing *et al.*, 2014), comme la taille de l'effet critique, la distance par rapport aux conditions de base ou de fond, les mesures de variabilité, les changements d'importance ou de fréquence, ou les valeurs des acteurs sur ce qui constitue une quantité acceptable de changement ou de risque. Le choix des méthodes dépend des caractéristiques de la composante ou du système géré et de la nature des données ou informations disponibles pour étayer les décisions.

Lorsque les tampons de précaution autour du seuil de référence sont importants (seuil de référence flou ou incertain), la zone d'alerte (c'est-à-dire le temps alloué à l'enquête sur le cas) est mince, ce qui signifie qu'une approche plus

prudente est adoptée et que les seuils de gestion sont fixés de manière à intervenir rapidement, même si un changement défavorable et la source de ce changement ne peuvent être confirmés avec certitude.

Remarque : Le seuil d'*ALERTE* peut être synonyme de seuil de gestion *BAS*, le déclenchement initial étant la recherche de la cause du changement, suivie d'une intervention de gestion. Qu'il s'agisse d'un seuil de gestion distinct ou combiné, il est important d'étudier la nature et la cause du changement avant de déployer des mesures de gestion.

➲ *Seuils de gestion bas, modéré et haut*

Si le changement est vérifié et suffisamment préoccupant, les seuils de gestion *BAS, MODÉRÉ* et *HAUT* déclenchent des interventions de gestion définies basées sur un « système de limites à plusieurs niveaux sensibles au risque » (Johnson 2013). La question de savoir si un changement est « vérifié » et « suffisamment » préoccupant dépend de l'incertitude quant au seuil de référence et à la tolérance au risque, y compris les valeurs attribuées à la composante ou au système valorisé concerné. Les seuils de gestion doivent être prudents pour éviter de manière efficace l'atteinte d'un seuil de référence.

Dans la plupart des cas, un degré de confiance ≥ 50 % dans la survenue d'un changement défavorable ou dans le fait qu'un seuil de gestion a été ou sera atteint est suffisant pour déclencher une intervention de gestion correspondante.

Le délai entre les seuils de gestion *BAS, MODÉRÉ* et *HAUT* et la quantité ou l'ampleur du changement d'état entre les points de déclenchement sont variables et dépendent du contexte. Cependant, les seuils de gestion *BAS* doivent être fixés suffisamment tôt pour laisser le temps de déployer une première mesure de gestion et d'en évaluer l'efficacité, tout en évitant une augmentation rapide du risque de changement indésirable ou irréversible vers un seuil de référence (Hitching, *et al*., 2023).

Les seuils de gestion doivent être sans ambiguïté

Les attributs ou indicateurs propres à l'état ou à la condition de la composante ou du système valorisé doivent être définis (Cook *et al.*, 2016), ainsi que la quantité (par exemple, la nature, le degré, l'ampleur) du changement dans un attribut précis ou une condition particulière (par exemple, la concentration, la cible, la variabilité, la tendance), et le degréde confiance requis pour déclencher une intervention de gestion. Le changement doit être mesurable (quantitativement et qualitativement) et s'inscrire dans un régime de surveillance qui fournit suffisamment d'informations pour distinguer de manière fiable les changements acceptables des changements inacceptables (Hitching *et al.*, 2023).

Les seuils de gestion doivent être accompagnés d'une explication de leur pertinence

La justification des seuils de gestion *ALERTE, BAS, MODÉRÉ* et *HAUT*, ainsi que les considérations relatives aux intrants, doivent être étayées et communiquées dans le plan de GA, y compris les méthodes ou l'approche utilisées pour leur établissement. Il convient de prendre en considération les caractéristiques des seuils de référence écologiques, d'utilité ou de conformité par rapport auxquels le système est géré, ainsi que les considérations contextuelles et les objectifs de gestion généraux. Les seuils de gestion doivent refléter les valeurs autochtones, le cas échéant, et garantir un lien direct et bien compris avec les conditions des composantes ou des systèmes valorisés (Hitching *et al.* 2023).

Les seuils de gestion doivent être associés aux responsabilités en matière de gestion

Chaque seuil de gestion dans la hiérarchie doit déclencher une intervention en matière de gestion correspondante avec une indication claire de *ce qui* doit être fait et de *qui* est responsable de la mise en œuvre de la ou des mesures (Addison *et al.*, 2016). Toute relation avec d'autres processus d'autorisation, de planification ou de surveillance lors de la fixation des seuils de gestion doit être clairement établie, comme les exigences ou la relation avec les objectifs de planification de l'utilisation des terres ou les processus de surveillance régionale.

Les seuils de gestion doivent inciter à la prudence

Les interventions en matière de gestion doivent être déclenchées lorsque l'on est sûr à ≥ 50 % (probabilité) qu'un changement défavorable se produit et/ou que le seuil de gestion a été atteint. Ce n'est que dans de rares cas, lorsque les seuils de référence

sont certains, que le niveau de confiance requis pour déclencher une intervention en matière de gestion doit être relevé (par exemple, un niveau de confiance ≥ 75 %).

B3. Adopter une approche fondée sur le raisonnement pour fixer les seuils de gestion

Il n'existe pas d'approche unique pour fixer les seuils de gestion. Par exemple :

- Le programme de surveillance des effets aquatiques de la mine de diamants de Gahcho Kué, dans les Territoires du Nord-Ouest, établit des seuils de gestion progressifs à la fois sur la science et sur les connaissances traditionnelles. Le programme adopte une approche de gestion progressive , en s'appuyant sur les données de base de l'étude d'impact environnemental du projet qui caractérisent la taille de l'effet critique, les points finaux et l'étendue de la variabilité. Les seuils de gestion sont établis par rapport à un seuil de référence, appelé seuil d'importance, qui définit la condition de non-intervention pour les opérations du projet (voir l'**encadré 1**).

- Le programme de gestion des effets cumulatifs de la Première Nation de Metlakatla a établi des seuils de gestion progressifs par le biais d'une série d'ateliers avec les membres de la communauté, en utilisant un cadre de décision structuré et progressif pour sélectionner les seuils de gestion sur la base des valeurs autochtones. Les seuils de gestion représentent des marqueurs progressifs associés à des amplitudes de changement précisées et convenues dans l'état d'une valeur, reflétant des niveaux croissants de préoccupation et des niveaux acceptables de risque concernant la valeur (Kwon *et al.*, 2024) (voir l'**encadré 2**).

- Le plan de gestion adaptative d'Agnico Eagle pour la gestion de l'eau à la mine d'or de Meliadine, au nord de Rankin Inlet, au Nunavut, définit des seuils de gestion échelonnés pour la gestion de l'eau saline, l'exploitation des lignes d'eau, la gestion de l'eau de contact et la qualité de l'eau du site. Pour la qualité de l'eau du site, les seuils de gestion normaux, prudents et à risque sont établis en référence au seuil de conformité pour les solides dissous totaux, tel que défini dans le permis de gestion de l'eau du projet (voir **l'encadré 3**).

- Le plan de GA du tétras des armoises de l'Oregon adopte des seuils de gestion à petite et à grande échelle pour l'habitat et la population (Oregon BLM, 2015). Les déclencheurs à petite échelle représentent un seuil de gestion intermédiaire qui déclenche des mesures de gestion locales, dans des régions ou des habitats particuliers. Les déclencheurs à grande échelle représentent un seuil de gestion qui exige des interventions plus substantielles, à l'échelle du programme. Les seuils de gestion sont fixés en fonction des écarts par rapport aux conditions moyennes de la population ou des écarts qui dépassent la variabilité normale. Par exemple, les seuils de gestion à petite échelle pour les populations de tétras des armoises sont fixés sur la base d'une variation observée de la population annuelle de 40 % ou plus en une seule année, ou d'une baisse de 10 % au cours de trois années consécutives. Les seuils de gestion à grande échelle sont basés sur la moyenne mobile de la population sur cinq ans qui tombe en dessous de la valeur de l'écart-type inférieur, ou sur un déclin annuel de la population de 60 % ou plus pendant deux années consécutives. Ces seuils de gestion sont référencés par rapport à ce que l'on estime être un seuil minimal de population viable pour la pérennité du tétras des armoises.

Encadré 1. Seuils de gestion du programme de surveillance des effets sur le milieu aquatique pour les poissons, mine de diamant de Gahcho Kué

La mine de diamants Gahcho Kué est située à Kennedy Lake, dans les Territoires du Nord-Ouest, à environ 230 km au sud du cercle polaire arctique. Détenue et exploitée par De Beers Canada, la mine a été approuvée suite à EI par l'intermédiaire de l'Office d'examen des répercussions environnementales de la vallée du Mackenzie en 2011, et la construction a commencé en 2013. La mine a officiellement ouvert ses portes en 2016. En 2020, De Beers a présenté une mise à jour de son programme de surveillance des effets sur le milieu aquatique, qui vise à surveiller les effets potentiels de la mine sur le milieu aquatique, à vérifier et à mettre à jour l'étude d'impact et les prévisions initiales du projet, et à éclairer les décisions relatives à la gestion adaptative. La portée et la conception du programme de surveillance des effets sont déterminées par le permis d'utilisation de l'eau de la mine.

Les orientations de MVLBB et GNWT (2019) pour les programmes de surveillance des effets sur le milieu aquatique stipulent trois niveaux de « seuil d'intervention » en fonction de leur relation avec un seuil d'importance (c'est-à-dire de référence). Les seuils d'intervention sont des niveaux prédéfinis d'effets ou de changements qui déclenchent des interventions de gestion. Ils sont liés à des repères quantitatifs correspondant à des modifications des paramètres de mesure pour des composantes précises par rapport aux conditions de base, comme indiqué dans l'étude d'impact environnemental du projet.

- **Bas** : Les effets sont mesurables, mais bien en dessous du seuil d'importance; parmi les interventions appropriées, mentionnons la confirmation des résultats, l'étude des tendances et des implications écologiques, la détermination des options d'atténuation potentielles et l'affinement des seuils d'intervention modéré et haut, si nécessaire.
- **Modéré** : Les effets mesurés tendent à se rapprocher du seuil d'importance, mais restent bien en deçà de celui-ci; les interventions appropriées sont notamment la mise en œuvre de mesures d'atténuation pour stopper ou ralentir la tendance.
- **Haut** : Les effets mesurés continuent à tendre vers le seuil d'importance; les interventions appropriées sont notamment la mise en œuvre de mesures d'atténuation pour inverser la tendance, et peuvent nécessiter une remise en état de l'environnement.

Le seuil d'importance est un niveau de changement qui, s'il est dépassé, entraînerait des effets négatifs importants sur la composante valorisée et définirait une « interdiction » pour la mine, qui doit être évitée.

L'un des impacts préoccupants de la mine de Gahcho Kué est le risque de dégradation toxicologique des lacs. Les poissons sont interdits à la consommation s'ils présentent un risque pour la santé humaine ou la faune. Le tableau ci-dessous résume les seuils d'intervention (c'est-à-dire les seuils de gestion) du programme de surveillance des effets sur le milieu aquatique pour la santé et la comestibilité des poissons. Le premier comprend des déclencheurs biologiques (par exemple, la masse corporelle relative, la masse relative des gonades) et des déclencheurs permettant la capture (par exemple, des changements dans l'abondance des poissons), tandis que le second est basé sur la texture et le goût tels qu'ils sont définis par les connaissances traditionnelles et les analyses de laboratoire fondées sur les lignes directrices en matière de santé.

Seuil d'intervention	*Santé des poissons – fonction écologique (seuil de gestion)*	*« Le poisson est bon à manger » (seuil de gestion)*
Bas[1] Les effets sont mesurables, mais bien en dessous du seuil d'importance. Avertissement et nécessité d'une évaluation complémentaire.	**(1a)** Une différence statistiquement significative dans les critères d'évaluation de la santé des poissons[2] par rapport aux lacs de référence et par rapport à la ligne directrice; **ET (1 b)** Une amplitude dans les comparaisons des références et des lignes directrices qui dépasse la taille de l'effet critique[3]; ou **(2)** Les espèces sentinelles ne sont pas capturées en nombre suffisant[4] dans les lacs de base.	**(1)** Goût et/ou texture du poisson inacceptable; **OU (2)** Métaux dans les tissus comestibles du poisson (n) supérieurs à la fourchette de l'ensemble des données de référence.
Modéré Les effets sont mesurables et tendent à se rapprocher du seuil d'importance, mais restent bien en deçà.	**(1a**) Seuil d'intervention bas confirmé[5] pour un ou plusieurs indicateurs d'effets; **ET (1b)** La valeur moyenne du ou des paramètres de santé des poissons se situe en dehors de la fourchette normale régionale; **ET (1c)** L'effet sur la population de poissons est étayé par des effets cohérents dans une ou plusieurs autres composantes du programme de surveillance des effets sur le milieu aquatique; **OU (2)** Les espèces sentinelles ne sont pas capturées en nombre suffisant[4] lors de deux enquêtes létales consécutives sur la santé des poissons.	Concentrations de métaux dans les tissus comestibles des poissons supérieures à 75 % d'une ligne directrice pour la consommation de poisson visant à protéger la santé humaine.
Haut Les effets mesurés continuent de tendre vers le seuil d'importance.	**1a.** Déclenchement d'un seuil d'intervention modéré pour des indicateurs d'effets multiples (c'est-à-dire deux ou plus) chez les poissons de petite taille; **ET (1 b)** Différence statistiquement significative dans les paramètres de santé des poissons par	**(1)** Déclencheur confirmé de seuil d'intervention modéré; **ET (2)** L'évaluation des risques pour la santé humaine entreprise dans

	rapport aux lacs de référence chez les poissons de grande taille dépassant la taille d'effet critique[3]; **ET (1c)** La valeur moyenne du ou des paramètres de santé des poissons se situe en dehors de la fourchette normale régionale; **OU (2)** Les espèces sentinelles de petite ou de grande taille ne sont pas observées ou capturées dans l'un ou les deux lacs principaux pendant deux études consécutives sur les poissons de petite ou de grande taille.	le cadre du seuil d'intervention modéré définit un risque qui déclenche un seuil d'intervention élevé.

[1] Les changements qui se situent sous le seuil d'intervention bas sont compris dans l'amplitude estimée de la variation de fond et représentent un changement environnemental négligeable.[2] La masse corporelle relative, la masse relative du foie et la masse relative des gonades.[3] Les tailles d'effet critiques sont des différences de 10 % pour la masse corporelle relative, de 25 % pour la masse relative du foie et de 25 % pour la masse relative des gonades.[4] Les nombres adéquats sont définis comme 75 % de l'objectif de taille de l'échantillon létal total.[5] Confirmé indique que le déclencheur du seuil d'intervention a été observé dans au moins deux programmes de surveillance consécutifs.

Source : Basé sur De Beers 2021. Mine Gahcho Kué : Aquatic effects monitoring program design plan, v 6.2. De Beers Canada Inc.

Les seuils de gestion doivent être adaptés à l'objectif. La définition de seuils de gestion pour les plans de GA est donc plus une question de transparence, de preuves et de crédibilité qu'une recherche d'objectivité ou de normalisation en soi. Après avoir examiné les contestations judiciaires des programmes de GA menés par les organismes gouvernementaux américains, Fischman et Ruhl (2015) concluent que la transparence dans la spécification des seuils de gestion aurait renforcé la conformité légale de la GA; les tribunaux s'attendent à ce que les seuils soient raisonnablement justifiés. L'élaboration de seuils de bonnes pratiques en matière de GA nécessite donc une approche raisonnée, parfois appelée raisonnement organisé (Brown et Seagel, 2016) ou raisonnement fondé sur des preuves.

Une approche raisonnée de l'établissement des seuils de gestion consiste à rassembler les raisons (par exemple, les informations sur les seuils de référence, les valeurs, les données, les tendances, les incertitudes, les objectifs) afin de formuler une conclusion logique, traçable, élaborée conjointement et éclairée. Une approche raisonnée permet d'intégrer les connaissances techniques et locales, les valeurs et les observations mesurées, ainsi que les informations quantitatives et qualitatives dans une conclusion raisonnée, complète et étayée, transparente et élaborée conjointement. Une approche raisonnée :

- « …mélange le technique et le non-technique, le subjectif et l'objectif, le qualitatif et le quantitatif. » Elle est propice à l'adaptation au contexte, à l'exploration de choix fondés sur des valeurs à partir de perspectives multiples, à l'intégration des connaissances communautaires et techniques, à l'incorporation d'arguments oraux et écrits, à l'utilisation d'aides techniques à la décision… Elle peut fournir une base solide, explicite, ciblée et traçable pour la prise de décision. Le résultat de cette approche est la justification systématique et écrite des interprétations de l'importance, un résultat requis ultimement pour les documents [GA] et, le cas échéant, pour les décisions des groupes d'experts ou des tribunaux. » (Lawrence, 2007)

Les exemples suivants illustrent la manière dont les caractéristiques des seuils de référence des composantes ou des systèmes valorisés, associées à des considérations contextuelles sur les incertitudes et les valeurs, peuvent éclairer le raisonnement sur les seuils de gestion. Les mesures de gestion à plusieurs niveaux correspondantes sont examinées à la **section C.**

Exemple A : Système non linéaire avec seuils de référence écologiques ou d'utilité précis versus flous

Dans la **figure 8,** le panneau **(i)** illustre une composante ou un système valorisé présentant une intervention potentielle non linéaire au seuil. Un seuil de référence précis *(écologique* ou d'*utilité*) est supposé, avec des estimations assorties d'intervalles de confiance. La confiance est grande quant à l'emplacement du seuil de référence et à l'état de la composante ou du système valorisé par rapport à ce seuil.

L'état de la composante valorisée, ou état du système, est caractérisé comme *souhaitable*, *acceptable* ou *indésirable*, et *inacceptable* lorsqu'un seuil de référence est franchi. Ces zones de caractère désirable ou d'acceptabilité sont déterminées par les valeurs des intervenants concernant l'état de la composante ou du système valorisé, que ce soit pour maintenir un niveau souhaité de qualité de l'environnement ou pour garantir que certains avantages peuvent être obtenus ou soutenus. Par exemple, l'acceptabilité peut être définie par la qualité de l'eau qui peut soutenir des activités récréatives ou traditionnelles.

Les seuils de gestion (**A, B, M, H**) informent les gestionnaires du *moment* où ils doivent réagir à une modification d'un attribut du système. Les seuils de gestion sont décrits comme des points de déclenchement clairement définis le long d'un continuum. Les seuils de gestion sont indicatifs d'un changement négatif (par exemple, taille d'effet critique, changement dans la variabilité, tendance ou schéma croissant) qui est considéré comme suffisant pour déclencher une intervention de gestion.

Le positionnement des seuils de gestion par rapport à un seuil de référence, ou le degré de changement considéré comme suffisant pour déclencher une intervention de gestion, est déterminé par le comportement des indicateurs d'alerte précoce, l'incertitude concernant le seuil de référence, la tolérance au risque et les valeurs ou perspectives des intervenants concernant les conditions souhaitables ou acceptables par rapport à celles qui sont indésirables.

Les interventions de gestion déclenchées lorsque le seuil est atteint peuvent varier, mais elles s'intensifient à mesure que chaque seuil de gestion suivant est atteint et qu'un système se rapproche d'un seuil de référence. Par exemple, une surveillance accrue suivie d'une intensification des mesures de gestion (Munkittrick *et al.*, 2019).

Cook *et al.* (2016) suggèrent que les « limites entre les zones » des états du système (c'est-à-dire le caractère désirable) servent de seuils de gestion ou de points de déclenchement des mesures correctives. Une approche plus prudente suggérerait que les seuils de gestion soient situés avant les transitions entre les états valorisés d'un système, afin de laisser du temps pour le déploiement de la gestion et la réponse du système tout en s'assurant que la zone (c'est-à-dire la valeur) n'est pas dépassée.

Dans le panneau **(i)** une *zone de fonctionnement sûre* est définie, dans laquelle la composante ou le système valorisé fonctionne à une certaine distance du seuil de référence, dans ce qui est considéré comme un état « sain » ou « normal » compte tenu des conditions de base et contextuelles. Le premier seuil de gestion (**A**) est atteint lorsqu'un changement dans l'état de la composante ou du système valorisé est observé ou suspecté. Le seuil d'alerte (**A**) doit être très sensible aux changements. Il donne aux gestionnaires l'occasion d'accroître ou de cibler les efforts de surveillance afin de vérifier que le changement se produit et d'en rechercher la cause.

Si les tendances ou les changements se poursuivent et que le risque pour la composante ou le système valorisé continue d'augmenter, un niveau bas (**B**) est atteint. Les mesures correctives sont mises en œuvre tant que les conditions sont encore considérées comme *acceptables*. L'ampleur du changement autorisé avant le déclenchement du seuil de gestion bas et le degré de confiance que les gestionnaires doivent avoir dans le fait qu'un seuil de gestion a été atteint dépendent du niveau de certitude concernant le seuil de référence, de la tolérance au risque et des valeurs attribuées à la composante ou au système géré. Dans le panneau **(i)**, où la confiance dans un seuil de référence est élevée, les gestionnaires peuvent accorder plus de temps à la recherche des causes et adopter une norme élevée pour le déclenchement d'un seuil de référence bas (**B**); par exemple, une confiance ≥ 75 % dans l'existence d'un changement.

En cas de changement supplémentaire, et si les conditions évoluent vers un état *indésirable*, les seuils de gestion suivants (**M**, **H**) déclenchent des interventions en matière de gestion de plus en plus intensives ou robustes. Les seuils de gestion, et donc les mesures de gestion, sont déployés de manière plus rapprochée dans le temps à mesure qu'une composante ou un système valorisé s'approche du seuil de référence écologique ou utilitaire.

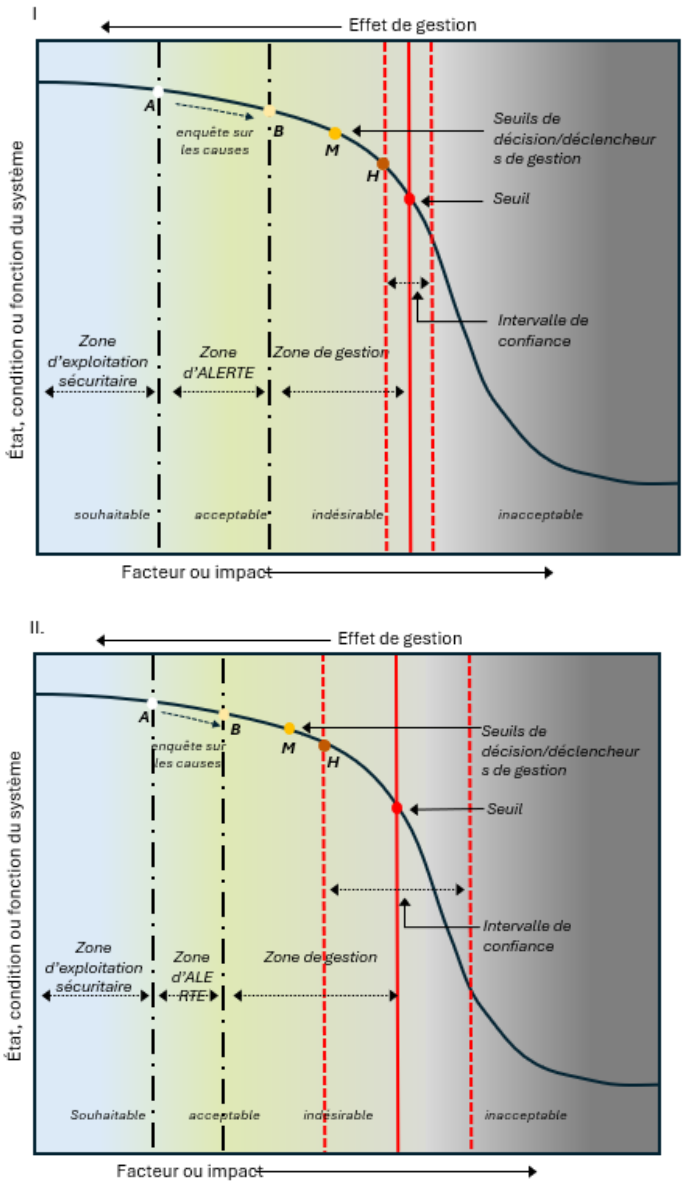


Figure 8 Seuils de décision pour les seuils écologiques précis (i) et flous (ii) décrivant des interventions de gestion de plus en plus robustes allant d'une surveillance accrue (Alerte ○), au déclenchement d'une enquête sur les causes et d'une mesure d'intervention (bas ; modéré ; haut).

Dans cette illustration, le seuil de gestion haut (**H**) est situé dans l'intervalle de confiance du seuil de référence, en raison d'une plus grande certitude quant au seuil et à la manière dont le système réagit au changement.

> *« Si la relation est forte, notre tolérance peut être un peu plus proche du seuil d'effet sans que cela nous inquiète, mais si la relation est fragile, tout changement dans la variable de surveillance peut présenter un risque pour notre intervention, et nous devons donc prévoir une plus grande zone tampon. »* [Praticien]

La certitude quant au seuil de référence se reflète également dans l'étroitesse du tampon de précaution (Green *et al.*, 2017), qui laisse plus de temps pour étudier les mécanismes causaux du changement après qu'un seuil d'alerte (**A**) est déclenché et pour mettre à jour les modèles prédictifs. Une opération peut être interrompue lorsque les intervalles de confiance concernant le seuil de référence sont dépassés, ou si un système ne réagit pas aux interventions qui suivent un seuil de référence haut (**H**).

Dans le panneau **(ii)**, le seuil de référence est flou et caractérisé par une incertitude beaucoup plus grande. Le tampon de précaution est donc plus large, ce qui indique que la relation entre un facteur et la réponse du système, ou la sensibilité d'un système à un changement, y compris à une intervention de gestion, est moins bien comprise.

Ce qui constitue les états ou conditions *souhaitables*, *acceptables*, *indésirables* et *inacceptables* du système est à nouveau basé sur les valeurs de l'intervenant et reste comme dans l'exemple précédent. Le seuil d'alerte (**A**) est également très sensible et se déclenche rapidement, lorsqu'un changement dans l'état de la composante ou du système évalué est observé ou suspecté. Toutefois, la distance (c'est-à-dire le temps) entre les seuils de gestion, ou le degré de changement considéré comme suffisant pour déclencher des mesures de gestion, est plus prudent que ce qui est indiqué dans le tableau (**i**).

Dans le panneau **(ii)**, les seuils de gestion sont plus sensibles aux changements dans les conditions des composantes ou des systèmes valorisés, en raison d'incertitudes plus importantes. Le tampon de précaution est large, et le seuil d'intervention bas (**B**) est positionné beaucoup plus tôt, c'est-à-dire à une plus grande distance du seuil de référence. Le temps alloué à la recherche des causes est plus court, ce qui signifie qu'un niveau de confiance plus faible (par exemple ≥ 50 %) est jugé suffisant pour agir en cas de changement réel ou suspecté et pour déclencher un seuil de gestion bas (**B**) à précaution élevée. Les seuils suivants (**M, H**) s'avèrent très sensibles à de nouveaux changements et sont établis plus près dans le temps que dans le panneau (i), c'est-à-dire à de plus grandes distances d'un seuil de référence estimé, en raison d'une plus grande incertitude. Une approche plus prudente est adoptée pour définir les seuils de gestion et déclencher les interventions.

> *« La tolérance à l'incertitude dépend fortement de la gravité potentielle du résultat et des conséquences de l'absence d'impact, ce qui devrait guider la fixation des seuils. Les seuils précoces devraient refléter la difficulté d'inverser un impact, afin d'éviter les situations où les conséquences deviennent trop ancrées pour être gérées efficacement. Il est préférable d'anticiper et d'éviter les problèmes plutôt que de réagir et de les résoudre, ce qui est l'essence même des seuils échelonnés. »* [Gouvernement]

Exemple B : Seuil de référence de la conformité et tolérance au risque du promoteur par rapport au niveau d'effet maximal admissible basé sur la valeur :

La **figure 9** présente un contexte différent du précédent, illustrant deux scénarios potentiellement contradictoires de seuils de gestion pour les mêmes attributs du système. Dans cet exemple, il n'y a pas d'hypothèse de non-linéarité; le seuil de référence est plutôt défini sur la base de la conformité, c'est-à-dire sur la base d'une limite réglementaire ou d'une norme industrielle, et d'un niveau d'effets maximal admissible équivalent. Le seuil de référence est censé être précis, avec des intervalles de confiance étroits. L'indicateur préoccupant se rapporte à une tendance dans un attribut d'une composante ou d'un système valorisé, tel qu'un paramètre de qualité de l'eau (par exemple, la turbidité, l'oxygène dissous), qui décrit un changement défavorable.

Dans le cadre du scénario (**i**), les seuils de gestion (représentés par les lignes horizontales - **A, B, M, H**) sont déterminés par les décisions fondées sur le risque prises par le promoteur concernant les tendances ou les changements précis de l'indicateur de qualité de l'eau par rapport à un seuil de référence. Au fur et à mesure que les tendances négatives se poursuivent et que certaines concentrations sont atteintes, le risque de ne pas pouvoir inverser la tendance, et donc le risque de non-conformité et d'action en justice augmentent. L'intervention en matière de gestion évolue en conséquence, en commençant par une surveillance ciblée dès qu'une alerte (**A**) est déclenchée indiquant qu'un changement défavorable est susceptible de se produire, suivie d'un seuil de gestion bas (**B**) et de mesures de plus en plus énergiques déclenchées par des seuils de gestion modéré (**M**) et haut (**H**), si nécessaire. La détermination des seuils de gestion et de la distance (temps) entre eux est fonction de la tolérance au risque du promoteur par rapport aux implications du dépassement d'un seuil de conformité et de sa confiance dans les mesures de gestion.

Dans le cadre du scénario (**ii**), pour le même système et les mêmes caractéristiques, les seuils de gestion s'appuient principalement sur des décisions fondées sur des valeurs (par exemple la mobilisation des intervenants) concernant différents états environnementaux, c'est-à-dire l'acceptabilité des *résultats* associés aux changements des paramètres de qualité de l'eau, par exemple si l'eau est perçue comme potable, propre à la pêche ou à la baignade. Comme le scénario (**i**), l'alerte (**A**) est déclenchée dès qu'un changement défavorable est observé ou détecté, afin d'entamer une surveillance ciblée et une enquête sur les causes, suivies par des seuils de gestion ultérieurs (**B, M, H**) qui déclenchent des interventions en matière de gestion de plus en plus intenses. Toutefois, les conditions sont jugées *inacceptables* sur la base des valeurs attribuées aux conditions du système bien avant que le seuil de conformité, ou les intervalles de confiance autour de ce seuil, ne soient atteints.

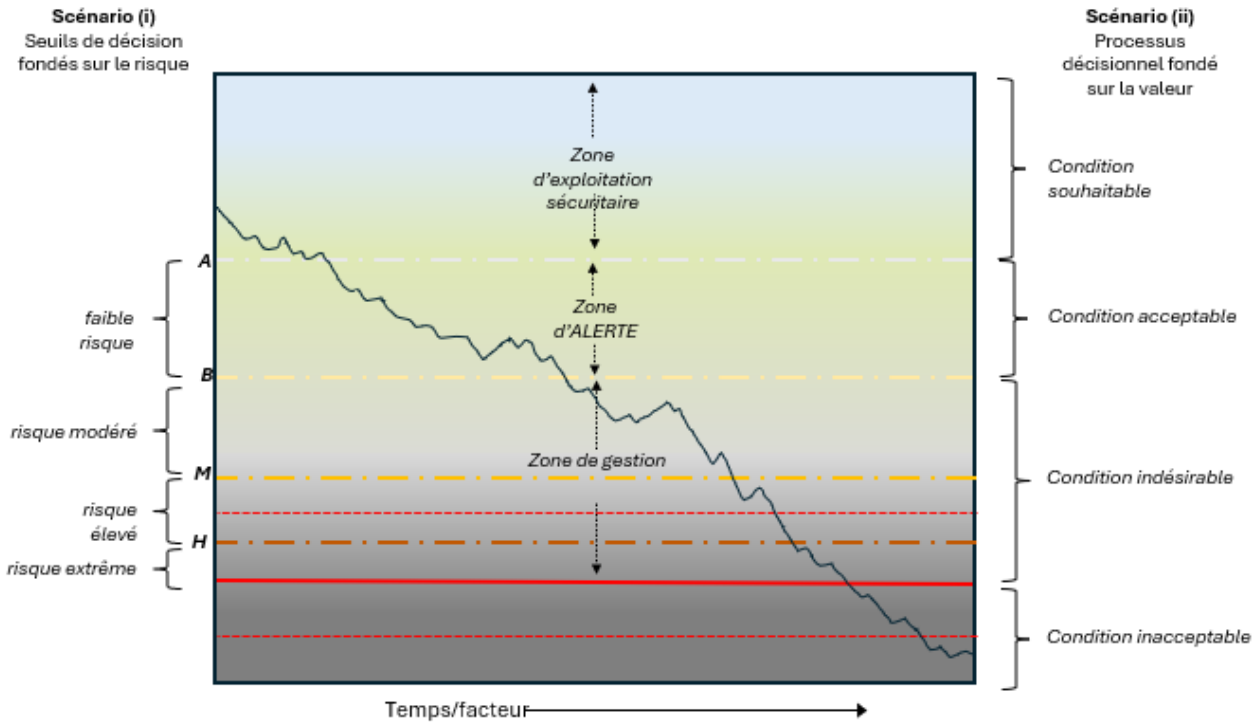


Figure 9 Seuils de décision pour un seuil basé sur le respect des règles, illustrant la nécessité de compromis entre les déclencheurs d'interventions en matière de gestion (alerte [A], bas [B], modéré [M], haut [H]) basés sur des décisions fondées sur le risque et le niveau d'effet maximal admissible défini par les valeurs des intervenants.

La confiance dans le seuil de conformité est relativement élevée et le promoteur (ou l'organisme de réglementation) tolère un risque élevé en se rapprochant du seuil. Toutefois, les seuils de gestion fondés sur le risque ne correspondent pas aux seuils de gestion établis sur la base des valeurs que les intervenants accordent aux conditions observables du système. Bien que le promoteur puisse se sentir à l'aise dans une zone à risque modérée ou haute sur la base des données de surveillance, de la confiance statistique et de la compréhension de la rapidité avec laquelle le système peut réagir à une mesure corrective, les conditions observées (par exemple, la détérioration de la qualité de l'eau sur la base de l'apparence) peuvent être indésirables ou inacceptables sur la base de la perception, de l'utilisation ou d'autres valeurs.

Aucun des deux scénarios ne se révèle « plus correct » pour l'établissement des seuils de gestion. Au contraire, l'exemple illustre que les seuils de gestion peuvent comprendre des solutions de *compromis*.

Établir des seuils de gestion et savoir quand déclencher des interventions en matière de gestion peut nécessiter des compromis complexes. Pour le praticien qui élabore un plan de GA, le fait de ne pas tenir compte de ces compromis et de ne pas les documenter et les décrire explicitement « coopte la science » (Johnson, 2013) du comportement et de la compréhension des systèmes et implique à tort que les seuils de gestion sont, ou devraient être, basés exclusivement sur des statistiques et sur la tolérance au risque d'un promoteur.

> *« Il y a plusieurs valeurs dans les décisions… Cela nécessite de faire des compromis, de gérer l'incertitude et d'appliquer le principe de précaution. Il faut également effectuer un suivi pour s'assurer que la décision prise est la bonne… Une bonne décision tient compte de toutes ces valeurs et différences et les soupèse. »* [Praticien]

Lorsqu'ils définissent les seuils de gestion, les praticiens doivent clairement aborder les compromis entre les différents facteurs et caractéristiques qui définissent ces seuils (Gregory *et al.*, 2006). Ces informations et cette transparence sont importantes pour communiquer la tolérance au risque, faciliter la compréhension du niveau de certitude concernant les

propriétés du système et montrer comment les valeurs et les connaissances des intervenants se reflètent dans le calendrier et la nature des interventions en matière de gestion.

B4. Méthodes de soutien

Le praticien doit déterminer le degré de changement qui suffit (par exemple, les tendances, l'écart par rapport à la ligne de base, la plage de variabilité), ou quelle condition du système ou quel objectif (par exemple, le risque, les conditions valorisées, les concentrations) est suffisant pour déclencher une intervention en matière de gestion. Le seuil de gestion doit être explicite quant à l'ampleur du changement ou de l'état en vertu duquel « je suis suffisamment préoccupé pour renforcer la surveillance ou entreprendre une évaluation ou une enquête sur la cause » ou déployer une mesure corrective (Munkittrick *et al*., 2019). De multiples méthodes sont disponibles pour soutenir l'établissement de seuils de gestion (Addison *et al.*, 2016 ; Cook *et al*., 2016; Hitchin *et al.*, 2023 ; Munkittrick *et al.*, 2019; Symstad et Jonas, 2014). Dans la pratique, les seuils de gestion sont souvent déterminés par une combinaison de différents *types* de méthodes, y compris, mais sans s'y limiter :

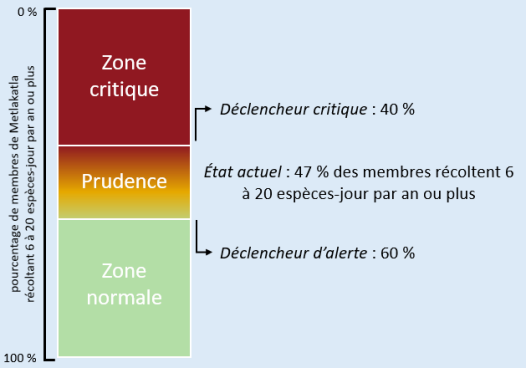
- *Modélisation (statistique) des systèmes*, lorsqu'il existe suffisamment de données de surveillance propres au contexte, y compris celles axées sur les changements statistiques par rapport aux conditions de référence ou de base. Les méthodes statistiques nécessitent des données solides pour fixer les seuils de déclenchement par rapport aux conditions de fond et requièrent des programmes de surveillance continue avec une puissance statistique suffisante.
- *Mesures expérimentales directes* sur la manière dont un indicateur de système réagit à un stress connu, dans des conditions contrôlées où les résultats à sûreté intégrée sont appropriés, ou sur la base des différences entre les sites d'exposition et de contrôle.
- *Corrélations* entre les changements sur le terrain dans la réponse du système à des conditions changeantes, souvent basées sur une approximation du système ou de l'élément moteur qui est plus simple à mesurer; par exemple, les changements dans la distribution granulométrique des sédiments en relation avec la stabilité de l'habitat riverain (Hitchin *et al*., 2023).
- *Variabilité naturelle* d'un indicateur, utilisée comme référence par rapport à laquelle les changements dans un système sont évalués sous contrainte pour s'assurer qu'un système fonctionne dans sa fourchette *normale*. Cette approche permet de recenser les changements qui sont « différents de ce qui est attendu » des conditions normales, des modèles ou de la variabilité d'un système (état, processus, fonction) dans le temps ou l'espace.
- *Analogies* avec d'autres environnements ou contextes où les relations entre un indicateur de l'état ou des propriétés d'un système et le stress sont mieux connues. Il peut s'agir d'informations tirées de la littérature évaluée par les pairs ou d'un ensemble de données de référence. Les seuils de décision propres au contexte sont élaborés au fur et à mesure que les données de surveillance sont collectées et que les relations sont mieux comprises.
- *Modélisation ou ateliers participatifs*, dans le cadre desquels les intervenants et les différents systèmes de connaissances participent à l'établissement de seuils de décision convenus, fondés sur des valeurs et étayés par des connaissances scientifiques et des observations. Les écarts acceptables et inacceptables par rapport aux impacts/résultats prévus dans l'EI d'un projet peuvent servir de point de départ à des approches participatives. Les méthodes participatives et collaboratives garantissent que les préoccupations, les valeurs et les systèmes de connaissances se reflètent dans les déclencheurs de décision et augmentent leur acceptation parmi les intervenants (Kwon *et al.*, 2024) (**Encadré 2).**

> *« Chaque fois qu'il s'agit de personnes, en particulier de détenteurs de droits, de Premières Nations, d'Inuits et de Métis, je pense que c'est quelque chose [les seuils de décision et les interventions de gestion] qui doit être décidé par la communauté et non par des personnes extérieures ou des agents. »* [Expert universitaire]

Encadré 2. Seuils de gestion échelonnés de Metlakatla pour les activités alimentaires, sociales et cérémonielles

Le territoire de la Première Nation de Metlakatla s'étend sur près de 20 000 km² de terre et de mer dans le nord-est de la Colombie-Britannique. La nation est confrontée à une pression croissante de l'industrie et en matière d'exploitation des ressources. En 2014, Metlakatla a lancé un processus visant à élaborer un programme de gestion des effets cumulatifs dirigé par des Autochtones afin de surveiller et de gérer de manière adaptative les répercussions du développement. Le programme de gestion des effets cumulatifs est basé sur les valeurs de Metlakatla. Il est défini par un cadre adaptatif de surveillance de l'état et des seuils de gestion échelonnés pour protéger les valeurs.

Les seuils de gestion échelonnée ont été élaborés par le groupe de travail du programme de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla, en collaboration avec une équipe de recherche de l'université Simon Fraser. L'une des valeurs que le cadre vise à protéger est l'activité alimentaire, sociale et cérémonielle (ASC), c'est-à-dire la collecte, la récolte, la transformation et la préparation de matériaux et d'aliments traditionnels. Le groupe de travail sur la gestion des effets cumulatifs a déterminé le « niveau d'effort » (% des membres de Metlakatla participant aux activités de récolte à un niveau particulier) comme l'un des indicateurs de l'activité ASC. La communauté a déterminé qu'un « bon » niveau minimum d'effort de récolte par les membres de la communauté se situe entre 6 et 20 espèces-jours ou plus par an.



Des seuils de gestion échelonnés pour les activités ASC ont été élaborés sur la base d'une approche structurée en six phases comprenant des ateliers de mobilisation communautaire, des enquêtes, des analyses scientifiques et une planification adaptative. Bien que le programme Metlakatla ait été conçu pour fonctionner avec une portée et une échelle beaucoup plus grandes que les EI des projets individuels et les programmes de GA des promoteurs, l'approche utilisée pour mobiliser la communauté et pour sélectionner les seuils de gestion offre des possibilités d'apprentissage précieuses pour fixer des seuils de gestion fondés sur la valeur avec les communautés autochtones dans les plans de GA des promoteurs. Le processus en six phases adopté est le suivant :

Mise en contexte : Les objectifs, les préoccupations et les priorités de la communauté ont été déterminés pour les valeurs prioritaires, y compris les évaluations des conditions existantes et futures prévues, la tolérance au risque et les sources d'incertitude. Les techniques possibles pour restaurer ou améliorer l'état des valeurs sur la base des objectifs à long terme de la communauté ont été explorées, ainsi que les contraintes susceptibles de retarder les mesures de gestion. La mise en contexte a permis d'établir : i) la capacité de Metlakatla à améliorer l'état de la valeur par des mesures de gestion; et ii) si les changements dans l'état de la valeur sont associés à des décisions communautaires ou à des facteurs externes, ou s'ils sont induits par ces décisions ou par des facteurs externes. Cela a permis d'éclairer les choix et les arbitrages concernant les seuils et les mesures de gestion appropriées.

Définition de critères d'évaluation servant à sélectionner des seuils de gestion : Une série de critères a été définie à partir de la littérature, en se basant sur les caractéristiques des seuils de gestion défendables et efficaces. Ces critères ont été affinés sur la base des contributions des membres de la communauté. Parmi les critères de sélection des seuils de gestion figuraient l'efficacité (par exemple, pour atteindre les objectifs), la justification technique, le reflet des valeurs et des objectifs de Metlakatla, la prise en compte de l'incertitude (par exemple, le principe de précaution, la tolérance au risque) et la faisabilité de la mise en œuvre (par exemple, la volonté politique, le coût).

Élaboration d'autres séries de seuils de gestion à évaluer à l'aide des critères : D'autres séries de seuils de gestion ont été élaborées à l'aide de différentes approches. Il s'agit notamment de « l'approche basée sur les valeurs de Metlakatla » et d'une « approche par échelle construite. » L'approche de Metlakatla, fondée sur les valeurs, s'est concentrée sur des discussions facilitées avec les membres de la communauté sur les valeurs, les conditions souhaitées et les idées de limites et d'acceptabilité. Pour le *niveau d'effort* de l'indicateur de condition ASC*,* un seuil de prudence a été fixé à 70 % et un seuil critique à 40 %. L'approche à échelle construite était basée sur une étude de la participation de la communauté à la récolte, informée également par les lignes directrices de l'UNESCO pour la mise en danger des activités ASC, suivie d'une prise de décision basée sur le consensus. Pour le *niveau d'effort* de l'indicateur d'état ASC*, des* seuils critiques et de prudence ont été définis à 40 % et à 60 %, respectivement.

Évaluation des solutions de rechange : Les seuils potentiels ont été évalués sur la base des délibérations du groupe de travail, des plans de Metlakatla et d'une évaluation professionnelle dans le cadre d'un processus itératif et consensuel. L'approche fondée sur les valeurs de Metlakatla a été jugée préférable, notamment parce qu'elle prévoit des seuils de précaution plus élevés, ce qui signifie que des mesures correctives seraient déclenchées plus tôt. Les seuils définis par l'approche fondée sur les valeurs de Metlakatla ont également été jugés plus défendables sur le plan technique, en raison de l'intégration directe des valeurs et des risques locaux. Toutefois, les seuils ont été jugés moins pratiques à mettre en œuvre que ceux recensés dans le cadre de l'approche par échelle construite, en raison des ressources plus importantes qu'ils requièrent.

Discussion à propos des compromis et sélection du seuil : Il a été demandé aux membres de réfléchir à leur volonté de s'adapter aux changements et aux changements qui peuvent être absorbés sans altérer ce qui est valorisé, et de se demander si Metlakatla peut réussir à mettre en œuvre et à faire respecter les seuils. Les seuils définis par l'approche fondée sur les valeurs de Metlakatla ont été

adaptés pour tenir compte des conversations concernant la tolérance au risque, la volonté de s'adapter au changement et les ressources nécessaires à la mise en œuvre. Le seuil de gestion prudente a été ajusté de 70 % à 60 %, tout en maintenant le seuil de gestion critique à 40 %.

Mise en œuvre, suivi et révision : Des incertitudes subsistent quant à la question de savoir si les seuils de gestion sont optimaux et si les objectifs peuvent être atteints par des mesures de gestion. Les seuils sont censés être dynamiques et ajustés au fur et à mesure de l'apprentissage et de l'évolution des conditions ou des valeurs locales.

Source : Résumé de Kwon *et al.* (2024).

[C] Interventions en matière de gestion

Une intervention en matière de gestion corrigera-t-elle les changements défavorables et réduira-t-elle suffisamment le risque de se rapprocher d'un seuil de référence?

Les seuils de gestion reflètent des niveaux croissants de préoccupation concernant l'état ou les propriétés d'un système et indiquent *quand* une intervention en matière de gestion est nécessaire. Le plan de GA doit également définir *ce qui* doit être fait, par qui et à quelles fins lorsque les seuils de gestion sont atteints (McLoughlin et Thomas, 2015; Thomann *et al.*, 2022).

Il existe différents points de vue concernant le degré de rigidité nécessaire d'un cadre d'intervention de gestion lors de l'élaboration d'un plan de GA. Certains experts soulignent la valeur des engagements détaillés dans le cadre d'un plan de GA, spécifiant les mesures précises à entreprendre lorsque les seuils de gestion sont atteints (Thomann *et al.*, 2022; Werner *et al.*, 2011). Par exemple, si les sédiments en suspension dans le cours d'eau augmentent de x mg L^{-1}, la zone tampon riveraine doit être augmentée de y mètres. Dans d'autres cas, les auteurs soulignent que les meilleures mesures de gestion peuvent ne pas être connues lors de la conception initiale d'un plan de GA et qu'il est préférable de les déterminer en réponse à des changements précis documentés par des programmes de surveillance (Racher *et al.*, 2011).

La flexibilité et l'obligation de rendre compte ont longtemps été des obstacles à la mise en œuvre de la GA; pourtant, une GA réussie nécessite un plan clair sur ce qui doit être fait lorsque les seuils de gestion sont franchis (Fischman et Ruhl, 2016). Une approche équilibrée consiste à inclure une série d'intervention en matière de gestion correspondant à la hiérarchie des seuils de gestion (Schultz et Nie, 2012), une enveloppe de différentes mesures ou interventions correctives étant disponible pour être affectée à différents seuils de gestion ou niveaux de risque (Cooke *et al.*, 2016).

> *« Les promesses d'atteindre des objectifs précis ne s'exécutent pas d'elles-mêmes… La réussite de la GA dépend d'un plan prévoyant ce qu'il faut faire lorsque les seuils sont franchis. » [Fischman et Ruhl 2016]*

En fonction des objectifs et du contexte propre de la GA, ce continuum peut inclure, par exemple, des mesures précises liées à : l'intensification de l'activité de surveillance (dans l'espace ou dans le temps) pour comprendre pourquoi le changement se produit, la modélisation des scénarios d'intervention et la validation des estimations de seuil; la mise en œuvre de mesures de prudence et la mobilisation des ressources et des intervenants pour planifier une intervention plus complète; la mise en œuvre de mesures d'atténuation robustes pour inverser ou arrêter les tendances; ou l'interruption des opérations du projet ou des expériences de GA si les seuils critiques sont sur le point d'être franchis ou s'ils l'ont été (Biggs et Rogers, 2003; Racher *et al.*, 2011; Selkoe *et al.*, 2015). L'incapacité de définir les mesures précises qui seront déclenchées par les seuils de gestion est l'une des principales lacunes de la mise en œuvre de la GA (Fischman et Ruhl, 2016).

C1. Modèle pour des interventions en matière de gestion échelonnées et fondées sur des seuils

La **figure 10** présente un cadre de base pour la caractérisation des interventions en matière de gestion échelonnées qui s'alignent sur les seuils de gestion, ainsi que les différents *types* de mesures de gestion à envisager. Un cadre de gestion détaillé doit être défini dans le plan de GA en fonction du contexte précis et des objectifs de gestion pour le projet, des valeurs et des priorités des acteurs concernés et du système géré.

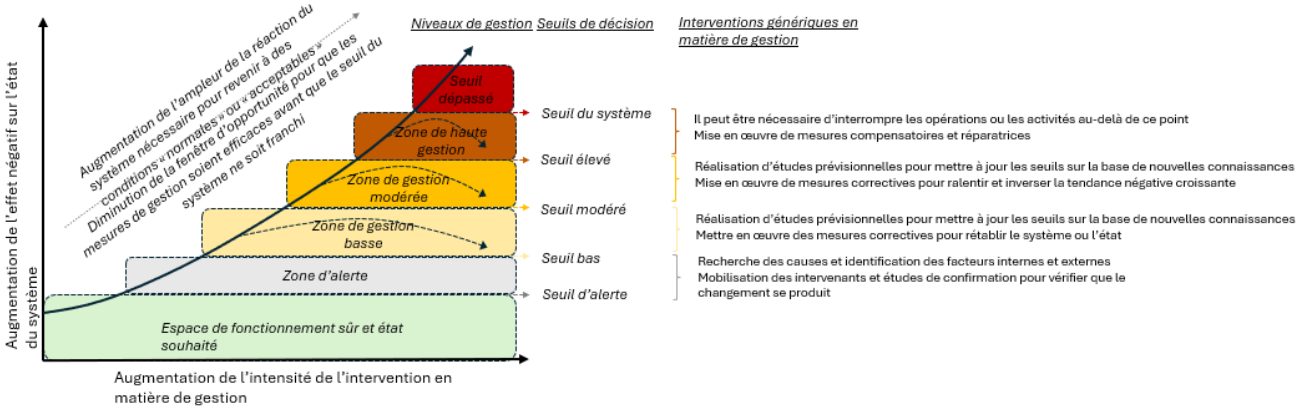


Figure 10. Le cadre d'intervention du plan de GA comprend des seuils de gestion, des zones de gestion et des interventions génériques en matière de gestion.

Les cadres d'intervention doivent permettre une flexibilité suffisante pour déterminer l'intervention de gestion la plus appropriée, tout en conservant la responsabilité et l'assurance des mesures à entreprendre. Un cadre d'intervention de bonnes pratiques comprend plusieurs zones de gestion, correspondant à des seuils de gestion, chacune étant assortie d'une boîte à outils de mesures de gestion précises, dont le niveau de complexité et d'intervention varie, et qui sont disponibles pour la mise en œuvre.

Zone de fonctionnement sûr

La zone de fonctionnement sûr est définie par la surveillance de routine et les procédures opérationnelles du projet pour une composante ou un système valorisé qui se trouve dans un état *souhaitable*, ou à une certaine distance du seuil de référence, compte tenu des conditions de base ou de l'environnement. Il s'agit d'un état supposé dans le modèle décrit ci-dessus et dans les modèles de gestion échelonnés décrits dans de nombreux écrits. Toutefois, le point de départ de la GA peut ne pas correspondre à un état souhaitable; une composante ou un système valorisé peut déjà se trouver dans un état indésirable, ce qui signifie que les mesures de précaution nécessiteraient la mise en œuvre immédiate d'une mesure de gestion de bas niveau (ou même de niveau plus élevé) afin d'évaluer la réaction de la composante ou du système valorisé.

Zone d'alerte

Lorsqu'un seuil d'ALERTE est déclenché, un changement défavorable peut se produire. L'attention se porte sur l'intensification des efforts de surveillance (dans l'espace et dans le temps, sur des indicateurs ciblés) **(encadré 3**) ou sur le lancement d'évaluations (par exemple, confirmation de modèles, mobilisation des intervenants) afin de vérifier les changements et d'en étudier la ou les causes potentielles. Le changement peut être induit par des mesures ou des facteurs de stress externes qui ne sont pas sous le contrôle du projet ou du plan de GA en tant que tel, ce qui signifie que la mobilisation d'autres intervenants, et éventuellement le (ré)alignement des futures mesures de gestion avec les programmes de suivi régionaux et les cadres de planification, sont nécessaires. Un plan d'intervention de GA piloté par le promoteur peut avoir un effet limité si les facteurs sont externes ou s'ils ne répondent pas à des mesures qui relèvent de l'autorité ou de la responsabilité du promoteur. La vérification des changements et des causes potentielles peut prendre du temps, ce qui renforce l'importance d'une approche de précaution lors du déclenchement d'une première alerte. Par exemple, la réponse à la question « *quelle est l'ampleur du changement nécessaire pour être concerné* » peut être « *très peu* » si les seuils de référence sont très incertains ou si la ou les composantes ou systèmes gérés sont vulnérables ou très précieux. Si le changement est vérifié, les intervenants concernés doivent être convoqués pour examiner les interventions et les responsabilités disponibles en matière de gestion.

Remarque : L'intervention en lien avec le niveau *ALERTE* peut être l'intervention initiale de la zone de gestion *BAS*. Qu'il s'agisse d'une zone de gestion séparée ou combinée, il est important d'étudier la nature et la cause du changement avant de déployer une mesure de gestion.

Zone de gestion basse

Un seuil de gestion *BAS* déclenche la zone de gestion basse, dans laquelle des mesures correctives sont prises pour ramener le système à l'état souhaité (ou amélioré); idéalement, la zone de fonctionnement sûr. C'est également l'occasion de faire des prévisions ou de réaliser d'autres études d'évaluation afin d'actualiser les futurs seuils de gestion et les incertitudes sur la base de nouvelles connaissances au fur et à mesure que le système réagit (ou non) aux interventions en matière de gestion. En fonction du contexte de gestion spécifique, les intervenants concernés peuvent participer à l'évaluation du retour d'information sur les interventions de gestion peu efficaces et les seuils (ré)ajustés.

Zone de gestion modérée

Un seuil *MODÉRÉ* déclenche la zone de gestion modérée, dans laquelle des mesures correctives supplémentaires sont prises pour ralentir et inverser une tendance négative croissante et pour éviter un état indésirable encore plus important. Les mesures de gestion peuvent prendre plus d'ampleur ou les interventions peuvent être plus fréquentes, en fonction du système particulier géré et de la ou des mesures correctives appropriées. Les études prévisionnelles, les seuils et les incertitudes sont à nouveau réévalués au fur et à mesure du déploiement des mesures de gestion et de l'observation de la réaction des composantes ou des systèmes. Il est recommandé de renforcer la mobilisation des intervenants dans la zone de gestion modérée, afin de garantir la transparence des mesures et des interventions de gestion et de prévoir des scénarios de type « que faire si » advenant qu'un seuil de gestion haut soit déclenché, mais que les mesures de gestion continuent de s'avérer inefficaces.

Zone de haute gestion

Un seuil *HAUT* déclenche une zone de haute gestion, déclenchant des mesures compensatoires ou correctives pour empêcher le dépassement d'un seuil de référence, ainsi que des efforts accrus pour réduire ou ralentir une tendance défavorable. Le risque d'atteindre un seuil de référence est élevé dans la zone de haute gestion, tout comme le risque de poursuite des activités du projet, voire de contestation juridique. Dans une zone de haute gestion, un système peut déjà être dans un état indésirable ou s'en approcher rapidement. Les options disponibles pour remettre un système dans un état acceptable peuvent être moins nombreuses. Il convient également d'envisager, dès le début de la zone de haute gestion, si et quand les opérations seront interrompues, afin d'éviter un seuil de référence et de réexaminer les modèles, les informations et les hypothèses sur la base desquels les seuils de gestion ont été établis. Les plans de bonnes pratiques en matière de GA devraient inclure l'éventail des possibilités au cas où une intervention de gestion de haut niveau s'avérerait inefficace.

Encadré 3. Plan de GA de la mine d'or Meliadine pour la gestion des eaux du site

La mine d'or Meliadine est située à environ 23 km au nord de Rankin Inlet, au Nunavut. Détenue et exploitée par Agnico Eagle, la mine d'or souterraine et à ciel ouvert est entrée en production commerciale en 2019, avec une durée de vie estimée à 2032. Dans le cadre de l'approbation de la mine par la Commission du Nunavut chargée de l'examen des répercussions environnementales, et conformément à la licence d'utilisation de l'eau du projet, un plan de GA a été exigé. L'objectif déclaré du plan de GA de Meliadine est de « documenter les mesures de gestion et les mesures d'atténuation particulières à prendre lorsque les seuils précisés sont dépassés ».

Les bassins de collecte du site minier sont conçus pour recueillir les eaux souterraines et les eaux de ruissellement, qui peuvent être déversées périodiquement dans le lac Meliadine lorsque les capacités des bassins de collecte sont atteintes et pour gérer le gel saisonnier. Un seuil de solides dissous totaux spécifié dans le permis relatif à la qualité de l'eau du projet constitue la référence pour le plan de gestion de l'eau du site de la mine. Le plan de GA fixe des seuils et des interventions de gestion en fonction des conditions normales, des conditions d'alerte et des conditions à risque. Le plan de GA doit être revu périodiquement pour tenir compte de tout changement dans la dynamique des opérations minières, des conditions environnementales ou des changements de politique.

Concentrations de matières dissoutes totales (MDT) à la sortie de la canalisation : Seuils de gestion		*Intervention en matière de gestion*
Normal	Concentration inférieure à la concentration moyenne maximale définie dans le permis relatif à l'utilisation de l'eau du projet 2AM-MEL1631.	Surveillance, inspections et entretien réguliers.
Prudence	Deux échantillons hebdomadaires consécutifs égaux ou supérieurs à la concentration moyenne maximale.	Surveillance accrue (par exemple, analyse prioritaire pour confirmer la présence de MDT dans le bassin de collecte; augmentation de la fréquence

		d'échantillonnage dans le bassin de collecte, inspections, entretien selon les besoins). Après avoir maximisé l'évacuation de l'eau en contact avec la surface jusqu'à la ligne de flottaison, évaluer la qualité de l'eau du bassin de collecte et procéder à l'évacuation vers le lac Meliadine dans le respect des critères du permis d'utilisation de l'eau, au taux requis pour ramener le niveau de l'eau dans le bassin de collecte à un niveau normal. Le déversement dans le lac Meliadine peut s'avérer nécessaire si le bassin de collecte doit être vidé en prévision de la prise des glaces.
À risque	Trois échantillons hebdomadaires consécutifs égaux ou supérieurs à la concentration moyenne maximale. **OU** Un seul dépassement de la concentration maximale instantanée.	Augmentation de la surveillance, des inspections et de l'entretien, le cas échéant. Après avoir maximisé l'évacuation des eaux de contact de surface vers la ligne de flottaison, évaluer la qualité de l'eau du bassin de collecte et procéder à l'évacuation vers le lac Meliadine dans le respect des critères du permis d'utilisation de l'eau, au taux nécessaire pour ramener le niveau d'eau du bassin de collecte à la normale. Si la qualité de l'eau du bassin de collecte est supérieure aux concentrations moyennes maximales de MDT, dans trois échantillons hebdomadaires consécutifs prélevés à la sortie de la canalisation, arrêter le déversement dans le lac Meliadine. Si la qualité de l'eau du bassin de collecte est toujours menacée, évaluer la nécessité d'un déversement d'urgence dans le lac Meliadine.

Source : Agnico Eagle 2022. Mine d'orn Meliadine : Plan de gestion adaptative pour la gestion de l'eau. Disponible à l'adresse : https://aemnunavut.ca/wp-content/uploads/2024/08/Adaptive-Management-Plan-V2.pdf, Mine d'or Meliadine.

C2. Considérations relatives au moment et à l'intensité

Au fur et à mesure que les changements défavorables ou indésirables se poursuivent, la fenêtre d'opportunité pour corriger et éviter un seuil de référence se rétrécit; le risque augmente de manière substantielle. Le principe des seuils de gestion et d'interventions échelonnées est que des mesures solides visant à atténuer et à inverser les changements défavorables ou les conditions indésirables sont prises plus tôt que plus tard. Si des mesures de gestion rigoureuses sont déclenchées à un stade précoce, le système dispose d'une plus grande marge de manœuvre pour réagir, des solutions plus rentables peuvent être mises en œuvre et le risque est réduit, par rapport à des mesures de gestion prises plus tardivement.

Le modèle de réponse à plusieurs niveaux ci-dessus est générique. Le calendrier des mesures de gestion échelonnées peut varier en fonction des caractéristiques de la composante ou du système valorisé et de la tolérance au risque (**figure 11**). Lorsque les seuils de référence sont flous et que l'incertitude concernant le seuil est très élevée, ou lorsque les composantes ou systèmes concernés sont très précieux pour l'utilisation des terres et les pratiques culturelles autochtones, l'*écart* entre les zones de gestion basse, modérée et haute peut être réduit. La tolérance au risque peut être plus faible, ce qui se traduit par des réponses de gestion de plus en plus robustes ou des mesures correctives déployées plus tôt et sur une période beaucoup plus courte. Les plans de GA doivent tenir compte de ces variations et des ressources nécessaires pour mettre en œuvre des mesures de gestion rapides et consécutives.

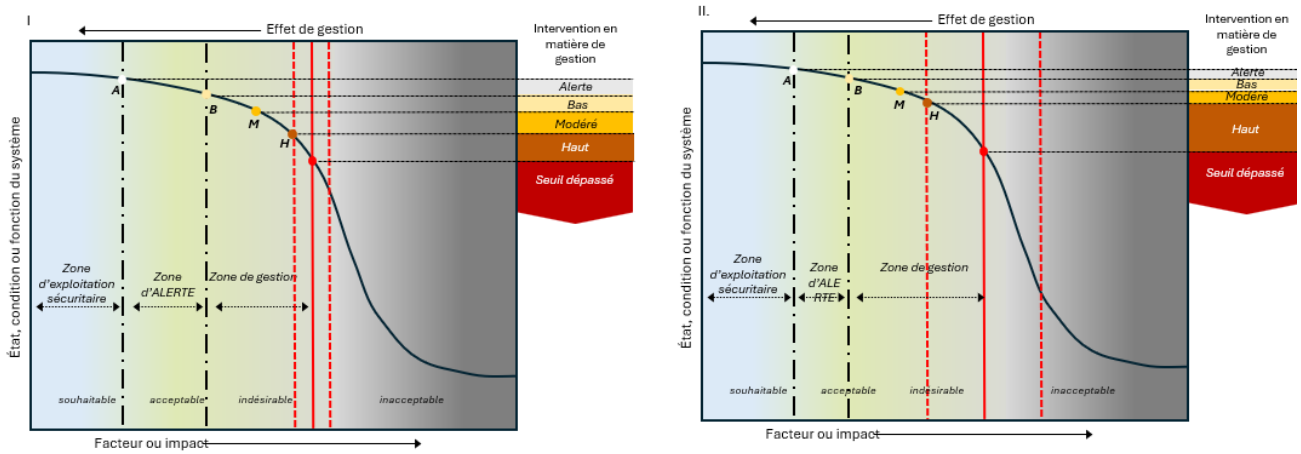


Figure 11 Seuils de décision décrivant le moment et la largeur de bande des zones de gestion échelonnées [Alerte (○), Bas (), Modéré (), Haut ()] pour les seuils écologiques précis (i) et flous (ii).

C3. Obligation de rendre compte en matière de mesures de gestion

Les plans de GA permettent de faire face à l'incertitude, mais cette capacité est réduite lorsque l'obligation de rendre compte des interventions de gestion est faible (Nkhata, 2024). L'obligation de rendre compte comprend l'obligation de rendre compte des processus et l'obligation de rendre compte des résultats. Dans la conception conventionnelle de la gestion, on s'attend à ce que les mesures de gestion soient « correctes ». Dans la conception de la GA, on s'attend à ce que les mesures de gestion puissent être incorrectes ou moins efficaces que prévu. Cela ne veut pas dire que les praticiens ou les gestionnaires ne doivent pas être tenus responsables de l'efficacité d'une intervention de gestion, c'est-à-dire si la mesure de gestion elle-même n'a pas été fondée sur les meilleures connaissances disponibles, ou s'il n'y a pas de plan d'action lorsque des réponses de gestion moins que souhaitables sont réalisées.

L'obligation de rendre compte du processus est axée sur les intrants ou la conception des mesures de gestion précises à déployer dans le cadre de la GA une fois que des seuils de gestion sont déclenchés. L'obligation de rendre compte des processus garantit que les mesures de gestion sont clairement formulées, qu'elles doivent être prises en temps voulu, qu'elles peuvent être mises en œuvre, que des responsabilités sont attribuées et qu'elles sont clairement documentées.

Raisonnablement précise

Les réponses de la direction doivent être raisonnablement précises, de sorte que les mesures à prendre soient claires et que leur mise en œuvre puisse être vérifiée. Les mesures de gestion vagues ou imprécises fournissent peu d'indications sur la manière dont les changements relevés seront traités lorsque les seuils de gestion sont atteints (Fischman et Ruhl, 2016) (**Encadré 4**). Par exemple, les interventions en matière de GA pour un plan de gestion aquatique qui sont formulées dans le but de « réduire les perturbations dans la zone riveraine » sont une mauvaise pratique; de telles mesures sont ambiguës et ne peuvent pas être vérifiées en ce qui concerne leur mise en œuvre ou leur efficacité pour gérer les effets sur la ou les composantes ou le système valorisé qui est géré (Noble, 2021).

Encadré 4. Mine d'or Cortez Hills, Nevada

En 2009, la bande autochtone de South Fork a affirmé que le US Bureau of Land Management (Bureau américain de gestion des terres) (BLM) et l'Environmental Protection Agency (Agence américaine de protection de l'environnement) (EPA), en vertu de la National Environmental Policy Act (Loi sur la politique environnementale nationale), avaient violé la loi fédérale en autorisant la société Barrick Gold à construire la mine d'or Cortez Hills dans une zone d'une grande importance culturelle et susceptible de générer des effets négatifs importants, notamment sur la qualité de l'eau. La bande de South Fork a fait valoir qu'une injonction devrait être accordée à Barrick Cortez. Dans sa décision, le tribunal a annulé l'analyse environnementale du BLM et de l'EPA pour, entre autres, ne pas avoir fourni suffisamment de détails dans son plan de GA sur la manière dont les impacts seraient gérés. Le cadre d'intervention en matière de GA pour les impacts sur les ressources en eau est particulièrement préoccupant. Le plan de GA identifiait des seuils de gestion qui déclencheraient un « plan détaillé spécifique au site » pour remédier aux impacts; toutefois, le tribunal a jugé le cadre de réponse inadéquat, notant l'absence d'action(s) ou de technologies particulières qui seraient déployées une fois les seuils déclenchés, dans le cadre du plan propre au site.

Source : Fischman et Ruhl (2015); US DOI (2008)

Survenue certaine

Les interventions de gestion doivent être alignées sur des seuils de gestion précis, en garantissant des déclenchements clairs pour la mise en œuvre qui soient proportionnels au niveau ou à la zone de gestion définis et au niveau de précaution. Trop souvent, les mesures de gestion dans les plans de GA et dans l'EI en général sont des « promesses sur papier » (Schultz et Nie, 2012; Tinker *et al.*, 2005), avec une certitude limitée quant à leur mise en œuvre. Les interventions en matière de GA qui se proposent « d'envisager » une série de mesures de gestion ou qui énumèrent des mesures qui « pourraient éventuellement être prises » sont inappropriées et ne parviennent pas à recenser les mesures particulières à prendre pour améliorer les composantes valorisées ou les conditions du système (Fischman & Ruhl, 2016).

Capacité de mise en œuvre

L'ensemble des options de gestion de la boîte à outils disponibles pour chaque zone de gestion doit être démontré comme étant techniquement et financièrement faisable et pouvant être mis en œuvre en temps opportun (Yukon, 2021). Les mesures de gestion doivent être adaptées à la composante valorisée particulière ou au contexte du système, par opposition aux mesures génériques « classiques » qui peuvent être inappropriées ou mal adaptées au contexte local.

Responsabilités attribuées

Les plans de GA doivent clairement définir *qui* est responsable de la mise en œuvre de mesures de gestion spécifiques (Schultz et Nie, 2012), et ce qui se passe lorsque les facteurs relevés dépassent la portée et l'échelle du plan de GA ou de l'autorité ou de la responsabilité du promoteur. Une enquête préliminaire (c'est-à-dire la zone d'alerte) peut par exemple conclure que le changement observé dans l'environnement aquatique (comme l'augmentation des charges sédimentaire) sur un site minier n'est pas attribué au projet en question, mais à des facteurs externes ou exogènes, comme l'augmentation des perturbations des terres en amont (par exemple la sylviculture) ou un incendie de forêt l'année précédente (c'est-à-dire la zone brûlée). Les interventions peuvent être redéfinies ou d'autres intervenants peuvent être mobilisés pour définir des approches de gestion appropriées et collaboratives.

Documentée

La boîte à outils des mesures de gestion disponibles doit être documentée et rationalisée pour chaque seuil et zone de gestion, y compris la confirmation de la faisabilité technique, des ressources et de tout partenariat ou collaboration nécessaire pour soutenir leur mise en œuvre (Fischman et Ruhl, 2015). Un plan d'établissement de rapports pour le cadre d'intervention de la GA est nécessaire (Schultz et Nie, 2012), comprenant les rapports de dépassement des seuils de gestion, les résultats de l'analyse de confirmation et les prochaines étapes à franchir dans le cadre d'intervention.

[D] L'apprentissage aux fins de gestion

L'apprentissage est au cœur de la GA; il constitue également une partie importante de l'élaboration des seuils, de la mise en œuvre et de l'affinement des plans de GA afin d'améliorer les estimations futures des seuils. Un plan de GA doit comprendre : **i)** un plan ou un processus d'examen et de révision des seuils de gestion; et **ii)** une stratégie de mobilisation des connaissances qui contribue à réduire les incertitudes futures concernant les seuils au-delà du contexte de GA du projet précis.

D2. Examen et révision des seuils

Les seuils de gestion peuvent être modifiés en fonction de l'acquisition de nouvelles connaissances sur l'efficacité des mesures de gestion, de l'évolution des composantes ou des systèmes valorisés et de l'évolution des valeurs des intervenants.

L'élaboration de seuils de gestion n'est pas un processus statique qui aboutit à des seuils fixes (Cook *et al.*, 2016). La GA est en soi un processus basé sur l'apprentissage, et les seuils doivent être évalués et peuvent devoir être révisés pendant la durée d'un plan de GA (Nichols *et al.*, 2007). Les seuils fixés dans les plans de GA des promoteurs sont souvent locaux et à court terme; ils doivent souvent être revus et adaptés en raison de changements dans les variables ou les processus qui opèrent à des échelles spatiales et temporelles plus larges et plus longues (Groffman *et al.*, 2006). Lorsque les seuils deviennent rigides dans un environnement dynamique, les mesures de gestion deviennent inefficaces (Norberg *et al.*, 2022).

La révision des seuils de gestion peut s'avérer compliquée, en particulier lorsque ces seuils sont fondés sur des valeurs (Kwasniak, 2010), et cela ne doit pas se faire au hasard. Les révisions des seuils de gestion doivent s'appuyer sur des données de surveillance, sur la mobilisation des intervenants et sur des évaluations de l'efficacité des mesures de gestion. Les révisions des seuils doivent être transparents et responsables (Nie et Schultz, 2012).

> *« Si vous avez ce genre d'objectifs changeants, du point de vue du public, il y a un certain risque. Je pense que l'industrie n'aime pas ça. Ils le comprennent probablement mieux que le public. L'autorité de régulation est probablement aussi préoccupée parce que cela peut d'une certaine manière menacer son intégrité [en ce qui concerne le système] qu'elle réglemente. »* [Praticien]

Les plans de GA devraient comprendre un plan, un processus et un calendrier pour l'examen et la (ré)évaluation de l'efficacité du cadre d'intervention de la GA. Les orientations du Yukon (2021) suggèrent un contrôle annuel pour évaluer l'adéquation d'un plan de GA, y compris les seuils de gestion, l'ensemble des mesures de gestion disponibles et les exigences en matière de surveillance. Un examen quinquennal complet peut être justifié pour s'assurer que les plans de GA atteignent leurs objectifs et que les seuils de gestion sont appropriés compte tenu des nouvelles connaissances sur l'efficacité de la gestion ou de l'évolution des valeurs des intervenants, des risques et des seuils de référence.

Un plan de mobilisation des intervenants est essentiel pour garantir que les meilleures connaissances et valeurs disponibles sont intégrées dans l'examen et la révision des seuils de gestion (Kwasniak, 2010). Cela favorise la transparence et la confiance dans le plan d'intervention de la GA (Fernández-Giménez *et al.*, 2019).

> *« Nous ne mettons pas en œuvre un apprentissage systématique entre les projets, mais c'est quelque chose que nous pourrions faire pour améliorer les apprentissages et les connaissances scientifiques entre les projets. »* [Expert universitaire]

> *« L'un des principaux problèmes des évaluations d'impact est que nous n'apprenons pas les uns des autres, de sorte que chaque projet repart à*

D3. Mobilisation des connaissances

> *zéro… et je pense qu'il en va de même pour la gestion adaptative. »* [Praticien]

Les plans de GA doivent aller au-delà de la pratique de suivi de base consistant à fournir des informations sur les impacts d'un projet et les solutions en matière de gestion; ils doivent également soutenir une mobilisation des connaissances à plus grande échelle en vue de réduire l'incertitude. La mobilisation des connaissances entre les EI ne se fait pas naturellement (Thiessen *et al.*, 20222); il en va de même pour les plans de suivi et de GA menés dans le cadre de la pratique de l'EI (Wong *et al.*, 2019). Les plans de GA devraient comprendre une stratégie de mise à disposition des connaissances acquises lors de l'examen et du (ré)examen des seuils et des mesures de gestion.

Alors que les plans de GA des promoteurs sont axés sur la réduction des incertitudes concernant les incidences des projets et les stratégies de gestion, l'amélioration de la compréhension des seuils et l'*élargissement* des connaissances pour la réduction des incertitudes à toutes les échelles et dans tous les contextes nécessitent un partage explicite des connaissances. Cela signifie que les plans de mobilisation des connaissances doivent aller au-delà de la fourniture d'informations et être conçus comme un processus continu d'apprentissage commun. Les connaissances acquises grâce au cadre d'intervention de la GA d'un projet doivent pouvoir être appliquées au-delà du projet immédiat si l'on veut que les enseignements tirés des seuils contribuent à réduire les incertitudes et à améliorer l'élaboration des seuils à l'avenir, au-delà du contexte du projet en question.

La mobilisation des connaissances peut stimuler de nouvelles idées et favoriser l'innovation, ce qui est essentiel lorsque les incertitudes sont élevées, que les données sont limitées et que les conditions évoluent rapidement. Si les projets ultérieurs et les plans de GA peuvent s'appuyer sur les études antérieures, il devient possible, au fil du temps, d'améliorer considérablement la compréhension des relations entre le facteur et l'intervention (Greig & Duinker, 2011).

Les promoteurs doivent mettre les informations à disposition, mais ils *ne sont pas* responsables de la mobilisation de celles-ci dans d'autres projets ou contextes d'EI et de GA. C'est à l'autorité gouvernementale responsable qu'il incombe de fournir les mécanismes ou les platesformes permettant de mobiliser les connaissances en vue de réduire l'incertitude et d'améliorer la gestion.

RÉFÉRENCES

Aceves-Bueno E. *et al.* 2015. Citizen science as an approach for overcoming insufficient monitoring and inadequate stakeholder buy-in in adaptive management: Criteria and evidence. *Ecosystems* 18(3). https://doi.org/10.1007/s10021-015-9842-4

Addison P, Cook CN, de Bie K. 2016. Conservation practitioners' perspectives on decision triggers for evidence-based management. *Journal of Applied Ecology* 53(5): 1351-1357. doi: 10.1111/1365-2664.12734

Alberta Environment and Parks (AEP), 2013a. Lower Athabasca Region – Groundwater Management Framework Supporting Document for the North Athabasca Oil Sands (NAOS) Area. ISBN 978-1-4601-1118-5

Anderson T, Carstensen J, Hernandez-Garcia E, Duarte C. 2009. Ecological thresholds and regime shifts; approaches to identification. *Trends in Ecology and Evolution* 24(1): 49-57. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.014

ANZECC, 2000. National water quality management strategy. Nº 7a. Australian guidelines for water quality monitoring and reporting. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council/Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Australian. Government Publishing Service, Canberra.

Arciszewski TJ, Munkittrick KR, Scrimgeour GJ, Dube MG, Wrona FJ, Hazewinkle RR. 2017. Using adaptive processes and adverse outcome pathways to develop meaningful, robust, and actionable environmental monitoring programs. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13(5): 877-891. DOI: 10.1002/ieam.1938

AXYS Environmental Consulting Ltd. 2001. Thresholds for addressing cumulative effects on terrestrial and avian wildlife in the Yukon. Calgary, AB.

Baho D. *et al.* 2017. A quantitative framework for assessing ecological resilience. *Ecology and Society 22*(3). https://doi.org/10.5751/ES-09427-220317

Bennet F, Culloch R, Tait A. 2016. Guidance on effective Adaptive Management and post-consent monitoring strategies. Deliverables 5.2 & 5.4., RiCORE Project. 45 p.

Bennett, A., Radford, J., 2003. Know your ecological thresholds. Thinking Bush 2, 1–3. Native Vegetation Research and Development Program, Land and Water Australia, Canberra.

Biggs HC, Rogers KH. 2003. An adaptive system to link science, monitoring and management in practice. In JT du Toit, KH Rogers, HC Biggs (Eds.), *The Kruger experience: ecology and management of Savanna heterogeneity* (pp. 59–80). Washington, DC: Island Press.

Birks S, Manchuk J, Yi Y, McClaim C, Moncur M, Gibson J, Deutsch C, Taylor E, Bayegnak G. 2022. Groundwater monitoring near oil sands development: insights from regional water quality datasets in the Alberta Oil Sands Region (AOSR), *Journal of Hydrology: Regional Studies* 41: https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101079

Borcard D., Gillet F, Legendre P. 2013. *Numerical Ecology with R.* New York: Springer.

Brown G, Seagel, G. 2016. Adding Organized Reasoning into impact assessment to support key decisions. Proceedings of 2016 IAIA conference, Aichi-Nagoya, Japan. Downloadable at: http://conferences.iaia.org/2016/Final-Papers

Cook C, de Bie K, Keith D, Addison P. 2016. Decision triggers are a critical part of evidence-based conservation. *Biological Conservation* 195: 46-51. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.024

Crevier LP, Parrott L. 2019. Synergy between adaptive management and participatory modelling: The two processes and interconnected spirals. *Ecological Informatics* 53: https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.100982

Dakos V, van Nes, E, D'Odorico P, Scheffer M. 2012. Robustness of variance and autocorrelation as indicators of critical slowing down. *Ecology* 93(2): https://doi.org/10.1890/11-0889.1

De Beers 2021. Gahcho Kué Mine: Aquatic effects monitoring program design plan, v 6.2. De Beers Canada Inc.

Dearing JA. *et al.* 2014. Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change* 28: 227-238. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.012

De'ath G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology* 88(1): 243-251. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[243:BTFEMA]2.0.CO;2

de Bie K, Addison PFE, Cook CN. 2018. Integrating decision triggers into conservation management practice. In *Journal of Applied Ecology* 55(2). https://doi.org/10.1111/1365-2664.13042

Doelle M, Majekolagbe A. 2023. Meaningful public engagement and the integration of climate considerations into impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107103

Dorrough J, Watson C, martin R, Smith, Eddy D, Farago L. 2020. Identifying and testing conservation decision thresholds in temperate montane grasslands. *Ecological Indicators* 118: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106710

Duan Q, Liu R, Chen J, Wei X, Liu Y, Zuo X. 2024. Burned area detection from a single satellite image using an adaptive thresholds algorithm. *International Journal of Digital Earth* 17(1): https://doi.org/10.1080/17538947.2024.2376275

Ehrlich A, Ross W. 2015. The significance spectrum and EIA significance determinations. *Impact Assessment and Project Appraisal* 33(2): 87-97 https://doi.org/10.1080/14615517.2014.981023

Elith J, Leathwick JR, Hastie. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77(4): 802-813. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x

Environment et Changement climatique Canada. 2016. Document d'orientation sur les plans par aires de répartition du caribou des bois, population boréale. *Loi sur les espèces en péril* Série « Politiques et lignes directrices ». Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa

Environnement Canada 2013. Quand l'habitat est-il suffisant? 3e éd. Environnement Canada, Toronto, Ontario https://publications.gc.ca/site/eng/9.685600/publication.html

Fernández-Giménez M. et al., 2019. Complexity fosters learning in collaborative adaptive management. *Ecology and Society* 24(2):29. https://doi.org/10.5751/ ES-10963-240229

Fischman RL, Ruhl JB. 2015. Judging adaptive management practices of U.S. agencies. Conservation Biology 30: p 268–275. https://doi.org/10.1111/cobi.12616.

Fischman R, Ruhl JB. 2016. Judging adaptive management practices of US agencies. *Conservation Biology* 30(92) : 268-275. https://doi.org/10.1111/cobi.12616

Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson L, Holling CS. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35, 557–581. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711

Foley M. *et al.* 2015. Using ecological thresholds to inform resource management: Current options and future possibilities. *Frontiers in Marine Conservation and Sustainability*, 2 : https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00095

Friedel MH. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. *Journal of Range Management* 44, p. 422–426.

Galanidi, M, Zenetos A. 2022. Dat-driven recommendations for establishing threshold values for the NIS trend indicator in the Mediterranean Sea. *Diversity* 14(1): https://doi.org/10.3390/d14010057

Gelman A, Hennig C. 2017. Beyond subjective and objective in statistics. *Journal of the Royal Statistical Society.* 180(4): p. 967-1033 https://doi.org/10.1111/rssa.12276

Green A. *et al.* 2017. Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(2): p. 99-107. https://doi.org/10.1002/fee.1459

Gregory R, Failing L, Harstone M. Long G, McDaniels T, Ohlson D. 2012. *Structured decision making: a practical guide to environmental management*. Chichester: Wiley-Blackwell.

Greig LA, Duinker PN. 2011. A proposal for further strengthening science in environmental impact assessment in Canada. *Impact Assessment and Project Appraisal* 29(2):159–165.

Groffman GF. *Et al.* 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9: 1-13. https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z

Guisan A, Edwards Jr T, Hastie T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157(2-3) 89-100. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1

Guntenspergen GR. 2014. *Application of Threshold Concepts in natural Resource Decision Making.* New York; Springer.

Hanna L, Copping A, Geerlofs S, et al. 2016. Assessing environmental effects: Adaptive management white paper. IEA Wind, International Energy Agency's Technology Collaboration Program.

Hare S, Mantua N. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography* 47(2-4): 103-145. https://doi.org/10.1016/S0079-6611(00)00033-1

Hastie T, Tibshirani, R. 1990. Exploring the nature of covariate effects in the proportional hazards model *Biometrics* 4694): 1005-1016 https://doi.org/10.2307/2532444

Hatfield, T., A. Lewis et D. Ohlson. 2004. Instream flow thresholds as guidelines for reviewing proposed water uses. Consultant's report prepared for the British Columbia Ministry of Sustainable Resource Management and the British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection

Hiddink JG, Valanko S, Delargy AJ, van Denderen PD. 2023. Setting thresholds for good ecosystem states in marine seabed systems and beyond. *ICES Journal of Marine Science* 80(4): p. 698-709. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad035

Hillebrand H, Donohue I, Harpole WS, Hodapp D, Kucera M, Lewandowska AM, Merder J, Montoya JM, Freund JA. 2020. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nature Ecology and Evolution*, 4(11). https://doi.org/10.1038/s41559-020-1256-9

Hitching B, *et al.* 2023. Seuils dans l'exploitation minière des fonds marins : Un guide pour leur développement. *Politique maritime* 149 : https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105505

AEIC : 2023. Proponent guidance on developing adaptive management plans under the Impact Assessment Act. ÉBAUCHE Ottawa, ON : Agence d'évaluation d'impact du Canada.

Johnson CJ. 2013. Identifying ecological thresholds for regulating human activity: effective conservation or wishful thinking? *Biological Conservation* 168: p. 57-56

Joseph C, Zeeg T, Angus D, Usborne A, Mutrie E. 2017. Use of significance thresholds to integrate cumulative effects into project-level socio-economic impact assessment in Canada. *Environmental Impact Assessment Review* 67: p. 1–9

Karr K. *et al.* 2015. Thresholds in Caribbean coral reefs: implications for ecosystem-based fishery management. *Journal of Applied Ecology* 52(2): p. 402-412. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12388

Kelly RP, Erickson AL, Mease LA, Battista W, Kittinger J, Fujita R. 2015. Embracing thresholds for better environmental management. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 5(370): https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0276

Kuster C, Voyer M, Moyle C, Lewis A. 2024. Conceptualizing the role of values in environmental governance and management: an analytical framework *Ecosystems and People* 20(1): https://doi.org/10.1080/26395916.2024.2365232

Kwasniak A J. 2010. Use and abuse of adaptive management in environmental assessment law and practice: A Canadian example and general lessons. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 12(4), p. 425–468. https://doi.org/10.1142/S1464333210003723

Kwon K, Gunton Tm Rutherford M, Zeeg T. 2024. Setting tiered management triggers using a values-based approach in an Indigenous-led cumulative effects management system *Environmental Management* https://doi.org/10.1007/s00267-024-02075-0

Lawrence D. 2007. Impact significance determination—back to basics. *Environmental Impact Assessment Review* 27: p. 755–769

Larsen S, Alp M. 2015. Ecological thresholds and riparian wetlands: an overview for environmental managers. *Limnology* 16(1). https://doi.org/10.1007/s10201-014-0436-1

Lees J, Jaeger J, Gunn J, Noble BF. 2016. Analysis of uncertainty consideration in environmental assessment: an empirical study of Canadian EA practice. *Journal of Environmental Planning and Management* DOI:10.1080/09640568.2015.1116980.

Leung W, Noble B, Jaeger J, Gunn J. 2016. Disparate perceptions about uncertainty consideration and disclosure practices in environmental assessment and opportunities for improvement. *Environmental Impact Assessment Review* 57: 89-100.

Lindenmayer DB, Luck G. 2005. Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biological Conservation* 124(3): 351-354. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.041

Litzow MA, Mueter F, Urban M. 2013. Rising catch variability preceded historical fisheries collapses in Alaska. *Ecological Applications* 23(6: p. 1457-1487. https://doi.org/10.1890/12-0670.1

Litzow MA, Hunsicker ME. 2016. Signaux d'alerte précoce, non-linéarité et signes d'hystérésis dans les écosystèmes réels. *Ecosphère* 7(12) : https://doi.org/10.1002/ecs2.1614

Lumivero 2018. Nvivo v.12. Qualitative analysis software. Disponible à : https://lumivero.com/products/nvivo/

Martin JA, Sisson C, Rectenwald J, Howell P. 2022. Adaptive management facilitates increase in northern bobwhite populations. *National Quail Symposium Proceedings* 9. https://doi.org/10.7290/nqsp09oewj

Martin *et al.* 2019. Structured decision making to meet a national water quality mandate. *Journal of American Water Resource Assoc*iation 55(5): 1116-29.

Martin TG. *et al.* 2012. Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conservation Biology* 26: p. 29–38. doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x.

Martin, J., Runge, M.C., Nichols, J.D., Lubow, B.C., Kendall, W.L., 2009. Structured decision making as a conceptual framework to identify thresholds for conservation and management. Ecol. Appl. 191 079/1090.

Matarenkov V, Legendre P. 2002. Nonlinear redundancy analysis and canonical correspondence analysis based on polynomial regression. *Ecology* 84(4): https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1146:NRAACC]2.0.CO;2

McLoughlin CA, Thoms MC. 2015. Integrative learning for practicing adaptive resource management. *Ecology and Society* 20(1): 34. http://dx.doi.org/10.5751/ES-07303-200134

Meyers J, Walker BH. 2003. Thresholds and alternate states in ecological and social-ecological systems: thresholds database(online), Resilience Alliance, URL: http://www.resalliance.org.au

Moe SJ, Bennion H, Cid N, Solheim AL, Noges P, Adrian R, Cardoso AC, Brucet S, Tuvikene L, Person J. 2014. Adaptive strategies to mitigate the impacts of climate change on European freshwater ecosystems. Commission européenne. https://www.researchgate.net/publication/366323584_Implications_of_climate_change_for_ecological_reference_conditions_thresholds_and_classification_systems_for_European_lakes

Morcos C. The role of Indigenous knowledge in impact assessments. WSP. Disponible à : https://www.wsp.com/en-ca/insights/the-role-of-indigenous-knowledge-in-impact-assessments

Morrison-Saunders A. 2018. *Advanced Introduction to Environmental Impact Assessment.* Edward Elgar.

Munkittrick K, Arciszewski T, Gray M. 2019. Principles and challenges for multi-stakeholder development of focused, tiered, and triggered, adaptive monitoring programs for aquatic environments. *Diversity* 11(9), 155; https://doi.org/10.3390/d11090155

Moore AL, Walker L, Runge MC, McDonald-Madden E, McCarthy MA. 2017. Two-step adaptive management for choosing between two management actions. *Ecological Applications* 27(4). https://doi.org/10.1002/eap.1515

Murra C, Wong J, Singh G, Mach M, Lerner J, Ranieri B, St. Laurent G, Chan K. 2018. The insignificance of thresholds in environmental impact assessment: An illustrative case study in Canada. *Environmental Management* 61: https://doi.org/10.1007/s00267-018-1025-6

Murphy D, Weiland P. 2016. Science and structured decision making: fulfilling the promise of adaptive management for imperiled species. *Journal of Environmental Studies and Sciences* 4: 200-207. https://doi.org/10.1007/s13412-014-0165-0

MVLWB and GNWT (Mackenzie Valley Land and Water Board and Government of Northwest Territories). 2019. Guidelines for Aquatic Effects Monitoring Programs. Developed and published in collaboration with Mackenzie Valley Land and

Water Board, Gwichin Land and Water Board, Sahtu Land and Water Board, Wekèezhìi Land and Water Board, and Government of the Northwest Territories. Mars 2019.

Nilsson J. 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Dans : Mathy, P. (eds) Air Pollution and Ecosystems. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4003-1_11

Nichols JD, Eaton MJ, Martin J. 2014. Thresholds for conservation and management: structured decision making as a conceptual framework. Us Geological Survey. https://pubs.usgs.gov/publication/70099270

Nichols JD, Runge MC, Johnson FA, Williams BK. 2007. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: a brief history and future prospects. *Journal of Ornithology* 148: 343-9.

Nichols J, Eaton MJ, Martin J. 2014. Thresholds for conservation and management: Structured decision making as a conceptual framework. Dans Guntenspergen GR. (ed.) *Application of Threshold Concepts in natural Resource Decision Making.* New York; Springer.

Nie MA, Schultz CA. 2012. Decision-making triggers in adaptive management. *Conservation Biology* 26(6). https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01915.x

Nilsson J. 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Dans : Mathy P. (ed.) *Air Pollution and Ecosystems*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4003-1_11

Nishima-Miller J, Hanna K. 2022. Indigenous-led impact assessment: Case studies and experience in Indigenous-led impact assessment. Center for Environmental Assessment Research, University of British Columbia: Kelowna, C.-B.

Nkhata BA. 2024. The role of accountability in the emergence of adaptive water governance. *Ecology and Society* 29(2):14. https:// doi.org/10.5751/ES-14940-290214

Noble B. 2021. *Introduction to Environmental Assessment: Guide to Principles and Practice* 4e ed. Don Mills ON: Oxford University Press.

Norberg J, Blenckner T, Cornell S, Petchey O, Hillebrand H. 2022. Failures to disagree are essential for environmental science to effectively influence policy development. *Ecology Letters* 25(5): 1075-1093. https://doi.org/10.1111/ele.13984

Olszynski MZP. 2020. Monitoring, follow-up, adaptive management, and compliance in the post-decision phase In Doelle M, Sinclair J. *The Impact Assessment Act.* https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3696016

Oregon Bureau of Land Management 2015. Oregon Greater Sage-Grouse Approved Resource Management Plan. From the USDI 2015 Record of Decision and Approved Resource Management Plan Amendments for the Great Basin Region including the Greater Sage-Grouse Sub-Regions of: Idaho and Southwestern Montana, Nevada and Northeastern California, Oregon, and Utah. Oregon/Washington State Office

OTP. 2024. Ocean tipping points – glossary. Ocean Tipping Points. http://www.oceantippingpoints.org

Qian S. 2014. Ecological threshold and environmental management: A note on statistical methods for detecting thresholds. *Ecological Indicators* 38: 192-197. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.008

Racher K I, Hutchinson N, Hart D, Fraser B, Clark B, Fequet R, Ewaschuk P, Cliffe-Phillipsy M. 2011. Linking environmental assessment to environmental regulation through adaptive management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7(2). https://doi.org/10.1002/ieam.173

Robinson *et al.* 2016. Structured decision making as a framework for large-scale wildlife harvest management decisions. *Ecosphere* 7(12): e01613. 10.1002/ecs2.1613

Resilience Alliance. 2010. Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners. Version 2.0. http://www.resalliance.org/3871.php

Rice C, Rochet M. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62: 516-527.

Rodionov S. 2006. Use of pre-whitening in climate regime shift detection. *Geophysical Research Letters* 33(12): https://doi.org/10.1029/2006GL025904

Rogers K, Saintilan N, Colloff MJ, Wen L. 2013. Application of thresholds of potential concern and limits of acceptable change in the condition assessment of a significant wetland. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 8583–8600https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-013-3197-0#Bib1

Ryder D, Tomlinson M, Gawne B, Likens G. 2010. Defining and using 'best available science': A policy conundrum for the management of aquatic ecosystems. *Marine & Freshwater Research* 61(7): 821-828.

Saintilan N, Imgraben S. 2012. Principles for the monitoring and evaluation of wetland extent, condition and function in Australia. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(1): p. 595–606. https://doi.org/10.1007/s10661-011-2405-z

Samhouri J, Levin P, Ainsworth C. 2010. Identifying thresholds for ecosystem-based management. *POLS One* https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008907

Scheffer M, Carpenter SR. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18:648–56

Schotten M, Aisati M, Meester W, Steiginga S, Ross CA. 2019. A brief history of Scopus: The World's largest abstract and citation database of scientific literature. *Research Analytics*. https://doi.org/10.1201/9781315155890-3

Schultz C, Nie M. 2012. Decision-making triggers, adaptive management, and natural resources law and planning. *Natural Resources Journal* 52(2): p. 443-521. https://www.jstor.org/stable/24889674

Selkoe *et al.* 2015. Principles for managing marine ecosystems prone to tipping points. *Ecosystem Health and Sustainability* 1(5). https://doi.org/10.1890/EHS14-0024.1

Shennan-Farpón Y, Visconti P, Norris K. 2021. Detecting ecological thresholds for biodiversity in tropical forests: Knowledge gaps and future directions *bioTropica* 53(5): p. 1276-1289. https://doi.org/10.1111/btp.12999

Smit IPJ, Landman M, Cowling RM, Gaylard A. 2016. Expert-derived monitoring thresholds for impacts of megaherbivores on vegetation cover in a protected area. *Journal of Environmental Management* 177: 298-305. 10.1016/j.jenvman.2016.04.01.

Spake R. *et al.* 2022. Detecting thresholds of ecological change in the Anthropocene. *Annual Reviews of Environment and Resources* 47: p. 797-821. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112420-015910

Stier A, *et al.* 2022. Avoiding critical thresholds through effective monitoring. *Biological Sciences* 289(1977): https://doi.org/10.1098/rspb.2022.0526

Symstad A, Jonas J. 2014. Using natural range of variation to set decision thresholds: A case study for Great Plains Grasslands. Dans : Guntenspergen G. (eds) *Application of Threshold Concepts in Natural Resource Decision Making*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-8041-0_8.

Thiessen B, Noble B, Hanna K. 2022. Enabling conditions and challenges to environmental assessment as a tool for knowledge brokerage: lessons from Nunavut. *Polar Geography* 45(2): https://doi.org/10.1080/1088937X.2022.2032859

Thomann J, Werner AD, Irvine DJ. 2022. Developing adaptive management guidance for groundwater planning and development. *Journal of Environmental Management* 322: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116052

Tinker L. *et al.* 2005. Impact mitigation in environmental impact assessment: paper promises or the basis of consent conditions? *Impact Assessment & Project Appraisal* 23(4): https://doi.org/10.3152/147154605781765463

Tomczak MT, Heymans JJ, Yletyinen J, Niiranen S, Otto SA, Blenckner T. 2013. Ecological network indicators of ecosystem status and change in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8(10): e75439. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075439

US DOI. 2008. Bureau of Land Management Cortez Hills Expansion Project. U.S. Dept. of the Interior. Disponible à : www.blm.gov/nv/st/en/fo/battle_mountain_field/blm_information/national_environmental/cortez_hills_expansion.html

van der Hoek Y, Zuckerberg B, Manne L. 2015. Application of habitat thresholds in conservation: Considerations, limitations, and future directions. *Global Ecology and Conservation* 3: 736-743. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.010

Werner AD, Alcoe DW, Ordens CM, Hutson JL, Ward JD, Simmons CT. 2011. Current practice and future challenges in coastal aquifer management: flux-based and trigger-level approaches with application to an Australian case study. *Water Resources Management* 25, 1831–1853. https://doi.org/10.1007/s11269-011-9777-2.

Whyte KP. 2013. On the role of traditional ecological knowledge as a collaborative concept: a philosophical study. *Ecological Processes* 2(7): https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-7

Wiens JA, Van Horne B, Noon BR. 2002. Integrating landscape structure and scale into natural resource management. Dans : Liu J, Taylor WW. (Eds.), *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management.* Cambridge University Press, UK, p. 23– 67.

Williams BK, Brown ED. 2016. Technical challenges in the application of adaptive management. *Biological Conservation* 195: 255–263. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.01.012

Williams BK, Szaro RC, Shapiro CD. 2009. Adaptive management. The US Department of the Interior technical guide. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, DC. Disponible à : https://www.doi.gov/sites/doi.gov/files/uploads/TechGuide-WebOptimized-2.pdf

Wong L, Noble BF, Hanna K. 2019. Water quality monitoring to support cumulative effects assessment and decision making in the Mackenzie Valley, Northwest Territories, Canada. *Integrated Environmental Assessment and Management* 15(6): https://doi.org/10.1002/ieam.4179

Wood G. 2008. Thresholds and criteria for evaluating and communicating impact significance in environmental statements: 'See no evil, hear no evil, speak no evil'? *Environmental Impact Assessment Review* 28(1):22–38

Yukon. 2021. Guidance for developing adaptive management plans in Yukon: Water-related components of quartz mining projects. Whitehorse : Gouvernement du Yukon.