

# Lignes directrices pour la surveillance de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada

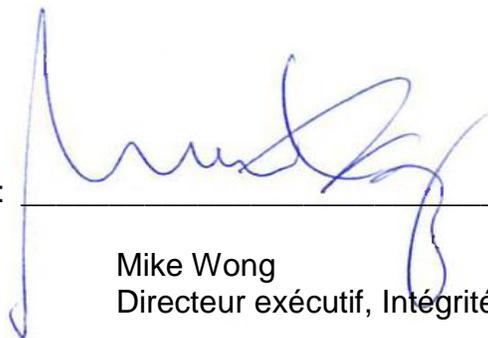


**Agence Parcs Canada**

**2011**

## APPROBATION

Recommandé par :



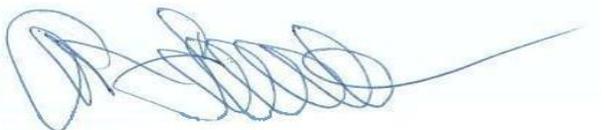
Mike Wong  
Directeur exécutif, Intégrité écologique

Recommandé par :



Ron Hallman  
Directeur général, Parcs nationaux

Approuvé par :



Alan Latourelle  
Directeur général de l'Agence

Date : \_\_\_\_\_

## TABLE DES MATIÈRES

<b>Introduction</b> .....	1
<b>Objectifs des lignes directrices sur la surveillance de l'IE.....</b> Error! Bookmark not defined.	
<b>Qu'est-ce que la surveillance de l'intégrité écologique?</b> .....	2
<b>Pourquoi surveiller l'intégrité écologique?</b> .....	4
<b>Concepts clés</b> .....	6
<b>Principes directeurs et orientation de la gestion pour la surveillance de l'IE</b> .....	8
<b>Surveillance durable et crédible</b> .....	8
Critères de choix des indicateurs de l'IE .....	9
Critères de choix des mesures de l'IE.....	10
Critères d'utilisation des connaissances traditionnelles autochtones dans les activités de surveillance et l'évaluation de « l'état des terres ».....	11
Examen opérationnel volontaire.....	12
Évaluer l'état de l'IE d'un parc.....	13
Partager les connaissances scientifiques et rentabiliser les investissements de l'Agence .....	14
<b>Rentabiliser les investissements et créer des partenariats pour atteindre les objectifs fixés</b> .....	15
Science citoyenne .....	15
<b>Autres considérations</b> .....	16
Harmonisation nationale du choix des indicateurs de l'IE .....	16
Mesure et production de rapports dans les limites des parcs nationaux .....	16
Gestion de l'information .....	16
Surveillance de l'IE dans les parcs du Nord.....	17
<b>Rôles et responsabilités</b> .....	18

## LISTE DES APPENDICES

Appendice technique 1: Glossaire.....	20
Appendice technique 2 : Indicateurs de l'IE .....	25
Appendice technique 3 : Mesures de l'IE .....	30
Appendice technique 4 : Seuils de l'IE .....	40
Appendice technique 5 : Réaliser des évaluations.....	56
Appendice technique 6 : Méthodologie .....	72
Appendice technique 7 : Analyse des données.....	82
Appendice technique 8 : Gestion de l'information .....	90
Appendice technique 9 : Normes sur les protocoles .....	98
Appendice technique 10 : Surveillance de l'efficacité.....	102
Appendice technique 11 : Renseignements des REP à consigner au CIE.....	118

# Introduction

Parcs Canada est connu dans le monde entier pour sa capacité à maintenir l'intégrité écologique<sup>1</sup> (IÉ) de l'ensemble de son réseau de parcs nationaux, et pour son engagement à améliorer l'IÉ de certains parcs. La surveillance est un outil essentiel à la gestion des parcs nationaux permettant d'évaluer et de présenter dans quelle mesure les objectifs de maintien et de restauration de l'IÉ sont atteints. Parcs Canada poursuit ainsi des activités de surveillance et de rapport afin de fournir aux gestionnaires les informations nécessaires à la prise de décisions éclairées supportant les objectifs de l'Agence, et afin de renseigner les décideurs et le public canadiens sur l'état écologique des parcs nationaux.

Ce document présente une mise à jour des principaux concepts et de l'orientation de la gestion; il vise à aider les directeurs d'unités de gestion à assumer leurs responsabilités concernant la surveillance et la divulgation de l'état de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux.

La présente mise à jour remplace à la fois le document *Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada. Volume 1: principes directeurs* (2005) et le recueil intitulé *Volume 2 : Guide pour l'établissement de programmes de surveillance de l'IE à l'échelle des parcs* (2007). Les annexes présentées à la fin du document fournissent les détails techniques concernant la réalisation du programme de surveillance. Elles pourront faire l'objet de mises à jour pour tenir compte de l'apparition de nouvelles approches et technologies en surveillance de l'intégrité écologique.

Les principaux changements par rapport aux versions antérieures sont les suivants:

- Une importance accrue accordée au développement durable d'activités de surveillance de l'IE crédibles et conformes à la vision, au résultat stratégique et au cadre de gestion du rendement de Parcs Canada, compte tenu des objectifs de gestion et du contexte financier propres aux unités de gestion.
- Une orientation de gestion claire quant au nombre attendu de principaux indicateurs et mesures de l'IE.
- L'introduction d'examen opérationnels facultatifs des activités de surveillance de l'IE pour permettre aux gestionnaires des parcs de mieux comprendre de quelle façon les ressources de l'Agence contribuent à la réalisation intégrée des résultats attendus.

On s'attend à ce que les directeurs d'unités de gestion et les gestionnaires de la conservation des ressources mettent à jour leurs programmes de surveillance actuels en tenant compte des

---

<sup>1</sup> Selon la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (2000), l'intégrité écologique est définie comme « L'état d'un parc jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie et qui sera vraisemblablement maintenu, notamment les éléments abiotiques, la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques ainsi que le rythme des changements et le maintien des processus écologiques ».

orientations présentées ici et conformément au niveau des crédits de services votés alloués à l'unité de gestion. Ils devront notamment procéder, pour chaque mesure, à l'évaluation de l'ampleur de la variabilité attendue et à l'établissement des seuils afin de confirmer à partir de quel niveau un indicateur est jugé bon, passable ou mauvais. Lorsqu'on réalise cette évaluation après coup, on réduit l'utilité et on nuit à la crédibilité des activités de surveillance. Les indicateurs qui n'auront pas fait l'objet d'une mise à jour devront en général être abandonnés, à moins d'être approuvés par le directeur général opérationnel, en consultation avec le directeur général des parcs nationaux. Lorsque des circonstances particulières justifieront le maintien d'indicateurs qui ne répondent pas aux critères de la mise à jour et lorsque les approbations nécessaires auront été obtenues, ces indicateurs ne seront généralement pas codés pour la surveillance de l'IE et ne seront pas inclus dans les rapports sur l'état des aires patrimoniales protégées (REAPP) de l'Agence.

Le Plan d'entreprise de l'Agence, déposé chaque année au Parlement, présente le résultat stratégique de l'Agence, soit :

« Grâce à des expériences significatives, les Canadiens et Canadiennes ont un lien solide avec leurs parcs nationaux, leurs lieux historiques nationaux et leurs aires marines nationales de conservation. Ils jouissent de ces lieux protégés de façon à les laisser intacts pour les générations d'aujourd'hui et de demain. »

Une bonne compréhension de l'esprit des présentes lignes directrices supportera les gestionnaires dans l'atteinte des buts visés et aidera l'Agence à faire état de ses réussites. Il sera également plus aisé de faire comprendre les défis que peut représenter l'atteinte du résultat stratégique.

Les rapports sur l'IE sont produits en parallèle avec ceux qui portent sur les ressources culturelles, sur la qualité de l'expérience du visiteur et sur l'appréciation du public, dans le contexte d'une intégration des activités de gestion des parcs et des lieux. Les évaluations présentées dans les rapports sur l'état du parc (REP) étayent les activités de planification de gestion des parcs et des lieux et alimentent le Rapport ministériel sur le rendement de l'Agence, le Plan d'entreprise et les REAPP.

## **Qu'est-ce que la surveillance de l'intégrité écologique?**

Parcs Canada se base sur la définition de la surveillance des aires protégées donnée par Elzinga et al. (1998) :

« ... la collecte et l'analyse d'observations ou de mesures répétées dans le but d'évaluer les changements dans l'état et les progrès réalisés dans la poursuite d'un objectif de gestion. » [traduction]

Les écosystèmes des parcs nationaux sont des milieux dynamiques qui réagissent aux facteurs de changement d'origine environnementale ou humaine. Nous évaluons la pertinence de ces

changements relativement à nos objectifs de gestion par des relevés périodiques de l'état de mesures écologiques particulières (p. ex. populations fauniques, taux de croissance des arbres, taux de décomposition des sols, qualité de l'eau) qui sont comparés à des seuils de référence (Figure 1). De même, on peut comparer des changements importants observés dans l'état des mesures à normes établies à partir de données historiques de suivi à long terme ou à partir d'un savoir traditionnel.

Les activités de surveillance de l'IE au sein de Parcs Canada visent à appuyer l'engagement de l'Agence à maintenir ou rétablir l'intégrité écologique dans les parcs nationaux. Les gestionnaires ont besoin de données crédibles pour comprendre et communiquer l'état des écosystèmes d'un parc, ainsi que pour évaluer les progrès accomplis dans l'atteinte des objectifs de gestion touchant l'écosystème. Les activités de surveillance d'un parc permettent la collecte, l'analyse et l'évaluation de données pour un ensemble approuvé d'indicateurs de l'IE soutenus par des mesures et des seuils scientifiques (consulter le glossaire à l'appendice technique 1), qui tient compte des cibles de gestions approuvées, des attentes de rendement et des ressources disponibles. Les territoires, les eaux et les sites administrés par Parcs Canada en dehors des parcs nationaux sont gérés de façon à respecter les exigences relatives aux évaluations environnementales et aux espèces en péril, sans chercher à maintenir ou restaurer l'intégrité écologique du milieu. Les activités de surveillance de l'intégrité écologique ne sont donc menées que dans les parcs nationaux.

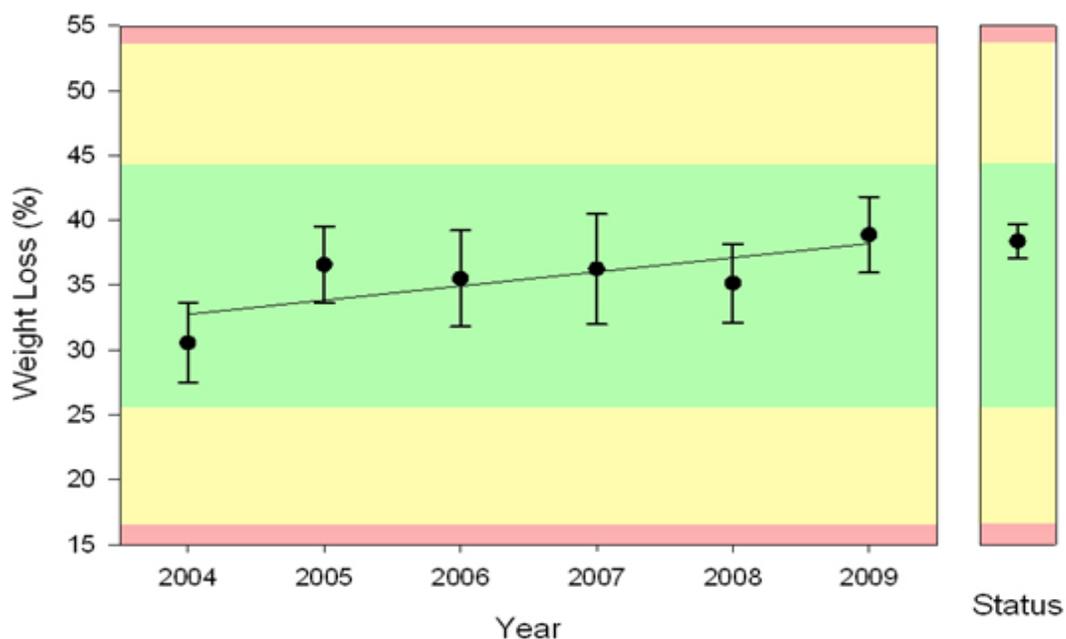


Figure 1 : Exemple de résultats de surveillance et d'évaluation de l'état et de la tendance d'une mesure d'IE – l'indice de décomposition des sols (qui fait partie de l'indicateur de l'intégrité de l'écosystème forestier). Le graphique montre le taux annuel moyen de perte de masse sèche des matières ligneuses enfouies pour 39 parcelles forestières dans le parc national des Îles-du-Saint-Laurent. Les différentes couleurs représentent les seuils entre un état jugé « Bon » et « Passable » (jaune) et entre un état jugé « Passable » et « Mauvaise » (rouge). L'état pour cette mesure a jugé « Bon ».

## Pourquoi surveiller l'intégrité écologique?

La *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (2000) exige la création d'indicateurs écologiques dans le cadre de l'élaboration du plan directeur :

11. (1) Dans les cinq ans suivant la création d'un parc, le ministre établit un plan directeur de celui-ci qui présente des vues à long terme sur l'écologie du parc et prévoit un ensemble d'objectifs et d'indicateurs relatifs à l'intégrité écologique, et des dispositions visant la protection et le rétablissement des ressources, les modalités d'utilisation du parc par les visiteurs, le zonage, la sensibilisation du public et l'évaluation du rendement; il le fait déposer devant chaque chambre du Parlement.

Pour Parcs Canada, la surveillance de l'IE est un outil de gestion du parc qui appuie les objectifs de conservation. Nous utilisons les résultats de la surveillance de l'IE pour établir des bases supportés dans des faits permettant:

- d'aider les gestionnaires à cerner et à classer par ordre de priorité les nouveaux enjeux d'IE qui pourraient nécessiter des mesures de gestion;
- d'évaluer les résultats des mesures de gestion et des investissements en regard des objectifs de conservation;
- de répondre aux obligations de l'Agence en matière de rapport sur l'état des parcs nationaux du Canada.

Pour contribuer à l'atteinte de ces objectifs de gestion, la surveillance à Parcs Canada est articulée autour de deux questions :

- Quel est l'état de l'IE du parc, et comment évolue-t-il?
- Quels sont les résultats des mesures de gestion prises pour améliorer l'IE?

Les présentes lignes directrices décrivent une approche intégrée de surveillance, à deux niveaux, qui vise à fournir une évaluation objective de l'état écologique d'un parc (surveillance de l'état) et du succès des projets de gestion active des écosystèmes en ce qui a trait à l'IE (surveillance de l'efficacité).

**La surveillance de l'état** permet à l'Agence d'évaluer et de communiquer l'état du patrimoine naturel dans chacun des parcs nationaux du Canada. La surveillance de l'état fournit des données à moyen et à long terme pour l'évaluation et la divulgation de l'IE globale du parc. Elle se résume en un ensemble approuvé et restreint d'indicateurs de l'IE, soutenus par des mesures soigneusement choisies de manière à représenter la biodiversité et les processus biophysiques des écosystèmes du parc dans le contexte des processus naturels à grande échelle.

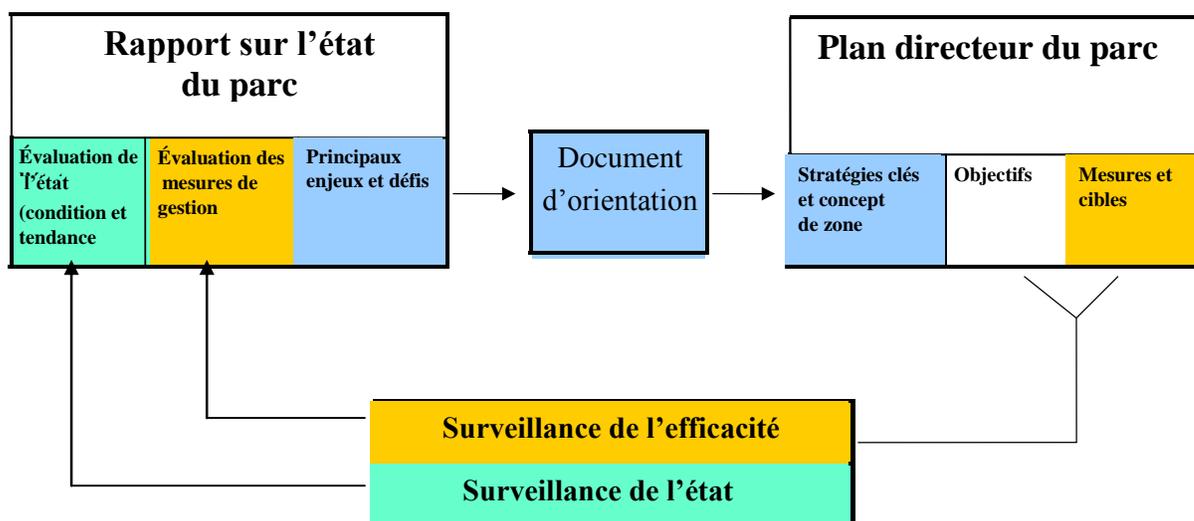
Un programme de surveillance durable et crédible de l'état de l'IE permet de signaler aux gestionnaires de parc des enjeux écologiques qui pourraient exiger une attention ou l'application de mesures particulières dans un avenir prochain. L'analyse des résultats de la surveillance de l'état permet de mieux cerner les enjeux qui peuvent faire l'objet de mesures hâtives et d'éviter ainsi de coûteux efforts de rétablissement. De même, les résultats de la surveillance permettent de repérer des enjeux contextuels importants qui pourraient influencer sur la gestion du parc. Par exemple, un parc ne peut pas influencer les changements climatiques régionaux, mais la compréhension des impacts les plus importants de ces changements sur le parc pourrait faciliter la gestion d'autres problèmes écologiques que le parc est en mesure de régler.

De point de vue de la gestion d'un parc, la fonction la plus importante de la surveillance de l'état est l'identification des enjeux potentiels en matière d'IE au fur et à mesure de leur apparition. La surveillance de l'état aide également à cerner le contexte qui permet de prioriser les enjeux sur lesquels les activités de gestion du parc auront le plus d'impact. Les connaissances acquises par la surveillance permettent aux gestionnaires d'envisager des moyens pour contrer les menaces qui pourraient peser sur l'écosystème dans le contexte des décisions de gestion, des priorités et des investissements concernant le parc.

**La surveillance de l'efficacité** vise à évaluer les retombées écologiques de projets spécifiques (p. ex. projets « Agir sur le terrain ») et à recueillir des données permettant de rapporter dans quelle mesure les ressources investies dans ces projets sont efficaces du point de vue écologique. Ce type de surveillance est donc mis en place pour chaque projet et couvre habituellement une portion d'un important écosystème du parc. Le principal défi pour que la surveillance de l'efficacité soit résiduelle dans la définition et la mise en œuvre de mesures d'IE pertinentes et rentables, à une échelle appropriée au projet. Il est alors plus facile de déterminer et de rapporter dans quelle mesure les actions entreprises ont permis d'obtenir les résultats de conservation souhaités. On trouve des conseils techniques sur la conception et la mise en œuvre de projets de surveillance de l'efficacité dans l'appendice technique 10.

Les volets des activités de surveillance de l'IE des parcs portant sur l'évaluation de l'état et de l'efficacité contribuent à l'élaboration des plans directeurs par le biais des REP (figure 2). Sur la base des données rapportées dans le REP, les enjeux d'IE sont cernés et peuvent être priorisés pour donner lieu à des mesures de gestion dans le document d'orientation du plan directeur. Les mesures de gestion approuvées sont officialisées sous la forme de stratégies clés dans le plan directeur du parc et l'aboutissement des actions entreprises est évalué grâce aux résultats de la surveillance de l'efficacité présentée dans les REPs subséquents.

Figure 2 : Activités de surveillance de l'IE et de production de rapports et cycle de planification de gestion de Parcs Canada



Les activités de surveillance de l'IE des parcs étayent les mesures de gestion pour toute la gamme des responsabilités de l'activité de programme portant sur la conservation des ressources patrimoniales (AP2) dans les parcs nationaux, et devraient aussi compléter et appuyer la poursuite des objectifs des activités de programme portant sur la compréhension et l'appréciation du public (AP3) et de l'expérience du visiteur (AP4). Les données sur la surveillance de l'efficacité appuient aussi l'évaluation de plusieurs activités de conservation des ressources, notamment la protection des espèces en péril, la participation à des évaluations environnementales et leur réalisation, la gestion des feux, la mise en œuvre de projets de gestion active et de rétablissement écologique, et la remise en état de sites contaminés.

## Concepts clés

Les présentes lignes directrices décrivent les attentes globales quant aux activités de surveillance de l'IE et donnent des directives aux équipes des unités de gestion des parcs sur la façon d'appliquer les activités de surveillance de l'IE dans le contexte plus large de la gestion du parc. Les appendices techniques donnent des détails sur les divers aspects de la planification, de l'élaboration, de la réalisation et de la communication de la surveillance de l'IE dans un parc. La présente section résume les concepts essentiels utilisés dans le document.

L'évaluation de l'état et de la tendance de l'IE d'un parc est au cœur de la surveillance de l'IE, et du processus d'élaboration du REP. L'état de l'IE du parc est basé sur l'évaluation de l'état d'un petit nombre d'**indicateurs de l'IE** (appendice technique 2), approuvés par le DUG, portant sur les principaux écosystèmes du parc (p. ex. forêt, ruisseau, toundra, milieu humide). Chaque indicateur de l'IE est un indice composite d'un nombre restreint de **mesures de l'IE**

soigneusement choisies et approuvées par le DUG (appendice technique 3) dans chaque écosystème important du parc (p. ex. qualité de l'eau, densité de la population d'originaux, décomposition des sols, connectivité des paysages); les indicateurs sont choisis de façon à assurer le suivi des principaux processus écologiques et biologiques des grands écosystèmes du parc. L'état de chaque indicateur de l'EI (Bon, Passable, Mauvais ou Indéterminé) est déterminé en utilisant différentes règles (appendice technique 5) selon l'état des mesures qui composent l'indicateur de l'IE. Le tableau 1 donne une description qualitative des écosystèmes dont l'état d'IE a été jugé Bon, Passable ou Mauvais. Cette description est utile pour aider à établir les seuils et pour communiquer l'état de l'IE.

Tableau 1 : Interprétation de l'état des indicateurs de l'IE

État de l'indicateur	Description
<b>Bon</b> 	L'écosystème est actuellement bien protégé. La diversité et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques, ainsi que les rythmes de changement et des processus écologiques sont sains et seront vraisemblablement maintenus au cours des prochaines années. Aucune mesure de gestion active importante n'est nécessaire.
<b>Passable</b> 	L'écosystème est vulnérable. La composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques, les rythmes de changement et les processus écologiques ne sont pas entièrement sains. Il pourrait être opportun d'appliquer des mesures de gestion active pour améliorer l'état de l'indicateur de l'IE.
<b>Mauvais</b> 	L'état de l'écosystème est altéré. Une partie importante de la composition et de l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques, ainsi que les rythmes de changement et les processus écologiques ne sont pas sains. Il pourrait être opportun d'appliquer des mesures de gestion active pour améliorer l'état de l'indicateur de l'IE.
<b>Indéterminé</b> 	Il n'y a pas suffisamment de données disponibles pour déterminer l'état de l'indicateur.

La **tendance** représente le changement, dans le temps, de l'intégrité écologique d'un indicateur ou d'une mesure de l'IE (p. ex. « l'indicateur de l'IE de la forêt s'est amélioré », ou « la mesure de l'IE de la connectivité de la forêt s'est détériorée » depuis le dernier REP). Une tendance peut être positive, négative ou stable; elle est basée sur le changement par rapport à un seuil fixé, et elle est estimée selon la procédure décrite à l'appendice technique 5.

Pour chaque mesure de l'IE, des **seuils** de surveillance sont établis pour permettre l'évaluation et le rapport de l'état de la mesure (appendice technique 4). Les seuils de surveillance sont les niveaux d'une mesure de l'IE qui représentent un état jugé Bon, Passable ou Mauvais pour cette mesure (figure 3). Il ne faut pas les confondre avec les « seuils écologiques » : ce terme de biologie décrit le seuil à partir duquel l'état d'un écosystème subit des changements irréversibles.

Enfin, une **cible** est un objectif d'aménagement écologique, pour un indicateur de l'IE donné ou pour une mesure de gestion donnée, établi par le directeur de l'unité de gestion, avec les conseils des spécialistes en conservation des ressources du parc.

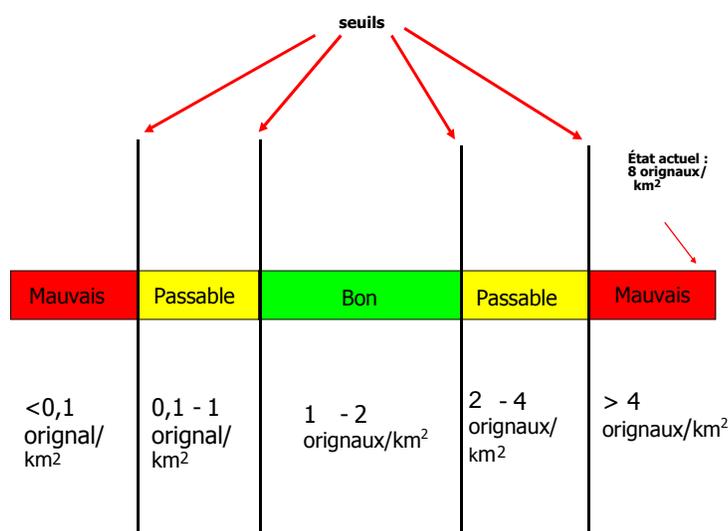


Figure 3 : Seuils basés sur des données biologiques pour une mesure de l'IE – la densité des orignaux dans le PN du Gros-Morne.

## Principes directeurs et orientation de la gestion pour la surveillance de l'IE

### Surveillance durable et crédible

Le directeur de l'unité de gestion, secondé par le gestionnaire et les spécialistes de la conservation des ressources, doit relever l'important défi de concevoir et de mettre en œuvre des programmes de surveillance de l'IE d'un parc qui soient durables et crédibles. Un programme durable est un programme réaliste qui peut être mené à long terme avec les ressources humaines et financières disponibles selon les crédits de services votés de l'unité de gestion. Des fonds supplémentaires peuvent être demandés et obtenus pour les projets « Agir

sur le terrain » ou d'autres projets de l'unité de gestion, mais les principales activités de surveillance approuvées doivent être viables dans le cadre des crédits de services votés. La surveillance de l'IE permet de cerner les problèmes nécessitant l'attention de la direction du parc, et les ressources financières des crédits de services votés doivent être la principale source de fonds pour les mesures hâtives visant à corriger la situation pour les initiatives de rétablissement écologique (p. ex. « Agir sur le terrain »).

Il faudra quelques années pour déterminer les procédures d'échantillonnage, d'analyse et d'évaluation les plus rentables et pour amener les programmes à leur maturité tout en étant crédibles, mais le critère de durabilité doit rester au cœur de la planification afin d'assurer le succès et l'utilité des activités de surveillance du parc à long terme.

Pour assurer la durabilité des activités de surveillance de l'IE dans toute l'Agence, ainsi que la crédibilité des données recueillies, une orientation générale concernant la définition des principaux indicateurs, mesures et seuils de l'IE a été proposée. Il faut souligner que l'orientation définie dans le présent document s'applique à la vaste majorité des parcs. Les directeurs d'unités de gestion qui croient que le contexte propre à un parc justifie des écarts par rapport à cette orientation devraient consulter le directeur général des parcs nationaux à ce sujet. Par exemple, il pourrait y avoir une exception quant au nombre de mesures utilisées dans les cas où les efforts déployés sur le terrain ou des « projets » permettent au personnel du parc d'évaluer plusieurs mesures d'un seul coup. Par exemple, le prélèvement des échantillons est souvent la dépense la plus importante pour évaluer la qualité de l'eau. Le coût lié à l'analyse de plusieurs mesures supplémentaires à partir d'un échantillon pourrait être marginal, et donc justifié. De même, il est possible que des indicateurs additionnels puissent être surveillés avec un investissement minime de l'Agence si des approches novatrices sont utilisées pour obtenir les données nécessaires à leur évaluation.

## **Critères pour la sélection des indicateurs de l'IE**

Le directeur de l'unité de gestion doit choisir le nombre d'indicateurs qu'il juge essentiel à la compréhension de l'intégrité écologique du parc, en tenant compte du contexte écologique et financier; les parcs doivent choisir de 3 à 4 indicateurs dans la série nationale d'indicateurs présentée à l'appendice 2, en se concentrant sur les plus essentiels à la prise de décisions de gestion et au processus de préparation du rapport sur l'état du parc, tout en respectant les niveaux de ressources approuvés. Il faut aussi tenir compte des directives suivantes :

- Choisir les principaux écosystèmes du parc comme indicateurs de l'IE s'ils représentent une proportion importante du parc (habituellement > 5 %).
- Choisir les principaux écosystèmes du parc dont la surface est limitée (< 5 %) comme indicateurs de l'IE uniquement si leurs valeurs de conservation sont importantes en vertu d'objectifs d'aménagement spécifiques et établis.

- Lorsque c'est faisable, chaque indicateur de l'IE devrait inclure des mesures portant sur la biodiversité, les processus écologiques et les facteurs de stress ou de changement ayant un effet significatif sur le principal écosystème du parc.
- Les parcs qui utilisent actuellement des indicateurs différents devront trouver une méthode appropriée pour les harmoniser avec la liste donnée à l'appendice 2 et demander conseil au directeur des parcs nationaux au besoin.

## **Critères pour la sélection des mesures de l'IE**

Le nombre de mesures nécessaires pour chaque indicateur de l'IE doit être choisi, en tenant compte du degré de fiabilité scientifique nécessaire à la gestion pour chaque indicateur, de la complexité de l'écosystème, des besoins relatifs à la gestion du parc, de la possibilité de rentabiliser les investissements en considérant les autres activités de programme, comme l'appréciation et la compréhension du public et l'expérience du visiteur, et de la capacité de contribuer à la réalisation de la vision de l'Agence. En général, on recommande 5 mesures par indicateur pour assurer la crédibilité des activités de surveillance scientifique et pour réduire les risques de faux résultats. Il faut aussi tenir compte des directives suivantes :

- Les mesures de l'IE doivent être associées à une question de surveillance spécifique qui comprend les seuils et cibles appropriés, et la taille de l'échantillon doit correspondre au niveau de confiance exigé par les gestionnaires.
- Lorsque c'est faisable, les mesures de l'IE devraient pouvoir fournir des données à deux échelles, soit des mesures locales, à l'échelle du terrain, et des mesures à l'échelle du paysage (souvent à l'aide d'outils de télédétection).
- Les unités de gestion doivent déposer, en temps opportun, les documents présentant les résultats, les méthodes, les protocoles, les analyses et les données relatifs aux mesures de l'IE dans le Centre d'information sur les écosystèmes (CIE) afin de faciliter la rencontre des exigences de production de rapports de l'Agence et permettre aux parcs de communiquer des données à leurs partenaires et intervenants sur une base annuelle; les conclusions et recommandations peuvent être traitées dans le cadre des processus et des échéanciers établis pour l'élaboration des REP.

Il importe de se concentrer sur la surveillance en tant que moyen d'étayer les décisions de gestion sur les priorités, les investissements et les activités de conservation des ressources, dans le but d'entraîner finalement un changement positif de l'intégrité écologique sur le terrain. Il est essentiel que les directeurs d'unités de gestion et les gestionnaires de la conservation des ressources agissent comme chefs de file dans le processus de définition du niveau d'information nécessaire à la prise de décision, et qu'ils le fassent de la façon la plus rentable possible dans les limites des ressources approuvées. Par exemple, un parc pourrait envisager

de tirer avantage d'échantillons pris au même endroit pour combiner des mesures connexes afin d'obtenir des indices formant les mesures de l'état de l'IE (p. ex. un indice des oiseaux chanteurs forestiers, un indice de la santé de la végétation de la toundra ou un indice du changement de la couverture terrestre).

La clé du succès réside dans une gestion efficace de ressources limitées et dans le choix d'approches rentables pour l'élaboration d'un programme de surveillance durable qui fournit une évaluation crédible de l'état de l'IE d'un parc. Le programme agira alors comme un mécanisme d'alerte pour les gestionnaires du parc lorsque se produisent de changements écologiques qui pourraient avoir un effet sur l'IE du parc et mener à l'application de mesures de gestion hâtives. L'utilisation de données crédibles provenant de tiers (autres ministères ou gouvernements) et l'ajustement dans le temps d'activités spécifiques (p. ex. fréquence de l'échantillonnage), de même que l'élaboration de protocoles communs de mesure de l'IE, sont des exemples de moyens pour améliorer l'efficacité de la surveillance (appendice technique 3).

### **Critères pour utiliser les connaissances traditionnelles autochtones dans les activités de surveillance et l'évaluation de l'« État des terres ».**

Nombre de parcs nationaux sont administrés en collaboration avec des communautés autochtones, alors que d'autres ont développé avec elles des relations où ces communautés jouent un rôle consultatif dans la gestion du parc.

Les gestionnaires de parc doivent s'assurer que les connaissances traditionnelles autochtones font partie de la base de connaissances utilisée lors de la prise de décisions et de la production de rapports sur l'état du parc. Les REP font état du point de vue autochtone sur l'état des terres dans le parc, ainsi que sur l'état de leurs liens avec la terre. L'inclusion de connaissances traditionnelles autochtones dans les évaluations écologiques des REP est en pleine évolution, et différents parcs les intègrent à différents niveaux. Par exemple, les connaissances autochtones sur l'abondance ou la santé des caribous peuvent constituer une donnée d'évaluation d'une mesure de l'IE du caribou en tant que composante de l'indicateur de l'IE de la toundra dans un parc du nord, ou représenter en elles-mêmes une partie de la section du REP portant sur l'état des terres.



Les mesures qui portent sur des espèces revêtant une importance culturelle ou qui sont basées sur des observations écologiques effectuées depuis longtemps dans un contexte culturel permettent d'engager les Autochtones dans la gestion collaborative de ces terres ancestrales. Ce type de mesures doit être favorisé chaque fois que c'est possible.

## Examen opérationnel volontaire

Tous les parcs nationaux doivent élaborer et mettre en place des programmes de surveillance et de production de rapports. Tel que mentionné précédemment, l'élaboration d'approches durables et crédibles pour l'évaluation de l'état d'un parc dans le contexte des réalités plus larges de la gestion du parc et des limites des ressources disponibles est un défi de taille. Une des clés de l'élaboration de programmes de qualité est la collaboration avec les autres unités de gestion et les autres spécialistes de l'Agence pour bénéficier de leurs bonnes pratiques. À cette fin, un processus d'examen opérationnel volontaire des programmes de surveillance des parcs et de production de rapports sera mis en place pour conseiller et aider les directeurs d'unités de gestion et les gestionnaires de la conservation des ressources à élaborer ces programmes. L'examen opérationnel sera lancé à la demande du directeur de l'unité de gestion et suivra l'approche actuelle d'examen opérationnel de l'évaluation environnementale de Parcs Canada. Les critères de programmes seront décrits et appliqués à un certain nombre de parcs, dans le cadre d'un projet pilote. Cette approche permettra au personnel de terrain de contribuer régulièrement aux procédures, objectifs et priorités d'évaluation du processus d'examen opérationnel et de s'assurer que ce processus est étroitement adapté aux besoins du parc.

Le processus d'examen opérationnel aidera les unités de gestion à mettre en œuvre leur programme de surveillance en permettant :

- d'évaluer la capacité des activités de surveillance de l'IE du parc de fournir des données pertinentes, en temps opportun, aux gestionnaires du parc;
- d'évaluer la capacité des activités de surveillance de l'IE du parc de traduire et de rapporter l'état de l'IE du parc et son évolution;
- d'évaluer l'utilisation de la surveillance de l'efficacité en tant qu'outil décisionnel permettant de rapporter sur les réalisations en matière d'IE et d'apprendre « sur le terrain » grâce à un processus de gestion adaptative, et;
- d'évaluer l'intégration de l'information de surveillance recueillies à des fins de production de rapports par l'Agence, notamment les mesures, les seuils et les questions de surveillance.

Les examens opérationnels seront lancés à la demande d'un directeur d'unité de gestion et réalisés par une petite équipe de gestionnaires et d'écologistes. Grâce à des entrevues structurées et à l'analyse de documents, l'équipe travaillera en collaboration avec le gestionnaire de la conservation des ressources et son personnel pour réviser les éléments essentiels à la rencontre des objectifs de l'unité de gestion en matière de surveillance de l'IE et de production de rapports. Le but de ces examens est d'utiliser l'expertise des spécialistes de la surveillance afin d'améliorer la qualité du programme en tablant sur les points forts et en recommandant des améliorations susceptibles de réduire ou d'atténuer les risques. L'examen, ainsi que les recommandations connexes, portera sur les éléments suivants :

- la capacité des gestionnaires du parc de fournir une évaluation crédible de l'état du parc et de son évolution;
- la capacité des gestionnaires du parc d'évaluer les résultats des mesures de gestion sur l'IE;
- l'importance du stockage des données sur l'état et les réussites de gestion de l'IE du parc dans le CIE permettant d'appuyer la gestion de l'information et de satisfaire aux exigences de production de rapports;
- la possibilité pour les gestionnaires de parc de réduire les coûts et d'améliorer l'efficacité par l'intégration et la collaboration avec les processus de planification d'autres parcs et lieux.

À la suite d'un examen opérationnel, le directeur de l'unité de gestion recevra un rapport sur les résultats et jugera de la pertinence de le diffuser au sein de son équipe de gestion. Les pratiques exemplaires et novatrices utilisées par les parcs soumis à l'examen seront recueillies et diffusées dans tout le pays dans le but de contribuer à l'amélioration globale des activités de surveillance de l'IE de Parcs Canada. Cependant, les rapports eux-mêmes ne seront pas distribués à l'externe par l'équipe d'examen, et il n'y a ni intention ni mandat de diffuser à l'échelle nationale un résumé des résultats d'un parc.

Le directeur d'une unité de gestion pourra demander un examen de suivi pour vérifier la mise en œuvre des recommandations et l'efficacité des changements apportés.

## **Évaluer l'état de l'IE d'un parc**

L'évaluation de l'état de chacun des indicateurs de l'IE d'un parc est rapportée dans le cadre du processus du REP et du REAPP. Cette évaluation est basée sur une combinaison de l'état de chacune des mesures de l'IE pour un indicateur donné (appendice technique 5). Le but final, pour un système de surveillance d'un parc parvenu à maturité, est que chaque indicateur de l'IE comprenne 5 mesures durables de l'IE qui, ensemble, fournissent au directeur de l'unité de gestion une évaluation crédible de cet indicateur de l'IE.

Les données scientifiques à la base de l'évaluation de l'état de l'IE seront documentées au CIE de manière à les rendre accessibles à des fins d'analyse et de production de rapports. Les informations consignées au CIE comprendront les questions de surveillance, la justification des mesures utilisées, les données utilisées et une présentation claire des principales analyses. L'appendice technique 11 présente des conseils détaillés à cet égard. Cette approche permettra, à long terme, d'assurer la tenue à jour, la diffusion et la transmission des données entre les employés de Parcs Canada, afin de réduire les exigences de production de rapports pour les unités de gestion et de rationaliser les fonctions de planification et de production de rapports de l'Agence. Les directeurs d'unités de gestion et les gestionnaires de la conservation des ressources sont responsables d'assurer l'intégrité et la pertinence des informations consignées par leur unité de gestion dans le CIE.

## **Partager les connaissances scientifiques et rentabiliser les investissements de l'Agence**

Les programmes de surveillance de l'IE et de production de rapports de l'Agence utiliseront les connaissances scientifiques les plus récentes pour l'établissement d'activités de surveillance de l'IE durables et crédibles. Dans la plupart des parcs, la conception et la mise en œuvre de l'échantillonnage, de l'analyse et de l'évaluation d'un certain nombre de mesures de l'IE parmi tous les indicateurs de l'IE nécessiteront une expertise sur plusieurs types d'écosystèmes (forêt, toundra, prairies, milieux humides, eau douce et milieux marins). Étant donné la portée écologique étendue des activités de surveillance du parc, il est alors recommandé que les équipes de gestion trouvent des moyens rentables de collaborer avec les autres unités de gestion et les autres spécialistes de l'Agence pour partager leur expertise, trouver des approches communes optimales, assurer un échange et une gestion des données à l'échelle nationale, et établir des liens et une synergie avec d'autres activités (p. ex. EE, LEP, restauration écologique, feux). L'objectif est de veiller à ce que les données techniques appuient clairement la gestion, facilitent la production de rapports et puissent faire l'objet d'un audit.

Une approche de collaboration biorégionale donne la possibilité de tirer avantage des similarités écologiques entre les parcs de cette biorégion et de faire davantage d'économies en donnant accès à une plus grande diversité d'expertises et d'expériences, en plaçant les observations écologiques dans un contexte régional et en minimisant les recoupements entre les protocoles, la gestion des données et d'autres travaux. Cette approche permet aussi d'augmenter la taille d'un échantillon, là où un parc donné n'aurait pas eu les ressources nécessaires ou une population suffisante. En plus d'entraîner des économies, cette approche favorise une communication et une interaction plus efficaces avec les autres organismes et partenaires régionaux. Il faut souligner que si les biorégions fournissent un moyen de faciliter le partage d'information et l'élaboration de programmes plus rentables, elles ne constituent en aucune façon des entités administratives ou de référence, et n'ont aucun effet sur les structures d'imputabilité de l'unité de gestion.

## Rentabiliser les investissements et créer des partenariats pour atteindre les objectifs fixés

L'élaboration et le maintien des activités de surveillance de l'IE et de production de rapports exhaustives et crédibles nécessitent des ressources humaines et financières considérables. Il faut donc s'efforcer de rentabiliser ces investissements en les utilisant de manière à atteindre un grand nombre d'objectifs de l'Agence. Deux secteurs se prêtent à la rentabilisation des investissements en surveillance, soit la participation et l'engagement directs des communautés autochtones et des visiteurs du parc aux activités de surveillance. Des résultats de surveillance crédibles jouent également un rôle important dans la communication, car ils permettent de communiquer l'état du parc et de sa conservation aux gestionnaires et au public, ce qui favorise l'émergence d'une « culture de la conservation » chez les Canadiens. La surveillance de l'IE peut aussi contribuer à d'autres initiatives sur l'IE du parc, dont les évaluations environnementales, la gestion des espèces en péril et les initiatives de restauration écologiques comme la gestion des feux et les objectifs du programme « Agir sur le terrain ».

Des activités de surveillance crédibles et durables ont également le potentiel d'agir comme des pôles de connaissances et d'attirer des investissements de recherche scientifique en partenariat avec d'autres organismes et des universités. Pour être réussi, un partenariat doit profiter à tous les partenaires, et il faut y consacrer une attention soutenue pour le gérer, le tenir à jour et l'évaluer. En tenant compte des objectifs et du contexte financier de l'unité de gestion, il faut examiner attentivement la portée et la durée d'éventuels partenariats là où Parcs Canada doit investir des fonds. Même s'il est souvent plus utile d'envisager des ententes pluriannuelles pour apporter des changements efficaces dans un délai donné, les directeurs d'unités de gestion devraient aussi examiner l'investissement proposé sur tout son cycle de vie, en lien avec les priorités qui pourraient émerger. Lorsqu'il est question de transférer des fonds publics à des tierces parties en échange de l'offre de services ou de données de surveillance à Parcs Canada, les gestionnaires responsables doivent assurer le respect des politiques applicables et des orientations de la *Loi sur la gestion des finances publiques*.

### Science citoyenne

Les groupes de citoyens (groupes scolaires, visiteurs, programmes d'interprétation spéciaux, ou bénévoles) peuvent participer efficacement à certaines des activités relatives à la surveillance de l'IE dans un parc, tout en contribuant à la sensibilisation et à l'appréciation du public et en facilitant des expériences mémorables pour les visiteurs.



La clé de la réussite des activités de science citoyenne réside dans une conception de la surveillance qui permet la collecte de données par des personnes formées à cet effet, une supervision suffisante pour assurer la qualité des données, et une rétroaction aux participants afin qu'ils sachent comment leurs efforts ont contribué à l'évaluation de l'état du parc. Cette approche a l'avantage de recueillir des données de surveillance utiles pour les programmes du parc tout en permettant également la poursuite des objectifs de diffusion externe, d'appréciation du public et d'expérience du visiteur de l'AP3 et de l'AP4. Ces programmes ne doivent toutefois pas être perçus comme peu coûteux ou faciles à mettre en place – le personnel du parc doit déployer des efforts considérables pour concevoir et réaliser avec succès les programmes de science citoyenne.

## **Autres considérations**

### **Harmonisation du choix des indicateurs de l'IE à l' échelle nationale**

Chaque écosystème d'un parc national est habituellement surveillé grâce à une série principale de trois ou quatre indicateurs de l'IE qui reflètent les principaux types d'écosystèmes du parc (p. ex. forêt, ruisseau, toundra, milieux humides) tirés de la liste nationale des indicateurs qui se trouve à l'appendice 2. Les directeurs d'unités de gestion où se trouvent des parcs plus grands ou plus complexes qui jugent avoir besoin de plus de quatre indicateurs devraient consulter le directeur général des parcs nationaux. De plus, il est possible d'envisager l'utilisation d'indicateurs supplémentaires dont les coûts sont minimes, en consultation avec le directeur général des parcs nationaux. On s'attend à ce que les parcs appliquent l'approche basée sur les écosystèmes pour choisir les indicateurs de l'IE comme le décrit l'appendice 2. Cela permet d'atteindre une certaine cohérence dans la production de rapports à l'échelle du parc et du réseau, tout en réduisant les coûts de préparation, et fournit une approche basée sur les écosystèmes pour l'évaluation de l'état du parc et la production de rapports.

### **Mesure et production de rapports dans les limites des parcs nationaux**

Il est reconnu que des facteurs écologiques régionaux influencent souvent l'état d'un parc. Parcs Canada collabore régulièrement avec ses voisins de manière à améliorer l'état des terres adjacentes ou voisines des parcs nationaux. Cependant, les investissements de l'Agence et ses rapports sur le rendement seront axés sur les responsabilités et les obligations de rendre des comptes de Parcs Canada dans les limites des parcs nationaux.

### **Gestion de l'information**

Les données, métadonnées, protocoles, analyses et informations auxiliaires seront gérés et conservés soigneusement, de manière à contribuer à une prise de décisions efficace et à

assurer la valeur à long terme des investissements réalisés par l'Agence dans la surveillance de l'IE. Les mesures de l'IE nécessitent des protocoles décrits et appliqués de façon claire et cohérente, qui décrivent les principaux aspects des mesures prises. Cela permet d'assurer que les ensembles de données de surveillance demeurent crédibles et accessibles à long terme, et qu'ils reflètent les changements et les tendances, sans égard aux personnes qui mènent la surveillance à un moment ou à un autre. Les données de surveillance doivent également être gérées et consignées de façon efficace et fiable. Le Centre d'information sur les écosystèmes (CIE) est un outil de gestion, d'enregistrement et de recherche de données. Le CIE fournit également aux gestionnaires et aux spécialistes un « tableau de bord » pour l'examen de l'état global de l'IE dans l'ensemble des parcs nationaux. Les directeurs d'unités de gestion et les gestionnaires de la conservation des ressources jouent un rôle essentiel en s'assurant que le personnel utilise le CIE et tient à jour les données touchant leur propre parc national (<http://intranet/apps/ice/PhaListing.aspx>).

### **Surveillance de l'IE dans les parcs du Nord**

À Parcs Canada, on entend par « parcs du Nord » le parc national des Monts-Torngat ainsi que les parcs nationaux Ukkusiksalik, Auyuittuq, Sirmilik, Quttinirpaaq, Ivavik, Tukturnogait, Aulavik, Vuntut, Kluane, Wapusk et Nahanni.

Les lignes directrices pour les parcs nationaux du Nord ont été approuvées par le DGA en mars 2011 et constituent toujours une référence pertinente pour les unités de gestion du Nord. Elles traduisent le caractère exceptionnel du travail dans le Nord et des orientations claires pour l'élaboration de surveillance dans le Nord. Des directives supplémentaires sont aussi données dans le document *Ecological Integrity Monitoring in Canada's Northern National Parks – A Path Forward*. Voici un bref résumé des orientations données dans les lignes directrices.

Dans le Nord, les activités de surveillance sont basées sur les mêmes principes écologiques que dans le Sud. Le programme de base doit être crédible et durable et les indicateurs et mesures doivent être élaborés de manière à faire participer les communautés autochtones tout en appuyant la vision de l'Agence, en favorisant les projets de science citoyenne et en contribuant à l'atteinte des objectifs relatifs à l'expérience du visiteur et à l'éducation du public.

Étant donné la taille importante des parcs du Nord et les problèmes d'accessibilité, la surveillance de l'IE écologique de ces parcs repose sur un programme de télédétection bien conçu. Cette approche permet de composer le plus efficacement possible avec les problèmes associés à la logistique, à la taille des parcs, au personnel et au contexte sociopolitique propre aux parcs du Nord. Une série principale de mesures d'échantillonnage sur le terrain soigneusement choisies, associée à deux indicateurs approuvés situés dans des bassins hydrographiques d'intérêt, et lorsque c'est possible, basée sur des mesures et des protocoles communs, sera mise en place pour appuyer les activités de télédétection. Là où c'est approprié, un indicateur commun sera choisi pour tous les parcs du Nord, et le travail de terrain devrait

être surtout axé sur un bassin hydrographique d'intérêt. Tous les protocoles, méthodes, données et analyses seront documentés dans le CIE.

## **Rôles et responsabilités**

Le directeur de l'unité de gestion (DUG) est responsable du maintien ou de l'amélioration de l'intégrité écologique du parc national, de l'identification des indicateurs et des mesures de l'IE pour le parc et de la production de rapports en temps opportun tout au long du cycle de planification de gestion du parc. Les DUG sont encouragés à engager leur personnel et leur équipe de gestion dans un dialogue sur les risques, les priorités relatives et les autres objectifs de gestion lors de la planification d'activités de surveillance permettant d'atteindre les meilleurs résultats possibles avec les niveaux de ressources approuvés.

Les activités de surveillance et de rapport sur l'intégrité écologique représentent un secteur clé de la fonction de conservation des ressources, et le gestionnaire de la conservation des ressources (GCR) est responsable devant le DUG de l'atteinte des résultats attendus. Le GCR doit appliquer les présentes lignes directrices et réaliser une série d'activités de surveillance durables et crédibles qui appuient aussi bien la surveillance de l'état de l'IE à long terme et la production de rapports que la surveillance de grands projets de gestion active et la production de rapports à cet égard. Le GCR est responsable des volets scientifique, technique et opérationnel; il est appuyé par le personnel de la conservation des ressources et d'autres spécialistes, et par le soutien et les directives de la Direction générale des parcs nationaux.

Le directeur général des Parcs nationaux, appuyé par le directeur exécutif de l'intégrité écologique et le spécialiste principal des écosystèmes, est responsable devant le directeur général de l'Agence du cadre stratégique de la surveillance de l'IE fondée sur les connaissances, de la communication avec les autres directions générales et du soutien à la collecte des données recueillies à l'échelle des parcs pour répondre aux exigences nationales de production de rapports de l'Agence.

Le dirigeant principal administratif (Stratégies et Plans) est responsable devant le directeur général de l'Agence de l'établissement des lignes directrices de planification de la gestion et de production de rapports sur l'état des parcs, ainsi que de la communication d'informations et de résultats sur l'intégrité écologique au nom de l'Agence.

## APPENDICE TECHNIQUE 1 : Glossaire

Les définitions suivantes devraient être utilisées dans tous les documents de Parcs Canada.

### Indicateur de l'IE

Énoncé sommaire, à l'échelle nationale, qui fournit une évaluation claire de l'état d'un élément important de l'IE du parc (un écosystème important du parc), basé sur une combinaison de mesures de l'IE. Le directeur de l'unité de gestion approuve les indicateurs de l'IE choisis dans la série nationale d'indicateurs donnée à l'appendice 2.

Exemples : *Indicateur de l'IE du milieu aquatique, indicateur de l'IE de la forêt, indicateur de l'IE de la toundra*

### Mesure de l'IE

Donnée de surveillance qui contribue à un indicateur de l'IE donné, recueillie sur une certaine période suivant un protocole strictement défini, qui mesure l'état actuel et l'évolution depuis la dernière mesure. Une mesure de l'IE peut être constituée d'une seule mesure écologique prise sur le terrain, ou d'un indice combinant plusieurs mesures prises sur le terrain.

Exemple : *Un indicateur de l'écosystème forestier peut être constitué de plusieurs mesures de l'IE comme la diversité des oiseaux chanteurs forestiers, l'indice de décomposition des sols, le cycle de feu et l'abondance des salamandres. La mesure de la diversité des oiseaux chanteurs est elle-même constituée de plusieurs mesures de l'abondance de diverses espèces d'oiseaux chanteurs.*

### État de l'IE

Évaluation ponctuelle du niveau de l'IE d'un indicateur ou d'une mesure, bon, passable ou mauvais (p. ex. *L'état de l'indicateur des milieux humides est passable; l'état de la mesure de la diversité des oiseaux chanteurs forestiers, qui fait partie de l'indicateur de l'état de la forêt, est bon*).

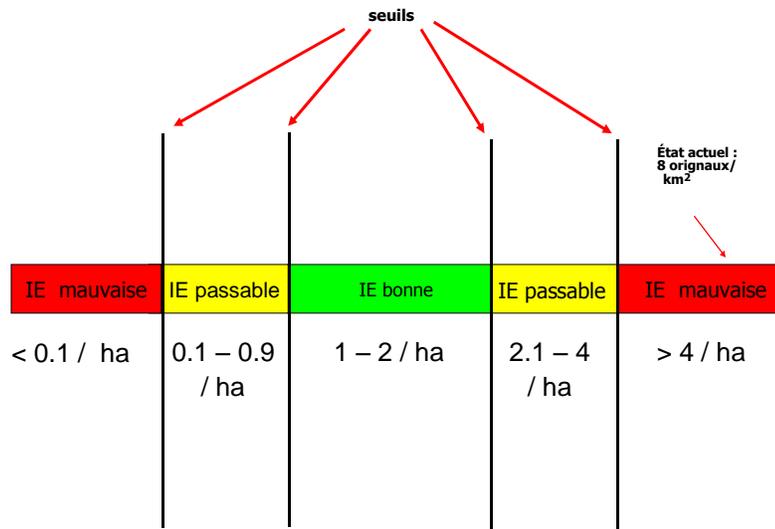
L'état est évalué selon la définition de l'intégrité écologique donnée par l'Agence. Les descripteurs « bon », « passable » et « mauvais » sont basés sur des seuils définis scientifiquement pour les mesures de l'IE. Dans l'ensemble, l'évaluation de l'état de l'indicateur de l'IE doit correspondre au tableau APP 1.1.

**Tableau APP 1.1 : Interprétation de l'état des indicateurs de l'IE**

<b>Indicator Condition</b>	<b>Description</b>
<b>Bonne IE</b> 	L'écosystème est actuellement en sécurité, sera vraisemblablement préservé, et comprend une diversité et une abondance saines d'espèces indigènes et de communautés biologiques, ainsi que des rythmes de changement et des processus écologiques sains. Aucune mesure de gestion active importante n'est nécessaire.
<b>IE passable</b> 	L'écosystème est vulnérable; sa composition et son abondance en espèces indigènes et en communautés biologiques, ses rythmes de changement et ses processus écologiques ne sont pas complètement sains. Il pourrait être opportun d'appliquer des mesures de gestion active pour améliorer l'état de l'indicateur de l'IE, mais ce n'est peut-être pas faisable.
<b>Mauvaise IE</b> 	L'écosystème est dégradé; sa composition et son abondance en espèces indigènes et en communautés biologiques, ses rythmes de changement et ses processus écologiques ne sont pas sains. Il pourrait être opportun d'appliquer d'importantes mesures de gestion active, mais ce n'est peut-être pas faisable.
<b>N. C.</b>	Les données disponibles ne suffisent pas pour coter l'état de l'indicateur.

# Seuil

Niveau d'un indicateur ou d'une mesure qui représente le point à partir duquel l'état change (p. ex. entre bon et passable, ou entre passable et mauvais) (figure APP 1.1). Les seuils sont basés sur des données scientifiques et déterminés indépendamment des cibles de gestion, sans égard à notre capacité d'influencer l'état.



**Figure APP 1.1 : Seuils pour la densité des orignaux**

Pour être utiles et crédibles sur le plan scientifique, toutes les mesures de l'IE doivent se voir associer un seuil. Les seuils importants sur le plan biologique pour une mesure donnée de l'IE sont parfois déjà disponibles; ils peuvent aussi être fixés par consensus ou basés sur la surveillance, ce qui demande du temps. Une mesure sans seuil ne constitue pas une composante acceptable d'un programme de surveillance de l'IE. Les seuils basés sur des évaluations statistiques du changement peuvent servir provisoirement en attendant que des seuils fiables, significatifs sur le plan biologique, puissent être établis. L'établissement de seuils utiles demande du temps; il est donc normal que le premier rapport sur l'état d'un parc ne comprenne que quelques seuils.

## Tendance

Changement spécifique mesurable dans le temps (voir tableau APP 1.2) de l'intégrité écologique d'une mesure ou d'un indicateur (p. ex. l'indicateur de l'état de la forêt s'est amélioré depuis le dernier REP, la mesure de l'IE de la qualité de l'eau est en détérioration). Il faut souligner que la tendance décrit l'évolution de l'état écologique, et que l'évaluation de l'état dépend de ce qui est mesuré. Une détérioration de l'état peut résulter d'une tendance à la hausse (tendance à une surpopulation des ongulés ou à l'eutrophisation d'un étang) ou à la baisse (déclin de la population d'une espèce en péril ou de la connectivité de la forêt).

**Tableau APP 1.2 : Types de tendances des indicateurs de l'IE**

<b>Tendance de l'état de l'indicateur</b>	<b>Description</b>
<b>Amélioration</b> ↑	L'état de l'indicateur s'est amélioré depuis la dernière évaluation ou le dernier rapport sur l'état du parc.
<b>Stable</b> ↔	L'état de l'indicateur est resté stable depuis la dernière évaluation ou le dernier rapport sur l'état du parc.
<b>Détérioration</b> ↓	L'état de l'indicateur s'est détérioré depuis la dernière évaluation ou le dernier rapport sur l'état du parc.
<b>N. C.</b>	Les données disponibles ne suffisent pas pour coter l'état de l'indicateur.

## **Cible**

But de gestion défini pour un indicateur donné, ou pour les mesures associées à une mesure de gestion en particulier, approuvé par le directeur de l'unité de gestion, conseillé par le personnel de la conservation des ressources. Une cible définit le niveau de résultat possible, désirable et atteignable.

## **Cible de gestion active**

Résultat écologique spécifique souhaité, assorti d'un délai, d'une mesure de gestion, qui remplace le changement de l'IE en tant que résultat d'une mesure de gestion. Dans ce contexte, les cibles sont propres au parc, définies dans le plan directeur ou spécifiées par le biais d'activités de gestion active. Les cibles doivent être réalistes et atteignables, et approuvées par le directeur de l'unité de gestion.

Exemple : D'ici 2010, le cycle de feu dans la forêt White Pine est rétabli à son niveau historique, à 20 % près.

## APPENDICE TECHNIQUE 2 : Indicateurs de l'IE à l'échelle du parc et à l'échelle nationale

Les indicateurs de l'IE sont un outil essentiel de notre approche de l'évaluation et de la transmission des résultats de la surveillance de l'IE d'un parc aux gestionnaires et au grand public canadien. L'IE globale du parc est mesurée, résumée et évaluée à partir d'une série d'indicateurs de l'IE approuvés qui permettent de résumer et de communiquer de façon crédible l'état du parc (figure APP 2.1). Le modèle des indicateurs de l'IE s'inspire de la Méthode canadienne d'évaluation des dangers d'incendie de forêt (MCEDIF 1987), un indice bien connu des dangers d'incendie diffusé à l'intention d'un large public et basé sur des connaissances scientifiques solides. À l'aide d'une approche semblable, on résume les résultats et analyses complexes de la surveillance des mesures de l'IE dans un modèle en forme « d'iceberg » afin d'évaluer et de communiquer l'état de l'IE pour chaque indicateur d'un parc. La communication publique de l'IE du parc représente la « pointe » de l'iceberg, alors que les données détaillées et la méthodologie d'évaluation ne sont pas diffusées, mais disponibles au CIE.

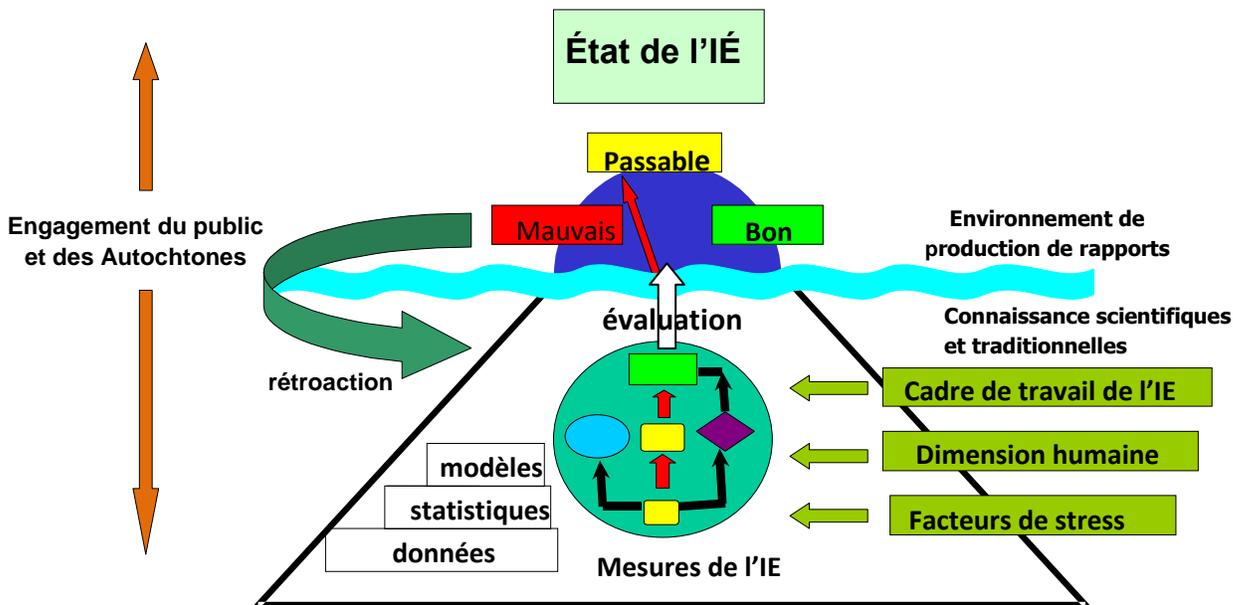


Figure APP 2.1 : Modèle en forme d'iceberg pour un indicateur de l'IE

Selon l'approche de Parcs Canada, un indicateur de l'IE est élaboré pour chaque écosystème important du parc (forêts, ruisseaux, lacs, milieux humides, toundra). Ensemble, les indicateurs fournissent une synthèse crédible de l'état de l'IE du parc. Chacun d'eux est habituellement basé sur un ensemble de mesures couvrant, autant que possible, la biodiversité, les processus écologiques qui soutiennent et déterminent celle-ci, ainsi que les facteurs de stress qui les touchent. Ces éléments sont visualisés grâce à des modèles conceptuels simples de l'écosystème pour chaque indicateur. Ces modèles constituent un cadre écologique pour le choix des mesures de l'IE ainsi qu'un outil de communication très utile pour résumer la complexité de l'écosystème.

## Sélection des indicateurs de l'IE pour la surveillance du parc

Les lignes directrices qui précèdent constituent des directives aux directeurs d'unités de gestion et aux gestionnaires de la conservation des ressources quant aux écosystèmes principaux du parc qui devraient faire l'objet d'une surveillance de l'IE et d'un rapport. Un des principaux défis, pour tout type de surveillance, est la viabilité à long terme du programme et la capacité de réduire les risques d'échec. C'est pour cette raison qu'un leadership adéquat est nécessaire dans la conception et la mise en œuvre d'activités de surveillance crédibles et durables à long terme. Les directives données ici insistent sur le fait que les ressources doivent être investies en priorité dans les principaux écosystèmes du parc qui contribuent de façon significative à la compréhension de l'IE du parc. Dans certains cas, un écosystème important n'occupe qu'une toute petite partie du parc, ou les enjeux de conservation d'un tel écosystème ne sont pas jugés nécessaires au maintien ou au rétablissement de l'IE d'un parc. Dans l'intérêt de la viabilité du programme, le directeur de l'unité de gestion peut décider que la surveillance d'une série de mesures dans cet écosystème n'est pas justifiée.

Pour assurer la viabilité à long terme des programmes et la crédibilité des évaluations des indicateurs de l'IE, les parcs centrent leurs efforts de surveillance sur 3 ou 4 indicateurs de l'IE. Dans certains cas, l'unité de gestion peut décider que des indicateurs de l'IE supplémentaires sont nécessaires pour traduire la complexité du parc; ***dans ces cas, les gestionnaires du parc devraient discuter de la question avec le directeur général des parcs nationaux.*** Dans tous les cas, l'objectif est d'élaborer un programme durable qui reflète les principales composantes de l'IE du parc et de veiller à ce que chacun des indicateurs de l'IE comprenne un nombre suffisant de mesures bien choisies pour offrir une évaluation crédible de l'IE pour cet indicateur. Les principaux écosystèmes présentés au tableau APP 2.1 peuvent être utilisés pour rentabiliser la création des indicateurs de l'IE. Par exemple, dans certains parcs, les indicateurs de la forêt ou des terrains boisés peuvent être combinés pour former un indicateur global pour la forêt, les indicateurs des ruisseaux ou des lacs peuvent être combinés pour former un indicateur global pour les eaux douces, ou les indicateurs côtiers et marins peuvent être combinés pour former un indicateur marin/côtier unique aux fins de la surveillance et de la

production de rapports. Les parcs sont encouragés à combiner les indicateurs de l'IE lorsqu'ils le jugent approprié afin de s'assurer d'une évaluation fiable à partir d'un certain nombre de mesures de l'IE crédibles et durables .

## **Sommaire national de l'IE dans le REAPP**

Le tableau APP 2.1 présente les principaux écosystèmes pour tous les parcs nationaux, regroupés sous huit indicateurs de l'IE du REAPP utilisés pour les rapports à l'échelle nationale.

Pour évaluer l'IE d'un parc lorsque l'indicateur du REAPP pour ce parc comporte plus d'un indicateur de l'IE, toutes les mesures de l'indicateur en question sont évaluées en groupe, suivant les mêmes règles de détermination de l'état et de la tendance que pour un indicateur de l'IE simple. Cette analyse est effectuée par l'équipe du CIE de la Direction générale des parcs nationaux en vue du sommaire national ultérieurement préparé par le directeur administratif principal au nom de l'Agence.

Tableau APP2.1 : Indicateurs de l'intégrité écologique à l'APC (page 1)

Indicateur REAPP		1.FORÊTS		2.TOUNDRA		3.ARBUSTAIES <sup>2</sup>				4.MILIEUX HUMIDES			5.PRAIRIES		6.EAUX DOUCES		7.MARINS/CÔTIERS				8.GLACIERS	
PARC	Indicateur du parc	Forêt	Terrains boisés <sup>1</sup>	Toundra arctique	Toundra alpine	Arbustales	Alvars	Landes	Landres	Milieux humides	Plaines inondables	Deltas	Prairies	Badlands	Ruisseaux	Lacs	Milieux marins <sup>4</sup>	Côtiers <sup>3</sup>	Intertidal	Îlots	Sublittoral	Glaciers
Cap-Breton																						
Forillon																						
Fundy																						
Gros-Morne																						
Kejimikujik																						
Kouchibouguac																						
La Mauricie																						
Terra-Nova																						
Mingan																						
Île-du-Prince-Édouard																						
<b>Plaines intérieures</b>																						
Elk Island																						
Prairies																						
Prince Albert																						
Mont-Riding																						
Wood Buffalo																						
<b>Côte du Pacifique</b>																						
Îles-Gulf																						
Gwaii Haanas																						
Pacific Rim																						

1. Terrains boisés : Comprennent les écosystèmes forestiers à couvert ouvert où les facteurs écologiques ne permettent pas l'apparition d'un couvert forestier complet, p. ex. forêts-parcs subalpines, régions subarctiques et terrains boisés semi-arides.
2. Arbustales : Écosystèmes arbustifs non arctiques maintenus dans un disclimax par le feu, la sécheresse ou d'autres facteurs. 'Landes' et 'landres' sont des noms locaux donnés aux écosystèmes principalement arbustifs maintenus, actuellement ou dans le passé, par des feux répétés. Les écosystèmes alpins du PN du Gros-Morne appelés « landes » ont été placés sous « Toundra alpine ».
3. Côtiers : Écosystèmes terrestres (y compris les estuaires et les lagons) adjacents à des systèmes marins ou à de grandes étendues d'eau douce dont l'écologie est fortement influencée par sa proximité avec la côte.
4. Marins : Écosystèmes marins pélagiques plus profonds que les écosystèmes sublittoraux.

Tableau APP2.1 : Indicateurs de l'intégrité écologique à l'APC (page 2)

Indicateur REAPP		1.FORÊTS		2.TOUNDRA		3. ARBUSTAIES <sup>2</sup>				4.MILIEUX HUMIDES			5.PRAIRIES		6.EAUX DOUCES		7.MARINS/CÔTIERS				8.GLACIERS	
PARC	Indicateur du	Forêt	Terrains boisés <sup>1</sup>	Toundra arctique	Toundra alpine	Arbustaire	Alvars	Landes	Landres	Milieu humides	Plaines inondabl	Deltas	Prairies	Badlands	Russeaux	Lacs	marins <sup>4</sup>	Côtiers <sup>3</sup>	Intertidal	Îlots	Subittor al	Glaciers
<b>Nord</b>																						
	Auyuittuq																					
	Ukkusiksalik																					
	Quttinirpaaq																					
	Sirmilik																					
	Monts-Torngat																					
	Wapusk																					
	Aulavik																					
	Ivvavik																					
	Tuktut Nogait																					
	Vuntut																					
	Kluane																					
	Nahanni																					
<b>Montagnes du Sud</b>																						
	Banff																					
	Jasper																					
	Kootenay																					
	Mont Revelstoke et Glaciers																					
	Lacs-Waterton																					
	Yoho																					
<b>Grands Lacs</b>																						
	Péninsule-Bruce																					
	Îles-de-la-Baie-Georgienne																					
	Pointe-Pelée																					
	Pukaskwa																					
	Îles-du-Saint-Laurent																					

## **APPENDICE TECHNIQUE 3 : Mesures de l'intégrité écologique**

### **Objectifs**

Le choix d'une série principale d'indicateurs basés sur des connaissances scientifiques et traditionnelles et appuyés par des mesures de l'IE approuvées constitue le fondement d'une surveillance efficace de l'IE d'un parc. Le processus de sélection des mesures de l'IE décrit ici est transparent et répétable. La liste des mesures potentielles semble illimitée; la biodiversité peut inclure des mesures sur la génétique, les espèces, les communautés, les habitats et les paysages. Les processus et les fonctions des écosystèmes sont complexes, et la liste des facteurs de stress s'allonge toujours. Les parcs doivent cependant se limiter à quelques mesures pour chaque indicateur, en fonction de leurs capacités et de leurs ressources financières. Il faut choisir les mesures qui, ensemble, permettent une explication crédible de l'intégrité de l'écosystème pour avertir les gestionnaires du parc des problèmes écologiques potentiels et pour les aider à atteindre les résultats attendus et à concrétiser la vision de l'Agence. Les connaissances traditionnelles, les projets de science citoyenne et d'autres sources d'information et de compréhension restent au cœur des activités de surveillance des parcs et de production de rapports, et devraient être intégrés dès le début dans l'élaboration du plan de surveillance.

### **Processus de sélection des mesures**

Pour sélectionner les mesures, il faut faire deux choix :

- Choisir la composante de l'écosystème à mesurer (p. ex. oiseaux chanteurs forestiers, plantes envahissantes, changement climatique; voir la section 5).
- Choisir les mesures de l'IE spécifiques et les mesures à prendre sur le terrain (p. ex. abondance des oiseaux chanteurs forestiers, changement du pourcentage d'occurrence d'une mauvaise herbe nuisible, nombre de jours sans gel).

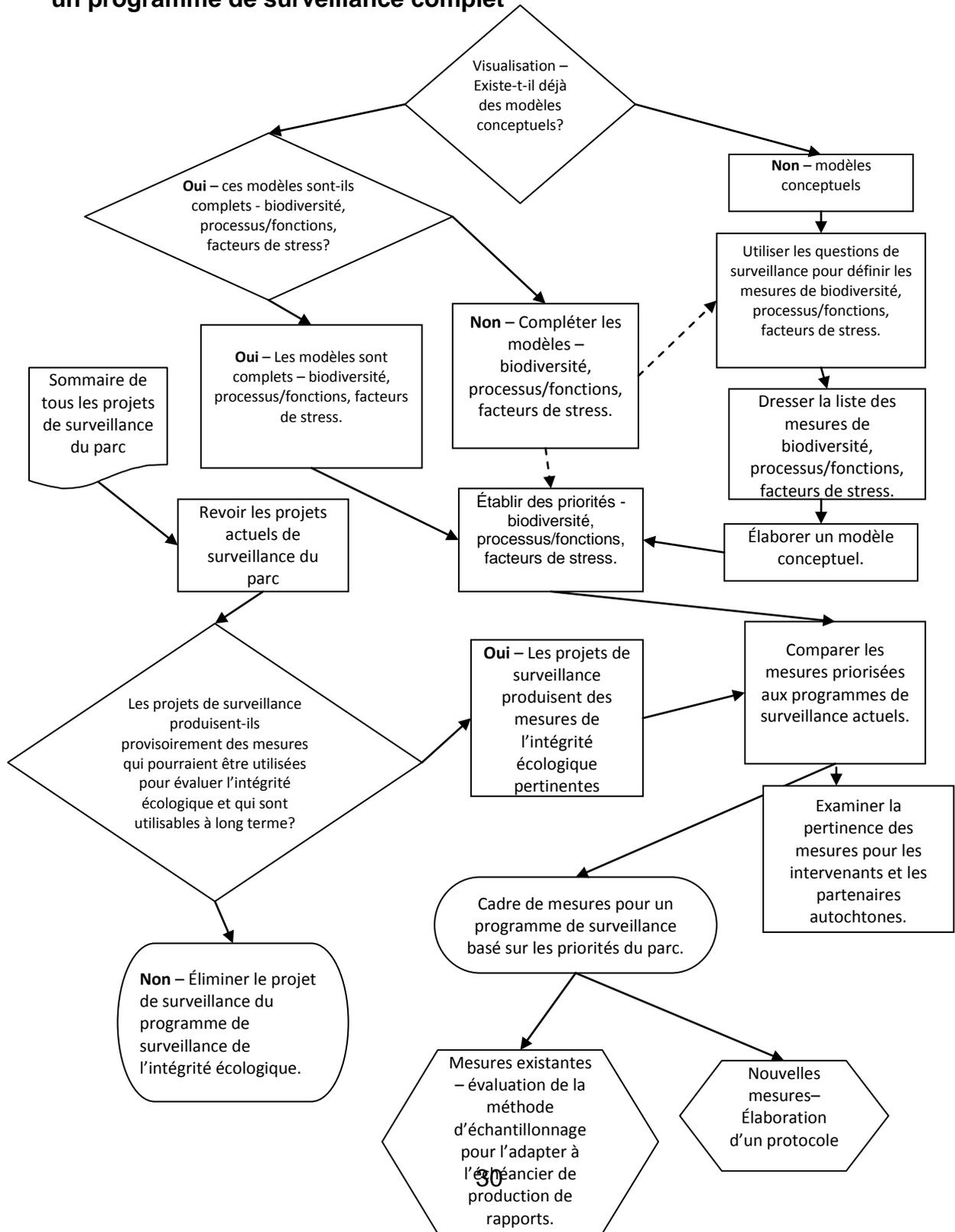
Le processus débute habituellement avec une longue liste de mesures potentielles parmi lesquelles on établit des priorités. La figure APP 3.1 décrit le processus de sélection des mesures.

### **Groupes à consulter**

Les groupes suivants peuvent contribuer à la conception d'un plan de surveillance :

- groupes attachés au parc
- communautés autochtones et Aînés
- groupes scientifiques consultatifs
- groupes d'intervenants
- groupes biorégionaux (le cas échéant)

**Figure APP 3.1 : Organigramme du processus d'examen des projets actuels de surveillance du parc et de sélection de nouvelles mesures pour un programme de surveillance complet**



Parcs Canada consulte ces groupes pour diverses raisons. Il faudrait intégrer les consultations relatives aux activités de surveillance à l'ensemble des consultations du parc et utiliser les comités et processus existants (p. ex. planification de gestion du parc). On peut aussi demander conseil au Secrétariat aux affaires autochtones quant à l'engagement des Autochtones aux activités de surveillance du parc. De nombreux écrits traitent de cette question (voir CCG 1997). Voici d'autres ressources :

- Le cours de formation de Parcs Canada sur les compétences pour travailler avec les autres, la planification et l'organisation, qui traite des raisons qui justifient une collaboration étroite avec les intervenants et aide le personnel et les partenaires potentiels d'un parc à s'orienter vers un consensus.
- Les chapitres des rapports sur l'état du parc préparés en collaboration avec les communautés autochtones et qui décrivent « l'état des terres ».
- Le guide de consultation des peuples autochtones, qui traite des principes et des étapes de la consultation en regard de l'obligation de consulter qui nous est faite par la loi ([http://intranet/content/aborig-autoch/orig/consultation\\_doc\\_FR.pdf](http://intranet/content/aborig-autoch/orig/consultation_doc_FR.pdf)).

## Groupes biorégionaux

Les biorégions sont des groupes de parcs voisins qui travaillent ensemble à l'élaboration de mesures et de protocole communs. Il ne s'agit pas d'un outil permettant de résumer la surveillance à l'échelle nationale, et elles n'ont pas d'effet sur les responsabilités des unités de gestion.

Les mesures biorégionales sont communes à au moins deux parcs d'une même biorégion. La coopération biorégionale peut être minimale – consultation périodique sur les programmes d'un parc donné – ou entraîner une analyse des mesures et une production de rapports semblables pour chacun des parcs d'une biorégion. De manière générale, plus la coopération est étroite, plus les économies sont importantes et plus la gestion du projet de surveillance est facilitée. De plus, l'échantillonnage, l'analyse et l'interprétation des données profitent de la participation du personnel de plusieurs parcs. Le succès du programme de surveillance dépend en grande partie du niveau de coopération qui existe au sein de la biorégion.

La compilation des mesures prises dans chaque parc représente un bon point de départ pour un processus biorégional. Certaines mesures sont propres à un seul parc, d'autres sont communes à deux parcs ou plus, et d'autres encore sont communes à tous les parcs. Pour les mesures communes à deux ou plusieurs parcs, il existe divers niveaux d'intégration (tableau APP 3.1). À partir d'une liste de mesures potentielles, les parcs peuvent établir des priorités selon un

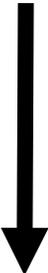
processus qui se rapproche de celui qu'on a décrit pour un parc seul. Le degré de coopération dépend des activités couvertes dans le tableau APP 3.1.

Avec l'approbation des directeurs d'unités de gestion concernés, on peut créer un groupe de travail formé des biologistes et écologistes de chacun des parcs participants afin d'élaborer et de recommander des mesures biorégionales.

---

**Tableau APP 3.1 : Niveaux de coopération dans l'intégration de mesures biorégionales (mesures communes à au moins deux parcs).**

---

Intégration croissante		<ul style="list-style-type: none"><li>• Consultation sur les mesures</li><li>• Entente sur une mesure</li><li>• Entente sur les moyens de mesure</li><li>• Application de protocoles semblables</li><li>• Saisie des données dans une base de données commune</li><li>• Analyse commune des données</li><li>• Mise en commun de l'intégration et du format de rapport des données</li></ul>
------------------------	---	---

---

## Groupes attachés au parc

Les plans de travail découlent généralement des discussions menées dans un forum axé sur un parc. Le principal objectif du forum est de permettre au personnel du parc de s'entendre sur l'état de l'IE et les besoins en surveillance du parc.

Les éléments habituellement couverts par un forum axé sur un parc sont les suivants :

- Collecte des données de surveillance et de recherche passées et actuelles pour évaluation;
- Adaptation des mesures existantes au cadre national des indicateurs de l'écosystème définis à l'appendice 2;
- Évaluation des mesures dans le contexte du plan directeur du parc;
- Élaboration de questions de surveillance claires pour chaque mesure existante;
- Examen de la pertinence des mesures actuelles en regard des exigences de production du rapport sur l'état du parc;

- Identification des lacunes dans la mesure de chaque indicateur de l'écosystème à l'aide du modèle conceptuel de l'écosystème;
- Priorisation des étapes ultérieures de l'examen des mesures et de l'élaboration et de la mise à l'essai du protocole, notamment quant à la participation des Autochtones et des intervenants.

Les personnes suivantes devraient participer à un forum axé sur le parc :

- Le personnel de la conservation des ressources du parc
- Les chercheurs étroitement associés au parc
- Les experts de l'Agence

Il faut tenir compte de l'ensemble du programme de surveillance, y compris les mesures potentielles d'expérience du visiteur et d'éducation du public. Deux exemples récents de consultations axées sur un parc peuvent être consultés dans Lee et Ouimet (2006) et Kehler et McLennan (2006).

## **Choix des mesures de l'IE et mesures sur le terrain**

La présente section traite de la sélection de mesures de l'IE spécifiques. Il faut souvent intégrer de nombreuses mesures prises sur le terrain (p. ex. dénombrement d'espèces) pour former une mesure de l'IE. Diverses mesures de l'IE peuvent être associées à toute composante de l'intégrité écologique. Par exemple, l'état écologique de l'original peut représenter une mesure prioritaire de la biodiversité. Les mesures spécifiques peuvent être des descripteurs plutôt généraux, comme la distribution et l'aire de l'habitat, plus précis, comme l'abondance relative, ou très précis, comme l'indice de l'état d'individus.

## **Critères de sélection**

Pour choisir les mesures de l'IE, il faut tenir compte de plusieurs critères.

- *Pertinence* : La plupart des mesures sont choisies à partir d'une relation préétablie avec une autre mesure habituellement comprise dans le modèle conceptuel. Pour les processus, fonctions et facteurs de stress d'un écosystème, certaines caractéristiques sont habituellement essentielles ou très importantes. Il peut s'agir par exemple de l'oxygène dissous (mg par L), qui sert à mesurer la qualité de l'eau.

- *Sensibilité* : La mesure de l'IE doit être sensible aux changements importants de l'environnement. Elle ne doit cependant pas être trop sensible, pour ne pas que l'interprétation des tendances soit empêchée par le bruit créé par une variabilité naturelle élevée.
- *Importance des besoins de gestion* : Les gestionnaires sont plus intéressés par des mesures qui correspondent à la taille du parc et à la fréquence de production des rapports quinquennaux. Les mesures de l'IE pour lesquelles la détection d'une tendance nécessite un échantillonnage sur des secteurs plus grands que le parc et sur le grand écosystème du parc sont plus difficiles à interpréter. Les mesures de l'IE qui changent très rapidement ou très lentement sont aussi, en général, peu adaptées. Les mesures de l'IE qui changent très rapidement peuvent nécessiter une surveillance continue et des mesures de gestion préétablies à des seuils donnés. D'un autre côté, les mesures qui varient très lentement sont aussi très difficiles à évaluer à temps pour la production des rapports et l'application de mesures de gestion.
- *Facilité d'échantillonnage* : Une mesure de l'IE devrait être facile et économique à échantillonner. Les protocoles devraient être fiables et éprouvés, et la méthodologie devrait être reconnue. Idéalement, les techniques d'échantillonnage devraient exiger une formation limitée. La période d'échantillonnage devrait être étendue dans l'année, et l'accès aux sites d'échantillonnage devrait être aussi efficace que possible, tout en permettant de tenir compte de l'effet de la proximité des routes. Il faut sopeser ces facteurs logistiques et les comparer à l'information apportée par la mesure de l'IE.
- *Communication aux gestionnaires et au public* : La sélection des mesures de l'IE doit bien sûr être fondée sur leurs avantages techniques, mais il faut aussi être en mesure d'expliquer leur pertinence en regard de l'intégrité écologique à un public non spécialiste. Toutes autres choses étant égales par ailleurs, il vaut mieux choisir des mesures de l'IE qui correspondent à l'idée que s'en font les gestionnaires et le public. Cela nécessite des consultations.
- *Aspect culturel* : Les gestionnaires devraient saisir les occasions d'examiner des espèces qui revêtent une importance culturelle ou des observations historiques sur les écosystèmes lorsqu'ils définissent des mesures de l'IE. Cela requiert un engagement significatif des communautés autochtones.
- *Résolution* : Les mesures de l'IE peuvent avoir une résolution plus ou moins fine (voir le tableau APP 3.2). Les mesures imprécises donnent généralement

des estimations plutôt brutes du rendement. Au contraire, les mesures fines sont axées sur un aspect plus spécifique du rendement, comme le succès de la reproduction pour mesurer la biodiversité ou les rythmes des processus des écosystèmes. Il faut examiner les mesures en allant des plus générales aux plus fines. Il s'agit essentiellement de se demander si l'échelle la plus générale fournit une évaluation raisonnable de l'intégrité écologique de l'indicateur, tout en ayant toutes les caractéristiques d'une bonne mesure.

**Tableau APP 3.2 : Exemple de mesures à différents niveaux de résolution pour les oiseaux chanteurs forestiers**

	Mesure	Coût	Couverture	Force du signal
Générale	% d'arbres matures et de vieilles forêts	faible	élevée	faible
	Abondance relative des oiseaux par transect			
Fine	Nombre de jeunes à l'envol par couple de parulines dans les peuplements matures et anciens	élevée	faible	élevé

### Intégration des mesures prises sur le terrain

On peut choisir des mesures prises sur le terrain qui servent, de façon autonome, de mesures de l'IE, ou de les combiner entre elles en suivant un modèle qui décrit mieux une composante de l'écosystème. Il existe quatre modèles courants :

- *Les modèles de population* combinent les caractéristiques démographiques d'une population dans un indice global de viabilité. L'analyse de la viabilité des populations est une forme spatialement explicite de cette approche.
- *Les modèles communautaires* résument l'abondance relative d'une espèce dans une communauté végétale ou animale pour permettre le suivi des changements dans la composition de cette communauté.
- *Les modèles de stress* résument les effets combinés de divers facteurs de stress selon leur fréquence et leur gravité. L'indice de la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'Environnement résulte de cette approche.
- *Les modèles de productivité* combinent des considérations sur l'énergie, les nutriments et le bilan hydrique pour prédire la production de biomasse de communautés de plantes.

Il est possible d'adopter d'autres approches pour définir des aspects complexes des écosystèmes (p. ex. réseaux trophiques), mais dans tous les cas la mesure générée doit justifier les efforts supplémentaires déployés pour prendre plusieurs mesures. Dans de nombreux cas, lorsqu'un protocole exige la prise de multiples mesures, il vaut mieux choisir la meilleure (selon les critères de la section précédente) pour fixer les seuils, et se servir des autres mesures comme de mesures accessoires. Avec le temps, il sera possible de les laisser tomber pour être plus efficace si elles ne contribuent pas à l'analyse.

## **Critères du programme pour les mesures de l'IE**

Le choix et la mise en œuvre des mesures de surveillance sont au cœur de tous les programmes de surveillance de l'IE. Il importe d'établir les critères minimaux d'un programme crédible et durable afin d'obtenir un niveau de rigueur uniforme dans toutes les unités de gestion. La présente section décrit les critères généraux de choix et de mise en œuvre des mesures de l'IE.

Les mesures et évaluations de l'état écologique recueillies et rapportées dans le cadre des programmes de surveillance de l'IE des parcs doivent être crédibles afin que les gestionnaires disposent de données fiables et solides pour prendre des décisions. On recommande l'adoption des critères suivants pour appuyer les directeurs d'unités de gestion et les gestionnaires de la conservation des ressources dans leur travail :

- La mesure de l'IE approuvée est pertinente pour l'évaluation de l'état de l'indicateur de l'IE, et répond à une question de surveillance spécifique qui comprend des seuils et des cibles appropriés.
- La taille de l'échantillon nécessaire pour une mesure de l'IE est suffisante pour atteindre les niveaux de confiance et d'efficacité acceptables pour le directeur de l'unité de gestion.
- La conception de l'échantillon nécessaire pour une mesure de l'IE tient compte, dans la mesure du possible, des biais, des sources de variations, des niveaux des facteurs de stress écologiques et des facteurs confusionnels.
- Les méthodes, protocoles, données et analyses pour les mesures de l'IE sont documentés au CIE.

## **Évolution et examen périodique des mesures**

Avec le temps, la technologie et notre compréhension des écosystèmes évoluent, ce qui nécessite une révision des mesures et des protocoles. Pour assurer la continuité à long terme de la surveillance, cependant, les parcs ne mettent à jour les mesures de l'IE que lorsque des changements importants surviennent dans notre connaissance des écosystèmes, lors de l'apparition de facteurs de stress nouveaux, importants et durables, ou lorsque de nouveaux protocoles sont largement acceptés.

Pour réduire le risque de perte de données et de pression à la hausse sur les ressources financières, les parcs devraient tenir compte des six facteurs suivants avant d'envisager de modifier les mesures ou les protocoles :

- coût
- expertise
- précision
- exactitude
- caractère envahissant
- biais inhérent

Les nouveaux protocoles envisagés devraient améliorer plusieurs de ces facteurs. En ce qui a trait à l'analyse, les deux facteurs les plus problématiques sont les changements (augmentations) de précision et les changements dans les biais inhérents. Le premier de ces facteurs pourrait rendre significatives des relations statistiquement non significatives ou changer la valeur des mesures

elles-mêmes, si la variation fait partie de l'analyse (coefficients de variation). Cela représente un problème. Dans ce cas, on pourrait interpréter des changements dus au protocole comme des changements de tendance. À tout le moins, les tendances créées par le nouveau protocole pourraient être confondues avec des tendances résultant de vrais changements dans la mesure. Une des solutions possibles aux changements de précision et de biais entraînés par des changements de protocole réside dans l'application d'un facteur de correction. Si l'importance et la direction du changement sont connues, il est possible d'appliquer un facteur de correction aux anciennes données. Cela nécessite une étude pour calibrer les anciennes données afin de les intégrer aux nouvelles. Autrement, il pourrait être nécessaire de traiter les deux ensembles de données séparément. Il faut aussi calculer l'indicateur avec et sans la nouvelle mesure, pour vérifier la sensibilité au nouveau protocole.

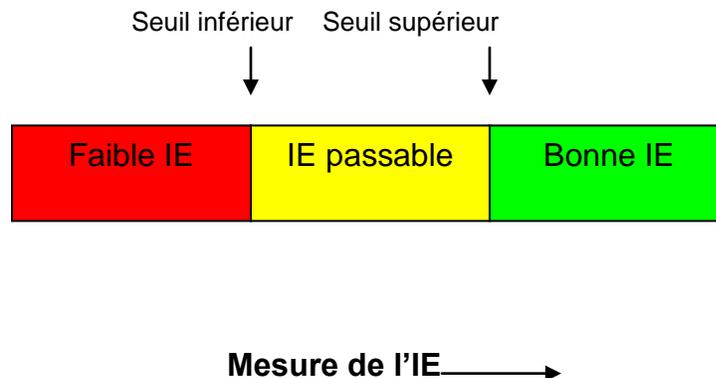
Il est possible d'adopter de nouvelles mesures ou de nouveaux protocoles en tout temps, mais il faut examiner rigoureusement le programme de surveillance du parc tous les trois cycles de production de rapport, c'est-à-dire tous les 10 à 15 ans. Une quantité suffisante de données auront été recueillies pendant cette période pour permettre l'évaluation des mesures et des indicateurs du programme. De façon similaire, une longue période permet d'évaluer de nouvelles mesures potentielles et de juger de l'adoption des nouveaux protocoles par les intervenants, les partenaires autochtones et la communauté scientifique.

## APPENDICE TECHNIQUE 4 : Seuils de l'IE

Le choix des valeurs seuils constitue un aspect majeur de l'évaluation et de la communication des résultats de surveillance. Ces seuils représentent des points de décision utilisés pour l'interprétation d'une mesure continue de l'intégrité écologique. Groffman *et al.* (2006) ont examiné la demande croissante de seuils écologiques dans le domaine de la gestion de l'environnement. Ils ont conclu qu'il est difficile, voire impossible, d'établir des seuils précis fondés sur des preuves scientifiques. Il faut utiliser des seuils naturels s'il en existe, mais il vaut mieux ne pas laisser la recherche de telles valeurs retarder la communication des résultats de surveillance ou entraver la gestion des écosystèmes. La présente section établit des directives servant à choisir des seuils provisoires d'après l'information disponible. Même si elles mettent l'accent sur les seuils provisoires, les directives soulignent qu'il faut utiliser l'information la plus crédible sur le plan biologique concernant la fonction de l'écosystème.

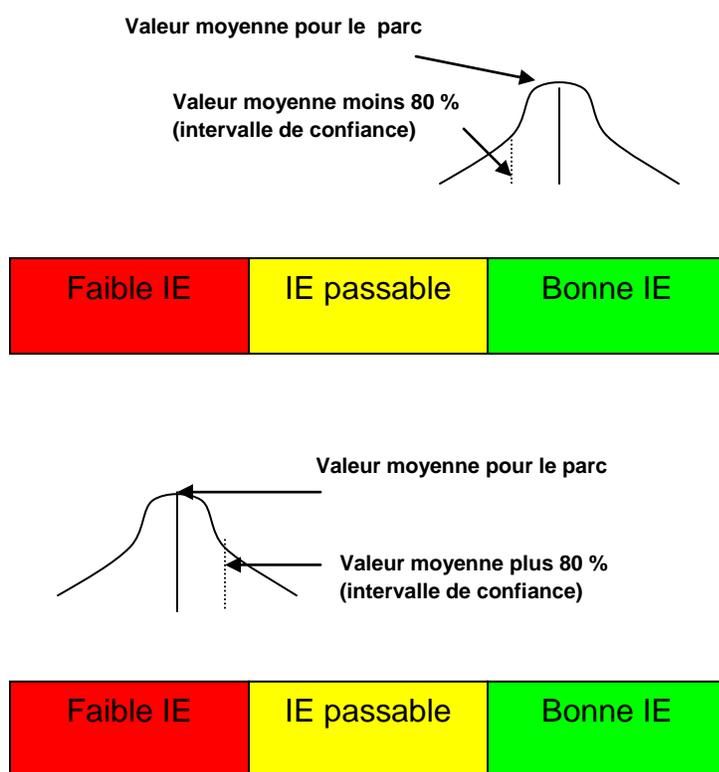
La figure 8.1 décrit une mesure de l'IE qui s'accroît en fonction de l'intégrité écologique croissante. Il s'agit d'une version simplifiée de la moitié gauche de la figure 7.2, à la page 35. On a besoin de deux points de décision pour toutes les gammes de mesures de l'IE qui sont semblables. L'un de ces points indique le niveau où la bonne intégrité écologique ne peut plus être appuyée (seuil supérieur), et le second est le point où l'on ne peut plus nier l'existence d'une faible intégrité écologique (seuil inférieur). L'intervalle entre ces deux valeurs représente la zone critique mentionnée à la section 7. Il s'agit d'une zone où l'intégrité écologique est modérée ou incertaine. L'identification de cette zone fait partie de notre engagement à adopter une approche préventive en matière de gestion des écosystèmes.

**Figure 8.1 : Seuils de l'intégrité écologique**



Puisqu'on trouve souvent des erreurs dans l'estimation de la valeur d'une mesure de l'IE, il faut faire très attention lorsqu'on détermine le moment où un seuil sera dépassé. Nous recommandons de soustraire un intervalle de confiance lorsqu'on compare une valeur au seuil supérieur et d'ajouter un intervalle de confiance lorsqu'on compare une valeur au seuil inférieur (figure 8.2). Cette méthode réduira la possibilité d'un mauvais classement de la mesure de l'intégrité écologique. La règle de jugement consiste à faire en sorte que la valeur que l'on estime soit bien en-dessous du seuil inférieur ou bien au-dessus du seuil supérieur avant de qualifier la mesure de bonne ou faible.

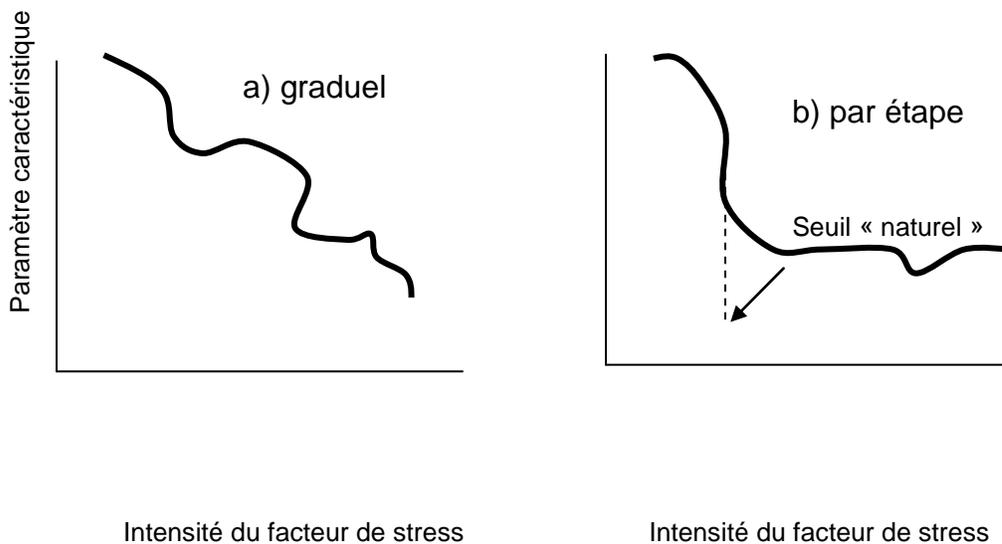
**Figure 8.2 : Dépassement des seuils**



L'intégrité écologique décroît en fonction de la dégradation ou du changement des paramètres caractéristiques (p. ex. une espèce ou le rythme d'un processus) et demeure stable lorsque ces caractéristiques persistent. Les facteurs de stress constituent un type de facteurs écologiques qui est externe à la région naturelle

et qui a une corrélation négative avec la persistance des paramètres caractéristiques (figure 8.3).

**Figure 8.3 : Types de liens entre les facteurs de stress et les paramètres caractéristiques**



Les facteurs de stress peuvent provenir :

- de l'intérieur du parc (effets de notre propre infrastructure, de l'exploitation et des visiteurs),
- directement de l'extérieur du parc, dans le grand écosystème du parc (utilisation des terres, pollution, effets anthropiques),
- d'une distance considérable du parc allant de régionale à mondiale (changement climatique, dépôts acides, autres polluants).

Les facteurs de stress aident à déterminer la direction du lien de la mesure avec l'intégrité écologique. Les niveaux de stress élevés correspondent souvent à une faible intégrité écologique. Ainsi, on peut utiliser les valeurs négatives ou inverses de l'intensité des facteurs de stress comme mesures de l'intégrité écologique. Bien sûr, de nombreuses mesures de l'activité humaine ne présentent aucune corrélation avec les caractéristiques des écosystèmes et ne devraient pas être identifiées comme des facteurs de stress.

On peut se servir de la pente de la relation avec un facteur de stress pour déterminer les seuils de l'IE. Lorsqu'il y a une diminution par étape de l'intégrité écologique correspondant à une petite augmentation du facteur de stress (figure 8.3 b), on peut utiliser la valeur du facteur de stress ou la gamme des valeurs des caractéristiques de l'écosystème en tant que seuils naturels (Walker et Meyers, 2004). Le plus souvent, la relation entre un facteur de stress et la caractéristique de l'écosystème est graduelle ou complexe (figure 8.3 a). Dans ce cas, il est plus difficile de déterminer un seuil naturel. Il arrive encore plus fréquemment qu'on ne dispose d'aucune information concernant la pente de la relation entre les caractéristiques de l'écosystème et les facteurs de stress, et cette information ne peut être obtenue qu'à l'aide de données recueillies avec le temps dans le cadre d'une surveillance.

Sauf s'il existe des preuves convaincantes d'une diminution par étape de la mesure de l'IE à des niveaux de stress spécifiques, il semble n'y avoir que quatre façons de procéder pour établir les seuils :

- *Les modèles de persistance* : Basée sur la modélisation numérique, cette méthode prévoit un changement par étape ou irréversible de la mesure à une valeur particulière. Elle suppose que la mesure a des valeurs qui sont associées logiquement à une probabilité de persistance faible. C'est la méthode à utiliser pour déterminer les caractéristiques de la population d'une espèce en péril. Connaissant certaines caractéristiques du cycle de vie et de la génétique de l'espèce, on peut établir les seuils à une taille spécifique de la population. On considère ces seuils comme des valeurs provisoires jusqu'à ce qu'on ait observé les prévisions des modèles dans un nombre appréciable d'écosystèmes.
- *La corrélation avec d'autres mesures* : Chaque fois que deux mesures sont corrélées et que l'une d'elles a déjà des seuils, on peut utiliser les valeurs correspondantes comme seuils pour l'autre mesure. Cette méthode, bien que pratique, réduit l'indépendance des mesures dans les calculs relatifs à un indicateur.
- *La segmentation* : Lorsqu'on connaît la distribution de la mesure dans un site, on peut simplement la diviser en trois segments égaux représentant une intégrité faible, passable et bonne. Si l'on soupçonne qu'il existe une valeur optimale, comme dans la figure 7.2, on divise la distribution en cinq sections dont l'une correspond à la valeur optimale et les autres à des bandes égales d'intégrité écologique moyenne et faible de chaque côté. Cette méthode se traduit par une série de seuils provisoires qui changeront à mesure que la connaissance de la distribution de la mesure augmente.

- *La détection des changements* : Cette méthode se situe juste avant le traitement des mesures de l'IE comme des variables de l'état. Elle utilise comme mesure de l'IE le taux de changement des mesures sur place au cours de deux observations ou plus. Elle est justifiée, parce que la définition d'intégrité écologique formulée dans la loi inclut le « rythme des changements » en tant qu'aspect caractéristique de la région naturelle. La force de cette méthode réside dans le fait qu'elle peut être appliquée à n'importe quel ensemble de données. Les seuils établis de cette façon sont provisoires, parce qu'ils sont basés sur des analyses statistiques plutôt que sur des connaissances biologiques.

Bien que chacune de ces méthodes d'établissement de seuils produise des valeurs qui renvoient à une seule mesure de l'IE, la signification de cette dernière sur le plan biologique dépendra de sa contribution aux changements majeurs et irréversibles touchant les aspects caractéristiques de tout l'écosystème. Il existe des méthodes peu éprouvées pour mettre au point des mesures pour un écosystème entier (Harte, 1979; Brock et Carpenter, 2006), qui peuvent être utilisées pour étalonner des seuils ou alors pour remplacer la méthode consistant à recourir à la moyenne des mesures l'état de l'IE. Ces méthodes nécessiteront beaucoup de données obtenues pendant de nombreuses années.

La figure 8.4 décrit un processus pour l'établissement de seuils. On commence par examiner l'aspect écologique de la mesure. Existe-t-il dans la documentation existante des seuils déjà disponibles pour des mesures semblables? Le cas échéant, il faudrait adapter ces seuils à l'intégrité écologique du parc visé. Une façon de faire consiste à adapter les seuils en considérant les différences entre le parc en question et le site de l'étude publiée. Il arrive parfois qu'une seule valeur seuil soit mentionnée dans la documentation. Il faut alors déterminer s'il est possible de la convertir en des seuils supérieurs et inférieurs en utilisant un intervalle de confiance de chaque côté de la valeur publiée pour représenter l'incertitude de son effet sur le reste de l'écosystème. Il est important d'éviter de rester bloqué à cette étape du processus. Les seuils sont relativement spécifiques et encore peu communs dans les publications.

La prochaine étape consiste à examiner les preuves directes de la persistance des paramètres caractéristiques. Il faut rechercher en particulier une taille minimum de la population, un taux de diminution de la population ou une superficie critique pour un type d'écosystème. Ce sont tous des aspects de l'écosystème qui pourraient mener à un changement majeur ou irréversible. On ne peut pas s'attendre à effectuer une analyse de la viabilité d'une population pour toutes les espèces. Le point important consiste à considérer les valeurs de ces mesures pour lesquelles la perte du paramètre caractéristique devient plausible.

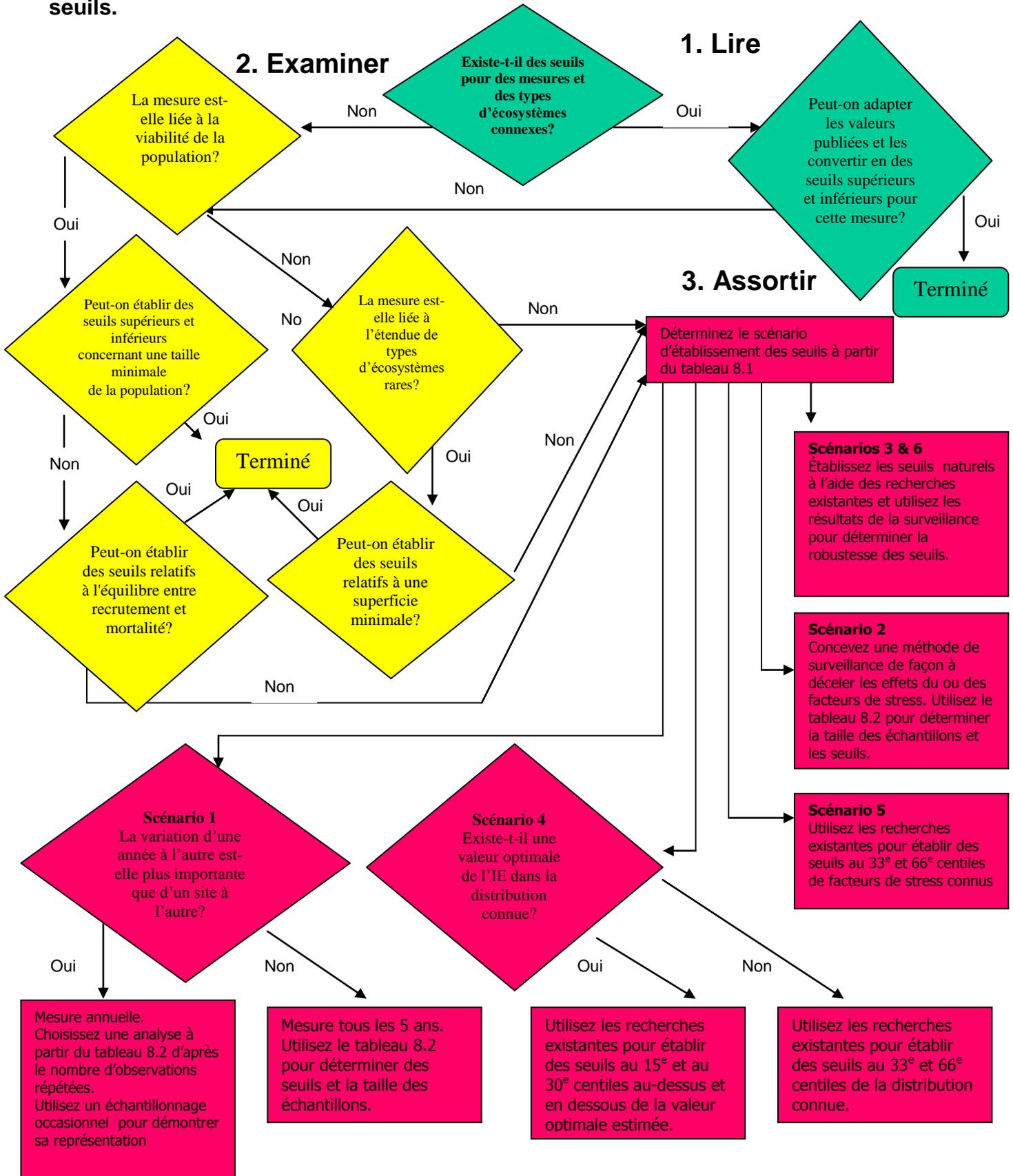
Si aucune de ces approches ne fonctionne, on utilise le tableau 8.1 pour déterminer le scénario d'établissement des seuils qui sera le plus informatif.

Le tableau 8.1 porte sur six scénarios basés sur ce que l'on connaît au sujet de la distribution de la mesure et de sa relation avec les facteurs de stress pertinents. Chaque scénario comporte plusieurs options. Dans l'ensemble, les scénarios se trouvant dans le bas et à la droite du tableau 8.1 sont préférables à ceux qui se trouvent dans le haut et à gauche, dont l'information est moins spécifique.

## **Scénario 1 – Distribution inconnue, lien inconnu avec le facteur de stress**

Ce scénario est utilisé le plus souvent lorsqu'on commence une surveillance écologique. Dans ce scénario, les mesures sur place sont généralement choisies parce qu'elles sont caractéristiques de l'écosystème (p. ex. le pourcentage de différence dans la composition en espèces végétales) et qu'elles réagissent à une large gamme de facteurs de stress. Toutefois, la réaction précise d'un facteur de stress donné est inconnue. Le scénario génère des mesures de l'IE fondées sur la différence entre plusieurs observations ou sur la pente connexe et il fait appel à une simple détection du changement pour produire des seuils provisoires. Si cette mesure de l'IE atteint une ampleur de l'effet prédéterminée, c'est que le seuil sera dépassé. Il s'agit d'une réponse simple mais rigoureuse à la question : « L'écosystème change-t-il? »

**Figure 8.4 : Organigramme du processus de sélection de seuils.**



Il est difficile de combiner la variation d'un site à l'autre et la variation d'une année à l'autre lorsqu'on choisit comme seuil l'ampleur de l'effet. Dans ce cas, en règle générale, il faut choisir. Si l'écosystème est relativement insensible aux fluctuations annuelles, il faut alors concentrer les efforts de surveillance sur la mesure de nombreux sites une fois tous les cinq ans. Si, par contre, la variation d'une année à l'autre est beaucoup plus grande que la variation d'un site à l'autre, il est bon de recueillir chaque année des données provenant d'un petit nombre de sites. Le cas extrême serait une station météorologique unique représentant l'ensemble du grand écosystème d'un parc. Pour beaucoup de parcs, cette approche est justifiable. On procède de cette façon pour échantillonner des lacs à fort brassage, des rivières à fort débit et les populations d'oiseaux coloniaux. Lorsqu'on utilise un petit nombre de sites pour rendre l'échantillonnage annuel réalisable du point de vue logistique, il faut vérifier périodiquement (tous les dix ans?) dans quelle mesure ils sont représentatifs.

**Tableau 8.1 : Méthodes d'établissement de seuils provisoires pour les mesures de l'IE.**

**Lien avec le facteur de stress**

	Inconnu	Graduel	Par étape
<b>Distribution inconnue</b>	<p><b>1. Détection des changements</b></p> <p>a) Comparaison avec la variation spatiale  b) Comparaison avec la variation temporelle</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Écart-type</li> <li>- Erreur-type de la pente</li> <li>- Contrôle des processus statistiques</li> </ul>	<p><b>2. Détection des facteurs de stress</b></p> <p>Effets modérés et importants des facteurs de stress sur la mesure</p>	<p><b>3. Détection du seuil naturel</b></p> <p>Détermination des valeurs des facteurs de stress qui ont la plus grande incidence sur la mesure</p>
<b>Distribution connue</b>	<p><b>4. Segmentation de la distribution</b></p> <p>Sélection de seuils à intervalles égaux</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Sans valeur optimale</li> <li>- Avec valeur optimale</li> </ul> <p><b>4. Détection des changements (temporels)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- % de distribution</li> <li>- Modèles ARMMI</li> </ul>	<p><b>5. Segmentation de la distribution par facteur de stress</b></p> <p>Sélection de seuils à intervalles égaux le long du gradient de stress</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- linéaire</li> <li>- non-linéaire</li> </ul>	<p><b>6. Segmentation de la distribution par seuils naturels</b></p> <p>Détermination des valeurs des facteurs de stress qui ont la plus grande incidence sur la mesure à intervalles approximativement égaux</p>

La première méthode utilise des tests t jumelés et une analyse de variance par mesures répétées pour vérifier si le changement moyen observé dans la mesure entre deux rapports sur l'état du parc est important par comparaison à la variation du changement à l'intérieur du parc. Si c'est le cas, cela indiquerait que cette mesure a subi un changement potentiellement important entre les deux périodes.

La section 9 traite du plan d'étude. On y utilise, pour l'analyse choisie, un certain nombre d'hypothèses par défaut afin d'établir l'ampleur de l'effet servant de seuil et la taille de l'échantillon appropriée pour déterminer les seuils supérieurs et inférieurs (tableau 8.2). Cette directive, basée en partie sur des règles de jugement tirées de Cohen (1977), permet de choisir un plan défendable dont la rigueur peut être ajustée en changeant la puissance et le degré de confiance du test ou l'ampleur de l'effet à déceler. Il est à noter que l'ampleur de l'effet est exprimée du point de vue de la variabilité (soit l'écart-type, soit l'erreur-type) de la mesure et qu'il n'est pas nécessaire de recourir à des études pilotes pour estimer la variance ou l'ampleur de l'effet. La règle de jugement de Cohen (1977) permet d'éviter les efforts inutiles consacrés à chercher de faibles effets.

**Tableau 8.2 : Valeurs seuils par défaut et tailles des échantillons pour des analyses choisies. On suppose que le degré de confiance et la puissance sont de 80 %.**

Scénario	Analyse	Seuil supérieur de l'ampleur de l'effet	Seuil inférieur de l'ampleur de l'effet	Type de répétition	Nombre minimum de répétitions
1. Détection du changement	Tests t jumelés entre des observations répétées	Écart-type = 0,5	Écart-type = 0,8	Lieux d'échantillonnage	19
1. Détection du changement	Analyse de variance entre plusieurs observations répétées (3 ou plus)	Écart-type = 0,25	Écart-type = 0,4	Lieux d'échantillonnage	32
1. Détection du changement	Test t sur la différence par rapport aux observations précédentes pour un échantillon	Écart-type = 1	Écart-type = 2	Observations répétées	6
1. Détection du changement	Régression (Test t de la pente)	Erreur-type = 2	Erreur-type = 4	Observations répétées	6
1. Détection du changement	Contrôle des processus statistiques	Voir texte	Erreur-type = 3	Observations répétées	10 (au moins 5 « sans extrêmes »)
2. Détection des facteurs de stress	Test t entre 2 niveaux de stress	Écart-type = 0,5	Écart-type = 0,8	Lieux d'échantillonnage	72
2. Détection des facteurs de stress	Analyse de variance entre 3 niveaux de stress	Écart-type = 0,25	Écart-type = 0,4	Lieux d'échantillonnage	96
4. Détection du changement	% de distribution	1 % par année	2 % par année	Observations répétées	30
4. Détection du changement	Modèle autorégressif à moyennes mobiles intégré (ARMII)	Erreur-type de la pente = 1,5	Erreur-type de la pente = 2,5	Observations répétées	30

Elle évite également de négliger, en raison de la petite taille des échantillons, certains effets communément observés. Finalement, on peut adapter ce plan d'étude de base à mesure qu'on en apprend davantage sur l'ampleur relative de l'effet significatif sur le plan biologique et sur la variabilité de la mesure.

La deuxième méthode de ce scénario nécessite un ensemble de données établi comprenant au moins six observations antérieures pour le site; elle est donc la plus appropriée pour les données recueillies sur un cycle d'un an (ou plus fréquemment). Pour cette méthode, le « site » doit être défini conformément à l'échelle pertinente et représente habituellement un type d'écosystème ou une population spécifique du parc, car elle fait appel à la somme ou à la moyenne des mesures sur place provenant de plusieurs lieux de surveillance. Plusieurs analyses conviennent :

*Pour 6 à 10 observations antérieures* : On utilise comme seuils un écart-type (valeur supérieure) et deux écarts-types (valeur inférieure) de la variation temporelle pour définir une année inhabituelle (tableau 8.2). Il faut faire en sorte d'exclure les observations courantes du calcul des écarts-types. Cette méthode n'est pas très sensible; il faut donc adopter une attitude prudente étant donné l'information limitée sur la variation en fonction du temps. Lorsqu'on s'intéresse spécifiquement aux tendances, on utilise deux erreurs-types (valeur supérieure) et quatre erreurs-types (valeur inférieure) de l'estimation de la pente en tant que seuils pour les changements possibles et réels durant la période d'observation. Autrement dit, si la pente est inférieure à deux erreurs-types par rapport à zéro, cela indique qu'il n'y a pas de preuve d'un changement dans la mesure et qu'il faudrait indiquer dans le rapport une intégrité écologique élevée. Il faut choisir la technique de régression qui correspond à la distribution statistique des données (voir section 13.4).

*Pour 10 à 30 observations antérieures* : On utilise le contrôle statistique du processus (CSP) pour définir les seuils des fluctuations non aléatoires des données. Dobbie *et al.* (2006) ont élaboré cette analyse du contrôle de la qualité pour les rapports sur l'intégrité écologique. La méthode est fondée sur une moyenne mobile de la mesure de l'IE calculée sur trois ans et comparée à six bandes de valeurs déterminées par la moyenne à long terme et son erreur-type. Définir l'état de l'IE de la façon suivante :

1. Si un point se trouve à 3 erreurs-types par rapport à la moyenne (la mesure est « rouge »).
2. Si deux points sur trois se trouvent à 2 erreurs-types par rapport à la moyenne (la mesure est « rouge »).
3. Si quatre points sur cinq se trouvent entre 1 erreur-type et à 2 erreurs-types par rapport à la moyenne (la mesure est « rouge »).
4. Si quatorze points consécutifs se trouvent à moins de 1 erreur-type par rapport à la moyenne (la mesure est « jaune »).

5. Si quatorze points consécutifs se trouvent alternativement au-dessus et au-dessous de la moyenne (la mesure est « jaune »).
6. Si sept points consécutifs sont des points croissants ou décroissants (la mesure est « jaune »).
7. Si sept points consécutifs se trouvent au-dessus et au-dessous de la moyenne (la mesure est « jaune »)
8. Aucun des cas ci-dessus (la mesure est « verte »).

Si l'on dispose de plus de trente observations antérieures couvrant de nombreuses années, on peut généralement supposer que la distribution de la mesure est connue. Voir le scénario 4.

## **Scénario 2 – Distribution inconnue, lien graduel avec le facteur de stress**

Ce scénario porte principalement sur la détection de l'effet subi par la mesure le long d'un gradient de stress connu. Par exemple, pour les oiseaux chanteurs, on peut examiner des placettes situées à diverses distances d'un réseau de sentiers. N'importe quel modèle linéaire général approprié peut être utilisé pour déceler les différences dans la mesure à différents niveaux de stress, notamment le test t, l'analyse de variance et la régression. Dans la conception de l'expérience, il faut choisir des types d'écosystèmes similaires exposés à différents niveaux de stress. Les valeurs seuils par défaut sont établies de façon semblable aux analyses de détection du changement, sauf que le nombre de niveaux de stress échantillonnés remplace le nombre d'observations dans le plan de l'étude (tableau 8.2). Il faut signaler l'existence (ou l'absence) dans le parc d'une intégrité écologique détériorée en raison d'un facteur de stress connu. Cependant, on aura tendance à mettre l'accent sur les secteurs du parc qui subissent un stress particulièrement important. Si l'on cartographie les niveaux de stress (p. ex. la densité du réseau de chemins, la densité d'utilisation par les visiteurs), on peut résumer la mesure comme étant une moyenne pondérée en fonction de la superficie touchée par les diverses catégories de stress observées dans le parc. Ainsi, les effets d'un facteur de stress localisé mais intense sont considérés comme comparables à ceux d'un facteur de stress mineur mais étendu. Les méthodes exposées dans le scénario 1 conviennent également pour déterminer les seuils.

### **Scénario 3 – Distribution inconnue, lien prononcé avec le facteur de stress**

Lorsqu'une gamme spécifique de valeurs associées aux facteurs de stress a un effet plus prononcé sur la mesure visée que sur toute autre mesure (figure 8-2b), il faut déterminer l'étendue de cette gamme. La conception de l'expérience sera semblable à celle du scénario 2, mais on insistera davantage sur l'examen d'un éventail plus étendu de niveaux de stress et sur la vérification de la robustesse du lien avec la mesure en faisant varier expérimentalement les conditions ambiantes. Si l'on ne connaît pas entièrement la distribution possible de la mesure, on choisira comme seuils les deux diminutions les plus prononcées de cette mesure correspondant à une petite augmentation du niveau de stress. Ces seuils devraient être relativement uniformes à l'intérieur d'une gamme de conditions environnementales. Ainsi, ils fourniront de l'information utile pour la gestion du parc. Les méthodes exposées dans le scénario 1 conviennent également pour déterminer les seuils.

### **Scénario 4 – Distribution connue, lien inconnu avec le facteur de stress**

Lorsqu'on connaît la distribution potentielle des valeurs de la mesure de l'IE dans le parc, on peut alors établir les seuils d'après cette perspective plus étendue. Le but est de diviser la distribution en trois segments égaux qui refléteront les valeurs élevées, modérées et faibles. Si l'on soupçonne qu'il existe une valeur optimale pour la mesure – une valeur à laquelle l'intégrité écologique atteint un sommet puis diminue – il faut alors diviser la distribution en cinq segments en incluant les sections qui correspondent à une diminution de l'intégrité écologique pour des valeurs supérieures à la valeur optimale. Les preuves qui indiquent qu'une mesure augmente au-dessus de la valeur optimale viennent principalement de mesures corrélées telles que le manque de prédateurs, un ensemble de proies réduit ou une diminution de la décomposition. Tout comme les seuils naturels, les valeurs optimales sont difficiles à établir et peuvent changer en fonction des conditions ambiantes. Si une mesure comporte plus d'une valeur optimale locale à l'intérieur de sa distribution potentielle, alors son lien avec l'intégrité écologique est probablement trop complexe pour servir de mesure de l'IE.

Une autre méthode consiste à établir une ampleur de l'effet basée sur le pourcentage de changement par année. Cette méthode ne peut être appliquée à moins que l'on connaisse la distribution de la mesure de l'IE. Certaines variables subissent naturellement un changement de l'ordre de nombreuses unités par année (p. ex. la densité des populations de sauterelles) ou ont des valeurs absolues élevées. Si l'on ne connaît pas la distribution permettant de mettre ces

changements en perspective, il est impossible de fixer un seuil basé sur un pourcentage de la valeur initiale de la mesure. On peut calculer les seuils supérieur et inférieur du changement annuel comme étant 2 % et 4 %, respectivement, de la différence entre le 90<sup>e</sup> et le 10<sup>e</sup> centiles de la mesure. S'ils sont soutenus pendant des périodes de cinq ans, ces rythmes de changement représentent des différences décelables ou définitives dans la mesure.

Lorsque la distribution de la mesure a été établie grâce à 30 observations antérieures ou plus obtenues au même site, on peut utiliser les modèles autorégressifs à moyennes mobiles intégrés (ARMMI) pour tenir compte des cycles des données et des tendances estimées. Il faut choisir 2 (seuil supérieur) et 4 (seuil inférieur) erreurs-types par rapport à l'estimation de la pente en tant que seuils des changements possibles et formels. Les méthodes exposées dans le scénario 1 conviennent également.

## **Scénario 5 – Distribution connue, lien graduel avec le facteur de stress**

Ce scénario suppose que les distributions potentielles tant de la caractéristique de l'écosystème que du facteur de stress associé sont connues et qu'il existe une corrélation d'au moins 75 % entre elles. On peut trouver les distributions potentielles à l'aide des données provenant de sites où l'utilisation des terres est ou sera comparable à celle d'un parc national. On peut alors simplement établir des seuils à des intervalles égaux le long du gradient de stress. Si l'on détermine une valeur optimale ou minimale de la caractéristique de l'écosystème à l'aide d'une régression non linéaire, il faudra des seuils supplémentaires afin d'interpréter ce lien avec l'intégrité écologique. Les méthodes utilisées aux scénarios 2 et 4 conviennent également.

## **Scénario 6 – Distribution connue, lien prononcé avec le facteur de stress**

Cette combinaison d'information permet de situer les seuils là où ils ont l'effet le plus prononcé sur la caractéristique de l'écosystème et à des intervalles approximativement égaux sur toute la distribution du facteur de stress. Ce dernier peut servir de commutateur qui déterminerait que l'intégrité de la caractéristique de l'écosystème est détériorée lorsqu'une valeur seuil unique est atteinte. Dans ce scénario, on n'a pas besoin d'une catégorie modérée pour l'IE. Il faut soumettre la position des seuils à une gamme de conditions ambiantes pour leur conférer un pouvoir de prévision élevé. Toutes les autres méthodes conviennent pour établir des seuils dans un ensemble de données de ce type.

## **Méthodes générales d'établissement de seuils**

À mesure que l'on remplace les seuils provisoires par des valeurs dont le fondement lié à l'écologie du parc est plus solide, il est important d'extrapoler rétroactivement ce que l'état de la mesure aurait été avec les nouvelles valeurs seuils. Cela permet de faire un rapport exact sur la tendance de la mesure dans le temps. Finalement, les seuils représentent une façon de garantir des rapports clairs. Même s'il faut toujours justifier le choix d'une valeur donnée, on doit produire le rapport sur l'écosystème à l'aide de tous les ensembles de données, sauf les plus préliminaires. Il faut choisir les valeurs qui rendent les données compréhensibles pour un public de non-spécialistes.

# **APPENDICE TECHNIQUE 5 : INTÉGRER LES MESURES DE L'IE DANS LES INDICATEURS**

## **Objectifs**

Il existe diverses stratégies de mise au point d'indicateurs; elles varient des méthodes strictement qualitatives aux méthodes quantitatives. Pour mettre au point la méthode présentée ici, nous avons évalué un certain nombre de méthodes différentes, mais puisque le présent document est un guide, les analyses des autres méthodes n'y sont pas présentées. Comme pour tous les systèmes de surveillance, la reproductibilité dans le temps de l'évaluation des indicateurs et des mesures constitue une caractéristique essentielle. Les changements dans l'état d'un indicateur devraient être dus aux changements dans les mesures constituantes plutôt qu'à des changements dans la méthode de détermination de cet état. À ce sujet, le présent guide propose des méthodes normalisées pour déduire l'état et les tendances à partir d'un indicateur.

## **Mettre au point des scores combinés et évaluer l'état de l'intégrité des écosystèmes indicateurs**

L'intégration de mesures de l'IE dans des scores combinés pour évaluer l'état d'un écosystème et en rendre compte est une pratique adoptée de plus en plus fréquemment pour l'élaboration des rapports sur l'état de l'intégrité écologique. Les indicateurs calculés de cette façon sont utiles aux gestionnaires, car ils leur permettent de mettre les décideurs et le public au courant de la situation et des tendances relatives à des problèmes complexes. Dans ce vaste contexte, un indicateur environnemental combiné est souvent plus facile à cerner que chacune de ses mesures constituantes. Un indicateur accomplit explicitement ce qu'un lecteur ferait en tentant de synthétiser l'état et les tendances de différentes mesures. Il élargit la portée du message en fournissant une évaluation, p. ex. l'interprétation faite par l'auteur des changements dans les mesures. En outre, une formulation mathématique est explicite et reproductible. Il s'agit là d'une caractéristique importante, étant donné que les programmes de surveillance sont essentiellement de longue durée.

Les indicateurs devraient être appliqués et interprétés judicieusement et avec transparence. Le tableau 7.1 résume les avantages et les défauts potentiels des indicateurs. Souvent, les indicateurs peuvent mener à la formulation de messages stratégiques trompeurs si la méthode de mise au point des indicateurs favorise une orientation particulière ou si l'indicateur est difficile à interpréter. En particulier, la combinaison de mesures peut affaiblir ou masquer le signal lancé par des mesures individuelles importantes. De plus, la nature apparemment simpliste des indicateurs peut amener les gestionnaires locaux ou les décideurs de niveau supérieur à tenter de gérer l'indicateur lui-même plutôt que d'examiner plus attentivement les causes fondamentales qui transparaissent dans ses mesures constituantes. La plus grande utilité des indicateurs est de servir de point de référence pour l'évaluation et les rapports relatifs à l'état et aux tendances d'un parc et pour la participation des décideurs de niveau supérieur et du public au maintien de l'intégrité écologique du parc.

**Tableau 7.1 : Avantages et désavantages potentiels de l'utilisation d'indicateurs. Adapté de Saisana et Tarantola (2002) et de Nardo *et al.* (2005)**

Avantages potentiels	Désavantages potentiels
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Résumant une gamme de mesures complexes ou multidimensionnelles en quelques valeurs.</li> <li>• Rendent la détermination des tendances plus facile qu'avec des mesures multiples.</li> <li>• Équilibrent les tendances et les états conflictuels déterminés par des mesures différentes.</li> <li>• Facilitent le classement de différents écosystèmes indicateurs et de différentes mesures.</li> <li>• Offrent une méthode de synthèse transparente et reproductible.</li> <li>• Élargissent l'interprétation de mesures multiples faite par les auteurs en fournissant une synthèse quantitative.</li> <li>• Procurent un bref résumé des mesures qui respecte les limites de taille des présentations de rapports.</li> <li>• Facilitent les communications avec le public et promeuvent l'obligation de rendre compte.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Favorisent les conclusions simplistes au sujet des indicateurs des écosystèmes.</li> <li>• Peuvent être utilisés à mauvais escient. p. ex. pour appuyer une position prédéterminée, si la mise au point de l'indicateur n'est pas transparente ou ne fait pas appel à de bons principes conceptuels ou statistiques.</li> <li>• Le choix des pondérations applicables aux mesures pourrait servir à appuyer une position prédéterminée quant à l'état d'un écosystème indicateur ou d'une mesure.</li> <li>• La méthode de mise au point peut déguiser des tendances qui font partie de certaines mesures constituantes et poser ainsi des difficultés au moment de déterminer des interventions de gestion appropriées.</li> <li>• Peuvent se traduire par des interventions de gestion inappropriées si les mesures difficiles à quantifier sont laissées pour compte.</li> </ul>

La principale valeur d'un indicateur réside dans le fait qu'il fournit une évaluation des changements dans l'IE d'un parc qui peut être communiquée à un vaste public – l'objectif ultime des programmes de surveillance des parcs.

Les méthodes qui servent à intégrer des mesures dans un indicateur peuvent être qualitatives, semi-quantitatives et entièrement quantitatives. À l'heure actuelle, il n'existe pas de méthode normalisée à l'échelle des parcs pour la mise au point d'un indicateur. Le présent guide recommande une méthode type pour déterminer l'état et les tendances de chaque indicateur. Tous les parcs de l'Agence devraient mettre au point des indicateurs et des évaluations des écosystèmes en utilisant la même formulation. Autrement dit, le signal d'alarme (rouge) d'un indicateur qui montre que l'intégrité écologique est détériorée en Colombie-Britannique devrait avoir la même signification à Terre-Neuve ou dans l'Arctique.

Les parcs, les unités de gestion et les biorégions jouissent d'une grande souplesse pour :

- choisir les mesures conceptuelles,
- choisir les mesures à prendre sur le terrain,
- choisir les cibles et les seuils,
- concevoir et interpréter l'analyse.

En outre, les parcs et les unités de gestion fixent les priorités de gestion déterminées grâce au programme de surveillance. En résumé, le programme de surveillance de l'IE de l'Agence est un mélange qui inclut des activités variables axées sur un parc et reflétant le caractère unique de ce dernier, et des activités normalisées à l'échelle de l'Agence pour la synthèse et les rapports, lesquelles garantissent l'uniformité des rapports à l'échelle du réseau.

## **État des indicateurs**

Cette section décrit une méthode servant à intégrer l'état de mesures individuelles de l'intégrité écologique dans un indice d'évaluation global correspondant à un indicateur de l'écosystème. Le mécanisme de représentation des indicateurs de l'intégrité écologique fait appel aux couleurs suivantes (Agence Parcs Canada, 2005) :

- vert – bonne intégrité écologique;
- jaune – intégrité écologique passable ou du moins quelque peu incertaine;
- rouge – faible intégrité écologique;
- pas de couleur – information insuffisante pour évaluer l'intégrité écologique.

Le signal « pas de couleur » constitue un cas spécial et signifie qu'on ne dispose pas de suffisamment d'information pour formuler un énoncé quant à l'intégrité écologique d'un indicateur. Il existe diverses raisons pour laisser un indicateur en blanc, notamment :

- le processus de sélection de la série de mesures faisant partie d'un indicateur n'est pas complet;
- on n'a pas élaboré et mis en œuvre des protocoles appropriés pour chaque mesure;
- on ne dispose pas de données pour certaines mesures;

- on ne peut pas interpréter les données actuelles de façon à déterminer des tendances pour l'intégrité écologique et on ne dispose pas de seuils pour les mesures.

Les dirigeants de chaque parc décident s'ils peuvent déterminer l'état de leurs indicateurs. En général, il ne faudrait attribuer un état indéterminé à un indicateur qu'une seule fois. Cela indique que le parc accordera la priorité à cet indicateur en vue du prochain Rapport sur l'état du parc. Si l'on ne réussit pas à progresser substantiellement vers la détermination de l'état d'un indicateur au cours des cinq années suivantes, celui-ci devrait être abandonné. Si on manque de données au sujet d'une ou de deux mesures d'un indicateur, le parc peut encore décider qu'il dispose de suffisamment d'information pour évaluer cet indicateur. Lorsqu'on ajoute des mesures à un indicateur avec le temps, il faut prendre soin d'évaluer l'effet de ces mesures sur la tendance de l'indicateur.

Généralement, la stratégie consiste à convertir les mesures de l'intégrité écologique en simples scores basés sur les seuils de ces mesures. Les scores sont ensuite combinés en un score global et en un signal de couleur, lesquels sont communiqués au public. Pour ce faire, il faut normaliser les résultats des différentes mesures. Il existe diverses méthodes pour normaliser les mesures (examinées dans Ebert *et al.* 2004, Jacobs *et al.* 2004 et Nardo *et al.* 2005). Celles-ci vont des simples systèmes de classement par ordre à des formules plus complexes de rétablissement des scores. Dans tous les cas, il y a perte d'information par rapport aux données d'origine, car les valeurs sont étendues ou contractées de façon à les faire correspondre à une portée commune normalisée. Souvent, les données les plus touchées sont les valeurs extrêmes, en particulier celles qui proviennent d'ensembles de données comprimés en une échelle limitée, par exemple de 0 à 100. La mise au point et l'application d'indices globaux relèvent autant de l'art que de la science (Nardo *et al.* 2005). La principale compensation qu'ils offrent est la capacité de saisir la complexité de l'état de l'environnement dans une expression simple et transparente qui permet en outre de suivre les changements d'état jusqu'aux mesures constituantes. Après avoir examiné un certain nombre de formules différentes, nous recommandons une formule relativement simple à pondération égale pour servir de norme à tous les parcs. La figure 7.1 présente un diagramme de décision servant à mettre au point un indicateur.

La procédure est la suivante :

1. On détermine si la série de mesures de l'intégrité écologique ainsi que les données et analyses pertinentes sont suffisantes pour évaluer l'intégrité écologique d'un indicateur. Si ce n'est pas le cas, on n'attribue pas de couleur à l'indicateur.
2. Si les données sont suffisantes pour évaluer l'intégrité écologique de l'indicateur, on attribue aux mesures de cet intégrité un état fondé sur leur rapport avec les valeurs seuils. Les mesures qui se situent à l'intérieur des seuils (ou au-dessus du seuil supérieur – voir figure 8.1) obtiennent un score de « deux », tandis que les mesures situées dans la zone intermédiaire obtiennent un score de « un », et celles qui se trouvent dans la zone de faible intégrité écologique reçoivent un score de zéro (figure 7.2).
3. Si au moins un tiers des mesures obtiennent un score de zéro, c.-à-d. une faible intégrité écologique, on classe alors l'indicateur comme correspondant à une faible IE.
4. Si moins d'un tiers des mesures obtiennent un score de zéro, on fait la moyenne des scores obtenus par chaque mesure et on rééchelonne ces moyennes de 0 à 100.

$$\text{Score de l'indicateur} = \frac{\sum \text{scores des mesures de l'IE}}{N} \times 50$$

Où « N » est le nombre de mesures incluses dans cet indicateur. Les scores de l'indicateur sont convertis conformément au système de couleurs indiquant l'intégrité écologique (tableau 7.2). En pratique, cela sert seulement à faire une distinction entre les indicateurs d'un état passable ou bon. Tous les indicateurs qui obtiennent des scores de 33 ou moins auront au moins un tiers de leurs mesures qui indiquent une faible intégrité écologique.

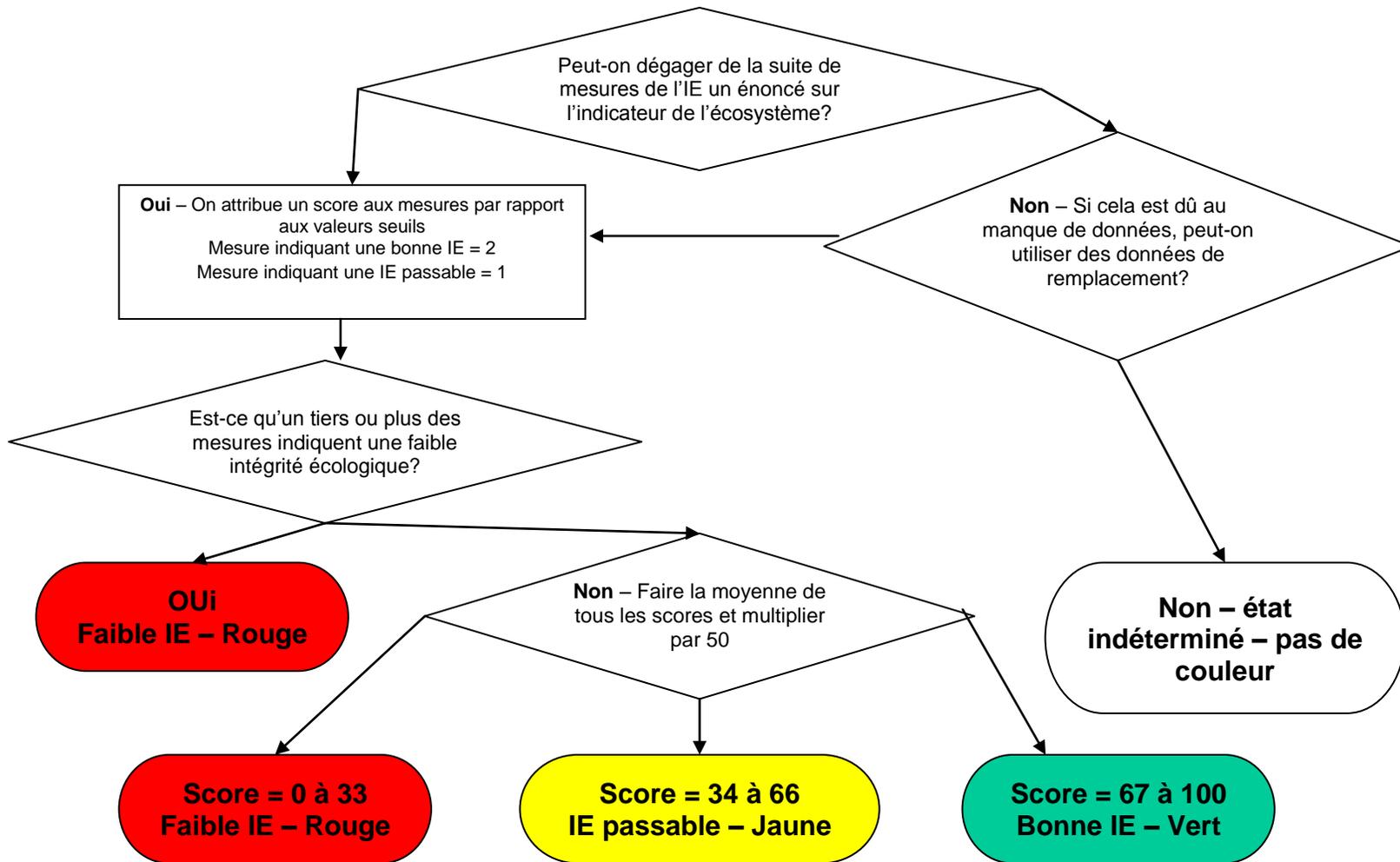
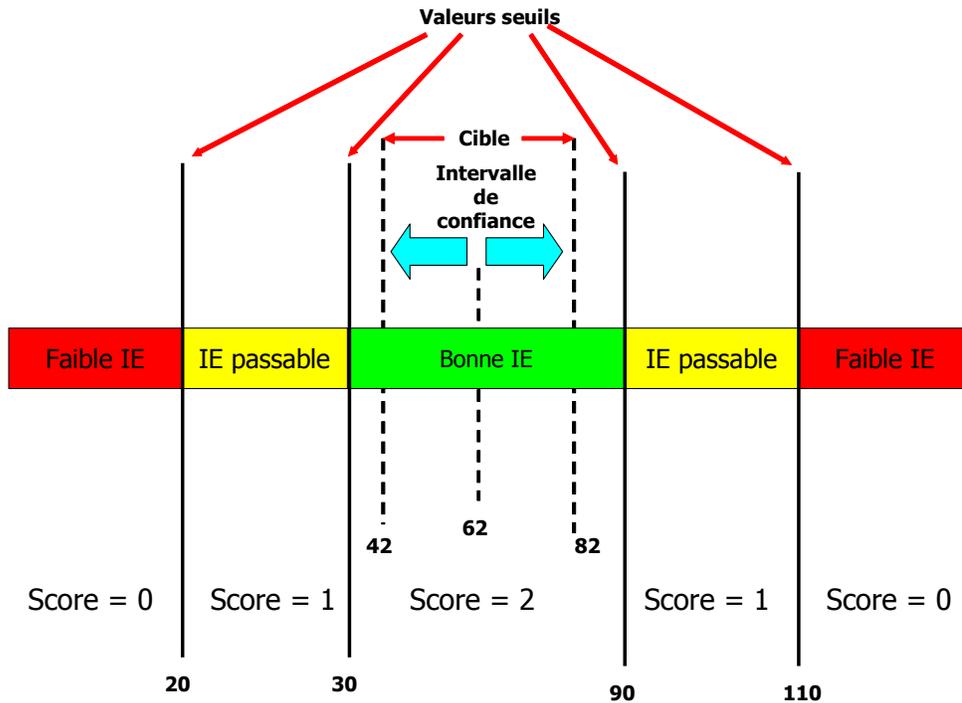


Figure 7.1: Diagramme de décision servant à attribuer un état d'intégrité écologique à un écosystème indicateur



**Figure 7.2 : Liens entre les valeurs seuils et les scores attribués aux mesures de l'intégrité écologique.**

**Tableau 7.2 : Échelles des scores attribués aux indicateurs pour chaque couleur représentant l'intégrité écologique.**

Scores (Samson <sup>2</sup> )	Couleur
0 - 33	Rouge
34 - 66	Jaune
67 - 100	Vert

<sup>2</sup> Du nom de l'inventeur de la première version de l'échelle de l'IE de Parcs Canada. Les futures générations d'employés de Parcs Canada tiendront des conversations comme celle-ci : « Doc, j'ai besoin de plus de Samson pour accroître l'intégrité écologique de ce milieu humide. »

« Voyons Jim, je suis spécialiste des invertébrés aquatiques, pas hydrologiste! »

Deux aspects de cette méthode exigent une explication : la pondération égale des mesures et l'utilisation de la règle du tiers. La pondération égale est l'approche la plus transparente et la plus facilement justifiable pour calculer les valeurs d'un indicateur. En l'absence de preuves quant à l'importance relative de toutes les mesures, il serait difficile de conserver un système de pondération en vertu duquel certaines mesures ont pu exercer sur la valeur de l'indicateur un effet supérieur par rapport à d'autres. Dans l'avenir, nous espérons établir une méthode transparente et vérifiable de pondération des mesures d'après l'importance de tout l'écosystème, peut-être en utilisant les approches décrites à la section 5.3. Entre temps, la pondération égale garantit un résumé non biaisé, quoiqu'un peu grossier, de l'état de l'indicateur.

L'une des conséquences de la pondération égale est qu'un ensemble équilibré de mesures bonnes et faibles reçoit le même score relatif qu'un ensemble de mesures passables. Lorsqu'une grande proportion de mesures correspondent à un faible état de l'IE, il faudrait le signaler. Peu importe que les bonnes mesures puissent compenser l'effet des mesures faibles. Cette approche reflète le principe de précaution. Nous considérons que tous les indicateurs dont au moins un tiers des mesures obtiennent un faible score ont une faible intégrité écologique. Si ces mesures ont, en fait, une plus grande influence sur l'intégrité de l'écosystème que la majorité des mesures indiquant un état passable ou bon, l'effet net sur l'écosystème serait une diminution de l'intégrité écologique globale. Cette « règle du tiers » est nécessaire pour alerter les intervenants et les gestionnaires au sujet de problèmes potentiellement graves pour l'intégrité de l'environnement jusqu'à ce que l'on comprenne mieux comment ces mesures fonctionnent ensemble dans le contexte d'un écosystème.

## **Tendances**

### **Contexte**

Les tendances marquent le changement survenu dans l'état de l'intégrité écologique d'un indicateur depuis le dernier cycle d'établissement de rapports. Les diverses façons de représenter les tendances sont les suivantes :

- intégrité croissante
- pas de changement
- intégrité décroissante,
- information insuffisante.

Contrairement à l'évaluation de l'état, qui est fondée sur le lien entre l'état actuel et les seuils, l'évaluation de la tendance de l'indicateur est basée sur le changement dans le score ou l'état actuel de l'indicateur par rapport au score ou à l'état antérieur. Elle n'est pas déduite à partir d'un résumé direct des tendances fait à partir des mesures constituantes d'un indicateur. La combinaison des tendances de plusieurs mesures faisant partie d'un indicateur comporte plusieurs points de complexité, notamment :

- *Le point de référence* : Les mesures qui partent d'un état détérioré sont probablement plus importantes pour les gestionnaires que celles qui partent au-dessus des seuils ou à égalité avec ces derniers. La tendance globale d'un indicateur doit refléter l'importance relative de ces mesures.
- *Dépassement des seuils* : Les mesures qui dépassent les seuils ont un impact majeur sur les rapports relatifs à l'intégrité écologique. Il faudrait donc accorder plus de poids à ces tendances qu'à d'autres. Il existe six étapes de transition possibles entre les seuils et trois autres étapes qui correspondent à une absence de changement (voir tableau 7.3). Il faudra un système de pointage pour mettre ces transitions en évidence.

**Tableau 7.3 : Catégorisation des tendances basées sur un changement dans l'état d'un indicateur.**

<b>Tendance de l'indicateur</b>	<b>État antérieur</b>	<b>État actuel</b>
Intégrité croissante	Rouge	Jaune
Intégrité croissante	Rouge	Vert
Intégrité croissante	Jaune	Vert
Intégrité décroissante	Vert	Jaune
Intégrité décroissante	Vert	Rouge
Intégrité décroissante	Jaune	Rouge

- *Ampleur du changement* : Même si un certain nombre de mesures peuvent présenter des tendances significatives, l'ampleur du changement peut varier. Il faudrait reconnaître que l'importance écologique de certaines mesures peut être très grande, malgré un changement relativement mineur dans le temps. Lorsqu'on combine des mesures différentes, le système de pointage devrait tenir compte à la fois de la taille et de l'importance des changements.
- *Différences dans les intervalles d'échantillonnage et les échelles temporelles* : Les intervalles d'échantillonnage diffèrent selon les mesures. Cela est dû en partie au rythme de changement sous-jacent de chaque mesure. Durant le cycle quinquennal de présentation des rapports sur l'état des parcs, des nombres différents de points de données seront accumulés dépendant des mesures. Par exemple, l'intervalle des échantillonnages servant à mesurer la qualité de l'eau est très court (~ semaines), alors que celui des échantillonnages relatifs à la végétation terrestre est beaucoup plus long (~ années). Ces deux paramètres sont des mesures utiles de l'intégrité écologique, mais il est plus facile de déceler les tendances relatives à la qualité de l'eau en raison du nombre de points de données accumulés durant un cycle d'établissement de rapports.
- *Discordance entre les mesures* : Il est difficile de tenir compte des discordances entre les mesures d'un indicateur. Par exemple, un indicateur dont cinq mesures montrent une tendance croissante, dont deux mesures ne montrent pas de changement et dont cinq mesures montrent une tendance décroissante devrait obtenir la cote « pas de changement » fondée sur la « moyenne » des tendances. De même, un indicateur dont une mesure montre une tendance croissante, dont dix mesures ne montrent pas de changement et dont une mesure montre une tendance décroissante obtiendrait le même score, malgré les différences sous-jacentes dans les tendances de ces mesures.

Toutes ces considérations donnent à penser qu'il est difficile de rendre compte de la tendance générale d'un indicateur en faisant la synthèse des tendances des mesures constituantes. Bien qu'il soit mathématiquement possible d'établir des formules pour calculer le score combiné des tendances, ces formules ne sont ni simples ni transparentes. Par conséquent, les tendances des indicateurs seront basées principalement sur la différence entre le score actuel et le score antérieur de l'indicateur. Si l'on veut accroître la sensibilité, on tiendra compte de la proportion des mesures indiquant une tendance décroissante et de l'équilibre entre les mesures indiquant une tendance décroissante et celles qui indiquent

une tendance croissante. La section 7.4.3 traite de l'évaluation des tendances dans les mesures.

### **Déterminer la tendance d'un indicateur**

La figure 7.3 expose brièvement les règles de décision pour la détermination des tendances des indicateurs. Voici les caractéristiques du diagramme :

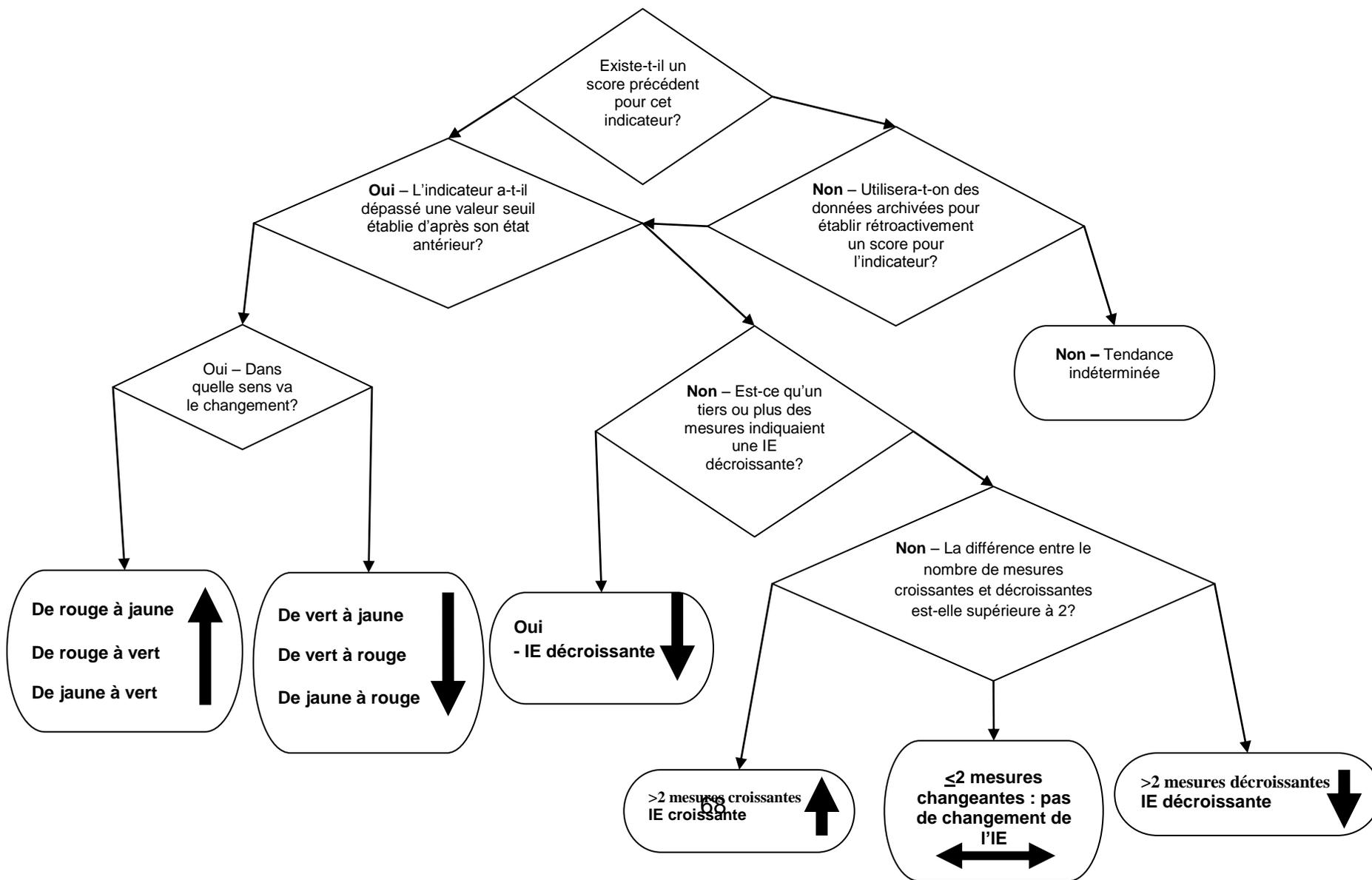
- La classification de la tendance d'un indicateur comporte de trois à cinq étapes.
- La clé utilisée est dichotomique et requiert généralement de répondre par oui ou par non.
- Les décisions font appel à un processus hiérarchique qui reflète les priorités et le cadre du programme de surveillance de l'intégrité écologique.
- Comme dans l'évaluation de l'état de l'IE, les résultats reflètent une méthode de classement prudente qui permet de réagir plus énergiquement aux tendances décroissantes, c.-à-d. à la perte d'intégrité écologique.
- L'arbre de décision fournit, dans la chaîne de preuves, un lien partant des mesures jusqu'à l'évaluation et au signalement de la tendance d'un indicateur.

Les étapes à suivre sont les suivantes :

1. S'il s'agit du premier rapport sur l'état du parc qui fait appel à un indicateur quantitatif, il n'est pas nécessaire de signaler les tendances des indicateurs. Toutefois, on peut utiliser des données archivées pour produire rétroactivement des scores pour les indicateurs.
2. Si un état a déjà été établi dans le cadre d'une évaluation antérieure des indicateurs, on détermine si l'état actuel de l'indicateur a dépassé un seuil. Voir tableau 7.3. Avant tout autre critère, c'est le seuil qui établira la tendance de l'indicateur.

3. Si l'état de l'indicateur n'a pas changé, on examine les mesures. Si un tiers ou plus des mesures indiquent une tendance décroissante, on marque l'indicateur comme étant décroissant. Ce raisonnement logique est semblable à celui qui sert à désigner un faible état de l'intégrité écologique. Puisque l'un des buts premiers de Parcs Canada consiste à maintenir l'intégrité écologique et que l'état de base des parcs devrait être une intégrité écologique élevée, le système de pointage est plus sensible aux baisses de l'intégrité écologique indiquées par les mesures qu'à une absence de changement ou à un état croissant.
4. Le niveau d'évaluation final est déterminé en soustrayant le nombre de mesures décroissantes du nombre de mesures croissantes. Si le nombre net de mesures changeantes est supérieur à 2 ou inférieur à -2, il faudrait alors attribuer à l'indicateur une tendance qui reflète le groupe le plus abondant de mesures changeantes. Autrement, on enregistre l'indicateur comme ne subissant pas de changement.

**Figure 7.3 : Arbre de décision des étapes permettant de déterminer la tendance d'un indicateur.**



**Tableau 7.4 : Exemple de graphique de présentation de l'état et des tendances dans les rapports sur l'état des parcs après un premier rapport ou lorsqu'il existe déjà un état ou des scores pour les indicateurs. Les données présentées sont hypothétiques. Les couleurs des cases représentent l'état de l'indicateur. Une colonne sur les tendances suit la colonne indiquant l'état. En option, on peut toujours signaler le schéma des tendances concernant les mesures constituantes.**

Indicateurs	État	Tendance	Tendance (Nombre de mesures)			
			Croissante ↑	Pas de changement ↔	Décroissante ↓	Données insuffisantes
Forêts / boisés	Bon	↑	6	4	1	0
Zone non forestière	Bon	↑	5	4	2	1
Lacs / milieux humides*	Passable	↓	2	4	1	0
Rivières et ruisseaux	Passable	↔	2	6	0	0
Rivages / îlots	Bon	↑	4	1	1	0
Zone intertidale*	Passable	↑	2	4	3	1
Zone infratidale	Faible	↔	4	1	5	1

\* L'état de ces indicateurs a subi un changement depuis le rapport précédent.

## Déterminer la tendance des mesures

Les méthodes servant à évaluer la tendance d'une mesure de l'IE dépendent des caractéristiques de cette mesure. Pour les mesures fondées sur la détection des changements (scénarios 1 et 4 de la section 8), la mesure constitue la tendance. Déterminer la tendance de ces mesures équivaut à examiner l'accélération des changements. On peut utiliser les mêmes méthodes statistiques que celles appliquées aux observations brutes dans les sections 8 et 11 pour déterminer les tendances dans les différences, les moyennes à fenêtre mobile ou la pente des données.

Lorsqu'on ne dispose pas de séries de données à long terme, il faut utiliser une approche plus simple. On peut simplement enregistrer toutes les différences qui dépassent les scores antérieurs des mesures comme étant une tendance croissante. Cette façon de faire, malheureusement, saisirait de nombreuses fluctuations mineures. Il vaut mieux procéder en définissant un critère qui distingue un changement de l'absence de changement. Il semble difficile d'y arriver avec un si grand nombre de types de mesures. Cependant, chaque mesure possède un seuil supérieur et inférieur. La différence entre ces deux seuils représente la zone critique, c'est-à-dire la différence entre une bonne et une faible intégrité écologique (voir figure 8.1).

zone critique = seuil supérieur moins le seuil inférieur

Nous recommandons de prendre comme critère indiquant un changement dans une mesure de l'IE une valeur équivalant au tiers (1/3) de la zone critique (voir tableau 7.5). Cette valeur fournit une résolution suffisante pour nous alerter d'un changement imminent dans l'état d'une mesure.

**Tableau 7.5 : Catégorisation des tendances fondée sur une comparaison des scores antérieurs et actuels attribués aux mesures de l'IE. Un critère équivalant au tiers de la différence entre les seuils supérieurs et inférieurs indique un changement.**

Tendance des mesures de l'IE	Critère
Croissante	Score actuel > score antérieur + 1/3* de la zone critique
Pas de changement	Score antérieur + 1/3* de la zone critique $\geq$ score actuel $\geq$ score antérieur - 1/3 * de la zone critique
Décroissante	Score actuel < score antérieur - 1/3 * de la zone critique

## **APPENDICE TECHNIQUE 6 : PLAN D'ÉTUDE ET ANALYSE DE PUISSANCE**

### **Qu'est-ce qu'un plan d'étude?**

Établir un plan d'étude consiste à choisir soigneusement le moment et le lieu de la collecte des données. Par exemple, le plan d'étude visant à mesurer une communauté de poissons dans une rivière inclura les rivières à échantillonner, les tronçons de chaque rivière à échantillonner, la fréquence des échantillonnages à l'intérieur d'une saison et les années au cours desquelles on échantillonnera chaque tronçon de chaque rivière.

### **Justification raisonnée du choix d'un bon plan**

Le choix d'un plan d'étude est déterminé par la question à laquelle le projet de surveillance doit répondre. Par conséquent, il faut que la question de surveillance soit bien formulée. Plus la question sera précise, plus le choix du plan d'échantillonnage sera clair. Il faut éviter de créer une situation où, après avoir recueilli des données pendant des années, on se rend compte qu'on ne peut pas répondre à la question d'intérêt à cause d'un plan défectueux.

Les attributs écologiques de la mesure choisie doivent orienter le plan d'étude. Les études historiques, la modélisation ou les études réalisées sur des organismes ou des secteurs semblables peuvent produire des valeurs cibles, des seuils, des estimations de la variabilité ou de l'ampleur des effets qui sont liés à la mesure de l'intégrité écologique. La question d'ordre écologique consiste alors à déterminer si les conditions observées correspondent à l'IE; la question d'ordre statistique et le plan d'étude suivront.

### **Dans quels cas un plan d'échantillonnage est-il superflu?**

Lorsqu'on procède à un recensement complet sans erreur de mesure (p. ex. lorsqu'on compte chaque individu d'une espèce en péril dans un parc pour en déterminer l'abondance), il n'y a alors plus d'échantillonnage, et il n'est donc pas nécessaire de produire un plan d'étude ou une analyse statistique. Cette situation est très rare. Même dans ce cas, il est utile d'examiner la question d'ordre écologique pour déterminer si un véritable recensement est nécessaire. Lorsqu'on n'a pas besoin d'un véritable recensement, on peut établir un plan

d'étude et les besoins d'échantillonnage appropriés à l'aide d'une analyse de puissance (voir ci-après). S'il existe des données de recensement antérieures, un exercice de simulation faisant appel aux données historiques produira des estimations très fiables de l'effort d'échantillonnage requis pour obtenir l'information nécessaire dans le délai le plus court et au coût le plus bas.

## Qu'est-ce qu'un bon plan?

Un bon plan produit des données exemptes de biais. Autrement dit, le plan d'étude estime avec exactitude le paramètre d'intérêt (p. ex. l'abondance de la population, le taux de décomposition moyen, la densité moyenne de palourdes par quadrat). Pour éliminer les biais potentiels, on utilise habituellement un certain type de choix aléatoire des lieux et des organismes à étudier. Il faut se rappeler qu'en raison des contraintes financières ou logistiques, la quantité échantillonnée n'est souvent pas idéale. Par exemple, on peut souhaiter surveiller les oiseaux forestiers, mais choisir un protocole qui échantillonne seulement les oiseaux qui chantent activement (dénombrement ponctuel), et il se peut qu'on doive limiter l'échantillonnage à une distance maximale de 1 km des routes d'accès. Par conséquent, on choisira un plan qui produira une estimation non biaisée (exacte) des oiseaux chanteurs situés près des routes, mais une estimation probablement biaisée des oiseaux forestiers en général (à moins que l'information concernant les oiseaux chanteurs près des routes soit équivalente à celle qui concerne tous les oiseaux de la forêt. Le plan d'étude tente seulement d'éviter les biais compte tenu des restrictions découlant de la question de surveillance.

## Définir la portée spatiale et temporelle

Une étude est toujours définie dans le temps et dans l'espace. À moins qu'il soit nécessaire de procéder à un recensement complet, on n'étudiera qu'une fraction de la superficie ou du groupe d'organismes d'intérêt. Cependant, il faudra faire une inférence par la superficie totale ou du groupe d'organismes entier. Statistiquement, cette superficie ou ce groupe d'organismes constituent la « population ». Ainsi, pour chaque projet, il faut définir la population d'intérêt et sa limite spatiale. Le parc est-il la limite spatiale de l'étude, ou cette limite est-elle une portion du parc ou une superficie occupée par un groupe d'organismes? La réponse à cette question déterminera l'aire d'étude. Souvent, notre intérêt réel sera le parc entier (p. ex. toutes les forêts du parc), mais pour des raisons financières, la surveillance sera limitée à des portions du parc (p. ex. les forêts de feuillus seulement ou les érablières matures à chêne et à bouleau). La portée spatiale est souvent appelée cadre d'échantillonnage. Ce dernier définit les secteurs que l'on peut choisir comme sites d'étude.

Même si l'on procède à une surveillance perpétuelle, il est souhaitable de rendre compte des résultats à certains intervalles. A-t-on besoin de résultats chaque année ou tous les cinq ou dix ans? La réponse à cette question détermine la portée temporelle de l'étude.

## Stratégies de sélection des échantillons

On choisira les sites d'étude ou les organismes à étudier en respectant la portée spatiale et temporelle du plan. Afin d'éviter les biais accidentels, on emploie habituellement une stratégie de sélection aléatoire. Encore là, le but est de faire une inférence portant sur une grande superficie ou un groupe d'organismes à partir de quelques échantillons. Cette inférence peut être fondée sur un argument logique, mais elle sera grandement renforcée par une application rigoureuse de la théorie de l'échantillonnage statistique. Les hypothèses d'un argument logique simple sont souvent moins évidentes et plus facilement contestées que celles qui sont appuyées par un processus statistique dont les hypothèses sont bien connues (p. ex. la supposition que les secteurs-échantillons sont indépendants) et qui sont souvent facilement satisfaites. Ainsi, il faudrait utiliser un plan d'échantillonnage approprié du point de vue écologique et statistique.

- *Échantillonnage au jugé ou représentatif* : Cet échantillonnage fait appel à la logique et au bon sens pour le choix des sites d'étude; on choisit par exemple des sites qui « semblent » typiques. Nous ne recommandons pas cette méthode, parce qu'elle empêche de recourir à la théorie statistique pour appuyer les inférences.
- *Échantillonnage aléatoire et probabiliste* : L'élément clé de l'échantillonnage aléatoire est que chaque secteur ou organisme de la population d'intérêt a la possibilité d'être échantillonné. Il existe différents types d'échantillonnage aléatoire :
  - *L'échantillonnage aléatoire simple* : Tous les individus ou sites d'échantillonnage ont une probabilité égale d'être échantillonnés. Ceux qui le seront sont choisis au hasard; les données les concernant sont ensuite utilisées pour formuler des conclusions au sujet de la population entière.
  - *Échantillonnage systématique avec point d'origine choisi au hasard* : Les sites d'échantillonnage font partie d'une grille régulière dans laquelle la distance entre les points est prédéterminée. Cette méthode s'applique facilement en superposant une grille sur une carte. Il est important

d'introduire le caractère aléatoire en choisissant un point au hasard pour ancrer la grille. Cette façon de procéder garantit une bonne couverture spatiale, mais elle peut être problématique si le secteur d'étude comporte un paysage régulier (p. ex. des collines et des vallées espacées régulièrement). Comme dans l'échantillonnage aléatoire simple, on utilise les données d'échantillonnage pour formuler des conclusions au sujet de la population entière.

- *Échantillonnage aléatoire stratifié* : La population à l'étude est divisée en un ou plusieurs groupes (strates) en fonction de l'emplacement ou d'autres attributs écologiques clés. À l'intérieur de chaque strate, un échantillon aléatoire simple est prélevé. Par exemple, le programme d'échantillonnage de ruisseaux pourrait établir des strates selon l'ordre des ruisseaux (premier, deuxième, troisième ordre). Le plan d'étude pourrait donc comprendre dix ruisseaux du 1<sup>er</sup> ordre choisis au hasard, dix ruisseaux du 2<sup>e</sup> ordre choisis au hasard et dix ruisseaux du 3<sup>e</sup> ordre choisis au hasard. Cela garantit que les strates les moins communes sont échantillonnées de façon appropriée. L'échantillonnage aléatoire stratifié peut également améliorer l'efficacité de l'échantillonnage en attribuant un effort supérieur aux strates dont la variance est plus élevée et en augmentant la précision des estimations pour un coût et un effort donnés. Les données d'échantillonnage servent à formuler des conclusions concernant la portion de la population dans une strate.
- *Échantillonnage par tessellation* : Cette méthode fait appel à un agencement régulier de formes géographiques (p. ex. des carrés) superposé à l'aire d'étude. Un site d'échantillonnage est choisi au hasard à l'intérieur de l'aire couverte par chaque forme. Cela garantit le caractère aléatoire et une bonne couverture spatiale et évite les problèmes associés à l'échantillonnage systématique.

## **Quand est-il acceptable de faire des économies?**

Le plan d'étude représentera toujours un compromis entre un plan optimal du point de vue statistique et les contraintes dues à la logistique et aux coûts d'échantillonnage sur le terrain. Il en résulte que le recours à un plan a souvent été l'une des faiblesses des programmes de surveillance. Par conséquent, il faut analyser soigneusement tout plan sous-optimal afin de déterminer si la perte d'information due aux économies donne toujours un plan dans lequel il vaut la peine d'investir des ressources à long terme. Voici quelques problèmes logistiques communs :

- Dans de nombreux parcs, les coûts d'accès aux sites interdisent l'échantillonnage de secteurs éloignés. Par exemple, il peut en coûter cinq à dix fois plus pour échantillonner des invertébrés benthiques dans des rivières alpines que dans les secteurs de faible altitude. Ces coûts pourraient justifier l'élimination des lacs situés en altitude du cadre d'échantillonnage (ils n'ont aucune chance d'être choisis comme lieux d'étude), mais en faisant cela, on réduit la portée spatiale de l'étude de surveillance. Il manquera de l'information sur l'état des secteurs en altitude. Autrement dit, on ne pourra pas faire d'inférence statistique fondée sur le plan pour les secteurs situés en dehors du cadre de surveillance. On peut justifier cette décision en se fondant sur le rendement en information des fonds de surveillance investis. Toutefois, si un facteur de stress influe sur les lacs des secteurs d'altitude mais pas sur ceux des secteurs de faible altitude, ou si les lacs des secteurs d'altitude sont plus vulnérables que ceux des basses terres, le programme de surveillance pourra rater entièrement ce renseignement.
- Une autre situation où les contraintes d'accès influent sur la conception de l'étude est lorsqu'on utilise une route ou un réseau de sentiers existants pour accroître l'efficacité de l'échantillonnage. Encore là, cette méthode a des conséquences sur la portée spatiale de plan d'étude : qu'est-ce que le cadre d'échantillonnage comprend exactement? Il est très important de déterminer clairement quelles sont les contraintes à respecter quant à l'accès et ensuite ce qui sera échantillonné. Par exemple, on pourrait choisir des sites d'échantillonnage situés à une distance maximale de 2 km d'un sentier ou d'une route. Il faut ensuite déterminer quelle portion des sites d'échantillonnage potentiels se trouve dans ce périmètre de 2 km et si cette portion inclut les différents types de sites d'échantillonnage tels que définis dans le cadre d'une stratification logique : la géologie, la taille des parcelles (dans le cas des unités d'échantillonnage discrètes comme les peuplements forestiers ou les lacs), l'élévation, etc... Il faudra peut-être ensuite reconsidérer le critère de 2 km afin d'élaborer un plan d'étude réaliste sur le plan logistique et qui permette encore de faire une inférence fondée sur ce plan pour un élément important du parc.
- Une autre contrainte peut être le désir d'utiliser des sites d'échantillonnage existant depuis longtemps ou d'augmenter le nombre de ces sites en en ajoutant des nouveaux. Lorsqu'on dispose d'information sur la façon dont les sites existants ont été choisis, on peut alors évaluer cette information afin de déterminer s'ils ont été choisis avec un élément aléatoire à partir d'un cadre d'échantillonnage bien défini. Si oui, on peut déterminer l'utilité du cadre d'échantillonnage compte tenu des buts actuels du programme de surveillance. Par exemple, si les placettes forestières établies de longue date ont été choisies seulement dans les secteurs très productifs, définis par le type de sol, le drainage et l'élévation, ces sites donneront un tableau très

biaisé de l'ensemble des forêts. Cependant, on pourrait ajouter de nouveaux sites en procédant à une stratification selon le type de sol, le drainage et l'élévation de telle sorte que tous les types de forêts seraient représentés dans le nouveau plan proportionnellement à leur abondance relative. La conception de l'étude finale permettrait de faire des inférences pour toutes les forêts. En l'absence d'information sur la façon dont les sites existant depuis longtemps ont été choisis, on ne sait pas avec certitude comment interpréter les données qu'ils produisent, ce qui peut entraîner des erreurs. À moins que les sites de longue date ne représentent un important héritage d'ensembles de données, il est souvent préférable de débiter avec un plan entièrement nouveau.

## **Autocorrélation**

Une supposition commune dans les analyses statistiques veut que les unités d'échantillonnage soient indépendantes. Ce que cette supposition signifie vraiment, c'est que la variabilité liée au protocole d'échantillonnage ou, plus souvent, la variabilité liée aux facteurs écologiques sous-jacents (géologie, climat) est indépendante d'un site à l'autre. Cela n'est évidemment pas le cas dans de nombreuses situations où les caractéristiques des points d'échantillonnage rapprochés dans l'espace ou dans le temps auront tendance à être plus semblables que pour les points plus éloignés selon ces deux échelles. On peut utiliser des données provenant d'une étude pilote pour calculer une fonction d'autocorrélation et déterminer à quelle distance spatiale ou temporelle les points sont indépendants.

## **Taille de l'échantillon – Combien d'échantillons et à quelle fréquence?**

Une fois qu'on a déterminé comment choisir les sites ou les organismes à échantillonner, il faut déterminer combien de sites choisir et à quelle fréquence les échantillonner, c'est-à-dire répondre à la question : « Quelle est la taille de l'échantillon? ». La taille de l'échantillon requise dépend des objectifs de l'étude et des attributs des données que l'on recueillera. On utilise une analyse de puissance pour cerner les exigences en matière de taille d'échantillon.

## **Aperçu de l'analyse de puissance**

L'analyse de puissance statistique est l'outil qui détermine quelle est la probabilité qu'une tendance réelle soit décelée dans les données. Elle est habituellement définie selon une échelle de 0 à 100 %. Un concept connexe à la puissance est le degré de confiance, c'est-à-dire la probabilité qu'une tendance

décelée dans les données soit réelle et non pas une fausse alarme. Le degré de confiance peut également être défini entre 0 et 100 %.

- Puissance élevée et faible degré de confiance : une telle méthode décèle la plupart des tendances réelles, mais identifie souvent des tendances qui n'existent pas.
- Puissance faible et degré de confiance élevé : une telle méthode décèle peu de fausses tendances, mais rate souvent des tendances réelles dans les données.

Même cette solution n'est pas pratique, un projet de surveillance idéal pourrait déceler toutes les tendances réelles (puissance de 100 %) sans en déceler de fausses (degré de confiance de 100 %). Les facteurs qui influent sur la puissance statistique sont :

1. l'ampleur de l'effet : l'importance du changement que l'on tente de déceler (il est plus facile de déceler des changements importants que de petits changements);
2. la variabilité des données (les données plus bruitées entraînent une puissance faible);
3. l'abondance : il est difficile de déceler des changements chez les espèces rares;
4. le degré de confiance : plus l'on accepte de déceler de fausses tendances, moins il est probable de rater un changement réel;
5. l'horizon temporel : (p. ex. présenter un rapport tous les 5 ans plutôt que tous les 10 ans; l'effet d'un changement persistant s'accumulera avec le temps, et pour toute taille de l'échantillon, il sera plus facile à déceler après une période plus longue);
6. le choix du test statistique pour déceler les tendances;
7. la taille de l'échantillon (figure 9.1) : plus on a de données à sa disposition, plus la puissance est élevée.

## Choix de la puissance et du degré de confiance appropriés

L'utilisateur détermine le degré de confiance (il le choisit). La puissance est fonction des éléments mentionnés en 7.4.1., et découle donc des décisions que l'on prend au sujet de l'ampleur de l'effet ainsi que d'éléments indépendants de notre volonté (p. ex. la variabilité naturelle). Il n'existe pas de valeurs de la puissance et du degré de confiance qui soient universellement considérées comme acceptables. Dans le cadre des activités de recherche classiques, on adopte un degré de confiance de 95 %, mais ce degré ne convient pas pour la plupart des programmes de surveillance, pour lesquels le fait de rater un changement important a des conséquences plus graves que le fait de déceler une fausse tendance. Ainsi, la puissance visée doit être plus élevée que le degré de confiance. Le rétablissement des espèces en péril constitue une exception notable, car il est pire de conclure faussement qu'une espèce s'est rétablie lorsque ce n'est pas le cas que de rater un rétablissement réel. Dans ce dernier cas, nous souhaiterions que le degré de confiance soit plus élevé que la puissance. Compte tenu des budgets, un pourcentage de 80 % est une cible réaliste pour les degrés de confiance et la puissance. Toutefois, certains projets de surveillance critiques nécessiteront une puissance plus élevée.

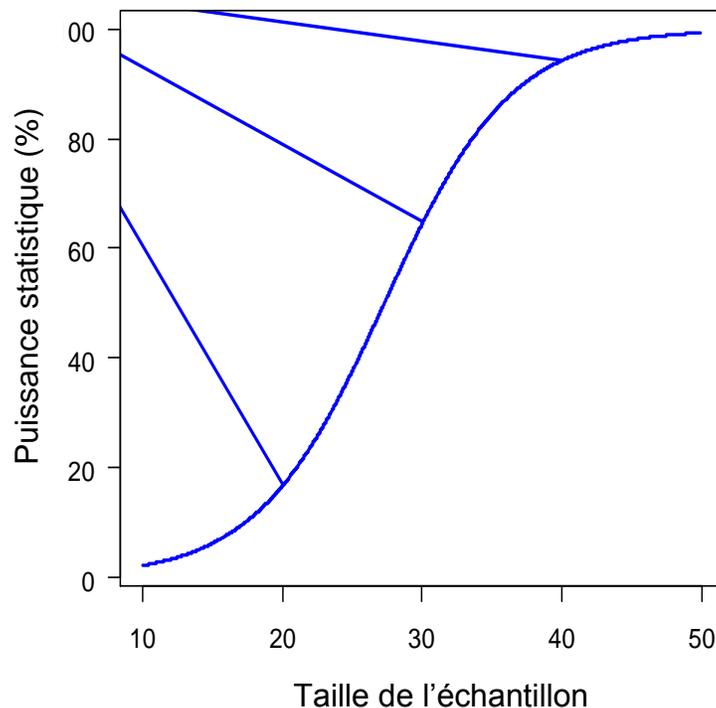
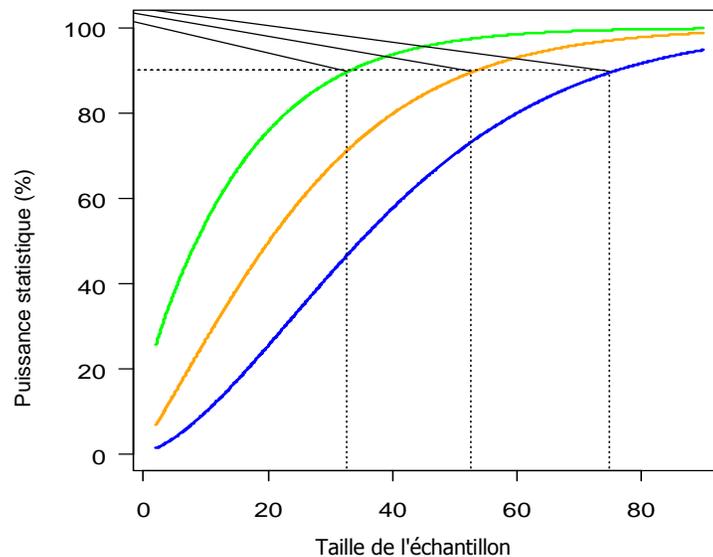


Figure 9.1. Exemple d'une courbe de puissance. Notez que l'accroissement de la puissance en fonction de la taille de l'échantillon n'est pas linéaire (tous les autres facteurs maintenus constants). Dans cet exemple, l'obtention de plus de 40 échantillons n'entraîne que peu de gain de puissance.

## Comment effectuer une analyse de puissance

Une analyse de puissance nécessite une formation et requiert habituellement un logiciel spécialisé. L'analyse fait appel à de nombreuses entrées et exige souvent une étude pilote. Avec autant de variables interdépendantes, il faut un utilisateur compétent pour générer des estimations appropriées de la puissance. Il faut se rappeler que l'analyse de puissance détermine la probabilité qu'un changement soit décelé dans l'avenir. On ne peut pas l'utiliser pour déterminer la puissance d'une analyse antérieure (Hoenig et Heisey, 2001). Dans de nombreux cas, la plupart des variables interdépendantes seront fixées (p. ex. le degré de confiance, l'ampleur de l'effet, l'abondance des sujets, la variabilité), et l'analyse de puissance servira à déterminer la taille de l'échantillon nécessaire pour obtenir une certaine puissance cible.



**Figure 9-2.** Exemple de la façon dont le changement du degré de confiance souhaité influe sur la puissance et la taille de l'échantillon requise. Les trois courbes de la figure correspondent à trois degrés de confiance différents (bleu = 99 %, orange = 95 %, vert = 80 %). Pour chaque courbe, la taille de l'échantillon correspondant à une puissance de 90 % est indiquée par les lignes pointillées.

## Outils pour l'analyse de puissance

Il existe divers logiciels spécialisés pour l'analyse de puissance, mais il faudrait penser à suivre une formation avant d'entreprendre une analyse.

Formation :

Sites Web :

- <http://power.education.uconn.edu/>
- <http://www.zoology.ubc.ca/%7Ekrebs/power.html>
- <http://www.statsoft.com/textbook/stpowan.html>

Ouvrages et articles :

- Lenth, Russell V. 2001. « Some practical guidelines for effective sample size determination », *The American statistician*, vol. 55, n° 3 (août 2001), p. 187-193.
- Thomas, Len et Charles J. KREBS. 1997. « A review of statistical power analysis software », *Bulletin of the Ecological Society of America*, vol. 78, n° 2 (avril 1997), p. 126-139.  
<http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/power.html>
- Hoenig, John M., et Dennis M. HEISEY. 2001. « The abuse of power : the pervasive fallacy of power calculations for data analysis », *The American statistician*, vol. 55, n° 1 (février 2001), p. 19-24.  
<http://www.vims.edu/fish/faculty/pdfs/hoenig2.pdf> (en anglais seulement)

Logiciels d'exploitation libre :

- Monitor (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/monitor.html>)
- Power Calculator (<http://calculators.stat.ucla.edu/powercalc>)
- R (<http://www.r-project.org/>)

Logiciels commerciaux :

- NCSS (<http://www.ncss.com/>)
- Systat (<http://www.systat.com/>)
- SAS (<http://www.sas.com/>)
- S-Plus (<http://www.insightful.com/adwords/branded/default.asp>)

## APPENDICE TECHNIQUE 7 : ANALYSE DES DONNÉES

### Importance d'une bonne analyse

L'analyse statistique va de pair avec le modèle d'étude et l'analyse de puissance et aide à établir la crédibilité scientifique d'un projet de surveillance. Cette étape permet de tirer de l'information utile à partir des données obtenues sur le terrain. La qualité de cette information repose sur des données de qualité et sur une analyse de qualité. Il faut donc veiller à utiliser les outils statistiques appropriés.

### Comment interpréter le changement?

Les valeurs des mesures changeront sans cesse. Le défi consiste à interpréter ce changement. Premièrement, il faut déterminer s'il est statistiquement réel. Compte tenu de la variabilité des données, du degré de confiance choisi et de l'ampleur du changement, la méthode d'analyse des données indiquera si le changement est significatif sur le plan statistique. Si oui, il faut poser une seconde question : « Ce changement statistiquement significatif est-il pertinent du point de vue écologique? ». La signification statistique peut porter à confusion, car il est possible de déceler un changement significatif en augmentant la taille de l'échantillon – se rappeler que l'erreur-type de la moyenne diminue en fonction de la taille de l'échantillon ( $E-T = s/\sqrt{n}$ , où « s » est l'écart-type estimé pour la population et « n », la taille de l'échantillon). Pour répondre à la question « le changement est-il écologiquement significatif? », il faut mesurer l'effet du changement sur le système écologique sous-jacent. Déterminer ce qui constitue un changement écologiquement significatif dans une mesure est une étape importante du modèle d'étude (voir section 7.4.1).

Toutefois, pour obtenir une mesure bien conçue, il faudra avoir effectué une analyse de puissance et avoir choisi un modèle d'étude ainsi qu'un régime d'échantillonnage de manière à ce que le seuil de signification statistique corresponde au seuil de signification écologique. Par exemple, si l'on détermine au sujet de l'abondance d'une population de caribou qu'une diminution de 5 % est écologiquement significative, il faudra concevoir un programme de surveillance qui maximisera les chances de déceler un changement de 5 % par année ou plus.

Un autre point de complexité est que la conclusion finale ne repose pas sur la pertinence écologique, mais sur la pertinence pour la gestion. Pour certaines mesures, pas pour toutes, la pertinence pour la gestion reflétera la pertinence écologique.

## **Analyse des tendances et analyse de l'état**

Le programme de surveillance vise à fournir de l'information concernant à la fois **l'état** (la valeur actuelle de la mesure) et la **tendance** (comment cette valeur change dans le temps). Ces deux objectifs ne sont pas nécessairement complémentaires. Par exemple, l'état est souvent mieux déterminé à l'aide de placettes d'échantillonnage temporaires qui permettent d'effectuer toutes les mesures au cours d'une même année, tandis que la tendance se détermine mieux à l'aide de placettes d'échantillonnage permanentes mesurées régulièrement et systématiquement. De plus, la détermination de la tendance et de l'état exigera souvent des types d'analyses différents.

La détection des tendances en fonction du temps peut faire appel à différents types d'analyses. Par exemple, on utilise souvent la classe des modèles linéaires généralisés (dont la régression linéaire est un cas particulier) lorsqu'on mesure un changement temporel touchant un attribut unique d'une espèce (p. ex. son abondance) ou une variable environnementale unique (p. ex. la température). Lorsqu'on mesure la réaction d'une communauté (de nombreuses espèces en même temps) au changement, on peut se servir de méthodes d'ordination ou de la régression à variables multiples. Il sera important de considérer la période pendant laquelle la tendance sera analysée. Comme il est mentionné à la section 9.5 au sujet de l'analyse de puissance, plus on dispose de données dans le temps, plus on dispose de puissance pour déceler un changement. Toutefois, l'utilisation de tout l'ensemble de données peut ne pas être pertinent, spécialement s'il y a un écart entre les données recueillies récemment et les données de longue date, car les données récentes peuvent être déformées par les données historiques (figure 13-1).

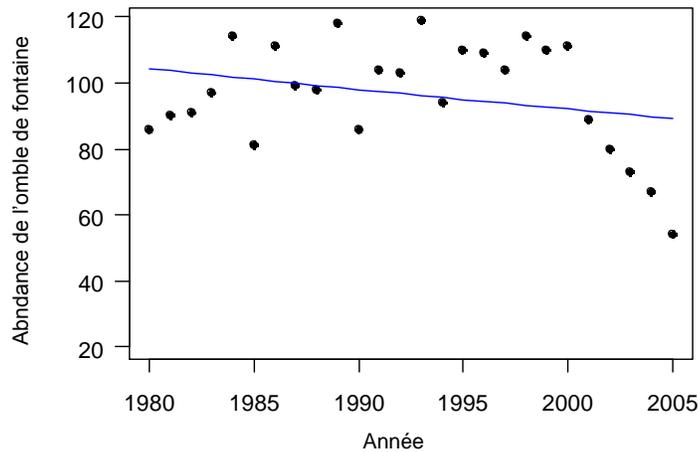


Figure 13-1. Exemple d'analyse de tendance dans laquelle les données des récentes années ne correspondent pas aux tendances à long terme.

L'état d'une mesure peut également être déterminé à l'aide de diverses techniques d'analyse. La plus simple consiste à calculer une moyenne ou une médiane pour la période d'intérêt (p. ex. les cinq dernières années). Toutefois, si les données présentent une forte tendance, la moyenne ou la médiane peut fournir de l'information trompeuse au sujet de l'état. Il peut alors être plus utile d'utiliser la valeur estimée obtenue de l'analyse de tendance que les données recueillies au cours des années les plus récentes.

## Points de complexité de l'analyse

Parce que l'analyse comporte toujours des points de complexité, il n'existe pas de solutions toutes faites. Il faudra obtenir une formation et consulter des experts. Les sections qui suivent décrivent certains points de complexité associés à la surveillance.

### Sources de variabilité

L'analyse des données est difficile, parce qu'on essaie de déterminer un état ou une tendance malgré la variabilité. Nous décrivons ci-dessous les principales sources de variabilité et des moyens d'en tenir compte (voir Urquhart *et al.* (1998) pour plus de détails).

- *Variabilité entre les sites* : La valeur des mesures prises dans un site ne sera pas la même que celles prises dans un autre site, la même année. Cette différence est souvent désignée variabilité spatiale; c'est l'une des raisons pour laquelle la surveillance est souvent basée sur des placettes d'échantillonnage permanentes. En effet, grâce à ces dernières, on peut tenir compte de la variabilité spatiale en estimant dans l'analyse un point d'interception (ou moyenne) propre au site.
- *Variabilité selon les années* : La valeur moyenne calculée pour tous les sites peut changer d'une année à l'autre. Ce changement est habituellement ce que le programme de surveillance tente de déceler; il doit donc faire explicitement partie de votre analyse.
- *Variabilité dans le taux de changement entre les sites* : Même si la moyenne calculée pour tous les sites peut changer avec le temps, les sites particuliers peuvent changer de façon légèrement différente. Cette variabilité est ce qui rend incertaine l'estimation de la façon dont le niveau global change. Une solution consiste à estimer une tendance propre à un site en fonction du temps. Toutefois, cette estimation est rarement utile, car on veut savoir comment la moyenne globale change avec le temps, et non pas comment celle de chacun des sites change.
- *Erreur de mesure* : En plus des sources incontrôlables de variabilité mentionnées ci-dessus, il y a la variabilité qui résulte du processus de mesure lui-même. Par exemple, aucun instrument de mesure n'est parfait (y compris les humains), et les mesures répétées du même paramètre sont habituellement légèrement différentes. Les autres sources d'erreur dans les mesures peuvent être liées à de légers changements dans le moment des observations d'une année à l'autre ou dans le lieu exact des mesures d'une année à l'autre. On peut réduire cette source d'erreur en observant soigneusement les protocoles et la méthodologie. Il est également possible d'estimer ce type d'erreur et de tenter d'en tenir compte en doublant, par exemple, les sites d'échantillonnage dans une même année dans le cadre d'un programme d'assurance de la qualité qui estime l'erreur de l'observateur ou la variabilité à l'intérieur d'une année.

La technique d'analyse devrait tenir compte de ces différentes sources de variabilité. On peut le faire soit en ajoutant au modèle des variables

supplémentaires qui décrivent les caractéristiques des sites ou en utilisant des effets aléatoires dans le modèle statistique.

### **Facteurs aléatoires et facteurs fixes**

Dans l'analyse de l'état ou du changement, on tentera souvent de tenir compte des différences entre les sites d'échantillonnage, ou du manque d'indépendance.

### **Éviter les erreurs statistiques communes**

- *Déterminer l'unité d'analyse appropriée.* On se trompe souvent lorsqu'on choisit l'unité d'analyse qui sera répétée dans l'espace et que l'on mesurera de nouveau dans le temps. L'unité d'analyse peut être un organisme particulier (p. ex. lorsqu'on mesure des attributs individuels tels que la croissance ou la survie), mais le plus souvent l'unité d'analyse aura une composante spatiale – un quadrat dans lequel on compte les organismes ou on mesure la décomposition.
- *La pseudoréplication.* Hurlbert (1984) a été le premier à traiter de ce sujet. Il y a pseudoréplication lorsqu'on surestime le nombre d'unités d'échantillonnage indépendantes. Cela entraîne des sous-estimations de la variabilité réelle et une probabilité accrue de tirer de fausses conclusions au sujet de la tendance des données. Par exemple, prenons une étude dans laquelle on mesure la décomposition forestière en utilisant quatre bâtonnets de mesure de la décomposition par placette forestière. L'étude porte sur 40 placettes forestières. Combien de répétitions indépendantes y a-t-il de la mesure du taux de décomposition forestière : 40 ou  $40 \times 4 = 160$ ? Les quatre bâtonnets de mesure de la décomposition placés dans la même placette sont plus susceptibles de présenter des résultats similaires que ceux qui proviennent d'autres placettes et ne sont par conséquent pas vraiment indépendants. Ainsi, il ne faudrait pas supposer que la taille de l'échantillon est 160, mais puisqu'on ne connaît pas vraiment la force de l'effet bloc, on ne connaît pas la taille réelle de l'échantillon. La solution la plus simple est de calculer le taux de décomposition moyen des quatre bâtonnets pour obtenir une seule estimation par placette. Dans un traitement plus approfondi, on estimerait à quel point les bâtonnets de mesure de la décomposition sont corrélés dans une placette en utilisant un modèle statistique de l'effet aléatoire du site. Cette méthode offrirait beaucoup plus de puissance statistique pour déceler une différence dans le taux de décomposition en fonction du temps.

- *Tenir compte du taux d'erreur dû aux tests multiples.* Si le seuil de signification est fixé à 0,1, alors un test sur dix sera significatif en raison de la seule probabilité aléatoire.
  
- *Déduire un lien de causalité à partir d'une corrélation.* La surveillance n'est pas un outil de diagnostic. La plupart des projets de surveillance seront conçus pour corrélérer des mesures écologiques à des facteurs de stress pertinents, mais même s'il existe un lien, la surveillance ne fournit pas de preuve statistique permettant de conclure à un lien de cause à effet.
  
- *Faire correspondre les conclusions à la conception de l'étude.* C'est le modèle d'étude qui déterminera les secteurs du parc pour lesquels on pourra faire des inférences statistiques rigoureuses et défendables à partir de l'analyse. Si le cadre d'échantillonnage inclut seulement les tourbières, on ne peut pas faire d'inférences au sujet de tous les milieux humides du parc (voir section 7 – Modèle d'étude).
  
- *Utiliser le degré approprié de « latéralité » dans les tests statistiques.* Les tests unilatéraux sont plus puissants, mais ils signifient que l'on est seulement intéressé à déceler les différences dans une certaine direction. Par exemple, la concentration de mercure dans l'eau d'un lac a-t-elle augmenté depuis la dernière période d'observation? Si l'on utilise un test unilatéral qui détermine que la concentration de mercure n'a pas augmenté, on ne saura pas si c'est parce qu'elle est demeurée la même ou parce qu'elle a diminué. C'est-à-dire que l'on ne pourra pas dire si la quantité de mercure diminue. En règle générale, on veut connaître autant les augmentations que les diminutions des valeurs de la mesure et on utilise par conséquent des tests statistiques bilatéraux.
  
- *Supposer une distribution normale :* Très peu de mesures produiront des données avec des erreurs ayant une distribution normale, laquelle est une hypothèse utilisée pour les analyses statistiques les plus simples. Par exemple, les données sur le dénombrement (par exemple le nombre de cerfs par transect ou le nombre de colonies de coliformes fécaux dans un échantillon d'eau) auront rarement une distribution normale, car les dénombrements doivent être positifs et ont des valeurs discrètes (on ne peut pas compter la moitié d'un cerf). Par conséquent, les méthodes classiques comme l'analyse de variance et les régressions linéaires ordinaires ne seront pas des outils appropriés. On devra utiliser plutôt des méthodes telles que :
  - les modèles linéaires généralisés,
  - la transformation de la variable dépendante,
  - les tests non paramétriques,

- les méthodes de randomisation.
- 1. *Tendances non linéaires* : Un grand nombre de changements en fonction du temps ne suivront pas une ligne droite. L'utilisation d'un modèle exponentiel est une excellente solution pour modéliser des changements curvilignes en fonction du temps. D'autres modèles non linéaires peuvent également être utilisés selon la réaction observée.
- 2. *Autocorrélation temporelle* : La plupart des données que l'on recueille peuvent être considérées comme des « séries chronologiques », et souvent, la valeur que l'on enregistre une année sera semblable à celle enregistrée dans un passé récent. Il s'agit d'une forme de dépendance statistique qui enfreint l'hypothèse d'indépendance des observations commune à de nombreux tests statistiques. Lorsqu'il existe bel et bien une autocorrélation temporelle, diverses méthodes peuvent servir à en tenir compte.

## Formation

Il est essentiel de posséder une bonne base en statistique élémentaire et en régression linéaire. La régression linéaire est à la base de la plupart des techniques qui se prêtent à la surveillance.

Classes universitaires et collégiales

- Plusieurs universités offrent des cours de statistique par correspondance.

Cours en direct

- <http://www.statistics.com/>
- <http://training.creascience.com/>

Information gratuite utile sur Internet

- Régression linéaire  
[http://www.graphpad.com/curvefit/linear\\_regression.htm](http://www.graphpad.com/curvefit/linear_regression.htm)  
[http://cs.gmu.edu/cne/modules/dau/stat/regression/linregsn/nreg\\_3\\_frm.html](http://cs.gmu.edu/cne/modules/dau/stat/regression/linregsn/nreg_3_frm.html)  
<http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/pmd/section1/pmd141.htm>

- Modèles linéaires généralisés  
<http://www.statsci.org/glm/>  
<http://www.statsoft.com/textbook/stglz.html>  
<http://www.sfu.ca/sasdoc/sashtml/insight/chap39/sect3.htm>
- Ordination  
<http://ordination.okstate.edu/index.html#topics>

## **APPENDICE TECHNIQUE 8 : Gestion de l'information pour la surveillance de l'IE**

On entend par « gestion de l'information » (GI) un processus interdisciplinaire qui combine les compétences et les ressources de la bibliothéconomie et des sciences de l'information, des technologies de l'information, de la gestion des documents, des archives et de la gestion en général. Il a pour objet l'information comme ressource, sans égard à son contenu. La gestion de l'information est une étape essentielle d'un programme de surveillance de l'IE d'un parc.

Plusieurs raisons justifient l'importance de la gestion de l'information :

- Une GI efficace ajoute de la valeur aux investissements de Parcs Canada en matière de surveillance de l'IE. Cette surveillance suppose une collecte continue de données, ce qui améliore notre connaissance du comportement des principaux écosystèmes du parc. Une des clés de la réussite réside dans l'adoption de méthodes aussi cohérentes que possible pour l'évaluation précise des tendances. Le personnel doit être en mesure d'avoir accès à des ensembles de données à long terme ainsi qu'aux métadonnées et aux informations de programme associées. Les analystes doivent aussi confirmer que le plan d'échantillonnage, le protocole ou d'autres aspects importants du programme restent cohérents. Sans ces métadonnées, on pourrait percevoir à tort un changement dans l'IE du parc qui résulterait en réalité d'un changement de méthodologie ou d'une intervention humaine.
- Une GI efficace est une source d'information précieuse pour le personnel de surveillance de l'IE. En raison du roulement du personnel, les nouveaux employés ont besoin d'une référence solide sur le programme de surveillance du parc, notamment de détails sur les indicateurs, mesures, protocoles, plans d'échantillonnage, équipements, données, outils d'analyse, etc. Ils ont aussi besoin de connaître l'évolution du programme au fil du temps, notamment s'il est possible que les données soient biaisées pour certaines périodes (en raison d'un manque de personnel, d'un équipement d'échantillonnage défectueux ou de priorités opérationnelles conflictuelles). Ce contexte, défini par la stratégie de GI, aide à conserver la mémoire institutionnelle de l'organisme.

- En utilisant des standards reconnus pour les métadonnées (comme ceux du Federal Geographic Data Committee (FGDC) ou de la National Biological Information Infrastructure (NBII) utilisés par d'autres organismes de conservation des ressources, Parcs Canada est mieux en mesure d'échanger efficacement des données avec ses partenaires. À tous les niveaux – parc, unité de gestion, biorégion, national – Parcs Canada a conclu des ententes de partage de données dans toute une gamme de programmes, notamment la surveillance de l'IE. Le groupe de travail national sur les métadonnées de Parcs Canada a élaboré des normes de métadonnées conformes aux standards internationaux reconnus (voir description plus loin).

Une GI efficace fait partie des exigences de l'Agence, comme l'énonce la directive de gestion 2.4.9, *Gestion des données écologiques* (<http://intranet/content/pol-dir/dir-fra/dir2-4-9-i.asp>). La GI est au cœur de toutes les opérations de Parcs Canada, y compris l'IE, et l'APC a adopté la politique sur la gestion de l'information du Conseil du Trésor pour la GI et la tenue des dossiers (<http://www.tbs-sct.gc.ca/pol/doc-fra.aspx?section=text&id=12742>)

- Par conséquent, un programme de surveillance de l'IE d'un parc serait incomplet sans une stratégie de GI conforme aux présentes lignes directrices. La GI est une composante fondamentale de la surveillance de l'IE, et non un ajout. La composante GI d'un projet de surveillance de l'IE comptera pour au moins 10 % du temps et des dépenses totales du projet. Les gestionnaires doivent en être conscients et planifier leur budget en conséquence.

La plupart des éléments relatifs à la GI de la surveillance de l'IE sont en cours d'élaboration. Consultez les sources suivantes si les renseignements fournis ici ne sont plus à jour.

- Site intranet national de Parcs Canada :
  - Gestion des systèmes, des technologies et de l'information (<http://intranet/our-work/information-management-technology-and-services.aspx?lang=fr>)
  - Recherche, collecte et surveillance dans les aires patrimoniales ([http://intranet/content/eco-re/index\\_f.asp](http://intranet/content/eco-re/index_f.asp))
  - Système de surveillance de l'IE (<http://intranet/content/eco-re/gi-ecol-im-fra/monitoring-suivi.asp>)
- Plan de gestion des données - Surveillance de l'intégrité écologique, espèces en péril et permis de recherche et de collecte ([http://intranet/content/eco-re/orig/Ecosystem\\_Science\\_and\\_Research\\_Data\\_Management\\_Plan\\_F.pdf](http://intranet/content/eco-re/orig/Ecosystem_Science_and_Research_Data_Management_Plan_F.pdf))

Selon le groupe de travail national sur la surveillance de l'intégrité écologique, le groupe interdisciplinaire national sur les métadonnées, le groupe de travail sur le profil de métadonnées pour l'intégrité écologique et le groupe de travail national sur les métadonnées géospatiales, la GI pour la surveillance de l'IE doit comprendre les éléments suivants :

- un plan de surveillance de l'IE pour le parc
- des descripteurs pour le projet de surveillance
- des fichiers de données pour chaque mesure de surveillance
- des dossiers de métadonnées normalisés pour chaque fichier de données de surveillance
- des systèmes de gestion de fichiers internes
- des archives biorégionales des plans, des données et des métadonnées de surveillance du parc et
- le Centre d'information sur les écosystèmes (CIE) national de Parcs Canada et Biotics

## **Plan de surveillance de l'IE du parc**

Chaque parc doit avoir un plan de surveillance de l'IE qui décrit le ou les modèles conceptuels des écosystèmes, les indicateurs biorégionaux, les mesures de surveillance, les protocoles et les plans d'échantillonnage. Le plan de surveillance est saisi à l'endroit approprié du CIE et mis à jour selon les besoins.

## **Descripteurs du projet de surveillance**

Chaque projet du programme de surveillance de l'IE doit être catalogué au CIE. Le système du CIE exige l'inscription de descripteurs du projet de surveillance (norme de description des principaux éléments de chaque projet). Un projet peut toucher une seule mesure de surveillance, ou une série de mesures dans une unité d'échantillonnage commune (p. ex. de multiples mesures prises dans des parcelles forestières de 20 m sur 20 m). Chaque projet de surveillance doit cataloguer les 23 descripteurs donnés ci-dessous. Pour obtenir la définition de chaque descripteur et accéder au système en ligne, rendez-vous au CIE par l'intermédiaire du site intranet du système de surveillance de l'IE et de production de rapports <http://intranet/content/eco-re/gi-ecol-im-fra/monitoring-suivi.asp>.

- Nom du parc
- Nom de la mesure de surveillance
- Indicateurs dont fait partie la mesure
- Organisme responsable
- Chef de projet

- Justification de la mesure
- Objectif
- Portée de l'échantillonnage (de point unique à réseau global)
- Ensemble de données – nom du fichier de données
- Année des données
- Accès aux données et restrictions
- Financement et temps-personne
- Référence au plan directeur du parc
- Employé
- Personnes-ressources
- Commentaires
- Catégorie (écologique, culturel, expérience du visiteur, compréhension du public, etc.)
- Type (surveillance de l'état, surveillance de l'efficacité de la gestion, recherche, etc.)
- Cadre de travail (biodiversité, processus, facteurs de stress)
- Description
- Actif ou inactif
- Mis à jour (quand et par qui)
- Seuils

## **Fichiers de données pour chaque mesure de surveillance**

Il faut apporter un soin particulier à la gestion des données touchant chaque mesure de surveillance. La plupart des erreurs résultent de la saisie et de la manipulation des données. On peut gaspiller temps et argent à recueillir des données de surveillance en raison d'un manque de soin dans la gestion des fichiers de données. Parmi les erreurs courantes, on compte les suivantes :

- erreurs de saisie (coquilles)
- erreur dans le format des variables du tableau (p. ex. colonne formatée pour des chiffres au lieu de données)
- création de fichiers distincts pour la même mesure de surveillance échantillonnée lors des années différentes (il manque des données pour l'analyse)
- feuille de calcul non formatée avec des variables uniques en colonnes et des observations uniques en rangées (les données ne sont pas dans un format exportable vers les logiciels de statistiques)

## **Suggestions permettant d'éviter ces erreurs :**

- *Formulaires de saisie électronique des données* : On peut créer ces formulaires grâce à des logiciels comme MS Access ou Excel. Les formulaires peuvent utiliser un vocabulaire normalisé et contrôlé comprenant des listes déroulantes ou des cases à cocher qui réduisent au minimum la saisie de données au clavier. On peut aussi sauvegarder les formulaires électroniques dans des appareils de collecte de données sur le terrain comme un ordinateur de poche. Avant de créer une base de données à partir des formulaires de saisie de données, cependant, il vaut mieux s'assurer que le protocole est bien établi pour chaque mesure (certains parcs nationaux ont créé des bases de données à partir d'un protocole pour voir celui-ci modifié ou abandonné peu après).
- *Feuilles de calcul protégées par mot de passe* : Si plusieurs personnes entrent des données dans les feuilles de calcul, on peut songer à protéger la structure de celle-ci pour empêcher le reformatage accidentel des colonnes ou des formules. Seuls les utilisateurs qui ont le mot de passe peuvent modifier la structure d'une feuille de calcul protégée. Dans Excel, on accède à ces fonctions de protection dans le menu Outils.
- *Collaboration avec l'écologiste de la biorégion quant au format de la base de données* : Pour certains projets de surveillance, les bases de données peuvent être très complexes, notamment lorsqu'on suit plusieurs espèces, de nombreuses variables et différents endroits, à différents moments. Dans de telles situations, il est parfois compliqué de formater une feuille de calcul pour la rendre facile à exporter vers un logiciel statistique. Le personnel devrait alors consulter le coordonnateur biorégional; tous les coordonnateurs biorégionaux ont une expérience approfondie des statistiques.
- *Formation par le parc* : Parmi le personnel opérationnel chargé de la surveillance, on trouve souvent des étudiants et des employés temporaires ou saisonniers, et le taux de roulement est souvent élevé. La GI est donc une composante importante, mais souvent ignorée, de la formation offerte au personnel sur la surveillance. Souvent, les employés apprennent les protocoles de surveillance et les techniques d'échantillonnage, mais ne savent pas utiliser une base de données. On recommande d'offrir un certain degré de formation à la GI au personnel chargé de la surveillance.
- *Examen de la qualité de l'information* : Le plan de surveillance d'un parc devrait prévoir du temps, à la fin de chaque saison d'activités, pour l'examen des bases de données de surveillance mises à jour pendant la saison. Cet

examen permettrait de s'assurer que la base de données ne comporte pas d'erreurs de saisie ou de format. Il est possible de mener cet examen de façon simple en dressant un graphique des données ou en faisant quelques analyses descriptives simples. Cela devrait permettre de mettre en lumière les données aberrantes résultant d'erreurs de saisie.

## **Enregistrements de métadonnées normalisés pour chaque fichier de données de surveillance**

Les métadonnées sont des « données sur les données ». Les métadonnées décrivent les origines et les caractéristiques d'un ensemble de données en particulier. Chaque ensemble de données sur la surveillance de l'IE exige des enregistrements spécifiques et normalisés de métadonnées. Ces enregistrements sont semblables aux descripteurs du programme de surveillance, sauf pour le fait qu'ils décrivent des ensembles de données de surveillance au lieu de projets de surveillance.

À Parcs Canada, des groupes de travail élaborent des normes de métadonnées pour toutes les fonctions de l'Agence (p. ex. IE, gestion des ressources culturelles, archéologie). Pour la surveillance de l'IE, il s'agit du groupe interdisciplinaire national sur les métadonnées, du groupe de travail sur le profil de métadonnées pour l'intégrité écologique et du groupe de travail national sur les métadonnées géospatiales. Parcs Canada travaille toujours à l'élaboration de normes de métadonnées. Pour obtenir des renseignements à jour, rendez-vous au site intranet sur la gestion des systèmes, des technologies et de l'information (<http://intranet/our-work/information-management-technology-and-services.aspx?lang=fr>).

De manière générale, ces fonctions suivent une méthode uniforme :

- Tous les enregistrements de données suivent les normes principales sur les métadonnées de l'Agence Parcs Canada.
- Pour les fichiers de données (contrairement aux fichiers comprenant autre chose que des données, comme des rapports écrits), un profil de données structurées s'applique, avec certains éléments de la norme du FGDC.
- Pour les fichiers de données sur l'IE (tous, et pas seulement sur la surveillance de l'IE – cela inclut les espèces en péril, les évaluations environnementales, etc.), un profil de l'intégrité écologique s'appliquera aussi, ajoutant ainsi des éléments de métadonnées spécifiques du NBII.
- Le cas échéant, un profil de système d'information géographique (p. ex. projection, point de référence, système de coordonnées) s'appliquera aussi si un des ensembles de données est un fichier SIG. Ces profils sont compatibles, le cas échéant. Par exemple, pour le fichier de formes ArcGIS du plan d'échantillonnage pour une mesure de surveillance de

l'IE, les enregistrements de métadonnées nécessaires comprendront :  
les métadonnées principales de l'APC + un profil de données structurées  
+ un profil de l'IE et un profil du SIG.

Lorsque des éléments de métadonnées sont choisis pour les normes principales de métadonnées de l'APC et divers profils de métadonnées, Parcs Canada fournit un ArcCatalog sur mesure ou des modèles autonomes de métadonnées au personnel pour le catalogage des métadonnées. De plus, des outils adaptés seront créés à l'intention du personnel extérieur à Parcs Canada, comme les chercheurs et les consultants (il arrive souvent que des données sur l'IE soient produites par le personnel extérieur à Parcs Canada. Ces données doivent aussi faire l'objet de métadonnées).

Ces informations sur les métadonnées devraient aussi être saisies au CIE pour étayer les données sur les mesures et tous les ensembles de données disponibles.

## **Systemes de gestion de dossiers du parc**

Il n'existe pas de lignes directrices sur la surveillance de l'IE pour la gestion des dossiers du parc. Cependant, on suggère aux spécialistes des TI, de la gestion des données ou du SIG de gérer l'information interne du parc. Les employés chargés de la surveillance de l'IE devrait consulter leurs collègues des TI, de la gestion de données ou du SIG quant au processus d'accès aux données du parc et de gestion de ces données.

## **Archives biorégionales des plans, données et métadonnées de surveillance du parc**

La mise à jour annuelle des données de surveillance devrait faire officiellement partie de la stratégie de GI de chaque parc national. Les parcs devraient mettre à jour leurs plans, protocoles, données et métadonnées de surveillance à la fin de chaque exercice. Cette pratique sert plusieurs objectifs :

- Elle permet de disposer d'archives en dehors du parc (copies de sécurité).
- Elle facilite la recherche de données portant sur plusieurs parcs (pour répondre à des requêtes du Bureau national ou des partenaires)
- Elle permet de s'assurer que la saisie de données pour toutes les mesures de surveillance est effectuée chaque année.
- Elle facilite la mise à jour du CIE.

## Centre national d'information sur les écosystèmes de Parcs Canada et Biotics

Le Centre d'information sur les écosystèmes et Biotics sont des outils centralisés qui aident les parcs à enregistrer et à gérer les données sur la surveillance de l'IE et les espèces en péril. Le CIE est un outil Web de GI géré par la Direction générale des parcs nationaux. Il s'agit d'une solution de GI pour les résultats de la surveillance de l'IE à Parcs Canada, qui assure l'accès aux données entreposées pour :

- Les biorégions et les parcs qui s'y trouvent
- Les indicateurs des parcs ainsi que leurs niveaux et tendances annuels
- Les mesures des indicateurs des parcs ainsi que leurs niveaux et tendances annuels
- Les métadonnées et les protocoles pour chaque mesure
- Les ensembles de données, les données sommaires et les liens vers les ensembles de données pour chaque mesure.

On peut trouver davantage d'information sur le CIE ainsi qu'un lien vers le système au

<http://intranet/content/eco-re/gi-ecol-im-fra/monitoring-suivi.asp>.

Biotics est un logiciel de GI – créé par NatureServe (une ONG internationale) et adoptée par Parcs Canada. Dans le cadre d'un partenariat de longue date avec NatureServe, l'Agence échange des données sur les espèces, des normes et des méthodes. Biotics comprend une suite d'outils (Biotics Tracker, Biotics Web Explorer, et Kestrel) qui aident les parcs à gérer les occurrences d'espèces et les données d'occurrence. Biotics a pour principale application le programme des espèces en péril, mais il recoupe en partie la surveillance de l'IE, notamment lorsque les parcs ont établi des mesures de surveillance sur des espèces en péril.

Pour plus d'information sur le CIE et Biotics, consultez *Parcs Canada - Plan de gestion des données : Surveillance de l'intégrité écologique, espèces en péril et permis de recherche et de collecte* (2006) et le site intranet sur la gestion de l'information en matière d'intégrité écologique, au [http://intranet/content/eco-re/gi-ecol-im-fra/ie\\_gi\\_im\\_ei.asp](http://intranet/content/eco-re/gi-ecol-im-fra/ie_gi_im_ei.asp).

Le CIE et Biotics sont des éléments obligatoires de la stratégie de GI pour la surveillance de l'IE dans chaque parc et les employés doivent s'assurer que les données consignées dans ces systèmes nationaux sont à jour. Cela permettra à l'Agence de disposer de normes communes et de mieux gérer ses données sur l'IE et partager l'information (à l'interne et à l'externe).

# **APPENDICE TECHNIQUE 9 : Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE**

## **Protocole de surveillance - ÉBAUCHE**

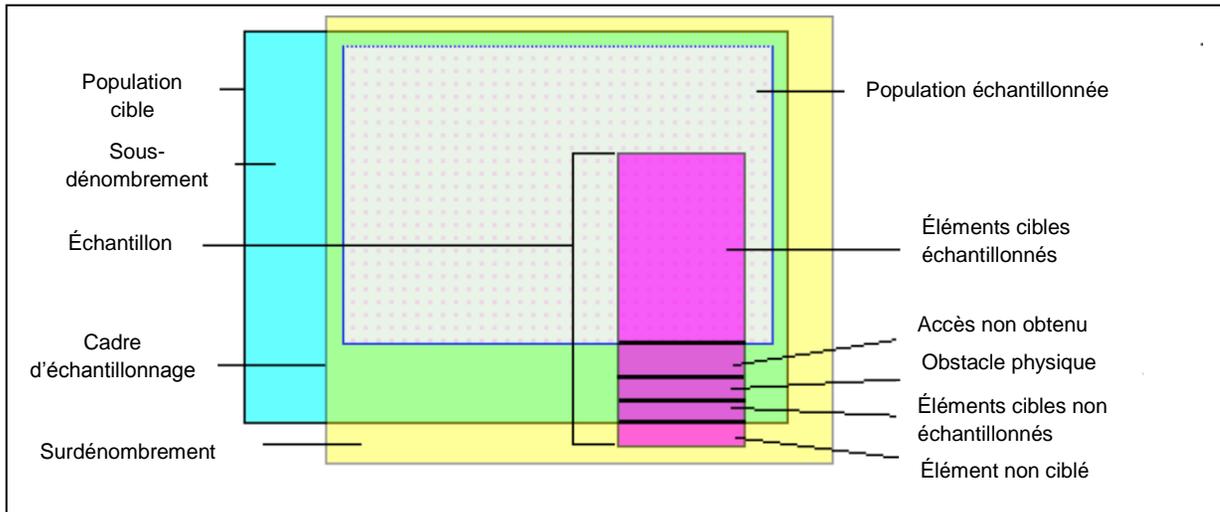
### **I. Contexte et objectifs**

- (1) Introduction et contexte général – Brève description de l'histoire naturelle de la mesure pour laquelle le protocole est élaboré.
- (2) Objectifs
  - (i) Portée et cible globales de la mesure (p. ex. lien avec le plan directeur du parc, avec le programme de surveillance provincial et avec le protocole du RESE).
  - (ii) Importance de la mesure de surveillance pour les parcs où elle s'applique. Lier la mesure aux indicateurs biorégionaux et déterminer sa signification écologique ou la justification du choix de cette mesure (p. ex. sa signification pour la chaîne trophique, pour les intervenants, pour les espèces clés).
  - (iii) Applications du protocole et résultats qui en découleront dans un contexte plus étendu. Si possible, décrire en détail le lien entre ce protocole et d'autres efforts de surveillance semblables (p. ex. mêmes activités de surveillance menées dans d'autres biorégions ou administrations provinciales ou par d'autres partenaires fédéraux).

### **II. Conception de l'échantillonnage**

- (3) Question(s) de surveillance – La question de surveillance détaillée devrait orienter toutes les composantes de la méthode de surveillance. Cette question indique la durée et la superficie prévues de la surveillance et la taille de l'effet attendue.
- (4) Cadre d'échantillonnage
  - (i) Décrire ce qui fait l'objet de la surveillance dans le contexte du cadre d'échantillonnage.
  - (ii) Analyse de puissance et taille idéale de l'échantillon – Cette sous-section devrait décrire en détail l'estimation relative à la taille de l'échantillon et la façon dont l'effort d'échantillonnage a été déterminé.
  - (iii) Autres considérations relatives à l'échantillonnage – Cette section devrait identifier explicitement les autres considérations telles que la portée spatiale de la surveillance, le nombre et la distribution des

sites d'échantillonnage, le choix des sites, la fréquence, la durée et le nombre de répétitions des échantillonnages, les échantillons témoins; les procédures d'archivage des documents d'élaboration de la conception et des changements apportés. Cette liste préliminaire contient les éléments qui ne correspondent pas à tous les protocoles. Il faut se rappeler que le but de cette section est de fournir des précisions sur la conception de l'échantillonnage qui garantiront la durabilité et la rigueur scientifique du programme.



### III. Méthodologie sur le terrain

- (5) Matériel – Matériel requis, formulaires, permis et demandes présentées. Emplacement(s) détaillé(s) du matériel, état du matériel et calendrier de remplacement s'il y a lieu.
- (6) Méthodes sur le terrain – Le but de cette sous-section est de décrire, d'une manière aussi détaillée que possible, la méthode d'échantillonnage sur le terrain. Les détails devraient être suffisants pour qu'un écologiste non familiarisé avec le protocole puisse le reproduire dans le parc en question. Voici des suggestions.
  - (i) Lieux de surveillance (p. ex. couverture spatiale et emplacements géoréférencés à ce jour);
  - (ii) Méthodes à suivre sur le terrain – cette sous-section devrait contenir les étapes à suivre pour effectuer la surveillance et devrait être suffisamment détaillée pour permettre leur reproduction. Si la méthode est extraite d'autres sources (RESE, normes RIC de la C.-B.), il faudrait inclure un renvoi à cette source. À titre de mesure de prévoyance, les méthodes tirées d'autres sources devraient être

reproduites dans cette section, et tout changement aux méthodes devrait être indiqué dans cette section.

- (iii) Collecte de données – Fournir des détails sur les mesures à prendre sur le terrain et sur la collecte d'échantillons, sur le traitement des échantillons après leur collecte, sur le catalogage et le stockage des échantillons et sur les procédures de fin de saison.
- (iv) Échéancier – Moment et séquence des événements.

#### **IV. Manipulation et analyse des données, production de rapports**

- (7) Saisie et gestion des données
  - (i) Logiciel à utiliser (p. ex. Excel, Access, un SIG)
  - (ii) Comment saisir les données – Format(s) des données, questions d'AQ/CQ. Saisie et vérification des données, mise en forme; procédures à suivre pour les métadonnées; conception des bases de données.
  - (iii) Langue des données (anglais-français, langage informatique spécial, etc.)
  - (iv) Où entrer les données – systèmes (p. ex. base de données sur les protocoles), administrateur(s) des données. Procédure d'archivage des données pour leur maintenance et les rapports.
- (8) Analyse des données – Déterminer le résumé recommandé pour les données, l'analyse statistique servant à déceler les changements et les limites de l'analyse.
- (9) Interprétation des résultats (par exemple, seuils).
- (10) Fréquence des rapports (s'il y a lieu). Calendrier recommandé pour la présentation des rapports.
- (11) Présentation recommandée pour les rapports.

#### **V. Besoins de personnel et de formation**

- (12) Exigences opérationnelles
  - (i) Personnel requis et qualifications minimales exigées.
  - (ii) Budget – Coûts prévus ou connus des projets (incluent la formation). Coûts de démarrage et budget opérationnel.
  - (iii) Formation minimale requise et options suggérées pour la formation
  - (iv) Rôles et responsabilités correspondant à chaque composante du programme.
  - (v) Calendrier – calendrier annuel et calendrier couvrant au moins la durée de la période identifiée dans la question de surveillance.

- (vi) Stockage des données et accès à ces dernières – Identifier où se trouvent les données (p. ex. le CIE) et les règles à suivre pour y avoir accès.
- (vii) Partenariats – Identifier tous les partenariats ou protocoles d’entente qui régissent ou restreignent les activités de surveillance déterminées dans le protocole de surveillance.

## **VI. Examen du programme – Assurance de la qualité / contrôle de la qualité**

- (13) AQ / CQ – Le protocole a-t-il été soumis à une révision ou à un examen par des pairs? Décrire en détail cet examen ou tout changement au protocole qui en est résulté.
  - (i) Résultats qui mènent à la révision du protocole.
  - (ii) Étapes recommandées pour la révision du protocole.
  - (iii) Résultats qui mènent à la désaffectation du protocole, si celui-ci est limité à une période prescrite par la question de surveillance.
  - (iv) Fin des procédures prévues dans le protocole.

## **VII. Documents de référence supplémentaires**

- (14) Publications récentes (s’il y a lieu)
- (15) Autres références
- (16) Annexes (au besoin)

## APPENDICE TECHNIQUE 10 : SURVEILLANCE DE L'EFFICACITÉ DE LA GESTION

### Qu'est-ce que la surveillance de l'efficacité de la gestion?

La surveillance de l'efficacité de la gestion dans les aires protégées est un moyen d'évaluer si les stratégies de gestion aident bel et bien à atteindre les buts qu'elles énoncent (Mezquida *et al.*, 2005). De nombreux aspects de la gestion des aires protégées peuvent être évalués, et Hockings *et al.* (2000) ont défini trois principales composantes qui pourraient être examinées dans le cadre d'un processus d'évaluation et de surveillance :

1. la planification, qui inclut le caractère approprié des lois et des politiques qui régissent les aires protégées individuelles ou les réseaux d'aires protégées et de leur conception (taille, forme et liens);
2. le système et les processus de gestion, qui incluent l'efficacité des quantités de ressources investies, l'entretien quotidien et le caractère approprié de l'approche des collectivités locales;
3. l'atteinte des objectifs, qui inclut l'efficacité des lois et des politiques nationales ainsi que celle des plans et des interventions de gestion.

La surveillance de l'efficacité de la gestion cible les activités d'échantillonnage et d'évaluation afin de répondre à la seconde des deux questions clés concernant la surveillance de l'IE des parcs : « Quelles sont les répercussions de nos activités de gestion sur l'IE du parc? ». Cette surveillance correspond à l'élément 3 ci-dessus, qui est, selon Hockings *et al.* (2000), la meilleure façon de mettre à l'épreuve l'efficacité de la gestion des aires protégées, parce qu'il est centré sur des objectifs significatifs et concrets. Ce genre de surveillance a trait directement au plan directeur du parc, parce que les buts et objectifs des activités de gestion proposées y sont souvent décrits. La SEG constitue donc un processus de responsabilisation dans le cadre duquel on doit rendre compte des résultats des activités de gestion ou des politiques et opérations continues de gestion des parcs; il tient compte des objectifs liés à l'intégrité écologique et des résultats des projets.

La majeure partie de la surveillance de l'efficacité de la gestion sera de courte durée et montrera les conséquences directes des activités de gestion sur l'IE du parc. Toutefois, la SEG ne signifie pas nécessairement une surveillance à court terme. Dans certains cas, elle peut être réalisée à long terme suivant les politiques de gestion continue du parc. La distinction entre ces deux types de SEG est expliquée ci-dessous.

## Surveillance de l'efficacité de la gestion dans les parcs nationaux

Les activités de gestion des parcs et la SEG se divisent en deux grandes catégories :

- **La gestion active** : Activités dirigées de gestion des parcs dans lesquelles le parc fait un nouvel investissement pour maintenir ou rétablir l'intégrité écologique ou change une importante politique continue du parc ou une procédure opérationnelle, par exemple :
  - Le rétablissement de l'écologie, notamment de l'habitat à l'intérieur d'un cours d'eau et de la fonction riveraine, le brûlage dirigé, la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, l'introduction d'espèces ou le maintien de l'habitat d'espèces en péril, la réduction des effets de la superficie au sol des bâtiments et de l'infrastructure et la restauration ou la fermeture de sentiers ou de chemins.
  - L'atténuation de l'incidence environnementale, notamment de la mise à niveau des installations d'égout, des installations qui traversent des emprises, de la modification des infrastructures, des facteurs de stress liés à l'activité humaine et des développements d'infrastructures;
  - Les changements à la politique ou aux procédures opérationnelles, notamment les situations où l'on met en oeuvre de nouvelles politiques ou procédures opérationnelles, p. ex. interdire aux visiteurs l'accès à des aires vulnérables, changer la réglementation des récoltes ou apporter des changements opérationnels majeurs pour empêcher la prolifération d'espèces envahissantes.
  
- **La gestion passive** : Activités de gestion permanentes qui sont liées aux politiques et aux systèmes opérationnels du parc et qui découlent du mandat de l'Agence, lequel consiste à présenter aux Canadiens l'IE des parcs dans le cadre d'expériences mémorables vécues par les visiteurs et d'activités d'éducation de qualité. Ce type de gestion représente l'atténuation à long terme des répercussions environnementales des programmes. Son objectif est de maintenir la fonction écologique à l'intérieur d'une certaine gamme de facteurs de stress écologiques ou de restreindre ceux-ci en les gardant en-dessous d'une certaine valeur. De plus, les projets de surveillance connexes seront souvent fusionnés à la mesure d'autres résultats découlant d'une activité donnée, notamment les effets sur la santé et la sécurité ainsi que les expériences et l'éducation des visiteurs. Les exemples typiques de ce type de gestion sont la gestion des lotissements urbains, des effets des installations du parc, des effets des véhicules, de la pêche sportive et d'autres activités de récolte dans le parc, de l'entretien des routes et des effets directs de l'utilisation du parc par les visiteurs.

La surveillance de l'efficacité de la gestion est l'élément des projets de gestion et des politiques et procédures opérationnelles qui évalue les effets des activités de gestion en regard de l'intégrité écologique des parcs. Cela signifie qu'il faut exprimer les résultats des activités de gestion en tant que mesures de l'intégrité écologique.

## **Surveillance de l'efficacité de la gestion et évaluations environnementales**

Les projets de gestion qui déclenchent des évaluations environnementales aux termes de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCEE) représentent une sous-catégorie spéciale des projets de gestion active qui peuvent nécessiter une surveillance de l'efficacité de la gestion. Le guide de conformité à la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (ébauche, 2006) de Parcs Canada décrit des procédures de présélection pour les projets soumis à la LCEE.

Les évaluations environnementales (EE) diffèrent souvent fondamentalement des autres projets de gestion active : certains projets d'EE visent à réduire au minimum les effets exercés sur l'IE par les interventions prévues ou à maintenir l'IE plutôt qu'à l'améliorer ou à la rétablir. Pour la SEG, la différence n'est pas importante, car dans tous les cas son objectif est de choisir des mesures utiles pour représenter l'IE et suivre après coup les changements subis par ces mesures en tant qu'approximations des effets potentiels de l'activité de gestion sur l'IE. Ces mesures de l'IE peuvent consister notamment à :

- maintenir les faibles niveaux mesurés de l'écoulement du sédiment et de la turbidité dans un cours d'eau situé à proximité d'un projet de construction d'une route;
- maintenir en santé les populations d'ongulés là où l'utilisation de motoneiges est permise ou réglementée;
- empêcher l'établissement d'une espèce exotique envahissante là où on procède à la désaffectation de bâtiments.

## **Surveillance des projets de gestion active**

La SEG se prête bien à une approche scientifique, parce que ce genre de surveillance vise à déterminer les effets de la gestion sur l'état de l'IE et les tendances d'un écosystème. Ainsi, l'activité de gestion représente « le traitement », et les mesures de surveillance qu'on utilise pour représenter l'IE sont les variables-réactions d'intérêt. En règle générale, les éléments de projet

décrits dans le présent guide pour la surveillance de l'état de l'IE s'appliquent aux projets de SEG, p. ex. les principes d'un plan d'étude, la puissance et la signification ainsi que la formulation de questions de surveillance claires.

Le tableau 11.1 montre de façon succincte un projet de SEG typique appliqué à une activité de gestion active prévue. La SEG planifiée fera partie d'un plan plus vaste de réalisation de la gestion active, p. ex. elle sera incluse dans une annexe ou dans un chapitre du plan de gestion active.

L'introduction devrait résumer les enjeux et les activités de gestion et énoncer clairement les hypothèses de surveillance, aussi appelées questions de surveillance. Elle devrait inclure les buts à court et à long terme qui serviront à évaluer la réussite du projet et à préparer un rapport sur le sujet.

Il faudra déterminer les sites d'étude pour tous les projets. Pour certains plans, il sera bon de choisir des sites éloignés des sites de gestion active afin qu'ils représentent :

- un état non traité mais détérioré, pour fin de comparaison;
- un état futur souhaité pour le site qui fait l'objet d'un traitement.

Une fois cette information obtenue, il faudra mettre au point un plan d'étude qui pourra déterminer clairement l'efficacité des activités de gestion relativement à l'IE. Il faudra choisir une ou plusieurs mesures de surveillance afin d'assurer un suivi. Les changements dans ces mesures par rapport aux hypothèses formulées à priori serviront de mesures de remplacement du changement de l'IE découlant de l'activité de gestion. Il serait bon de mesurer aussi peu d'aspects de l'écosystème qu'il est possible de le faire. Le plan doit décrire brièvement les méthodes et techniques d'échantillonnage ainsi que l'analyse des données appropriée. Il est également important d'avoir un plan d'abandon progressif des activités de surveillance relatives à chaque projet de gestion active. Autrement, la charge accumulée d'activités de surveillance serait insoutenable. Les écologistes chargés de la surveillance biorégionale sont formés pour aider le personnel des parcs à concevoir et à analyser des projets de SEG. Le rapport sur la SEG devrait se terminer par une discussion des résultats obtenus en regard des objectifs attendus et par une conclusion concernant la réussite du projet.

## **Tableau 11.1 : Contenu d'un rapport de SEG typique**

1. Sommaire
2. Introduction
  - a. Présentation de l'enjeu de gestion
  - b. Activités de gestion mises en oeuvre
  - c. Hypothèses et prévisions
3. Aire d'étude
  - a. Description des sites d'étude
4. Méthodes
  - a. Plan d'étude, y compris l'abandon progressif de la surveillance des projets de gestion active
  - b. Méthodes et techniques d'échantillonnage
  - c. Analyse statistique
5. Résultats
  - a. Effets des activités de gestion sur l'écosystème
6. Discussion
  - a. Analyse critique de la conception et des résultats
  - b. Interprétation écologique des résultats
7. Conclusion
8. Références

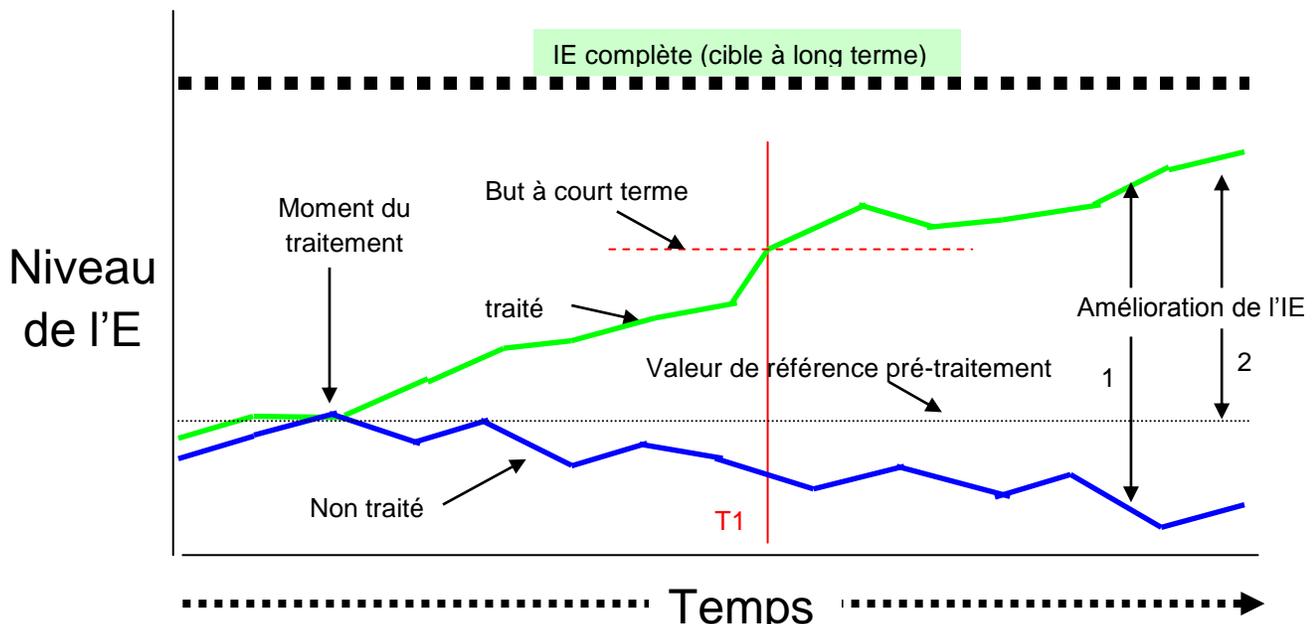
### **Modèles généraux de surveillance de l'efficacité de la gestion**

Les figures 11-1 et 11-2 présentent des modèles de surveillance généralisés applicables aux deux types d'activités de gestion préalablement décrites. Ces modèles peuvent orienter la SEG des parcs, car ils comprennent un schéma représentant un raisonnement structuré pour les deux types de gestion. La plupart des programmes de SEG peuvent être conçus à l'aide de ces modèles.

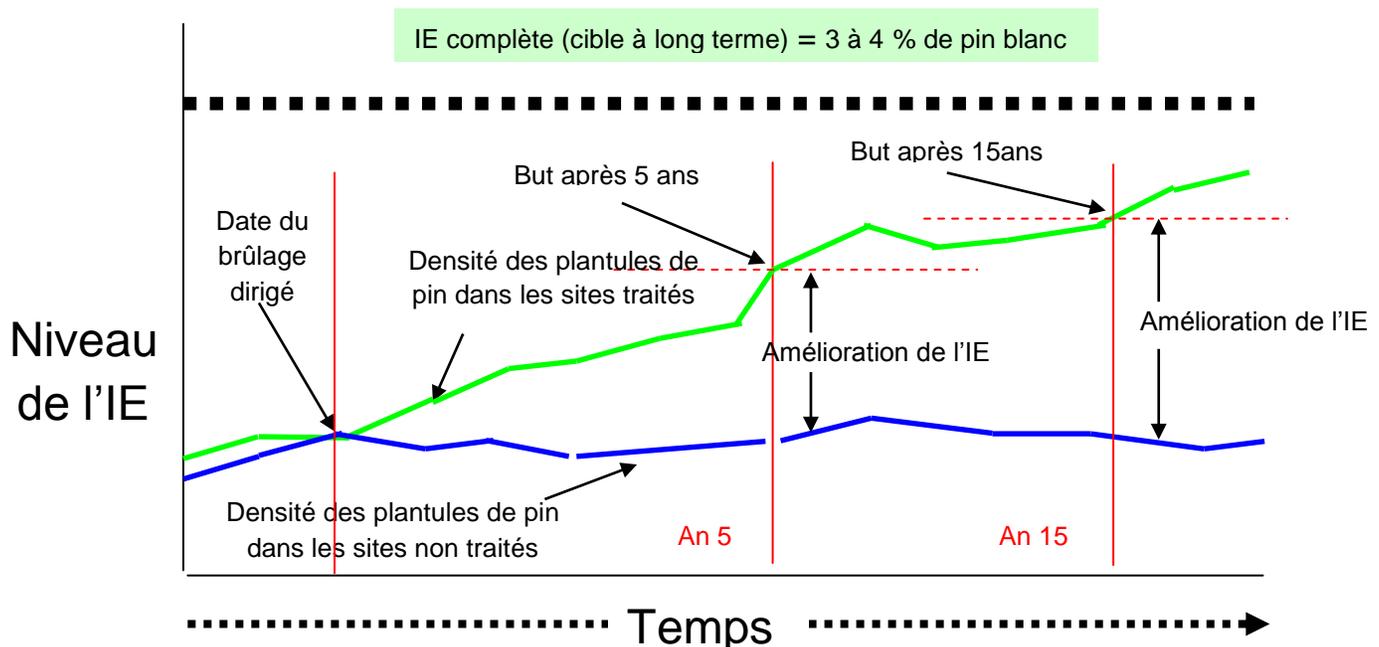
### **Surveillance des projets de gestion active**

Le modèle général de surveillance des projets de gestion active (figure 11-1) compare les tendances des mesures de l'IE observées dans les sites traités à celles des sites non traités ou aux niveaux des mêmes mesures déterminés avant le traitement. La différence dans les niveaux des mesures représente l'amélioration de l'IE du parc qui résulte du projet de gestion active. Deux scénarios sont possibles (1 et 2 dans la figure 11-1) :

1. On compare les niveaux des mesures (ou lignes de tendance des mesures) obtenus dans les sites traités avec ceux obtenus dans les sites non traités. Il s'agit d'un scénario idéal, car l'analyse tient compte des tendances observées dans les sites non traités. Cependant, il se peut qu'on ne dispose pas de paires de sites ou que le type de gestion active à évaluer ne se prête pas à ce genre de comparaison.
2. Lorsque le plan d'étude ne prévoit pas de paires de sites traités et non traités, les niveaux des mesures (ou lignes de tendance des mesures) sont comparés à une valeur de référence pré-traitement. Ce genre d'évaluation est moins souhaitable, parce qu'il suppose que si l'activité de gestion n'avait pas eu lieu, la tendance de l'état pré-traitement des mesures que l'on compare aurait été constante. Dans la figure 11-1, par exemple, la tendance de la mesure de l'IE dans les sites non traités est négative, et par conséquent, la comparaison avec la valeur de référence pré-traitement sous-estimerait le niveau d'amélioration de l'IE qui résulte de la gestion active. Autrement dit, l'effet réel du traitement est représenté par la ligne 1, mais que l'effet du traitement qui sera indiqué dans le rapport est représenté par la ligne 2. La tendance des sites non traités pourrait également être positive, ce qui se traduirait par une surestimation de l'effet.



**Figure 11-1 : Modèle général de surveillance de l'efficacité de la gestion pour les projets de gestion active.**



**Figure 11-2 : Modèle général de surveillance de l'efficacité de la gestion pour les projets de gestion active à l'aide du brûlage dirigé dans le parc national de la Mauricie, par exemple.**

Un autre élément important du modèle général de gestion active est l'établissement d'un niveau de la mesure qui représentera « l'IE complète », c.-à-d. la cible de gestion à long terme, qui détermine le moment où le rétablissement complet de l'IE est atteint. Cette cible dépassera souvent la période de conception de l'étude dans le cas des projets de gestion active, ou elle peut ne pas être pertinente pour certains projets.

L'une des difficultés que pose la démonstration de résultats positifs découlant des interventions de gestion active dans les écosystèmes est due au temps nécessaire pour que le rétablissement des écosystèmes ait lieu. L'identification de buts à court terme, c.-à-d. des niveaux de la mesure qui indiqueront un progrès attribuable à la gestion active après une période plus courte que le temps nécessaire au rétablissement écologique complet, représente un aspect final du modèle de la figure 11-1. Dans cette figure, cela correspond aux cibles établies dans la conception de l'étude pour les niveaux souhaités de la mesure au temps 1 suivant l'activité de gestion. Ces résultats peuvent être signalés à court terme (dans le REP par exemple) pour montrer l'amélioration de l'IE

résultant de l'activité de gestion ainsi que la tendance positive vers l'atteinte du but fixé à long terme.

### **Exemples de projets de surveillance de la gestion active**

Exemple 1 : Parc national de la Mauricie – Accroissement de la proportion de pins blancs dans les forêts du parc

#### **1. Déterminer l'enjeu de gestion et l'état souhaité**

Le plan directeur du parc (PDP) peut décrire les enjeux de la gestion active et présenter les activités de gestion, mais habituellement pas de façon suffisamment détaillée pour que ces activités puissent être mises en oeuvre. Par exemple, le PDP qui nous intéresse précise qu'on utilisera au brûlage dirigé pour atteindre les buts visés pour l'IE. Le personnel scientifique du parc a déterminé dans le Plan de gestion des incendies que la sous-représentation des peuplements de pins blancs dans le parc constitue un enjeu de gestion. Thériault et Quenneville (1998) ont préparé un plan de rétablissement écologique du pin blanc, et le projet de SEG fait partie de ce plan.

Il peut être difficile d'établir avec précision l'état que l'on souhaite atteindre grâce au plan de gestion active d'après la documentation scientifique existante, les inventaires antérieurs ou les reconstructions écologiques. Au parc national de la Mauricie, Thériault et Quenneville (1998) ont établi que les peuplements purs de pins blancs devraient couvrir au moins 3 à 4 % du parc si l'on veut atteindre le but visé pour l'IE du parc (seuil minimum de l'état souhaité). Toutefois, en raison de l'exploitation forestière effectuée avant l'établissement du parc et des activités à long terme d'extinction des incendies, ce type de peuplement couvre actuellement moins de 1 % de la superficie du parc. L'objectif général des activités de gestion était donc d'accroître la représentation du pin blanc dans les forêts du parc jusqu'au niveau historique de 3 à 4 %.

#### **2. Énoncé des hypothèses et des prévisions relatives aux activités proposées**

L'énoncé des hypothèses et des prévisions nous aide à concentrer notre attention sur les effets attendus des activités de gestion. Par exemple, on peut postuler que le brûlage dirigé constitue un outil efficace pour stimuler la régénération du pin blanc et accroître par la suite la représentation de cette essence. D'après cette hypothèse, on peut prévoir que dans les peuplements traités, c.-à-d. les peuplements soumis au brûlage dirigé, la densité des plantules de pins blancs suite au brûlage sera supérieure à celle des sites non traités. Une autre prévision que l'on peut faire est que la dominance du pin blanc augmentera ou sera maintenue dans les peuplements traités, alors que l'espèce continuera d'être supprimée dans les peuplements non traités.

### 3. Conception d'une expérience contrôlée capable de démontrer les changements attendus

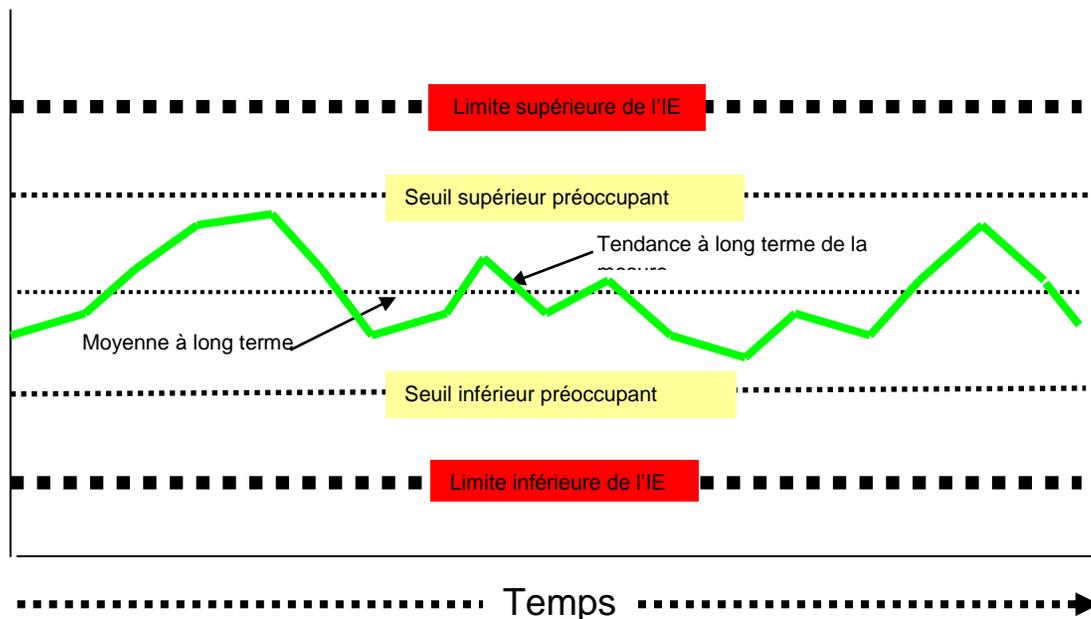
La conception de l'activité de gestion était la suivante : choisir un nombre de sites appropriés, effectuer un brûlage dans certains de ces sites et laisser les autres non traités, puis comparer la régénération du pin blanc entre les deux ensembles de sites. La figure 11-2 est une démonstration de l'utilisation du modèle de la figure 11-1 avec comme exemple le brûlage dirigé dans le parc national de la Mauricie (PNM).

La mesure de l'IE relative à l'activité de gestion est la densité des plantules de pins blancs, et la comparaison des densités dans les sites traités et non traités est une mesure de l'efficacité de l'activité de gestion qui vise à améliorer l'IE du parc. Afin d'établir des cibles basées sur l'IE, les buts du brûlage dirigé ont été établis pour des périodes de 5, 10, 15 et 20 ans suite au traitement. Par conséquent, même s'il faudra de nombreuses années pour atteindre le but à long terme fixé pour le parc, c'est-à-dire une couverture de 3 à 4 % en peuplements dominés par le pin blanc, les résultats intérimaires peuvent être signalés (dans le REP) comme une « amélioration de l'IE », et l'on peut avancer que le PNM progresse vers les buts à long terme déterminés par Thériault et Quenneville (1998).

### **Surveillance dans le cadre de la gestion passive**

Le modèle général de surveillance des politiques et des opérations continues du parc (figure 11-3) montre la ligne de tendance d'une mesure de surveillance qui a trait à une activité ou à une politique de gestion particulière. Par exemple, cette ligne de tendance peut être une mesure :

- de l'abondance de la population de poissons dans les lacs ou les rivières où la pêche sportive est permise;
- du nombre de grizzlis dans un secteur bien utilisé du parc;
- du nombre de foyers de population d'herbivores dans le parc;
- des valeurs servant d'indice de l'utilisation des sentiers;
- des niveaux de l'Indice canadien de la qualité des eaux en aval d'un lotissement urbain situé dans le parc;
- du nombre de lièvres d'Amérique là où la pose de collets est permise.



**Figure 11-3: Modèle général de surveillance de l'efficacité de la gestion ou des opérations continues du parc.**

Dans ce cas, le rôle de la SEG est de garantir aux gestionnaires du parc que la gestion ou les opérations continues ne menacent pas l'IE. Nous représentons l'IE du parc par des mesures choisies et nous les surveillons pour nous assurer que leurs niveaux ne dépassent pas les niveaux préétablis. Ainsi, pour exercer une surveillance efficace, nous devons établir des seuils de gestion pour les mesures en question, et si les niveaux dépassent ces seuils, une activité de gestion sera alors nécessaire (dans ce cas, le modèle général exposé à la figure 11-1 s'appliquerait).

Conformément au principe de précaution, il faut établir pour la mesure de surveillance un seuil supérieur et un seuil inférieur préoccupant. Dans certains cas, un seuil supérieur ou un seuil inférieur sera suffisant, comme pour la mesure de l'indice de qualité de l'eau. Il est à souligner en outre que, dans le cas présent, le seuil préoccupant fonctionne selon le même principe que dans le modèle général d'évaluation des niveaux des mesures de surveillance de l'état de l'IE (section 5). Il doit servir à alerter de façon précoce les gestionnaires du parc de la nécessité d'évaluer la situation afin de déterminer quelle intervention pourrait être requise. Dans l'exemple du lac, on pourrait examiner les niveaux de récolte; pour les coliformes, on pourrait évaluer les sources locales de pollution; et pour les grizzlis, on pourrait analyser les données sur les interactions entre les visiteurs et les ours.

Au dessus et en dessous des seuils préoccupants se trouvent les niveaux de la mesure de surveillance que l'on a déterminés comme étant à l'extérieur de la limite de l'IE du parc. Au sujet des seuils préoccupants, la mesure de l'IE ne peut avoir qu'une limite supérieure ou inférieure; le concept est le même que pour les mesures de l'IE servant à surveiller l'état des écosystèmes. Ce niveau peut correspondre à un dépassement de la norme canadienne relative à la qualité de l'eau potable, aux normes locales concernant les coliformes ou au nombre d'ongulés d'un parc que l'on a déterminé comme étant soit trop faible pour soutenir une population à long terme soit trop élevé par rapport aux autres ressources du parc (population surabondante).

On déterminera la portée et la taille de cet élément du programme de surveillance de l'IE du parc d'après les besoins de gestion et les ressources disponibles. Les parcs n'auront pas des mesures de surveillance pour tous les aspects de la gestion et des opérations. En outre, les efforts de gestion du parc ont peu d'effets sur de nombreux facteurs de stress. Toutefois, les gestionnaires de parc devraient au moins pouvoir rendre compte de l'effet des activités et des politiques de gestion continues de leur parc sur l'intégrité écologique. Pour atteindre l'objectif de Parcs Canada, qui consiste à protéger l'IE des parcs telle qu'elle est présentée aux Canadiens par les gestionnaires, il faudrait être capable de montrer, relativement à un petit sous-ensemble des politiques et des opérations de gestion, que ces dernières sont conformes aux limites acceptables pour l'IE du parc.

### **Autres projets de SEG de Parcs Canada**

Le tableau 11-2 présente des projets de Parcs Canada qui appliquent les modèles de surveillance de l'efficacité de la gestion présentés ci-dessus. Il résume les contextes, les interventions de gestion, les mesures utilisées pour représenter l'IE et l'information sur les conceptions d'études connexes. Des références concernant les rapports sur les projets sont indiquées en dessous du tableau. La liste des rapports complets qui ne sont pas disponibles sur d'autres sites Internet figurent sur le site Intranet de l'Agence consacré à la surveillance :

[http://intranet/content/eco-re/monitoring-suivi-eng/HomePgAccueil\\_e.asp#TopOfPage](http://intranet/content/eco-re/monitoring-suivi-eng/HomePgAccueil_e.asp#TopOfPage)



**Tableau 11-2 : Exemples de projets de gestion ayant des stratégies de surveillance de l'efficacité de la gestion qui permettent d'évaluer les améliorations de l'IE découlant des investissements dans l'IE du parc.**

Projet	Contexte	Activités de gestion	Mesures de l'IE	Conception de l'étude
Restauration d'un corridor pour les loups (PN Jasper) <sup>1</sup>	Les interactions entre les loups, les wapitis et les humains constituent un enjeu de gestion continu dans les parcs des montagnes. Les wapitis et les cerfs ont tendance à se rassembler dans les zones inférieures des vallées habitées pour exploiter les meilleurs habitats et réduire leur exposition aux prédateurs qui craignent l'homme comme les loups. Le parc a collaboré avec un terrain de golf local pour modifier les clôtures afin de créer un corridor. Un plan de surveillance efficace appliqué avant et après l'intervention a pu montrer les résultats positifs de l'investissement.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modifier les clôtures pour permettre aux ongulés et aux prédateurs de traverser le terrain de golf situé dans le parc; la conception des clôtures de perches restreint les ongulés au corridor, mais laissent passer les loups.</li> <li>• Installer des barrières pour permettre aux gens de traverser et d'utiliser le corridor.</li> <li>• Installer des compteurs dans les sentiers pour évaluer l'utilisation des corridors par les humains</li> <li>• Relocaliser la pratique du ski et les promenades en charrette à foin loin du corridor.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abondance relative des wapitis, des cerfs et des loups sur des transects établis à partir des sentiers d'hiver</li> <li>• Voies de déplacement des loups déterminées en suivant leurs pistes dans la neige</li> <li>• Profondeur de la neige</li> <li>• Compteurs mesurant l'utilisation par les humains</li> </ul>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Établir les niveaux des mesures avant le traitement</li> <li>2. Comparer les mesures de l'utilisation du corridor après la construction des clôtures aux mesures de l'utilisation avant la construction.</li> <li>3. Tenir compte de covariables telles que la profondeur de la neige et l'utilisation par les humains.</li> </ol>
Restauration de rivières <sup>2</sup> (réserve de parc national Pacific Rim)	Les activités d'exploitation forestière qui ont eu lieu avant la création du parc ont laissé une grande quantité de billes en décomposition dans d'importantes rivières à saumons dont le cours était interrompu à cause de ponceaux mal entretenus. Cela a entraîné une réduction du débit, une augmentation de la température de l'eau, des dépôts de matières organiques sur le gravier des aires de fraie, la détérioration de la qualité de l'eau et des changements indésirables dans les communautés biotiques, incluant les organismes benthiques, les poissons et d'autres vertébrés.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enlever les billes et les débris et rétablir le débit.</li> <li>• Améliorer les ponceaux afin de rétablir la connectivité.</li> <li>• Ajouter du gravier au besoin.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Qualité de l'eau</li> <li>• Température de l'eau</li> <li>• Invertébrés benthiques</li> <li>• Saumoneaux</li> <li>• Remontées des saumons adultes</li> </ul>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Établir les niveaux des mesures avant le traitement.</li> <li>2. Comparer les mesures obtenues dans les sites traités à celles des sites non traités.</li> <li>3. Comparer les mesures obtenues à tous les sites à celles obtenues dans des sites de forêts intactes afin d'établir des cibles à long terme.</li> </ol>

**Tableau 11-2 (suite) : Exemples de projets de gestion ayant des stratégies de surveillance de l'efficacité de la gestion qui permettent d'évaluer les améliorations de l'IE découlant des investissements dans l'IE du parc.**

Projet	Contexte	Activités de gestion	Mesures de l'IE	Conception de l'étude
Enlèvement de barrages à billes <sup>3</sup> (Parc national Kejimikujik)	De vieux barrages à billes construits pour permettre le flottage des billes réduisent maintenant la qualité de l'habitat et restreignent l'accès des poissons et d'autres organismes aquatiques à d'importants habitats se trouvant dans les lacs situés en amont des barrages.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trois barrages à billes ont été enlevés en 2004 et 2005</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abondance des espèces de poissons capturés dans des pièges</li> <li>• pH, conductivité, O<sub>2</sub> et turbidité</li> </ul>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. On a procédé à un échantillonnage des poissons dans les rivières lorsque les barrages étaient en place en 2000.</li> <li>2. La qualité de l'eau a été testée en 2003 avant l'enlèvement des barrages.</li> <li>3. L'abondance et la diversité des poissons ainsi que la qualité de l'eau ont été mesurées après l'enlèvement des barrages.</li> </ol>
Gestion de pentes de ski <sup>4</sup> (Lake Louise, Yoho et Kootenay)	L'exploitation estivale du secteur des pentes de ski du lac Louise semblait avoir un effet néfaste sur une population vulnérable de grizzlis. En tant que condition à l'attribution du permis d'exploitation, des changements ont été mis en oeuvre, et les effets ont été évalués au moyen d'une série de mesures de l'IE.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Installation d'une clôture électrique</li> <li>• Modifications des habitudes d'utilisation par les humains.</li> <li>• Réduction du bruit produit par les humains.</li> <li>• Respect strict de la réglementation concernant les ordures de la LPN</li> <li>• Sensibilisation du personnel affecté au chalet</li> <li>• Sensibilisation des visiteurs par le personnel du parc</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Suivi des ours du secteur pour déterminer leurs habitudes d'utilisation temporelle et spatiale du secteur; évaluation des « embouteillages causés par les ours »</li> <li>• Données sur les naissances et les mortalités des grizzlis locaux</li> <li>• Mesure des niveaux, du type et du moment d'utilisation par les visiteurs</li> <li>• Mesure du bruit à l'aide d'un sonomètre</li> <li>• Surveillance du respect de la réglementation des ordures</li> <li>• Compteurs pour mesurer l'abondance et le moment de la circulation</li> <li>• Sondages auprès des visiteurs pour évaluer leur sensibilisation au problème des ours</li> </ul>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Toutes les mesures ont été évaluées au début des changements apportés à la gestion.</li> <li>2. Les mesures sont évaluées chaque année à l'aide d'une méthode de gestion adaptative afin d'élaborer une réglementation pour le permis d'entreprise visant à optimiser la survie des ours et l'utilisation par les humains.</li> </ol>

- <sup>1</sup> Shepherd, B., and J. Whittington. 2006. Response of Wolves to Corridor Restoration and Human Use Management. *Ecology and Society* 11(2):1. [online] URL <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art1/>
- <sup>2</sup> Wartig, W. 2006. Results of a workshop to establish a monitoring program for stream restoration projects in and around Pacific Rim National Park. Workshop results on the PCA monitoring website (URL)
- <sup>3</sup> Dick, J.A., and M. Trudel. 2006. Survey of fish species following removal of old logging dams in Cobrielle Brook, Kejimikujik National Park and National Historic Site. Internal Report, Kejimikujik National Park and National Historic Site. 13 pp.
- <sup>4</sup> Parks Canada Agency, Lake Louise, Yoho and Kootenay Field Unit, and Skiing Lake Louise. 2002. Research and Monitoring Framework, Skiing Lake Louise Summer Business Licence. Internal Report, Lake Louise, Yoho and Kootenay Field Unit.

## **Interactions entre la surveillance de l'efficacité de la gestion et la surveillance de l'état de l'IE**

La surveillance de l'état de l'IE et la SEG sont des éléments distincts du programme de surveillance de l'IE d'un parc. Toutefois, afin d'optimiser la conception du programme et l'utilisation des ressources de surveillance, les possibilités de recoupements devraient être explorées. La SEG et la surveillance de l'état de l'IE traitent de deux questions différentes. Les projets de SEG portent généralement sur un secteur plus petit et sont de durée plus courte que les projets de surveillance de l'état de l'IE. Habituellement, les projets de SEG mettent l'accent sur les secteurs où l'on procède à des activités de gestion alors que la surveillance de l'état de l'IE couvre tout le parc. Les projets de SEG ont une durée variant entre moins de 5 ans et 20 ans et sont normalement abandonnés par la suite, tandis que les projets de surveillance de l'IE sont continus et comportent des activités d'échantillonnage qui n'ont souvent lieu qu'une fois tous les cinq ans. La surveillance à long terme des opérations et des politiques du parc met l'accent sur le secteur d'intérêt, et tente de répondre à une question de SEG concernant les effets des activités de gestion. Les projets de SEG utilisent des conceptions expérimentales plus ciblées qui portent sur des questions spécifiques relatives à des activités de gestion spécifiques et incluent souvent des traitements et des contrôles. Cela n'est pas possible pour la surveillance à long terme de l'état de l'IE.

Dans certains cas, on peut intégrer ces deux éléments du programme de surveillance. Lorsque l'échelle des interventions de gestion se rapproche de l'ensemble du parc, la surveillance établie pour l'évaluation de l'état de l'IE peut fournir de l'information sur des activités de gestion spécifiques. Par exemple, si le parc a un problème de gestion concernant la surabondance des ongulés, l'activité de gestion pour l'ensemble du parc pourra recourir à des placettes de surveillance à long terme en forêt et dans les milieux humides. De même, les activités de brûlage dirigé servant à équilibrer les stades structuraux d'un écosystème forestier dans un parc chevaucheront celles qui visent les objectifs à l'échelle du paysage en matière de représentation des écosystèmes forestiers ou les habitats critiques pour les espèces en péril ayant un vaste territoire comme le caribou des forêts. Il est évident que le chevauchement de la SEG et de la surveillance de l'état de l'IE augmentera en fonction de l'échelle des activités de gestion et sera plus fréquent dans les petits parcs.

Une autre possibilité de chevauchement de la SEG avec la surveillance de l'état de l'IE consiste à attribuer aux projets de SEG des cibles à long terme relatives à l'IE déterminées à partir des données sur l'état de l'IE. Par exemple :

- les placettes établies dans des sites écologiques semblables de vieux peuplements forestiers peuvent fournir des cibles à long terme pour des projets de restauration de la structure et de la composition forestières;
- les mesures de l'IE des milieux aquatiques prises dans des ruisseaux intacts peuvent fournir des données sur les objectifs à long terme liés à la restauration des cours d'eau.

On trouvera des possibilités similaires d'intégration des programmes à mesure que les activités de surveillance de l'état de l'IE et de SEG progresseront dans le parc.

Finalement, les éléments de projets décrits dans le présent guide pour la surveillance de l'état de l'IE s'appliquent généralement aux projet de SEG, p. ex. les principes de conception des études, la puissance, la valeur significative et la formulation de questions de surveillance claires. La principale différence se trouve dans la question posée. Pour la surveillance de l'état de l'IE, la question est toujours : « Quel est l'état de l'IE du parc? » Pour les projets de SEG, la question sera particulière aux besoins du projet faisant l'objet d'une surveillance.

## **APPENDICE TECHNIQUE 11 : Données du REP à consigner au CIE**

Les fondements scientifiques sur lesquels sont basés l'analyse des résultats de surveillance et les évaluations doivent être documentés au CIE pour répondre à diverses exigences organisationnelles, notamment à l'optimisation des processus de production des REP et des REAPP. Cette exigence remplace les directives précédentes sur la production d'un compendium technique autonome, qui n'est plus nécessaire. Les données et analyses doivent être enregistrées au CIE de façon à être disponibles pour diverses fonctions et à diverses fins, comme la production de fiches d'information et des rapports ou la réponse aux demandes d'information venant du public ou formulées lors d'un audit ou d'une évaluation. Ces renseignements représentent la mémoire organisationnelle des activités de conservation des ressources, et les unités de gestion doivent exercer un leadership pour assurer l'intégrité des données. Une documentation efficace et pertinente au CIE garantira la tenue à jour et l'utilité des données à long terme, ainsi que l'accessibilité plus grande de ces données pour les écologistes et les gestionnaires de parcs, de même que les autres employés de Parcs Canada.

L'information consignée au CIE doit comprendre une série de rapports techniques sommaires, un pour chaque mesure de l'IE. Ces rapports font notamment état de la question de surveillance et des paramètres de mesure, et présentent clairement les analyses les plus importantes afin que l'approche utilisée puisse être comprise par d'autres et évaluée ou reproduite à l'avenir. S'il existe un protocole officiel ou provisoire pour cette mesure de l'IE, une grande partie de l'information contextuelle n'aura pas à être répétée dans le rapport sommaire. La justification du choix de la mesure, son rôle dans l'évaluation de l'IE et la justification des seuils de surveillance seront déjà dans le protocole. Le tableau APP 11.1 donne la liste des renseignements nécessaires. En résumé, les renseignements qui ne changent pas dans le temps devraient se trouver dans le protocole. Ceux qui changent d'un REP à l'autre devraient se trouver dans les fondements scientifiques. Pour que les renseignements soient facilement accessibles, certains auteurs pourraient choisir de reprendre une ou deux phrases du protocole (p. ex. contexte, méthodes, détermination des seuils et recommandations pertinentes pour la gestion ou l'évaluation de l'état).

Une fois les protocoles finalisés et les méthodes et fondements scientifiques exprimés dans le premier REP, les rapports sommaires devraient devenir plus courts et moins long à produire.

**Tableau APP 11.1 : Renseignements à inclure dans les rapports techniques sommaires. Un modèle annoté est également fourni.**

1. Indicateur, mesure, état et tendance
2. Question de surveillance
3. Paramètres spécifiques utilisés pour chaque mesure, p. ex. diversité moyenne des taxons EPT dans tous les sites d'échantillonnage des invertébrés benthiques.
4. Seuils (voir Appendice 3)
  - a. Justification du choix des seuils sur des fondements biologiques ou légaux, p. ex. source documentaire, variabilité historique, modèle biologique, gradient de stress ou cible fixée par la loi comme le niveau de coliformes ou norme quant à l'indice de qualité de l'eau.
  - b. Justification des seuils provisoires relatifs à l'évaluation du changement dans le temps (p. ex. 2 écarts-types).
5. Données utilisées pour chaque mesure (combien d'années, quels sites – renvoyer au protocole).
6. Hypothèses qui ont influencé l'analyse.
7. Évaluation de l'état
  - a. Méthode d'évaluation (p. ex. moyenne des données de l'an dernier, résultat du modèle de tendance, moyenne sur 5 ans, etc.)
  - b. Façon de traiter les incertitudes quant à l'estimation de l'état
  - c. Résultats de l'analyse de toute donnée sur les sous-mesures (p. ex. paramètres pour l'indice de la qualité de l'eau) qui met en contexte les résultats de la mesure.
  - d. Façon dont les sous-mesures contribuent à l'évaluation d'une mesure donnée.
8. Évaluation de la tendance
  - a. Modèle statistique, notamment les hypothèses sur la distribution de l'erreur
  - b. Nombre d'années utilisées pour générer une tendance et justification de ce choix
  - c. Variable à tester et valeur prédictive (le cas échéant)
9. Qualité des données (p. ex. résultat d'une analyse de puissance, fiabilité de l'information)
10. État de l'élaboration de la mesure (p. ex. degré d'avancement du protocole et de la base de données)
11. Discussion des résultats de l'état et de la tendance
12. Recommandations pour la gestion et l'élaboration du programme de surveillance
13. Auteurs, partenaires et réviseurs
14. Références
15. Tableaux, figures et photos (si désiré)

**Les renseignements suivants devraient se trouver dans le protocole de la mesure. Si le protocole n'existe pas encore, ces renseignements doivent se trouver dans le rapport technique sommaire.**

- Contexte/justification de la mesure
- Aperçu de la méthodologie – aire d'inférence, répétition, choix des sites
- Recommandations pour l'amélioration de la qualité de la mesure par les méthodes de collecte des données
- Enregistrements des changements faits au protocole

## Modèle recommandé pour les renseignements du REP à consigner au CIE

<b><i>Nom de la mesure</i></b>	État et tendance (Symbole et flèche)
--------------------------------	---

### 1. Contexte

Expliquez en quoi cette mesure est une composante importante du programme de surveillance, notamment les enjeux spécifiques à l'IE (p. ex. broutage excessif par les chevreuils) en vous référant au cadre de surveillance (biodiversité, processus et fonction, facteurs de stress). Étayez les principaux énoncés par des références documentaires. Faites référence à des tableaux ou à des figures au besoin.

### 2. Paramètres et seuils

Dressez la liste des paramètres spécifiques utilisés pour cette mesure et définissez brièvement les seuils en faisant référence au protocole, le cas échéant. Autrement, donnez la valeur des seuils, et baser la justification du choix des seuils sur des fondements biologiques ou légaux, un gradient ou une cible fixée par la loi, ou des seuils provisoires relatifs à l'évaluation du changement dans le temps (p. ex. 2 écarts-types) (étayez les énoncés par des références). Expliquez comment les seuils ont été fixés (p. ex. recherche documentaire ou données propres à un site) et pourquoi cette approche a été choisie (voir détails à l'appendice 4). Faites référence à des tableaux ou à des figures au besoin.

### 3. Questions de surveillance

Énoncez les questions posées pour comprendre l'état et la tendance de la mesure. Incluez les valeurs seuils et la période pendant laquelle la tendance a été mesurée. Voici des exemples de questions de surveillance dont la structure est appropriée :

- a) « La population des huardes était-elle en moyenne >27 couples territoriaux ayant prduit en moyenne >0,5 jeunes/couple/an, pendant les 5 dernières années? »

- b) « La surface couverte par la zostère a-t-elle diminué de >33 % depuis 1992? »
- c) « La dominance des principales espèces d'arbres a-t-elle diminué de >10 % au cours des 10 dernières années? »

#### 4. Méthodes

Faites référence au protocole, s'il est disponible, pour les détails de la méthodologie. Autrement, donnez un bref aperçu de la méthodologie et un court résumé des données utilisées pour la mesure (p. ex. quels sites et pendant combien d'années, avec référence au protocole s'il existe). Expliquez brièvement l'approche statistique utilisée pour déterminer si les données mesurées s'éloignent beaucoup du seuil. Expliquez brièvement le modèle statistique utilisé pour déterminer la tendance (incluez les suppositions concernant la distribution des erreurs). En un paragraphe, expliquez comment la puissance statistique a été analysée. Rappelez-vous que pour les besoins du programme de surveillance, le niveau de confiance utilisé pour déterminer la signification statistique et le niveau requis de puissance statistique sont de 80 % (voir l'appendice 6). Enfin, expliquez comment les sous-évaluations sont combinées pour former une seule mesure, si c'est le cas. Faites référence à des tableaux ou à des figures au besoin.

#### 5. Évaluation de l'état et de la tendance

Énoncez la cote de l'état et la tendance, ou expliquez pourquoi ils n'ont pas été évalués. Faites référence à des tableaux ou à des figures au besoin.

#### 6. Qualité des données : Symbole de l'évaluation qualitative (voir ci-dessous)

Le degré de confiance dans l'état et la tendance rapportés pour une mesure dépend de la qualité des données. La puissance statistique, la méthodologie et la constance dans la collecte de données sont les principaux facteurs de qualité des données (voir l'appendice 6). L'addition du nombre d'énoncés « vrais » dans la liste suivante est utilisé pour évaluer la qualité des données.

Critère	Énoncé sur l'évaluation
---------	-------------------------

Puissance statistique	La puissance pour détecter la taille de l'effet désiré est $\geq 80\%$ .
Méthodologie	La population statistique est représentative de la population biologique ciblée.
	La fréquence temporelle d'échantillonnage donne un portrait représentatif de l'étendue de variabilité attendue.
	La méthode d'échantillonnage est basée sur un design aléatoire.
Collecte de données	Les données ont été récoltées avec la même méthode chaque fois (aucun changement dans le protocole).
	La variabilité des données n'est pas influencée par des différences dans les compétences des observateurs.

Le nombre d'énoncés « vrais » est ensuite utilisé pour donner une cote d'évaluation qualitative, comme le montre le tableau suivant :

Nombre d'énoncés vrais	Évaluation qualitative
6	Bon 
3-5	Passable 
1-2	Mauvais 

Dans un tableau, dressez la liste des critères et dites si chacun des énoncés sur l'évaluation est vrai ou faux.

## 7. Niveau de développement de la mesure de surveillance : cote sur 10 (voir ci-dessous)

Utilisez les critères suivants pour évaluer le niveau de développement de la mesure de surveillance :

Critère	Énoncé sur l'évaluation	Cote
1. Seuils de l'IE	Les seuils sont bien établis et basés sur des données scientifiques et historiques.	2,5
	Les seuils sont préliminaires et seront étayés par une revue documentaire ou une analyse des données historiques disponibles.	1,5
	Les seuils sont préliminaires et basés sur une approche statistique (p. ex. $\pm 1$ écart-type), et les étendues de variabilité appropriées seront déterminées grâce à l'accumulation de données au fil des prochaines années.	1,0
	Aucun seuil n'a encore été fixé.	0
2. Analyse de puissance	Une analyse complète a été réalisée.	2,5
	Une analyse préliminaire a été réalisée, mais il faudra plus de données pour la compléter.	1,5
	Aucune analyse n'a encore été réalisée, mais des données préliminaires sont disponibles.	1,0
	Aucune donnée n'est disponible pour analyse.	0
3. Protocole	Un protocole complet et détaillé a été archivé dans le système du CIE.	2,5
	Un protocole est disponible, mais il faut encore y apporter quelques modifications.	1,5
	Des instructions de travail ou une ébauche de protocole sont disponibles, mais elles n'ont pas été revues.	1,0
	Aucun document décrivant la méthodologie n'est encore disponible.	0
4. Base de données	Les bases de données, assorties de métadonnées, sont complètes, elles ont été contrôlées et archivées dans les systèmes du CIE.	2,5

	Les bases de données sont complètes, mais n'ont pas été contrôlées, et/ou les métadonnées sont incomplètes.	1,5
	Les bases de données sont incomplètes.	1,0
	Aucune donnée n'a encore été recueillie.	0

Dans un tableau, présentez les critères, les énoncés sur l'évaluation et la cote associée sur 2,5. Au besoin, l'énoncé sur l'évaluation pourrait être adapté au contexte d'une mesure en particulier.

## 8. Discussion

Expliquez pourquoi l'état et la tendance ont reçu cette cote. Lorsque l'état de la mesure a été jugé « passable » ou « mauvais », discutez des répercussions sur la gestion du parc. Étayez vos affirmations par des références.

## 9. Recommandations

Si c'est nécessaire, présentez des recommandations sur ce qui pourrait améliorer la qualité des données (p. ex. suggérez des modifications aux méthodes ou des façons d'améliorer la puissance de l'analyse statistique) et sur les priorités en matière d'élaboration de la mesure de surveillance. Formulez des recommandations quant aux orientations futures de la gestion du parc lorsque l'état de la mesure a été « passable » ou « mauvais » (p. ex. devancer le prochain relevé pour confirmer la tendance observée, ou élaborer un plan de rétablissement en collaboration avec les intervenants). Si aucune de ces situations ne s'applique, recommandez simplement la poursuite de la surveillance comme prévu.

## 10. Remerciements

Liste des personnes et des organismes ayant participé aux travaux. Incluez les personnes qui ont recueilli, analysé et revu les données, ainsi que les auteurs. Le cas échéant, expliquez la contribution particulière des coauteurs.

## 11. Références

Références de tous les documents cités dans le texte.