

# **Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada**



**Volume 2 : Guide pour l'établissement de programmes de  
surveillance de l'IE à l'échelle des parcs**

**Mars 2007**

# TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION .....	1
1.1 Objet du guide .....	1
1.2 Portée.....	1
1.3 Diffusion et formation .....	1
2. CONTEXTE .....	2
2.1 Nous surveillons pour faire rapport .....	2
2.2 Travailler en collaboration .....	3
2.3 Notre défi.....	3
3. LA SURVEILLANCE ET LES RAPPORTS RELATIFS À L'IE DES PARCS EN BREF .....	4
3.1 Relier la surveillance et les rapports relatifs à l'IE au processus de planification de la gestion d'un parc .....	4
3.1.1 Coordination avec les objectifs du plan directeur du parc .....	4
3.1.2 Déterminer et choisir les indicateurs de l'IE du parc .....	7
3.1.3 Mettre au point des modèles conceptuels d'écosystèmes applicables aux indicateurs de l'IE .....	7
3.1.4 Choisir des mesures de l'IE applicables aux indicateurs de l'IE.....	7
3.2 Conception et mise en œuvre de l'étude et essai sur le terrain des mesures de l'IE .....	8
3.3 Analyse, évaluation et rapports.....	9
3.4 Examen du programme et assurance de la qualité .....	10
4. INDICATEURS DE L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DES PARCS .....	10
4.1 Surveillance de l'IE et plan directeur du parc .....	10
4.2 Indicateurs de l'IE.....	11
5. MODÈLES CONCEPTUELS .....	13
5.1 Documentation des principaux éléments .....	14
5.2 Présentation au public.....	14
5.3 Assurance de la qualité .....	15
5.3.1 Analyse des corrélations et des pistes causales.....	15
5.3.2 Modèles topologiques .....	17
6. MESURES DE L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE.....	21
6.1 Objectifs .....	21
6.2 Processus de sélection des mesures .....	21
6.2.1 Groupes à consulter.....	21
6.3 Choisir les mesures de l'IE et procéder aux mesures sur place.....	26
6.3.1 Critères de sélection .....	26
6.3.2 Intégration des mesures sur place .....	28
6.4 Changements continus et examen périodique des mesures .....	29
7. INTÉGRER LES MESURES DE L'IE DANS LES INDICATEURS.....	30
7.1 Objectifs .....	31
7.2 Mettre au point des scores combinés et évaluer l'état de l'intégrité des écosystèmes indicateurs .....	31
7.3 État des indicateurs .....	33
7.4 Tendances .....	37
7.4.1 Contexte .....	37
7.4.2 Déterminer la tendance d'un indicateur .....	39
7.4.3 Déterminer la tendance des mesures .....	43

8. DÉTERMINER LES SEUILS .....	44
8.1 Scénario 1 – Distribution inconnue, lien inconnu avec le facteur de stress .....	48
8.2 Scénario 2 – Distribution inconnue, lien graduel avec le facteur de stress.....	53
8.3 Scénario 3 – Distribution inconnue, lien prononcé avec le facteur de stress .....	54
8.4 Scénario 4 – Distribution connue, lien inconnu avec le facteur de stress.....	54
8.5 Scénario 5 – Distribution connue, lien graduel avec le facteur de stress .....	55
8.6 Scénario 6 – Distribution connue, lien prononcé avec le facteur de stress.....	55
8.7 Méthodes générales d'établissement de seuils .....	55
9.0 PLAN D'ÉTUDE ET ANALYSE DE PUISSANCE .....	56
9.1 Qu'est-ce qu'un plan d'étude?.....	56
9.2 Justification raisonnée du choix d'un bon plan .....	56
9.3 Dans quels cas un plan d'échantillonnage est-il superflu? .....	56
9.4 Qu'est-ce qu'un bon plan? .....	57
9.4.1 Définir la portée spatiale et temporelle.....	57
9.4.2 Stratégies de sélection des échantillons .....	57
9.4.3 Quand est-il acceptable de faire des économies? .....	59
9.4.4 Autocorrélation.....	60
9.5 Taille de l'échantillon – Combien d'échantillons et à quelle fréquence? .....	60
9.5.1 Aperçu de l'analyse de puissance .....	60
9.5.2 Choix de la puissance et du degré de confiance appropriés.....	61
9.5.3 Comment effectuer une analyse de puissance.....	62
9.5.4 Outils pour l'analyse de puissance .....	63
10. MISE EN OEUVRE DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE – ÉLABORATION D'UN PLAN DE MISE EN OEUVRE CHIFFRÉ .....	65
10.1 Qu'est-ce qu'un plan de mise en oeuvre chiffré? .....	65
10.2 Pourquoi a-t-on besoin d'un plan chiffré? .....	65
10.3 Élaboration du plan .....	66
10.3.1 Exigences de planification .....	66
10.3.2 Ressources humaines et financières pour la surveillance .....	67
10.3.3 Clé du modèle .....	68
11. SURVEILLANCE DE L'EFFICACITÉ DE LA GESTION .....	66
11.1 Qu'est-ce que la surveillance de l'efficacité de la gestion? .....	66
11.1.1 Surveillance de l'efficacité de la gestion dans les parcs nationaux .....	67
11.2 Surveillance de l'efficacité de la gestion et évaluations environnementales .....	68
11.3 Surveillance des projets de gestion active.....	68
11.3.1 Modèles généraux de surveillance de l'efficacité de la gestion.....	70
11.4 Interactions entre la surveillance de l'efficacité de la gestion et la surveillance de l'état de l'IE .....	81
12. GESTION DE L'INFORMATION UTILISÉE POUR LA SURVEILLANCE DE L'IE.....	82
12.1 Plan de surveillance de l'IE d'un parc .....	84
12.2 Descripteurs des projets de surveillance .....	84
12.3 Fichiers de données concernant les mesures de surveillance individuelles.....	85
12.4 Registres normalisés de métadonnées pour chaque fichier de données de surveillance.....	86
12.5 Système de gestion des fichiers dans un parc .....	87
12.6 Archivage biorégional des plans, des données et des métadonnées d'un parc...	87
12.7 Centre d'information sur les écosystèmes de Parcs Canada et Biotics .....	88
13. ANALYSE DES DONNÉES .....	90

13.1	Importance d'une bonne analyse .....	90
13.2	Comment interpréter le changement? .....	90
13.3	Analyse des tendances et analyse de l'état .....	91
13.4	Points de complexité de l'analyse .....	92
13.4.1	Sources de variabilité .....	92
13.4.2	Facteurs aléatoires et facteurs fixes .....	93
13.5	Formation.....	95
14.	ENGAGEMENT DU PUBLIC ET COMMUNICATIONS .....	96
14.1	Engager les Canadiens .....	96
14.2	Communications .....	96
14.3	Protocoles de surveillance .....	97
14.4	Rapport sur l'état des parcs .....	98
	OUVRAGES DE RÉFÉRENCE .....	101
	GLOSSAIRE .....	104
	ACRONYMES UTILISÉS DANS LE GUIDE.....	112
	Annexe 1 : Critères d'évaluation des parcs au moment de l'achèvement des programmes de surveillance .....	113
	Annexe 2 : Ébauche de protocole .....	119

# **1. INTRODUCTION**

## **1.1 Objet du guide**

Le présent guide se veut une référence pratique pour l'élaboration, la mise en œuvre et le maintien d'un programme utile, complet et durable de surveillance et de rapports relatifs à l'intégrité écologique (IE) dans les parcs. Il s'adresse au personnel scientifique des parcs, mais son contenu conviendra également aux personnes intéressées qui ne sont pas biologistes.

Le Volume 1 de cette série expose les principes directeurs du Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE de l'Agence Parcs Canada (Agence). Avant d'utiliser le présent guide, il faudrait s'assurer de comprendre ces principes fondamentaux pour obtenir un tableau complet du programme

Ce guide est d'ordre plus pratique que le Volume 1. Il répond à la question générale suivante : « Comment dois-je intégrer les activités de surveillance de l'IE que nous réalisons actuellement dans les nouvelles initiatives pour en arriver à un programme de surveillance utile, complet et durable dans mon parc? »

## **1.2 Portée**

La surveillance des écosystèmes est une entreprise très complexe, et chacune des sections du guide pourrait elle-même constituer un volume distinct. L'approche adoptée dans ce document consiste à fournir suffisamment de connaissances pour permettre de comprendre et d'appliquer les principes décrits et à renvoyer les personnes les plus intéressées ou les praticiens chevronnés à des renseignements plus détaillés : sites Web, articles scientifiques et livres.

Chaque section :

- présente le sujet;
- explique pourquoi il faut connaître ce sujet pour élaborer un programme de surveillance;
- explique les principes fondamentaux de chaque sujet suffisamment pour que l'on comprenne son utilité et son application à l'ensemble de la surveillance, spécialement par rapport à d'autres éléments de surveillance;
- fournit des références en vue d'autres travaux ou études sur le sujet;
- montre comment cet élément s'insère dans le programme global de surveillance des parcs.

## **1.3 Diffusion et formation**

Nous prévoyons diffuser cette première ébauche du manuel en 2007 dans le cadre de séances de formation biorégionales qui auront lieu conjointement avec les réunions biorégionales déjà prévues. D'après les commentaires reçus à ces séances, nous

produirons une version finale à la fin de l'exercice financier 2006-2007. Cette version de 2007 sera soumise à d'autres révisions fondées sur les commentaires des praticiens, et un guide final sera produit en 2008.

## 2. CONTEXTE

Cette partie résume la mission et les objectifs du programme. Pour plus de détails, consultez **Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs du Canada – Volume 1 : Principes directeurs**.

### 2.1 Nous surveillons pour faire rapport

Bien que l'Agence gère l'intégrité écologique des parcs depuis de nombreuses années, la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (2001) lui impose de mettre davantage l'accent sur des activités visant à mesurer l'atteinte des objectifs liés à l'IE et à faire connaître ses succès dans ce domaine. Fournir des évaluations claires et scientifiquement défendables de l'état continu de l'IE dans les parcs nationaux représente un objectif prépondérant pour tous les programmes redéfinis de surveillance des parcs.

**Nous assurons la surveillance pour pouvoir rendre compte aux Canadiens l'état de l'intégrité écologique de leurs parcs nationaux.**

À cette fin, le Conseil exécutif de l'Agence a mis les gestionnaires de chaque parc au défi d'élaborer un programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE répondant à deux questions fondamentales :

- 1. Quel est l'état de l'IE du parc et comment change-t-il?**
- 2. Quelles sont les répercussions de nos activités de gestion sur l'IE?**

Un grand nombre d'initiatives de surveillance menées antérieurement et actuellement dans les parcs contribuent à répondre à la question 2, parce qu'elles ont été conçues pour répondre à des questions de gestion particulières. Peu de programmes de surveillance continus ont fourni des réponses sur l'état général d'un parc en entier. Par conséquent, une bonne partie du présent guide portera principalement sur la conception d'un programme de surveillance globale de l'état de l'IE d'un parc de façon à répondre à la question – Quel est l'état de l'IE du parc et comment change-t-il?

L'élaboration d'un programme économique de surveillance de l'IE dans le but de produire un rapport complet sur les écosystèmes terrestres et aquatiques d'eau douce et d'eau salée complexes et interactifs qui composent nos parcs nationaux est une tâche considérable. Il s'agit de mesurer une série de facteurs écologiques relativement restreinte, mais informative, dans tous les écosystèmes majeurs du parc à des échelles qui fourniront une évaluation claire, complète et défendable de l'IE du parc.

## **2.2 Travailler en collaboration**

L'absence générale de surveillance globale de l'état de l'IE offre une réelle occasion de concevoir une approche coordonnée qui permettra d'accomplir cette tâche à l'échelle de l'Agence. Notre approche globale consiste à étudier les problèmes communs et à trouver des solutions communes.

**Les parcs travaillent en collaboration pour trouver des solutions communes à des problèmes communs**

À cette fin, tous les parcs et toutes les biorégions travaillent à concevoir une approche commune relativement :

- à la sélection d'indicateurs de l'IE,
- aux modèles conceptuels des écosystèmes,
- à la mesure de l'IE et aux protocoles de mesure,
- aux méthodes d'évaluation des indicateurs de l'IE,
- aux Rapports sur l'état du parc (REP),
- à la formation des techniciens sur le terrain.

Nous collaborons également avec d'autres organismes à l'échelle nationale et internationale pour trouver les solutions les plus économiques à la mise en place d'une surveillance à long terme dans les aires protégées et leur voisinage.

## **2.3 Notre défi**

Notre défi consiste à mettre en place un programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE dans chaque parc d'ici l'exercice financier 2007-2008. Les programmes de surveillance des parcs refléteront les ressources financières et humaines engagées, seront écologiquement complets et scientifiquement défendables, transmettront des messages clairs sur l'état de l'IE des parcs et sur son évolution, en plus de signaler l'efficacité des activités de gestion des parcs.

Votre défi, en tant qu'écologiste chargé de la surveillance du parc, est d'utiliser les principes énoncés dans ce guide et de les intégrer à vos activités de surveillance continues pour élaborer un programme de surveillance de l'IE de votre parc qui sera utile, complet et durable.

### **3. LA SURVEILLANCE ET LES RAPPORTS RELATIFS À L'IE DES PARCS EN BREF**

Cette section résume les processus de surveillance et de rapports relatifs à l'IE des parcs.

Pour présenter un aperçu conceptuel du programme et fournir une structure organisationnelle pour le guide, on peut visualiser le programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE d'un parc comme étant composé de trois volets interconnectés (voir figure 3-1) :

- A. relier la surveillance et les rapports relatifs à l'IE au processus de planification de la gestion d'un parc;
- B. élaborer et appliquer des mesures, des cibles et des seuils relatifs à l'IE;
- C. analyser, évaluer et signaler les résultats de la surveillance.

#### **3.1 Relier la surveillance et les rapports relatifs à l'IE au processus de planification de la gestion d'un parc**

##### **3.1.1 Coordination avec les objectifs du plan directeur du parc**

Nous assurons la surveillance pour rendre compte de l'état du parc et de l'efficacité de nos mesures de gestion par rapport aux objectifs et aux buts du plan directeur du parc (PDP). Par conséquent, l'une des premières étapes critiques du Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE consiste à relier nos mesures de l'IE aux objectifs et aux buts du PDP. Ce processus devrait être itératif et fondé sur une analyse de ce que l'on peut faire pour obtenir des mesures applicables à ces buts et objectifs.

Tous les PDP des parcs nationaux comportent un objectif de gestion général tel que : « Protéger et mettre en valeur ce parc national (PN) comme un exemple extraordinaire de cette écozone exceptionnelle ». Il s'agit d'un objectif de gestion très important pour le maintien de l'IE globale du parc et pour les liens avec la première des deux grandes questions concernant tous les programmes de surveillance de l'IE : « Quel est l'état de l'IE du parc? ». La surveillance de l'état de l'IE du parc devrait fournir la réponse à cette question fondamentale. Le Rapport sur l'état du parc (REP) présente les résultats de la surveillance pour chaque écosystème/indicateur de l'IE et offre ainsi une évaluation écologique complète de cette question. Le présent guide porte principalement sur la mise au point d'un système d'indicateurs, de mesures et d'outils d'évaluation qui permettront de répondre à cette question par la surveillance de l'état de l'IE.

Le PDP précise en outre les activités de gestion que le parc mettra en œuvre pour maintenir ou restaurer l'IE du parc, par exemple :

- introduire une nouvelle espèce;
- intervenir au sujet d'une espèce en péril,

- établir des buts quant à l'utilisation du parc par les visiteurs,
- fermer ou désaffecter un chemin existant;
- changer la réglementation de la pêche sportive.

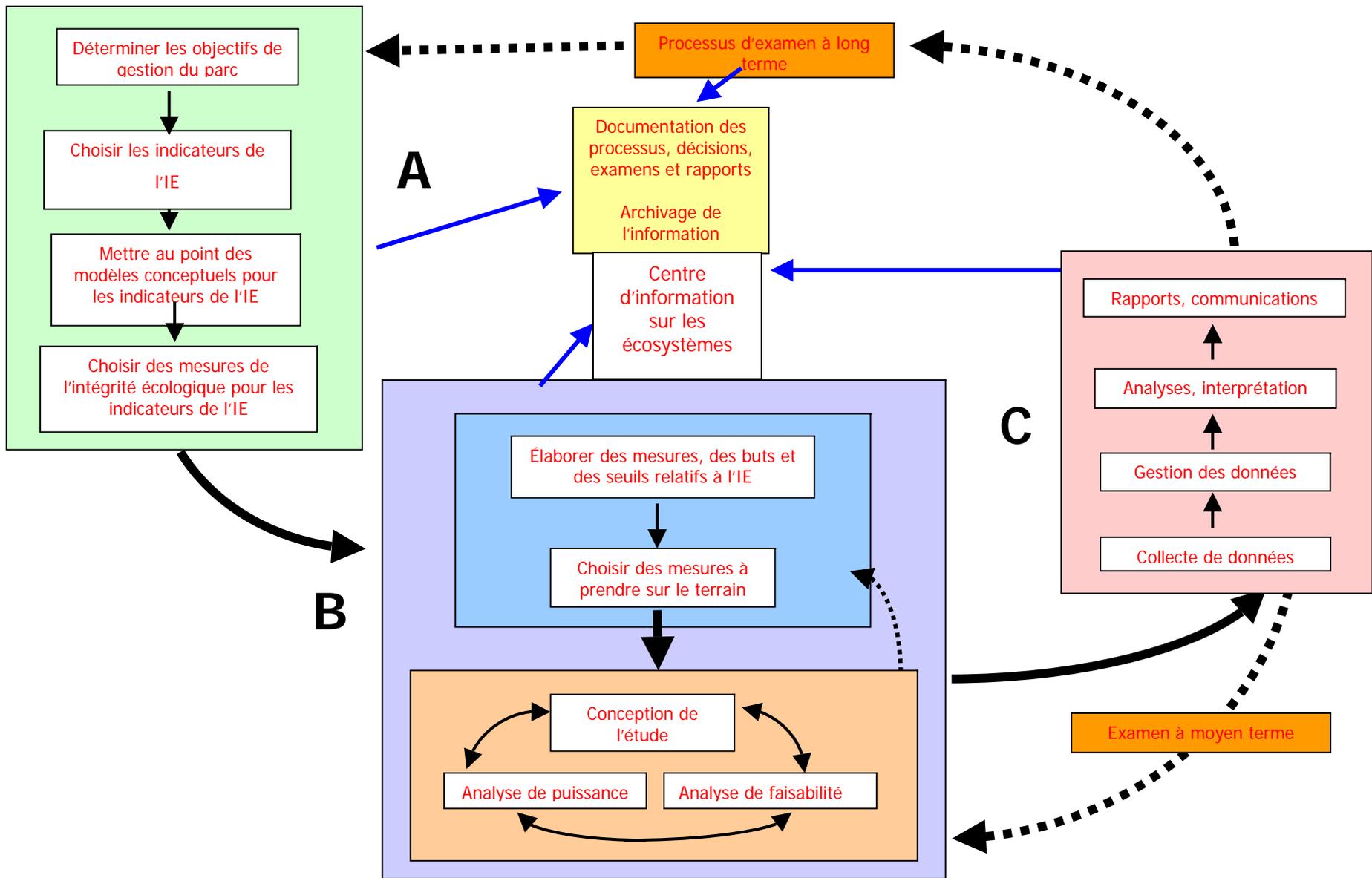


Figure 3-1 : Représentation schématique des trois éléments majeurs et des liens importants à inclure dans un programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE

Pour apporter des changements majeurs aux projets ou à la politique, il faudra collaborer avec les gestionnaires de programmes pour faire en sorte que les résultats des projets puissent être exprimés en terme d'IE et démontrer que les investissements de l'Agence dans des activités de gestion ont contribué à l'amélioration de l'IE. Souvent, il faudra procéder à une évaluation environnementale (EE) et à des observations de suivi relatives à certains de ces projets. Les évaluations réalisées dans le cadre de ce genre de surveillance répondent à la seconde question fondamentale du programme : « Quelles sont les répercussions de nos activités de gestion sur l'IE? ». Dans le Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE de l'Agence, nous appelons cette surveillance propre à un projet *surveillance de l'efficacité de la gestion*. (Pour plus de détails, voir la section 11).

### **3.1.2 Déterminer et choisir les indicateurs de l'IE du parc**

Les indicateurs de l'IE du parc consistent en six à huit indices sommaires composés de mesures individuelles de l'IE qui informent les gestionnaires. Pour la plupart des biorégions, les indicateurs de l'IE sont définis comme étant les grands écosystèmes qui composent un parc donné, p. ex. les forêts, la toundra, les prairies, les plans d'eau douce ou les milieux humides. Les indicateurs de l'IE :

- fournissent la structure du programme de surveillance de l'état de l'IE du parc,
- garantissent une évaluation complète de l'IE du parc;
- offrent un cadre écologique pour le choix et l'application de mesures de l'IE;
- garantissent que le Rapport sur l'état du parc décrit clairement l'état de l'IE.

### **3.1.3 Mettre au point des modèles conceptuels d'écosystèmes applicables aux indicateurs de l'IE**

Les modèles conceptuels d'écosystèmes :

- réduisent la complexité des écosystèmes;
- tiennent compte des éléments de la biodiversité des écosystèmes, des processus et des facteurs de stress, et établissent des liens entre eux;
- identifient les lacunes dans les programmes de surveillance;
- expriment ce qu'on entend par « IE », pour chacune des mesures de l'IE.

Les modèles fournissent également un cadre écologique pour le choix des mesures de l'IE et pour l'élaboration d'une évaluation écosystémique intégrée des changements écologiques tenant compte des grands écosystèmes et des indicateurs de l'IE du parc.

### **3.1.4 Choisir des mesures de l'IE applicables aux indicateurs de l'IE**

Le choix des facteurs écologiques qu'on mesurera pour créer le programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE d'un parc constitue la plus importante décision à prendre dans le cadre de l'élaboration de ce programme. Les résultats de la surveillance des mesures choisies éclaireront les évaluations de l'IE pendant très longtemps. Ces mesures doivent être riches en informations, applicables et susceptibles de fournir une

évaluation claire et complète de l'état changeant de l'IE du parc. Les mesures de l'IE seront choisies dans le cadre d'un processus itératif. On prendra compte des projets de surveillance continus, des objectifs du PDP et de la contribution des intervenants ainsi que des modèles conceptuels d'écosystèmes et du cadre national de surveillance de l'IE. L'un des principes de base du Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE de l'Agence est que les mesures mises au point de concert avec les autres parcs d'une même biorégion présenteront de nombreux avantages par rapport aux mesures limitées à un seul parc. Au moment de l'établissement du programme, les mesures de l'IE choisies seront considérées comme préliminaires, jusqu'à ce que l'on ait terminé le second volet : la mise en œuvre et l'essai sur le terrain.

### **3.2 Conception et mise en œuvre de l'étude et essai sur le terrain des mesures de l'IE**

La collecte de données de mesure sur le terrain constitue l'élément central de tout programme de surveillance et de rapports. Certaines mesures proviendront de programmes de surveillance en cours. D'autres exigeront la mise en œuvre de nouveaux projets de surveillance et d'autres encore, obligeront à s'adresser à de partenaires ou des intervenants pour obtenir des données.

L'objectif prépondérant de l'établissement d'un programme de collecte sur le terrain de mesures de l'IE est que les résultats de la surveillance répondent à la question « Quel est l'état de l'IE du parc? ». Pour ce faire, il faudra procéder à une surveillance écologique aussi complète que possible. Ainsi, on devra produire un rapport sur tous les grands écosystèmes et indicateurs de l'IE du parc, mais l'effort de surveillance consacré à chacun variera en fonction de l'importance accordée par le parc aux écosystèmes du point de vue de leur conservation. De plus, on aura besoin de mesures sur place et d'une étude conçue pour permettre d'extrapoler les résultats de la surveillance à un secteur du parc aussi étendu que possible. Pour saisir l'IE du parc, les mesures doivent également refléter une gamme appropriée d'échelles. La conception du programme de surveillance sur le terrain du parc et sa mise en œuvre représenteront un effort de coopération entre le personnel du parc, les écologistes chargés de la surveillance biorégionale et d'autres partenaires scientifiques.

Toutes les mesures de l'IE seront soumises à une étape de mise en place durant laquelle on pourra évaluer la faisabilité, la rentabilité, l'interfonctionnalité et la variabilité des mesures préliminaires de l'IE. Les mesures sont-elles applicables compte tenu de la logistique de l'échantillonnage, des coûts des projets et de la formation requise pour effectuer l'échantillonnage? Compte tenu de toutes les mesures possibles, le coût de la collecte des données associées à une mesure particulière est-il justifié? Les activités d'échantillonnage pour chaque mesure forment-elles un programme cohérent qui optimise les efficacités opérationnelles? Finalement, quelle est la variabilité des mesures de l'IE et de combien de répétitions aura-t-on besoin pour obtenir les niveaux de puissance et de signification désirés?

L'un des enjeux connexe est l'établissement d'objectifs de surveillance et de seuils pour les mesures de l'IE. Dans certains cas, ces valeurs seront déjà établies, comme par

exemple, pour les objectifs de qualité de l'eau ou pour des populations animales bien étudiées. En ce qui concerne les mesures continues de l'IE, il se peut qu'il existe concernant le parc ou la biorégion un ensemble de données à long terme suffisamment détaillées que l'on pourra utiliser pour établir les exigences en matière de répétition des échantillons. Pour un grand nombre des nouvelles mesures de l'IE, il faudra déterminer des objectifs et des seuils provisoires fondés sur la documentation existante ou sur des opinions d'experts. Ces objectifs et seuils s'amélioreront grâce à l'accumulation des données ou à l'expérience acquise avec le temps.

Finalement, toutes ces méthodes et la justification du projet doivent être consignées dans un protocole utile et reproductible. La répétition exacte des méthodes à des intervalles d'échantillonnage établis est fondamentale pour une surveillance fiable des écosystèmes; de plus, l'élaboration de protocoles pour les projets de surveillance de l'IE constitue une importante priorité du programme.

Des experts compétents peuvent également examiner les protocoles afin de garantir leur crédibilité et de formuler des observations sur la mise en œuvre des projets et l'échantillonnage.

### **3.3 Analyse, évaluation et rapports**

Il est facile de sous-estimer l'effort nécessaire pour numériser, mettre en tableau, synthétiser, analyser, évaluer et communiquer les résultats de la surveillance et des rapports relatifs à l'IE d'un parc. Le coût des estimations servant à la réalisation de ces éléments du programme représente entre 15 et 40 % des coûts totaux du programme. On pense souvent que les protocoles de surveillance consistent principalement en une description détaillée de l'échantillonnage sur le terrain. En outre, on s'attend à ce que des protocoles bien conçus fournissent des descriptions détaillées de la collecte et de la gestion des données, de l'acquisition de métadonnées et des procédures d'analyse.

Pour tous les parcs nationaux, les données, métadonnées et protocoles relatifs à la surveillance seront entrés et stockés dans un système central de stockage de données appelé Centre d'information sur les écosystèmes (CIE). Ce centre d'information basé sur Internet fournit une unité de visualisation de l'information qui contient toutes les données de surveillance pertinentes, y compris les indicateurs et les mesures concernant le parc, les niveaux et les tendances, les ensembles de données, les protocoles et les données sommaires, ainsi que les liens entre les mesures de l'IE et les indicateurs, et les données géospatiales pertinentes.

Le Rapport sur l'état du parc, que chacun des parcs publie tous les cinq ans, est le principal outil de communication des résultats de la surveillance de l'IE. Les résultats de surveillance provenant des évaluations des parcs et des biorégions devraient également appuyer le Rapport national sur l'état des parcs et des aires patrimoniales protégées, qui est présenté au parlement tous les deux ans. L'un des défis importants que pose le programme de surveillance et de rapports à l'échelle des parcs est la réalisation de l'échantillonnage, de l'analyse et de l'évaluation des résultats et l'intégration de ces derniers dans le REP au cours du délai de cinq ans prévu pour ce rapport.

### **3.4 Examen du programme et assurance de la qualité**

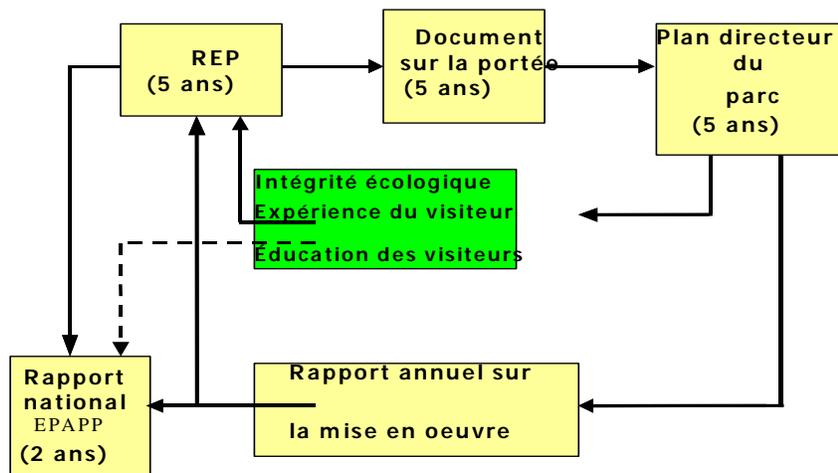
Les programmes de surveillance et de rapports que nous élaborons pour les parcs seront en place pendant longtemps. La continuité de ces programmes est importante, mais inévitablement, les nouvelles connaissances, l'amélioration des méthodes et les priorités changeantes en matière de développement social et de gestion nécessiteront l'évolution de certains éléments du programme. Nous voulons également être confiants que les évaluations de l'IE des parcs sont fondées sur les meilleures données et théories scientifiques. Par conséquent, nous devons incorporer des procédures d'examen et d'assurance de la qualité qui feront en sorte que l'information générée correspond à l'évolution de l'écologie, des valeurs sociales et des priorités de gestion.

## **4. INDICATEURS DE L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DES PARCS**

Cette section décrit le rôle de la surveillance par rapport à la gestion et au plan directeur du parc. Un parc doit produire tous les cinq ans un rapport sur un petit groupe (huit ou moins) d'indicateurs sommaires. Ces indicateurs sont communs aux parcs qui se trouvent à l'intérieur d'une même biorégion, et on les choisit généralement pour qu'ils représentent les principaux écosystèmes du parc.

### **4.1 Surveillance de l'IE et plan directeur du parc**

Le plan directeur du parc (PDP) détermine des buts et des objectifs de gestion fondés sur les principales composantes du mandat de l'Agence – restaurer et maintenir l'IE, offrir des expériences mémorables aux visiteurs du parc et éduquer ces derniers (figure 4-1). La surveillance du parc permet d'évaluer si le parc a atteint les buts et les objectifs établis dans le PDP. Par conséquent, elle constitue un maillon crucial du cycle de gestion adaptative du parc. Le présent guide traite de la surveillance de l'IE, mais de futures publications expliqueront comment mesurer la réussite dans les domaines de l'éducation et des expériences vécues par les visiteurs.



**Figure 4-1: Surveillance de l'IE en tant que maillon crucial du cycle de gestion adaptative du parc.**

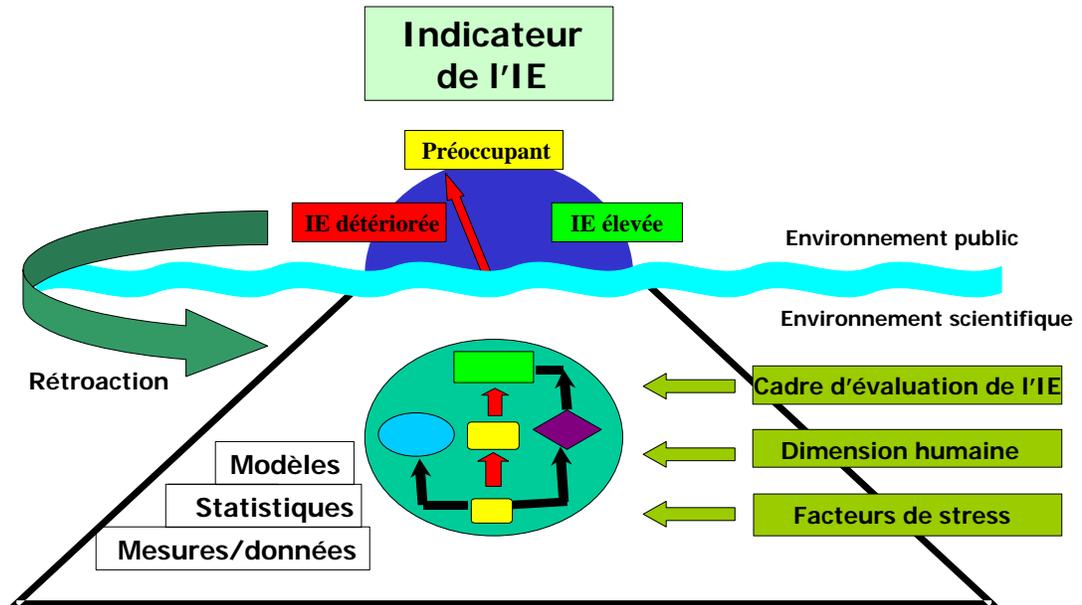
En raison de ce lien entre la surveillance et le PDP, les buts et objectifs déterminés dans le PDP contribueront de façon très importante à la conception du programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE. Les programmes de surveillance de l'état de l'IE sont à bien des égards similaires d'un parc à l'autre, parce qu'ils tentent de répondre à la question : « Quel est l'état du parc? ». Ainsi, les parcs d'une biorégion utiliseront sans doute les mêmes mesures pour surveiller l'état de l'IE. Cependant, l'orientation contenue dans le PDP de chacun des parcs pourra modifier les buts visés par l'échantillonnage ou la surveillance. Une autre différence majeure entre les programmes relatifs à l'IE des parcs d'une même biorégion sera la surveillance et les rapports portant sur les succès des activités de gestion individuelles déterminées dans le PDP. Cet élément de la surveillance de l'efficacité sera propre à chaque parc.

## 4.2 Indicateurs de l'IE

Les indicateurs de l'IE servent à évaluer et à transmettre les résultats de la surveillance de l'IE d'un parc. Un programme de surveillance et de rapports rate l'un de ses objectifs majeurs si le REP ne transmet pas en temps opportun les résultats de la surveillance aux gestionnaires et à un large public canadien. Par conséquent, le Conseil exécutif de l'Agence souligne que l'évaluation des besoins liés à l'IE du parc doit être synthétisée en une liste de six à huit « indicateurs » de l'IE qui résumeront clairement et entièrement l'état du parc. Dans le Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE de l'Agence, un indicateur de l'IE représente un indice de haut niveau des mesures individuelles de l'IE qui le constituent.

Le modèle suivi pour établir un indicateur de l'IE est la Méthode canadienne d'évaluation des dangers d'incendie de forêt (SCF1987) – un indice largement connu du danger d'incendie qui est utile à un large public. Cette méthode intègre des modèles complexes et des renseignements scientifiques détaillés. Si l'on applique au programme de

surveillance de l'IE, les résultats et les analyses découlant de la surveillance des mesures seront synthétisés dans un modèle pyramidal qui servira à évaluer et à décrire l'état de l'IE pour chaque indicateur d'un parc (figure 4-2).



**Figure 4-2: Modèle pyramidal d'un indicateur de l'IE**

- |                                 |                                |
|---------------------------------|--------------------------------|
| 1 - Indicateur de l'IE          | 2 - Préoccupant                |
| 3 - IE détériorée               | 4 - IE élevée                  |
| 5 - Environnement public        | 6 - Environnement scientifique |
| 7 - Rétroaction                 | 8 - Modèles                    |
| 9 - Statistiques                | 10 - Mesures / données         |
| 11 - Cadre d'évaluation de l'IE | 12 - Dimension humaine         |
| 13 - Facteurs de stress         |                                |

Les parcs de toutes les biorégions signalent l'IE dans le REP en utilisant le même groupe d'indicateurs (figure 4-3). Pour chaque biorégion, sauf celle de la Cordillère montagnarde, les indicateurs de l'IE sont les grands écosystèmes des parcs de cette biorégion. Les indicateurs de l'IE choisis pour la Cordillère montagnarde sont tirés d'un processus de consultation publique antérieur et ne correspondent pas aux grands écosystèmes des parcs.

INDICATEURS DE L'IE					
Nord	Pacifique	Prairies	Grands Lacs	Québec - Atlantique	Cordillère montagnarde
Forêt	Forêts et forêts-parc	Forêt	Forêt	Forêt	Ecosystèmes terrestres
Toundra	Écosystème non forestier	Prairies	Écosystème non forestier	Landes	
Milieus humides	Lacs et milieux humides	Milieus humides	Milieus humides	Milieus humides	Écosystèmes aquatiques
Eaux douces	Ruisseaux et rivières	Lacs	Lacs	Milieu aquatique	Biodiversité indigène
Glaciers	Îlots/ rivages	Ruisseaux	Ruisseaux	Milieu côtier	Géologie et paysages
Milieu côtier	Intertidale		Rives des Grands Lacs	Écosystème marin	Climat et atmosphère
Écosystème marin	Infratidal				Appui pour l'IE

Figure 4-3 : Indicateurs de l'IE pour chacune des six biorégions.

## 5. MODÈLES CONCEPTUELS

Cette section décrit comment mettre au point des modèles conceptuels qui aideront à définir l'intégrité écologique des écosystèmes d'un parc. Votre parc doit avoir un modèle qui documente les principaux éléments de chacun de ses grands écosystèmes. Un modèle générique correspondant à un écosystème de votre biorégion est acceptable. Le modèle doit répondre aux normes minimales précisées ci-après. Des normes minimales sont également recommandées pour les modèles destinés au grand public. De plus, il faut montrer le degré de correspondance entre l'écosystème, le modèle conceptuel et le système de surveillance d'une part et les trois mesures d'assurance de la qualité décrites ci-après, d'autre part.

Les modèles conceptuels d'écosystèmes jouent un rôle crucial dans la description des principales caractéristiques des écosystèmes. En l'absence de modèle conceptuel, on ne disposera pas de définitions fonctionnelles de l'intégrité écologique des écosystèmes. Chaque biorégion devrait avoir au moins un modèle conceptuel de chacun des écosystèmes choisis comme indicateurs. Souvent, il faudra adapter ces modèles à la situation particulière d'un parc. Le modèle doit tenir compte des aspects de l'intégrité

écologique précisés dans la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, c'est-à-dire le maintien des éléments caractéristiques de la région naturelle, notamment :

- les éléments abiotiques,
- l'abondance des espèces indigènes,
- la composition des communautés biologiques,
- le rythme des changements,
- le maintien des processus écologiques.

La conception des modèles est déterminée partiellement par la fonction qu'on leur prévoit. Le présent document fournit des normes minimales concernant trois fonctions :

- la documentation des principaux éléments,
- la présentation du modèle au public,
- l'assurance de la qualité.

## 5.1 Documentation des principaux éléments

Chaque parc doit documenter les liens qui existent entre les principaux éléments de chaque écosystème indicateur. Pour ce faire, on peut utiliser un modèle biorégional général ou un modèle particulier au parc. Le défi consiste à saisir dans un seul diagramme les éléments importants de l'écosystème. Parfois, il faudra deux diagrammes pour montrer la fonction de l'écosystème à différentes échelles spatiales. Les normes minimales à appliquer pour cette tâche sont les suivantes.

1. Décrire les plus importantes voies d'apport d'énergie et d'éléments nutritifs dans tout le réseau trophique. On peut le faire avec des catégories générales telles que la végétation, les herbivores et les organismes filtreurs.
2. Considérer le substrat (sol, sédiments, etc).
3. Considérer les éléments et processus à grande échelle (>1 km) ainsi qu'à l'échelle d'un site (<30 m).
4. Inclure les effets anthropiques et les facteurs naturels.
5. Annexer au diagramme un glossaire des termes techniques.

Pour concevoir un modèle, il faut tenir des discussions au niveau du parc ou de la biorégion (voir section 6 – Mesures de l'intégrité écologique). Une bonne méthode pour établir un modèle conceptuel consiste à commencer par les questions de surveillance associées à un indicateur particulier. Une fois que l'on a dressé une liste satisfaisante des préoccupations majeures concernant l'écosystème et qu'on a identifié les éléments correspondant à la biodiversité, aux processus des écosystèmes et aux facteurs de stress, on peut construire un schéma conforme aux normes minimales susmentionnées. La figure 5.1 donne un exemple de diagramme exposant les liens connus entre les éléments des écosystèmes aquatiques de la biorégion Atlantique-Québec.

## 5.2 Présentation au public

Les modèles conceptuels d'écosystèmes, comme les schémas de circuits ou les plans de construction, semblent souvent complexes. En fait, leur compréhension nécessite bel et bien un certain temps. Les normes minimales de présentation au public visent à

améliorer la valeur communicative des diagrammes. Deux éléments sont importants : l'utilisation de documents graphiques de qualité et le recours à une approche par étape pour expliquer le diagramme. Le premier élément est particulièrement utile pour les présentations d'affiches. Les présentations de diapositives peuvent intégrer les deux éléments.

Les communications comportent également un contexte culturel. Ainsi, il se peut que ces normes ne s'appliquent pas à tous les publics. Il faut connaître son public pour obtenir sa confiance et sa compréhension. En particulier, le fait d'inclure des connaissances écologiques traditionnelles dans le modèle écologique peut changer le contenu et la présentation des diagrammes.

À l'heure actuelle, il n'est pas obligatoire d'avoir des modèles de garantie de la qualité des présentations dans le cas des programmes de surveillance, mais l'élaboration de tels modèles constitue un objectif à long terme pour les parcs qui espèrent communiquer leur mandat clairement. La figure 5.2 est un exemple de modèle clair. Les normes minimales à appliquer sont les suivantes :

1. Réduire le modèle de sorte qu'il comporte moins de 20 éléments.
2. Utiliser des symboles normalisés pour représenter les éléments et les liens ainsi qu'une légende claire pour les définir (p. ex. <http://ian.umces.edu/index.html>).
3. Employer si possible des photos, des vidéoclips et des enregistrements sonores.
4. Réduire le nombre moyen de liens par élément à trois ou moins.
5. Présenter cinq éléments ou moins par diapositive.

### **5.3 Assurance de la qualité**

Outre qu'il garantit l'application des normes minimales tirées des deux sections précédentes, un réseau national de surveillance de l'IE nécessite un mécanisme d'assurance de la qualité des efforts déployés pour : 1) décrire l'écosystème dans un modèle conceptuel et ii) concevoir un programme de surveillance tenant compte des éléments clés du modèle. Les étapes à suivre exposées à la section 6 garantissent que l'on se conforme au processus approprié pour mettre au point un modèle conceptuel et choisir les mesures de l'IE. En outre, elles permettent d'obtenir une rétroaction relative aux résultats du processus. En effet, nous présentons ici des méthodes types pour s'assurer de la qualité des modèles conceptuels et de leur prise en compte dans les programmes de surveillance pratiques. En ce qui concerne la télédétection et d'autres analyses complexes, pour plusieurs parcs, certaines des méthodes décrites dans cette section seront confiées à du personnel spécialisé. L'assurance de la qualité au niveau du programme est particulièrement importante pour la présentation d'un rapport national au Bureau du vérificateur général et pour la surveillance des résultats inclus dans le Rapport sur l'état des aires patrimoniales protégées.



# Écosystème aquatique (révisé)

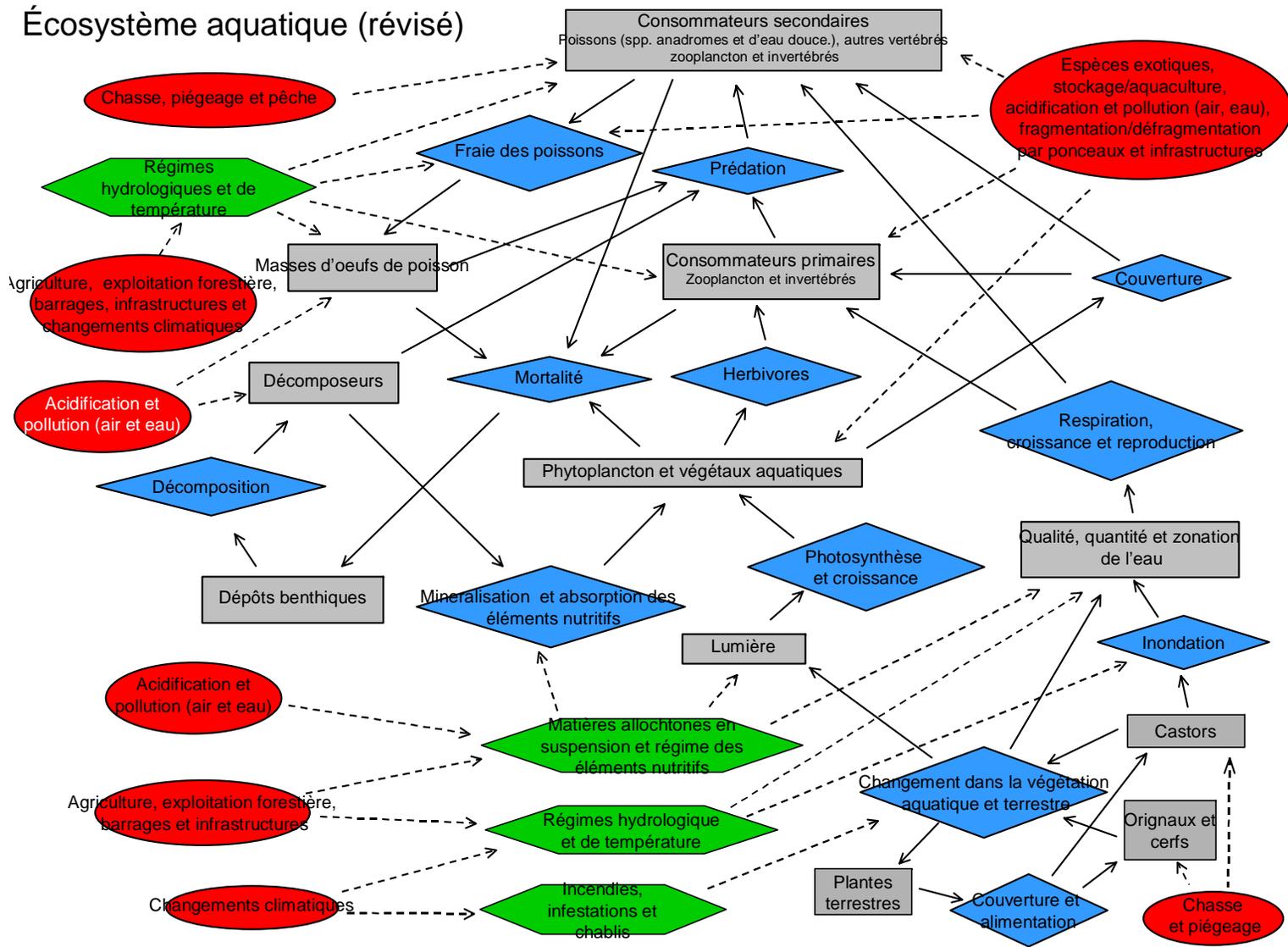


Figure 5.1: Modèle conceptuel montrant les éléments des écosystèmes aquatiques dans les parcs nationaux de la biorégion Atlantique-Québec.

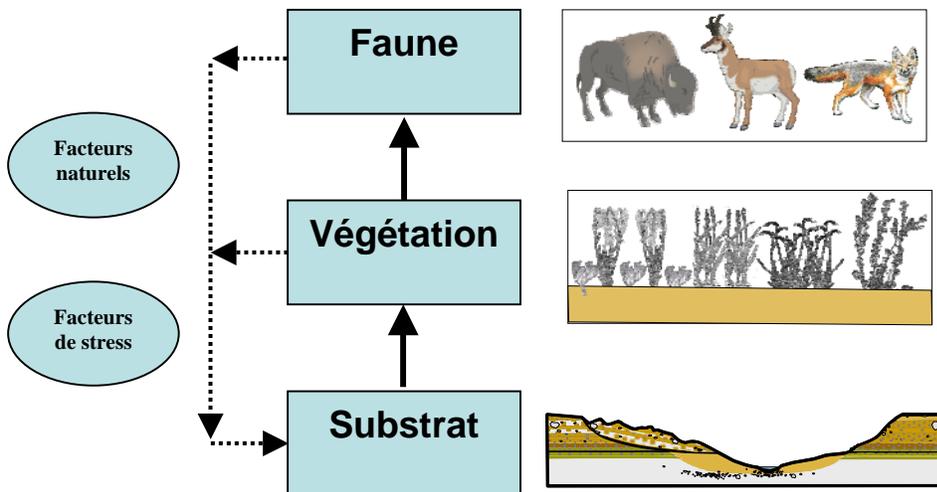


Figure 5.2: Modèle conceptuel du parc national des Prairies à des fins de présentation.

### 5.3.1 Analyse des corrélations et des pistes causales

La façon la plus simple de corroborer les liens indiqués dans un modèle conceptuel est de montrer les corrélations entre les mesures représentant les différents éléments du modèle. Le tableau 5.1 donne un exemple hypothétique des corrélations entre certaines mesures tirées du modèle conceptuel de la figure 5.1.

Dans cet exemple, les coefficients de corrélation décrivent le lien entre des paires de mesures à l'échelle du parc pour un groupe de dix parcs. Notez que la corrélation d'une mesure avec elle-même a toujours une valeur de 1,0. Il est également possible d'avoir une corrélation négative parfaite avec une autre mesure, soit un coefficient de -1,0. Cela se produit quand une mesure décroît toujours au même rythme qu'une autre croît. Par exemple, les précipitations acides constituent la principale cause de la faible qualité de l'eau dans l'est du Canada. Les parcs qui reçoivent de fortes concentrations de dépôts acides ont tendance à avoir une eau de qualité inférieure; par conséquent, il existe une corrélation négative entre les deux mesures. Lorsqu'il n'y a pas de corrélation entre deux mesures, le coefficient de corrélation est de 0,0. Il s'agit de trouver combien parmi les liens prévus dans le modèle conceptuel – ceux qui sont soulignés dans le tableau 5.1 – sont corroborés par le tableau de corrélation. La méthode générale servant à déterminer si une corrélation est significative consiste à examiner la probabilité que le lien sous-jacent soit le même qu'un lien ayant un coefficient de 0,0. Nous recommandons d'utiliser comme seuil de signification une probabilité de 20 % (ou de 1 sur 5) que la corrélation soit nulle.

**Tableau 5.1 : Tableau de corrélation hypothétique pour les mesures d'un écosystème aquatique**

Mesure	Élément du modèle	Dépôts acides	Décomp. benthique	Qualité de l'eau	Niveau d'eau	Temp. de l'eau
Dépôts acides <sup>1</sup>	Acidification	1,0	-0,5	-0,9	0,3	0,4
Décomposeurs benthiques <sup>2</sup>	Décomposeurs	<u>-0,5</u>	1,0	<b>0,8</b>	-0,6	0,6
Qualité de l'eau <sup>3</sup>	Qualité et quantité de l'eau	<b>-0,9</b>	0,8	1,0	<u>0,4</u>	-0,3
Variation du niveau de l'eau <sup>4</sup>	Inondations	0,3	-0,6	0,4	1,0	0,0
Température de l'eau <sup>5</sup>	Régime hydrologique et de température	0,4	0,6	-0,3	0,0	1,0

1. Dépôts de précipitations acides par rapport à la charge critique que le paysage peut absorber
2. Écart par rapport à la composition des communautés d'invertébrés benthiques mesurée antérieurement
3. Échelle de 0 à 100, décrivant le nombre, la gravité des dépassements et la gamme des recommandations liées à la qualité de l'eau qui ont été dépassées.
4. Écart-type saisonnier du niveau d'eau
5. Écart par rapport à la température moyenne à long terme

Puisqu'un tableau de corrélation examine de nombreuses corrélations, il faudrait appliquer à ces tests un facteur de correction de Bonferroni pour réduire le nombre de fausses corrélations identifiées (voir section 13.4.3.). Les corrélations significatives sont indiquées **en gras** dans le tableau 5.1. Dans cet exemple, deux des liens prévus dans le modèle conceptuel sont corroborés.

Certaines considérations s'appliquent lorsqu'on utilise des tableaux de corrélation (aussi appelés matrices de corrélation) pour corroborer des modèles conceptuels :

- *La corrélation n'implique pas de lien causal* - Cette condition fait l'objet d'un grand débat de principe, mais essentiellement, elle signifie : « Ne vous laissez pas tromper par les premiers résultats. » Il se peut que certaines corrélations suggèrent l'existence, entre deux éléments du modèle, d'un lien qui ne sera pas corroboré par une étude expérimentale approfondie.
- *L'absence de corrélation n'élimine pas la possibilité d'un lien fonctionnel* – Il existe de nombreuses raisons pour lesquelles l'analyse de corrélation entre deux mesures peut ne pas démontrer l'existence d'un lien sous-jacent. En voici une courte liste : le décalage de l'effet, les effets cycliques, la variation spatiale, l'imprécision des modèles, les effets de seuil et les relations non linéaires. Néanmoins, les liens solides montrés dans des modèles conceptuels bien détaillés devraient apparaître dans les corrélations à une certaine échelle spatiale ou temporelle.

- *L'échelle a de l'importance* – Les données les plus faciles à obtenir pour calculer des tableaux de corrélation sont les comparaisons entre des parcs dont les mesures de surveillance sont similaires. Ces corrélations n'appuieront que les liens du type le plus général (p. ex. le couvert végétal de conifères est lié à la composition des communautés d'oiseaux). Les liens plus subtils propres à un site ne peuvent être observés qu'en faisant correspondre soigneusement l'échelle spatiale à l'échelle temporelle des mesures. Les mesures prises au même endroit sont importantes pour cette correspondance, tout comme le sont la fréquence et le moment des mesures. Au moins trois échelles générales devraient être consignées lorsqu'on recueille des données pour des tableaux de corrélation : entre les parcs, à l'intérieur d'un parc (principalement la variation spatiale entre les sites) et à l'intérieur d'un site (variation temporelle entre un grand nombre d'observations).

L'analyse des pistes causales est une méthode qui sert à étendre les résultats d'une analyse de corrélation aux éléments du modèle qui ne sont pas mesurés dans le programme de surveillance. Pour cette analyse, il faut identifier les liens prévus dans le modèle conceptuel. Les flèches unidirectionnelles (lien de dépendance) et bidirectionnelles (relation de covariance) sont acceptables. Il faut spécifier les valeurs de départ et limiter la variabilité des éléments non mesurés ou alors les laisser flexibles. L'analyse fait appel à un processus itératif pour faire correspondre les données au tableau de corrélation et calculer les coefficients des pistes causales qui décrivent la force probable des liens prévus. On peut tester la valeur significative de ces coefficients de la même façon que l'on a procédé pour les coefficients de corrélation indiqués ci-dessus. L'analyse des pistes causales estimera en outre à quel point le modèle correspond aux données. Elle constitue une forme de régression multiple et fait appel aux hypothèses usuelles des relations linéaires entre de nombreuses variables. Pour plus d'information, voir <http://www2.chass.ncsu.edu/garson/pa765/path.htm> ou Kline (1998).

En résumé, nous évaluons la qualité du modèle conceptuel grâce au pourcentage de liens prévus dans le modèle qui peuvent être corroborés par les données. Dans l'exemple ci-dessus, 50 % des liens prévus sont appuyés par les données. Dans certains cas, des données pertinentes existeront déjà. Le but, toutefois, est de recueillir et d'analyser systématiquement les résultats de façon à montrer la pertinence du modèle conceptuel pour chaque parc. On commence par examiner les corrélations entre les mesures pour les parcs ayant des programmes de surveillance similaires, puis on étend les résultats à des analyses concernant un seul parc, et finalement, grâce à une analyse des pistes causales, on les applique à des éléments du modèle non mesurés.

### 5.3.2 Modèles topologiques

Il n'est pas nécessaire d'attendre qu'un modèle conceptuel soit appuyé par des données de surveillance pour déterminer dans quelle mesure le système de surveillance correspond bien au modèle. On peut utiliser de l'information provenant de modèles tels que celui de la figure 5.1 pour classer l'importance des éléments et déterminer si les mesures de l'écosystème sont représentatives. Lorsqu'on met l'accent sur le schéma des connexions à l'intérieur d'un réseau sans connaître la taille ou la force de ces

connexions, on décrit sa **topologie**. La branche des mathématiques qui traite de ce genre de connexions s'appelle la **théorie des graphes**. Elle est l'un des fondements des études informatiques et, bien que très abstraite (voir <http://www.c3.lanl.gov/mega-math/gloss/graph/gr.html>), elle offre des outils intéressants aux écologistes. Elle peut servir à déterminer les connexions entre les principaux éléments d'un écosystème avec une certaine certitude sans mesures détaillées (p. ex. les éléments nutritifs inorganiques contribuent directement à la croissance des végétaux, mais seulement indirectement à la croissance des animaux). Ce schéma de connexions peut répondre à deux questions concernant les programmes de surveillance :

- Les mesures de l'IE représentent-elles les éléments les mieux connectés du modèle conceptuel (c.-à-d. ceux qui ont le plus grand potentiel d'avoir des effets écologiques)?
- Les mesures de l'IE représentent-elles le modèle conceptuel entier ou sont-elles biaisées en faveur d'un sous-ensemble d'éléments connectés?

Pour répondre à la première question, il faut attribuer un score à chacun des éléments d'un modèle conceptuel selon trois critères :

- le nombre d'autres éléments touchés directement par cet élément,
- le nombre d'effets indirects prononcés auxquels il contribue,
- le nombre de facteurs de stress sur lequel il influe (tant directement qu'indirectement).

Les éléments qui obtiennent un bon score d'après ces critères sont classés comme ayant un potentiel supérieur d'exercer des effets à l'échelle de l'écosystème. Le tableau 5.2 expose les scores obtenus par les éléments les mieux connectés pour l'écosystème aquatique du modèle conceptuel. Voir McCanny (2005).

**Tableau 5.2 : Scores des éléments de l'écosystème aquatique représentés dans le modèle conceptuel.**

Élément	Score	Élément	Score
5. Phytoplancton et végétaux	11,5	17. Décomposition	3,1
1. Consommateurs secondaires	10,9	26. Chasse, piégeage et pêche	3
2. Consommateurs primaires	10,1	27. Agriculture et exploitation forestière	3
23. Régime hydrologique et de température	9,1	31. Spp. exotiques et aquaculture	3
8. Qualité et quantité de l'eau	7,7	14. Prédation	2,9
16. Mortalité	7	13. Fraie des poissons	2,7
30. Acidification et pollution	7	6. Dépôts benthiques	2,6
4. Décomposeurs	6,4	18. Minéralisation et absorption des éléments nutritifs	2,6
21. Inondations	6,4	15. Herbivores	2,5
24. Régime d'apport en matières et en éléments nutritifs provenant de l'extérieur du site	6,1	9. Castors	2,1
12. Structure de la végétation	5,4	10. Orignaux et cerfs	2
22. Changement dans la végétation	5,1	25. Incendie, insectes et chablis	2
28. Barrages, ponceaux et infrastructure	5	29. Changement climatique	2
20. Respiration et croissance	4,4	7. Lumière	1,5
3. Masses d'œufs de poisson	3,7	11. Végétaux terrestres	1
19. Photosynthèse et croissance végétale	3,4		

Pour déterminer à quel point les mesures choisies représentent bien les éléments les mieux connectés du modèle conceptuel, on calcule la somme des scores attribués aux

éléments que représentent les mesures de l'IE. Cette somme est exprimée en pourcentage du score maximum qui pourrait être atteint avec le même nombre de mesures. Pour les cinq éléments choisis comme mesures dans le tableau 5.1, le score se chiffre à 74 % de celui qu'on aurait obtenu avec les éléments les mieux connectés. Un grand nombre des principaux éléments des écosystèmes sont difficiles ou coûteux à mesurer. L'évaluation de la correspondance des mesures de l'IE avec les modèles conceptuels documentés vise à guider la prise de décisions qui permettront d'améliorer la correspondance et non pas à atteindre une proportion quelconque préétablie de la correspondance maximale réalisable.

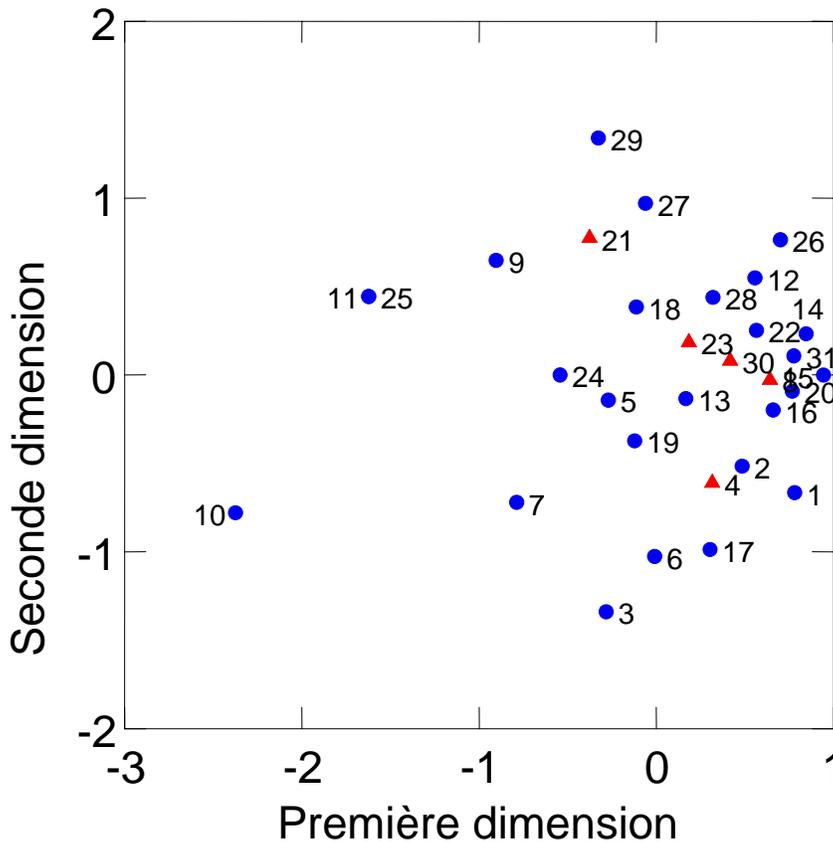
On peut répondre à la seconde question susmentionnée en groupant les éléments selon leurs connexions. Il est possible d'utiliser une méthode d'ordination pour rapprocher sur un diagramme les éléments ayant des connexions semblables. Le recours à une **analyse multidimensionnelle** (voir <http://www.statsoft.com/textbook/stmulzca.html>) faisant appel à la **distance de Jaccard** pour mesurer la différence entre les éléments (voir <http://people.revoledu.com/kardi/tutorial/Similarity/Jaccard.html>) permet de simplifier le réseau complexe de liens en deux diagrammes dimensionnels. La figure 5.2 compare les éléments du modèle tirés de la figure 5.1 avec les mesures choisies dans l'exemple du tableau 5.1.

Les éléments qui sont proches les uns des autres dans la figure 5.2 sont liés à des processus et à des aspects biotiques semblables. Dans cet exemple, les éléments choisis comme mesures représentent une bonne partie des types de connexions présentes dans l'écosystème. Néanmoins, la distance moyenne entre les éléments mesurés correspond à 63 % de la distance moyenne entre tous les éléments. Cela suggère un biais en faveur de certains aspects de l'écosystème, dans le cas présent, la qualité et la quantité de l'eau. Un programme de surveillance pour lequel on obtiendrait la même distance moyenne entre les éléments que pour le modèle conceptuel sur lequel il est basé saisisrait divers aspects de l'écosystème.

Comme nous l'avons déjà mentionné, bien qu'il soit souhaitable d'obtenir une représentation non biaisée de l'écosystème, il est également important de choisir des mesures qui sont potentiellement corrélées entre elles.

1- Seconde dimension

2 – Première dimension



**Figure 5.2 : Comparaison des éléments mesurés (▲) et non mesurés (●) provenant du modèle d'écosystème aquatique. Les éléments sont ordonnés selon la similarité des liens et numérotés comme dans le tableau 5.2.**

## 6. MESURES DE L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE

Cette section décrit le processus de sélection des mesures de l'IE. Pour cette sélection, il vous faut consulter les intervenants et vos partenaires de cogestion. Nous vous conseillons d'utiliser les moyens de consultation en usage et de tirer parti des documents et des cours qui existent sur le sujet. Nous recommandons ici les processus à suivre pour commencer la sélection des mesures dans votre parc et à l'intérieur de votre biorégion.

### 6.1 Objectifs

Le processus de sélection des mesures de l'IE décrit ici est transparent et reproductible. La liste des mesures potentielles semble sans limite. La biodiversité peut englober la génétique, les espèces, les communautés, les habitats et les mesures liées au paysage. Les processus et fonctions des écosystèmes sont complexes, et la liste des facteurs de stress s'accroît constamment. Toutefois, vos capacités et vos finances vous restreindront à quelques mesures. Le défi consiste à choisir celles qui constitueront un énoncé concis et défendable de l'intégrité écologique de l'écosystème indicateur. Le choix des mesures pour représenter des systèmes écologiques complexes tels que les parcs nationaux constitue la pierre angulaire d'un programme de surveillance.

### 6.2 Processus de sélection des mesures

La sélection des mesures inclut : 1) le choix des éléments des écosystèmes qui serviront de mesures (p. ex. les oiseaux chanteurs forestiers, les plantes envahissantes, le changement climatique (voir section 5) et 2) le choix de mesures de l'IE particulières et des paramètres qui la représentent et qu'il faut obtenir sur le terrain (p. ex. l'abondance des oiseaux chanteurs forestiers, le pourcentage de changement dans la présence d'un élément, par exemple les herbes nocives, le nombre de jours sans gel). On commence normalement par dresser une grande liste de mesures potentielles, que l'on filtre ensuite pour obtenir une liste plus restreinte de mesures prioritaires. La figure 6.1 décrit un processus de sélection de mesures.

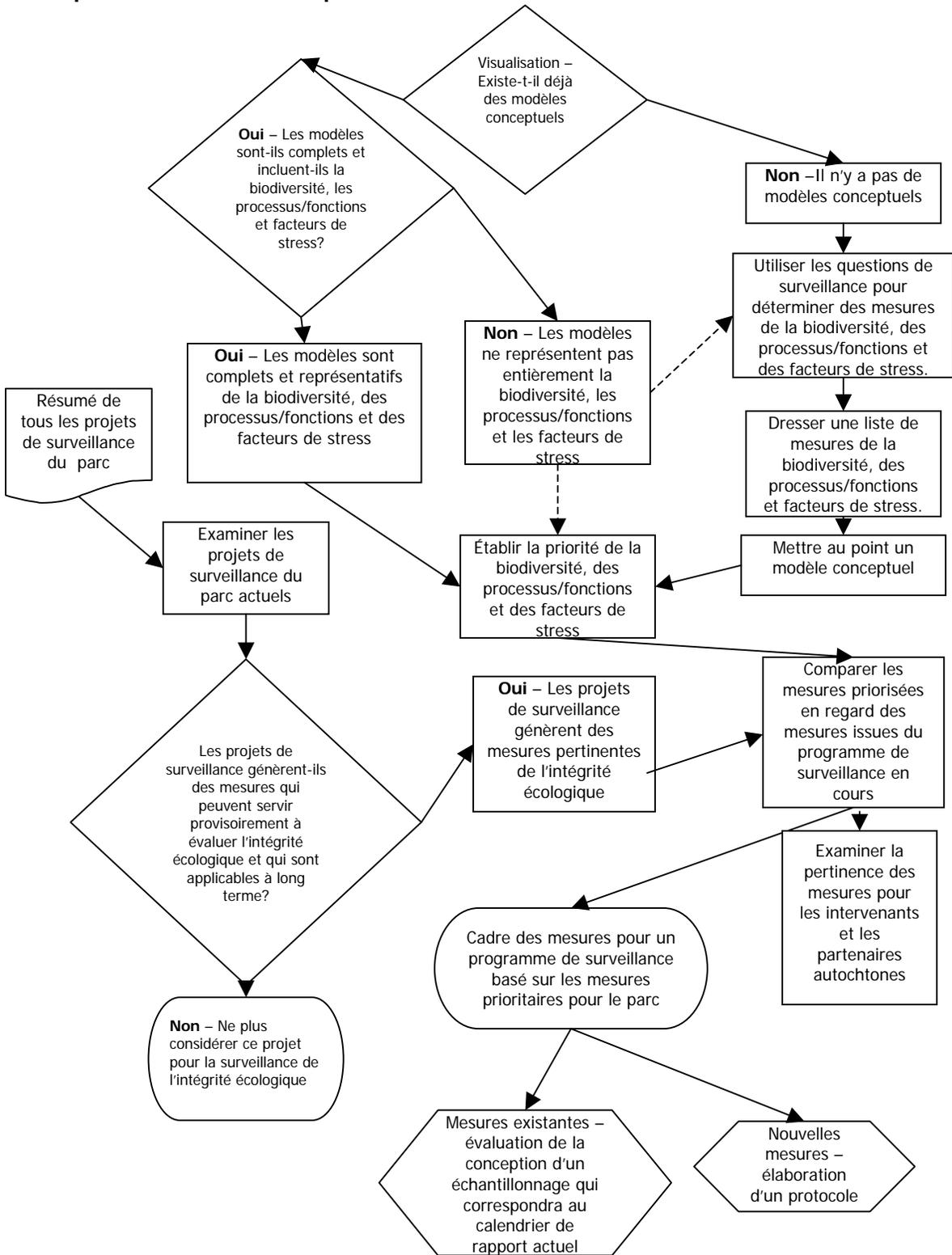
#### 6.2.1 Groupes à consulter

Quatre types de groupes doivent être engagés dans la conception d'un programme de surveillance :

- les groupes biorégionaux,
- les groupes basés au parc

- les groupes consultatifs scientifiques,
- les groupes d'intervenants.

**Figure 6.1 : Organigramme du processus d'examen des projets de surveillance existants et de la détermination de nouvelles mesures qui formeront un programme complet de surveillance du parc**



Il est évident que les deux derniers groupes sont importants pour la conception de mesures qui soient claires et scientifiquement crédibles. Parcs Canada les consulte à diverses fins. Il faudrait intégrer les besoins du programme de surveillance en matière de consultations avec ceux du parc en général, et utiliser les comités et processus existants (p. ex. le plan directeur du parc). Il existe une quantité substantielle de documentation sur le sujet (voir Centre canadien de gestion 1997). Parmi les autres ressources, mentionnons :

- le cours de Parcs Canada intitulé « Les compétences pour travailler avec d'autres : planifier et s'organiser », qui traite des raisons de collaborer étroitement avec les intervenants et aide le personnel des parcs et les partenaires éventuels à commencer à travailler pour atteindre un consensus.
- un guide sur la consultation des autochtones, qui traite des principes et des étapes de la consultation:  
[http://intranet/content/aborig-autoch/orig/consultation\\_doc\\_EN.pdf](http://intranet/content/aborig-autoch/orig/consultation_doc_EN.pdf).

Nous nous concentrerons ici sur la consultation des groupes biorégionaux et des groupes basés au parc.

### **6.2.1.1 Groupes biorégionaux**

Les mesures biorégionales sont appliquées conjointement par deux ou plusieurs parcs à l'intérieur d'une biorégion. La coopération biorégionale peut varier d'une consultation périodique au sujet des programmes particuliers d'un parc (un minimum), jusqu'à l'uniformisation des méthodes d'analyse et de rapport des mesures pour chaque parc de toute une biorégion. Généralement, plus le niveau de coopération est élevé, plus le projet de surveillance permettra des économies et recevra l'appui des gestionnaires. En outre, les activités d'échantillonnage, d'analyse et d'interprétation des données bénéficient toutes de la contribution du personnel de plusieurs parcs. Le succès des programmes de surveillance dépend fortement du degré de collaboration atteint au sein des biorégions.

Un bonne façon d'amorcer un processus de consultation biorégional consiste à compiler les mesures prises par chaque parc. Ces mesures varieront de celles qui sont propres à un parc et celles que partagent au moins deux parcs jusqu'à celles qui sont communes à tous les parcs. Les mesures partagées par deux parcs ou plus peuvent faire l'objet de plusieurs niveaux d'intégration (tableau 6.2). En commençant avec une liste de mesures possibles, les parcs peuvent appliquer un processus d'établissement des priorités semblable à celui décrit pour un parc individuel. Le degré de collaboration dépend des activités exposées au tableau 6.2.

On peut établir un groupe de travail formé de biologistes provenant de chaque parc et d'un écologiste chargé de la surveillance afin de coordonner la conception et l'application des mesures biorégionales.

---

**Tableau 6.2 : Niveaux de collaboration relative à l'intégration de mesures biorégionales, c.-à-d. de mesures communes à deux parcs ou plus.**

---

Intégration croissante		<ul style="list-style-type: none"><li>• Consultation sur les mesures</li><li>• Entente sur les mesures</li><li>• Entente sur les paramètres</li><li>• Application de protocoles similaires</li><li>• Entrée des données dans une base de données individuelle ou commune</li><li>• Analyse commune de toutes les données</li><li>• Intégration et présentation communes des rapports sur les données</li></ul>
------------------------	---	--

---

### 6.2.1.2 Groupes basés au parc

Tous les parcs présentent des plans annuels des travaux de surveillance basés sur des projets de surveillance actuels et potentiels. L'annexe 1 expose les critères d'évaluation de la mise en œuvre des programmes de surveillance par les parcs. Généralement, les plans de travail découlent d'un forum tenu à l'échelle du parc. Le principal objectif du forum est d'amener le personnel du parc à convenir de l'état et des besoins internes du parc. Les tâches à accomplir comprennent :

1. Rassembler toutes les données antérieures et actuelles sur la surveillance et la recherche en vue de l'évaluation.
2. Intégrer les mesures existantes dans le cadre actuel des indicateurs de l'état des écosystèmes.
3. Évaluer les mesures dans le contexte du plan directeur du parc.
4. Élaborer des questions de surveillance claires pour chacune des mesures existantes.
5. Examiner la pertinence des mesures actuelles pour la préparation du Rapport sur l'état du parc.
6. Cerner les lacunes dans les mesures pour chaque indicateur de l'écosystème à l'aide du modèle conceptuel des écosystèmes.
7. Établir les priorités des prochaines étapes de l'examen des mesures ainsi que de l'élaboration et de la mise à l'essai des protocoles, incluant la participation des autochtones et des intervenants.

Le forum tenu à l'échelle d'un parc devrait inclure :

- le personnel du parc qui participe à la surveillance,
- les chercheurs étroitement associés au parc,
- l'écologiste chargé de la surveillance.

Il faut considérer tout le programme de surveillance, y compris les mesures potentielles relatives à l'expérience du visiteur et à l'éducation du public. On peut trouver deux exemples récents de consultations tenues à l'échelle d'un parc dans Lee et Ouimet (2006) et Kehler et McLennan (2006).

### **6.3 Choisir les mesures de l'IE et procéder aux mesures sur place**

Cette section porte sur la sélection de mesures spécifiques de l'IE, ce qui implique souvent l'intégration de nombreuses mesures sur place (p. ex. le dénombrement des espèces) dans une mesure de l'IE. Diverses mesures de l'IE peuvent être associées à n'importe quel élément de l'intégrité écologique. Par exemple, l'état écologique de l'original pourrait être une mesure prioritaire de la biodiversité. Les mesures spécifiques peuvent varier des descripteurs à résolution grossière, tels que la distribution et la superficie des habitats et des descripteurs à résolution moyenne comme l'abondance relative d'une espèce jusqu'aux mesures sur place très spécifiques telles que l'état physiologique des individus.

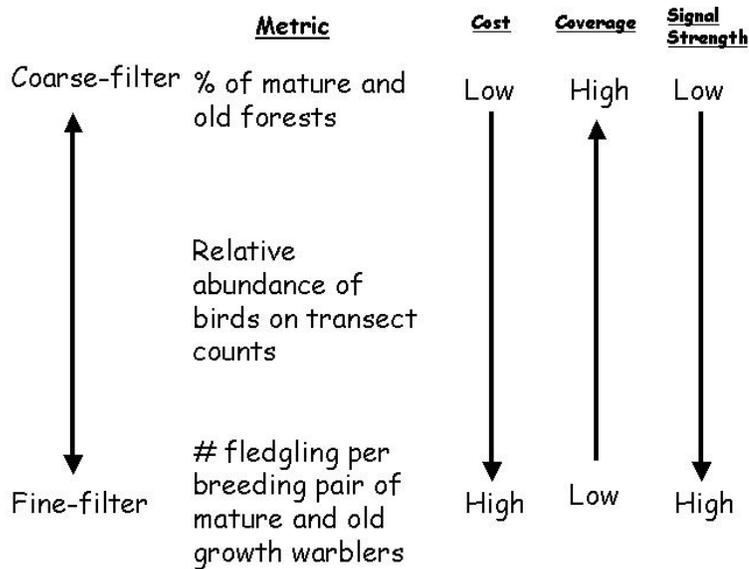
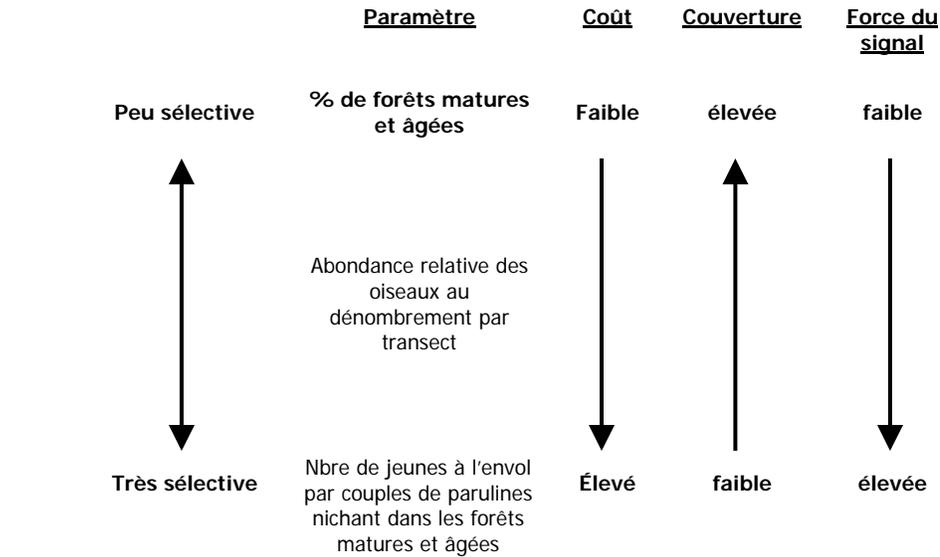
#### **6.3.1 Critères de sélection**

Pour la sélection des mesures de l'IE, il faudrait considérer plusieurs critères.

- *La pertinence* : La plupart des mesures sont choisies en fonction d'un lien préconçu avec une autre mesure qui est habituellement démontré dans le modèle conceptuel. Dans le cas des processus, des fonctions et des facteurs de stress liés aux écosystèmes, il existe des caractéristiques qui sont habituellement critiques ou qui influent grandement sur les systèmes écologiques. Par exemple, l'oxygène dissous (mg par L), qui est une mesure de la qualité de l'eau.
- *La sensibilité* : La mesure de l'IE devrait être sensible aux changements majeurs touchant l'environnement. Toutefois, elle ne devrait pas être si sensible qu'elle empêche l'interprétation des tendances en raison du bruit créé par la variabilité naturelle.
- *L'ampleur des besoins de gestion* : Les gestionnaires auront tendance à s'intéresser davantage aux mesures qui correspondent à la taille du parc et à la fréquence quinquennale du cycle d'établissement des rapports. Les mesures de l'IE pour lesquelles il faut, afin d'en déceler la tendance, procéder à un échantillonnage sur des superficies plus grandes que le parc ou que les écosystèmes du parc sont plus difficiles à interpréter en termes d'intégrité écologique du parc. Les mesures de l'IE dont les changements sont très rapides ou très lents sont également, dans l'ensemble, de piètres mesures. Les mesures de l'IE qui changent rapidement peuvent nécessiter une surveillance continue et des activités de gestion préétablies à réaliser lorsque des seuils particuliers sont atteints. Par ailleurs, les mesures dont les changements sont très lents sont aussi très difficiles à évaluer à temps pour la préparation des rapports et la mise en œuvre d'activités de gestion.

- *Facilité de l'échantillonnage* : L'échantillonnage nécessaire à une mesure de l'IE devrait être facile à réaliser. Les protocoles devraient être fiables et éprouvés, et leur méthodologie devrait être bien acceptée. Idéalement, les techniques d'échantillonnage devraient exiger une formation limitée pour le personnel. La période pendant laquelle l'échantillonnage est possible devrait être étendue dans l'année, et l'accès aux lieux d'échantillonnage devrait être aussi facile que possible tout en permettant la réalisation de tests sur l'effet de la proximité des routes. Il faudrait évaluer ces facteurs logistiques par rapport aux gains d'information que procure la mesure de l'IE.
- *La valeur informative de la mesure pour les gestionnaires et le public* : Les mesures de l'IE devraient être choisies en fonction de leurs mérites techniques, mais il faudrait pouvoir expliquer à un public non scientifique leur pertinence pour l'intégrité écologique. Toutes autres caractéristiques étant égales, on doit choisir une mesure de l'IE qui correspond à la perception qu'ont les gestionnaires et le public de cette mesure. Cet aspect nécessite la consultation du public (voir sections 6.2.1 et 14.2).
- *La résolution* : Les mesures de l'IE peuvent être classées de peu sélectives à très sélectives (voir tableau 6.3). Les mesures peu sélectives procurent généralement des estimations plutôt grossières de la performance. Par contre, les mesures très sélectives mettent l'accent sur un aspect plus spécifique de la performance tel que le succès de reproduction, qui sert à mesurer la biodiversité, ou le rythme des processus écosystémiques. On commence par considérer les mesures les moins sélectives, puis on progresse vers les plus sélectives. Il s'agit fondamentalement de déterminer si l'échelle la moins sélective procure une mesure raisonnable de l'intégrité écologique pour un indicateur donné tout en répondant à toutes les exigences d'une bonne mesure.

Tableau 6.3: Exemple de mesures choisies à divers niveaux de résolution pour les oiseaux chanteurs.



- 1 – Paramètre
- 2- Coût
- 3- Couverture
- 4- Force du signal
- 5 - Peu sélective
- 6- % de forêts matures et âgées
- 7- Faible, élevée, faible
- 8 - Abondance relative des oiseaux au dénombrement par transect
- 9 - Très sélective
- 10- Nbre de jeunes à l'envol par couples de parulines nichant dans les forêts matures et âgées
- 11- Élevé, faible, élevée

### 6.3.2 Intégration des mesures sur place

On peut choisir des mesures sur place qui serviront individuellement de mesures de l'IE ou les combiner avec d'autres dans un modèle qui décrira mieux un élément de l'écosystème. Il existe quatre modèles de base pour cet exercice.

- *Les modèles de population* combinent les caractéristiques démographiques d'une population dans un indice de viabilité global. L'analyse de viabilité d'une population est une forme spatialement explicite de cette approche.
- *Les modèles de communautés* résument l'abondance relative des espèces dans une communauté végétale ou animale afin de suivre les changements dans la composition de ces communautés.
- *Les modèles de facteurs de stress* résument les effets combinés d'une gamme de facteurs de stress selon leur fréquence et leur gravité. L'Indice de la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement suit cette approche.
- *Les modèles de productivité* combinent des considérations liées à l'énergie, aux éléments nutritifs et à l'humidité pour prévoir la production de biomasse dans les communautés végétales.

Il existe d'autres approches possibles pour définir les aspects complexes des écosystèmes (p. ex. les réseaux trophiques), mais finalement, la valeur de la mesure produite doit justifier les efforts supplémentaires que nécessite la prise de multiples mesures sur place. Dans les nombreux cas où un protocole fait appel à des mesures multiples, il faudrait choisir la meilleure d'entre elles (comme le décrit la section précédente) afin de déterminer un seuil et garder les autres comme contexte. À des fins d'efficacité, on pourra peut-être éliminer progressivement ces mesures supplémentaires si, avec le temps, elles ne contribuent plus à l'analyse.

## **6.4 Changements continus et examen périodique des mesures**

Avec le temps, l'évolution de notre compréhension des écosystèmes et les changements technologiques nous obligeront à réexaminer nos mesures et nos protocoles. Cependant, pour maintenir la continuité de la surveillance, il serait bon de procéder à une mise à jour des mesures seulement lorsque des changements majeurs surviennent dans notre connaissance des écosystèmes, lorsque de nouveaux facteurs de stress importants à long terme sont introduits et lorsque l'acceptation des nouveaux protocoles s'est étendue. Les nouvelles mesures exigeront habituellement plus de ressources ou la réduction des projets de surveillance existants, ce qui a contribué en partie à ce que l'accent du programme soit placé sur la surveillance de l'état des écosystèmes. L'hypothèse sous-jacente est que les mesures « significatives » de la surveillance de l'état des écosystèmes, particulièrement la biodiversité et les processus et fonctions des écosystèmes, seraient moins sujettes à changer que d'autres formes de mesure comme celle de l'efficacité de la gestion.

Le second enjeu consiste à appliquer un nouveau protocole à une mesure. Avant de changer un protocole, on doit considérer les six facteurs suivants :

- le coût;
- l'expertise nécessaire;
- la précision;
- l'exactitude;
- le caractère envahissant;
- les gauchissements inhérents.

Les nouveaux protocoles amélioreront un ou deux de ces facteurs. En ce qui concerne l'analyse, les deux facteurs les plus problématiques sont les changements – que l'on suppose être des améliorations – qui touchent l'exactitude et ceux qui touchent le gauchissement inhérent. Les premiers peuvent changer des liens auparavant statistiquement « non significatifs » en des liens significatifs ou changer les valeurs des mesures elles-mêmes, si la variation fait partie de l'analyse, c.à-d. si cette dernière utilise des coefficients de variation. Cela pose un problème, car on pourrait interpréter les changements dans les résultats causés par la modification du protocole comme un changement dans la tendance d'une mesure. Du moins, on pourrait confondre les tendances qui sont créées par le nouveau protocole et celles qui résultent de changements réels dans la mesure. Une solution possible pour tenir compte des changements touchant l'exactitude et le biais causés par la modification du protocole consiste à appliquer un facteur de correction. Si l'ampleur et la direction des changements sont comprises, il sera peut-être possible d'appliquer un facteur de correction aux anciennes données. Il faudra alors une étude pour étalonner les données antérieures afin de les mélanger aux nouvelles données. Autrement, on devra peut-être traiter les deux ensembles de données séparément. Il faudrait également calculer l'indicateur avec et sans la nouvelle mesure afin d'étudier la sensibilité des données signalées dans les rapports relativement à ce nouveau protocole.

Bien qu'il soit possible d'incorporer de nouvelles mesures et des protocoles en tout temps, il serait bon d'examiner soigneusement le programme de surveillance du parc chaque fois que trois cycles de rapports se seront écoulés, c.-à-d. tous les dix ou quinze ans. Au cours de cette période, suffisamment de données se seront accumulées pour évaluer les mesures et les indicateurs utilisés dans le programme courant. De même, cette longue période offre une occasion d'évaluer de nouvelles mesures potentielles et de juger de l'acceptation des nouveaux protocoles par les intervenants, les partenaires autochtones et le milieu scientifique.

## **7. INTÉGRER LES MESURES DE L'IE DANS LES INDICATEURS**

Cette section décrit une méthode pour intégrer des mesures dans les indicateurs de l'IE. Cette intégration est obligatoire pour la production des rapports sur l'état des parcs et sur l'état des aires patrimoniales protégées.

## 7.1 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.

## 7.2 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.

### 7.3 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.

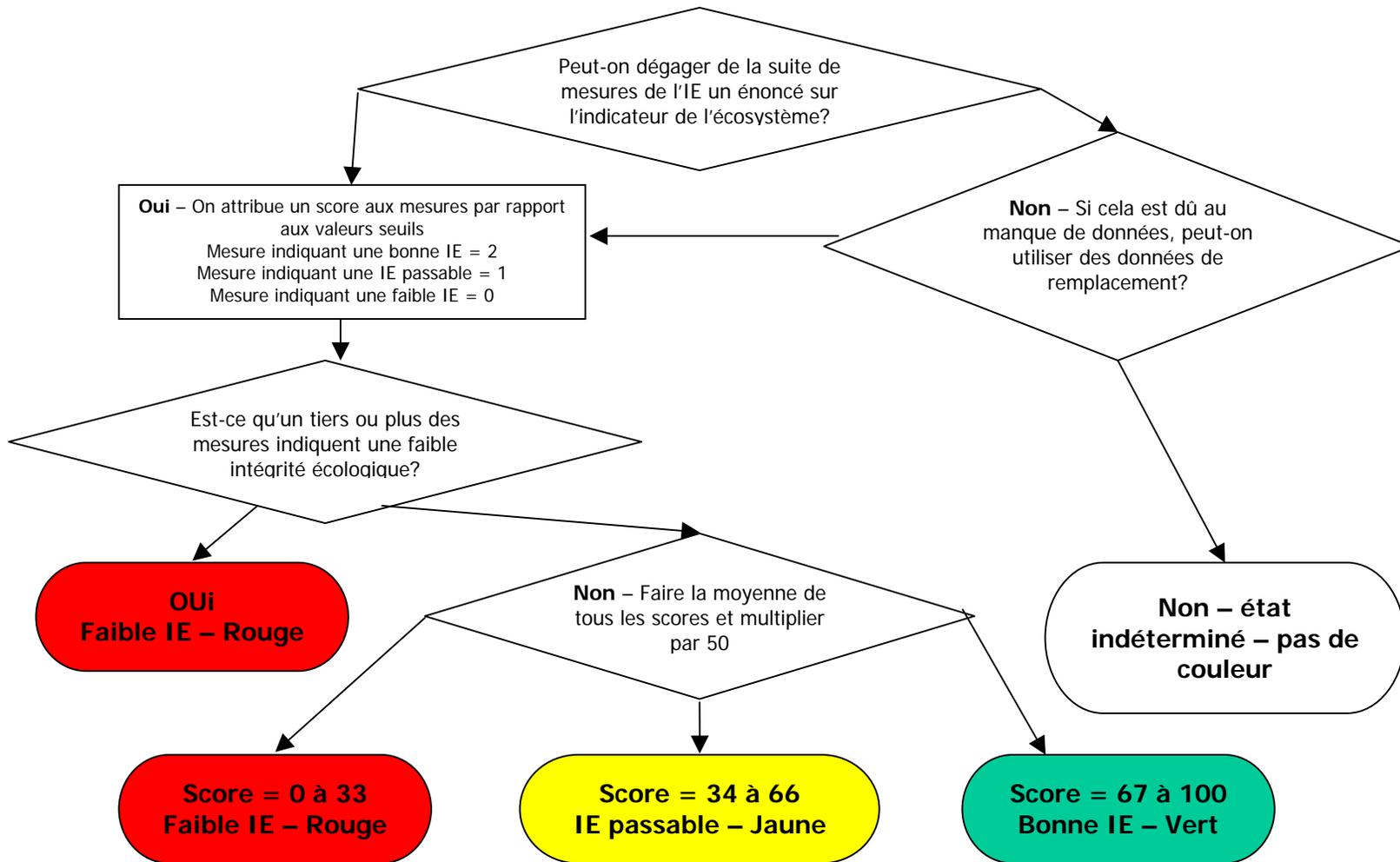
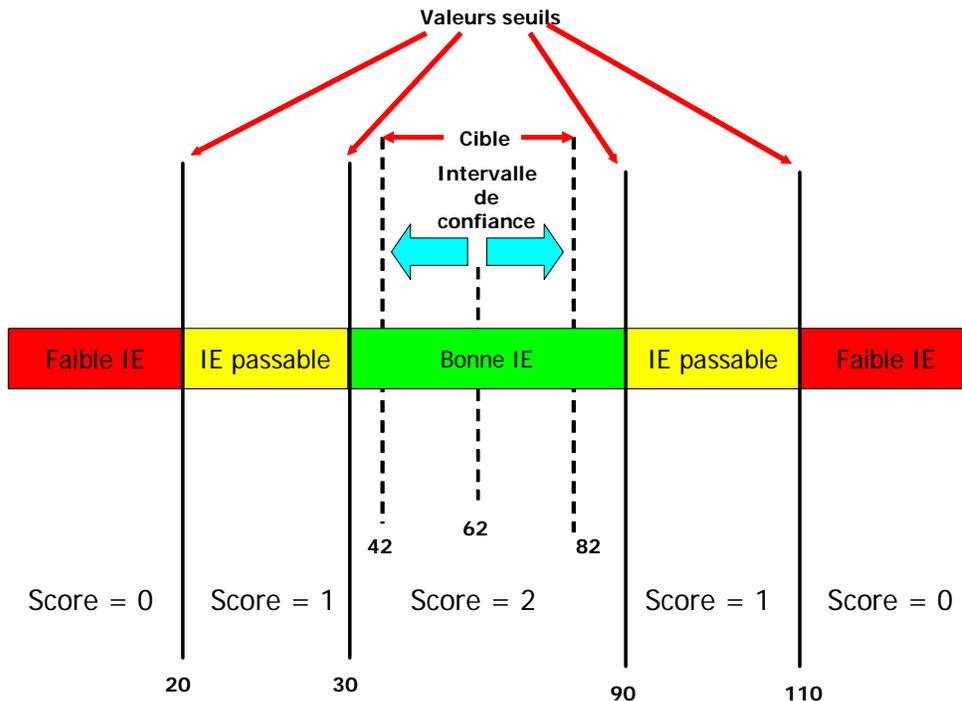


Figure 7.1: Diagramme de décision servant à attribuer un état d'intégrité écologique à un écosystème indicateur



**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>1</sup> )	Couleur
0 - 33	Rouge
34 - 66	Jaune
67 - 100	Vert

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

<sup>1</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! »

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.

## 7.4 Tendances

### 7.4.1 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 constitutives 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.

#### **7.4.2 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.

Le tableau 7.4 propose une présentation pour le rapport sur l'état du parc. Remarquez l'utilisation du texte et des couleurs pour indiquer l'état. Cela aide à communiquer l'information figurant en noir et blanc dans le document. Le tableau montre également la ventilation des mesures de l'IE croissantes et décroissantes pour chaque indicateur.

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

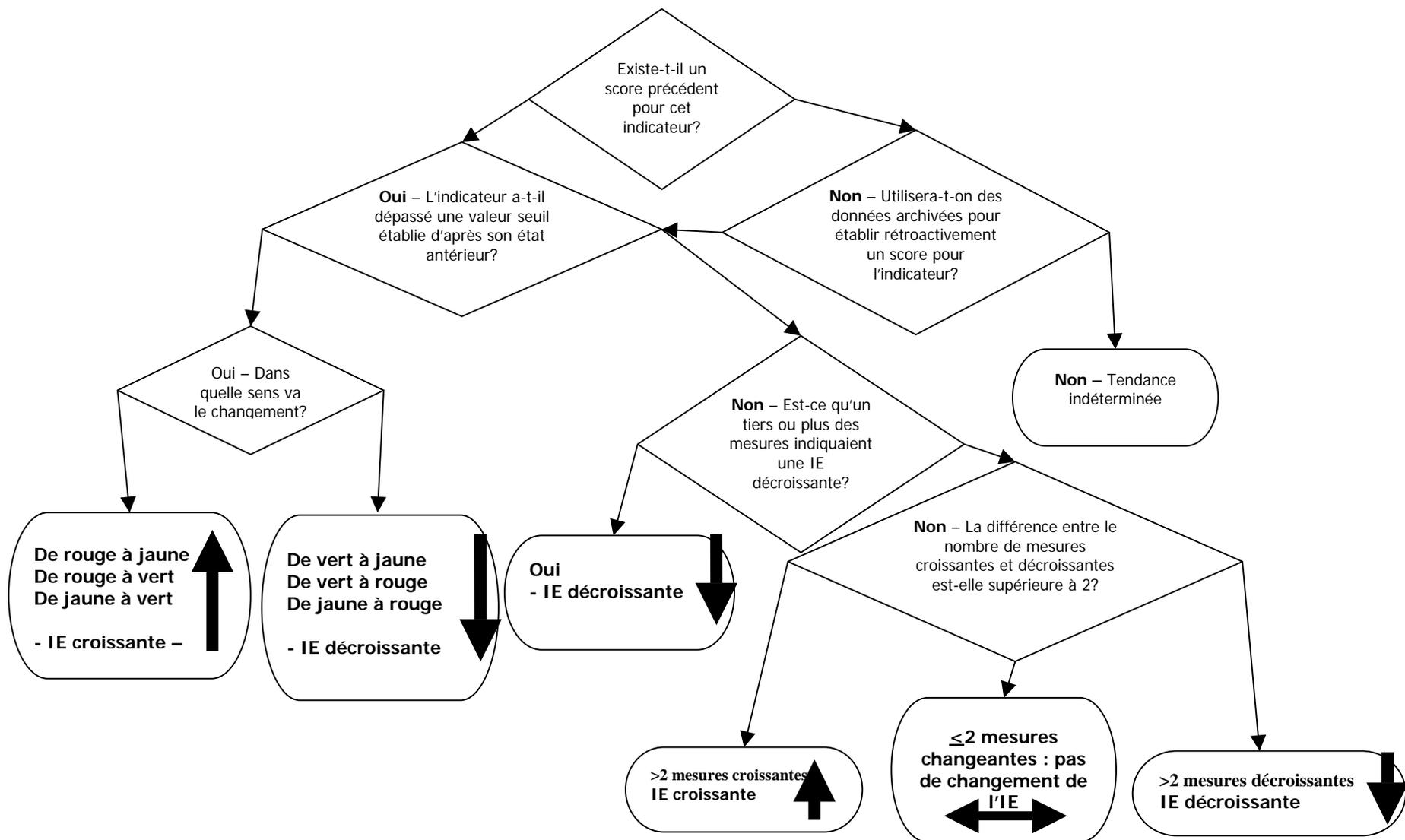


Tableau 7.4 : Exemple de graphique de présentation de l'état et des tendances dans les rapports sur l'état des parcs après un premier rapport ou lorsqu'il existe déjà un état ou des scores pour les indicateurs. Les données présentées sont hypothétiques. Les couleurs des cases représentent l'état de l'indicateur. 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	Ten- dance	Tendance (Nbre 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.

### 7.4.3 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, saisisait 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

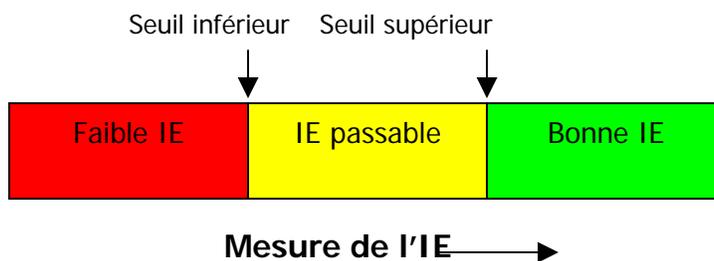
## 8. DÉTERMINER LES SEUILS

La présente section décrit diverses méthodes de détermination des valeurs seuils associées aux mesures de l'intégrité écologique. Il faut déterminer des seuils provisoires pour les mesures que l'on inclut dans le rapport sur l'intégrité écologique.

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.

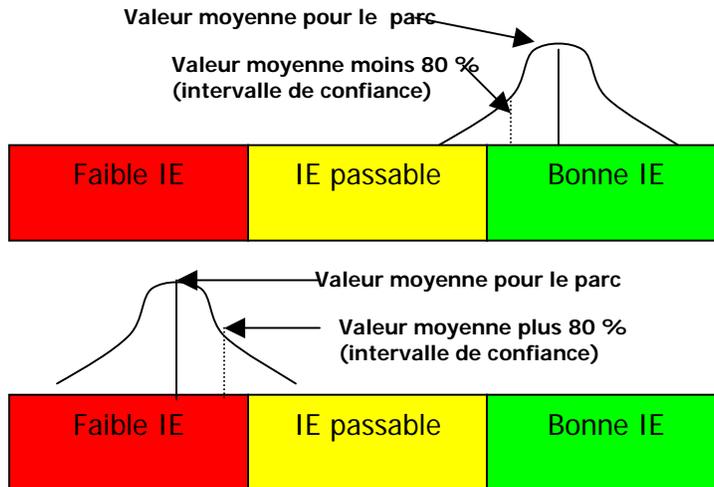
**Figure 8.1 : Seuils de l'intégrité écologique**



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

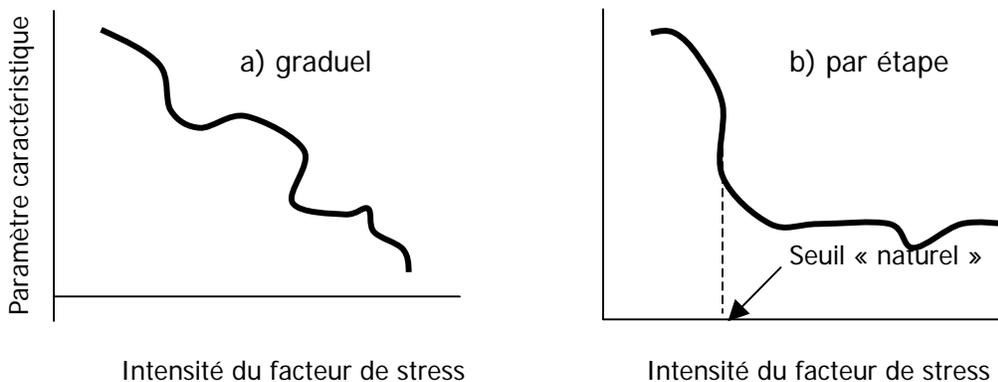
supérieur et d'ajouter un intervalle de confiance lorsqu'on compare une valeur au seuil inférieur (figure 8.2). Cette méthode réduira la possibilité d'un mauvais classement de la mesure de l'intégrité écologique. La règle de jugement consiste à faire en sorte que la valeur que l'on estime soit bien en-dessous 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 un décroissement 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'un décroissement 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, limite la valeur indépendante 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.

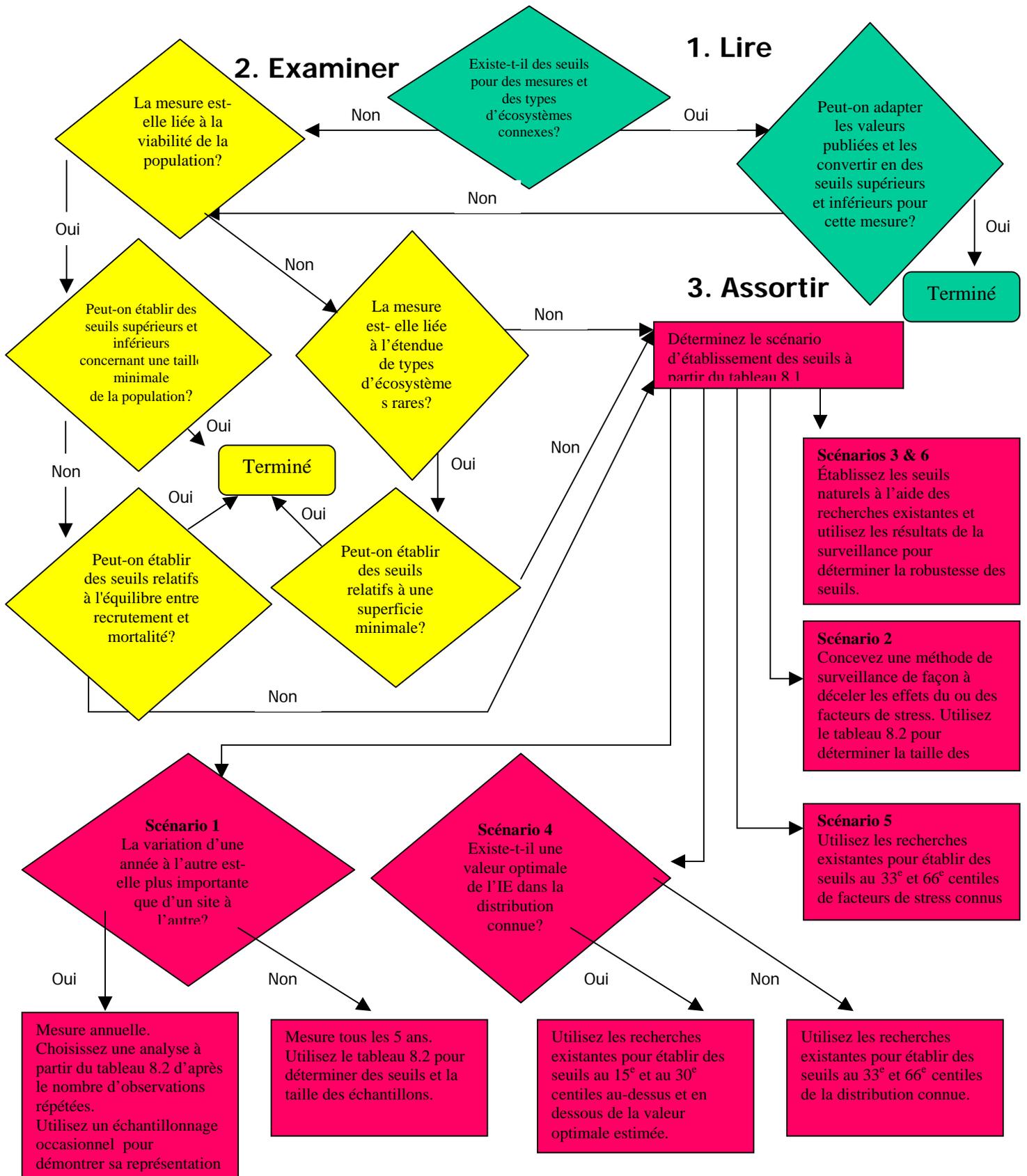
Le tableau 8.1 porte sur six scénarios basés sur ce que l'on connaît au sujet de la distribution de la mesure et de sa relation avec les facteurs de stress pertinents. Chaque scénario comporte plusieurs options. Dans l'ensemble, les scénarios se trouvent dans le bas et à la droite du

tableau 8.1 sont préférables à ceux qui se trouvent dans le haut et à gauche, dont l'information est moins spécifique.

### **8.1 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.**

<b>Lien avec le facteur de stress</b>			
	Inconnu	Graduel	Par étape
<b>Distribution inconnue</b>	<p><b>1. Détection des changements</b></p> <p>a) Comparaison avec la variation spatiale</p> <p>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	Contrôle des processus	Voir texte	Erreur-type = 3	Observations répétées	10 (au moins 5)

changement	statistiques				« 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 (ARMI)	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.

## **8.2 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.

### **8.3 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.

### **8.4 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

penne en tant que seuils des changements possibles et formels. Les méthodes exposées dans le scénario 1 conviennent également.

### **8.5 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.

### **8.6 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.

### **8.7 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.

## 9.0 PLAN D'ÉTUDE ET ANALYSE DE PUISSANCE

Chaque mesure de l'intégrité écologique doit être associée à une question de surveillance claire. La présente section montre comment concevoir une étude de surveillance qui servira à répondre à cette question, notamment à déterminer la méthode d'échantillonnage et à effectuer l'analyse de puissance (un outil qui donne la probabilité que l'on décèle une tendance réelle dans les données). Dans le cadre de la planification de la surveillance de chaque mesure, il faut examiner les aspects pertinents du plan d'étude.

### 9.1 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.

### 9.2 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.

### 9.3 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.

## 9.4 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.

### 9.4.1 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.

### 9.4.2 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.

#### 9.4.3 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.

#### **9.4.4 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.

#### **9.5 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.

##### **9.5.1 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.

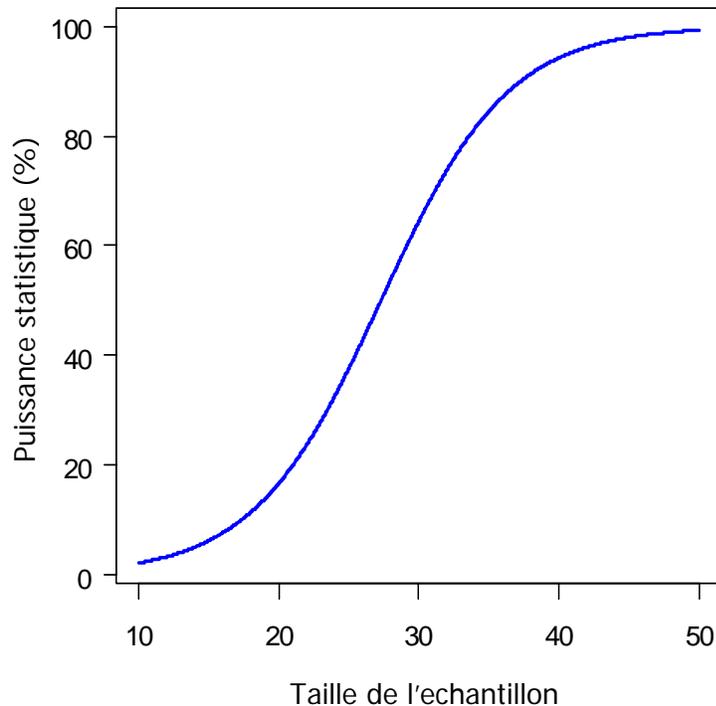
- Puissance faible et degré de confiance élevé : une telle méthode décèle peu de fausses tendances, mais rate souvent des tendances réelles dans les données.

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.

### 9.5.2 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.



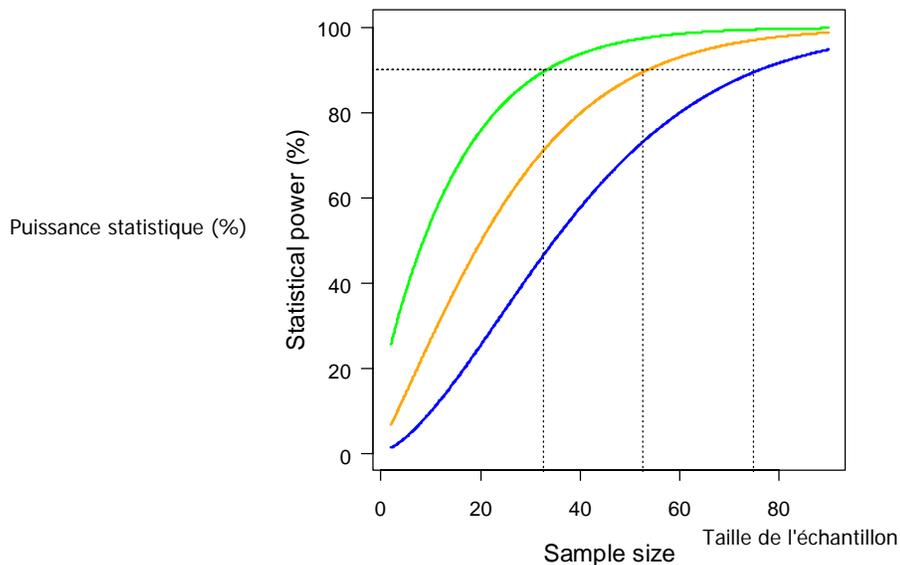
**Figure 9.1. Exemple d'une courbe de puissance.** Notez que l'accroissement de la puissance en fonction de la taille de l'échantillon n'est pas linéaire (tous les autres facteurs maintenus constants). Dans cet exemple, l'obtention de plus de 40 échantillons n'entraîne que peu de gain de puissance.

1 - Puissance statistique (%)

2- Taille de l'échantillon

### 9.5.3 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.

#### 9.5.4 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/~krebs/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>)

## 10. MISE EN OEUVRE DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE – ÉLABORATION D'UN PLAN DE MISE EN OEUVRE CHIFFRÉ

La présente section montre comment et pourquoi élaborer un plan de mise en œuvre chiffré du programme de surveillance. Votre parc doit préparer ce plan et le tenir à jour afin de garantir des activités de surveillance et de rapports à long terme. La section inclut des instructions pour la préparation d'un plan basées sur l'exemple de chiffrier Excel qui accompagne le guide.

### 10.1 Qu'est-ce qu'un plan de mise en oeuvre chiffré?

Dans un plan de mise en oeuvre chiffré concernant un programme de surveillance, on décrit, pour toutes les mesures et les indicateurs de l'IE, comment le programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE d'un parc sera mis en oeuvre. On y estime et engage les ressources financières et humaines nécessaires pour mener à bien le programme à court et à long terme. En élaborant un plan de surveillance, on montrera comment toutes les données relatives à toutes les mesures de surveillance seront obtenues. Le plan sera élaboré dans le cadre du cycle quinquennal de rapports sur l'état des parcs, ce qui garantira que les ressources humaines et financières nécessaires pour recueillir, analyser et signaler les données de surveillance seront disponibles pour le prochain REP.

### 10.2 Pourquoi a-t-on besoin d'un plan chiffré?

Un programme de surveillance de l'IE d'un parc comprendra de nombreuses mesures de l'IE recueillies durant plusieurs années. Le fait de garantir la collecte, l'analyse et le signalement en temps opportun de toutes les données de surveillance dans le but de répondre aux besoins des REP est un processus compliqué, car il faut :

- intégrer les projets de surveillance de différents indicateurs de l'IE pour une période de cinq ans;

- engager ou obtenir à contrat l'expertise nécessaire à partir de ressources humaines internes ou externes au parc;
- suivre toute formation requise pour l'échantillonnage et les analyses;
- déterminer les besoins en matière de saisie et d'analyse de données;
- déterminer les coûts du programme et les charges de travail afin d'obtenir les fonds pour l'échantillonnage et l'analyse.

Le plan de mise en oeuvre chiffré est la première étape à suivre pour s'assurer que le plan de surveillance proposé pour le parc soit réalisable. Il démontre l'engagement sérieux de la part des gestionnaires à mesurer et à rendre compte de l'état de l'IE du parc. Il démontre en outre l'engagement à long terme envers la surveillance de l'IE et la production de rapports nécessaires au succès du programme. Le plan de mise en oeuvre chiffré est donc essentiel pour que tous les parcs réussissent à respecter le délai du programme de 2008.

### 10.3 Élaboration du plan

Pour préparer un plan de mise en oeuvre chiffré, il faut observer un modèle (voir le tableau 10.2, qui suit la page 67). Chaque projet ou mesure de surveillance correspond à une ligne du modèle. Les colonnes indiquent les estimations du coût des ressources humaines et financières, un calendrier d'échantillonnage quinquennal pour chaque mesure ou projet ainsi que des considérations liées à la saisie, à l'analyse et au rapport annuel et quinquennal des données. Ce modèle expose, pour un parc, les activités de planification intégrées requises pour mettre en oeuvre le programme de surveillance du parc et fondées sur les mesures de l'IE choisies pour ce parc. Le plan sert également de première évaluation de la faisabilité globale du programme de surveillance proposé. Grâce à ce processus, on détermine les ressources humaines et financières requises ainsi que les activités à mettre en oeuvre d'une année à l'autre pour la surveillance de chaque mesure.

#### 10.3.1 Exigences de planification

Le modèle aidera à planifier le programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE. Il faut l'adapter à chaque parc national. Devrait-on parler « d'un » parc plutôt que de « votre » parc? Le parc peut également recourir à d'autres méthodes ou logiciels de planification plus appropriés pour cet exercice, ou il est aussi possible de créer son propre modèle. Il faut utiliser ces autres méthodes si elles conviennent au programme du parc. Cependant, le modèle et la méthode présentés indiquent l'ampleur de la préparation requise pour obtenir un programme de surveillance fructueux. Quelle que soit la méthode, tous les plans de mise en oeuvre chiffrés devraient traiter de ce qui suit :

1. des besoins en ressources humaines et financières pour chaque mesure de l'IE (les besoins en ressources humaines doivent faire la distinction entre l'utilisation du personnel du parc et le soutien externe);
2. le nombre de répétitions des échantillons requis chaque année pour chaque mesure de l'IE;
3. la ventilation d'année en année des coûts des ressources humaines et financières durant le cycle quinquennal d'établissement du REP;
4. les besoins extraordinaires de moyens d'accès tels que les bateaux et les hélicoptères;

5. la contribution des partenaires du parc.

### 10.3.2 Ressources humaines et financières pour la surveillance

Le principal élément qui permet de déterminer la faisabilité du plan de surveillance proposé est de s'assurer que l'on dispose de ressources humaines et financières suffisantes pour effectuer les tâches d'une année donnée ainsi que durant le cycle quinquennal du plan de surveillance chiffré. Les ressources humaines peuvent être divisées en ressources en personnel du parc et en personnel externe ainsi qu'en divers niveaux d'expertise, p ex. le personnel professionnel, le personnel technique et les bénévoles. Le tableau 10-1 montre comment on peut utiliser chacune de ces catégories de ressources humaines pour les tâches de surveillance d'un cycle annuel.

**Tableau 10-1 : Sommaire des ressources humaines qui pourraient contribuer aux tâches de surveillance d'un parc au cours d'un cycle annuel typique.**

Tâche	Personnel interne		Ressources humaines externes		
	Professionnel	Technique	Professionnelles	Techniques	Bénévoles
1. Planification	*		*		
2. Formation	*	*	*	*	*
3. Échantillonnage sur le terrain	*	*	*	*	*
4. Saisie et assurance de la qualité des données		*		*	
5. Analyse des données	*		*		
6. Rapports	*				

Le personnel professionnel qui participe à la surveillance du parc comprend un biologiste chargé de la surveillance du parc, les gardes de parcs, un spécialiste des bases de données et des SIG, des interprètes de parc, d'autres spécialistes scientifiques et le gestionnaire de la conservation des ressources. Les gardes de parcs et autres membres du personnel technique peuvent fournir un soutien technique interne. L'aide professionnelle externe peut provenir :

- de l'Agence Parcs Canada et comprendre du personnel d'autres parcs nationaux, des Centres de services et des scientifiques du Bureau national;
- d'autres organismes gouvernementaux;
- d'universités;
- du secteur privé.

Le personnel technique externe sera habituellement composé d'étudiants provenant d'universités et d'instituts techniques employés durant l'été, de techniciens provenant d'autres organismes gouvernementaux ou d'employés contractuels provenant du secteur privé. Les

bénévoles, les étudiants locaux et les visiteurs du parc peuvent également contribuer dans le cadre de programmes pour bénévoles, de programmes scolaires et du programme d'interprétation du parc. Le mélange de personnel variera d'un parc à l'autre et évoluera en fonction de l'expérience acquise en matière de surveillance de l'IE des parcs. Les partenaires qui travaillent à l'intérieur du parc et dans le voisinage pourront également produire des données de surveillance utiles pour les programmes du parc.

On peut également diviser les estimations des coûts en deux catégories : les coûts internes liés au système et les coûts liés aux biens et services. Les coûts liés aux heures du personnel interne seront basés sur le nombre d'heures consacrées à la surveillance; les coûts liés aux biens et services seront une combinaison de coûts fixes et du coût des ressources humaines contractuelles. La section 10.3.3 montre comment estimer les coûts des projets et du programme.

### 10.3.3 Clé du modèle

La présente section montre comment estimer les ressources financières et humaines requises pour chaque mesure de l'IE ou chaque projet exposé dans le modèle de plan de mise en oeuvre chiffré - tableau 10-2.

1. **Projets de surveillance et mesures de l'IE** : Les éléments à utiliser pour calculer les coûts de surveillance seront soit les projets de surveillance soit les mesures individuelles de l'IE. Aux fins du calcul, ces éléments sont considérés comme des unités d'échantillonnage. Ils fournissent un processus logique pour l'estimation des coûts de surveillance. Ces éléments forment les lignes du modèle.
  - a. On peut calculer les mesures de l'IE ensemble, en tant que projet de surveillance, lorsqu'une équipe sur le terrain recueille des données sur un groupe de mesures de l'IE au même endroit et en même temps. Certaines tâches effectués dans les placettes de surveillance de la végétation forestière (échantillonnage des arbres, des arbustes ou de la végétation au sol, échantillonnage des débris ligneux grossiers), dans les sites d'échantillonnage des cours d'eau (surveillance des invertébrés benthiques et de la chimie de l'eau) et dans l'échantillonnage des milieux humides (qualité de l'eau, végétation) sont considérées comme des « projets » de surveillance. Nous recommandons ce type d'échantillonnage, en raison des économies de ressources humaines et financières qu'il permet.
  - b. Dans d'autres cas, il faudra calculer les coûts de surveillance relatifs aux mesures individuelles de l'IE, même si ces mesures sont prises au même endroit que les autres mesures de cet indicateur. Par exemple, on pourra se servir des placettes forestières de surveillance à long terme pour mesurer la décomposition à l'aide de bâtonnets, mais recueillir les échantillons sur une base annuelle ou biannuelle, ainsi qu'à l'automne avant le gel. De même, on pourra recueillir des données sur le dénombrement ponctuel des oiseaux chanteurs dans des sites adjacents aux placettes de surveillance de la forêt, mais il faudra procéder à ce dénombrement au début du printemps, durant la saison de nidification.
2. **Facteurs liés aux ressources humaines et financières** : Les facteurs utilisés pour estimer les ressources humaines et financières requises pour la surveillance de l'IE du

parc forment les colonnes du modèle. Ils sont divisés en trois grandes catégories (le nombre d'échantillons, les coûts variables et les coûts fixes) pour lesquelles il faudra élaborer un plan de surveillance chiffré et ils font l'objet d'une discussion détaillée ci-dessous.

La surveillance est planifiée pour un cycle quinquennal complet de production d'un REP. Toutes les activités de surveillance doivent être terminées au cours de l'année précédant la publication du REP afin de fournir suffisamment de temps pour l'analyse des données et leur intégration dans le REP. Cela veut dire que la première année du cycle d'échantillonnage de cinq ans est en fait l'année de publication du cycle antérieur de production du REP.

- a. **Nombre d'échantillons** : L'un des principaux facteurs qui agit sur les coûts de surveillance est le nombre d'échantillons requis pour obtenir une estimation fiable de la (des) mesure(s) de l'IE. Ce nombre est déterminé par la variabilité de la mesure ainsi que par le degré de puissance statistique et de précision souhaité pour son estimation. La section 8 montre comment déterminer le nombre d'échantillons pour une mesure particulière. Un autre facteur important qui influe sur les coûts est l'emplacement des lieux d'échantillonnage. Il découle du plan d'étude, également décrit à la section 8.



Indicateur	Projet/ mesure	Éléments	Nombre d'échantillons					Coûts variables						Coûts fixes							
			An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	Jours-personnes par échantillon		Biens et services par échantillon				Jours-personnes par année par projet ou mesure		Matériel à acheter - pour 5 ans					Commentaires
			Nbre d'échantillons	Nbre d'échantillons	Nbre d'échantillons	Nbre d'échantillons	Nbre d'échantillons	Acquisition de données, entrée de données, AQ	Proportion à l'interne (0 - 1)	Analyse dans un laboratoire externe	Moyens d'accès extraordinaires (bateaux et hélico.)	Autres coûts externes (salaires, transport, hébergement, nourriture)	Coûts totaux variables - B&S / échantillons	Analyse de données, rapports, formation	Proportion à l'interne	Description des coûts fixes pour 5 ans	An 1	An 2	An 3	An 4	
	Bâtonnets de mesure de la décomposition		20		25						0 \$	3	1	Four de séchage, abaisse-langue, balances, étiquettes				600	600	1 200	
	Macrolichens épiphytes						0,5	1			0 \$	1	1							0	
	Télédéttection forestière	Analyse du changement du paysage forestier, fragmentation, productivité des forêts					5	1		Dépend de l'imagerie	0 \$	20	1							0	
	Abondance des orignaux						5	1		30 000 \$	30 000 \$	2	1							0	
	Surveillance des végétaux		1	1	1	1	1	1			0 \$	2	1							0	
	Climat	Données sur le climat	1	1	1	1	1	1			0 \$	2	1							0	J-P basés sur 0,5 h/jour

		Nombre d'échantillons					Coûts variables						Coûts fixes												
Indicateur	Projet/ mesure	Éléments	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	Jours-personnes par échantillon		Biens et services par échantillon				Jours-personnes par année par projet ou mesure		Matériel à acheter - pour 5 ans									
			Nbre d'échantillons	Acquisition de données, entrée de données, AQ	Proportion à l'interne (0 - 1)	Analyse dans un laboratoire externe	Moyens d'accès extraordinaires (bateaux et hélico.)	Autres coûts externes (salaires, transport, hébergement, nourriture)	Coûts totaux variables - B&S / échantillons	Analyse de données, rapports, formation	Proportion à l'interne	Description des coûts fixes pour 5 ans	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	Coût fixe pour 5 ans	Commentaires						
	NBRE TOTAL de J-P internes par an (coûts fixes + variables)		52	31	57	31	59																		
	TOTAL B & S par an (coûts fixes + variables)		0	4 000	300	5 600	27100																		
Aquatique																									
	Pêche électrique en rivière		10		10		10	1	1					0 \$	5									0	
	Qualité de l'eau (lacs)		10		10		10	0,3	0	200				200 \$	2		Appareil de pêche électrique	10 000						10 000	
	Hydrologie		10	10	10	10	10	0,5	1					0 \$	2		Capteurs de pression/ température (10)	1000						1000	
	Régime de température		15	15	15	15	15	0,5	1					0 \$	2		Thermomètres enregistreurs	500						500	



- b. **Coûts variables** : Le nombre de jours-personnes (externes ou internes), ou le montant en dollars des biens et services requis par échantillon pour chaque mesure / projet sont des « coûts variables », parce qu'ils changent en fonction du nombre de répétitions. Il s'agit d'estimer, pour chaque mesure ou projet, les montants en dollars consacrés aux ressources humaines et aux biens et services requis pour obtenir un échantillon et de les multiplier ensuite par le nombre d'échantillons pour estimer le coût de l'échantillonnage pour cette mesure (à l'exception des coûts fixes décrits ci-dessous) pendant une année donnée. On estime aussi le nombre de jours-personnes par échantillon et on le multiplie ensuite par un facteur correspondant à la « proportion de personnel interne » afin de déterminer si les coûts seront internes ou s'ils proviendront de fonds consacrés aux biens et services. Habituellement, les coûts des biens et services à considérer par échantillon comprennent l'analyse en laboratoire des échantillons (par des laboratoires externes), les coûts d'accès extraordinaires (autres que ceux des véhicules du parc) et les coûts de la main-d'œuvre tels que les honoraires, le transport, l'hébergement et les repas.
- c. **Coûts fixes** : Les coûts fixes renvoient à deux considérations clés :
- i. Le nombre de jours-personnes nécessaire pour analyser les résultats de la surveillance et faire rapport à leur sujet ainsi que pour offrir la formation nécessaire à l'échantillonnage est estimé ici comme un coût fixe. Comme pour les coûts variables, il peut être attribué à des travailleurs à l'interne ou de l'extérieur.
  - ii. Les achats de matériel requis fournissent une estimation des coûts du matériel d'échantillonnage et de tout autre article courant nécessaire pour effectuer l'échantillonnage relatif à une mesure donnée pendant le cycle de cinq ans. On peut calculer ces coûts pour toute la période ou les ventiler par année comme nous l'avons fait dans le tableau. La ventilation par année permet de prévoir les achats de matériel durant les années au cours desquelles les coûts globaux d'échantillonnage sont faibles, et en général, de maximiser l'utilisation des ressources disponibles durant le cycle d'échantillonnage de cinq ans.
3. **Estimation des coûts annuels et du coût total du programme** : Une fois que vous avez rempli les cases appropriées, l'estimation des coûts annuels pour chaque projet / mesure inclus dans le chiffrier devient une simple procédure. Il faut multiplier les coûts variables par échantillon par le nombre d'échantillons prélevés durant l'année et ajouter au produit les coûts fixes de cette année. Le chiffrier peut également servir à évaluer les conséquences qu'exercent sur les coûts les divers nombres de répétitions ou à obtenir des estimations de la productivité (définir productivité). On additionne les coûts de toutes les mesures d'un indicateur, ainsi que pour tous les indicateurs, pour estimer les coûts annuels du programme du parc. Le chiffrier calcule également le nombre de jours-personnes que doit fournir le personnel du parc.

## 11. SURVEILLANCE DE L'EFFICACITÉ DE LA GESTION

Cette section décrit comment utiliser les techniques de surveillance de l'efficacité de la gestion (SEG) pour déterminer la façon dont les interventions de gestion influent sur l'IE du parc. Un parc doit faire rapport sur l'impact écologique des principales initiatives de maintien ou de rétablissement de l'intégrité écologique. La présente section indique comment la SEG peut être appliquée à la gestion active et passive.

### 11.1 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 surveillance de l'efficacité de la gestion est une activité  
qui répond à la question :  
« Quelles sont les répercussions de nos activités de gestion  
sur l'IE du parc? »**

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.

### **11.1.1 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.

## **11.2 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.

## **11.3 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

### **11.3.1 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.

#### **11.3.1.1 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-estimera 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.

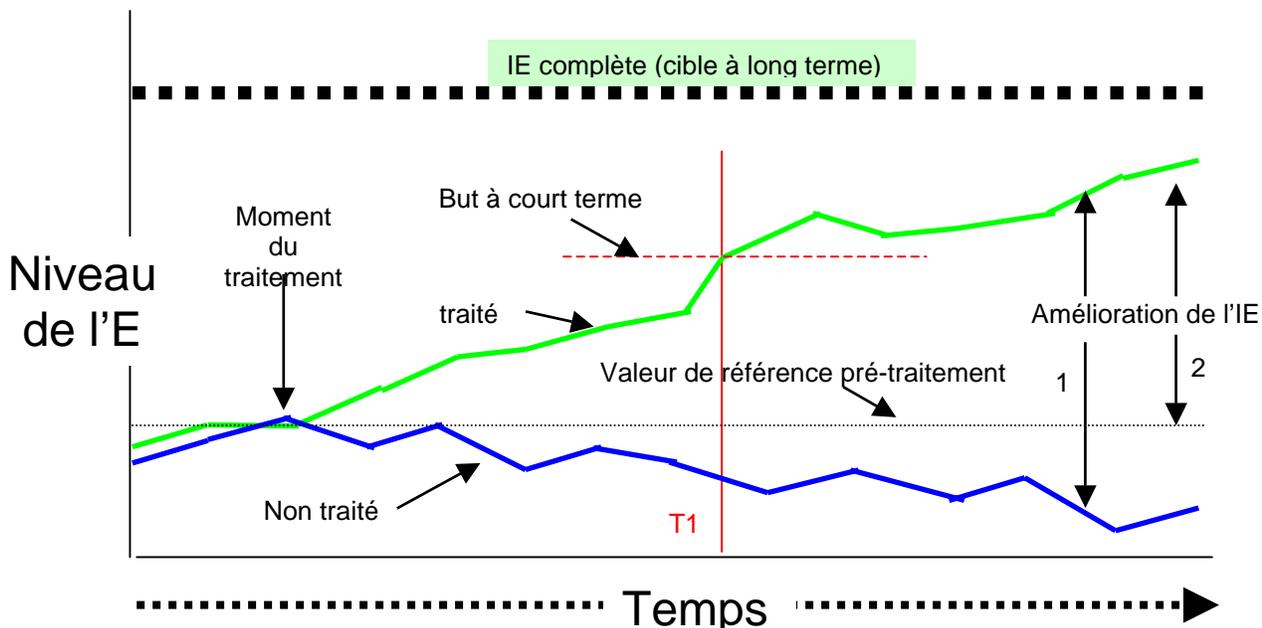


Figure 11-1 : Modèle général de surveillance de l'efficacité de la gestion pour les projets de gestion active.

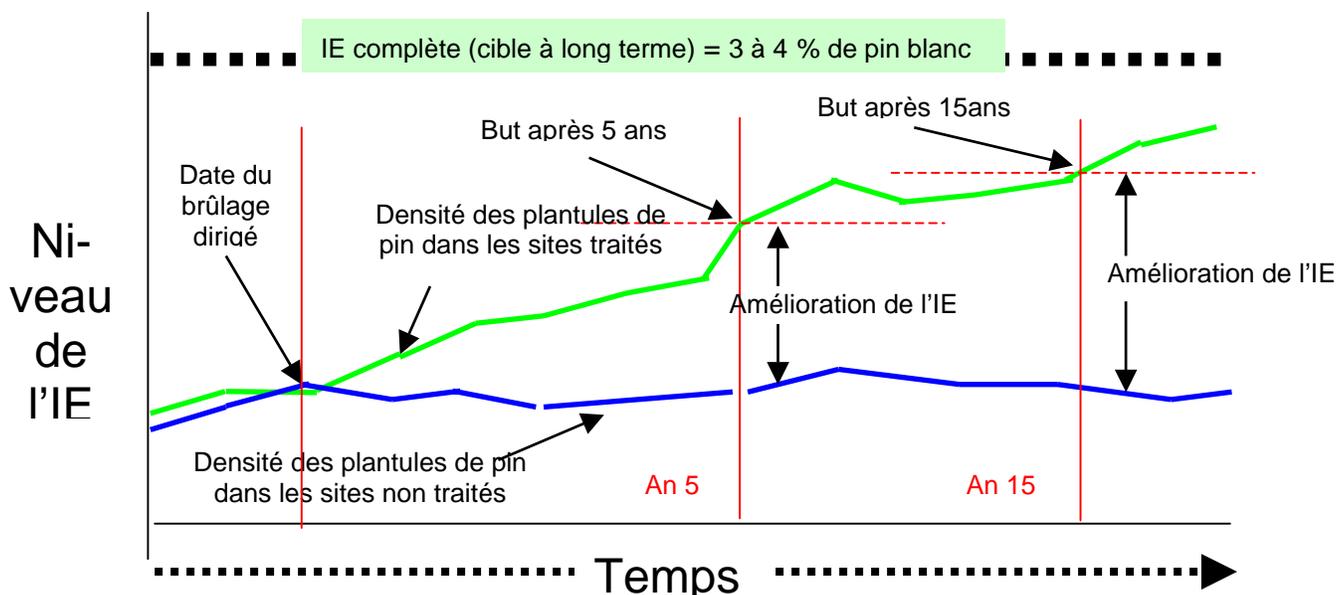


Figure 11-2 : Modèle général de surveillance de l'efficacité de la gestion pour les projets de gestion active à l'aide du brûlage dirigé dans le parc national de la Mauricie, par exemple.

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.

### 11.3.1.2 : 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

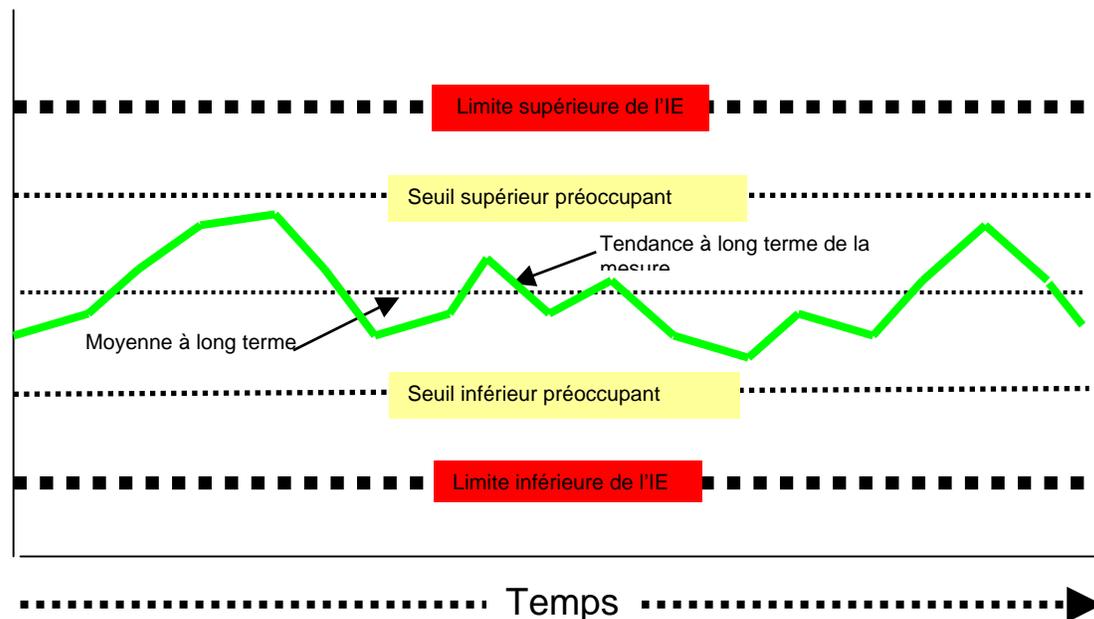
La conception de l'activité de gestion était la suivante : choisir un nombre de sites appropriés, effectuer un brûlage dans certains de ces sites et laisser les autres non traités, puis comparer la régénération du pin blanc entre les deux ensembles de sites. La figure 11-2 est une démonstration de l'utilisation 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).

### 11.3.1.3 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.

#### **11.3.1.4 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	<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>

	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.			
--	---	--	--	--

**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.

## 11.4 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.

## **12. GESTION DE L'INFORMATION UTILISÉE POUR LA SURVEILLANCE DE L'IE**

Cette section décrit les pratiques courantes de gestion de l'information et de traitement des données utilisées pour la surveillance de l'IE. Il faut consigner vos méthodes et les résultats dans le Centre d'information sur les écosystèmes en utilisant des métadonnées appropriées (information au sujet de vos données).

La gestion de l'information (GI) fait référence à un processus interdisciplinaire qui combine les compétences et les ressources de la bibliothéconomie et des sciences de l'information, de la technologie de l'information, de la gestion des documents, de l'archivage et de la gestion générale. Son objet principal est l'information en tant que ressource, indépendamment de son contenu. La gestion de l'information est une étape critique du programme de surveillance de l'IE d'un parc.

La gestion de l'information est importante pour plusieurs raisons :

1. Une GI efficace ajoute de la valeur aux investissements faits par Parcs Canada dans la surveillance de l'IE. Pour cette surveillance, on recueille continuellement des données qui ajoutent à notre connaissance du fonctionnement des grands écosystèmes de parc. Pour réussir, les méthodes doivent être aussi constantes que possible de sorte que l'on peut tracer les tendances avec exactitude. Le personnel doit avoir accès aux ensembles de données à long terme ainsi qu'aux métadonnées connexes et à l'information sur les programmes. Les analystes doivent également confirmer que la conception de l'échantillonnage, le protocole et d'autres aspects importants du programme demeurent constants. Sans ces métadonnées, on pourrait percevoir par erreur un changement dans l'IE d'un parc qui résulte en fait d'un changement de méthodologie.
2. Une GI efficace constitue une source d'information précieuse pour le personnel de surveillance de l'IE. En raison du roulement du personnel, les nouveaux employés auront besoin d'un guide unifié sur le programme de surveillance de leur parc, notamment des renseignements détaillés sur les indicateurs, les mesures, les protocoles, les conceptions d'échantillonnage, le matériel, les données, les outils d'analyse, etc. En outre, ils doivent savoir comment le

programme a changé avec le temps, en particulier s'il est possible que les données concernant certaines périodes soient biaisées, en raison notamment de postes vacants, de matériel d'échantillonnage défectueux ou de priorités opérationnelles conflictuelles du parc. L'historique du programme, inscrit dans la stratégie de GI du parc, servira de mémoire à l'échelle de l'Agence.

3. En utilisant des normes reconnues pour les métadonnées, (comme celles du Federal Geographic Data Committee (FGDC) et de la National Biological Information Infrastructure (NBII)), qui sont utilisées par d'autres organismes de conservation des ressources, Parcs Canada pourra échanger des données plus efficacement avec ses partenaires. À tous les niveaux – parcs, unités de gestion, biorégion, niveau national – Parcs Canada a conclu des ententes de partage de données qui servent à une large gamme de programmes, incluant la surveillance de l'IE. Le groupe de travail national de Parcs Canada sur les métadonnées a mis au point des normes relatives aux métadonnées qui sont conformes aux normes internationales reconnues (voir la description ci-dessous).
4. La GI efficace est une exigence de l'Agence comme il est mentionné dans la Directive sur la gestion des données écologiques 2.4.9 (<http://intranet/content/Pol-Dir/dir-eng/dir2-4-9-i.asp>). La GI est au coeur de toutes les activités de Parcs Canada, l'IE y compris. Par conséquent, le programme de surveillance de l'IE d'un parc sera incomplet sans une stratégie de GI qui soit conforme aux lignes directrices décrites dans le présent document. La GI est un élément fondamental de la surveillance de l'IE, et non pas un ajout. La GI appliquée à la surveillance de l'IE représentera au moins 10 % du temps et des dépenses consacrés aux projets de surveillance. Les gestionnaires devraient être au courant de cette exigence et planifier les budgets en conséquence.

Une bonne partie des éléments du programme de GI servant à la surveillance de l'IE est en cours d'élaboration. Consultez les sources qui suivent si la présente information n'est plus à jour.

- Le site Intranet de Parcs Canada, en particulier les sections suivantes :
  - Gestion de l'information, technologie et services ([http://intranet/content/Imit-Giti/index\\_e.asp](http://intranet/content/Imit-Giti/index_e.asp))
  - Recherche, collecte et surveillance dans les aires patrimoniales ([http://intranet/content/eco-re/index\\_e.asp](http://intranet/content/eco-re/index_e.asp))
- Les plans de gestion des données sur la surveillance de l'IE et les espèces en péril de Parcs Canada (ébauche) 2006. (Communiquez avec Ewen Eberhardt, Bureau national, Direction de l'intégrité écologique ou votre coordonnateur biorégional pour obtenir un exemplaire de la plus récente version.)

D'après l'Équipe de travail nationale sur la surveillance de l'IE et les rapports (ETNSIER), le Groupe de travail interdisciplinaire national sur les métadonnées, le Groupe de travail sur les profils de métadonnées relatives à l'IE et le Groupe de travail national sur les métadonnées géospatiales, la GI servant à la surveillance de l'IE doit comprendre les éléments suivants :

1. un plan de surveillance de l'IE du parc,
2. des descripteurs des projets de surveillance,

3. des fichiers de données pour les mesures de surveillance individuelles,
4. des registres normalisés de métadonnées pour chaque fichier de données de surveillance,
5. des systèmes de gestion des fichiers situés au parc,
6. des archives biorégionales des plans, des données et des métadonnées de surveillance du parc,
7. l'utilisation du Centre d'information sur les écosystèmes (CIE) et de Biotics de Parcs Canada.

## 12.1 Plan de surveillance de l'IE d'un parc

Chaque parc a besoin d'un plan de surveillance de l'IE. Celui-ci décrit un modèle conceptuel des écosystèmes du parc, les indicateurs biorégionaux, les mesures de surveillance, les protocoles et les plans d'échantillonnage. Le système du CIE contient une bonne partie de cette information.

## 12.2 Descripteurs des projets de surveillance

Chaque projet de votre programme de surveillance de l'IE doit être catalogué dans le CIE. Le système du CIE exige que l'on inscrive les descripteurs des projets de surveillance – dans un modèle type pour la description des éléments clés de chaque projet. Un projet peut porter sur une seule mesure de surveillance ou sur un groupe de mesures compris dans une unité d'échantillonnage commune (p. ex. les mesures multiples dans les placettes forestières de 20 m sur 20 m du RESE). Chaque projet de surveillance doit consigner les 23 descripteurs énumérés ci-après. Pour obtenir une définition de chaque descripteur et du système d'entrée en direct de cette information, prière de visiter le CIE en allant sur le site Intranet du programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE ([http://intranet/content/eco-re/monitoring-suivi-eng/HomePgAccueil\\_e.asp#TopOfPage](http://intranet/content/eco-re/monitoring-suivi-eng/HomePgAccueil_e.asp#TopOfPage)).

1. Nom du parc
2. Mesure de surveillance
3. Indicateur(s) que la mesure appuie
4. Organisme responsable
5. Chef des activités de mesure
6. Justification des mesures
7. Objectif
8. Portée de l'échantillonnage (variant entre un emplacement unique et un réseau mondial)
9. Ensemble de données – nom des fichiers de données
10. Année des données
11. Accès aux données et contraintes connexes
12. Financement et temps-personnes
13. Renvoi au Plan directeur du parc
14. Personnel
15. Personnes-ressources

16. Observations
17. Catégorie (écologique, culturel, expériences des visiteurs, compréhension de la part du public)
18. Type (surveillance de l'état, surveillance de l'efficacité de la gestion, recherche)
19. Cadre (biodiversité, processus, facteurs de stress)
20. Description
21. Projet actif ou non actif
22. Mises à jour (quand et par qui)
23. Seuils

### **12.3 Fichiers de données concernant les mesures de surveillance individuelles**

Lorsqu'on gère des fichiers de données concernant des mesures de surveillance individuelles, il faut être très attentif. La plupart des erreurs surviennent au moment de la saisie et de la manipulation des données. On peut perdre beaucoup de temps et d'argent à recueillir des données de surveillance si l'on ne porte pas suffisamment attention à la gestion des fichiers de données. Parmi les erreurs courantes, mentionnons :

- les erreurs à saisie (p. ex. les erreurs typographiques),
- les erreurs dans le format des variables des chiffriers électroniques (p. ex. une colonne formatée en champ numérique au lieu de l'être en champ de données),
- les fichiers distincts créés pour la même mesure de surveillance échantillonnée au cours d'années différentes (toutes les données ne seront pas présentes pour l'analyse),
- le chiffrier n'est pas formaté en tant que fichier bidimensionnel comprenant des variables uniques dans les colonnes et des observations uniques dans les lignes (les données ne sont pas formatées de façon à être exportées dans des progiciels statistiques).

Voici des suggestions pour éviter ces erreurs :

- *Formulaires de saisie électronique de données* : On peut créer ces formulaires à l'aide de logiciels comme MS Access ou Excel. Les formulaires peuvent contenir des termes normalisés et contrôlés associés à des listes déroulantes ou à des cases à cocher qui réduisent la dactylographie nécessaire à la saisie des données. On peut également sauvegarder des formulaires de données électroniques sur des appareils de collecte de données sur le terrain tels que des assistants numériques (PDA). Toutefois, avant de créer des bases de données avec des formulaires de saisie de données, il serait bon de s'assurer que chaque protocole de mesure est bien établi. (Certains parcs nationaux ont élaboré des protocoles de mesure et les ont modifiés ou abandonnés peu après.)
- *Chiffriers protégés par des mots de passe* : Si plusieurs personnes doivent saisir les données de surveillance dans les chiffriers, il faut penser à protéger la structure de ces derniers afin d'empêcher que les colonnes ou les formules ne soient reformatées accidentellement. Avec un chiffrier protégé, seuls les utilisateurs possédant le mot de

passes peuvent changer la structure du fichier. En format Excel, on peut accéder à ces fonctions de protection grâce au menu « Outils ».

- *Collaboration avec le coordonnateur biorégional relativement au format de la base de données* : Pour certains projets de surveillance, les bases de données peuvent devenir très complexes, en particulier lorsqu'on suit plusieurs espèces, des variables multiples et différents sites en divers moments. Dans de tels cas, il se peut que le formatage d'un chiffrier en fichier bidimensionnel pour faciliter son exportation dans un progiciel statistique ne soit pas simple. Les employés devraient alors consulter leur coordonnateur biorégional. Tous les coordonnateurs biorégionaux ont une grande expérience des statistiques.
- *Formation au parc* : Les membres du personnel opérationnel qui participent à la surveillance sont souvent des étudiants ou des employés saisonniers ou nommés pour une période déterminée, et il est courant que le taux de roulement soit élevé. Par conséquent, la GI constitue un élément important mais souvent négligé de la formation du personnel de surveillance. Ce personnel apprend les protocoles de surveillance et les techniques d'échantillonnage, mais il n'apprend pas comment utiliser une base de données. Nous recommandons d'offrir une formation régulière en GI à tout le personnel de surveillance.
- *Examen de l'assurance de la qualité* : Les plans de travail annuels des écologistes chargés de la surveillance des parcs devraient prévoir, après chaque saison sur le terrain, une période d'examen des bases de données mises à jour au cours de l'année afin de garantir qu'elles sont exemptes d'erreurs de saisie ou de formatage. Une façon simple de procéder consiste à porter les données sur un graphique ou d'effectuer des analyses descriptives simples. Ces méthodes devraient mettre en évidence les données aberrantes résultant d'une erreur de saisie.

#### **12.4 Registres normalisés de métadonnées pour chaque fichier de données de surveillance**

Les métadonnées sont des « données sur des données ». Elles décrivent les origines et les caractéristiques d'un ensemble de données particulier. Chaque ensemble de données sur la surveillance de l'IE doit correspondre à des dossiers de métadonnées spécifiques et normalisés. Ces dossiers sont semblables à des descripteurs des programmes de surveillance, sauf qu'ils décrivent des ensembles de données individuelles plutôt que des projets de surveillance individuels.

Parcs Canada a mis sur pied des groupes de travail chargés d'établir des normes relatives aux métadonnées de toutes les fonctions de l'Agence (p. ex. la surveillance de l'IE, la gestion des ressources culturelles, l'archéologie). Pour la surveillance de l'IE, ces groupes sont le Groupe de travail interdisciplinaire national sur les métadonnées, le Groupe de travail sur les profils de métadonnées relatives à l'IE et le Groupe de travail national sur les métadonnées géospatiales. Parcs Canada n'a pas encore achevé l'établissement des normes sur les métadonnées. Pour consulter les mises à jour, visitez

le site Intranet sur la gestion de l'information, la technologie et les services ([http://intranet/content/Imit-Giti/index\\_e.asp](http://intranet/content/Imit-Giti/index_e.asp)).

Bien que les détails soient encore manquants, ces fonctions suivent une approche uniforme :

1. Toutes les fiches de données suivent la norme sur les métadonnées de base de l'Agence Parcs Canada.
2. Pour les fichiers de données (par comparaison aux fichiers non constitués de données tels les rapports écrits), on applique un profil de données structurées comportant des éléments tirés de la norme du FGDC.
3. Pour les fichiers de données sur l'IE (tous les fichiers de données sur l'IE et non pas seulement les données de surveillance de l'IE, incluant les espèces en péril, les évaluations environnementales, etc.), on applique également un profil de données sur l'intégrité écologique qui comprend d'autres éléments de métadonnées particuliers tirés de la NBII.
4. Le cas échéant, un profil de système d'information géographique (p. ex. des projections, un niveau de référence, un système de coordonnées) est également appliqué si un ensemble de données particulier est un fichier de SIG. Ces profils fonctionnent ensemble s'il y a lieu. Par exemple, pour un fichier de forme ArcGIS relatif à la conception d'un échantillonnage concernant une mesure de surveillance de l'IE, les dossiers de métadonnées requis comprendront :  
un profil de métadonnées de base de l'APC + un profil des données structurées  
+ un profil des données sur l'IE + un profil des données de SIG.

Lorsque les éléments de métadonnées auront été choisis pour la norme sur les métadonnées de base de l'APC et les divers profils de métadonnées, Parcs Canada fournira des modèles ArcCatalogue personnalisés ou des modèles de métadonnées autonomes afin que le personnel catalogue ses métadonnées. En outre, des outils personnalisés d'enregistrement de métadonnées seront mis au point par du personnel de l'extérieur de l'Agence tels des chercheurs et des experts-conseils. (Du personnel de l'extérieur de l'Agence génère souvent des données sur l'IE. Celles-ci devront également faire l'objet de métadonnées.)

## **12.5 Système de gestion des fichiers dans un parc**

En ce qui a trait à la surveillance de l'IE, il n'existe pas de lignes directrices nationales sur la gestion des fichiers dans un parc. Cependant, cette fonction devrait être confiée à des spécialistes du traitement de l'information, de la gestion des données ou du SIG. Le personnel chargé de la surveillance de l'IE devrait consulter ces spécialistes au sujet de l'accès aux fichiers et de leur gestion.

## **12.6 Archivage biorégional des plans, des données et des métadonnées d'un parc**

La mise à jour annuelle des données de surveillance à l'intention des centres de services devrait faire officiellement partie de la stratégie de GI de chaque parc national. Avant la

fin de chaque exercice financier, les parcs devraient envoyer à leur coordonnateur biorégional des copies de tous les plans, protocoles, données et métadonnées de surveillance mis à jour. Cette mesure a plusieurs buts :

- Elle permet d'avoir une copie de sécurité de l'information archivée dans un autre lieu.
- Elle permet aux coordonnateurs biorégionaux de répondre aux demandes de données provenant de plusieurs sites (de la part du Bureau national ou de partenaires).
- Elle garantit chaque année la saisie des données de toutes les mesures de surveillance.
- Elle facilitera la mise à jour du CIE.

## **12.7 Centre 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 gérer l'information relative à la surveillance de l'IE et aux espèces en péril. Le CIE est un outil de GI basé sur Intranet et géré par l'entremise du Bureau national. Il offre un moyen de gérer l'information découlant des résultats de surveillance de l'IE obtenus par Parcs Canada ainsi que des capacités de stockage et d'accès pour :

- les biorégions et les parcs qu'elles englobent;
- les indicateurs des parcs ainsi que leurs tendances et niveaux annuels;
- les mesures des indicateurs des parcs ainsi que leurs tendances et niveaux;
- les métadonnées et les protocoles relatifs à chaque mesure;
- les ensembles de données, résumés de données et liens avec les ensembles de données correspondant à chaque mesure.

Le Centre d'information sur les écosystèmes fait encore l'objet de mises au point et d'essais. On peut trouver des mises à jour (et avoir éventuellement accès au système du CIE) en visitant la page d'accueil du site sur la surveillance et les rapports relatifs à l'IE ([http://intranet/content/eco-re/monitoring-suivi-eng/HomePgAccueil\\_e.asp#TopOfPage](http://intranet/content/eco-re/monitoring-suivi-eng/HomePgAccueil_e.asp#TopOfPage)).

Biotics est un logiciel de GI fourni dans le cadre d'un partenariat entre Parcs Canada et NatureServ. Ce logiciel contient une série d'outils (Biotics Tracker, Biotics Mapper, Biotics Web Explorer et Biotics Mapper Reader) qui aident les parcs à gérer les données sur la présence d'espèces et la présence d'éléments. La principale application de Biotics touche le programme des espèces en péril, mais elle présente un certain chevauchement avec la surveillance de l'IE, en particulier dans les parcs où des espèces en péril font l'objet de mesures de surveillance.

Pour plus d'information sur le CIE et Biotics, examiner les plans de gestion de la surveillance de l'IE et de la gestion des données sur les espèces en péril de Parcs Canada (ébauche, 2006) ainsi que le site intranet sur la gestion de l'information, la technologie et les services, à [http://intranet/content/Imit-Giti/index\\_e.asp](http://intranet/content/Imit-Giti/index_e.asp).

Lorsqu'ils seront entièrement déployés, le CIE et Biotics deviendront des éléments obligatoires de la stratégie de GI concernant les activités de surveillance de l'IE de chaque parc. Ils fourniront des normes applicables à l'échelle de l'Agence et nous aideront à mieux gérer nos données sur l'IE et à échanger de l'information (à l'interne et avec l'extérieur).

## 13. ANALYSE DES DONNÉES

La présente section porte sur l'analyse statistique associée à l'état et aux tendances des mesures de l'IE. Elle décrit divers points de complexité que comporte l'analyse des données sur l'IE et montre comment éviter les erreurs statistiques communes.

### 13.1 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.

### 13.2 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.

### 13.3 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).

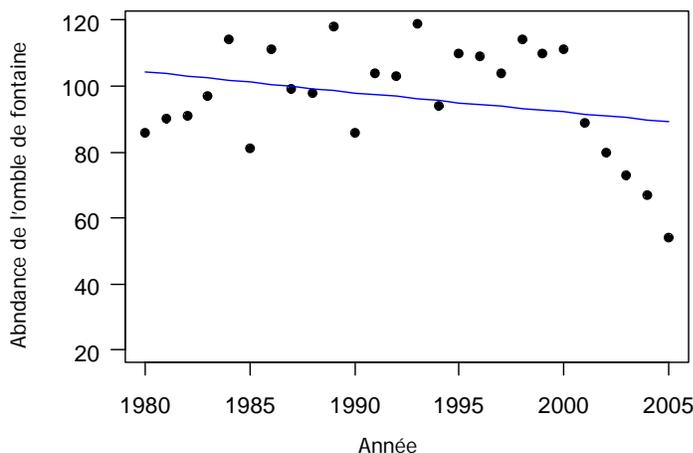


Figure 13-1. Exemple d'analyse de tendance dans laquelle les données des récentes années ne correspondent pas aux tendances à long terme.

1- Abondance de l'omble de fontaine

2- Année

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.

### 13.4 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.

#### 13.4.1 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.

### 13.4.2 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.

### 13.4.3 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 corréler 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.

## 13.5 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>

## 14. ENGAGEMENT DU PUBLIC ET COMMUNICATIONS

Cette section résume les besoins et les défis que suscitent les communications relatives au programme de surveillance de l'IE. Le Rapport sur l'état des parcs doit rendre compte des évaluations de l'intégrité écologique, des expériences offertes aux visiteurs et de la compréhension du public.

Dans la section 1, il est mentionné que le principal motif de surveillance de l'IE d'un parc est de montrer aux Canadiens que leurs parcs nationaux sont protégés conformément au mandat conféré par la loi. En fait, si on ne peut pas communiquer ses résultats de surveillance, on ne peut probablement pas justifier le coût de la collecte de données. Nous sommes également fortement motivés à faire participer les Canadiens à la surveillance des parcs, en faisant appel notamment aux visiteurs des parcs, aux collectivités avoisinantes, aux Premières nations et aux Inuits, aux partenaires et à d'autres intervenants. Le troisième volume de la série de publications de l'Agence sur la surveillance de l'IE précisera les méthodes de communication et de mobilisation relatives à la surveillance et aux rapports sur l'IE.

La présente section résume les besoins et les défis que suscitent les programmes en matière de communications.

### 14.1 Engager les Canadiens

Parcs Canada a une stratégie intitulée « Engager les Canadiens » qui vise à :

- accroître la sensibilisation à ses objectifs de gestion;
- promouvoir la compréhension et la jouissance des parcs par les visiteurs,
- favoriser le sentiment que les parcs nationaux appartiennent aux Canadiens (Agence Parcs Canada, 2001).

Le programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE des parcs peut appuyer tous ces objectifs. Les travaux connexes peuvent accroître la sensibilisation aux objectifs de gestion en montrant comment nous mesurons et signalons notre succès. Lorsque les collectivités avoisinantes, les visiteurs et les intervenants connaîtront le programme et comprendront sa pertinence, ils utiliseront les résultats pour tenir les parcs responsables de la réalisation des objectifs fixés pour l'IE. Une stratégie d'engagement du public propre à un parc devrait représenter un élément important du programme de surveillance.

### 14.2 Communications

Comme nous le soulignons dans l'ensemble de ce volume, les communications relatives aux objectifs, aux méthodes et aux résultats de la surveillance des parcs représentent un élément clé de l'élaboration d'un programme ainsi que de son succès et de sa durabilité à long terme. Le programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE utilisera divers outils de communication pour que les visiteurs des parcs, les partenaires et les intervenants prennent part aux activités. Ces outils serviront à divers niveaux :

- à l'échelle de l'Agence, diffusion de rapports par divers médias,
- communications directes avec les visiteurs au moyen des programmes d'interprétation des parcs,
- initiatives ciblées d'éducation et de sensibilisation.

Pour y arriver, il faut veiller aux communications dans le parc, dans la biorégion et entre les parcs nationaux. À cette fin, nous avons un site intranet pour l'ensemble du programme, un serveur Web et un bulletin de nouvelles. De fréquentes réunions biorégionales et communications avec les écologistes biorégionaux seront également importantes. En outre, les moyens permettant de dialoguer au sein d'un parc ou d'une unité de gestion, comme les bulletins de nouvelles, les présentations et les rapports, favoriseront la discussion et la compréhension des objectifs du programme.

Nous devrions également accroître les communications avec nos collègues scientifiques locaux et régionaux, notamment avec le personnel universitaire, les fonctionnaires gouvernementaux et les experts-conseils. Il faut viser à développer des collectivités locales et biorégionales qui s'intéressent à la surveillance des écosystèmes et aux rapports connexes. La plupart des parcs auront un conseil consultatif scientifique qui s'occupera des questions techniques, examinera les projets et protocoles proposés et assurera le lien entre les biologistes des parcs et le milieu scientifique en général. La surveillance est constante, et les communications avec les collègues scientifiques seront cruciales pour se tenir au fait des progrès scientifiques.

### **14.3 Protocoles de surveillance**

Le programme de surveillance de l'IE des parcs est mis sur pied pour une période indéterminée; il faut donc s'attendre à ce que le personnel qui le mettra en oeuvre change avec le temps. L'une des hypothèses fondamentales de la surveillance est que les méthodes de mesure et d'évaluation de l'IE seront répétées en suivant la même méthode pendant très longtemps. Il est donc essentiel que la justification des projets, l'échantillonnage, les méthodes d'analyse et d'évaluation, la logistique et les responsabilités et les procédures opérationnelles types soient documentés et tenus à jour dans les protocoles de surveillance élaborés pour le programme.

Un autre élément important dans l'élaboration de protocoles clairs consiste à garantir la crédibilité scientifique du programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE. Il faut décrire très clairement comment on surveille une mesure particulière, ou un groupe de mesures, de sorte que des collègues scientifiques puissent évaluer la méthode utilisée, proposer des améliorations au besoin et approuver la méthode exposée dans le protocole. La crédibilité scientifique du programme sera très importante lorsque, par

exemple, les directeurs de parcs devront appuyer ou défendre des décisions de gestion controversées.

Pour garantir l'uniformité dans tous les parcs nationaux, le programme a mis au point un protocole type qui décrit les principales étapes de planification, de mise en oeuvre et d'établissement de rapports pour une mesure particulière ou un groupe de mesures de l'IE. Adapté de Oakley *et al.* (2003), le protocole type est présenté à l'annexe 2. Les activités permanentes de surveillance de l'IE d'un parc devraient être mises à jour conformément à ce protocole type et les nouvelles mesures devraient être conçues suivant ce modèle.

#### **14.4 Rapport sur l'état des parcs**

Le REP est un élément important du cadre de rendement fondé sur les résultats de Parcs Canada, et chaque parc national, lieu historique national et aire marine nationale de conservation en prépare un. Même si à l'origine, ce document mettait l'accent sur l'intégrité écologique, il a été élargi de façon à inclure tous les éléments du mandat de l'Agence (ressources culturelles, expériences des visiteurs et éducation du public). Le document élargi, en tant qu'outil d'évaluation et de rapport, continue à dépendre fortement de l'information découlant des programmes de surveillance décrits dans le présent guide ainsi que de l'information élaborée simultanément au sujet des ressources culturelles, des expériences des visiteurs et de l'éducation du public. Pour évaluer l'efficacité des activités de gestion, il utilise l'information tirée de projets de surveillance à court terme et les rapports annuels sur la mise en oeuvre du plan directeur d'un parc.

Le REP est essentiel au cycle de planification de la gestion d'un parc (figure 4-1 à la page 11). Les évaluations qu'il contient :

- appuient notre compréhension de l'état actuel du parc,
- aident à évaluer le bien-fondé de l'orientation du plan directeur courant,
- aident à déterminer les enjeux et les priorités dont on devra tenir compte lors de l'examen du plan directeur suivant ou du plan directeur quinquennal.

Ces rapports forment la base des documents d'orientation. Une copie du REP terminé doit être jointe au document d'orientation présenté au DGA aux fins de discussion avec le directeur de l'unité de gestion (DUG) et le directeur général du parc.

Le REP sert également à préparer le Rapport sur l'état des aires patrimoniales protégées (REAPP) et il sera une source d'information majeure pour le personnel de Parcs Canada, les intervenants et le public.

En résumé, les objectifs du REP sont les suivants :

- Communiquer clairement à un vaste public l'état des ressources écologiques et culturelles et les tendances à long terme dans un parc national; les expériences offertes aux visiteurs et les activités d'éducation, ainsi que leur intégration.
- Signaler l'efficacité des mesures de gestion prises pour atteindre les résultats prévus dans les composantes du mandat.

- Déterminer dans quelle mesure le parc se conforme à la vision et aux objectifs fixés dans le plan directeur pour ces composantes du mandat.
- Aider à déterminer l'orientation du prochain examen du plan directeur en considérant l'efficacité du plan actuel à tenir compte des enjeux existants et nouveaux.
- Servir d'outil à la prise de décisions éclairées concernant des questions associées à chacune des composantes du mandat et de leur liens.

Les éléments clés du Rapport sur l'état des parcs sont :

- un cadre qui décrit les principaux indicateurs correspondant au mandat de l'Agence,
- une évaluation de l'état et de la tendance des indicateurs clés et des mesures qui leur sont associées,
- une évaluation de l'efficacité des activités de gestion,
- une analyse des principaux défis que doit relever une aire patrimoniale pour atteindre les résultats souhaités.

On s'attend à ce que la préparation du REP donne les résultats suivants. Ceux-ci évolueront à mesure que l'Agence continuera à intégrer les activités de surveillance, d'analyse et de rapport relatives à toutes les composantes de son mandat.

- un REP tous les cinq ans – dans l'année précédant la préparation du plan directeur ou l'examen de ce plan;
- un document public fondé sur des principes scientifiques, mais rédigé dans un langage non scientifique;
  - les principes scientifiques seront soumis à un examen par des pairs ou par un tiers;
- document fondé sur un indicateur ou une mesure et sur un cadre d'établissement de cibles et de seuils;
  - habituellement, le premier rapport sur l'état du parc sera limité par la disponibilité de données existantes et de résultats de la surveillance continue;
  - la méthode de préparation du rapport fera appel à un système de marqueurs de couleur verte, jaune et rouge pour classer l'état des indicateurs et des mesures ainsi qu'à un système de flèches pour indiquer si la tendance de l'état d'un indicateur est stable, décroissante ou croissante.
  - pour chacun des éléments du mandat (tels que l'IE), on élaborera une description des principaux enjeux et défis liés à l'état et à la tendance des indicateurs ou des mesures.
- document qui met l'accent sur les indicateurs ou mesures clés ainsi que sur les liens entre les composantes du mandat;
- document objectif qui représente l'opinion de tous les groupes professionnels pertinents du parc;
- un document qui inclura un modèle conceptuel pour expliquer le choix et l'intégration des indicateurs et des mesures.
- document concis (< 30 pages) mais appuyé par un recueil d'information qui traite des problèmes techniques liés à la qualité, l'analyse et l'interprétation des données;
- un document qui expose l'état du parc et, si possible, celui du grand écosystème du parc;
- un document qui fait appel, si possible, aux connaissances écologiques traditionnelles;

- le DUG devrait consulter les directions générales du Bureau national, notamment celles des parcs nationaux, des lieux historiques nationaux et des relations externes et de l'expérience du visiteur. Actuellement, le directeur exécutif, Direction de l'IE, doit examiner et approuver le volet du rapport portant sur l'IE; il reste encore à définir le processus d'examen et d'approbation par les autres directions du Bureau national;
- en ce qui concerne les parcs soumis à une gestion coopérative, le conseil de gestion du parc participerait probablement à la préparation du REP et conviendrait de son contenu avant son examen et son approbation finale;
- le REP doit être visuel et doit contenir des graphiques, des tableaux, des diagrammes et des photos accompagnés de courts textes explicatifs;
- le premier rapport sur l'état des parcs nationaux et des aires marines nationales de conservation doit refléter les engagements pris dans les ententes de création de ces parcs et de ces aires.

L'un des défis majeurs du programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE est la nécessité de terminer la collecte, l'analyse et l'évaluation des données ainsi que la présentation des résultats dans le REP en respectant le délai prévu de cinq ans.

On peut trouver un ensemble de directives, d'outils et de modèles qui aident à préparer les REP au ([http://intranet/content/eco-prot/report-rapport-eng/HD\\_Ecosystemreporting\\_lb.asp](http://intranet/content/eco-prot/report-rapport-eng/HD_Ecosystemreporting_lb.asp)). Bien qu'ils traitent surtout de l'IE, ces documents seront mis à jour afin de refléter toutes les composantes du mandat de l'Agence et leur intégration, et afin de garantir l'uniformité avec le nouveau guide pour l'élaboration des plans directeurs.

## OUVRAGES DE RÉFÉRENCE

BEGON, Michael, John L. HARPER, et Colin R. TOWNSEND. *Ecology : individuals, populations, and communities*, 2<sup>e</sup> éd., Boston, Blackwell Scientific Publications.

BROCK, William A., et Stephen R. CARPENTER. 2006. « Variance as a leading indicator of regime shift in ecosystem services », *Ecology and society*, vol. 11, n° 2, art. 9. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art9/> (en anglais seulement)

STERNE, Peter, et Sandra ZAGON. 1997. *Guide de consultation du publique : modifier les rapports entre le gouvernement et les canadiens*, [Ottawa], Centre canadien de gestion, mai 1997. (Les pratiques de gestion, n° 19) <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/SC94-62-19-1997F.pdf>

CANADIAN FORESTRY SERVICE. FIRE DANGER GROUP. 1987. *Canadian forest fire danger rating system : user's guide*, produit par Canadian Forestry Service [Service canadien des forêts], Fire Danger Group, Brian J. Stocks président, Edmonton, Alberta, Northern Forestry Centre. [Reliure à trois anneaux, publication sans numérotation]

COHEN, Jacob W. 1977. *Statistical power analysis for the behavioural sciences*, New York, Academic Press.

DOBBIE, T., J. KEITEL, et P. ZORN. 2006. *Technical Compendium, State of the park report, Point Pelee national park*, Agence Parcs Canada.

EBERT, Udo, et Heinz WELSCH. 2004. « Meaningful environmental indices : a social choice approach », *Journal of environmental economics and management*, vol. 47, n° 2 (mars 2004), p. 270-283. <http://farmweb.jrc.ec.europa.eu/ci/Document/Ebert-Welsch-2004.pdf> (en anglais seulement)

GROFFMAN, Peter M. *et al.* 2006. « Ecological thresholds : the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? », *Ecosystems*, vol. 9, n° 1 (juin 2006), p. 1-13. <http://landscape.zoology.wisc.edu/People/Turner/Groffman2006EcoSys.pdf> (en anglais seulement)

HARTE, J. 1979. « Ecosystem stability and the distribution of the community matrix eigenvalues » in Efraim Halfon (éd.), *Theoretical systems ecology*, New York, Academic Press.

HOCKINGS, Marc, Sue STOLTON, et Nigel DUDLEY. 2000. *Evaluating effectiveness : a framework for assessing the management of protected areas*, Commission mondiale des aires protégées, Gland, Suisse, et Cambridge, Royaume-Uni, 121 p. (Best practice protected area guidelines series, n° 6) <http://www.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/PAG-006.pdf> (en anglais seulement)

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)

HURLBERT, Stuart H. 1984. « Pseudoreplication and the design of ecological field experiments », *Ecological monographs*, vol. 54, n° 2, p. 187-211.

[http://evolution.unibe.ch/teaching/ExpDesign/Hurlbert\\_EcMonogr1984.pdf](http://evolution.unibe.ch/teaching/ExpDesign/Hurlbert_EcMonogr1984.pdf) (en anglais seulement)

JACOBS, Rowena, Peter SMITH, et Maria GODDARD. 2004. *Measuring performance : an examination of composite performance indicators*, York, Royaume-Uni, Centre for health economics, University of York, mars 2004. (CHE Technical paper series, n° 29)

<http://www.york.ac.uk/inst/che/pdf/tp29.pdf> (en anglais seulement)

KEHLER, D., et D. McLENNAN. 2006. *Park-level implementation of the Parks Canada EI monitoring and reporting program : Results of a workshop at Gros Morne National Park*, Parcs Canada.

KLINE, Rex B. 1998. *Principles and practice of structural equation modeling*, New York, Guilford Press.

LEE, P., et C. OUIMET. 2006. *Kluane monitoring program : Internal review of current measures and identification of gaps. Monitoring report*, Parcs Canada, Centre de services de l'Ouest et du Nord.

LENTH, Russell V. 2001. « Some practical guidelines for effective sample size determination », *The American statistician*, vol. 55, n° 3 (août 2001), p. 187-193.

McCANNY, Stephen. 2005. « Ranking ecological measures of National Parks using conceptual models », *Ecological Society of America, Résumés*, Montréal, Québec.

<http://abstracts.co.allenpress.com/pweb/esa2005/document/?ID=54794> (en anglais seulement)

ATAURI MEZQUIDA, José A., José V. DE LUCIO FERNANDEZ, et Miguel A. MUNOZ YANGÜAS. 2005. « A framework for designing ecological monitoring programs for protected areas : a case study of the Galachos del Ebro Nature Reserve (Spain) », *Environmental management*, vol. 35, n° 1 (janvier 2005), p. 20-33.

NARDO, Michela, Michaela SAISANA, Andrea SALTELLI, et Stefano TARANTOLA. 2005. *Tools for composite indicators building*, European Commission, Institute for the Protection and Security of the Citizen, JRC Ispra, Italie. (EUR 21682 EN)

<http://farmweb.jrc.ec.europa.eu/ci/Document/EUR%2021682%20EN.pdf> (consulté en juillet 2006) (en anglais seulement)

- OAKLEY, Karen L., Lisa P. THOMAS, et Steven G. FANCY. 2003. « Guidelines for long-term monitoring protocols », *Wildlife society bulletin*, vol. 31, n° 4, p. 1000-1003. <http://science.nature.nps.gov/im/monitor/protocols/ProtocolGuidelines.pdf> (en anglais seulement)
- PARCS CANADA. 2001. *Engager les Canadiens : stratégie de communications extérieures de Parcs Canada = Engaging Canadians : Parks Canada's strategy for external communications*, [Ottawa], Parcs Canada. [Publication interne]
- AGENCE PARCS CANADA. 2005. *Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada - Volume 1 : principes directeurs*, [Ottawa], Agence Parcs Canada.
- SAISANA, Michaela, et Stefano TARANTOLA. 2002. *State-of-the-art report on current methodologies and practices for composite indicator development*, European Commission, Joint Research Commission, Ispra, Italie. (EUR 20408 EN) [http://farmweb.jrc.ec.europa.eu/ci/Document/state-of-the-art\\_EUR20408.pdf](http://farmweb.jrc.ec.europa.eu/ci/Document/state-of-the-art_EUR20408.pdf) (en anglais seulement)
- SOIL CONSERVATION SOCIETY OF AMERICA. 1982. *Resource conservation glossary*, 3e éd., Ankeny, Iowa, Soil Conservation Society of America.
- THÉRIAULT, Michel, *et al.* 1998. *Cadre pour la restauration écologique du pin blanc au parc national de la Mauricie*, Québec, Parcs Canada, Conservation des ressources naturelles. [Rapport interne]
- THOMAS, Len. 1996. « Monitoring long-term population change : why are there so many analysis methods? », *Ecology*, vol. 77, n° 1, p. 49-58.
- URQUHART, N.Scott, Steven G. PAULSEN, et David P. LARSEN. 1998. « Monitoring for policy-relevant regional trends over time », *Ecological application*, vol. 8, n° 2 (mai 1998), p. 246-257.
- WALKER, Brian, et Jacqueline A. MEYERS. 2004. « Thresholds in ecological and social-ecological systems : a developing database », *Ecology and society*, vol. 9, n° 2. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art3/> (en anglais seulement)

## GLOSSAIRE

**Abiotique** : non vivant, s'applique généralement à l'aspect physique et chimique de l'environnement d'un organisme. (Begon et al., 1990)

**Gestion adaptative** : gestion qui vise simultanément l'atteinte des objectifs de gestion et la collecte de données fiables; il s'agit d'une méthode scientifiquement défendable permettant d'apprendre par la pratique.

**Espèce exotique** : espèce qui ne se trouvait pas à l'origine dans une zone donnée mais qui s'y trouve maintenant en raison, directement ou indirectement, de l'activité humaine. (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236).

**Autocorrélation** : corrélation des termes d'erreur correspondant à différentes observations de la même variable; aussi appelée corrélation propre. Source : Institute of Education Sciences, United States Department of Education : [http://nces.ed.gov/programs/projections/projections2014/app\\_d.asp#stat](http://nces.ed.gov/programs/projections/projections2014/app_d.asp#stat)

**Condition de référence** : niveau d'un indicateur ou d'une mesure de l'IE déterminé au début des activités de surveillance.

**Biodiversité** : variété des organismes vivants, depuis les gènes et les espèces jusqu'aux communautés, écosystèmes, fonctions et processus. (D'après *Protecting Canada's Endangered Spaces*, Hummel, 1995)

**Biotique** : concerne les organismes vivants; généralement appliqué aux aspects biologiques de l'environnement d'un organisme, c.-à-d. les influences d'autres organismes.

**Modèle de communauté** : modèle mathématique qui résume l'abondance relative des espèces dans une communauté végétale ou animale afin de suivre les changements dans sa composition.

**Corrélation** : degré d'association ou de lien mutuel entre la valeur de deux attributs; elle n'indique pas nécessairement un lien de cause à effet ou de dépendance.

**Conservation** : mise en œuvre de mesures visant l'utilisation rationnelle, le maintien ou la remise en état des ressources naturelles. (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236).

**Indicateur de l'IE** : l'un des six à huit indices formé d'une suite intégrée de mesures de l'IE qui sont combinées dans des modèles semi-quantitatifs en vue de fournir un message clair sur un élément clé de l'IE d'un parc.

**Intégrité écologique** : la définition détaillée et précise de l'intégrité écologique fournie par la Commission sur l'intégrité écologique est reprise au chapitre 2, volume II, du présent rapport. En bref, la Commission définit l'intégrité écologique comme suit :

« État d'un écosystème jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie, plus précisément par la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques ainsi que par le rythme des changements et le maintien des processus écologiques. »

En langage clair, les écosystèmes sont intègres lorsque leurs composantes indigènes (plantes, animaux et autres organismes) et leurs processus (tels que la croissance et la reproduction) sont intacts.

**Mesure de l'IE**: données de surveillance qui contribuent à déterminer un indicateur de l'IE, qui sont recueillies au fil du temps suivant un protocole strict, pour évaluer l'état actuel et les changements survenant depuis la date des dernières mesures; une mesure de l'IE peut se traduire par une seule mesure prise sur place d'un élément écologique, ou peut combiner en un indice plusieurs mesures prises sur place.

**Écosystème** : système interdépendant d'organismes vivants et leur environnement physique et géographique (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236).

**Processus écosystémique** : processus caractérisant l'un des nombreux flux d'énergie, d'éléments biologiques et de matières entre des composantes d'un écosystème, p. ex. recrutement et survie de végétaux, inondation, sédimentation et érosion, décomposition de l'humus, pollinisation, dégradation minérale et prédation.

**RESE** : Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques. Le RESE est un réseau formé d'une centaine de sites de recherche et de surveillance du Canada, regroupés en quatorze coopératives des sciences écologiques terrestres. Le RESE présente une perspective nationale des impacts des changements environnementaux sur les écosystèmes, un système d'alerte rapide qui détecte rapidement les nouvelles transformations dans les écosystèmes à mesure qu'elles apparaissent et de faire rapport sur leur distribution. (Site Web du RESE).

**Mesure sur place** : données fondamentales recueillies dans le cadre d'un projet de surveillance qui contribue à une mesure de l'IE.

**Grand écosystème de parc** : zone entourant un parc, où les activités humaines ont un impact direct sur la capacité du parc d'atteindre les objectifs inscrits dans son mandat.

**Habitat** : milieu géographique propre à la vie d'une espèce animale ou végétale. (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236).

**Détériorer** : fait de modifier la structure écologique ou la fonction d'un secteur donné à un point tel qu'il ne peut plus remplir sa fonction écologique de façon optimale. (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236)

**Centre d'information sur les écosystèmes (CIE)** : système d'information basé sur le Web et contenant toutes les données de surveillance pertinentes, incluant les indicateurs et les mesures de l'IE d'un parc avec les niveaux et les tendances ainsi que les ensembles de données, protocoles, données sommaires, liens entre les mesures et les indicateurs de l'IE et données géospatiales pertinentes.

**Gestion de l'information (GI)** : processus interdisciplinaire qui allie des compétences et des ressources en bibliothéconomie, en science de l'information, en technologie de l'information, en gestion de documents, en archivage et en gestion générale.

**Infrastructure** : installations publiques (routes, ponts, conduites d'eau, ports, etc.) servant à fournir des services essentiels qui accroissent la capacité de production de l'économie. (*Dictionnaire de la comptabilité et de la gestion financière*).

**Interprétation** : activité éducative qui consiste à traduire, pour un public en situation, le sens d'une réalité et ses liens en ayant recours à des artefacts, des illustrations ou des moyens qui font appel à l'appréhension, c'est-à-dire qui mènent à une forme vécue et descriptive de la connaissance plutôt qu'à une forme rigoureusement didactique. (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236)

**Échantillonnage au jugé ou par choix raisonné** : utilisation de la logique ou du bon sens pour choisir les sites d'étude, par exemple, choisir des sites qui « semblent » typiques.

**Surveillance de l'efficacité de la gestion (SEG)** : moyen d'évaluer si les stratégies de gestion aident réellement à atteindre les objectifs qu'elles prescrivent.

**Métadonnée** : ensemble de données comprenant des descriptions de la nature des données (p. ex. les unités d'échantillonnage) et des circonstances qui leur étaient associées (p. ex. où, comment et quand ces données ont été recueillies) au moment de leur enregistrement.

**Surveillance** : processus qui consiste à vérifier, à observer ou à suivre la présence ou l'absence d'un facteur particulier; il permet de surveiller et de quantifier régulièrement l'importance courante d'un facteur (Soil Conservation Society of America 1982).

**Analyse multidimensionnelle** : méthode permettant de mettre des objets (individus, sites, éléments d'écosystème) dans un ordre qui transmet autant d'information que possible au sujet des différences mesurées dans un petit nombre de dimensions sommaires.

**Espèce indigène** : organisme qui vivait en Amérique du Nord avant la colonisation au XVII<sup>e</sup> siècle.

**Parc national** : zone naturelle, terrestre et/ou marine, désignée (a) pour protéger l'intégrité écologique dans un ou plusieurs écosystèmes pour le bien des générations actuelles et futures; (b) pour exclure toute exploitation ou occupation incompatible avec les objectifs de la désignation et (c) pour offrir des possibilités de visite, à des fins spirituelles, scientifiques, éducatives et récréatives, tout en respectant le milieu naturel

et la culture des communautés locales. Source : *Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées* – UICN – Union mondiale pour la nature (1994) : [http://www.unep-wcmc.org/protected\\_areas/categories/eng/index.html](http://www.unep-wcmc.org/protected_areas/categories/eng/index.html).

Au Canada, cette expression désigne également un parc national tel que décrit dans l'annexe 1 de la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*, c'est-à-dire une aire naturelle représentative d'importance nationale, qui a été acquise par le Canada et désignée par le Parlement en tant que parc national, et dont Parcs Canada s'est vu confier l'administration et le contrôle aux termes de la *Loi sur les parcs nationaux*. Ces parcs sont protégés pour favoriser la compréhension, l'appréciation et la jouissance par le public, en plus d'être conservés intacts pour le bénéfice des générations à venir.

**Régions naturelles (terrestres)** : le Canada est subdivisé en 39 régions naturelles terrestres dont la délimitation est fondée sur la géologie, la physiographie et la végétation. Le réseau de parcs nationaux du Canada a pour but de protéger les aires naturelles représentatives d'importance nationale dans chacune de ces 39 régions naturelles.

**Surveillance de l'état de l'IE du parc** : surveillance qui vise à répondre à la question : « Quel est l'état de l'IE du parc? ».

**Plan directeur de parc** : énoncé du but et des objectifs du parc qui reflète le rôle du parc dans le réseau des parcs nationaux et dans la région naturelle dans laquelle il est situé. Ce plan fournit le cadre qui englobe des plans secondaires plus détaillés concernant la gestion des écosystèmes, l'interprétation, les services aux visiteurs et la gestion des risques pour les visiteurs. Les plans directeurs des parcs doivent être déposés auprès du Parlement tous les cinq ans.

**Visiteur de parc** : personne qui ne demeure pas dans un parc national et qui se rend dans un parc national à des fins récréatives, commerciales, éducatives ou autres. Les visiteurs de parcs peuvent être des touristes ou des adeptes de plein air.

**Agence Parcs Canada** : organisme public créé en février 1998 aux termes d'une loi du Parlement (projet de loi C-29). L'Agence a comme mandat de préserver, de protéger et

de mettre en valeur le patrimoine naturel et culturel d'importance nationale. Elle rend compte directement au ministre du Patrimoine canadien.

**Analyse des pistes causales** : méthode qui permet d'étendre les résultats de l'analyse de corrélation aux éléments d'un modèle qui ne sont pas mesurés dans le cadre d'un programme de surveillance.

**Modèle de population** : modèle mathématique qui traduit les caractéristiques démographiques d'une population en un indice de viabilité global. L'analyse de la viabilité de la population est une forme spatialement explicite de ce modèle.

**Analyse de puissance; analyse de puissance statistique** : outil qui calcule la probabilité de déceler une tendance réelle des données. Il est habituellement défini sur une échelle de 0 à 100 %. Un concept qui lui est associé est le degré de confiance, qui est la probabilité qu'une tendance décelée dans les données soit réelle et non pas fausse.

**Modèle de productivité** : modèle mathématique qui combine des paramètres représentant l'énergie, les éléments nutritifs et le taux d'humidité pour prévoir la production de biomasse dans les communautés végétales.

**Échantillonnage aléatoire ou probabiliste** : échantillonnage dans lequel chaque secteur ou organisme de la population d'intérêt a la possibilité d'être échantillonné. Les types d'échantillonnage aléatoire comprennent :

- **l'échantillonnage aléatoire simple** : tous les individus ou les sites ont une probabilité égale d'être échantillonnés.
- **l'échantillonnage systématique avec point de départ aléatoire** : les sites d'échantillonnage font partie d'une grille régulière dont la distance entre les points est prédéterminée.
- **l'échantillonnage aléatoire stratifié** : la population d'étude est divisée en un ou plusieurs groupes (strates) en fonction de l'emplacement ou en fonction d'autres attributs écologiques clés.

- **l'échantillonnage par tessellation** : échantillonnage dans lequel un site est choisi au hasard à l'intérieur d'un tracé régulier de formes géométriques (p. ex. des carrés) superposé à l'aire d'étude.

**Rétablissement** : remise à l'état initial, par voie naturelle (processus naturels) ou artificielle (intervention humaine), d'un lieu, d'une ressource naturelle ou d'un écosystème altéré par l'homme. (*Terminologie en usage à Parcs Canada*, bulletin de terminologie n° 236).

**Centre de services** : bureau de service de Parcs Canada qui offre un soutien professionnel et technique aux unités de gestion. Les centres de services sont situés à Halifax, Québec, Cornwall, Winnipeg, Calgary et Vancouver.

**Rapport sur l'état des parcs** : conformément aux modifications apportées en 1988 à la *Loi sur les parcs nationaux*, le rapport sur l'état des parcs est un dossier historique de l'état des parcs et des lieux historiques nationaux. Produit par Parcs Canada, ce rapport doit être présenté au Parlement tous les deux ans.

**Rapport sur l'état des parcs et des aires patrimoniales protégées** : rapport national présenté au Parlement tous les deux ans.

**État** : valeur actuelle d'une mesure.

**Modèle de stress** : modèle mathématique qui résume les effets combinés d'une gamme de facteurs de stress selon leur fréquence et leur gravité. L'Indice de la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'Environnement suit ce modèle.

**Facteur de stress** : tout facteur qui touche directement des processus ou des composantes d'écosystèmes et éloigne les écosystèmes d'un état d'intégrité écologique.

**Cible** : état souhaité d'un indicateur ou d'une mesure de l'IE, c.-à-d. le niveau de l'indicateur ou de la mesure de l'IE qui représente un état d'IE élevé.

**Seuil** : niveau d'un indicateur ou d'une mesure de l'IE qui représente un degré élevé, moyen et faible d'intégrité écologique. Lorsqu'une tendance dépasse un seuil fixé, une mesure de gestion préétablie doit être enclenchée.

**Topologie** : patron des connexions à l'intérieur d'un réseau sans référence à la taille ou à la force de ces connexions.

**Connaissances écologiques traditionnelles (CET)** : connaissance de la préservation et de l'utilisation durable d'un environnement acquise depuis des générations de vie et de travail dans cet environnement. Ces connaissances peuvent toucher notamment la récolte des ressources, la plantation de semences, ou l'usage d'herbes naturelles et d'autres substances à des fins médicinales. (D'après la *Stratégie canadienne de la biodiversité*)

**Tendance** : façon dont une mesure change avec le temps.

**Trophique** : qui a trait à la nourriture ou à l'alimentation.

## **ACRONYMES UTILISÉS DANS LE GUIDE**

**ARMMI** : Modèle autorégressif de moyennes mobiles intégrées

**EE** : Évaluation environnementale

**IE** : Intégrité écologique

**FGDC** : Federal Geographic Data Committee

**CIE** : Centre d'information sur les écosystèmes

**GI** : Gestion de l'information

**NBII** : National Biological Information Infrastructure

**ETNSIER** : Équipe de travail nationale sur la surveillance de l'IE et les rapports

**PDP** : Plan directeur du parc

**EP** : État du parc

**REP** : Rapport sur l'état des parcs

## Annexe 1 : Critères d'évaluation des parcs au moment de l'achèvement des programmes de surveillance

Critère Les scores attribués aux critères correspondent à la moyenne des scores attribués aux sous-critères	Sous-critère Les scores des sous-critères sont calculés comme étant soit a) - la moyenne des classements attribués au programme par trois examinateurs, b) - la moyenne des classements du parc sur une échelle de 0 à 100.	Questions relatives au programme Ces questions seront prises en compte dans le plan de travail du parc et utilisées pour classer le programme du parc relativement à un sous-critère donné, de 0 à 100.	Questions relatives aux projets Ces questions concernant chacun des projets – ou chaque mesure - de surveillance seront classées par le parc conformément aux niveaux d'excellence attribués dans la colonne qui suit. Les questions sont numérotées comme dans le tableau 1B du plan de travail.	Niveau d'excellence des projets
Crédibilité scientifique	Intégralité écologique	a) la biodiversité, les processus écologiques et les facteurs de stress sont-ils mesurés dans des sites permanents situés au même emplacement dans vos grands écosystèmes?		
		b) Les mesures de télédétection et autres mesures du paysage conviennent-elles à ces écosystèmes?		
		c) Des exemples des écosystèmes les plus abondants, menacés ou autrement importants font-ils l'objet d'un échantillonnage?		
	Seuils et méthodologie crédibles		2) Existe-t-il une question de surveillance? Est-elle bien formulée, incluant des seuils et des cibles?	0 – Pas de question de surveillance, ni de seuils ni de cibles. 1- Une question de surveillance spécifique a été formulée (incluant une échelle spatiale et temporelle et une taille de l'effet explicite), mais il n'y a pas de seuils ni de cibles permettant d'interpréter les données. 2- Des seuils et des cibles provisoires ont été établis. 3- Des seuils et une cible ont été bien établis, et le parc est en train d'y adapter ses mesures de gestion .

			3) La méthodologie a-t-elle été examinée?	0 – Pas d'examen de la méthodologie. 1 – Méthodologie acceptée par des experts à l'interne. 2 – Méthodologie publiée et acceptée par des experts à l'externe. 3 – Méthodologie publiée dans la documentation de base, ou méthode éprouvée et pratique courante.
			4) La méthodologie est-elle disponible?	0 – Pas d'ébauche de méthodologie 1 – Il existe une ébauche de méthodologie, mais elle n'est pas prête à être diffusée. 2 – La méthodologie est dans la base de données nationale de Parcs Canada. 3 - La méthodologie est dans la base de données nationale et elle est disponible dans les publications externes.
<b>Critère</b> Les scores attribués aux critères correspondent à la moyenne des scores attribués aux sous-critères.	<b>Sous-critère</b> Les scores des sous-critères sont calculés comme étant soit a) - la moyenne des classements attribués au programme par trois examinateurs b) - la moyenne des classements du parc sur une échelle de 0 à 100.	<b>Questions relatives au programme</b> Ces questions seront prises en compte dans le plan de travail du parc et utilisées pour classer le programme du parc relativement à un sous-critère donné, de 0 à 100.	<b>Questions relatives aux projets</b> Ces questions concernant chacun des projets – ou chaque mesure - de surveillance seront classées par le parc conformément aux niveaux d'excellence attribués dans la prochaine colonne. Les questions sont numérotées comme dans le tableau 1B du plan de travail	<b>Niveau d'excellence des projets</b>
Gestion des données et conception statistique	Gestion des données et conception statistique crédibles		6) Dispose-t-on de données électroniques et a-t-on établi des fichiers de métadonnées pour décrire les données et faciliter leur gestion?	0 - Les données ne sont pas disponibles en format électronique. 1 - Les données sont partiellement disponibles en format électronique. 2 - Les données sont disponibles, mais les métadonnées ne le sont pas (ou sont incomplètes). 3 – Des données et métadonnées complètes sont disponibles dans la base de données nationales de Parcs Canada.
			7) La taille de l'échantillon est-elle suffisante pour garantir des niveaux de confiance et une puissance acceptables?	0 – Aucune justification n'a été fournie pour la taille de l'échantillon. 1 – Une justification non documentée a été donnée pour la taille de l'échantillon OU on ne peut pas déterminer des niveaux de puissance ou de confiance pour des raisons de logistique. 2 – On est en train d'évaluer la puissance et le niveau de confiance de la méthodologie. 3 – La puissance et le niveau de confiance de la méthodologie sont suffisants pour déceler un changement statistique et biologique dans un délai raisonnable.
			8) La conception de l'échantillonnage tient-elle compte du biais, des sources de variation, du niveau de stress écologique et des facteurs portant à confusion?	0 – Les placettes échantillons ou les individus sont choisis sans tenir compte du biais. 1 – Les placettes échantillons ou les individus sont choisis au hasard à partir d'un cadre d'échantillonnage incomplet (p. ex., sans inventaire de toutes les placettes ou individus similaires). 2 – Les placettes échantillons ou les individus sont choisis à partir d'un cadre d'échantillonnage complet. 3 – Une conception d'échantillonnage détaillée tient compte des sources de variation majeures, des facteurs portant à confusion et des niveaux de stress écologique.

Coopération biorégionale	Coordination entre les parcs nationaux à l'intérieur d'une biorégion	d) Quel est le pourcentage de mesures qui sont communes à tous les parcs dans la biorégion? (Score complet pour un pourcentage de 50 % ou plus)	5) Les résultats sont-ils liés au grand écosystème du parc ou à la biorégion?	0 – Les mesures de ce projet sont unique au parc. 1- On pense à utiliser les mesures pour le grand écosystème du parc OU dans les parcs de l'ensemble de la biorégion. 2- Les mesures sont prises en suivant le même protocole que celui utilisé par des partenaires dans le grand écosystème du parc OU dans plusieurs autres parcs. 3- Les mesures sont prises en suivant le même protocole que celui utilisé dans tous les autres parcs de la région.
	Coordination à l'intérieur du grand écosystème de parc	e) Quel est le pourcentage de mesures qui sont communes à Parcs Canada ou aux secteurs voisins du grand écosystème du parc? (Score complet pour un pourcentage de 30 % ou plus)		

<b>Critère</b> Les scores attribués aux critères correspondent à la moyenne des scores attribués aux sous-critères.	<b>Sous-critère</b> Les scores des sous-critères sont calculés comme étant soit a) - la moyenne des classements attribués au programme par trois examinateurs b) - la moyenne des classements du parc sur une échelle de 0 à 100.	<b>Questions relatives au programme</b> Ces questions seront prises en compte dans le plan de travail du parc et utilisées pour classer le programme du parc relativement à un sous-critère donné, de 0 à 100.	<b>Questions relatives aux projets</b> Ces questions concernant chacun des projets – ou chaque mesure - de surveillance seront classées par le parc conformément aux niveaux d'excellence attribués dans la prochaine colonne. Les questions sont numérotées comme dans le tableau 1B du plan de travail	<b>Niveau d'excellence des projets</b>
Participation des intervenants	Participation des intervenants dans la conception de la surveillance	f) Votre parc a-t-il produit un rapport sur l'état du parc?		
		g) Votre programme de surveillance a-t-il été présenté à un conseil de gestion coopérative ou consultatif?		
		h) Le personnel diffuse-t-il des messages au public basés sur la surveillance récente de votre parc?		
		i) La surveillance a-t-elle été soumise à des consultations relatives au plan directeur?		

		j) Avez-vous utilisé la rétroaction relative à toute communication susmentionnée pour modifier votre programme de surveillance?		
Lien avec les plans	Objectifs de gestion de la surveillance		1) Les mesures produites dans ce projet ont-elles été mises en évidence dans un modèle conceptuel de l'intégrité écologique, dans le Rapport sur l'état du parc ou dans le plan directeur du parc?	0 – Les mesures ne sont pas mentionnées dans les modèles, le Rapport sur l'état du parc ou le plan directeur du parc. 1- Les mesures sont mentionnées dans les modèles, mais pas dans le REP ni dans le PDP. 2- Les mesures sont mises en évidence dans un modèle conceptuel et serviront à mettre au point l'un des six à huit indicateurs. 3- Le PDP comporte des mentions spécifiques aux mesures, et leur utilisation pour le calcul d'un indicateur est fortement recommandée d'après la modélisation conceptuelle et d'autres considérations.

<b>Critère</b> Les scores attribués aux critères correspondent à la moyenne des scores attribués des sous-critères.	<b>Sous-critère</b> Les scores des sous-critères sont calculés comme étant soit a) - la moyenne des classements attribués au programme par trois examinateurs b) - la moyenne des classements du parc sur une échelle de 0 à 100.	<b>Questions relatives au programme</b> Ces questions seront prises en compte dans le plan de travail du parc et utilisées pour classer le programme du parc relativement à un sous-critère donné, de 0 à 100.	<b>Questions relatives aux projets</b> Ces questions concernant chacun des projets – ou chaque mesure - de surveillance seront classées par le parc conformément aux niveaux d'excellence attribués dans la prochaine colonne. Les questions sont numérotées comme dans le tableau 1B du plan de travail	<b>Niveau d'excellence des projets</b>
Stratégie réalisable	Rendement dans le plan de travail antérieur	k) Quel pourcentage des fonds alloués ont été dépensés?		
		l) Quel pourcentage des jalons ont été atteints?		
	Stratégie d'intégration des activités du programme de surveillance	m) La stratégie garantit-elle que chaque indicateur fera l'objet d'un ensemble de mesures bien établies?		
		i) La stratégie garantit-elle que des seuils provisoires seront mis en place et que des indicateurs pourront être calculés?		
	j) La stratégie garantit-elle que tous les documents cruciaux pour la planification et le fonctionnement du programme de surveillance et de rapports seront stockés ensemble dans un manuel sur la gestion du parc?			
* Les sous-critères suivants ne servent pas à la préparation de rapports. Ils sont combinés aux scores de faisabilité de la stratégie pour calculer la gravité des lacunes ou les besoins du programme.	Faisabilité des projets		9) Le projet est-il réalisable compte tenu des coûts et du temps alloué au personnel?	0 – Aucuns fonds ou temps de personnel n'a été engagé pour ce projet, et il sera nécessaire d'augmenter de beaucoup les ressources pour le rendre réalisable. 1 – On est en train d'acquérir la capacité et les ressources nécessaires au niveau du parc, et ce dernier a engagé certains fonds pour que le projet produise ces mesures, mais il faut beaucoup plus de fonds pour le rendre réalisable. 2 – Le parc a les capacités et les ressources pour mettre cette mesure en oeuvre et a demandé des fonds qui lui permettront de réaliser le projet complètement. 3 – Le projet est entièrement mis en oeuvre grâce aux capacités et aux ressources existantes.

	Mise au point d'indicateurs	p) Quel pourcentage des indicateurs de l'IE font l'objet principalement de projets en cours d'élaboration ou préliminaires?		
	Fonds consacré à la conservation	q) Quel pourcentage des fonds du parc sont engagés pour tous les types de services autres que ceux du type 2?		

## **Annexe 2 : Ébauche de protocole**

# Programme de surveillance et de rapports relatifs à l'IE

## Protocole de surveillance - ÉBAUCHE

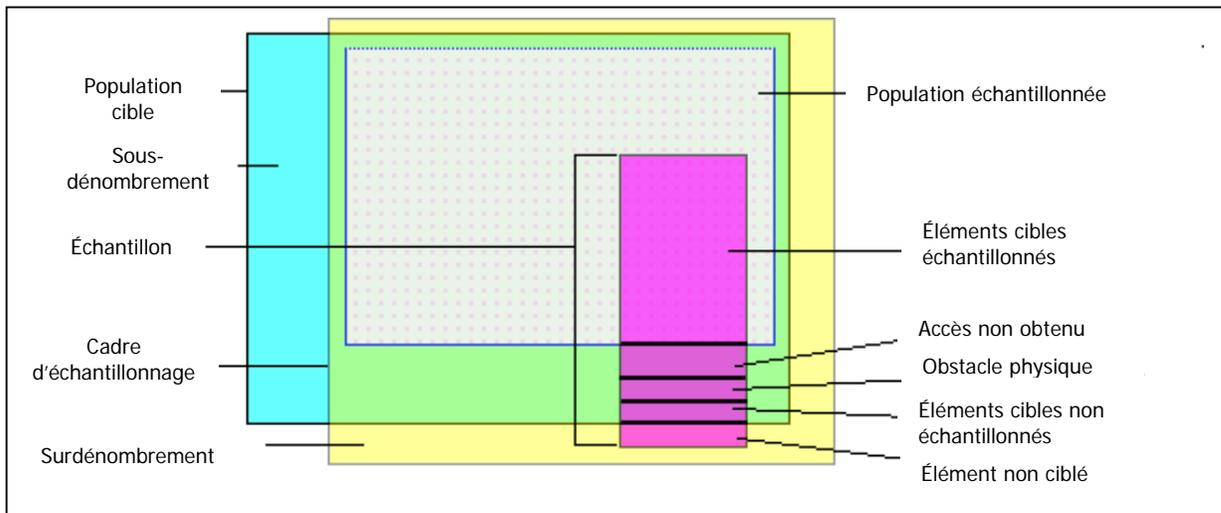
### I. Contexte et objectifs

- (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.



- |                             |   |
|-----------------------------|---|
| 1 - Population cible        | 2 - Population échantillonnée           |
| 3 - Sous-dénombrement       |   |
| 4 - Échantillon             | 5 - Éléments cibles échantillonnés      |
| 6 - Cadre d'échantillonnage | 7 - Accès non obtenu                    |
| 8 - Surdénombrement         | 9 - Obstacle physique                   |
|                             | 10 - Éléments cibles non échantillonnés |
|                             | 11 - Élément non ciblé                  |

### 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)