

**Guide de référence, étude de faisabilité et  
aperçu des organismes intéressés dans  
l'évaluation des effets cumulatifs**

**Volume I**

**Guide de référence sur l'évaluation  
des effets cumulatifs au Canada**

**Patricia A. Lane, Ronald R. Wallace,  
Richard L. Johnson et David Bernard**

**Rapport manuscrit préparé pour le  
Conseil canadien de la recherche sur  
l'évaluation environnementale  
octobre 1988**

NOTE AU LECTEUR

Le **présent** volume fait partie de la **série** de trois, **énumérée** ci-dessous :

VOLUME 1            GUIDE DE **RÉFÉRENCE** SUR L'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS AU CANADA

par Patricia A. Lane, Ronald R. Wallace, Richard L. Johnson et David Bernard

VOLUME II            **ÉTUDE DE FAISABILITÉ** DES ÉVALUATIONS DES EFFETS CUMULATIFS (EEC) DU CREE DES TERRES HUMIDES DE LA BORDURE AGRICOLE **BORÉALE** DES PROVINCES DES PRAIRIES

par Ronald R. Wallace et Patricia Lane

VOLUME III            APERÇU DES ORGANISMES **INTÉRESSÉS** PAR LA GESTION ET L'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS

par Nicholas Sonntag, Patricia A. Lane, Ronald R. Wallace, Brian M. Marcotte et Stephen H. Janes

Veillez prendre note que les VOLUMES II et III constituent des addenda au principal ouvrage (VOLUME I). On peut se procurer des exemplaires des VOLUMES II et III en faisant une demande **spéciale** au Conseil-canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE) à Hull au Québec.

Octobre 1988

## TABLE DES MATIERES

	Page
	i
	iv
	v
	vii
<b>1.0 INTRODUCTION</b> .....	1-1
1.1 <b>évaluation</b> des effets cumulatifs (EEC).....	1-1
1.2 <b>Objet</b> du Guide de <b>référence</b> .....	1-6
1.3 <b>Application</b> du Guide de <b>référence</b> .....	1-7
<b>2.0 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS -- VUE D'ENSEMBLE..</b>	2-1
2.1 <b>Développement</b> global soutenu et effets cumulatifs.....	2-1
2.2 <b>L'EGEC</b> au Canada.....	2-2
2.3 <b>Les barrières</b> juridictionnelles, institution- nelles et disciplinaires nuisant à l' <b>EGEC</b> .....	2-7
2.4 <b>Hypothèses</b> implicites dans l'élaboration d'un cadre d' <b>EGEC</b> .....	2-11
<b>3.0 UN CADRE POUR L'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS....</b>	3-1
3.1 <b>Faut-il procéder</b> à une <b>évaluation</b> des effets cumulatifs?.....	3-1
3.2 <b>Caractérisation</b> du type de causalité.....	3-3
3.3 <b>Étapes</b> du processus d' <b>évaluation</b> des effets cumulatifs.....	3-9
3.4 <b>Choix</b> des méthodes analytiques.....	3-11
<b>4.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS PORTANT SUR L'EGEC     AU CANADA</b> .....	4-1.
4.1 <b>Elaboration</b> d'une approbation et d'un processus en <b>matière d'EEC</b> .....	4-1
4.2 <b>Problèmes</b> juridictionnels et institutionnels...	4-4
4.3 <b>Recherche</b> d'un consensus.....	4-0
<b>5.0 GLOSSAIRE DES ACRONYMES</b> .....	5-1
<b>6.0 BIBLIOGRAPHIE</b> .....	0-1
<b>7.0 ANNEXE SUR LES EXPÉRIENCES CANADIENNES ET     AMÉRICAINES</b> .....	7-1
7.1 <b>Survol</b> des problèmes d'effets cumulatifs au Canada.....	7-1

7.1.1	Catégorie des problèmes d'EEC.....	7-1
7.1.2	Quelques exemples régionaux.....	7-3
7.1.3	Les interrelations kologiques des effets cumulatifs.....	7-9
7.2	études de cas au Canada.....	7-10
7.2.1	études de cas.....1.*.....	7-10
7.2.2	Des conclusions.....*.....	7-16
7.3	Expérience américaine en matière d'EEC.....	7-17
7.3.1	Engagement actuel des organismes fédéraux en matière d'EEC.....	7-18
7.3.2	études de cas.....	7-23
7.3.3	Des conclusions.....*.....*	7-36
8.0	ANNEXE SUR LES MÉTHODES D'EEC.....	8-1
8.1	Liste annotée des méthodes d'EEC possibles.....	8-2
8.2	Description de l'analyse en boucle.-.....	8-23

## PRÉFACE

Le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE) a été mis sur pied en 1984 par le gouvernement fédéral dans le but de conseiller les différents gouvernements, et autres intéressés, sur les façons possibles de parfaire l'évaluation des incidences environnementales. Le CCREE et d'autres organismes canadiens d'évaluation de l'environnement reconnaissent le caractère essentiel de l'évaluation des effets cumulatifs pour préserver les ressources naturelles au Canada et maintenir la qualité de l'environnement. Dès lors, cette reconnaissance laisse supposer l'existence d'un besoin dans les sphères décisionnelles scientifiques, sociales ou institutionnelles, d'une méthode globale liée aux effets cumulatifs et de solutions à long terme. Le Guide de référence constitue le quatrième document d'une série d'études sur l'EEC menées par le CCREE (CCREE et U.S. NRC, 1986; Peterson et al., 1987; et Sonntag et al., 1987).

Cette première tentative du Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale pour produire un guide de référence détaillé pour le Canada a nécessité la collaboration de nombreuses personnes dans tout le pays et aux États-Unis. Le groupe d'étude a été formé de façon à représenter équitablement les différentes régions géographiques du Canada. Les docteurs Patricia A. Lane, de P. Lane and Associates Limited (Halifax, Nouvelle-Écosse), et Ronald R. Wallace, du Dominion Ecological Consulting Limited (Calgary, Alberta) ont co-présidé le projet et ont écrit la plupart des textes. De plus, ils ont tous deux recueilli de l'information dans les provinces de l'Atlantique et des Prairies, respectivement. Dr Wallace est le principal auteur du Volume II portant sur l'étude de faisabilité des terres humides (Wallace et Lane, 1988). Messieurs David Bernard et Nicholas C. Sonntag de ESSA Limited (Vancouver, Colombie-Britannique) ont recueilli des informations dans les Territoires du Nord-Ouest et en Colombie-Britannique, et ont également produit un recueil des organismes intéressés par l'EEC ainsi qu'une compilation des méthodes d'EEC (Volume III (Sonntag et al., 1988) et la partie 8.1 du Volume 1, respectivement). M. Stephen H. Janes de Janes and Associates Limited (London, Ontario) couvrait la région ontarienne en plus de donner des conseils sur les aspects juridictionnels et institutionnels. Le docteur Brian M. Marcotte et son élève, M. Vidar Neuhof, de l'Université McGill, ont réalisé des entrevues et dressé un rapport sur l'EEC au Québec.

## REMERCIEMENTS

A titre d'autorité scientifique, le docteur Gordon Beanlands, secrétaire de direction du CCREE, a dirigé l'ensemble du projet. Ses connaissances approfondies de l'EEC au Canada de même que ses encouragements ont largement profité au Guide. Il a de plus fourni un excellent soutien logistique au groupe de recherche. Les docteurs Barry Sadler et Jon O'Riordan ont prodigué de judicieux conseils quant à l'élaboration du contenu et à la direction de l'étude. Dr M. Husain Sadar et M. Robert Connelly, du BFEEE à Ottawa, y sont aussi allés de leurs précieux conseils concernant le Guide et ont permis la tenue de discussions sur l'EEC avec d'autres membres du BFEEE et du CCREE.

Le projet a largement bénéficié du concours d'un comité consultatif scientifique, mis sur pied pour veiller à l'équilibre et à la pertinence du contenu scientifique de l'étude. Le Comité se composait des personnes suivantes : Dr Robert Rosen de l'université Dalhousie; Dr Richard Levins de l'université Harvard; M. Richard Johnson, du U.S. Fish and Wildlife Service; Mme Sally deBecker du Pacific Gas and Electric Company; M. Earle Hickey d'Environnement Canada, Service canadien des parcs (Halifax, Nouvelle-Écosse); M. Bruce Turner, Service canadien de la faune et M. Gary Stewart de Canards Illimités (tous deux d'Edmonton, Alberta). Messieurs Turner et Stewart nous ont permis d'utiliser leurs données encore non publiées pour élaborer l'étude de faisabilité sur les terres humides (Volume II (Wallace and Lane, 1988)). Le groupe d'étude tient à exprimer sa profonde gratitude à ces personnes pour leur soutien, leurs suggestions concernant les EEC, les documents de référence fournis et le partage de leur expérience ainsi que pour la révision de la première version du rapport.

En plus de faire partie du Comité consultatif scientifique, M. Richard Johnson, du U.S. Fish and Wildlife Service (Fort Collins, Colorado), a grandement collaboré à la rédaction des textes portant sur l'expérience américaine (Volume 1, partie 7.3). Il a généreusement partagé avec nous sa vaste connaissance de la question. Nos discussions avec les docteurs Carl Armou et Samuel Williamson du U.S. Fish and Wildlife Service ont influé dans une large mesure sur plusieurs des idées énoncées dans ces sections. Mme Merle Peterson et Dr Everett Peterson, du Western Ecological Services Ltd. (Victoria, Colombie-Britannique), nous ont fait part de leurs travaux précédents sur l'EEC et nous ont soumis de brillantes suggestions pour l'ébauche du rapport. De plus, ils ont mis leurs bureaux à la disposition du groupe d'étude pour ses réunions à Victoria.

Le docteur Ted Manning de la Direction générale des terres, à Environnement Canada, Ottawa, a discuté de l'EEC avec nous et nous a procuré de la documentation sur l'étude de faisabilité sur les terres humides. Nous avons également rencontré M. John

Donihee de Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest, avec qui nous avons traité de l'EEC dans sa région et de questions **générales** sur la **réglementation** à ce sujet. Dr Elizabeth Stull du Argonne National Laboratory nous **a conseillés** relativement à la **théorie** portant sur l'EEC et nous a **expliqué** l'**expérience** américaine. Mme Chantel Abou Debs a **rédigé** le **résumé** français de la version finale du Volume I.

**Quelque** quatre-vingts autres personnes provenant du gouvernement, du milieu scolaire ou du milieu de l'industrie du Canada ont participé aux entrevues. Nous **tenons à remercier** personnellement chacune d'entre elles pour leur importante contribution au Guide- La liste de ces personnes figure au Volume III (Sonntag **et al.**, 1988).

Le groupe d'étude remercie **sincèrement** toutes les personnes **mentionnées** ci-dessus pour leur aide et leur collaboration, Bien que nous fassions état de leur apport **considérable**, nous assumons cependant **l'entière responsabilité** de toutes les observations et conclusions contenues dans ce rapport.

## RÉSUMÉ DE L'EXÉCUTIF<sup>1</sup>

Il existe à l'heure actuelle toute une classe de problèmes environnementaux qui ne sont pas bien traités par les méthodes traditionnelles d'évaluation d'impact environnemental et par les règlements juridiques et institutionnels actuels. Pris collectivement, ces problèmes peuvent être appelés effets cumulatifs (EC). Ils peuvent découler d'activités humaines multiples dans un secteur donné ou de perturbations multiples de l'environnement causées par une seule activité. On peut caractériser les effets cumulatifs par le fait qu'ils agissent sur des zones étendues dépassant la taille des écosystèmes locaux. Au Canada, on peut citer comme exemple les transports à grande échelle de polluants atmosphériques, les changements climatiques globaux, les projets de détournement des cours d'eau de grande envergure, la contamination des nappes d'eau souterraine par des substances chimiques toxiques et la fragmentation des habitats. Il est probable que partout au Canada les effets cumulatifs sont ressentis sous une forme ou une autre,

Au Canada, les procédures et les conditions requises d'évaluation de l'impact environnemental sont axées étroitement sur les évaluations d'un seul soumissionnaire, à développement unidimensionnel. C'est ce qu'on appelle des "évaluations orientées sur le soumissionnaire". Il n'existe pas de façon efficace d'évaluer et de gérer les patrons régionaux de détérioration de l'environnement pouvant résulter de petites actions additionnelles sans soumissionnaires identifiables ou dont le nombre de soumissionnaires et d'activités humaines est si élevé que l'évaluation de leurs effets combinés sur l'environnement soit rendue impossible. Ce sont les "évaluations orientées sur l'écosystème". La question essentielle est de savoir qui assume la responsabilité dans de telles conditions. Les effets cumulatifs ont des répercussions qui dépassent la détérioration de l'environnement proprement dit. Une perte de qualité environnementale à grande échelle implique, pour le futur du Canada, des pertes économiques sévères à long terme et une restructuration, ou l'absence, de possibilités de développement. La Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1987) a récemment présenté un rapport sur les ramifications des effets cumulatifs à l'échelle de la planète. Si le Canada, un pays à la fois riche mais dépendant de ses ressources naturelles pour le maintien de sa prospérité, veut maintenir une politique de développement soutenu efficace, il ne peut permettre

---

<sup>1</sup> N.d.T. : Le résumé de l'exécutif a été traduit par Mme Chantel Abou Debs. Sa version française est fidèlement reproduite, telle qu'elle apparaît dans la version anglaise du Guide.



l'augmentation des effets cumulatifs sans surveillance et sans gestion.

Les objectifs du Guide sont de fournir des **références** de base sur les **problèmes** d'effets cumulatifs au Canada, de **décrire** les concepts actuels sur ce sujet adoptés ici et aux Etats-Unis, et de **présenter** un cadre **méthodologique** pour effectuer une EEC (Évaluation des effets cumulatifs). Une méthode pour classer les **problèmes** d'effets cumulatifs est aussi **indiquée**.

Étant donné que les **États-Unis** ont, il y a plusieurs années, tenu compte des effets cumulatifs dans leurs **règlements** sur l'environnement, les Américains ont **réalisé** plus de EEC et développé plus de méthodologies que les Canadiens. Il n'existe pas de **règlements** relatifs aux EC au Canada. Aux **É.U.**, de nombreuses agences gouvernementales, des agences des **différents états**, ainsi que de nombreux soumissionnaires ont **travaillé** activement sur les **méthodologies** des EEC. De nombreuses **méthodes** ont été suggérées, mais, la conclusion essentielle des efforts **américains** est que l'EEC devrait être **considérée** comme un processus et non comme une simple méthode. Les expériences américaines et canadiennes sont **résumées** dans l'annexe 7.0 Un choix de **méthodes** peuvent être utilisées à différentes **étapes** du **procédé**. Elles sont résumées dans le Guide et annotées dans l'annexe 8.0.

Le Guide est conçu à l'intention des utilisateurs canadiens. En commençant par une typologie **basée** sur les **types** d'effets cumulatifs orientés sur le soumissionnaire ou l'écosystème, l'utilisateur doit répondre à la question suivante: "Avez-vous besoin d'une **évaluation** des effets cumulatifs?", Un **schéma** aide l'utilisateur à prendre sa décision.

L'utilisateur doit alors décider s'il va utiliser un **type** d'évaluation des effets cumulatifs allant de haut en bas ou de bas en haut. Le Guide fournit un **procédé** à 12 ou 13 **étapes** pour chaque application. En gros, l'approche allant de haut en bas est **utilisée** pour les **problèmes** d'effets cumulatifs orientés sur le soumissionnaire et l'approche allant de bas en haut, pour les problèmes orientés sur l'écosystème. La notion de feed-back et la **rapidité à déterminer** si les feed-backs principaux sont liés aux **activités** humaines, aux changements environnementaux qu'ils induisent, aux composantes **précieuses** de l'**écosystème**, ou à une combinaison de tous ces **éléments**, sont essentielles dans la conceptualisation de l'**évaluation**. Dans ces **systèmes** complexes, les feed-backs sont très importants - ils peuvent être la cause d'effets de surprise et anti-intuitifs qui contrecarrent les efforts de gestion. Cependant, les feed-backs ne peuvent jouer un rôle **précieux** dans un **système** de contrôle que si nous pouvons les **comprendre** et les administrer de façon **appropriée**.

Le Guide de **référence** conclut par trois séries de recommandations sur le développement plus poussé des EEC au Canada comprenant:

(1) des **considérations** methodologiques, (2) des **réglements** juridiques et institutionnels éventuels, et (3) l'utilisation de **techniques** menant à un **consensus**. Pour la **première série** de recommandations, la méthode principale **suggérée** est l'analyse en boucle **centrée** sur l'évaluation des relations du feed-back et de leur rôle dans des systèmes **complexes**. L'analyse en boucle implique une analyse qualitative de réseau et peut **être utilisée** par un **assesseur** non-mathématicien. La méthode peut combiner, au sein du **même réseau** de causes et effets, des variables biophysiques, **socio-économiques**, juridiques et institutionnelles. Cela facilite la clarification du comportement du **système** provenant de l'**interconnection** de ces variables disparates. Dans cette section, nous faisons aussi remarquer que la façon la plus efficace de **réaliser** le développement d'une EEC est un **procédé** **itératif** entre l'**amélioration** du cadre conceptuel et son application au format d'une étude de cas. Des **études** de cas, effectuées en allant de bas en haut et de haut en bas, sont toutes les deux nécessaires.

Dans la **deuxième** série de recommandations, nous suggérons quelques initiatives nouvelles pour les EEC au Canada. Une combinaison efficace entre la planification **régionale** et les moyens d'effectuer une évaluation environnementale est nécessaire dans un type de gestion de l'environnement quelque peu nouveau. Nous **suggérons** que cinq comités **régionaux d'EEC** soient **établis** à travers le Canada et qu'ils **opèrent** sous mandat **fédéral**, afin de guider les efforts d'EEC dans leurs régions respectives, avec une politique globale cohésive sur le développement soutenu. Ces **comités** seraient **chargés** des deux types d'EEC, orientés sur le soumissionnaire et sur l'**écosystème**.

La **troisième** série de recommandations contient une discussion sur plusieurs problèmes d'effets cumulatifs, **axée** sur l'usage commun et le partage de l'environnement et des ressources. Ceci implique en soi des **négociations** avec tous les **intéressés** pour s'assurer que ces **systèmes** étendus dans l'espace soient **utilisés** de façon optimale et avec le minimum de **dégâts**.

Le Guide contient aussi un lexique des acronymes et une bibliographie importante qui orienteront le lecteur vers des zones plus **spécialisées** de la **littérature** sur les effets cumulatifs. Une **étude** des **possibilités réalisées** sur les **marécages** de la bordure agricole **boréale** de la province des Prairies est décrite dans le volume II. Les **problèmes** biophysiques ainsi que les **problèmes** juridiques et institutionnels associés, y sont **discutés**. Nous donnons des suggestions sur l'évaluation des **problèmes** d'effets cumulatifs à l'aide du processus d'**évaluation** allant de haut en bas. Les agences et les organisations **intéressées** par l'EEC au Canada sont **décrites** dans le Volume II.

SECTION 1

## 1.0 INTRODUCTION

### 1.1 évaluation des effets cumulatifs (EEC)

La présente section a pour objet de définir l'EEC et d'expliquer, de façon générale, pourquoi l'EEC constitue un sujet si difficile à traiter, tant sur le plan conceptuel qu'opérationnel. De plus, nous soulignons l'importance d'améliorer notre capacité à diriger, à réaliser et à étudier le processus d'EEC. Les effets cumulatifs ou les incidences cumulatives toucheront tôt ou tard chaque Canadien. Dans la gestion de notre environnement et de nos ressources naturelles, l'EEC constitue vraisemblablement le problème le plus complexe que doivent affronter gestionnaires en environnement, législateurs et entrepreneurs. La clé d'une politique fructueuse pour un développement soutenu réside dans la gestion efficace des effets cumulatifs au Canada.

L'évaluation des incidences environnementales (EIE) traditionnelle se limite habituellement à un seul projet de développement planifié par un promoteur unique, dans une région donnée, tel un écosystème local, à l'intérieur d'une période donnée. Au cours des dernières années, cette méthode d'évaluation a suscité une insatisfaction grandissante puisque bon nombre de problèmes de détérioration environnementale, de gestion des ressources et de conflits entre multi-usagers ont une plus grande portée. La prise de conscience croissante face à la gravité des effets à long terme des pluies acides, du réchauffement du globe, de l'urbanisation, de la perte continue d'habitats marécageux, du détournement des grandes rivières, de l'eutrophication de lacs importants et de la disparition de certaines espèces a retenu l'attention des décideurs à l'échelle nationale et internationale. Ce sont là les problèmes liés aux effets cumulatifs. Puisque les EIE portaient traditionnellement sur un seul projet et sur les effets découlant directement du projet, il ne fait aucun doute qu'une dégradation environnementale considérable ait lieu sans qu'on ne le sache ou ne la surveille,

Actuellement, au Canada et à l'étranger, l'évaluation des effets cumulatifs (EEC) est en voie de transformation profonde pour qu'elle puisse tenir compte des échelles spatio-temporelles plus grandes des systèmes écologiques, socio-économiques, juridictionnels et institutionnels touchés par la détérioration de l'environnement. Un nombre croissant d'écrits montrent également que l'EEC aura des répercussions profondes sur notre façon de réaliser les évaluations environnementales, en influant sur les besoins en matière d'information, la cueillette de données, les outils d'analyse, la formation dans le domaine de l'environnement et les systèmes juridictionnels et institutionnels. De plus en plus, les évaluations seront de nature interdisciplinaire et devront aller au-delà des frontières

juridictionnelles traditionnelles. Pour être en mesure de mener des EEC et de gérer efficacement ces effets, le Canada devra se doter de nouvelles méthodes d'évaluation et de nouvelles structures institutionnelles. Le défi de taille que représentent les effets cumulatifs mettra à l'épreuve tous les paliers de la gestion environnementale et de la communauté scientifique, non seulement au Canada mais dans le monde entier.

Le problème que pose l'élaboration de l'EEC comporte de multiples facettes. Premièrement, il est difficile de s'entendre sur la définition à donner aux effets cumulatifs (EC). Deuxièmement, de nombreuses actions séparées sont considérées comme ayant peu d'importance dans l'EIE traditionnelle, même si l'on a maintenant conscience du fait que leurs répercussions collectives peuvent s'avérer profondément néfastes à l'échelle régionale. Troisièmement, la théorie de cause et effet appliquée aux écosystèmes spatio-temporels plus étendus en est encore à ses débuts, et une théorie élaborée en écologie à l'échelle régionale, comme la biogéographie des îles, n'était pas conçue pour répondre aux questions touchant l'EIE. Quatrièmement, les structures juridictionnelles existantes ne peuvent traiter de façon efficace les problèmes relatifs aux effets cumulatifs. Ces structures existent depuis que le Canada est un pays et précédent, de toute évidence, l'avènement et la reconnaissance des problèmes liés aux effets cumulatifs. Par surcroît, les gestionnaires de l'environnement, surcharges de travail, se trouvent limités par leur formation, leurs mandats, les juridictions territoriales et les contraintes de temps.

À l'heure actuelle, on n'a pas réussi à s'entendre sur la définition des incidences cumulatives. Une définition peut toutefois être élaborée, à des fins de travail, en partant de la description suivante de certaines formes possibles d'incidences cumulatives (adoptée par le CCREE et le U.S. NRC, 1986):

- 1) Les incidences cumulatives surviennent dans le temps lorsque le même genre de perturbations se produit de façon répétée, et que les perturbations séparées ne sont pas éliminées par l'écosystème (encombrement dans le temps). Par exemple, l'accumulation continue d'éléments, comme les dépôts acides. Il s'agit essentiellement d'un exemple de phénomène périodique d'accumulations.
- 2) Les incidences cumulatives surviennent dans l'espace lorsque la même perturbation se produit en des endroits tellement rapprochés que les effets se chevauchent (encombrement dans l'espace). Les effets cycliques reliés à la coupe à blanc des forêts en sont un exemple, et constituent une forme de phénomène synergique.

- 3) Les incidences cumulatives proviennent de perturbations **différentes** (peut-être de projets et d'activités distinctes, etc.) lorsqu'elles touchent des éléments environnementaux similaires et que les échelles spatio-temporelles se chevauchent suffisamment (effets combinés). Ce type d'incidence cumulative comporte à la fois des effets **périodiques** et synergiques et est dit "combine".

Il est maintenant admis que de nombreux facteurs **variés et éloignés** peuvent entraîner des effets cumulatifs. Par exemple, les gouvernements, des mesures **réglementaires** ou des facteurs juridictionnels peuvent mener, soutenir ou surveiller certains secteurs économiques **d'une façon** qui, synergiquement, cause la dégradation à long terme de l'environnement. L'industrie agricole en est un bon exemple. Les politiques agricoles assuraient des subventions, pratiquement à n'importe quel prix, pour une expansion agricole qui **n'était pas surveillée**. Ces politiques ont contribué à la fragmentation accrue et significative des habitats **marécageux**, à une sérieuse **érosion** des sols et à la **détérioration** des **systèmes** aquatiques par la contamination chimique provenant de l'**écoulement** et de l'envasement.

Les effets cumulatifs revêtent un **caractère** important en raison de leur nature multiplicative et innovatrice **inhérente**; les effets combinés donnent un bon exemple de ce **phénomène**. De nombreux liens écologiques sont essentiellement non **linéaires** et cet aspect s'amplifie sous de multiples scénarios d'effets cumulatifs. Il est clair que des erreurs de **prévision** majeures peuvent **advenir** si les effets cumulatifs sont incorrectement **évalués**. Le facteur d'interaction, appliqué au niveau individuel, est bien connu dans les **études** toxicologiques mais on le comprend moins bien à l'**échelle** de la population et de l'**écosystème**.

#### Effets locaux minimes : problèmes réactionnels d'envergure

En 1982, Odun a comparé le problème des effets cumulatifs à la «tyrannie des petites **décisions**», selon l'économiste Alfred Kahn (National Research Council Committee, 1986). Ce concept attire notre attention sur le fait que lorsque de nombreuses décisions mineures touchant l'environnement sont prises indépendamment, les **conséquences** accrues ne sont pas d'ordinaire **abordées**, ni même reconnues comme provenant de faits isolés. Par **conséquent**, les perturbations environnementales à long terme, ou à grande **échelle**, n'ont pas fait l'objet des **méthodes** traditionnelles de l'EIE, pas plus que ces problèmes, de plus en plus sérieux, ne peuvent être résolus par ces **méthodes**. Ainsi, à l'heure actuelle aucune **méthode** scientifique ne peut évaluer convenablement les effets cumulatifs de façon quantitative.

## Théorie de cause et effets pour les écosystèmes à vastes étendues

Lorsqu'il n'y a aucun consensus sur la définition d'effets cumulatifs, on reconnaît en général l'importance d'en tenir compte et de se préparer à évaluer leur portée dans des situations réelles. Ainsi, comme mentionne précédemment, l'action profonde des dépôts acides sur de grandes échelles biogéographiques a attiré l'attention sur l'importance de cette catégorie de problèmes. A mesure que le Canada se développe, des zones dépassant la taille des écosystèmes locaux continuent d'être atteintes de façon périodique et synergique. Pendant que s'élaborera une meilleure conceptualisation des écosystèmes étendus dans l'espace pour prévoir et gérer les répercussions, il faudra aussi se doter de nouveaux outils d'analyse pour comprendre correctement les liens de causalité. La conceptualisation sera un procédé itératif au fur et à mesure que s'améliorera le potentiel analytique. Les responsables de l'évaluation environnementale en sont présentement rendus à l'étape de la discussion et de la compréhension des problèmes, mais il n'existe aucune méthode universellement reconnue pouvant être utilisée dans l'immédiat. Si on réussissait à établir une méthode globale, le domaine entier progresserait à pas de géant. Un travail théorique soutenu s'avère nécessaire pour étendre l'analyse des écosystèmes locaux et des réalisations distinctes à des échelles spatio-temporelles plus vastes, visant les réalisations multiples et les liens de causalité plus complexes qui tiennent compte à la fois des aspects biophysiques et socio-économiques de l'environnement.

Non seulement l'accroissement des échelles temporelles et spatiales et les liens de causalité s'avèrent de plus en plus complexes, mais le degré de prévision requis pour l'EEC sera aussi plus complexe que celui de l'évaluation traditionnelle des incidences. Cette dernière vise à prévoir et comparer la structure et le comportement des systèmes avec ou sans un projet distinct. Souvent, la description de ce projet peut être effectuée en suivant des critères de conception technique. Dans le cas de l'EEC, nous devons non seulement prévoir le comportement futur des systèmes avec des échelles spatio-temporelles les plus vastes, mais aussi prévoir les effets cumulatifs résultant des projets non encore proposés, mais probables, dans une région donnée. Cela est nécessaire afin que la planification environnementale soit rendue meilleure à long terme et que les ressources ne soient utilisées d'une façon aléatoire, ce qui mettrait un terme aux possibilités futures de développement et d'utilisation des ressources.

Pour venir à bout des effets cumulatifs, il ne s'agit pas seulement de se doter de meilleurs outils d'analyse et de mieux comprendre les **écosystèmes** perturbés et plus vastes, mais il faut également tenir compte de la pléthore de **barrières** juridictionnelles et institutionnelles qui entravent **présentement** l'identification et la gestion des effets cumulatifs. Dès lors, les solutions choisies pour résoudre les **problèmes** d'ordre scientifique, social ou juridictionnel influenceront **considérablement** sur la solution apportée à l'EEC au Canada. Bien que des solutions partielles aux **différentes** catégories soient réalisables, une **résolution** efficace des problèmes de l'EEC ne se fera que par une **méthode** globale. Au Canada, on ne fait que commencer à identifier sérieusement des solutions applicables aux **problèmes** juridictionnels, institutionnels et de procédure qui entravent la recherche d'une **résolution** des problèmes environnementaux.

Il est peu probable qu'une seule et même solution suffise à **résoudre** tous les types de **problèmes** environnementaux. Le fait est, cependant, que plusieurs organismes tentent **présentement** de **remédier** aux dilemmes juridictionnels actuels. Même si on peut déterminer les problèmes méthodologiques de l'EEC et **élaborer** les méthodes scientifiques pour les résoudre, on sait que les **barrières** juridictionnelles peuvent **empêcher**, ou du moins entraver, leur réalisation optimale. Par exemple, nous comprenons très bien à l'heure actuelle la causalité sous-jacente et les aspects scientifiques des incidences **liées** aux **dépôts** acides; toutefois des questions de nature juridictionnelle et institutionnelle ont **entravé** l'**élaboration** des solutions nécessaires.

Comme le mentionnent Peterson et al. (1987), les structures des organismes actuels de gestion environnementale au Canada peuvent ne pas être en mesure de combattre, ou de **déterminer**, les effets cumulatifs dans l'environnement :

«La perspective sociale et **économique** dominante actuelle est que, si des impacts cumulatifs ne sont pas identifiés ou sont **écartés** au niveau biophysique, ils ne seront **identifiés** qu'au moment de la manifestation d'impacts sociaux ou économiques cumulatifs sur les humains. Par exemple, la preuve scientifique permet de penser qu'il est **impératif** de confiner et **d'éliminer** les **déchets** toxiques. Cependant, les structures institutionnelles pour y parvenir **échouent** habituellement, jusqu'à ce qu'un exemple des impacts sur la **santé** en fasse prendre conscience au public.»

Cet exemple de nombreuses juridictions et organismes, incapables de **résoudre** d'importants **problèmes** environnementaux tant que ceux-ci ne constituent une menace **réelle** pour la **santé** et ne retiennent ainsi l'attention du public, donne à **réfléchir**.



On ne peut s'attendre à ce que ces types d'organismes s'attaquent à des problèmes plus étendus relevant de leurs juridictions collectives ou même au-delà. En fait, les accords institutionnels en place au Canada, en ce qui concerne la gestion des ressources renouvelables, s'orientent plutôt vers une fragmentation des intérêts et des responsabilités. Les luttes habituelles que se livrent les compagnies et les organismes oeuvrant dans le secteur forestier et dans les pêcheries, illustrent très bien cet état de choses. L'exploitation des terres forestières entraîne l'érosion et la dégradation de l'habitat des secteurs de pêche. La protection et la conservation de nos forêts au moyen de la pulvérisation de pesticides par voie aérienne peuvent nuire directement aux espèces aquatiques et aux collectivités avoisinantes. Pourtant aucun organisme s'occupant de l'aménagement du territoire ne peut résoudre les problèmes de gestion à long terme des ressources collectives, ou même envisager de le faire. Souvent, les accords institutionnels rendent impossible la recherche d'une solution ouverte et objective pour ce genre de conflits et ne laissent guère de choix au citoyen ordinaire, sauf celui de passer par les rouages coûteux et généralement inefficaces des tribunaux.

De la même façon, les attitudes sociales sur la réutilisation (ou la non-utilisation) de substances amplifient largement les effets cumulatifs à long terme des choix individuels apparemment sans importance. L'économie, la société et les attitudes des hommes contribuent toutes par leurs actions, et interactions, aux effets cumulatifs dans l'environnement récepteur. Des solutions efficaces doivent donc tenir compte de nos attitudes fondamentales sur la conservation et la gestion des ressources naturelles et de la qualité de l'environnement. Ces solutions doivent aussi s'intégrer à des politiques qui reconnaissent l'interrelation de l'environnement, de l'économie et de la société, c'est-à-dire le développement soutenu. En résumé, l'EEC peut être déterminée par des techniques de gestion environnementale, mais le problème des effets cumulatifs ne pourra être réglé de manière fondamentale et efficace que par la prise de mesures économiques et sociales beaucoup plus importantes. De plus, il est essentiel que le cadre de gestion soit conçu en fonction des échelles spatio-temporelles plus grandes, inhérentes aux effets cumulatifs,

Somme toute, il n'y a eu au Canada aucun exemple fructueux d'accords législatifs ou institutionnels ayant réussi à traiter de façon appropriée les tendances majeures liées aux effets cumulatifs à long terme des incidences environnementales au niveau national ou régional, ou même à légiférer sur la question. De nouveaux accords législatifs ou institutionnels sont requis d'urgence tout autant que la conceptualisation et la méthode d'EEC qui doivent les soutenir.

## 1.2 Objet du Guide de référence

Le Guide a pour objet de :

- 1) motiver les utilisateurs **éventuels** à reconnaître l'importance des **problèmes** types de EEC et d'une recherche de solutions pour assurer la **qualité** de l'environnement canadien;
- 2) fournir des notions de base sur la terminologie, les concepts et les **références** propres à l'EEC;
- 3) présenter une **méthode** holistique comprenant un cadre méthodologique pour l'EEC et pour l'organisation des renseignements qui y sont relatifs;
- 4) présenter une vue d'ensemble des effets cumulatifs les plus importants dans les cinq grandes **régions géographiques** du Canada.
- 5) passer **brièvement** en revue l'histoire et l'apparition des cadres **théoriques** sur l'EEC au Canada et aux Etats-Unis, au moyen d'**études** de cas;
- 6) faire des recommandations sur l'**élaboration** future de, l'EEC au Canada;
- 7) présenter une **étude de faisabilité** de l'EEC **axée** sur la fragmentation des terres humides de la bordure agricole **boréale** des provinces des Prairies (Volume II - Wallace et Lane, 1988);
- 8) résumer les **possibilités** futures de collaboration entre le CCREE et les autres organisations et organismes **intéressés** par l'EEC au Canada (Volume III - Sonntag **et al.**, 1988).

### 1.3 Application du Guide de référence

Le Guide porte sur les aspects environnementaux (pour la plupart biophysiques) de l'**évaluation** des effets cumulatifs. Il n'était pas dans les termes de notre mandat de fournir une structure méthodologique **complète** des domaines **socio-économiques**, institutionnels et juridictionnels concernés. Toutefois, nous faisons **état** de nombreux problèmes appartenant à ces domaines et nous démontrons en quoi ils se rapportent aux facteurs biophysiques.

Les **activités** de l'homme et ses **réalisations** ont, des répercussions profondes sur la majeure partie de l'environnement canadien. Certains types d'incidences, comme ceux **associés** aux dépôts acides, proviennent parfois de sources **situées** à des

milliers de kilomètres du lieu touche. De façon plus précise, chaque mètre carré du territoire canadien subit probablement l'assaut d'effets cumulatifs. Un seul aménagement, par exemple une centrale électrique, peut occasionner des répercussions cumulatives sur l'écosystème local par l'action simultanée d'émissions chimiques, de rejets thermiques, de processus d'empiétement et d'entraînement. Ainsi, une composante particulière de l'environnement, comme l'état larvaire d'une précieuse espèce de poisson, peut subir les effets multiples et cumulatifs provenant d'une seule installation dans un écosystème local ou provenant tout aussi bien de plusieurs aménagements ou autres activités humaines situés à la fois à l'extérieur et à l'intérieur de sa ligne de partage des eaux.

Pour les raisons susmentionnées, il est nécessaire que le Guide de référence porte principalement sur la catégorie de problèmes d'EEC, qui s'étend au-delà d'un seul aménagement dans un écosystème local (pouvant faire l'objet d'un processus traditionnel d'EIE) jusqu'à l'ensemble du Canada. Par conséquent, les systèmes étendus dans l'espace dépassant l'écosystème local constituent le plus petit ensemble, et l'ensemble du Canada, le plus grand auquel s'attarde le Guide. Par exemple, nous examinons le rôle que jouent les modifications climatiques de la planète en territoire canadien sans, pour autant, étudier les effets cumulatifs des modifications climatiques sur la biosphère à l'extérieur du pays. Les problèmes d'effets cumulatifs se rapportent souvent à deux ou plusieurs compétences; il n'est cependant pas nécessaire qu'elles soient plusieurs pour que les problèmes fassent l'objet d'une EEC. Nous n'abordons très sommairement les recoupements juridictionnels internationaux, comme la gestion des Grands Lacs par la Commission mixte internationale, que lorsque de tels exemples peuvent servir à améliorer la définition des initiatives éventuelles sur les plans méthodologique et théorique.

Le Guide pourra servir à toute une variété d'utilisateurs dans tout le Canada. Pour l'élaboration du présent guide, nous avons consulté des membres provenant des différents paliers d'organismes de réglementation territoriale, provinciale et fédérale, des milieux industriels, des milieux scolaires, des entreprises de consultation, des administrations municipales, et même de plusieurs organismes de réglementation et scientifiques des États-Unis. Tous se sont dits intéressés à obtenir un exemplaire du Guide et à l'utiliser. De toute évidence, il est difficile de produire un seul guide pouvant servir à la fois à l'écologiste sur le terrain et aux cadres décisionnels. Ils travaillent tous sur des aspects différents des problèmes liés aux effets cumulatifs et ont des formations et des perspectives tout aussi différentes. Leurs connaissances respectives revêtent un caractère important sur le plan de la méthode globale d'EEC, mais le fait que la connaissance de la question et les besoins pour son approfondissement soient différents importe avant tout.

Un seul guide ne pourrait répondre à tous les besoins de chaque utilisateur, et concevoir le Guide en le destinant à un groupe particulier d'utilisateurs équivaudrait à en laisser de nombreux autres pour compte. C'est pourquoi nous avons opté pour un compromis dans notre méthode, tout en présumant que nos lecteurs possèdent des connaissances de base sur la façon dont les évaluations d'incidences environnementales sont réalisées au Canada en vertu des procédures fédérales et provinciales. Par exemple, nous présumons que le lecteur connaît les guides d'évaluation du BFEEE et l'étude «An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada» de Beanlands et Duinker (1983) et qu'il puisse les utiliser. Nous avons également supposé que les lecteurs connaissent certaines méthodes fondamentales d'évaluation comme les méthodes ad hoc par liste de vérification, par cartographie et par matrice. Bien que nous traitions de plusieurs techniques éventuelles de modélisation pour l'EEC, nous présumons que le lecteur ne possède pas de connaissances approfondies des mathématiques et de la modélisation ou des évaluations multi-juridictionnelles pour lesquelles aucune règle absolue ne semble établie.

Comme dans tout nouveau secteur de développement, la terminologie se rapportant à l'évaluation des effets cumulatifs évolue rapidement. Le document comprend un grand nombre de termes et d'acronymes difficiles à retenir, nous avons donc décidé d'inclure un glossaire (section 5.0) pour aider le lecteur. Nous avons également tenté de ne pas encombrer le texte d'un trop grand nombre de définitions. Par conséquent, chaque acronyme fait l'objet d'une explication la première fois qu'il est utilisé. La section 6.0 donne la liste détaillée des ouvrages consultés afin que le lecteur puisse donner une suite à ses intérêts particuliers sur la question de l'EEC.

L'élaboration de certains guides de référence adaptés aux besoins de groupes spécifiques ou traitant de problèmes particuliers sur les effets cumulatifs pourrait plus tard s'avérer souhaitable. L'EEC progressant tellement rapidement, il est bon de fournir une information générale de base à toutes les parties intéressées.

SECTION 2

## 2.0 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS -- VUE D'ENSEMBLE

### 2.1 Développement global soutenu et effets cumulatifs

Jusqu'à ce jour, le Canada n'avait pas eu de méthode structurée pour déterminer, évaluer et gérer les effets cumulatifs. Dans l'ensemble, l'attention accordée aux EIE était restreinte et les EIE se faisaient en fonction des promoteurs, dont le type également était restreint. Dans son Livre vert (PR-157), le ministre de l'Environnement recommandait récemment l'examen du processus d'évaluation environnementale. Bien que les changements proposés dans ce document s'avèrent nécessaires, ils ne prévoient pas l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs (EGEC) qui soient opérationnels. Ce qui veut dire que beaucoup de problèmes environnementaux vont continuer d'échapper aux évaluations. C'est le temps idéal, pendant que l'on propose des changements à l'EIE, d'élargir notre conception des problèmes environnementaux et de planifier l'avenir avec plus de sagesse. Le rapport présenté dernièrement par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement a démontré par un raisonnement irréfutable la nécessité d'incorporer le développement économique à long terme et la gestion environnementale dans une structure intégrée, autrement dit un «plan pour la survie de la planète»- La Commission n'a toutefois pas divulgué ce plan. Cependant, il ne fait aucun doute que ce plan sera réalisé et utilisé mondialement dans plusieurs contextes, au cours des prochaines décennies. Si le Canada souhaite une saine gestion de son environnement et participer pleinement à la promotion et la mise en oeuvre de ce plan de survie; il doit accorder la priorité à l'EGEC. La détérioration environnementale à grande échelle dont parle la Commission mondiale n'est ni plus ni moins que les effets cumulatifs globaux et son plan de survie, ni plus ni moins que l'EGEC.

La création de ce plan requerra une nouvelle conceptualisation visant à intégrer dans un cadre holistique d'évaluation et de gestion, les aspects biophysiques, socio-économiques, juridictionnels et institutionnels sur des échelles d'espace et de temps plus étendues. Ce cadre devra être appliqué à des études de cas pertinentes qui, répétées plusieurs fois, mèneront à une meilleure compréhension. On y arrivera en partie en innovant sur la façon d'allier des composantes de l'évaluation des incidences et des composantes des principes écologiques avec celles de la planification régionale et de l'expansion économique. Il est un peu trop tôt pour savoir si, de là, naîtra une nouvelle discipline, mais c'est une possibilité. Tout au moins, une nouvelle façon de penser et une volonté nouvelle de réaliser l'EGEC devront prendre forme. Elles constitueront une sorte de planification visant des objectifs précis, dépassant ceux plus simples, économiques et à court terme de la planification régionale classique et de l'analyse coûts-avantages. Les objectifs doivent être déterminés en fonction de

l'environnement et comporter des ramifications économiques nettement définies. L'objectif global, bien sûr, constitue le rendement productif à long terme de l'environnement, y compris le rendement économique. L'environnement et l'économie sont intimement liés, de façon fondamentale; en effet, toutes les réponses à nos besoins ne se trouvent-elles pas dans l'environnement? Pour parvenir à la préservation de l'environnement, il nous faut une série de critères ayant des fondements conceptuels solides, étant opérationnellement quantifiables, et étant conformes aux accords juridictionnels et institutionnels actuels ou à venir.

Le Guide porte surtout sur une partie du plan requis pour un développement soutenu, soit les variables principalement environnementale et écologique du cadre théorique. Dans la présente section, nous décrivons d'abord la situation de l'EGEC au Canada et comment elle se rapporte à l'EIC et à la planification environnementale. Ensuite, nous traitons des obstacles institutionnels et juridictionnels qui nuisent à une EGEC efficace au Canada. Nous n'avons cependant pas pour mandat de fournir des propositions détaillées pour surmonter ces obstacles. Nous énumérerons également dans cette section les postulats fondamentaux du cadre théorique. Des postulats comme ceux-ci devraient toujours faire l'objet d'explications.

## 2.2 L'EGEC au Canada

Comme le démontreront certaines des sections qui suivent, les effets cumulatifs jouent un rôle majeur dans la détérioration de l'environnement qui se fait sentir un peu partout au Canada. Les EC ont des répercussions sur la qualité de l'environnement dans son ensemble et touchent bon nombre de questions concernant la gestion des ressources. Les EC existent depuis toujours, et existeront toujours. À mesure qu'augmentera la population et que progressera le développement, les problèmes reliés aux effets cumulatifs deviendront plus évidents; des lors, une meilleure planification et une gestion améliorée, tant au niveau régional que fédéral, s'avéreront nécessaires.

De façon intéressante, certains problèmes reliés aux effets cumulatifs sont connus depuis un certain temps, mais les générations qui se sont succédé ont envisagé des solutions dans leur propre perspective. Les premiers parcs nationaux au Canada constituaient alors des zones clairement définies comme étant des ressources naturelles méritant d'être protégées et conservées à long terme. Cette reconnaissance, au 19<sup>e</sup> siècle, des effets destructeurs à long terme provoqués par la poussée expansionniste constitue à coup sûr un des exemples les plus éloquentes qui soit de la volonté d'un peuple de contrer les effets cumulatifs. Même à cela, on ne pouvait prévoir l'ampleur des effets qu'allait produire la révolution industrielle; effets

qui transgressent les frontières nationales et internationales, bien au-delà du contrôle de notre appareil gouvernemental actuel.

Bien que l'EEC fasse partie de la gestion et de la pensée environnementales au Canada, la mise au point d'une conceptualisation plus officielle et les plans pour sa réalisation sont relativement récents. Ainsi, plus que jamais auparavant, les EC sont le centre d'attention au Canada.

On peut en partie reconstituer l'histoire, encore jeune, du concept de l'EGEC en étudiant quelques faits plus récents et plus importants s'y rapportant. En 1982, Odum (1982) a rédigé un article soulignant que, rarement, les conséquences combinées de nombreuses décisions mineures, prises séparément et touchant les écosystèmes, ont suscité beaucoup d'attention. L'année suivante, le National Research Council des États-Unis créait le Committee on Applications of Ecological Theory to Environmental Problems<sup>2</sup> (CAETEP) qui entreprit, sans tarder, une série d'études de cas, dont certaines portant sur les problèmes liés aux effets cumulatifs. Le livre Ecological Knowledge and Environmental Problem-Solving (Orlans et al., 1986) fait état de ces études. Entre-temps, en 1984, le CCREE se formait et ses membres eurent tôt fait d'accorder une grande priorité à l'EEC.

Le fait qu'il n'existe aucune définition universellement acceptée posait un problème aux personnes s'intéressant aux effets cumulatifs. En février 1985, dans le but d'éclaircir les concepts fondamentaux de l'EEC et d'étudier les questions s'y rapportant, un atelier important, parrainé par le CCREE et le CAETEP, avait lieu à Toronto. Les trente participants à cet atelier, en majeure partie des chercheurs et des gestionnaires de l'environnement provenant du Canada et des États-Unis, y ont exprimé leurs vues sur l'EEC et ont apporté leurs suggestions sur l'orientation de la recherche et de la planification (CCREE et U.S. NRC, 1986).

Bien que les débats de l'atelier de Toronto ont fait état des vues de représentants des deux pays, les recommandations n'ont pas donné lieu à un plan d'action précis. Ainsi, consécutivement à cet atelier, le CCREE a financé deux études devant fournir des recommandations permettant l'élaboration d'un programme pluriannuel pour guider la recherche canadienne sur l'EGEC. Ensemble, ces deux études (Peterson et al., 1987; Sonntag et al., 1987) ont dressé le bilan de l'EGEC au Canada. Plus récemment, le CCREE a fait la synthèse de ces deux rapports pour produire un document (CCREE, 1987) traçant les grandes lignes du programme pluriannuel de recherche sur l'EGEC. Le programme a pour objet

---

<sup>2</sup>. N.d.T. : Comité étudiant les applications de la théorie écologique aux problèmes environnementaux.



principal la **préparation** d'un guide de référence à l'intention des personnes chargées de l'évaluation des effets cumulatifs; d'où le présent document.

Comme le faisait remarquer Oriens (1986), pour aborder la gestion des effets cumulatifs autrement que par cas individuels, il faudra restructurer les méthodes scientifiques et institutionnelles, et améliorer de beaucoup les communications entre scientifiques et gestionnaires. L'élaboration d'un cadre théorique permettant la réalisation d'EEC constitue un pas dans la bonne direction.

Dans leurs rapports présentés au CCREE, Sonntag et al. (1987) et Peterson et al. (1987) ont tous deux élaboré des cadres théoriques qu'ils ont dès lors appliqués à des études de cas sur les effets cumulatifs (plusieurs de ces études sont décrites à la section 3.0) aux fins d'évaluation et d'analyses. Ensemble, ces deux études fournissent plusieurs recommandations, y compris les suivantes : élaboration de programmes de recherche portant sur les aspects institutionnels et la gestion de l'EEC, évaluation de la pertinence des méthodes actuelles et des outils d'analyse servant à l'EEC, et essai des concepts, des structures et des méthodes de l'EEC dans le cadre d'une étude de faisabilité.

Fort des renseignements contenus dans ces deux rapports, le CCREE est en train d'élaborer un cadre théorique pour l'EEC. Les groupes d'études des deux rapports ont traité de nombreux éléments communs, dont la méthode se rapportant aux systèmes, le choix précis de limites spatio-temporelles, la prise en considération de composantes particulières de l'écosystème, la perception des seuils et le consensus. Chacun de ces éléments fait l'objet d'une description plus élaborée ci-dessous,

Bien que l'idée ne soit pas nouvelle, il importe que toute tentative d'EEC adopte une méthode systémique. Si une telle méthode n'était pas utilisée, l'évaluation ne rendrait pas compte des effets qui s'accumulent dans l'espace et dans le temps, tout comme les premières méthodes non-systémiques (par exemple l'EIE des projets individuels) ne rendaient pas compte des facteurs, on le sait maintenant, contribuant aux problèmes environnementaux actuels.

De la même manière, il importe de choisir les limites appropriées du champ spatio-temporel dans lequel se déroulent les analyses. Tant que les limites n'ont pas été établies, on risque trop facilement de se concentrer sur des éléments du système plutôt que sur le système dans son ensemble. De plus, il est aussi important que le choix de limites fournisse aux chercheurs un moyen rationnel de décider quoi inclure ou exclure dans une évaluation donnée.

Une des étapes primordiales rendant possible la gestion de l'EEC est celle visant à reconnaître que les liens écologiques ne sont pas tous également importants (Orlans, 1986), même si «en écologie tout est interrelié». Par conséquent, seuls les composantes et les processus de l'écosystème choisis doivent être pris en considération dans l'EEC. Il va sans dire que le choix des composantes et des processus importants n'est pas une tâche simple. Toutefois, il existe des méthodes pour parvenir à effectuer ces choix.

Ce qui distingue nettement certains types d'EEC des EIE est la prise en considération des seuils de tolérance des écosystèmes dans les EEC. Si l'on souhaite obtenir des résultats probants avec l'EEC, des efforts devront être déployés pour déterminer les répercussions d'une activité humaine donnée sur l'écosystème, relativement aux seuils à l'intérieur de la zone établie. Westman (1985) a souligné la différence entre les seuils inhérents d'un système et ceux se rapportant aux valeurs humaines. Cette nouvelle façon de concevoir les incidences est prometteuse, non seulement pour faire face aux effets cumulatifs, mais aussi pour aborder les questions d'importance qui ont longtemps constitué un obstacle pour les personnes chargées de procéder aux évaluations environnementales.

Finalement, on reconnaît maintenant la nécessité de créer un consensus sur la façon d'aborder l'EGEC au Canada entre les différentes personnes et organisations surveillant les actions productrices d'effets cumulatifs, ou devant évaluer et juger de l'acceptabilité de telles actions.

Notre système actuel d'évaluation des incidences environnementales s'intéresse surtout aux projets d'un seul soumissionnaire et, souvent, à ceux qui sont en majeure partie subventionnés par le gouvernement fédéral. Un grand nombre des activités se déroulant dans l'environnement canadien ne sont pas retenues dans «les filets de l'évaluation» et demeurent sans surveillance. Les changements mineurs d'importance croissante constituent un problème particulièrement épineux. Sur le plan fondamental, ces changements ne diffèrent pas de ceux biophysiques et socio-économiques identifiés de l'EIE traditionnelle. Ce qui diffère cependant, ce sont les échelles d'espace (et parfois de temps) plus étendues qui donnent lieu à des patrons régionaux de détérioration et à d'importantes réductions du nombre d'options possibles pour l'avenir de toute région donnée du Canada. Nous ne pouvons mettre un terme à tous les changements et à toutes les détériorations, mais à l'échelle régionale, nous pouvons certes envisager l'établissement d'un système de planification et d'évaluation des effets cumulatifs, surpassant de beaucoup celui qui existe à l'heure actuelle. Cela devrait se faire sans tarder, et il est heureux que présentement, l'attention soit dirigée sur la révision des

procédures et des critères du Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (BFEEE).

Aujourd'hui, la planification environnementale est nécessaire tant au niveau provincial que fédéral. La Colombie-Britannique, l'Alberta, l'Ontario et le Québec ont officialisé la planification environnementale et régionale, mais même ces quatre provinces ne possèdent aucune structure officielle pouvant efficacement contrer les effets cumulatifs. Jusqu'à maintenant, des réponses ad hoc aux EC constituaient la norme, et peu d'EEC ont été utilisées dans le cadre normal du BFEEE. Lane et Gillis (1988) ont bel et bien introduit une forme simplifiée d'EEC en évaluant les interactions découlant du lien fixe proposé entre le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard et de douze autres types d'activités humaines dans la région du détroit de Northumberland.

AU Canada, les définitions juridiques et réglementaires qui s'avèreraient les plus pertinentes pour la résolution des problèmes de EEC ne font l'objet d'aucune base législative. Des initiatives récentes d'Environnement Canada visant une politique nationale de protection environnementale pourraient toutefois, si cette politique est adoptée par le Parlement, apporter une réponse à ces problèmes. La méthode canadienne en matière d'EEC a tendance à s'appuyer fortement sur la nature coopérative des organismes fédéraux et provinciaux pour satisfaire aux demandes des responsables élus en matière de protection environnementale, au moyen d'initiatives entre les organismes ou à l'intérieur même de ceux-ci. Les nouvelles dispositions de la Loi sur les pêcheries relatives à la protection des habitats constituaient une reconnaissance de facto des limites de l'application des mesures réglementaires en vertu de la Loi ainsi que la nécessité d'adopter une vue plus large lors de la coordination des facteurs écologiques essentiels à la gestion des ressources renouvelables. Pêches et Océans Canada est même allé plus loin en formulant une politique sur la stratégie de conservation du milieu marin arctique et en mettant de l'avant de nouvelles méthodes de gestion et de protection de la faune aquatique sur les côtes est et ouest du pays.

La Direction générale des terres à Environnement Canada a également entrepris des initiatives de recherche sur les pratiques d'aménagement du territoire à grande échelle. Leur document stratégique «Toward Sustainable Land Use» (Manning, 1986) soutient que le concept d'utilisation soutenue de la terre, «qui assure une productivité à plus long terme et laisse aux générations futures le plus de choix possibles», est un élément essentiel de la structure même du pays. Manning (1986) mentionne de plus que «les décisions sur l'exploitation de la terre sont, de par leur nature, des décisions à long terme».

La reconnaissance tacite de la portée, de l'ampleur et de l'opportunité du moment des décisions relatives à l'aménagement, entraîne une compréhension implicite de l'EGEC. Malheureusement, le pouvoir de gestion est sérieusement menacé par la complexité croissante et la diversité accrue des organismes de gestion environnementale. Dix gouvernements provinciaux, deux territoriaux et un fédéral, avec chacun leur propre législation environnementale, constituent un imposant défi pour tout gestionnaire souhaitant la reconnaissance de l'EGEC et la prise de mesures visant l'EGEC. Quelques signes positifs montrent néanmoins que des méthodes concernant l'EGEC sur cette base juridictionnelle pourraient s'avérer possibles. Le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) a récemment entamé des études importantes sur la nature de différentes législations relativement aux règlements sur les paramètres environnementaux. Cette toile de fond de l'intégration pourrait s'étendre à un «forum sur l'EGEC», en vertu duquel des définitions et des méthodes consistantes sont appliquées.

Le BFEEE représente un autre moyen pour la reconnaissance éventuelle de l'EEC. Un examen récent effectué par Wallace (1986) évaluait la capacité du BFEEE d'influer sur les décideurs canadiens par des décisions de développement à long terme, et concluait qu'au niveau fédéral, tout au moins, le processus avait joué un rôle important. De façon intéressante, le Lancaster Sound Planning Process a vu le jour à la suite des recommandations du PEEE. Ce processus de planification représente en effet une tentative des organismes fédéraux pour combattre les effets à long terme du développement et pour reconnaître la nécessité d'une gestion des effets cumulatifs appliquée à une seule région du Canada. Ces initiatives et ces exemples positifs ne peuvent cependant camoufler le fait qu'il n'existe, au Canada, aucune structure supportant l'EGEC, même si des démarches importantes sur la recherche et la gestion ont été entreprises dans tout le Canada, comme celles de la Commission mixte internationale sur l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, du transport sur de longues distances des polluants atmosphériques, et du Acid Deposition Research Program<sup>3</sup> de l'Alberta.

### 2.3 Les barrières juridictionnelles, institutionnelles et disciplinaires nuisant à l'EGEC

Bien que les problèmes environnementaux jouent un rôle clé dans l'établissement d'une structure exploitable de l'EEC, les facteurs politiques institutionnels, juridictionnels et disciplinaires doivent être reconnus comme exerçant une influence

---

<sup>3</sup> N.d.T. : Programme de recherche de l'Alberta sur les dépôts acides

formatrice sur l'élaboration et la mise en application des méthodes d'EEC. Le Guide de référence traite en majeure partie des aspects écologiques de l'EEC. Cette section a pour objet d'illustrer que, tout en élaborant ces facettes de l'EEC, nous ne pouvons faire abstraction des problèmes juridictionnels et institutionnels qui doivent être solutionnés de façon efficace, si nous souhaitons évaluer et gérer avec succès les effets cumulatifs.

Peterson et al. (1987) ont étudié les aspects organisationnels et politiques de l'élément gestion dans un cadre théorique de l'EEC. Ils ont noté :

«Un certain nombre de facteurs politiques, dans le domaine de la gestion des impacts cumulatifs possibles, ne peuvent être négligés. Le premier est qu'il faut une volonté politique d'agir avant qu'un accord institutionnel puisse être appliqué ou avant qu'une décision bien fondée puisse être prise. Cela a pour corollaire que le système de gestion des impacts cumulatifs doit relever des représentants élus.»

Ils élaborent la question avec des exemples pertinents du contexte démocratique au sein duquel l'EGEC devra s'intégrer si l'on veut qu'elle soit reconnue et soutenue:

«Les prises de décision ne se font pas en vase clos. Par exemple, les réalités politiques liées à l'emploi peuvent avoir plus d'importance que les considérations environnementales. De plus, les décisions sont prises dans le climat du moment. Comme les considérations politiques jouent un très grand rôle, il faut accorder une extrême importance au comportement des groupes et des individus, lorsqu'il est question de modifier ou d'étendre le système courant de gestion habituel.»

Ces considérations de base s'avèrent profondément pertinentes dans toute remise en question des aspects juridictionnels concernant l'EGEC, puisqu'elles soulignent les rouages fondamentaux du processus démocratique, duquel la gestion environnementale n'est qu'une composante parmi tant d'autres. C'est pourquoi l'inter-relation du système politico-scientifico-social qui produit et gère finalement les effets cumulatifs, doit être reconnue et évaluée soigneusement si des processus réparateurs doivent être mis en oeuvre de manière fructueuse. A l'heure actuelle, les organismes relatives à la gestion environnementale sont nettement orientées sur des incidences environnementales de nature plus traditionnelle. «Ces barrières» organisationnelles entravant les méthodes de l'EEC au Canada reflètent, pour leur part, la réalité environnementale et juridictionnelle du pays.

De telles méthodes traditionnelles supposent une intervention gouvernementale par la réglementation ou par un contrôle

législatif indirect sur l'aménagement des ressources. Peterson et al. (1987) ont conclu que les tentatives visant à contrôler les incidences cumulatives par des moyens légaux ont peu de chance de succès simplement à cause de l'immense difficulté que représente l'établissement des responsabilités de chaque partie en cause. Bref, le procédé requis nécessite une preuve de causalité et dresse normalement les limites de la responsabilité dans l'espace et dans le temps.

A l'autre extrême, les effets cumulatifs résistent aux meilleures tentatives de coordination et de gestion du nombre effarant de services gouvernementaux requis pour y faire face. En raison de la nature envahissante des effets cumulatifs, presque chaque secteur du gouvernement est en cause d'une façon ou d'une autre. Par exemple, le ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien (MAINC) a produit un immense tableau en 1982 qui tentait, au moyen de méthodes traditionnelles, d'intégrer et de coordonner tous les ministères requis pour la réglementation du projet de développement du pétrole et du gaz dans la mer de Beaufort (Peterson et al., 1987). Le processus utilise par le MAINC comprenait 20 cheminements différents menant à l'approbation, plusieurs aboutissant au niveau du Cabinet ministériel, et 89 cases indiquant les activités réglementaires contribuant aux décisions d'approbation. En plus de leur incroyable complexité et de leur impraticabilité presque certaine, de telles méthodes peuvent dissuader les entrepreneurs, les soumissionnaires ou le public d'envisager la gestion environnementale sérieusement. Tout au moins, cette complexité en matière de coordination organisationnelle pourrait nuire à toute tentative constructive sur la résolution des EC.

Les soumissionnaires montrent également de la réticence à mener des EEC parce que leurs connaissances se limitent essentiellement à leur projet. Ils ne croient pas devoir approfondir leurs capacités en matière d'évaluation et devoir être tenus responsables pour les autres projets de leur région. Ils souhaitent l'approbation, sur le plan environnemental de leur projet uniquement, et ne veulent aucunement être contraints par les effets, voire les méfaits causés par d'autres entrepreneurs.

Les structures institutionnelles en place entravent également l'EEC parce que tout nouvel accord doit, par définition, s'adapter à ceux déjà constitués. À leur tour, ces derniers doivent être inclus aux mandats législatifs en vigueur pour l'EIE ou bien en devenir. La dernière option s'avère de plus en plus ardue, comme en témoignent les nouvelles exigences fédérales en matière d'énoncés réglementaires des incidences devant précéder toute nouvelle démarche législative. Par surcroît, bon nombre d'organismes, dont l'Office national de l'énergie (ONE), jouent un rôle «quasi-environnemental et socio-économique» et sont dotés d'une structure législative beaucoup plus percutante, par leurs processus d'audition, que celle de nombreux autres

organismes environnementaux comme le MDE (ministère de l'Environnement) ou le BFEE. Ces derniers ont rarement, sinon jamais, imposé de conditions particulières, par des moyens légaux, sur le projet autres que celles des mesures réglementaires déjà en vigueur. En plus des obstacles institutionnels entravant l'EGEC, les promoteurs ne se croient pas tenus de prendre en considération les questions reliées aux effets cumulatifs et, de fait, se donnent bonne conscience en abordant l'élaboration de l'EIE de façon restreinte (les effets mineurs, à long terme, sont simplement écartés parce que «modérés» ou «négligeables», comme ce fut le cas lors de l'EIE réalisée dans la mer de Beaufort) (Peterson et al., 1987).

Le véritable dilemme de l'évaluation environnementale est qu'une méthode de procédure relativement complète et compliquée a pris forme sans que ne soit développée aucune capacité structurée intégrant la gestion des conditions, ou des résultats, de la recherche en EEC. En Ontario, le processus d'examen stipulé par la loi établit clairement quand entreprendre une EEC et l'organisme de réglementation a élargi ses examens et ses critères d'approbation de façon à tenir compte de la présentation de l'EEC. Une faiblesse évidente, cependant, persiste au sein du système institutionnel, soit son incapacité à intégrer et à donner suite aux conditions et aux résultats de l'EEC. Bien que le système d'examen et de réglementation environnementaux puisse énoncer clairement les conditions, il est rare que, une fois le projet approuvé, des vérifications des activités en cours apportent des renseignements pertinents au système de réglementation pour mener à bien l'évaluation des effets cumulatifs.

Cette lacune existe en partie en raison des limites juridictionnelles des organismes chargés de réaliser des EIE et de fixer les conditions nécessaires à l'approbation des projets individuels. Une partie de cette lacune peut également être attribuée à une caractéristique fondamentale des résultats de l'EEC, c'est-à-dire lorsqu'une proposition ou une exigence en matière environnementale peut déclencher un autre effet, jusqu'ici inconnu. Habituellement, on connaît bien l'événement ou l'effet déclencheur et sa gestion est bien définie. Toutefois, les effets cumulatifs, ou ceux qui s'y rapportent, ne sont parfois que clairement perçus longtemps après que l'événement déclencheur ait eu lieu. Or, il peut arriver qu'aucune disposition n'existe quant à la gestion de ces «surprises». En fait, l'organisme touché peut catégoriquement refuser de prendre toute mesure corrective.

Les barrières juridictionnelles retiennent souvent, et à juste titre, l'attention dans les débats de l'EGEC, alors que la question des problèmes interdisciplinaires, pour sa part, n'est pas traitée. Chaque discipline scientifique de la gestion environnementale aborde les problèmes d'un point de vue

différent, et c'est effectivement cette perspective philosophique distincte qui pourra donner forme à des conclusions sur l'incidence et qui permettra de la définir. A titre d'exemple, veuillez vous reporter à la section portant sur l'examen détaillé des évaluations coûts-avantages de la lutte contre la pollution de l'air et de l'eau, dans l'étude de Freeman, 1982).

Les ingénieurs abordent les évaluations coûts-avantages des installations de régulation des eaux en comparant le coût initial des immobilisations à la probabilité de perte des installations. Les analyses de fréquence des pires événements susceptibles de se produire et pouvant endommager les installations ne tiennent cependant pas compte des effets à long terme plus subtils comme la destruction ou l'altération d'habitats (par ex. l'envasement et la sédimentation). De là, la définition initiale de «coût» peut donner lieu à une incidence éventuelle découlant des projets ainsi conçus. Qui plus est, de nombreux facteurs influent sur la définition de «risque». Par exemple, des pertes d'habitats, qui peuvent s'avérer désastreuses pour la faune, peuvent être considérées comme un «risque acceptable» en raison des certains avantages qu'en tirent les humains. Pour mesurer la gravité de telles pertes, on n'a qu'à se reporter aux conséquences et aux coûts du barrage Bennett en Colombie-Britannique et ses répercussions sur le Delta Peace-Athabasca en Alberta. Pour vérifier cet état de fait, les coûts environnementaux de telles installations commencent à être évalués, mais généralement par des moyens légaux uniquement après que les incidences aient eu lieu. A titre d'exemple, reportez-vous à l'analyse détaillée du détournement des fleuves Churchill et Nelson et des incidences sur les bassins de pêche des autochtones du nord du Manitoba (Lehman, 1986). Dans ces cas, les «coûts» à long terme des travaux d'ingénierie, en se basant sur les ressources renouvelables, peuvent excéder les coûts initiaux des immobilisations, si l'on tient compte de la totalité des frais juridiques et des frais en dommages et intérêts.

#### 2.4 Hypothèses implicites dans l'élaboration d'un cadre d'EGEC

Lorsqu'on procède à la formulation d'un cadre théorique, qu'il s'agisse d'une méthode d'EEC comme c'est le cas ici, d'un modèle mathématique officiel ou, encore, d'une analyse statistique, il est toujours utile de dresser la liste des hypothèses. Le Guide fait état de cinq hypothèses inhérentes et fondamentales à la méthode d'EEC. Ces hypothèses sont :

1. L'évaluation des effets cumulatifs est un problème systématique complexe. Traditionnellement, la science n'a jamais été totalement en mesure de résoudre les problèmes systématiques complexes. Au moment où nous parvenons de plus en plus à résoudre les problèmes de moindre importance, voilà que la proportion relative de la problématique des systèmes complexes



qui doivent être résolus augmente. La théorie du système général permet d'obtenir une vue d'ensemble de ce genre de problème et une méthode pour y faire face, mais elle ne propose pas de méthodologies détaillées (Weinberg, 1975). La science par exemple convient bien à l'analyse de problèmes liés à des systèmes à peu de composantes. Ces systèmes comportent peu de composantes et peu d'interactions entre elles. D'ailleurs, avec des méthodes techniques où des mesures exactes et des descriptions fonctionnelles complètes sont possibles, les problèmes à peu de composantes peuvent être résolus. L'écologie en matière de population représente essentiellement une méthode analytique liée aux systèmes à peu de composantes. Toutefois, l'utilisation de cette méthode sur le plan de l'écosystème se limite à des modèles théoriques ou à des modèles trop simples, ce qui est attribuable au fait qu'il est très difficile, voire même impossible, de quantifier les rapports et les paramètres d'interaction requis pour l'élaboration d'un modèle fonctionnel au niveau de l'écosystème.

Quant aux systèmes à multiples composantes, caractérisés par un nombre élevé de composantes et de nombreuses interactions, l'analyse statistique peut être utilisée si le caractère aléatoire peut être correctement appliqué et si le système peut être décrit en fonction des moyennes ou des valeurs moyennes. Les lois sur le gaz constituent un exemple où l'analyse statistique peut s'appliquer. Dans leur empressement à déterminer le destin de l'univers, les physiciens du dix-huitième siècle ont d'abord tenté d'expliquer la position et la vitesse de chaque molécule d'un conteneur de gaz. Toutefois, cette expérience s'est vite avérée irréalisable étant donné que les molécules de gaz  $10^{23}$  pouvaient se retrouver dans un simple récipient et, à partir de là, les valeurs moyennes devenaient utiles en ce qui a trait au calcul de la température, du volume et de la pression relatifs aux lois sur le gaz. Bien que les écosystèmes puissent comporter de nombreux éléments, l'établissement d'une moyenne significative n'est pas possible étant donné le manque de composantes. Par exemple, un poisson n'équivaut pas de façon dynamique et fonctionnelle à  $10^6$  bactéries même si leur poids est identique. Par conséquent, en écologie, les méthodes statistiques ne sont utiles qu'à certaines applications restreintes.

Entre les systèmes à multiples composantes et les systèmes à peu de composantes, on retrouve les systèmes intermédiaires, ceux qui comportent un nombre intermédiaire de composantes et des niveaux intermédiaires d'interconnexion. Il s'agit en fait des systèmes qui ont un trop grand nombre d'éléments pour permettre l'utilisation des méthodes analytiques, et un trop petit nombre d'éléments pour en arriver à des hypothèses statistiques sur les propriétés moyennes. AU fur et à mesure que le nombre de composantes, à l'intérieur d'un système, augmente arithmétiquement, le nombre d'interactions s'accroît

géométriquement. Les scientifiques et les sociologues disposent de peu d'outils fiables pour **aborder** ce niveau de complexité moyen. Pour les **systèmes intermédiaires**, nous constatons que les **résultats** contre-intuitifs de Lane et Levins (1977), les surprises de Holling (1982), et même la prudence folklorique de la loi de Murphy s'appliquent. Lorsque Murphy a **déclaré** : «Tout ce qui peut aller mal va aller mal», il **était**, paraît-il, **découragé** à la vue de l'**incompétence** d'un technicien d'**aéronef**. L'**EEC** est un problème propre à un **système intermédiaire** et il ne faut pas s'attendre à ce que les méthodes traditionnelles puissent le résoudre. Afin de solutionner ces problèmes, le recours à des **modèles** appropriés permettra à l'utilisateur d'en arriver à la simplification du processus nécessaire. La **méthode analytique et réductible** utilisée pour les **systèmes** à peu de composantes ou encore la **méthode** statistique propre aux **systèmes** à composantes multiples ne peut servir à résoudre les problèmes d'**EEC**. Il faudra **élaborer** une conceptualisation et des **méthodologies** fondamentalement nouvelles en matière d'**EEC** en s'appuyant sur une forme de **causalité** plus **compliquée** que celle que nous utilisons ordinairement. Les causes et les effets, et tout particulièrement la causalité découlant des relations de la rétroaction, sont essentiels à l'**EEC**. Par exemple, des structures qualitatives sur le plan des corrélations causales touchant les liens biophysiques, **socio-économiques** et de gestion doivent être mises en place. La réussite d'une EEC repose largement sur la pertinence des liens **associés** aux diverses disciplines. Nous croyons que les erreurs classiques commises au niveau de la gestion de **systèmes** entiers **découlent**, d'une part, du fait que l'on n'ait pas tenu compte de l'interconnexion et, d'autre part, de la mauvaise **compréhension** de la dynamique de l'ensemble. Il ne s'agit pas ici d'erreurs commises au niveau de l'évaluation **détaillée** des liens individuels. En fait, les **méthodes** traditionnelles d'analyse permettent habituellement de bien **déterminer** les effets des liens individuels dans un **système**. Par contre, lorsqu'il s'agit de définir la portée d'un **système** devant être étudié ou de rassembler les **éléments** du plus grand système, ces méthodes d'analyse ne sont pas d'un grand secours.

2. Le processus d'évaluation des effets cumulatifs : «Ce n'est pas une question de science». Bien que la réussite d'une évaluation repose souvent sur une base de renseignements scientifiques pertinente, l'**EEC** et l'**EIE** sont des processus dont l'**utilité** réside principalement dans la prise de **décisions**. Par conséquent, procéder à une EEC ou à une EIE n'équivaut pas à entreprendre «une activité scientifique». De plusieurs façon, la **méthode** scientifique est limitée. Elle est **fondée** sur un mode de **pensée** réductible qui fait parfois preuve d'absurdité, Weinberg (1975) comparait la science actuelle à un coffre d'outils. Certaines **méthodes** sont très utiles mais elles ne parviennent pas nécessairement à résoudre tous les **types** de **problèmes**. Les tentatives récentes visant à donner une facture «scientifique» à l'évaluation environnementale sont des plus louables, mais elles

reposent toutefois sur de fausses hypothèses- Dans le cadre de leur récente étude portant sur l'EEC, Preston et Bedford (1987) donnent l'impression que nous devrions recourir à une expérimentation rigide, à une vérification des hypothèses et à une quantification de l'aspect statistique. Pour la majeure partie, ces concepts ne s'appliquent même pas à l'EEC, Afin d'illustrer ce point, prenons ces deux exemples : le premier aborde l'utilisation inadéquate de la méthode expérimentale en matière d'EIE, tandis que le second est lié à la mauvaise application de la méthode de vérification des hypothèses.

#### Exemple 1

Dans bon nombre de cas, un projet où toute action est perçue comme une expérience (Conseil national recherches du Canada, 1986). «La méthode expérimentale», prise dans un contexte d'évaluation, est semée d'embûches et on la qualifie parfois sévèrement de méthode faisant obstacle aux objectifs de gestion environnementaux à long terme. Lehman (1986) cite un exemple où une étude détaillée portant sur le bassin du South Indian Lake a été effectuée et, par la suite, des chercheurs ont examiné de près l'incidence à long terme (incidence tout à fait inattendue) dans le cadre d'une évaluation suivant l'étude en question. Le niveau de ce lac a été élevé afin de permettre le détournement à grande échelle de la rivière Churchill et ce, dans le but de fournir de l'énergie hydro-électrique. Un grand nombre d'incidences, dont beaucoup peuvent être perçues comme étant de nature cumulative, découlent de ce projet- Il faut préciser que les effets cumulatifs touchant la qualité de l'eau et la contamination des poissons par le mercure n'avaient pas été prévus.

L'échec de l'EIE lié à la méthode expérimentale entraîna la perte de la plus importante pêcherie commerciale en eau douce du nord du Manitoba. Le volume total de poissons capturés chuta d'un tiers dû au fait que les exploitants abandonnaient carrément la pêcherie (Lehman, 1986). Les conséquences environnementales et les incidences socio-économiques sur l'industrie de la pêche autochtone de la région du nord se sont durement fait sentir et les réclamations juridiques en matière de compensation dépassent déjà les 22 millions de dollars. Ces faits mettent en lumière les dangers que représente la méthode expérimentale et les coûts considérables non prévus qui peuvent entrer en jeu lorsqu'on ignore l'utilisation d'une méthode de type EEC lors de prises de décisions majeures sur un projet. Les autochtones de la région du South Indian Lake se voyaient confrontés à d'éventuels problèmes de santé et à des incidences économiques nefastes. En outre, il ne participait même pas à cette aventure scientifique! Ce projet est une preuve évidente de la nécessité de recourir à une réglementation et à une éthique qui serviront à mettre en oeuvre des méthodologies d'EEC au Canada, et à faire en sorte que celles-ci soient correctement appliquées.

Un des **problèmes** fondamentaux liés à l'EEC réside dans la très grande **complexité** des évaluations, lesquelles englobent parfois plusieurs projets qui, à leur tour, influent sur de nombreuses composantes environnementales et ce, sur une longue **période** de temps et sur de grandes échelles **géographiques** (Peterson et al., 1987). Étant donné la dimension importante et la **complexité** des écosystèmes, il est **généralement** impossible de procéder à des expériences scientifiques rigoureuses à l'aide de contrôles expérimentaux valables. Toutefois, il y a toujours exception à la **règle**, comme en témoigne les travaux effectués dans la **région** des Experimental Lakes par l'Institut des eaux douces et les études à long terme sur l'**écosystème** réalisées à Hubbard Brook au New Hampshire. Dans le premier exemple, il a été possible de réaliser des travaux expérimentaux pertinents (à l'échelle du lac) qui ont largement profité à la science, En **Amérique** du Nord, des cas semblables sont isolés. Toutefois, ils servent de fondement quant aux engagements à long terme des organismes en **matière** d'études écologiques sur le terrain, dont le potentiel scientifique est **énorme**. Les résultats de laboratoire sur les processus écologiques peuvent rarement être **extrapolés** avec un degré de confiance prévisible et scientifique lorsque ces derniers sont appliqués sur le terrain. Comme en **témoigne** la conclusion de Lane et Levins (1977), la **vérité** physiologique du laboratoire se transforme en mythe **écologique** sur le terrain.

#### Exemple 2

Un **deuxième** exemple d'application de la **méthode** scientifique qui ne convient pas à l'EEC consiste à prôner l'**Établissement** et la vérification d'**hypothèses** en vue de déterminer l'incidence environnementale. Dans le cadre d'une EEC canadienne, la vérification des hypothèses est souvent recommandée et, **règle générale**, elle s'applique à des programmes de surveillance **subséquents**. À titre d'exemple, le Programme de surveillance environnementale dans la mer de **Beaufort (PSEMB)** est axé sur l'**Établissement** d'hypothèses, et leur **vérification** est essentielle au cadre théorique du PSEMB.

D'ordinaire, l'**expérimentation** propre à la recherche **écologique** mène à l'application de statistiques **deductives** qui servent à mettre en **lumière** les conséquences du traitement **déoulant** de la perturbation ou de la modification expérimentale. L'utilisation de statistiques **deductives** comporte de nombreuses **hypothèses** explicites et implicites qui se rattachent à la conception **expérimentale**, à l'échantillonnage, à la structure des **données** et à l'analyse et à l'**interprétation** des **données** qui en **déoulent**. Sur le plan des statistiques **deductives**, il importe tout **particulièrement** que les traitements soient tous appliqués de la **même** façon, ce que bon nombre d'**études** écologiques et d'**EIE** n'ont pas réussi à **réaliser** (Hurlbert, 1984). Par exemple, il arrive

souvent que des **études**, qui tendent à respecter cette exigence, s'écartent en fait de celle-ci, ce que Hurlbert (1984) qualifie de «**pseudoréplique**». Ce terme peut être défini comme étant «l'utilisation de statistiques deductives servant à vérifier les effets du traitement à l'aide de données decoulant des expériences lorsque les traitements ne sont pas appliqués de la même façon, quoique les échantillons puissent l'être, ou lorsque les répliques ne sont pas statistiquement indépendantes». Par conséquent, la pseudoreplique se veut la réplique des échantillons à un niveau autre que celui du traitement, notamment, les blocs, les sous-échantillons, etc.

Même si la formulation d'hypothèses vérifiables et l'élaboration de concepts expérimentaux pertinents en matière d'analyse statistique sont les buts recherches, il faut préciser qu'en pratique, la concrétisation de ces buts est plutôt rare et que par surcroît, le concept ne s'applique pas à de nombreuses situations d'évaluation et de surveillance, Dès lors, des problèmes majeurs se dressent, à savoir la détermination des changements environnementaux associés aux activités anthropiques pour lesquelles les statistiques deductives peuvent ou ne peuvent pas s'appliquer, et l'élaboration de nouvelles méthodes pour analyser les ensembles de données existantes et futures où les statistiques deductives ne sont pas appropriées. Il y a presque 60 ans, R.A. Fisher, le père des statistiques modernes déclarait : «Personne aujourd'hui ne prétendrait vérifier la pertinence d'une réponse à un traitement en comparant deux scénarios, un qui a été traité et l'autre qui ne l'a pas été» (Fisher et Wishart, 1930).

Pourtant, nous continuons de mettre de l'avant des processus d'évaluation coûteux, voire même perfectionnés, afin d'établir des hypothèses et des programmes de surveillance pour vérifier ces hypothèses qui ne peuvent être scrutées de façon statistique. Fisher a élaboré des statistiques deductives pour lesquelles servent à des questions de conception expérimentale. Cela constitue un élément vital pour le processus d'EIE au Canada si nous voulons nous assurer que non seulement des méthodes statistiques rigoureuses soient utilisées en temps opportun, mais aussi que d'autres critères soient élaborés pour aborder les cas où les méthodes statistiques traditionnelles ne conviennent pas. Ainsi, il sera possible d'éviter l'assujettissement des évaluations louables aux critiques et à l'invalidation portant sur les hypothèses statistiques inadéquates. Les études effectuées aux Experimental Lakes et à Hubbard Brook n'ont pas eu recours aux statistiques deductives pour «vérifier» si des changements doivent être apportés.

3. Plusieurs étapes propres à l'évaluation traditionnelle des incidences environnementales sont identiques à celles comprises dans l'évaluation des effets cumulatifs. Les incidences et les changements inhérents aux effets cumulatifs ne sont pas

7

fondamentalement différents de ceux que l'on retrouve du niveau des types d'évaluation environnementale plus traditionnels du fait que tous les changements surviendront un jour ou l'autre à l'intérieur d'un écosystème local et ce, peu importe si celui-ci est surtout de nature urbaine ou sauvage. Les changements peuvent entraîner la perte du potentiel reproductif d'une espèce et causer l'extinction locale ou, encore, la diminution de la limpidité de l'eau, ce qui a pour effet de faire baisser la production primaire dans un lac. La «tyrannie des petites décisions» nous enseigne également, qu'au niveau local, les effets cumulatifs ne doivent pas nécessairement être importants; en fait, ils peuvent être minimes. Par conséquent, Il est logique que bon nombre d'étapes et d'outils analytiques utilisés dans l'EIE soient aussi employés dans l'EEC. Par contre, il existe une différence fondamentale entre ces deux processus, soit la plus grande échelle de l'EEC et, dans bien des cas, son profil plus complexe par opposition à celui de l'EIE. La complexité du profil découle souvent des relations de rétroaction des causes et des effets parmi les composantes environnementales qui surviennent à l'intérieur d'échelles de l'espace et de temps accrues. Pour certaines étapes d'EEC, telles la délimitation, seules les échelles de l'espace et du temps changent radicalement; pourtant, pour d'autres étapes, il faut recourir à des méthodes fondamentalement différentes, notamment la modélisation des causes et des effets, Pour les analyses propres aux écosystèmes étendus dans l'espace, ce sont les effets indirects et les effets sur la collectivité qui jouent un rôle prépondérant dans l'élaboration des évaluations prévisibles (partie 8.2). A partir de là, les exigences théoriques qui mèneront à l'avancement fondamental du processus d'EEC nécessitent le recours à une méthode plus holistique au niveau du profil, par opposition à celle de l'EIE.

4. L'évaluation des effets cumulatifs doit être considérée comme un processus et non pas comme une méthode proprement dite. Le processus d'EEC est un cadre qui permet de lier la conceptualisation de divers types de renseignements sur des échelles assez grandes à un thème central de causes et d'effets. Une grande partie des travaux réalisés aux États-Unis en matière d'EEC porte actuellement sur l'élaboration d'un processus et non sur une méthode particulière. Comme l'illustre la partie 7.3, les États-Unis ont parachevé un grand nombre d'études de cas et ils comptent sur la collaboration de nombreux organismes distincts oeuvrant dans l'EEC. La majeure partie des activités d'EEC qui se déroulent aux États-Unis ont été motivées par des références précises sur les effets cumulatifs, références renfermées dans la législation des États-Unis. Au Canada, la réglementation en matière d'EEC est moins formelle que celle des États-Unis. Bien que les études de cas puissent servir de source d'information exceptionnelle, il faudra des efforts concertés afin d'élaborer la méthode et le processus théoriques en faisant

appel aux outils analytiques qui s'y rattachent et qui sont communs à la plupart des études de cas. Dans cette optique, l'élaboration intégrée et parallèle du processus dans son ensemble, des méthodes analytiques et de la mise en oeuvre des applications (études de cas) deviennent nécessaires si le Canada souhaite posséder une méthode qui puisse s'appliquer à l'EGEC. Aucune partie ne peut se substituer aux deux autres.

Le processus d'évaluation des effets cumulatifs doit comporter une liste de méthodes analytiques. Dans la plupart des cas, une combinaison de ces méthodes sera requise. La modélisation et la conceptualisation sont des aspects essentiels sur le plan de l'élaboration d'une structure en matière d'EEC. La modélisation convient parfaitement à tous les problèmes de systèmes complexes, et il existe un vaste éventail de modèles, depuis les constructions mentales jusqu'aux maquettes à l'échelle, tel un tunnel aérodynamique en passant par les modèles de simulation informatiques à grande échelle. Par conséquent, pour déterminer quelle méthode employer, il faut recourir au concept de valence : non seulement du fait qu'il constitue l'outil tout indique pour mener à bien une étape, mais parce qu'il s'adapte aisément aux autres méthodes nécessaires à la réalisation des autres étapes du processus d'EEC. Certaines études de cas «englobent trop de comités», et elles sont également trop embarrassantes pour permettre la concrétisation des objectifs d'un processus d'EEC réalisable. Parallèlement, l'élaboration d'un processus dépourvu de toute application pratique n'a souvent aucune signification.. Un processus souple en matière d'effets cumulatifs comportant plusieurs méthodes : voilà ce à quoi il faut en arriver au bout du compte. Ce qu'il faut éviter, ce sont certaines méthodes interchangeables au niveau de leur forme mathématique de base. A titre d'exemple, des matrices et des réseaux peuvent être utilisés pour la même série de renseignements. Bien que le contenu soit souvent identique, une différence existe au niveau de la présentation de l'information, et de son utilisation et de sa compréhension immédiates par l'utilisateur.

5. L'évaluation des effets cumulatifs doit tenir compte des liens appropriés entre les diverses disciplines et les divers organismes. Le même concept de valence peut être appliqué à la collaboration institutionnelle. Des mécanismes doivent être mis en place afin que le concept de valence puisse servir aux participants et ce, à plus d'un niveau organisationnel, et en vue d'une collaboration à la fois verticale et horizontale au sein de la structure institutionnelle et juridictionnelle,

Le processus d'EEC peut être examiné en fonction des liens. Si l'utilisateur ne connaît pas les liens inhérents aux causes et les liens de causes à effets, il en résulte une problématique. Par exemple, les liens logiques qui se situent à des échelles spatiales et temporelles différentes de celles que nos

organismes sont en mesure de gérer peuvent engendrer une accumulation d'incidences. De nouveaux liens doivent aussi être créés entre les disciplines afin de combattre l'ignorance qui ne cesse de s'accroître par le truchement des activités anthropiques reliées et de plus en plus complexes.

Certains effets cumulatifs sont le fruit de liens entre, d'une part, la politique et les objectifs Economiques et, d'autre part, entre la politique et les objectifs écologiques. Ces liens ont des effets dans les deux directions. Nous avons tendance à ignorer ces liens (interdisciplinaires) dans les analyses économiques et environnementales, lesquelles sont d'ordinaire effectuées séparément. Nous ne pouvons nous permettre une telle séparation si nous voulons comprendre et gérer de façon efficace les EC. Dans bon nombre de cas, un problème institutionnel ou juridictionnel fondamental est à la base de cette séparation des liens.

De nombreuses conférences et documents ont permis d'apporter des recommandations aux organismes publics ayant fait l'objet de changements, lesquels sont généralement plus centralisés, plus importants et plus dominants. De telles recommandations doivent être faites de façon modeste et mises en oeuvre avec prudence. Quels seraient les effets cumulatifs émanant d'organismes renforcés sur nos systèmes politique et économique quelque peu fragiles, uniques en leur genre et apparemment prospères ? Car un fait demeure : les systèmes politiques centralisés et puissants que l'on retrouve dans d'autres parties du globe ne sont pas toujours un gage de qualité environnementale supérieure ou d'une qualité de vie améliorée.

Les organismes contribuent largement à produire des «effets cumulatifs» qui influent sur les secteurs de l'écologie et de l'économie. Les changements qui s'effectuent dans la sphère institutionnelle doivent être examinés avec prudence; réaction tout à fait justifiée si l'on considère le caractère puissant et récalcitrant de ces organismes. Cela nous amène à la prescription d'une politique qui reflète les recommandations de Holling voulant que tout changement institutionnel aboutisse à une meilleure connaissance de l'écologie, mais peut-être aussi pour une autre raison. Selon Holling (1982), il appert que la mise en place de changements éventuels repose essentiellement sur la compréhension de l'environnement et, qu'à partir de là, les organismes seront à même de mettre en oeuvre les «nouvelles idées». La compréhension des organismes concernés entre également en jeu; et les changements institutionnels pourront s'adapter aux normes prescrites et contribuer à promouvoir une meilleure connaissance de l'aspect écologique.

Évidemment, la véritable chaîne d'événements aura un caractère itératif, mais nous devons toutefois reconnaître que les organismes sont responsables de l'ignorance et des conséquences



qui en découlent en **matière** de problèmes environnementaux et d'effets cumulatifs. Si nous voulons **résoudre** nos problèmes d'EC, nous devons parfaire notre connaissance dans ces domaines, Cela ne signifie **pas** pour autant que les organismes doivent attendre de posséder une meilleure **compréhension** de l'**écologie** ou d'aller de l'avant sans l'acquisition de celle-ci, mais plutôt que ces organismes et leurs interactions (liens) sur le plan de l'**écologie** et de l'économie soient mieux compris et mieux **gérés**. Lorsqu'il s'agit de concentrer des efforts sur des processus d'**évaluation**, l'histoire **démontre** que les pays de l'**Amérique** du Nord ne possèdent pas une planification centrale vigoureuse et il en va de **même** pour l'avenir **immédiat**. Par **conséquent**, la concrétisation des objectifs de planification doit se faire en ne recourant **qu'à** des redressements institutionnels modestes.

SECTION 3

### 3.0 UN CADRE POUR L'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS

Les postulats énoncés dans la partie 2.4 ont servi à l'élaboration d'un cadre pour l'**EEC**, laissant à l'utilisateur le soin de décider en premier s'il y a, ou non, un problème d'effets cumulatifs. Il est à remarquer qu'un des principaux points décisifs consiste à déterminer si la portée des incidences dépasse ou non les limites de l'écosystème local. Nous avons présumé que la notion d'échelles spatiales et temporelles plus étendues, inhérente à l'**EEC**, **constituait un** des principaux éléments différenciant cette dernière de l'**EIE**. Egalement, dans le cas d'un problème d'effets cumulatifs, le type de causalité est à déterminer. L'ordre des autres étapes à suivre dans le processus d'**EEC** est mentionné et pour chacune d'entre elles, l'on fait état des méthodes connexes.

#### 3.1 Faut-il procéder à une évaluation des effets cumulatifs?

Utilisez l'arbre décisionnel du schéma 3.1 pour déterminer s'il s'agit, ou non, d'un problème portant sur les effets cumulatifs et si le présent guide contribuera à le solutionner. Les extrémités des ramifications vous proposent trois choix élémentaires : (1) Oui, utilisez le Guide (et le problème relie aux EEC sera classé A, B, C ou D); (2) Non, ne pas utiliser le Guide; (3) Le Guide pourrait vous être utile. Pour cette dernière catégorie, un cas limite sert d'exemple et doit faire l'objet d'un examen plus poussé avant de poursuivre avec l'arbre décisionnel. Une lecture attentive de la section 3.0, pourra souvent permettre de déterminer si le présent guide pourra bel et bien résoudre les cas limites.

Le schéma 3.2 offre une description des caractéristiques élémentaires des quatre catégories (A à D) d'effets cumulatifs. Pour chacune d'entre elles, les mécanismes sous-jacents peuvent être soit périodiques (effets itératifs), soit synergiques (effets concentrés), soit combinés (combinaison des deux), comme l'indique la définition dans la section 1.0.

La catégorie A de problèmes d'effets cumulatifs s'applique dans le cas de vastes projets comportant des activités diversifiées et est axées sur le promoteur. A titre d'exemple, mentionnons le projet d'augmenter le nombre de vols effectués en basse altitude par l'**OTAN** à **Goose Bay**, au Labrador. L'étude écologique doit se faire à l'échelle régionale car les problèmes provenant des avions touchent une zone beaucoup plus étendue que celle de l'écosystème local. On a prévu que le bruit et les émissions acides auraient des répercussions sur la faune, les ressources aquatiques, la qualité de l'eau et les autochtones, et cela à grande échelle. Avec ce type d'**EEC** (catégorie A), on doit s'attendre à ce que les répercussions se fassent sentir au-delà de la zone du projet, soit le champ de navigation aérienne de **Goose Bay**, puisqu'il subit des activités de construction et d'exploitation majeures pendant l'expansion. La zone potentiellement atteinte est parfois plus grande que la superficie de nombreux pays et on observe déjà des

effets cumulatifs résultant de l'interaction entre les émissions des avions à réaction et le transport de polluants atmosphériques sur de longues distances (TPALD). Un comité du BFEEE a été formé dans le but d'étudier l'énoncé des incidences environnementales (EIE) du projet en question.

La catégorie B d'EEC se rapporte à des projets multiples, comportant habituellement des activités multiples. Les projets peuvent être ou non de même nature. Avec ce type de problèmes, les répercussions dépassent la zone du seul projet et peuvent influencer les uns sur les autres, produisant ainsi un modèle spatial complexe et diffus. Les cours d'eau importants, les estuaires et les Grands Lacs regorgent de ce genre de problèmes. Dans cette catégorie d'EEC, le même promoteur peut avoir fait l'objet de plus d'une évaluation traditionnelle. Même si plusieurs évaluations de projets individuels, d'un même promoteur, ont été réalisées, on n'a pas tenu compte des interrelations entre les évaluations.

Dans les catégories C et D, on a peine à déterminer quels sont les promoteurs. Ces types d'EEC sont dits «axés sur l'écosystème». Dans la catégorie C, une catastrophe soudaine est survenue, par exemple, un important incendie ou une autre catastrophe dont la causalité ne fait aucun doute. L'origine de l'incendie n'est peut-être pas connue mais l'on sait pertinemment qu'il a provoqué la destruction du milieu écologique. Un autre exemple illustre bien cette catégorie : au Cap Breton, en Nouvelle-Écosse, le nombre de tordeuses des bourgeons de l'épinette a atteint des proportions alarmantes et ces insectes ont détruit de grandes étendues de forêt. Bien que le lien de causalité immédiat soit clair (c'est-à-dire la destruction de la forêt par la tordeuse des bourgeons de l'épinette), la cause et les effets sous-jacents, ainsi que le rôle des humains dans cette affaire, demeurent des facteurs plus difficilement cernables. A l'heure actuelle, on se demande toujours si la pulvérisation d'insecticide s'avère la meilleure option de gestion. L'histoire démontre que des épidémies d'insectes peuvent occasionner des répercussions pendant plusieurs dizaines d'années.

En ce qui concerne la catégorie D, une détérioration environnementale visible à grande échelle a eu lieu. Cette détérioration peut être le fait d'une ou de multiples activités humaines ou d'un ou de multiples projets, dont on ne connaît généralement pas la causalité. Par exemple, en déterminant le problème des dépôts acides, on avait préalablement remarqué sur une grande échelle régionale que nombre de lacs accueillant autrefois des populations de poissons n'en contenaient plus ou, s'ils étaient toujours présents, les espèces étaient beaucoup

moins nombreuses; certaines avaient même disparu de certains endroits, On a plus tard découvert que les poissons mourraient ou ne pouvaient se reproduire en raison du taux de pH peu élevé des eaux du lac; fait qu'on a ensuite attribué aux rejets atmosphériques des industries du centre du Canada et des États-Unis. À l'instar des EEG «axées sur le promoteur», celles «axées sur l'écosystème» comportent des échelles spatiales et temporelles très grandes et comprennent à la fois un centre identifiable (catégorie C) et un modèle diffus (catégorie D).

Comme c'est le cas dans toute caractérisation ou typologie d'un ensemble de problèmes complexes, cette division en quatre catégories des problèmes reliés aux EEC est simplifiée à l'extrême. La typologie comprend de nombreux exemples, mais des catégories intermédiaires existeront toujours. Elle procure toutefois à l'évaluateur un point de départ pour déterminer et entreprendre l'évaluation des effets cumulatifs. Tel que mentionné précédemment, les principes fondamentaux de l'évaluation des effets cumulatifs sont les suivants : (1) la causalité est complexe, et par surcroît, doit être établie de façon compréhensible, et (2) les échelles et modèles spatio-temporelles s'étendent par-delà l'écosystème. La plupart des évaluateurs ne possèdent pas une formation leur permettant de comprendre la causalité en fonction d'échelles spatio-temporelles si grandes. Dans la prochaine partie, nous nous appuyerons sur les quatre catégories d'EEC susmentionnées et nous décrirons les réseaux fondamentaux des relations de cause à effet pour chacune d'entre elles,

### 3.2 Caractérisation du type de causalité

Le schéma 3.3 illustre la conceptualisation des causes et des effets dans l'évaluation classique des incidences environnementales. En premier lieu, une activité humaine ou un développement d'une certaine nature, est déclaré cause première (1°C). Cette activité provoque un premier changement (1°E) dans l'environnement, qui devient lui-même cause secondaire (2°C) une fois qu'il entre en relation avec une composante valorisée de l'écosystème (CVE) et qu'il produit un effet secondaire (2°E), c'est-à-dire une CVE ayant subi une incidence. Pour pouvoir parler d'incidence, un changement dans l'environnement doit avoir eu lieu en plus d'une interaction avec une CVE suffisante pour que celle-ci soit modifiée, favorablement ou défavorablement. (Remarque : dans le Guide, nous utilisons l'expression «Composante valorisée de l'écosystème» pour indiquer une gamme de composantes environnementales (à la fois biophysiques et socio-économiques) plus vaste que celle décrite par les créateurs du concept (Beanlands et Duinker, 1983). Pour eux, les CVE représentaient les composantes pouvant être déterminées dans un contexte social. Nous incluons toutes les composantes qui comportent des valeurs inhérentes à l'homme, à l'intégrité de l'écosystème, etc.

La causalité représentée dans le schéma 3.3 est la forme la plus simple possible que l'on puisse donner aux fins d'évaluation classique des incidences, habituellement axée sur le promoteur. De toute évidence, ce modèle d'incidences est quelque peu artificiel. Le tracé des changements environnementaux provenant des CVE est d'origine humaine, et non pas naturelle; ainsi, ce qui peut constituer un changement mineur aux yeux d'un évaluateur donné peut en être un d'importance, touchant une CVE, aux yeux d'un autre. Ce modèle de base a maintes fois été réutilisé pour l'évaluation classique des incidences. Dans certaines EIE, la CVE subissant une incidence a été prévue, sans pour autant que soient identifiées les étapes en jeu dans cette chaîne de causalité. D'autres évaluations peuvent comporter une matrice donnant un pointage numérique sur l'ampleur, l'importance et la probabilité des incidences. Le niveau d'altération de la CVE à la suite d'un changement dans l'environnement dépend du chevauchement des limites spatio-temporelles, du degré d'exposition de la CVE, et de sa sensibilité au changement particulier qui a eu lieu. Soulignons que dans ce modèle, la causalité est représentée comme allant dans une seule direction et comme étant séquentielle. Au sein d'un système écologique, la CVE et le changement environnemental feraient partie d'une forme de causalité beaucoup plus complexe. La CVE pourrait être une importante espèce de poissons, par exemple le saumon, qui constitue un composante d'un réseau alimentaire. De la même façon, les activités humaines sont souvent interreliées dans des réseaux complexes de causalité. Afin de mieux comprendre la causalité des systèmes écologiques, il faut toujours avoir recours à des modèles dans le but de simplifier la nature de la cause et des effets. La difficulté majeure consiste à saisir la nature de la causalité avec un minimum de liens. Pour ce faire, Lane (1986 a,b) et Lane et Wright (1986) donnent un exemple en l'appliquant aux collectivités en bord de mer qui subissent de multiples perturbations (partie 8.2).

Le schéma 3.4 illustre chaque type élémentaire d'évaluation des effets cumulatifs en utilisant le raisonnement du schéma 3.3. Chaque catégorie (A à D) comporte des changements environnementaux et des composantes valorisées de l'écosystème mais les modèles fondamentaux de causalité varient. Pour les catégories A et B, la causalité représentée dans le schéma va de la gauche à la droite. En ce qui concerne la catégorie C, elle se fait dans les deux sens, Elles permettent à l'évaluateur de trouver la cause première de la catastrophe ou d'en prédire les effets futurs. En ce qui a trait à la catégorie D, la causalité se lit surtout de gauche à droite. Fondamentalement, quand nous procédons du spécifique vers le général, nous utilisons un raisonnement inductif, comme pour les catégories A et B. Quand nous procédons du général vers le spécifique, nous utilisons un raisonnement déductif; c'est le cas avec la catégorie D. Quant à la catégorie C, elle constitue à la fois un exemple de

raisonnement inductif et déductif puisque la causalité se fait dans les deux sens. Chacun des quatre types d'EEC est illustré par des lignes simples et directes de causalité.

Dans la nature, les liens de causalité s'avèrent rarement d'une telle simplicité. D'abord, tout ensemble de limites donne ce que nous voudrions utiliser pour procéder à une EEC, comporte probablement plus d'un problème relié aux effets cumulatifs. Le schéma 3.5 illustre les principaux types de problèmes (décrits par région du Canada dans la partie 7.1) par écosystèmes interreliés. Ce diagramme démontre clairement qu'un grand nombre de problèmes d'EC peuvent se produire dans un même contexte spatio-temporel et contribuer à une détérioration généralisée de l'environnement. Par exemple, si l'on choisit de réaliser une évaluation portant sur le problème des dépôts acides dans une région donnée, on devra probablement faire abstraction des liens de causalité propres aux composantes valorisées de l'écosystème rattachés à d'autres problèmes d'effets cumulatifs. Dans certains cas, cette action est fondée; par exemple, il se peut que les liens dont on veut faire abstraction aient une incidence minimale, ou encore qu'aucun soutien logistique ne soit disponible pour effectuer une évaluation à plus grande échelle. Il est toujours préférable, cependant, que l'évaluateur prenne soigneusement en note ce qui est inclus et ce qui ne l'est pas dans le cadre d'une évaluation, et qu'il détermine si une omission aura des répercussions sur les résultats de l'évaluation.

Dans le schéma 3.6 sont regroupés en un seul tableau les quatre types d'EEC (illustrés dans le schéma 3.4). Il est évident que l'endroit où s'amorce l'évaluation dans le modèle de causalité diffère pour chacune des quatre catégories de problèmes. En ce qui a trait aux catégories A et B, l'évaluateur a comme point de départ les activités humaines et les projets afin d'en arriver à la prévision des répercussions futures. Pour les catégories C et D, l'évaluateur travaille de façon régressive pour déterminer les causes de la situation actuelle de l'environnement. Ce schéma rend également compte des endroits où des effets rétroactifs sont susceptibles de se produire (F) dans le réseau de causalité. Les effets rétroactifs peuvent être associés à des activités humaines (H), à des changements environnementaux (E) ou à des composantes valorisées de l'écosystème (V).

Par exemple,  $F_H$  peut provenir de l'interaction du marché, lequel est fondé sur la notion de profit, et par le fait qu'une compagnie désire fournir de l'électricité à bon prix. Cette compagnie n'installera pas d'épurateurs et sa centrale électrique rejettera des tonnes de polluants atmosphériques acides ( $NO_x$  et  $SO_x$ -oxydes d'azote et oxydes de soufre). Ces émissions donneront lieu à des changements dans les milieux aquatiques et provoqueront au départ une baisse du pH dans l'eau des lacs, des fleuves et des rivières. Par ce traitement du  $F_H$ , le taux de pH

peu élevé modifiera les conditions de solubilité des métaux lourds, comme l'aluminium, qui deviendra dès lors une solution accessible à divers groupes d'organismes aquatiques. En fortes concentrations, l'aluminium devient toxique et il vient s'ajouter au stress que subissent déjà les organismes marins en raison de l'acidité de l'eau. Dans un milieu semblable, l'une des CVE pourrait s'avérer une espèce de poisson recherchée par les amateurs de pêche. Le changement du taux d'acidité et la toxicité de l'aluminium pourraient transformer les relations de force qui prévalent entre les espèces de poissons et ce, sur le plan du réseau alimentaire. Le taux peu élevé de reproduction de la CVE en question et une prédation accrue exercée sur ses plus jeunes sujets par une autre espèce de poisson donneront les relations en F<sub>v</sub>. En fait, la plupart des réseaux alimentaires sont caractérisés par de fortes relations de rétroaction, qu'il y ait ou non des perturbations reliées aux effets cumulatifs. Comme le démontre la partie 2.4, les mécanismes écologiques des répercussions influenceront à la longue sur l'écosystème local et pourraient même entraver la dégradation de la structure biologique, notamment les aspects de la physiologie, du comportement et de la biochimie. Les dépôts acides, comparativement à la toxicité des métaux lourds ou au surplus d'acidité propre à un seul lac, sont caractérisés par un modèle spatial à grande échelle englobant un grand nombre de lacs distincts,

En plus de la rétroaction liée aux activités humaines, aux changements environnementaux ou aux CVE, il existe également des relations de rétroaction entre les paires de ces composantes. Les gestionnaires de l'environnement pourraient faire en sorte de réglementer un type particulier d'activité humaine ou de projet dès qu'un changement environnemental est observé et avant que les CVE subissent des conséquences négatives. De même, des changements environnementaux peuvent provoquer des changements sur les CVE, qui, à leur tour, changeront de comportement ou d'attitudes physiologiques, entraînant du même coup un changement écologique subséquent. Cependant, c'est souvent lorsque la CVE est visiblement atteinte que les gestionnaires de l'environnement interviennent au niveau des activités humaines, de façon à réduire leurs répercussions néfastes. Ces liens rétroactifs peuvent s'exercer dans un ou deux sens. Ils constituent une importante catégorie de mécanismes de contrôle et d'options, lesquels peuvent être accessibles au gestionnaire et au législateur.

La notion de rétroaction qui entraîne l'interconnexion sur le plan des Echelles spatiales étendues constitue le principe quintessentiel de l'évaluation des effets cumulatifs. Le succès des évaluations d'effets cumulatifs repose essentiellement sur la détermination des endroits et de la pertinence des relations rétroactives majeures sur une échelle appropriée. Cela ne s'avère pas une mince tâche, et aucune recette précise ne peut



Ptre formulée pour garantir le succès de chaque EEC. La complexité des effets cumulatifs réside en majeure partie dans les relations rétroactives étendues. Il est important de noter que les effets cumulatifs eux-mêmes ne diffèrent pas, à la base, des effets qui peuvent se produire dans les écosystèmes locaux : capacité de reproduction restreinte, changement du comportement alimentaire, mort des individus, acidification d'un lac, baisse de profit, changement irréversible d'un mode de vie ou perte de valeur sociale. Ce qui les différencie, c'est qu'ils se produisent sur une échelle régionale et sur de longues périodes. De plus, puisque la plupart de ces incidences s'accumulent de façon multiplicative, il peut en résulter des dommages irréversibles et soudains au niveau de l'environnement avant que les gestionnaires n'aient eu le temps de réagir. En conséquence, on peut associer cet état de choses aux changements mineurs survenant sur le plan local, dont on ne tient généralement pas compte et qui peuvent entraîner des répercussions néfastes de nature cumulative et régionale.

Il est évident qu'on n'a pas tenu compte des rétroactions, même dans leur forme la plus simple, lors de la conception du Programme de surveillance environnementale dans la mer de Beaufort (PSEMB) (schéma 3.7). Au Canada, le PSEMB constitue l'exemple d'un des efforts les mieux orchestrés qui soient pour réaliser une évaluation et élaborer des plans de surveillance rationnels à l'échelle régionale au Canada. Ce programme représente, sous plusieurs aspects, un précédent dans le processus de mise en oeuvre. Bien que le PSEMB ait déjà fait l'objet de critiques parce qu'il s'appuie sur des hypothèses non vérifiables pour baser son cadre théorique, on peut également lui reprocher d'utiliser des explications causales trop simplistes dans l'élaboration d'hypothèses. Dans l'ensemble, le PSEMB sert à surveiller les problèmes de catégorie B d'effets cumulatifs. Les activités multiples qui se rapportent surtout à la production de pétrole et de gaz dans la mer de Beaufort pourraient, en utilisant un raisonnement inductif, influencer de façon négative sur une série de CVE. Environ une vingtaine d'hypothèses ont été élaborées et sont aujourd'hui utilisées.

Dans le schéma 3.7, on compare la conceptualisation du PSEMB à un exemple qui tient compte des rétroactions de façon plus réaliste. La plupart des CVE déterminées sont des populations d'organismes aquatiques ou d'organismes plus élevés dans la pyramide comme les mammifères, les oiseaux et les poissons. Tous ont des interactions dans le réseau alimentaire marin. Un ensemble d'hypothèses annonçant des changements à l'intérieur de CVE isolées qui, en réalité, sont étroitement reliées, n'a aucune chance de réussite. La théorie du réseau nous démontre que même une simple boucle de rétroaction stratégiquement située dans un réseau de cause à effet peut apporter des résultats inattendus et même contre-intuitifs (Lane et Levins, 1977).

La plupart des gestionnaires en environnement ont une compréhension intuitive des aspects contre-intuitifs du système écologique. Par exemple, les pesticides tuent bel et bien les insectes en laboratoire, mais ne réussissent pas en milieu naturel. Pourquoi? Non pas parce que la réaction physiologique, observée en laboratoire était incorrecte, mais bien parce que les différents effets rétroactifs que comportent les systèmes écologiques peuvent faire augmenter le nombre d'insectes, là où le facteur physiologique laissait prévoir une baisse. Cela peut se produire de bien des façons. Par exemple, les pesticides pourraient avoir tué les prédateurs qui connaissent une croissance plus lente que leurs proies, soit les insectes en question. Sans prédateurs, le nombre d'insectes peut avoir augmenté, même si certains auront effectivement été tués par le pesticide. De la même façon, quand des substances nutritives se retrouvent dans un lac, une grande prolifération d'algues bleu-vert peut se produire, ce qui entraîne une baisse de la concentration des substances nutritives. Dans ce cas, l'on assiste à une forte augmentation du rendement des substances nutritives alors que leur concentration, observée en une certaine période, a baisse. Aucune de ces deux observations écologiques ne vient contredire l'aspect physiologique sur lequel elles se fondent. Cependant, à l'intérieur d'un système complexe avec des rétroactions, bon nombre de vérités physiologiques deviennent des mythes dans le domaine de l'écologie (Lane et Levins, 1977).

Ces exemples illustrent l'importance de la rétroaction dans les systèmes environnementaux. Ils démontrent aussi que le choix d'un niveau pertinent d'organisation et d'échelle pour étudier une observation environnementale ou pour prévoir les incidences revêt un caractère tout aussi important. Un choix inapproprié entraînerait de grandes difficultés pour établir la causalité minimale nécessaire à une bonne compréhension et une justesse de prévision. Tout comme l'aspect physiologique ne suffit pas à permettre une compréhension de l'écosystème local, l'écosystème local ne suffit pas à permettre une compréhension de ce qui se produit dans l'écosystème régional. Cela ne veut pas dire pour autant que les renseignements de nature physiologique (dans le premier cas) et la compréhension de l'écosystème local (dans le second cas) n'aident en rien. Ils s'avèrent non seulement utiles mais souvent nécessaires. Ce qui en ressort cependant c'est qu'en maintes occasions, les renseignements obtenus à des niveaux moins élevés d'organisation et à une échelle plus restreinte ne suffisent pas à expliquer les comportements à des niveaux plus élevés. On aura beau connaître à fond toutes les lois de la chimie et de la physique, qu'on n'arrivera pas pour autant à formuler l'équation de la vie. L'essence de l'organisation des systèmes vivants n'est pas totalement englobée dans la chimie et la physique. Fondamentalement, différents types de comportements de système, pas encore tout à fait compris et visibles à des niveaux plus bas, ressortent à des

niveaux plus élevés de la hiérarchie.

### 3.3 Étapes du processus d'évaluation des effets cumulatifs

Étant donné la complexité de la plupart des problèmes d'EEC et le grand nombre d'activités distinctes qui entrent en jeu, il n'existe aucune méthode officielle servant à réaliser une EEC. En fait, plusieurs étapes sont nécessaires pour réaliser une EEC. Pour chaque étape, plusieurs méthodes bien précises sont parfois nécessaires et aucune méthode officielle n'est associée à une t-tape particulière. Pour les quatre types d'EEC, le processus varie sur le plan de l'organisation et de l'ordre des étapes. Il est possible de distinguer deux processus : l'un dont l'objet de l'EEC se traduit en grande partie par un raisonnement inductif allant de bas en haut (types A et B); tandis que l'autre se veut essentiellement un raisonnement déductif allant de haut en bas (types C et D). Les types A et D apparaissent au schéma 3.2. Les schémas 3.1 et 3.2 comportent les principales étapes liées respectivement aux processus de bas'en haut et de haut en bas. Avant d'utiliser les tableaux 3.1 ou 3.2, l'on présume que le schéma 3.1, arbre décisionnel servant à déterminer si une EEC est nécessaire, a été utilisé et que l'évaluateur a atteint la dernière étape de l'une des branches précisant que le Guide de référence sur l'EEC doit être utilisé pour les types A, B, C ou D. Si l'évaluateur aboutit à toute autre branche terminale, le Guide ne doit pas être utilisé.

L'étape 5 du tableau 3.1 et l'étape 6 du tableau 3.2 se rapportent au diagramme de l'EEC illustré au schéma 3.6. Puisque ce diagramme dresse le résumé des quatre types (A à D) de problèmes liés à l'EEC, il apparaît beaucoup plus compliqué qu'il ne l'est en réalité. Pour les types A et B, n'utilisez que les flèches continues, tandis que pour les types C et D, il faut recourir aux flèches pointillées. La construction du diagramme permet de comprendre le système et ce, peu importe s'il y a un ou plusieurs évaluateurs. D'autres diagrammes peuvent être utilisés advenant qu'il y ait désaccord sur le plan des liens de causalité importants.

Le contenu des autres étapes n'est pas abordé en détail. Bon nombre constituent cependant des suites logiques et évidentes des étapes utilisées lors de la méthode traditionnelle d'évaluation de l'incidence environnementale. Dans le volume II (Wallace et Lane, 1988), le problème des EC propres aux terres humides des Prairies est décrit grâce à l'utilisation de l'arbre décisionnel. Il s'agit en fait d'un problème de type D et nous démontrons comment le processus de l'EEC peut être mis en pratique. Aux yeux de l'évaluateur, cet exemple concret est beaucoup plus utile que la tenue d'un débat hypothétique portant sur les étapes. Puisque les deux procédés, de bas en haut et de haut en bas, ont plusieurs étapes en commun, l'exemple des terres humides

des Prairies peut être utilisé afin d'illustrer les deux procédés.

Une bonne compréhension de l'environnement naturel fait appel un raisonnement à la fois inductif et déductif, et aucun des deux n'est supérieur à l'autre. D'ailleurs, les scientifiques les utilisent indifféremment. Toutefois, aux fins de vulgarisation, les changements qui s'opèrent dans le milieu environnemental, surtout ceux de nature chimique (pollution chimique toxique des Grands Lacs) nécessiteront l'existence d'une série de liens rétroactifs plus complexes au niveau de la conceptualisation par rapport aux changements de nature hautement physique, comme la fragmentation de l'habitat. De même, dans bien des cas, les changements qui sont surtout de nature physique peuvent plus facilement être indiqués sur une carte géographique, que les changements chimiques,

En ce qui a trait au processus de bas en haut où l'on retrouve un promoteur, un projet ou une série de projets déterminés, l'établissement de la portée initiale de l'étape 1 et des limites de l'étape 2 pourrait être ainsi grandement facilité s'il existait des accords formels en matière d'EEC dans le cadre de pratiques fédérales de réglementation et d'évaluation. Dans les recommandations énumérées à la section 5.0, nous suggérons qu'il devrait exister au moins cinq comités sur l'EEC, un pour chaque région du Canada. Si de tels comités étaient mis en place, on croit qu'il y aurait un roulement au niveau des membres selon les besoins; par contre, les membres clés seraient les chefs de file en matière de problèmes d'EC cruciaux propres à une région particulière et représenteraient les intérêts juridictionnels et institutionnels. Un des rôles de ce comité consisterait à déterminer les problèmes clés liés aux effets cumulatifs et à élaborer des normes environnementales régionales et des programmes de surveillance afin de faire en sorte que les EC soient contrôlés, gérés et envisagés de façon appropriée. Par conséquent, certains objectifs seraient fixés par région et on assisterait à la mise en place d'un système environnemental. Les accords juridictionnels et institutionnels devraient toutefois être adaptés en fonction de cette initiative. Lorsque des promoteurs voudraient entreprendre un nouveau projet, ce dernier pourrait être examiné en fonction de la toile de fond des effets cumulatifs régionaux.

Advenant l'absence d'un système reconnu et d'objectifs régionaux déterminés sur le plan de la qualité environnementale et de la gestion des ressources, il deviendrait alors extrêmement difficile de recruter des promoteurs manifestant un quelconque intérêt à l'égard des EC. Premièrement, il pourrait ne pas être à leur avantage de manifester un tel intérêt; et deuxièmement, il serait difficile pour eux de posséder une vue d'ensemble régionale et une compréhension des EC qui soient suffisantes pour mener à bien une EEC et ce, peu importe leur degré de motivation.

Règle générale, le promoteur doit tout d'abord tenter de franchir les obstacles posés par la réglementation et il ne doit pas représenter une menace directe à l'environnement sur le plan des dimensions spatiales et temporelles, aussi petites que circonscrites soient-elles, D'ordinaire, on attache peu d'importance aux autres activités humaines touchant ce domaine limité, à moins qu'elles ne correspondent à la description environnementale ou qu'elles ne nuisent d'une façon directe au projet (construction et exploitation), Ce processus pourrait être radicalement modifié ou grandement amélioré grâce à l'existence d'une planification environnementaleregionale intégrée et d'un processus d'EEC. Advenant l'absence d'une méthode reconnue permettant d'intégrer efficacement la planification environnementale régionale et la capacité d'évaluation, il convient alors d'adopter une méthode réactive aboutissant à une solution ad hoc promptement mise sur pied à toutes les fois qu'un problème d'effets cumulatifs particulier devient intolérable.

Même en ne tenant pas compte des dommages environnementaux qui résulteront de la poursuite de notre méthode réactive actuelle, il y a lieu de croire que l'utilisation d'indicateurs économiques à long terme permettrait de déterminer les coûts économiques réels rattachés aux EC; ainsi, l'organe politique ferait preuve d'une plus grande motivation pour combattre les EC.

### 3.4 Choix des méthodes analytiques

Pour les processus d'EEC allant de haut en bas et de bas en haut, un choix de méthodes analytiques pour chaque étape apparaît au tableau 3.3. Pour certaines étapes, une seule méthode figure au tableau tandis que pour d'autres, plusieurs méthodes sont énumérées. Dans bon nombre de cas, l'évaluateur choisira la méthode en fonction de la disponibilité de la base logistique. Pour de nombreuses étapes, qu'il s'agisse du processus de haut en bas ou de bas en haut, le recours à un atelier ou à une autre forme de travail collectif peut servir à la mise en oeuvre d'une méthode. Par contre, pour d'autres étapes, un évaluateur peut travailler seul. Elu tableau 3.4, la base logistique qui fait appel au budget, à la série de données et à l'intensité de l'effort d'évaluation fait contraste par rapport à l'encombrement dans l'espace (synergique), à l'encombrement dans le temps (périodique) et aux types combinés de problèmes d'EEC. Dans chaque catégorie, les méthodes privilégiées sont directement reliées au taux de rétroaction dans le système qui nécessite une caractérisation. Règle générale, en ce qui a trait aux problèmes d'EC à faible rétroaction, des méthodes moins coûteuses et moins élaborées sont nécessaires. La méthode de l'analyse en boucle est celle qui convient le mieux à la caractérisation des problèmes d'EC à haute rétroaction. Cette méthode est axée sur la caractérisation du cheminement des rétroactions et du facteur de cause à effet. Si les données sont peu nombreuses, il faut

alors recourir aux modèles hypothétiques de la boucle (type 1); et si l'évaluateur peut se référer à une base de données appropriée, les modèles du type 2 sont recommandés. Un écosystème comportant de 20 à 25 variables peut contenir des milliers de cheminements d'effets et des centaines de retroactions. À notre connaissance, il n'existe pas d'autres méthodes qui permettent d'énumérer ces cheminements et ces retroactions en termes de prédictions écologiques significatives.

Le tableau 3.5 dresse une série de méthodes utilisées dans l'EEC, répertoriée selon le type de base. La partie 8.1 renferme des exemples pertinents pour chaque type. L'analyse en boucle fait l'objet d'une description individuelle à la partie 8.2 du fait qu'elle constitue actuellement la meilleure méthode pour caractériser la rétroaction écologique, et bien qu'il existe environ de 40 à 50 ouvrages de référence sur le sujet, cette méthode n'est pas bien définie dans l'esprit de bien des gens. De plus, plusieurs méthodes figurant au tableau 3.4 ont été élaborées aux États-Unis et apparaissent également à la partie 7.3. La méthode de recherche d'un consensus est décrite à la partie 4.3. Les ouvrages de référence liés à l'ensemble des méthodes sont énumérés à la section 6, Bibliographie.

Tableau 3.1 **étapes** suivies quant au processus de bas en haut pour une EEC de type A ou B, ou pour certaines parties d'une EEC de type C.

Avant d'utiliser ce tableau, il faut recourir au schéma 3.1 afin de déterminer le type de **problème d'EEC**.

ÉTAPE	ACTIVITÉ
1	Portée (définir les questions, les <b>problèmes</b> , les <b>détails</b> éventuels de l'analyse, les objectifs de l'EEC et le soutien logistique),
2	Limite (définir l'univers de l'activité humaine, les changements environnementaux <b>possibles</b> , les CVE et les frontières institutionnelles et juridictionnelles).
3	Passer en revue les schémas <b>3.2 à 3.5</b> afin d'établir un <b>degré</b> de compréhension commun.
4	Dresser la liste des <b>activités</b> humaines, des changements environnementaux et des CVE.
5	<b>élaborer</b> un diagramme d'EEC future ( <b>flèches</b> en continu) selon le <b>schéma 3.6</b> .
6	Déterminer la quantité de rétroactions requise et leurs situations ( $F_H, F_E, F_V, F_{HE}, F_{HV}, F_{EV}$ ).
7	Déterminer le type de <b>problème d'EEC</b> : encombrement dans l'espace (synergique), encombrement dans le temps (périodique) ou une combinaison des deux (tableau <b>3.4</b> ).
8	Choisir les outils analytiques et effectuer l'analyse pour déterminer l'état de l'environnement prévue (tableaux 3.3 et 3.4). ( <b>établir</b> également le degré d'incertitude lie à ces prédictions).
9	A l'aide d'un diagramme, faire une projection de <b>l'état</b> qualitatif de l'environnement.
10	De-terminer si <b>l'état</b> futur de l'environnement est acceptable, s'il peut <b>être</b> mitigé, ou s'il n'est pas acceptable. Trouver un moyen de modifier la <b>causalité</b> du diagramme de l'EEC.
11	<b>établir</b> des choix de gestion, des stratégies de conception et apporter des recommandations (y compris la cueillette de <b>données</b> additionnelles, une analyse plus <b>poussée</b> , la surveillance des effets environnementaux, les <b>vérifications post-projet</b> , des rectifications <b>socio-économiques</b> ,

institutionnelles et juridictionnelles, etc).

12

Répéter les étapes 4 à 12 advenant l'existence possible, dans le futur, de scénarios additionnels relatifs à l'activité humaine et, dans cette optique, prendre les décisions qui s'imposent quant à la répartition E\_quitable de l'écosystème régional.



Tableau 3.2 Étapes suivies quant au processus de haut en bas pour une EEC de type C ou D.

Avant d'utiliser ce tableau, il faut recourir au schéma 3.1 pour déterminer le type de problème d'EEC. (Nota : Si vous êtes confronté à un problème d'EEC de type C, et que la cause de la catastrophe ou de l'évènement soudain est bien comprise, vous n'avez qu'à utiliser l'approche inductive décrite au tableau 3.i).

ÉTAPE	ACTIVITÉ
1	Portée (définir les questions, les problèmes, les détails éventuels de l'analyse, les objectifs de l'EEC et le soutien logistique).
2	Limite (définir les problèmes liés à l'univers spatial/temporel quant à la détérioration environnementale observée et les frontières institutionnelles et juridictionnelles).
3	Passer en revue les schémas 3.2 à 3.5 afin d'établir un degré de compréhension commun.
4	Dresser un diagramme des changements connus sur le plan de l'état qualitatif des activités humaines, des changements environnementaux et des CVE,
5	Dresser la liste des tendances inacceptables et inquiétantes.
6	élaborer un diagramme des EEC rétrogrades (flèches pointillées dans le schéma 3.6).
7	Déterminer l'ensemble des activités humaines qui entrent en jeu dans le diagramme et établir les liens hypothétiques.
8	Déterminer la quantité de rétroactions requise et leurs situations. ( $F_H$ , $F_E$ , $F_V$ , $F_{HE}$ , $F_{HV}$ , $F_{EV}$ ).
9	Déterminer le type de problème d'EEC: encombrement dans l'espace (synergique), encombrement dans le temps (périodique) ou une combinaison des deux (tableau 3.4)
10	Choisir l'outil analytique et effectuer l'analyse pour déterminer les causes de la détérioration environnementale observée (tableaux 3.3 et 3.4). (Déterminer en outre le degré d'incertitude entourant celles-ci).
11	Déterminer des choix de gestion, des stratégies de conception, et apporter des recommandations (y

compris la cueillette de données additionnelles, une analyse plus **poussée**, la **surveillance** des effets environnementaux, les **vérifications post-projet** et des rectifications socio-économiques, institutionnelles et juridictionnelles).

- 12 Si vous **êtes confrontés** à un **problème d'EEC de type D**, apporter le redressement nécessaire et **élaborer** un **diagramme d'EEC à long terme** afin d'évaluer si **l'état futur** de l'environnement sera acceptable **ou non**.
- 13 **Répéter** les étapes 7 à 13 s'il est possible que des **scénarios** additionnels découlant des **activités** humaines se produisent dans un avenir plus **ou** moins rapproché, et si des **décisions** doivent **être** prises quant à la répartition équitable de l'écosystème régional.

Tableau 3.3 Voici quelques types de méthodes suggérés pour chaque **étape** du processus d'EEC : approche de bas en haut et approche de haut en bas, (Se reporter à la partie 8.1 pour une description de chaque type de méthode.)

Approche de bas en haut

étape	Méthode
1	<u>Ad hoc</u>
2	Cartographie, superpositions, quelques modèles et calculs simples
3	Utiliser les matrices et les réseaux existants du guide (schémas 3.2 à 3.4)
4	Liste de vérification
5	Réseau (en utilisant le schéma 3.5 du guide)
6	<u>Réseaux ad hoc</u> , analyse en boucle
7	Cartographie, superpositions, <b>méthodes</b> graphiques, analyse des tendances
8	Matrice de cartographie <u>ad hoc</u> , analyse en boucle, simulation assistée par ordinateur
9	Cartographie, superpositions, méthodes graphiques, analyse des tendances
10	<u>ad hoc</u>
11	<u>ad...hoc</u> , recherche d'un consensus
12	Correspond aux <b>étapes</b> 4 à 12 ci-haut

Approche de haut en bas

Étape	Méthode
1	<u>ad hoc</u>
2	Cartographie, superpositions, quelques modèles et calculs simples
3	Utiliser les matrices et les réseaux existants du guide
4	<b>Listes</b> de vérification
5	Listes de vérifications
6	<b>Réseau</b> (en utilisant le <b>schéma</b> 3.5 du guide)
7	Liste de vérification et réseau
8	<b>Réseaux ad hoc</b> , analyse en boucle
9	Cartographie, superpositions, <b>méthodes</b> graphiques, analyses des tendances
10	<u>ad hoc</u> , matrice de cartographie, analyse en boucle, simulation <b>assistée</b> par ordinateur
11	<u>ad hoc</u> , recherche d'un consensus
12	<b>Réseau</b> (en utilisant le <b>schéma</b> 3.5 du guide)
13	Correspond <b>aux</b> étapes 7 à 13 ci-haut

Tableau 3.4 Choix d'un outil analytique

Une fois le diagramme de l'EEC établi, tel qu'illustré au schéma 3.6, les niveaux faibles et élevés de rétroaction peuvent être déterminés par la quantité d'interconnexions contenues dans le diagramme.

Base logistique

Effort à court terme,  
petit budget, petite banque  
de données

Effort à long terme,  
budget élevé, banque de  
données importante

	Types A et B -----	Types C et D -----	Types A et B -----	Types C et D -----
<b>1. Encombrement dans l'espace</b>	( <u>ad hoc</u> )	( <u>ad hoc</u> )		
Faible rétroaction	cartographie cause/effet	cartographie analyse rétrograde cause/effet	renseignements géographiques modélisation du système	renseignements géographiques modélisation du système
Rétroaction importante	analyse en boucle (type 1)	analyse en boucle (type 1)	analyse en boucle (type 2), simulation par ordinateur	analyse en boucle (type 2), simulation par ordinateur
<b>2. Encombrement dans le temps</b>	( <u>ad hoc</u> )	( <u>ad hoc</u> )		
Faible rétroaction	cause/effet	analyse des tendances analyse rétrograde cause/effet	prévision analyse des risques modélisation	prévision analyse des risques modélisation
Rétroaction importante	analyse en boucle (type 1)	analyse en boucle (type 1)	analyse en boucle, [type 2] simulation par ordinateur	analyse en boucle (type 2) simulation par ordinateur
<b>3. Effets combinés</b>	( <u>ad hoc</u> )	( <u>ad hoc</u> )		
faible rétroaction	analyse des tendances cartographie cause/effet	analyse rétrograde cartographie analyse des tendances cause/effet	analyse des risques modélisation	analyse des risques modélisation
Rétroaction importante	analyse en- boucle (type 1)	analyse en boucle (type 1)	analyse en boucle (type 2) simulation par ordinateur	analyse en boucle (type 2) simulation par ordinateur

\* La partie 8.2 explique l'analyse en boucle des types 1 et 2.

Tableau 3.5

Résumé des références (1 à 9) utilisées dans la partie 8.1, en plus de références pour les trois autres catégories (10 à 12): Analyse en boucle, tendances et prévisions et méthodes d'analyse des risques (10 à 12). La section 6 dresse la liste des ouvrages de référence.

Méthode	Références
1) <u>ad hoc</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- California Energy Commission, 1982.</li> <li>- Colorado Department of Health et U.S. Environmental Protection Agency, 1981.</li> <li>- Denver Research Institute et Resource Planning Associates, 1979.</li> <li>- Finterbusch, K., 1977.</li> <li>- Hirst, S.M., 1984a,b.</li> <li>- Maryland Department of Natural Resources, 1982.</li> <li>- Reed, R.M., J.W. Weeb and G.F. Cada, 1984.</li> <li>- Roy F. Weston, Inc., 1978.</li> </ul>
2) liste de vérification	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Armour, C.L., R.J. Fisher et J.W. Terrell, 1984</li> <li>- Eattelle Columbus Laboratories et Midwest Research Institute, 1979.</li> <li>- Rloom, S.A., 1980.</li> <li>- Canter, L.W., 1981.</li> <li>- Center for Wetland Resources, 1977.</li> <li>- Contant, C.K. et L. Ortolano, 1985.</li> <li>- Dames and More, Inc., 1981.</li> <li>- Dee, N., J.K. Baker, N.L. Drobny, K.M. Duke et D.C. Hanringer, 1972.</li> <li>- Everett, S.J., 1978.</li> <li>- Geppert, R.R., C.W. Lorenz et A.G. Larson, 1984.</li> <li>- Hydropower Assesment Steering Committee, 1985.</li> <li>- INTASA, 1981a,b.</li> <li>- Leopold, L.A., F.E. Clark, B.R. Hanshaw, et J.R. Balsley, 1971.</li> <li>- Mason, W.T., Jr., 1979.</li> <li>- Oscar, Larson, et Associates, aucune année de publication.</li> <li>- Sassman, R.W. et R.M. Randall, 1977.</li> <li>- U.S. Army Corps of Engineers, 1980.</li> </ul>
3) matrices	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bloom, S.A., 1980.</li> <li>- Canter, L.W., 1981.</li> <li>- Contant, C.K. and L. Ortolano, 1985.</li> </ul>

Tableau 3.5 (suite)

Méthode	Références
3) matrices (suite)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dames et Moore, Inc., 1981.</li> <li>- Gilliland, M.W. and B.D. Clark, 1981.</li> <li>- INTASA, 1981a,b.</li> <li>- Kane, J., I. Vertinsky et W. Thompson, 1973.</li> <li>- Leopold, L.A., F.E. Clark, B.B. Hanshaw, et J.R. Ealsley, 1971.</li> <li>- Roy F. Weston, Inc., 1978.</li> <li>- Sorenson, J.C., 1971.</li> <li>- Streeter, R., R. Moore, J.J. Skinner, S.G. Martin, T.L. Terrell, W. Klimstra, J.J. Tate et M.J. Nolde, 1979.</li> <li>- Yorke, T.A., 1978.</li> </ul>
4) réseau	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Armour, C.L., R.J. Fischer et J.W. Terrell, 1984.</li> <li>- Armour, C.L., 1986a,b.</li> <li>- Bain, M.B., J.S. Irving, R.D. Olsen, E.A. Stull et G.W. Witmer, 1985a,b,c.</li> <li>- Canter, L.W., 1981.</li> <li>- Caswell, H., 1976.</li> <li>- Coullard, D., 1984.</li> <li>- Gilliland, M.W. et B.D. Clark, 1981.</li> <li>- Sorenson, J.C., 1971.</li> </ul>
5) superpositions	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Colorado Department of Health et U.S. Environmental Protection Agency Region VIII, 1981.</li> <li>- Dickert, T.G. et A.E. Tuttle, 1982</li> <li>- Fabos, J.G., C.M. Greene et S.A. Joyner, Jr., 1978.</li> <li>- Kimball, T.C., A. Patel et G.A. Yoshioka, 1982,</li> <li>- Lumb, A.M., 1982a,b.</li> <li>- McHarg, I., 1969.</li> <li>- U.S. Department of Interior, Bureau of Land Management, 1977.</li> <li>- Winn, D.S. et K.R. Barber, 1985.</li> </ul>
6) Procédures de modélisation	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Boreman, J., C.P. Goodyear et S.W. Christensen, 1978.</li> <li>- Canter, B., 1986.</li> <li>- Caswell, H., 1976,</li> <li>- Center for Wetland Resources, 1977.</li> <li>- Coats, R.N. and T.O. Miller, 1981.</li> <li>- Contant, C.K. et L. Ortalano, 1985.</li> </ul>

Tableau 3.5 (suite)

Méthode	Références
6) Procédures de modéliation (suite)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Darnell, R.M., 1973.</li> <li>- Everett, S.J., 1978.</li> <li>- Federal Energy Regulatory Commission, 1984.</li> <li>- Geppert, R.R., C.W. Lorenr et A.G. Larson, 1984.</li> <li>- Gilliland, M.W. et B.D. Clark, 1981.</li> <li>- Hinds, W.T., 1984.</li> <li>- Hirst, S.M. 1984a,b.</li> <li>- INTASA, 1981a,b.</li> <li>- Kane, J., I. Vertinsky et W. Thompson, 1973.</li> <li>- Kozlowski, J., 1985.</li> <li>- Phillips, Brandt, Reddick-McDonald et Grete, Inc., 1978</li> <li>- Sanderson, D. et M. Ottare, 1977.</li> <li>- Schneider, D.M., D.R. Godschalk et N. Axler, 1978.</li> <li>- Shaw, S.H., 1982.</li> <li>- Slatyer, R.O. (ed.), 1977.</li> <li>- Tahoe Regional Planning Agency, 1982.</li> <li>- U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 1981.</li> <li>- U.S. Army Corps of Engineers, 1983,</li> </ul>
7) techniques d'évaluation	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Anderson, B.F., 1981.</li> <li>- Anderson, D.M. et C.C. King, 1978.</li> <li>- Armour, C.L., 1986a.</li> <li>- California Energy Commission, 1982.</li> <li>- Capen, D.E., 1981.</li> <li>- Denver Research Institute et Resource Planning Associates, 1979.</li> <li>- Finsterbusch, K., 1977.</li> <li>- Haines, Y.Y. et A. Ha, 1974.</li> <li>- Keeney, R.L. et H. Raiffa, 1976.</li> <li>- Lichfield, N., P. Kettle et M. Whitbread, 1973.</li> <li>- McAllister, D.M., 1980.</li> <li>- Moreau, D.H., E.L. Hyman, B. Stiftel et R. Nichols, 1981.</li> <li>- Phillips, Brandt, Reddick-McDonald et Grete, Inc., 1978.</li> <li>- Tahoe Regional Planning Agency, 1982.</li> <li>- U.S. Fish et Wildlife Service, 1981,</li> </ul>

Tableau 3.5 (suite)

Méthode	Références
8) méthodes adaptatives	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Anderson, D.M. et C.C. King, 1978.</li> <li>- Beanlands, G.E. et P.N. Duinker, 1984.</li> <li>- Cale, C.A. et R.L. Smith, 1983.</li> <li>- Darnes et Moore, Inc., 1981.</li> <li>- Dee, N., J.K. Baker, N.E. Drobny, K.M. Duke et D.C. Hanringer, 1972,</li> <li>- Denver Research Institute et Resource Planning Institute, 1979.</li> <li>- Dickert, T.G. et A.E. Tuttle, 1982.</li> <li>- ESSA, 1982.</li> <li>- Everitt, R.R., 1983.</li> <li>- Holling, C.S. (ed.), 1978a.</li> <li>- Horak, G.C., E.C. Vlachos et E.W. Cline, 1983a,b.</li> <li>- Jameson, D.T. (ed.), 1976.</li> <li>- McAllister, D.M., 1980.</li> <li>- New Mexico hydrology Task Force, 1984.</li> <li>- Oscar, Larson, et Associates, aucune date de publication.</li> <li>- Thomas, M., F. Hopkins et R. Parshal, 1982.</li> <li>- U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, 1977.</li> <li>- Vincent, M., 1981.</li> <li>- Walters, C.J., 1986.</li> <li>- Warner, M.L., J.L. Moore, S. Chatleriee, D.C. Cooper, C. Ifeadi, W.T. Lamhow et R.S. Reimers, 1974.</li> <li>- Williams, D.C. et K.B. Hom, 1979.</li> </ul>
9) références générales	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bain, M.B., J.T. Finn, L.J. Gerardi, Jr., M.R. Mass et W.P. Saunders, Jr., 1982.</li> <li>- Beanlands, G.E., 1986.</li> <li>- CCREE et U.S. NRC (eds.), 1986,</li> <li>- California State Board of Forestry, 1982.</li> <li>- Canter, L.W., 1977.</li> <li>- Erikson, P.A., 1979.</li> <li>- Galloway, G.E., 1978.</li> <li>- Jeffrey, M.I., 1987.</li> <li>- Morrill, R.A., 1973.</li> <li>- Sondheim, M.W., 1978.</li> </ul>



Tableau 3.5 (suite)

Méthode	Références
9) références générales (suite)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- USFW, 1983.</li> <li>- Williamson, S., 1986.</li> <li>- Witmer, G.W., 1985a,b.</li> </ul>
10) analyse en bouc 1 e	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lane, P.A., 1982</li> <li>- Lane, P.A., 1985a,b.</li> <li>- Lime, P.A. et J.A. Wright, 1986.</li> <li>- Lane, P.A. et R. Levins, 1977.</li> </ul>
11) analyse des tendances et des prévisions	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Makridakis, S. et S. Wheelwright, 1978.</li> </ul>
12) analyse des risques	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Suter, G.W., L.W. Harnthouse, C.F. Baes, S.M. Bartell, M.G. Cavendish, R.H. Gardner, R.V. O'Neill et A.E. Hosen, 1984.</li> <li>- ESSA, 1985.</li> <li>- O'Neill <u>et al.</u>, 1982.</li> </ul>

Y A-T-IL UN SEUL  
**PROMOTEUR?** OUI  
NON

**S'AGIT-IL D'UN VASTE NON**  
PROJET **COMPORTANT DE** NE FAITES  
**MULTIPLES ACTIVITÉS?** PAS D'EEC  
OUI

LA ZONE **PRÉVUE** DES  
INCIDENCES SE **SITUE-**  
T-ELLE AU NIVEAU DE OUI  
L'**ÉCOSYSTÈME LOCAL?** NE **FAITES** PAS  
D'EEC  
NON

LA ZONE **PRÉVUE** DES OUI  
INCIDENCES SE TROUVE-T-  
ELLE **AU** NIVEAU DE **NE FAITES**  
L'**ÉCOSY** STÈRE LOCAL? PAS D'EEC  
NON

LE **GENRE** D'INCIDENCES  
**AUQUEL** ON S'ATTEND  
ENTRE-T-IL **DANS** LES NON  
**CATÉGORIES DÉCRITES A** N'UTILISEZ PAS  
L'**annexe 7.1** CE **GUIDE\***

LE **GENRE** D'INCIDENCES  
**AUQUEL** ON S' ATTEND  
ENTRE-T-IL **DANS** LES NON  
**CATÉGORIES DÉCRITES A** N'UTILISEZ  
L'**annexe 7.17** **PAS CE**  
**GUIDE\***

OUI

OUI

UNE EEC EST  
**NÉCESSAIRE (B)**

UNE EEC EST  
**NÉCESSAIRE (A)**

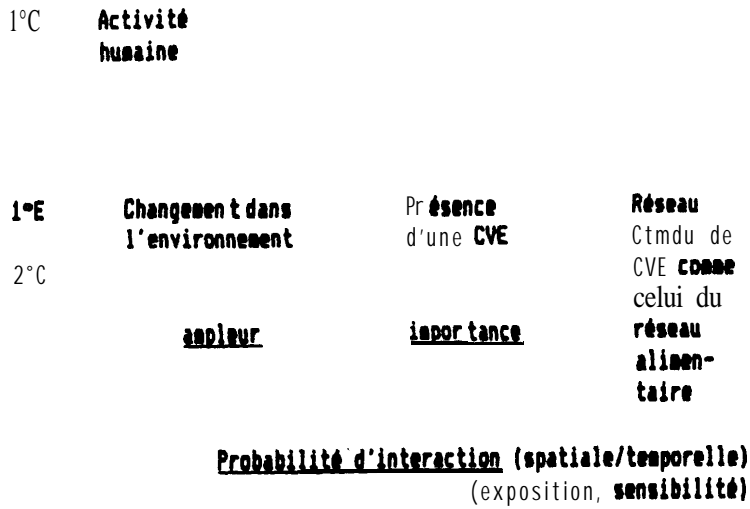
- 7
- 8 Peut-Me une **évaluation** des effets **cumulatifs** est-elle **nécessaire**. Pour savoir si **le Guide** convient **à la** situation, il vous **faudra déterminer avec** soin si l'objet qui vous **préoccupe** se rapproche suffisamment d'une **des catégories** de base **énumérées à** l'annexe **7.1**.

**Schéma 3.2** Caractéristiques élémentaires des quatre catégories (A,B,C,D) d'effets cumulatifs (EC). Les effets cumulatifs de chaque catégorie peuvent être périodiques, synergiques ou combinés.

Modèle spatial de base

<u>Motivation de départ</u>	Centre d'intérêt identifiable (inductif)	Modèle diffus (déductif)
	<b>Type A</b>	<b>Type B</b>
<b>Axée sur le promoteur</b>	<b>1 Grand projet Activités multiples</b>	<b>Projets multiples Activités multiples</b>
	<b>Cause de la perturbation</b>	<b>Cause de la perturbation.</b>
	<b>Type C</b>	<b>Type D</b>
<b>Axée sur l'écosystème (Aucun promoteur identifiable)</b>	<b>Catastrophe ou événement induit (naturel ou anthropique)</b>	<b>Détérioration environnementale à grande échelle (la cause première peut provenir de nombreuses activités de peu d'importance allant jusqu'à une activité majeure)</b>
	<b>Cause de la perturbation</b>	<b>Cause de la perturbation</b>

**Schéma 3.3** Modèle sommaire d'incidence environnementale



2°E Incidence  
Modification de la CVE

**Codes :**  
 1°C = premier degré ou cause première  
 2°E = premier degré ou changement premier  
 2°C = deuxième degré ou cause secondaire  
 2°E = effet second ou changement secondaire  
 CVE = Composante valorisée de l'écosystème



**Schéma 3.5 Interrelations par écosystème, conformément à l'annexe 7.1, des problèmes d'effets cumulatifs majeurs.**

**AIR = ATMOSPHERE**

**LONG RANGE TRANSPORT OF AIR POLLUTANTS (LRTAP) = transport sur de longues distances des polluants atmosphériques (TLDPA)**

**URBAN AIR QUALITY = qualité de l'air en milieu urbain**

**CLIMATIC MODIFICATION = modifications climatiques**

**TERRESTRIAL = terrestre**

**ESTUARIES = estuaires**

**AQUATIC = marin**

**COASTAL = côtier**

**OPEN OCEAN = en haute mer**

**NUTRIENTS & TOXINS = substances nutritives et toxines**

**SEDIMENTATION = sédimentation**

**ABUNDANCE & DISTRIBUTION OF SPECIES = abondance et répartition des espèces et multiplicité d'espèces**

**OCCUPATION OF WATER BY MAN-MADE FEATURES = Occupation des eaux par des constructions humaines**

**HYDROLOGY = hydrologie**

**SPECIES = espèces**

**TOXINS = toxines**

**NUTRIENTS = substances nutritives**

**SEDIMENTS = sédiments**

**CHANGE IN SPECIES DISTRIBUTION & ABUNDANCE = changement de la distribution des espèces et de leur population respective**

**OCCUPATION OF LAND BY MAN-MADE FEATURES = occupation du territoire par des constructions humaines**

**INDUSTRIAL DEVELOPMENT = développement industriel**

**MINING = exploitation minière**

**FORESTRY = exploitation forestière**

**URBANIZATION** = urbanisation

**AGRICULTURE** = agriculture

**TRANSPORTATION** = activités de transport

**ENERGY DEVELOPMENT** = développement énergétique

**CHEMICAL DISCHARGES** = déversements chimiques

**EROSION** = érosion

**LOSS IN SOIL QUANTITY** = disparition de la quantité du sol

**HABITAT FRAGMENTATION** = fragmentation de l'habitat

**BIOLOGICAL DIVERSITY & STABILITY** = diversité et équilibre biologiques

**HABITAT FRAGMENTATION** = fragmentation de l'habitat

**OCCUPATION OF LAND BY MAN-MADE FEATURES** = occupation du terrain par des constructions humaines

**SPECIES** = espèces

**HARVESTING** = exploitation

**SURFACE WATER & WETLANDS** = eaux superficielles et terrains marécageux

**OVERHARVESTING** = surexploitation

**SEDIMENTATION** = sédimentation

**INTRODUCTION OF EXOTIC SPECIES** = introduction de nouvelles espèces

**ABUNDANCE & DISTRIBUTION OF SPECIES** = abondance et répartition des espèces

**TOXINS** = toxines

**IN WATER QUALITY** = qualité de l'eau

**MOBILIZATION OF PERSISTANT & BIOACCUMULATIVE SUBSTANCES** = accumulation de substances bio-accumulatives et persistantes

**NUTRIENTS & TOXINS** = substances nutritives et toxines

**IN WATER QUALITY** = qualité de l'eau

**LOSS IN SOIL QUALITY** = disparition de la qualité du sol

**HABITAT ALIENATION** = aliénation de l'habitat



**BIOLOGICAL DIVERSITY & STABILITY** = diversité et équilibre biologiques

**CHANGE IN HYDROLOGICAL REGIME** = changement dans le régime hydrologique

**HABITAT FRAGMENTATION** = fragmentation de l'habitat

**BIOLOGICAL DIVERSITY & STABILITY** = diversité et équilibre biologiques

**PERSISTENCE OF NON-DEGRADABLE SUBSTANCES** = persistance des substances non-dégradables

**OVERHARVESTING** = surexploitation

**BIOLOGICAL DIVERSITY & STABILITY** = diversité et équilibre biologiques

**GROUNDWATER** = eaux souterraines

**INTRODUCTION OF EXOTIC SPECIES** = introduction d'une nouvelle espèce

**TOXINS** = toxines

**CONTAMINATION** = contamination

**REDUCED WATER QUALITY** = qualité de l'eau altérée

**INCREASED PUBLIC HEALTH RISK** = risque accru pour la santé publique

**SPECIES DISTRIBUTION & ABUNDANCE** = répartition des espèces et abondance

**Schéma 3.6** Schéma sommaire de la causalité et de la rétroaction pour chacune des quatre catégories (A à D) des effets cumulatifs. Les flèches à pointe pleine indique le sens du raisonnement inductif et celles à pointe pointillée, le sens du raisonnement déductif.

ACTIVITE HUMAINE  
CHANGEMENT DANS L' ENVIRONNEMENT  
COMPOSANTE VALORISÉE DE L'ÉCOSYSTEME (CVE)

#### CATÉGORIES D'EFFETS CUMULATIFS

A 1 ACTIVITÉ HUMAINE  
B MULTIPLES ACTIVITÉS HUMAINES  
C CATASTROPHE OU ÉVÉNEMENT INATTENDU  
D DÉTÉRIORATION DE L'ENVIRONNEMENT

#### RÉTROACTIONS

F<sub>h</sub> RÉTROACTION ENTRE LES ACTIVITÉS HUMAINES  
F<sub>e</sub> RÉTROACTION ENTRE LES CHANGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX  
F<sub>v</sub> RÉTROACTION ENTRE LES CVE  
F<sub>he</sub> RÉTROACTION ENTRE LES ACTIVITÉS HUMAINES ET LES CHANGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX  
F<sub>hv</sub> RÉTROACTION ENTRE LES ACTIVITÉS HUMAINES ET LES CVE  
F<sub>ev</sub> RÉTROACTION ENTRE LES CHANGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX ET LES CVE

#### SITUATION ENVIRONNEMENTALE

E1 SITUATION ENVIRONNEMENTALE DANS UN PREMIER TEMPS  
E2 SITUATION ENVIRONNEMENTALE DANS UN DEUXIÈME TEMPS

**Schéma 3.7** Comparaison entre la **méthode théorique du PSENB** et une **méthode intégrée axée sur les rétroactions et la hiérarchie écologique**

**MÉTHODE DU PSENB**

**ACTIVITÉS LIÉES AUX PROJETS**

CVE

rejets d'hydrocarbures

**MÉTHODE INTÉGRÉE M L'EEC**

facteurs de cause à effet en une **grande échelle**

effets indirects

rétroaction à de **multiples** niveaux

**ACTIVITÉS DE DÉVELOPPEMENT**

trafic maritime

écosystème  
équilibre

Productivité  
Diversité

rejets d'hydrocarbures

à l'échelle de la population

à l'échelle individuelle (physiologie, comportement)

**LÉGENDE :**

- ACTIVITÉS DE DÉVELOPPEMENT
- COMPOSANTE VALORISÉE DE L'ÉCOSYSTÈME (CVE)
- NIVEAUX DE CAUSALITÉ

**APPROCHE INTÉGRÉE :**

- a - INDIVIDU
- b - POPULATION
- c - ÉCOSYSTÈME

**SECTION 4**

#### 4.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS PORTANT SUR L'EGEC AU CANADA

Plusieurs conclusions et recommandations servant à l'élaboration générale des EEC au Canada sont répertoriées ci-dessous en trois catégories :

- 1) **Élaboration** de la méthode et du processus d'EEC;
- 2) **Problèmes** juridictionnels et institutionnels; et
- 3) Recherche d'un consensus.

##### 4.1 élaboration d'une approbation et d'un processus en matière d'EEC

###### Conclusion 3

L'élaboration d'une méthode et d'un processus pratiques en matière d'EGEC et la recherche de moyens permettant la mise en oeuvre de l'EGEC constituent sans doute l'unique façon de préserver la qualité de l'environnement canadien. Le Canada est en mesure d'élaborer son propre processus et sa propre structure conceptuelle en matière d'EEC comme le présent guide en fait état. L'ordre des étapes du processus est grandement relié au point d'entrée de l'évaluateur de 1<sup>o</sup> EEC dans le réseau de cause à effet des EC. Le Guide dresse essentiellement les grandes lignes d'un processus pratique d'EEC; toutefois, il reste beaucoup à faire pour fournir à l'utilisateur des méthodes détaillées et sur mesure qui sont propres à des étapes particulières du processus. Il importe que le processus, les méthodes individuelles et les études de cas (applications) évoluent d'une façon intégrée. Il serait préférable d'élaborer une méthodologie coopérative en matière d'EC avec les travailleurs des Mats-Unis.

###### Recommandations :

- 1) études de cas : Un minimum de deux études de cas doivent être mises en oeuvre et porter sur le processus d'EEC de haut en bas et de bas en haut, tel que décrit dans le présent guide. Le problème des terres humides de la bordure agricole boréale des provinces des Prairies, abordé en tant qu'étude de faisabilité dans le volume II (Wallace et Lane, 1988), est un problème d'EEC de haut en bas (en fonction de l'écosystème) comportant peu de rétroaction écologique en ce qui a trait à ses caractéristiques dominantes, à savoir la fragmentation de l'habitat, la chasse et la prédation naturelle, le morcellement dans l'espace et les changements physiques. Par contre, sur le plan des niveaux socio-économique et institutionnel, il existe certains liens rétroactifs stratégiques. Dans cette étude, la modélisation des risques au niveau de la population faciliterait

l'intégration significative des divers éléments propres aux données écologiques, lesquels pourraient être ensuite jumelés à l'analyse causale du réseau des valeurs socio-économiques, institutionnelles et juridictionnelles.

La deuxième étude de cas doit porter sur un problème d'EEC de bas en haut (d'individuel à multiple) mettant en cause un soumissionnaire et une ressource aquatique importante. Cet exemple doit aborder l'aspect de la pollution chimique qui comporte des effets écotoxicologiques dans l'ensemble de la hiérarchie biologique (individu, population et écosystème), et aboutir à l'existence de diverses rétroactions écologiques.

Sur le plan des deux études de cas, il est important que les groupes d'utilisateurs multiples soient identifiés et que le public manifeste un intérêt raisonnable afin que le problème fasse l'objet d'une étude approfondie. L'étude aquatique de Georges Bank s'avère un bon exemple de ce fait étant donné la vive controverse entourant l'exploration des gisements hydrocarbures. Cet exemple comporte en outre des ramifications juridictionnelles et institutionnelles intéressantes. La situation critique que vivent les saumons de l'Atlantique dans les Maritimes, due aux dépôts de matières acides et à d'autres incidences environnementales, constitue un autre exemple concret.

- 2) Élaboration méthodologique : Une élaboration poussée est nécessaire pour bien comprendre le fonctionnement des facteurs de la causalité et des rétroactions dans les écosystèmes régionaux, dont l'échelle spatio/temporelle est plus vaste, et pour faire en sorte que cette compréhension soit exposée de façon pratique à l'intention des utilisateurs, Si nous ne parvenons pas à déterminer les rétroactions importantes de même que les structures qualitatives fondamentales propres à ces systèmes, nous serons toujours à la merci de la Loi de Murphy (tout ce qui peut aller mal ira mal) et de son corollaire qui en découle (inévitablement, c'est la pire éventualité qui se produira tout d'abord). La Loi de Murphy constitue l'élément négatif des problèmes propres au système intermédiaire. Elle s'applique à de nombreux domaines de l'effort humain, et les activités humaines entreprises à l'intérieur des écosystèmes regorgent d'exemples témoignant de sa justesse,

La structure qualitative fondamentale doit comprendre les activités humaines, les changements environnementaux, les CVE et leurs rétroactions à l'intérieur et entre ces séries de composantes. En outre, le facteur biophysique de la structure ne peut et ne doit pas être séparé des composantes socio-économiques, juridictionnelles et institutionnelles. Les principaux domaines de rétroaction, les éléments de

contrôle naturel et humain, ainsi que les liens fondamentaux peuvent influencer sur le **système** faisant l'objet d'une **évaluation**. Par exemple, une mesure de gestion bien intentionnée, voire même raisonnable, touchant un élément particulier du réseau et visant la protection de l'amélioration de l'écosystème ou des espèces se traduit parfois par la détérioration de ceux-ci,

La principale technique causale du **réseau** (analyse en boucle) recommandée est fondée sur les liens **rétroactifs** que l'on retrouve parmi une **série** de variables de **réciprocité**. Bon nombre d'autres types de techniques qualitatives ne représentent qu'une causalité à sens unique, ce qui se traduit par l'absence **marquée** de la majeure partie de la **rétroaction nécessaire** à la **compréhension** des EC. Bien que l'analyse en boucle ait été principalement **élaborée** en fonction des applications locales sur l'écosystème, son utilisation devrait également englober les problèmes d'EC. Les techniques de **modélisation** fortement **axées** sur l'aspect quantitatif ne devraient être mises en oeuvre que lorsque la structure qualitative et le degré de **rétroaction** sont bien compris.

Une fois **élaborés**, un **modéliste compétent** peut transformer les modèles par boucle en **modèles** de simulation **assistée** par ordinateur. Les **modèles** d'analyse en boucle ont l'avantage de pouvoir être utilisés avec ou sans données. Il n'est pas **nécessaire** que les variables soient dans les **mêmes unités**. Un questionnaire environnemental ou une loi sur la protection de l'habitat peut occuper le **même réseau** qu'une population de caribous sans, pour autant, tout convertir en grammes de charbon et en kilowatts **d'énergie**. Ces **modèles** peuvent ainsi être utilisés par des personnes n'ayant pas une connaissance approfondie des **mathématiques** et leur exploitation n'est pas dispendieuse. Les **modèles** par boucle servent également à la cueillette de **données** et à la structuration des **prédictions** des incidences environnementales. La majeure partie des autres **méthodes** énumérées à la section 3.0 ne **nécessitent** que très peu de **révision** aux fins de leur utilisation dans le processus d'EEC.

- 3) **Intégration de la planification régionale et de la capacité d'évaluation:** Règle générale, à ce stade-ci, une personne ne maîtrise pas encore suffisamment les aspects de la planification environnementale régionale et de la **capacité d'évaluation** environnementale lui permettant de **réaliser** efficacement l'intégration de ces deux domaines. Souvent, les planificateurs et les **écologistes possèdent** une formation **académique** et une **expérience** professionnelle qui diffèrent énormément. Des efforts concertés doivent être **déployés** dans le but de mettre en place de nouveaux



programmes de formation en matière d'EGEC ou des programmes qui viennent s'ajouter à ceux portant sur les études environnementales au Canada. De plus, les ateliers doivent être axés sur les études de cas pour faciliter l'intégration des planificateurs et des spécialistes de l'évaluation. Les résultats découlant des ateliers et des autres efforts de collaboration peuvent servir à créer du matériel de référence visant la formation et l'apprentissage en matière d'EGEC.

- 4) Facteurs logistiques : En premier lieu, un progiciel doit être élaboré afin de guider l'utilisateur tout au long du processus d'EEC et de la modélisation qualitative de base. En deuxième lieu, les e-changes actuels d'information en matière d'EEC entre les concepteurs américains et canadiens doivent être améliorés et mieux structurés. Un effort concerté des deux pays ne peut qu'être bénéfique.

#### 4.2 Problèmes iuridictionnels et institutionnels

#### Conclusion :

Les systèmes juridictionnels et institutionnels du Canada sont inadéquats lorsqu'il s'agit de s'attaquer aux multiples problèmes d'EEC énumérés à la section 3.0 et à la partie 7.1. Même si l'écologie régionale est bien comprise, il n'est pas toujours possible de remédier au problème en raison des barrières juridictionnelles et institutionnelles. Le problème de dépôts acides témoigne bien de ce fait. Tout processus d'EEC valable doit comporter des étapes permettant à l'utilisateur de connaître la typologie de ces barrières et les solutions de rechange pour les aborder. Cet aspect déborde le cadre du mandat des rédacteurs du Guide de référence. Un évaluateur doit pouvoir déterminer le degré de rétroaction associée aux problèmes juridictionnels et institutionnels qui peut influencer sur la dynamique et la structure qualitative de l'écosystème faisant l'objet d'une évaluation. Les paliers fédéral et provinciaux doivent tenter de mettre de l'avant de nouvelles mesures en matière d'EEC.

#### Recommandations :

- 1) Élaboration méthodologique : Une étude distincte doit être effectuée afin d'élaborer la typologie en question et d'étudier les rétroactions éventuelles des mesures juridictionnelles et institutionnelles touchant l'environnement, y compris ses composantes socio-économiques et biophysiques. Des recommandations doivent être apportées afin de modifier le processus d'EEC du Canada, et de faire en sorte que celui-ci comporte des étapes qui permettront de guider l'utilisateur parmi la

multitude de problèmes et de choix de gestion possibles. Ces recommandations doivent être vérifiées dans le cadre d'études de cas et améliorées au besoin.

- 2) Nouvelles mesures : Une des raisons, qui expliquent pourquoi les travailleurs américains attachent beaucoup plus d'importance et déploient plus d'efforts que leurs homologues canadiens en matière d'EGEC, réside dans le fait que les États-Unis n'ont pas tardé à incorporer les effets cumulatifs à des lois clés peu de temps après avoir entrepris l'évaluation des incidences environnementales. Même si les États-Unis devançant le Canada sur le plan de l'intervention concrète, le fait que notre population est moindre, que nos problèmes d'EC sont moins importants et que notre bureaucratie et nos barrières juridictionnelles et institutionnelles soient moins imposantes nous confère un avantage. Nous devons toutefois renforcer et élargir notre méthode actuelle de planification et d'évaluation afin de faire en sorte que les EC soient décelées et qu'elles demeurent au centre de nos préoccupations.

Une façon de réaliser un processus d'EGEC au Canada serait que le BFEEE assume un rôle de coordonnateur auprès de cinq comités d'évaluation régionaux en matière d'EGEC et ce, pour chacune des cinq régions géographiques du Canada (les provinces de l'Atlantique, le Québec, l'Ontario, les provinces des Prairies, la Colombie-Britannique et les Territoires du Nord-Ouest). Les comités bénéficieraient d'une représentation fédérale et provinciale. Une version modifiée du comité régional de coordination et de pré-sélection pourrait servir de point de départ.

À l'échelle fédérale, des exigences doivent être élaborées afin que les facteurs de l'évaluation environnementale initiale (EEI) et de l'énoncé des incidences environnementales (EIE) de tous les promoteurs soient évalués en fonction d'une série de lignes directrices en matière d'effets cumulatifs. P. Lane and Associates Limited et Washburn and Gillis and Associates Limited ont rédigé une section sur l'évaluation des incidences cumulatives pour le Generic Initial Environmental Evaluation pour faire suite au projet qui vise à relier le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard (Lane et Gillis, 1988). Douze régions susceptibles de renfermer des effets cumulatifs ont été étudiées et analysées. Le comité de coordination du BFEEE en matière d'EC doit lancer un programme de formation pour mettre en oeuvre l'EEC des promoteurs.

Pour l'EEC axée sur l'écosystème, chaque comité d'évaluation de l'EGEC doit servir en quelque sorte d'organisme de prévention en vue de détecter les EC qui approchent le seuil

de tolérance. Ces comités peuvent agir à titre de coordonnateurs pour la description du système régional, la cueillette et le contrôle des données, les objectifs de gestion axés sur la concrétisation des buts, la détermination des EC réels ou possibles et les recommandations apportées au niveau de la gestion, de la planification et de la recherche. Des modèles génériques et des progiciels ainsi que des systèmes d'information générale pourraient être élaborés, le cas échéant, pour les cinq domaines propres à l'EEC, afin de faciliter la mise en oeuvre de pratiques d'EEC normalisées à l'échelle du Canada.

Il serait surprenant, surtout au niveau des EC découlant de la détérioration généralisée de l'écosystème, qu'un organisme gouvernemental (et surtout pas un soumissionnaire) assume la responsabilité de la gestion des EC si le BFEE ne joue pas un rôle de premier plan pour l'élaboration et la mise en oeuvre de nouvelles exigences en matière d'EGEC.

#### 4.3 Recherche d'un consensus

##### Conclusion :

La recherche d'un consensus compte pour beaucoup dans la réussite de l'EGEC. Cet élément est étroitement lié à plusieurs des étapes du processus d'EEC décrites à la section 3.0, notamment : l'établissement des objectifs et la démarcation des limites, le consensus sur le plan de la surveillance des incidences et des mesures à prendre lorsque le seuil de tolérance est dépassé, et la formulation de nouvelles mesures institutionnelles et juridictionnelles afin de s'assurer que l'EGEC est réalisable au Canada.

La recherche d'un consensus entre les parties intéressées engagées dans des disputes ou des négociations environnementales devient un objectif de plus en plus important pour les organismes gouvernementaux et, parfois, pour les promoteurs. Sur le plan de l'évaluation des effets cumulatifs, les décideurs doivent souvent déterminer la capacité de tolérance totale de l'environnement en prévision de sa mise en valeur et d'autres activités humaines. Pour cela, il faut résoudre les conflits entre les utilisateurs multiples et s'assurer de la meilleure répartition possible entre eux.

O'Riordan (1983) a effectué une étude sur les méthodes liées au processus consultatif en tant que partie intégrante de la planification stratégique des ressources hydrauliques régionales de la Colombie-Britannique. Le recours à des groupes consultatifs publics en tant qu'élément du processus initial de planification stratégique a été cité comme méthode servant à réduire les futures disputes. Plus récemment, McGlennon et Susskind (1987) ont constaté que le USEPA, organisme dont

80 p. cent de tous ses nouveaux règlements étaient débattus devant les tribunaux, a mis sur pied un projet de démonstration visant à vérifier l'utilité de l'établissement des règlements négociés.

Ces deux exemples relatifs au stade de planification régionale et à l'élaboration de règlements témoignent bien de la nécessité de recourir à des techniques de recherche de consensus sur une vaste gamme de problèmes environnementaux. Jeffery (1987) a examiné le rôle et la valeur de la négociation et de la médiation dans le cadre du processus actuel d'évaluation et d'approbation en place en Ontario, Selon lui, le processus de négociation et de médiation ne devrait pas amoindrir la portée légale du processus de réglementation et d'approbation en vigueur dans la législation actuelle, et il suggère que ce processus soit utilisé au stade de la consultation précédant l'audition.

Cette perspective est intéressante du fait que la médiation jouerait un rôle parallèle ou complémentaire au sein du processus de réglementation actuel. D'ailleurs, il faut citer en exemple le cas de l'Office de conservation des ressources énergétiques de l'Alberta qui tentait de résoudre les problèmes environnementaux entre Syncrude et la bande indienne de Fort McKay. Dans ce cas-ci, des négociations continues se sont tenues pour déterminer, analyser et résoudre les problèmes environnementaux à long terme, y compris les effets cumulatifs.

Le processus juridique, bien qu'il s'agisse en quelque sorte d'un affrontement, constitue tout de même une forme de recherche de consensus; consensus dont l'issue est d'ailleurs bien délimitée voire même souvent exécutoire. Contrairement aux États-Unis, le Canada fait moins appel aux tribunaux en raison de la plus grande liberté d'action dépeignant notre législation, et du fait que les tribunaux américains préconisent généralement une position beaucoup plus interventionniste. Toutefois, la nouvelle Charte canadienne des droits et libertés pourrait faire en sorte de modifier cette tendance en permettant aux citoyens, par le truchement du processus juridique, de participer davantage à la réglementation et à la prise de décision sur les questions environnementales. D'après Sadler (1986a,b,c) :

«Règle générale, la médiation et les accords négociés sont perçus comme des suppléments aux procédures d'administration et de réglementation plutôt que comme des solutions pour les remplacer. Par conséquent, une question importante se pose : comment lier de la meilleure façon possible ces méthodes aux systèmes existants, par exemple, pour qu'elles deviennent des conditions nécessaires à l'approbation générale ou encore des exigences pour l'attribution de

mandats et de licences particuliers au fur et à mesure que le développement se poursuit?»<sup>1</sup>

Ces types de problèmes peuvent entraîner un besoin pour l'élaboration de techniques de recherche d'un consensus en matière d'EEC et ce, à plusieurs paliers :

1) Consensus inter-gouvernemental

Il ne fait aucun doute que les effets cumulatifs, plus que tout autre problème environnemental, englobent de vastes domaines, de nombreuses juridictions et de longues périodes. La collaboration des gouvernements canadien et internationaux constitue un facteur essentiel si l'on veut mener à bien ces efforts.

2) Consensus intra-gouvernemental

Tel que mentionné précédemment, la coopération d'une vaste gamme d'organismes est essentielle à la mise en oeuvre efficace des méthodes en matière d'EEC. Ainsi, une collaboration prendra naissance non seulement entre les organismes engagés dans la gestion des ressources liées à l'environnement, mais aussi avec des organismes jouissant de mandats concrets, bien que très différents, comme ceux de Revenu Canada Impôt,

3) Collaboration du grand public

Si l'on veut que l'EEC surpasse le stade d'évaluation et atteigne celui des programmes de réalisation, il faudra compter sur une collaboration sans précédent de la part du grand public. Par exemple, la réclamation et la préservation des terres humides régionales nécessiteront le soutien des propriétaires fonciers privés si l'on veut mener à bon port tout programme de réhabilitation. Encore ici, de nouveaux mécanismes devront être mis en place afin de faciliter la collaboration du grand public tout en fournissant ou en élaborant des techniques qui encourageront le grand public à participer.

Pour les raisons mentionnées ci-haut, l'EEC devra faire l'objet d'une attention particulière et nécessitera des méthodes visant la recherche d'un consensus entre les juridictions, les divers paliers de gouvernement et le grand public. Ces nouvelles initiatives devront, à l'avenir, faire l'objet d'une étude soignée, et des stratégies devront être élaborées pour que tous

---

<sup>1</sup> N.d.T. : Traduction libre

reconnaissent les problèmes liés à l'EEC et pour que soient mis sur pied des programmes visant à les aborder.

**Recommandation :**

Une étude doit être effectuée pour documenter l'étalage de méthodes de recherche de consensus actuelles puis, à l'aide des renseignements obtenus, procéder à l'intégration d'une méthodologie pratique au sein du processus canadien d'EGEC.

Une application directe relative à l'EEC est illustrée à la section 3.0. Cette application fait appel à une série que l'on désigne méthodes de groupe et a été utilisée pour en arriver à un consensus en matière d'EEC par le Fish and Wildlife Service des États-Unis et par d'autres organismes américains concernés par l'EEC. Ces méthodes de groupe sont : technique de groupe nominale, analyse rétrograde et établissement rapide d'un diagramme. Ces méthodes sont décrites brièvement à la partie 7.3. Pour ce qui est de l'élaboration subséquente de techniques de recherche de consensus, l'expérience de nos voisins du sud nous fournit une orientation et des renseignements inestimables nous permettant d'évaluer une variété de techniques et d'exemples d'applications possibles qui pourraient être utilisés dans le cadre du processus d'EGEC.

7

3  
2  
4

**SECTION 5**

## 5.0 Glossaire des acronymes\*

AADC	Alberta Agricultural Development Board
AAE	Analyse des avantages économiques
ACE	Army Corps of Engineers, Department of Defense des États-Unis
ACE <sup>1</sup>	Analyse cause à effet
AFS	American Fisheries Society
AIE	Analyse des incidences économiques
ANCE	Analyse cause/effet
ANL	Argonne National Laboratory
BFEEE	Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales
BI	Biogéographie insulaire
BPA	Bonneville Power Administration
CAETEP	Committee on Applications of Ecological Theory to Environmental Problems (États-Unis)
CCEA	Commission de contrôle de l'énergie atomique
CCMRE	Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement
CCREE	Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale
CCS	Comité consultatif scientifique (Guide de l'utilisateur de l'EEC)
CEQ	Council for Environmental Quality (États-Unis)
CI	Canards illimités
CIP	Cumulative Impact Process (FWS)
CMA	Changement le moins acceptable
CMI	Commission mixte internationale
CRE	Composante à risque de l'écosystème
CVE	Composante valorisée d'un écosystème
CWA	Clean Water Act (États-Unis)
EC	Effets cumulatifs
EE	évaluation environnementale
EEAP	étude économique sur les activités de plaisance
EEC	évaluation des effets cumulatifs
EEI	évaluation environnementale initiale
EGAE	évaluation et gestion adaptatives de l'environnement
EGEC	évaluation et gestion des effets cumulatifs
EIC	L-valuation des incidences cumulatives
EIE	évaluation des incidences environnementales
ELIR	Entités législatives, institutionnelles et de réglementation
ENIE	énoncé des incidences environnementales
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
ERE	évaluation des risques écologiques
FBT	Feuillus des basses terres
FERC	Federal Energy Regulatory Commission (États-Unis)
EEFF	Etude de l'estuaire du Fleuve Fraser
FWS	Fish and Wildlife Service (Dept. of Interior des États-Unis)



GL	Grands Lacs
GLIMS	Great Lake. Information Management System
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IE	Incidences cumulatives
IRES	Institute for Resource and Environmental Studies (université Dalhousie) <sup>2</sup>
MAINC	Ministère des Affaires indienne et du Nord canadien
MCRP	Méthode conjointe de résolution des problèmes (FWS)
MPO	Ministère des pêches et des Océans
NEC	National Ecology Center (états-Unis, FWS)
NEPA	National Environmental Protection Act (États-Unis)
NMFS	National Marine Fisheries Service (Department of Commerce des états-Unis)
NPS	National Park Service (Department of Interior des états-Unis)
NRC	National Research Council (états-Unis)
OCREA	Office de conservation des ressources énergétiques de l'Alberta
ONE	Office national de l'énergie
OP1	Outil de planification informatisé
OTS	Office of Toxic Substances
PE	Plan d'étude
PEEE	Processus d'évaluation et d'examen en matière d'environnement
PEGI	Processus d'évaluation d'un groupe d'incidences
PG&E	Pacific Gas and Electric Company (Californie, états-Unis)
PIC	Projet des XC (NEC du FWS)
PNAGS	Plan nord-américain de gestion de la sauvagine
PPE	Planification de la protection de l'environnement
PSEMB	Programme de surveillance environnementale dans la mer de Beaufort
R-D	Recherche et développement
ROTC	Rivières Ohio, Tennessee et Cumberland
SCF	Service canadien de la faune
SEE	Surveillance des effets environnementaux
SOGD	Société ontarienne de gestion des déchets
SPE	Service de protection de l'environnement
TLDPA	Transport sur de longues distances de polluants atmosphériques
T. N.-O.	Territoires du Nord-Ouest
TUNS	Technical University of Nova Scotia
UMRBC	Upper Mississippi River Basin Commission

<sup>2</sup> N.d.T. : Après vérification auprès du service des appellations du Secrétariat d'état, il a été convenu qu'il s'agissait de la Institute for Resource and Environmental Studies et non de la School for Research...

UMRCC	Upper Mississippi River Conservation Committee
USDA	United States Department of Agriculture
USDE	United States Department of Energy
USDI	United States Department of Interior
USDOD	United States Department of Defence
USFS	United States Forest Services

\* Ce glossaire comporte également les acronymes des volumes II  
et III

**SECTION 6**

## BIBLIOGRAPHIE

- Anderson, B.F. 1981. **Cascaded** tradeoffs: A multiple objective, multiple public method for alternative evaluation in water **resource** planning. Prépare pour the U.S. Department of the Interior, Bureau of **Reclamation, Contract** No. 9-01-81-05060, Washington, D.C., by Portland **State** University, Portland, OR.
- Anderson, D.M. and C.C. King. 1978. A method for broadscale environmental evaluation as applied in an environmental analysis of central Ohio. Ohio J. Sci. **78(4):177-185**.
- Armour, C.L. 1986a. Method for modelling causes and effects of environmental actions. Review draft: Cumulative Impact **Series**. Préparé pour Western Energy and Land Use Team, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 21 pp.
- Armour, C.L. 1986b. Method for use of multiattribute value theory for environmental **decisions**. Review draft: Cumulative Impact **Series**. Préparé pour Western Energy and Land Use Team, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. **20 pp**.
- Armour C.L. and S.C. Williamson. 1986. Modelling causes and effects of environmental problems. U.S. Fish and Wildlife Service, NEC. 86. **23 pp**.
- Armour, C.L., R.J. Fisher and J.W. Terrell. 1984. Comparison of the use of the Habitat Evaluation **Procedures** (HEP) and the Instream Flow **Incremental** Methodology (IFIM) in aquatic analyses. FWS/OBS-84-11. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. **30 pp**.
- Armour, C.L., R. Johnson and S. Williamson. 1985. Problem Analysis and Planning for the FWS Cumulative Impacts Program: August 1984 Workshop Proceedings. Biological Report **85(11.1)**. Fish and Wildlife Service U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 21 pp.
- Bain, M.B., J.T. Finn, L.J. Gerardi, Jr., M.R. Ross and W.P. Saunders, Jr. 1982. An evaluation of methodologies for assessing the effects of flow fluctuations on streamfish. **FWS/OBS-82/63**. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Bain, M.B., J.S. Irving, R.D. Olsen, E.A. **Stull** and G.W. Witmer. 1985a. Cumulative impact assessment: identifying optimal configurations for multiple developments. Environmental Research Division, Argonne National Laboratory, Argonne, IL.
- Bain, M.B., J.S. Irving, R.D. Olsen, E.A. **Stull** and G.W. Witmer. 1985b. Cumulative impact assessment: a practical methodology. Environmental Research Division, Argonne National Laboratory, Argonne, IL.

Bain, M.B., J.S. Irving, R.D. Olsen, E.A. **Stull** and G.W. Witmer. 1985c. Cumulative impact assessment: evaluating the environmental **effects** of multiple **human** developments. **ANL/EES-TM-309**. Argonne National Laboratory, Argonne, IL. **71 pp.**

**Battelle** Columbus Laboratories and Midwest Research Institute. 1979. Environmental quality evaluation **procedure** implementing **principles** and standards for planning water **resources** programs. **Contract** No. WR14050761. U.S. Water **Resources** Council, Washington, D.C.

Beanlands, G.E. 1986. Environmental impact assessment as an element of environmental management. In: CCREE ET N.R.C. (eds). Proceedings of a **Workshop** on Cumulative Environmental **Effects**: A Binational Perspective. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Hull, Qc.

Beanlands, G.E. and P.N. Duinker. 1984. An ecological framework for environmental impact assessment. J. Environ. Manitoba. 18-267-277.

Beanlands, G.E. and P.N. Duinker. 1983. An ecological framework for environmental impact assessment in Canada. Institute for **Resource** and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax, **Nova Scotia**; et Bureau Fédéral d'examen des évaluations environnementales (BFEEE), Hull, Qc. 132 pp.

BFEEE. 1978. Bureau Fédéral **d'Examen** des évaluations environnementales. Guide for environmental screening. Ministère des **Approvisionnements** et Services Canada, Ottawa, Ontario.

Bisset, R. 1980. Methods for environmental impact analysis: **recent** trends and future **prospects**. J. Environ, Manitoba. 11:27-43.

Bloom, S.A. 1980. Multivariate quantification of community recovery. In: Cairns, J., Jr. (ed.) The Recovery Process in Damaged Ecosystems. Ann Arbor Publishers, Inc. Ann Arbor, MI. **pp.141-151.**

**Boreman**, J., C.P. Goodywar and S.W. Christensen. 1978. An empirical transport model for evaluating entrainment of aquatic organisms by power plants. Power Plant **Project**, **FWS/OBS-78/90**. U.S.Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. **67 pp.**

Briand, F. and E. **McCauley**. 1978. Cybernetic mechanisms in lake plankton systems: how to control undesirable algae. Nature 273:228-2230.

California Energy Commission. 1982. Cumulative impacts study of the geysers KGRA: public services impacts of geothermal development. CEC Staff Report. Sacramento, CA.

California State Board of Forestry. 1982. Report of the cumulative effects task force. California State Board of Forestry, Sacramento, CA.

CCREE et U.S. NRC (eds) 1986. Proceedings of a Workshop on Cumulative Effects: A Binational Perspective. Conseil Canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Hull, Québec.

Canter, B. 1986. Models for cumulative effects management in non-wetlands regulatory programs. In: Estevez, E.D., J. Miller, J. Morris and R. Hamman (eds). Proceeding of the Conference. Environmental Studies Program Pub. No. 38. Omnipress, Madison, WI.

Canter, L.W.. 1981. Methods for environmental impact assessment: theory and application (emphasis on weighting-scaling checklists and networks). In: Environmental Impact Assessment. PADC Environmental Impact Assessment and Planning Unit, University of Aberdeen, U.K. Martinus Nijhoff Publishers, Boston, MA. pp.165-233.

Capen, D.E. 1981. The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat. U.S. Forest General Technical Report RMB7.

Ganter, L.W. 1977. Environmental Impact Assessment. McGraw Hill, New York. N.Y.

Caswell, H. 1976. Community structure: a neutral model analysis. *Ecol. Monogr.* 46:327-354.

Center for Wetland Resources. 1977. Cumulative impact studies in the Louisiana coastal zone: eutrophication, land loss. Louisiana State University, Baton Rouge, LA,

Cline, E.W., EX. Vlachos and G.C. Horak. 1983. State-of-the-art and theoretical basis of assessing cumulative impacts on fish and wildlife. Contract No. 14-10-0009-B1-058. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy Land Use Team, Kearneysville, W.V.

Coats, R.N. and T.O. Miller. 1981. Cumulative silvicultural impacts on watersheds: a hydrological and regulatory dilemma. *J. Environ, Manitoba.* 5(2):147-160.

Cole, C.A. and R.L. Smith. 1983. Habitat suitability indices for monitoring wildlife populations - an evaluation. *Transactions of the North American Wildlife and Nature Resource Conferation* 48:367-375.

Colorado Department of Health, U.S. Environmental Protection Agency Region VIII. 1981. Cumulative environmental impact study work plan to assess the cumulative environmental impacts of energy development in Northwestern Colorado. Boulder, CO.

Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Secrétariat du CCREE. 1987. Philosophy and themes for research, Hull, Québec.

Contant, C.K. 1984a. Cumulative impact assessment: design and evaluation of an approach for the Corps Engineers permit program at the San Francisco district, Ph.D. Dissertation. Stanford University, Palo Alto. CA. 373 pp.

Contant C.K. 1984b. Cumulative impact assessment: design and evaluation of an approach for thje Corps of Engineers permit program at the San Francisco district.

Contant, C-K. and L. Ortalano. 1985. Evaluating a cumulative impact assesment approach. Water Resource Res. 21(9):1313-1318.

Coullard, D. 1984. New mehtodology of impact evaluation: coherence graphs. J. Environ, Manitoba 18:253-265.

Dames and Moore, Inc. 1981. Methodology for the analysis of cumulative impacts of permit activities regulated by the U.S. Army Corps of Engineers. DACW 72-80-C-0012. U.S. Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources, Fort Belvoir, VA.

Darnell, R.M. 1973. Ecology and Man. William C. Brown Co. Publishers, Dubuque, I.A. pp. 126-142.

Dee. N., J.K. Baker, N.L. Drobny, K. M. Duke and D.C. Hanringer. 1972. An environmental evaluation system for water resource planning. Battelle-Columbus Laboratories, Columbus, OH.

Delbecq. A.L., A.H. Vandenvan and D.H. Gustafson. 1975, Group techniques for programm planning, Scott, Foresmar and Company.

Denver Research Institute and Resource Planning Associates. 1979. Socioeconomic impacts of western energy resource development. Volume II: Assessment methodologies. Préparé pour Council on Environmental Quality. Executive Office of the President, Resource and Land Investigations Program U.S.G.S., U.S. Dept. of Energy, Environmental Protection Agency, and National Science Foundation. 159 pp.

Department of Indian Affairs and Northern Development. 1982. Statement to the Beaufort Environmental Assessment and Review Panel. Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien. Ottawa, Ontario.

Dickert, T.G. and A.E. Tuttle. 1985. Cumulative impact assessment in environmental planning: a coastal wetlands watershed example. Environmental Impact Assessment Review 5(1):37-64.

Environnement Canada. 1987a. State of the environment. Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

Environnement Canada. 1987b. Environmental quality in the Atlantic Provinces. Environnement Canada, Environmental Protection Service, Région de l'Atlantique, Dartmouth, Nouvelle-Écosse.

Environnement Canada. 1986. Wetlands in Canada: a valuable resource. Fact Sheet 86-4. Ottawa, Ontario. 8 pp.

Environnement Canada. 1982. Review and evaluation of adaptive environmental assessment and management. Environnement Canada, Vancouver, Colombie-Britannique.

Environnement Canada, Atlantic Region. 1983. Area wide assessments: a discussion paper. Environnement Canada, Dartmouth, Nouvelle-Écosse.

Environnement Canada, Bureau Fédéral d'examen des évaluations environnementales (BFEEE), Fisheries and Oceans Canada, and the Canadian Oil and Gas Lands Administration. 1985. Proceedings of the Workshop on Strategic Planning for the Coastal and Marine Environment. Volume I. Wolfville, Nouvelle-Écosse.

Erikson, P.A. 1979. Environmental Impact Assessment: Principles and Applications. Academic Press, New York, N.Y.

ESSA. 1985. Upper San Joaquin Basin cumulative impact study for hydroelectric developments. Draft Report. Dec. 1985. Environmental and Social Systems Analysts Ltd., Vancouver, Colombie-Britannique. Prépare pour the California State Water Resources Control Board. Division of Water Rights.

ESSA. 1982. Review and evaluation of adaptive environmental assessment and management. Environmental and Social System Analysts Ltd., Vancouver, Colombie-Britannique. Prépare pour Environnement Canada, Ottawa, Ontario. 116 pp.



Everett, S.J. 1978. Regional carrying capacity: its detriments and a method of estimation. Doctoral Dissertation. Stanford University, Palo Alto, CA

Everitt, R.R. 1983. Adaptive environmental assessment and management: some current applications. IN: PADC Environmental Impact Assessment and Planning Unit, University of Aberdeen, U.K. Environmental Impact Assessment. Martinus Nijhoff Publishers, Boston, MA. pp.293-306.

Everitt, R.R., D.A. Birdsall and D.P. Stone. 1986. Beaufort environmental monitoring program. Northern hydrocarbon development and environmental problem solving. In: Proceedings of the Eighth Annual Meeting of the International Society of Petroleum Industry Biologists. Sept. 24-26, 1985. Banff, Alberta.

Fabos, J.F., C.M. Greene and S.A. Joyner, Jr. 1978. The wetland landscape planning process: composite landscape assessment, alternative plan formulation and plan evaluation. Part 3 of the metropolitan landscape planning model. Research Bulletin No. 653. University of Massachusetts, Massachusetts Agricultural Experimental Station, Water Resources Research Center, Amherst, MA.

FEARO. 1978. Guide for environmental screening. Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa, Ontario.

Federal Energy Regulatory Commission. 1984. Draft environmental impact analysis of small-scale hydroelectric development in selected watersheds in the Upper San Joaquin River Basin, California. FERC/DEIA-001. U.S. Federal Energy Regulatory Commission, Washington, D.C.

Federal Energy Regulatory Commission. 1985. Procedures for assessing hydro power projects clustered in river basins: request for comments. Fed. Reg. 50(16):3385-3403.

Finsterbusch, K. 1977. Methods for evaluating non-market impacts in policy decisions with special reference to water resources development projects. IWR Contract Report 77-8. Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources, Fort Belvoir, VA. 46 pp.

Fisher, R.A. and J. Wishart. 1930. The arrangement of field experiments and the statistical reduction of results. Technical Communication No. 10:1-23. Imperial Bureau of Soil Science, London, Royaume-Uni.

Freeman, A.M. 1982. Air and Water Pollution Control - A Benefit-cost Assessment. John Wiley and Sons, New York, N.Y. 186 pp.

Galloway, G.E. 1978. Assessing man's impact on wetlands. Sea Grant No. 78-17; Report No. 78-136. University of North Carolina, Water Resources Institute, Raleigh, NC,

Geppert, R.R., C.W. Lorenz and A.G. Larson. 1984. Cumulative Effects of Forest Practices on the Environment: A State of the Knowledge. Ecosystems, Inc., Olympia, WA. 208 pp.

Gilliland, M.W. and B.D. Clark. 1981. The Lake Tahoe Basin: a system analysis of its characteristics and human carrying capacity. J. Environ, Manitoba. 5:397-407.

Gilpin, M.E. and J.M. Diamond. 1982. Factors contributing to non-randomness in species co-occurrence on islands. Clecologia 512:75-84.

Gilpin, M.E. and J.M. Diamond. 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. Nature 285:567-568.

Gosselink, J.F. and L.C. Lee. 1986. Cumulative impact assessment principles. Pub. LSU-CEI-86-08, Coastal Ecology Institute for Wetlands Resources, Louisiana State University.

Gosselink, J.K. and L.C. Lee. 1987. Cumulative impact assessment in bottomland hardwood forests. LSU-CEI-B6-09. Center for Wetlands Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, LA. 113 pp.

Haines, Y.Y. and A. Ha. 1974. Multiobjectives in water resources system: the surrogate worth tradeoff method. Wat. Resour. Res. 10:615-624.

Harris, L.D. 1984. The Fraomented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity. University of Chicago Press, Chicago, IL.

Healy, M.C. and R.R. Wallace (eds). Canadian aquatic Resources, Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 215:533 pp.

Hill, J. 1975. Influence: a new tool for preliminary systems analysis. In: Alternate Chemical Symposium. Vol. III. Office of Pesticides Programs, U.S.EPA, Washington, D.C.

Hinds, W.T. 1984. Towards monitoring of long-term in terrestrial ecosystems. Environ, Conserv. 11:11-18.

Hirst, S.M. 1984. Applied ecology and the real world: I. Institutional factors and impact assessment. J. Environ. Manitoba. 18:189-202.

Hirst, S.M. 1984b. Applied ecology and the real world: II, Resource management and impact assessment. J. Environ. Manitoba. 18:203-213.

Holling, C.S. (ed.) Adaptive Environmental Assessment and Management. John Wiley and Sons, New York, N.Y. 377 pp.

Holling, C.S. 1978b. A wildlife impact information system, In: Holling C.S. (Ed.) Adaptive environmental Assessment and Mangement. John Wiley and Sons, New York, N.Y. pp. 279-297.

Holling, C.S. 1982. Science for public policy: highlights of adaptive environmental assessment and management. In: Mason, W.T. (ed.) Research on Fish and Wildlife Habitat. EPA/600/8-82-022. U.S. Environmental Protection Agency. pp. 78-91.

Horak, G.C. and E.C. Vlachos. 1984. Cumulative impacts and wildlife. In: Corner, J. (ed.) Issues and Technology in the Manaoement of Impacted Western Wildlife. Thorne Ecological Institute, Boulder, CO. pp. 7-13.

Horak, G.C., E.C. Vlachos and E.W. Cline. 1983a. Fish and wildlife and cumulative effectsr Is there a problem? Contract No. 14-16-0009-81-058. Prépare pour Eastern Energy and Land Use Team, Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the interior, Washington, D.C.

Horak, G.C., E.C. Vlachos and E.W. Cline. 1983b. Methodoligical guidance for assessing cumulative impacttps on fish and wildlife. Contract No. 14-16-009-81-058. Préparé pour Eastern Energy and Land Use Team, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecol. Monographs 54(2):187-211.

Hydropower Assessment Steering Committee. 1983. Discussion paper on critical habitats and cumulative methods. Northwest Power and Planning Commission, Hydropower Assessment Steering Committee, Portland, OR. 12 pp.

INTASA, Inc. 1981a. Environmental assessment programmatic alternatives. DAWC 71-80-0002. U.S. Army Corps of Engineers, Inst. of Water Res., Fort Belvoir, VA.

INTASA, Inc. 1981b. Mitigation and cumulative impacts. Environmental assessment. In: The National Hydroelectric Powero Resource Study. DAWC 72-80-C-0002. U.S. Corps of Engineers, Inst. of Water Res., Fort Belvoir, VA.

Jameson, D.T. (ed.) 1976. Ecosystem impacts of urbanization assessment methodology. Environmental Research Laboratory, Corvallis, OR.

Jeffery, M.I. 1987. Accomodating negotiation in EIA and project approval processes. Atelier du CCREE. Toronto, Ontario. 20 pp.

Kane, J., I. Vertinsky and W. Thomson. 1973. KSIM: a methodology for interactive resource simulation. Wat. Resour. Res. 9-65-80.

Keeney, R.L. and H. Raiffa. 1976. Desisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs. John Wiley and Sons, New York, N.Y.

Kimball, T.C., A. Patel and G.A. Yoshioka. 1982. Field test of the Chesapeake Bay permits atlas. Applied Physics Laboratory, The Johns Hopkins University, Baltimore, MD.

Kozlowski, J. 1985. Threshold approach in environmental planning. Ekistics 42, 311. March/April, pp. 146-153.

Lane, P.A. 1986a. Symmetry, change, perturbation and observing mode in nature communities. Ecologie 67::223-239.

Lane, P.A. 1986b. Preparing marine plankton date sets for loop analysis. Ecology. Supplementary Publications Source Document No. 8525A.

Lane, P.A. 1985a. A food web approach to mutualism in lake communities distinguishing direct, 'indirect and community effects. In: Boucher, D. (ed.) Mutualism - New Ideas About Nature. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, pp. 344-374.

Lane, P.A. 1985b. Food web models of a marine plankton communityr an experimental approaoch. J. Exper. Mar. Biol. Ecol.

Lane, P.A. 1982. Using qualitative analysis to understand perturbations in marine ecosystems in the field and laboratory. In: Archibald, P. (ed.) Environmental Biology State of the Art Seminar. EPA-600/9-82-007. Office of Exploratory Research, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C. pp. 94-122.

Lane P.A., and T.M. Collins. 1985. Food we models of a marine plankton community: an experimental approach. J. Exper. Mar. Biol. Ecol. 94:41-70.

Lane, P.A., and G. Gillis. 1988. Generic Initial Environmental Evaluation of the Northumberland Strait Crossing Project. Préparé pour le Ministère des Travaux publics du Canada.

Lane, P.A. and R. Levins. 1977 Dynamics of aquatic systems. II. The effects of nutrient enrichment on model plankton communities. *Limnol. Oceanogr.* 21:454-471.

Lane, P.A. and J.A. Wright. 1986. The theory of loop analysis. Ecology. Supplementary Publication Source Document No. 8525B.

Leathe, S.A. 1985, Cumulative effects of micro-hydro development on the fisheries of the Swan River drainage, Montana. II. Summary of fisheries and habitat investigations. Montana Department of Fish, Wildlife and Parks, Kalispell, Montana. 53 PP.

Leathe, S.A., M.D. Enk and P.J. Graham. 1985. An evaluation of the potential cumulative bioeconomic impacts of proposed small-scale hydro development on the fisheries of the Swan River drainage, Montana. In: Olson, F.W., R.G. White and R.H. Hamre (eds.) Proceedings of the Symposium on Small Hydropower and Fisheries. American Fisheries Society, Western Division and Bioengineering Section.

Lehman, J.T. 1986. Case-study in Ecological Knowledge and Environmental Problem Solving. National Academy Press, Washington, D.C. pp.318-330

Leopold, L.B., F.E. Clark, B.B. Hanshaw and J.R. Balsley. 1971. A procedure for evaluating environmental impact. Geological Survey Circular No. 645. United States Geological Survey. Washington, D.C.

Levins, R. 1988. Personal communication,

Levins, R. 1973. The qualitative analysis of partially-specified systems. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 231:123-138.

Lewis, J.R. 1970. Long-term ecological surveillance practical realities in the rocky littoral. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 14:371-390.

Lichfield, N., P. Kettle and M. Whitbread. 1975. Evaluation in the planning Process. Pergamon Press, Oxford, U.K.

Lorens, G.S. 1956. Theory and application of flow graphs. Ph. D. Thesis Electrical Engineering Department, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.

Lumb, A.M. 1987. Assessing cumulative impacts of wetlands modifications on hydrology draft. U.S. Environmental Protection Agency workshop on cumulative effects of disturbance on wetlands. Corvallis, OR. Proceedings scheduled for September, 1987 publication.

Lumb, A.M. 1982a. Cumulative impact assessment of surface mining. In: Kilpatrick, L. and D. Matchett (eds.) Proceedings of a Conference on Water and Energy: Technical and Policy Issues. June 28-30, Colorado State University. American Society of Civil Engineers, Fort Collins, CO. pp. 145-150.

Lumb, A.M. 1982b. Procedures for assessment of cumulative impacts of surface mining on the hydrologic balance. Open-file Rep. 82-334. U.S. Geological Survey, Reston, VA. 50 pp.

Makridakis, S. and S.C. Wheelright. 1978. Forecasting -- Methods and Applications. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 717 pp.

Manning, E.W. 1986. Towards sustaining land use: a strategy. In: Proceedings of the Canada-China Bilateral Symposium on Territorial Development and Management. April, 1986. Beijing, China. Lands Directorate Working Paper 47. 44 pp.

Maryland Department of Natural Resources. 1982. Power plant cumulative environmental impact final report. Power Plant Siting Program. Annapolis, MD. 354 pp.

Mason, E.W., Jr. 1979. A rapid procedure for assessment of surface mining impacts to aquatic life. Proceedings of the Coal Conference and Expo V. October 23-25, 1979. US. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team, Louisville, KY.

Mason, N. 1978. Regional Environmental Systems: Assessment of RANN Projects. NSF/ENV 76-04273. Department of Civil Engineering, University of Washington, Seattle, WA.

Masson, S.J. 1952. Some properties of signal flow graphs. Proc. I.R.E. 41:1144-1156.

McAllister, D.M. 1980. Evaluation in Environmental Planning. MIT Press, Cambridge, MA.

McCauley, E. and F. Briand. 1979. Zooplankton grazing and phytoplankton species richness: field testing of the predation hypothesis. Limnol. Oceanogr. 24:243-252.

McGlennon, J.A.S. and L. Susskind. 1987. Responsibility, accountability, and liability in the conduct of environmental negotiations. Atelier. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Toronto, Ontario. 16 pp.

McHarg, I. 1969. Design with Nature. Natural History Press, New York, N.Y.

Moreau, D.H., E.L. Hyman, B. Stiftel and R. Nichols. 1981. Elicitation of environmental values in multiple-objective decision making. Department of the City of Regional Planning, University of North Carolina, Chapel Hill, NC.

Morrill, R.A. 1973. Comprehensive resource and environmental management planning. Bureau of Reclamation, Division of Planning Coordination, Engineering and Research Center, Denver, CO.

Myers, N. (ed.) 1984. Gaia, An Atlas of Planet Management. Anchor Press, Doubleday & Co., Inc. Garden City, New York, N.Y. 272 pp.

National Research Council Committee on the Application of Ecological Theory to Environmental Problems. 1986. Ecological Knowledge and Environmental Problem-solving: Concepts and Case Studies. National Academy Press, Washington, D.C. 388 pp.

New Mexico Hydrology Task Force. 1984. Cumulative hydrologic impact assessment: recommendations and proposed procedures. New Mexico Energy and Minerals Department, Santa Fe, N.M.

Odum, W.E. 1982. Environmental degradation and the tyranny of small decisions. BioSci. 322:728-729.

O'Neil, R.V., R.H. Gardner, L.W. Barnhouse, G.W. Suter, S.G. Hildebrand and C.W. Gehrs. 1982. Ecosystem risk analysis: a new methodology. Environ. Toxicol. Chem. 1:167-177.

Orians, G.H. 1986. Cumulative effects: setting the stage. Inr CEARC and U.S. NRC(eds.) Proceeding of the Workshop on Cumulative Environmental Effects: A Binational Perspective. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE).

Orians, G.H., J. Buckley, W. Clark, M.E. Gilpin, C.F. Jordan, J.T. Lehman, R.M. May, G.A. Robilliard and D.S. Simberloff. 1986. Ecological Knowledge and Environmental Problem-solving: Concepts and Case Studies. National Academy Press, Washington, D.C. 374 pp.

O'Riordan, J. 1983. New strategies for water resource planning in British Columbia. In: River Basin Management: Canadian Experiences. Université de Waterloo, Waterloo, Ontario. pp. 17-42.

Oscar, Larson and Associates. (undated). Trinity Lake hydroelectric projets: cumulative environmental impacts report. Oscar, Larson and Associates, Eureka CA. 176 pp.

P. Lane and Associates Limited. 1988. Preliminary study of the possible impacts of a one metre rise in sea level at Charlottetown, Prince Edward Island. CCD 88-02. Préparé pour Climate Change Digest. Atmospheric Environment Service, Environment Canada. Approvisionnement et Services Canada. 7 pp + map.

Peterson, E.B., Y.-H. Chan, N.B. Peterson, G.A. Constable, R.B. Caton, C.S. Davis, R.R. Wallace and Y.A. Yarronton. 1987. Cumulative effects assessment in Canada: an agenda for action and research. Préparé pour le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE).

Phillips, Brandt, Reddick, McDonald and Grete, Inc. 1978. The cumulative impacts of shore zone development at Lake Tahoe, CA. California State Lands Commission; State of Nevada, Tahoe Regional Planning Agency; U.S. Army Corps of Engineers.

Preston, E. and B. Bedford. 1987. Evaluation of cumulative impacts on wetland functions: a conceptual overview and generic framework. Draft report presented at the U.S. Environmental Protection Agency workshop on cumulative effects of disturbances on wetlands. Corvallis, OR. Proceedings scheduled for September, 1987 publication.

Province du Nouveau-Brunswick. 1980. Crown Lands and Forests Act, Chapter C-38.1. Assented July 6, 1980, Fredericton, Nouveau-Brunswick.

Province du Nouveau-Brunswick. 1974. Report of the Forest Resources Study. New Brunswick Department of Natural Resources, Saint-Jean, Nouveau-Brunswick.

Raley, C.M., W.A. Hubert and S.H. Anderson. 1987. Development of a qualitative cumulative effects model to assess external threats to the North Fork Flathead River basin within Glacier National Park. Wyoming Cooperative Fishery and Wildlife Research Unit, University of Wyoming, Laramie, WY.

Reed, R.M., J.W. Webb and G.F. Cada. 1984. Siting energy projects: the need to consider cumulative impacts. Draft presented at the Energy and Environment Conference, April 15-18, 1984. Banf, Alberta. 9 pp.



Regier, H.A. and G.L. Baskerville, 1985. Sustainable redevelopment of regional ecosystems degraded by exploitive development. Université de Dalhousie, Halifax, Nouvelle- Écosse.

Roelle, J.E., G.T. Auble, D.B. Hamilton, G.C. Horak, R.L. Johnson and C.A. Segelquist (eds.) 1987. Results of a workshop concerning impacts of various activities on the functions of bottomland hardwoods. NEC-87/15. U.S. Fish and Wildlife Service, National Ecology Center. Fort Collins, CO. 170 PP.

Roelle, J.E., G.T. Auble, D.B. Hamilton, R.L. Johnson and C.A. Segelquist (eds.) 1985. Results of a workshop concerning ecological zonation in bottomland hardwoods. NEC - 87/14. U.S. Fish and Wildlife Service, National Ecology Center, Fort Collins, CO. 141 pp.

Roy F. Weston, Inc. 1978. Methodology for assessing onshore impacts of offshore outer continental shelf oil and gas development, Préparé pour National Science Foundation, Bureau of Land Management.

Sadler, B. 1986a. Cumulative assessment and the freshwater environment: Commentary II. CCREE et U.S. NRC (eds.) Proceedings of a Workshop on Cumulative Environmental Effects: A Binational Perspective. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Hull, Québec. pp 71-75.

Sadler, B. 1986b. A revised agenda for management-linked research on a cumulative assessment of the freshwater environment. In: CCREE et U.S. NRC (eds.) Proceedings of a Workshop on Cumulative Environmental Effects: A Binational Perspective. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale, Hull, Québec.

Sadler, B. 1986c. Environmental Conflict Resolution. Vol. 1-8. The Conservation Foundation, Washington, D.C.

Saila, S.D. and J.D. Parrish. 1972. Exploitation effects upon interspecific relationships in marine ecosystems. Fish. Bull. 70:383-393.

Salwasser, H. and F.B. Samson. 1985. Cumulative effects analysis: an advance in wildlife planning and management, Transcripts of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 50:313-321.

Sanderson D. and M. Ottare. 1977. Predicting the local impacts of energy development: a critical guide to forecasting methods and models. Contract No. E(49-18)-2295. Prépare pour U.S. Energy Research and Development Administration. Massachusetts Institute of Technology, Laboratory of Architecture and Planning, Cambridge, MA.

Sassman, R.W. and R.M. Randall, 1977. A method for evaluating impacts of timber harvests on nontimber forest resources. Transcripts of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 42:185-189.

Schneider, D.M., D.R. Sodschalk and N. Axler. 1978. The carrying capacity concept as a planning tool. Report No. 338. Planning Advisory Service, American Planning Association, Chicago, XL.

Shaw, S.H. 1982. carrying capacity analysis in environmental regulation -- a case study: the Corps of Engineers and the Oakland estuary. Engineers Thesis. Stanford University, Palo Alto, CA.

Shopley, J. and R.F. Fuggle. 1984. A comprehensive review of current environmental impact assessment methods and techniques. J. Environ, Manitoba, 18:25-47.

Slatyer, R.O. (ed.) 1977. Dynamic changes in terrestrial ecosystems: patterns of change, techniques for study and applications for management. MAB technical Notes 4.

Sondheim, M.W. 1978. A comprehensive methodology for assessing environmental impact. J. Environ, Manitoba, 6:27-42.

Sonntag, N.C., P.A. Lane, R.R. Wallace, B.M. Marcotte and S.H. Janes. 1988. Overview of Agencies and Institutions Interested in Cumulative Effects Assessment and Management. Vol. III. An agenda to: A Reference Guide to Cumulative Effects Assessment in Canada. Prépare pour le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE), Ottawa, Ontario. 14 pp.

Sonntag, N.C., R.R. Everitt, L.P. Rattie, D.L. Colnett, C.P. Wolf, J.C. Truett, A.H.J. Dorsey and C.S. Holling. 1987. Cumulative Effects Assessments: A Context for Further Research and Development. Préparé pour le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE), Hull, Québec. 99 pp.

Sorensen, J.C. 1971. A Framework of Identification and Control of Resource Degradation and Conflict in the Multiple Use of the Coastal Zone. University of California, Berkeley, CA.

Suter, G.W., L.W. Barnhouse, C.F. Baes, S.M. Bartell, M.G. Cavendish, R.H. Gardner-. R.V. O'Neil and A.E. Rosen. 1984. Environmental Risk Analysis for Direct Coal Liouifaction. Oak Ridge National Laboratory, Oadk Ridge, TN.

Sterner, T.E. and A.G. Davidson (eds.) 1983. Forest insect and disease conditions in Canada, 1982. Forest Insect and Disease Survey, Service canadien des forêts (SCF). Ottawa, Ontario.

Stover, L.V. 1972. Environmental Impacts Assessment: A Procedure. Sanders and Thomas Inc.

Streeter, R., R. Moore, J-J. Skinner, S.G. Martin, T.L. Terrel, w. Klimstra. J.J. Tate and M-J. Nolde. 1979. Energy mining impacts and wildlife management: which way to turn. Transcripts of the North American Wildlife and Natural Resource Conference 44:26-65.

Tahoe Regional Planning Agency. 1982. Study report for the establishment of environmental treshold carrying capacities.

Thomas, M., F. Hopkins and R. Parshal. 1982. Secondary impacts of oil shale and coal development in rural areas on fish and wildlife resources: draft report, Tasks 3 and 4. Western Energy and Land Use Team, U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, CO.

U.S.Army Corps of Engineers, Lower Mississippi Vally Division, 1980. A habitat evaluation system for water resources planning. Lower Mississippi Valley Division, Vicksburg, MS.

U.S.Army Corps of Engineers, Los Angeles District. 1982. Lower Colorado proposed general permit. Main Report and Final Environmental Impact Statement.

U.S.Army Corps of Engineers, Seattle District. Environmental Resources Section. 1983. A Guide to the Analysis of Sionificance. United States Army Corps of Engineers, Seattle, WA.

U.S. Dept of Agriculture. 1987. Process for cumulative effects assessment. Final report of the Cumulative Effects Task Force, Suislaw National Forest, Cornwallis, OR, 10 pp. Unpublished working paper.

U.S. Dept. of Agriculture. 1984a. Conducting a cumulative effects analysis. US. Forest Service Region 6, Portland, OR. 8 pp.

U.S. Dept of Agriculture. 1984b. Direction for Cumulative effectç analysisç in foi-est planning. Foreçt Service, Pacific Northwest Region, Portland, OR. 22 PP. Unpublished report.

U.S. Dept. of Agriculture. 1981. Problem analyçiç: ecological analysis techniques for national assessments of wildlife and fiçh. Rocky Mountain Foi-est and Range Experiment Station, Fort Collins, CO.

U.S. department of the Interior, Bureau of Land Management. 1977. Final environmental impact statement: Northwest Colorado coal-regional analysis. Washington, D.C.

U.S. Federal Energy Regulatory Commission. 1987. Snohomiçh River Basin cluster impact açsesçment procedure. Washington. Final Environmental Impact Statement. Docket No. EL-85019 101. FERC/EIS.

U.S. Fiçh and Wildlife Service. 1983. NEPA Handbook. 30 Administrative manual 4.9C(5) and 4.9D(4) (a).

U.S. Fiçh and Wildlife Service. 1981. Habitat evaluation procedures (HEP). Division of Ecological Services, Washington, D.C.

Vincent M. 1981. Aççessment of probable future land use and habitat conditions in water resource planning. U.S. Army Corps of Engineerç, İnçtitute for Water Reçourceç, Washington, D.C.

Wallace, R. R. 1986. Aççeççing the Aççeçsor: an Examination of the Impact of the Federal Environmental Aççessment and Review Process on the Federal Decison-making, Arctique 39:240-246.

Wallace . R.R. and Lane, P.A. 1988. Feaçibil ity Study in CEARC Cumulative Effects Aççesçment (CEA) - Wetlandç of the Boreal Agricultural Fringe of the Prairie Provinces. Vol. II - An addendum to: A Reference Guide to Cumulative Effectç Aççessment in Canada. Préparé pour le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE), Ottawa, Ontario. 18 pp.

Walters, C.J. 1980. Adaptive Policy Design in Renewal Reçource Management. MacMilland Publishing Inc., New York, N.Y. In preçç.

Warner, M.L., J.L. Moore, S. Charleriee, D.C. Cooper, C. Ifeadi W.T. Lamhow and R.S. Reimerç. 1974. An assessment methodology' for the environmental impact of water resource projets. EPA-600/5-74-016. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research, Washington, D.C.

Weinberg, G.M. 1975. An Introduction to General Svçtemç Thinking. Wiley-Interscience, Toronto, Ontario.

Westman, W.E. 1985. Ecology, Impact Assessment and Environmental Plannina. University of California. A. Wiley-Interscience Publication, Los Angeles, CA. 532 pp.

Williams, D.C. and K.B. Horn. 1979. Onshore impacts of offshore oil; a user's guide to assessment methods. Department of the Interior, Office of Policy Analysis, Washington, D.C. 68 pp.

Williamson, S. 1986. Cumulative impacts assessment: an unannotated bibliography of the state of the art and of potentially useful related information. U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, CO. 34 PP

Williamson, S., C. Armour and R. Johnson. 1985. Cumulative impacts assessment: preparing a fish and wildlife service plan of action. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.

Williamson, S., C. Armour and R. Johnson. 1986. Preparing a FWS cumulative impacts programt January 1985 workshop proceedings. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85(11.2). 37 pp.

Winn, D.S. and K.R. Barber. 1985. Cartographic modelling: a method of cumulative effects appraisal. Proceedinas of the Grizzly Bear Habitat Symposium. April 30-May 2, 1985. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report INT207. pp. 247-252.

Witmer, G.W. 1985a. Assessing cumulative impacts of hydroelectric development. Paper presented at the 2nd Biennial Symposium, Thorne Ecological Institute, February 4-6, Glenwood Springs, CO.

Witmer, G.W. 1985b. Assessing cumulative impacts to wetlands. In: Kusler, J.A. (ed.) Proceedinos of the National Wetland Assessment Symposium. June 17-20. The Association of State Wetland Managers, Chester, VT. P P . 204-208.

World Commission on Environment and Development, The. 1987. Our common Future. Oxford University Press, New York, N.Y. 383 pp.

Yorke, T.A. 1978. Impact assessment of water resource development activities: a dual matrix approach. FWS/OBS-78/82. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team, Harpers Ferry, WV. 27 pp.

**SECTION 7**

## 7.0 Annexe sur les expériences canadiennes et américaines

### 7.1 Survol des problèmes d'effets cumulatifs au Canada

Les effets cumulatifs ne sont assujettis à aucune frontière juridictionnelle. En fait, les polluants, tels les **contaminants** en suspension dans l'air émanant des cheminées industrielles américaines, ne s'arrêtent pas aux frontières canadiennes, pas plus que les déversements de produits toxiques dans les eaux provenant de la fabrication ou du traitement industriel ne s'arrêtent aux limites provinciales ou territoriales. Par conséquent, la division des problèmes d'EC en provinces ou territoires particuliers s'avère difficile. Toutefois, certains problèmes d'EC peuvent être décrits de façon générale au Canada en fonction de la région et du type **d'écosystème**.

L'objet de la présente annexe est de donner une vue d'ensemble détaillée des problèmes d'EC par région au Canada; il faut toutefois souligner que cette annexe ne se veut pas une compilation exhaustive des problèmes d'EC connus et éventuels. Elle n'a pas pour objet non plus de les classer par ordre de priorité. Par contre, l'étude contient suffisamment de renseignements sur les problèmes d'EC pour permettre au lecteur de visualiser, de façon réelle, la complexité des EC et les problèmes régionaux particuliers suscitant actuellement le plus grand intérêt.

Dans la première partie de cette annexe, on divise le Canada en cinq régions : (1) les provinces de l'**Atlantique** (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Ile-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve et Labrador), (2) le Québec, (3) l'Ontario, (4) les provinces des Prairies (Alberta, Saskatchewan et Manitoba) et (5) la **Colombie-Britannique** et les Territoires du Nord-Ouest. Les entrevues réalisées, à l'échelle du Canada, auprès des gestionnaires environnementaux et des praticiens en matière d'évaluation des incidences environnementales (EIE) se sont **révélées** des plus utiles quant à la détermination des problèmes d'effets cumulatifs particuliers sur une base régionale. En outre, les ouvrages de référence suivants ont été utilisés : Peterson et al. (1987); GAIA, An Atlas of Planet Manasement (Myers, 1984); State of the Environment Report for Canada (Environnement Canada, 1987a); et Environmental Quality in the Atlantic Region (Environnement Canada, 1987b). Le dernier constitue une mise à jour récente de l'état de l'environnement dans les provinces de l'Atlantique, mise à jour fondée sur les données recueillies par Environnement Canada (1983). Aucun autre compendium régional **n'était** disponible.

#### 7.1.1 Catégories de problèmes d'EC

Peterson et al. (1987) a déterminé treize catégories qui permettraient, entre autres, de procéder à la structuration des

effets cumulatifs. Cette caractérisation est fondée sur l'étude d'une série de documents et rapports nationaux et internationaux et, aussi, sur l'expérience professionnelle. En plus de la typologie de base de Peterson et al., nous énumérons trois problèmes supplémentaires qui ont été jugés pertinents dans un contexte canadien (Tableau 7.1).

A l'échelle régionale, les problèmes en matière d'EC diffèrent selon l'intensité globale de l'activité humaine et selon le niveau et le type de développement propre à chaque région. Dans le cadre des entrevues, on a constaté que la perception relative aux problèmes d'EC diffère pour chaque région. Par contre, certains problèmes d'EC caractérisent l'ensemble des régions du Canada. On peut citer entre autres l'accumulation de substances persistantes et bio-accumulées ainsi que le confinement et l'élimination à long terme de déchets toxiques. En plus du rejet de substances toxiques par les secteurs industriels et municipaux, les mines métallifères rejettent une énorme quantité de déchets solides qui peuvent renfermer des substances telles l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure. D'autres problèmes d'EC, comme le déplacement sur une longue distance des polluants atmosphériques, ne touchent que certaines régions du Canada. Les précipitations acides par exemple posent un problème majeur pour l'Ontario, le Québec et les provinces de l'Atlantique mais ne constituent pas, du moins pour l'instant, un problème important pour les provinces de l'ouest du pays bien que le phénomène de « la brume arctique » ait été signalé dans les Territoires du Nord-Ouest. Dans la région de l'Atlantique, de nombreux problèmes d'EC sont associés aux activités et aux projets maritimes. Dans les Prairies, les problèmes d'EC portent sur les activités forestières et agricoles. La fragmentation de l'habitat caractérise probablement toutes les provinces dans une certaine mesure, mais elle constitue toutefois un sérieux problème dans les Prairies où l'on procède actuellement à la destruction des terres humides au profit d'une utilisation agricole-

Bon nombre de scénarios ont été proposés quant aux effets qu'ont, sur le climat et l'atmosphère, les polluants anthropiques libérés dans l'atmosphère. On s'entend pour dire que l'augmentation des quantités de CO<sub>2</sub> libérées dans l'atmosphère se traduira par le réchauffement du globe d'ici à la fin du prochain siècle. Bien que la modélisation d'un système climatique soit complexe et que toutes les fonctions de contrainte ne soient pas connues ou comprises, plusieurs modèles ont été utilisés, basés sur les effets résultant de l'augmentation des quantités de CO<sub>2</sub> libérées.

En utilisant ce scénario, les incidences suivantes ont été projetées et ce, en supposant que la concentration atmosphérique de CO<sub>2</sub> doublera d'ici à l'an 2085 (Healy et Wallace, 1987) :

- 1) une augmentation des températures annuelles moyennes au Canada de l'ordre de 2 °C (bordures océaniques) pour



atteindre 4 °C (et jusqu'à 6 °C pour le centre du Canada en hiver),

- 2) moins de régions enneigées et de couche de glace et période d'enneigement et de glaciation réduite. Apparition et disparition de packs,
- 3) une plus grande nébulosité découlant de l'augmentation de la température de surface océanique,
- 4) augmentation du taux d'évaporation,
- 5) une augmentation à l'échelle nationale de près de 150 mm des précipitations annuelles, en plus de changements marqués sur le plan de leur répartition,
- 6) changements de la vitesse du vent,
- 7) changements du taux de croissance de la végétation et des autres caractéristiques, et changements liés à la saison de végétation,
- 8) augmentation du taux de ruissellement annuel en altitude élevée,
- 9) augmentation du niveau de la mer (de 40 à 60 cm au cours du prochain siècle).

De nombreux problèmes d'EC aboutissent à la perte de la diversité biologique. La croissance monoculturelle des espèces d'arbres forestiers qui suivent une coupe à blanc, l'introduction d'espèces exotiques (poissons, mammifères, plantes) à un écosystème, ou encore des changements majeurs au niveau de l'habitat, ce qui a pour effet de créer un habitat inadéquat pour les espèces indigènes, sont des exemples de projets qui peuvent sérieusement toucher la répartition et le nombre des espèces que l'on retrouve généralement dans un habitat particulier. Ces projets peuvent avoir d'importantes répercussions biologiques et économiques.

### 7.1.2 Quelques exemples régionaux

Les prochaines parties mettent en lumière des exemples choisis de problèmes d'EC régionaux afin d'illustrer la diversité et l'étendue de ces problèmes au Canada.

#### Les provinces de l'Atlantique

La totalité des problèmes d'EC énumérés à la partie 7.1.1 touchent la région de l'Atlantique et ce, à divers degrés. ces problèmes sont surtout rattachés : (1) au déplacement des polluants atmosphériques sur de longues distances, ce qui

entraîne l'acidification des lacs et des rivières, (2) à certaines pratiques forestières et agricoles, et (3) à la surexploitation des pêcheries en mer et en eau douce. Région à caractère rural, la région de l'Atlantique n'a pas encore été touchée sérieusement par les polluants urbains tels les émissions de gaz toxiques provenant des véhicules à moteur ou par les répercussions découlant de l'expansion urbaine. On dénote toutefois quelques exceptions comme les émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les effluents aquatiques que l'on retrouve à Sydney, Nouvelle-Écosse, et les inondations importantes survenues à St. John's, Terre-Neuve, en raison de l'urbanisation du bassin hydrographique de la rivière Waterford. Les activités touchant les ressources, qu'elles soient de nature terrestre ou aquatique, constituent la principale source de problèmes d'EC relevés à ce jour.

Cette région renferme un certain nombre de «points chauds» où l'action des sources polluantes entraîne des effets cumulatifs. Ces points sont confrontés aux déversements aqueux de métaux lourds et aux rejets de substances chimiques toxiques, sans oublier les émissions de substances acides et cancérigènes libérées dans l'atmosphère. De plus, certains projets de grande envergure pourraient se traduire par l'apparition d'effets cumulatifs au niveau de l'environnement marin. Ces projets comprennent notamment l'usine maremotrice sur la rivière Annapolis visant à relier le Nouveau-Brunswick à l'Île-du-Prince-Édouard, les vols à basse altitude et l'expansion de la base aérienne de Goose Bay proposées par l'OTAN, en plus de l'exploration en mer du pétrole et du gaz effectuée au large des côtes de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse.

La modification climatique, bien qu'elle ne constitue pas à ce stade un problème majeur dans la région de l'Atlantique, pourrait, à long terme, engendrer un problème beaucoup plus sérieux. La modification climatique du système marin, par exemple, pourrait aboutir à un changement au niveau de la répartition et de l'abondance du poisson. Si l'augmentation du niveau de la mer qui en résulterait atteignait un mètre, cela aurait pour conséquence de modifier radicalement la forme du littoral et d'inonder bon nombre de collectivités et d'installations côtières (P. Lane and Associates Limited, 1988).

#### Le Québec

La population du Québec est surtout concentrée dans le sud, tout particulièrement aux abords du fleuve Saint-Laurent. Les problèmes d'EC qui ont pu être déterminés grâce aux entrevues réalisées auprès des gestionnaires et des praticiens environnementaux comprennent : (1) la pollution chimique du Saint-Laurent, (2) l'accumulation de résidus acides provenant des mines, (3) l'accumulation de fertilisants, d'insecticides et d'herbicides, (4) la contamination des sols et des eaux

souterraines attribuable à l'exploitation forestière et agricole, (5) l'érosion du sol, (6) les pluies acides et (7) la contamination de la couche d'ozone. En outre, les problèmes que l'on considère les plus sérieux au Québec se situent au niveau du déplacement de polluants atmosphériques sur une longue distance et de l'acidification de l'écosystème, de la modification climatique et de l'accumulation de substances persistantes et bio-accumulées. Selon la majorité des personnes qui ont passé l'entrevue, cinq problèmes d'EC se démarquent par leur importance. Il s'agit des problèmes n<sup>os</sup> 1, 3, 8, 9, ii et 13 (tableau 7.1).

Les principales activités et initiatives qui sont à l'origine des problèmes d'EC comprennent le projet hydro-électrique de la Baie James, l'exploitation minière et forestière ainsi que la pollution industrielle et municipale. Au Québec, 56 560 ha de terre ont été perturbés par l'exploitation minière. La plupart des mines sont situées dans la moitié sud de la province. Les éléments que l'on retire des mines comprennent le fer, l'étain, le molybdène, le nickel, l'or, l'argent, le plomb et le zinc. Outre ces activités minières, qui rejettent des déchets toxiques, les déchargements de déchets municipaux ont entraîné la prolifération de l'algue Gonvaulax excavata et l'empoisonnement paralytique subséquent des coquillages et des crustacés du Saint-Laurent.

Les forêts méridionales du Québec ont été sévèrement defeuillées en raison de la prolifération de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En 1982, des insecticides ont été pulvérisés sur 1,2 million d'hectares de forêt. Seulement un pour cent de ce territoire a été pulvérisé avec un insecticide bactérien, le reste, soit 99 p. cent, a été pulvérisé à l'aide de produits chimiques. L'ensemble de la pulvérisation aérienne a été effectuée dans le bas Saint-Laurent et dans la région de Gaspé. Au Québec, la tordeuse des bourgeons de l'épinette a fait des ravages, causant la mort d'un nombre considérable d'arbres sur une superficie de 11 190 000 ha de forêt (Sterner et Davidson, 1983).

#### L'Ontario

Les problèmes d'EC qui revêtent une importance certaine dans cette province touchent les activités et les initiatives d'urbanisation et d'industrialisation au sud, et l'exploitation minière et forestière au nord. Les Grands Lacs d'ailleurs ont fait l'objet de nombreuses études visant à évaluer les conséquences découlant en majeure partie de la pollution industrielle provenant des rives américaines et canadiennes des lacs. À l'heure actuelle, la Commission mixte internationale est à l'origine d'une étude multidisciplinaire visant à faire varier le niveau des eaux des Grands Lacs.

Les activités minières qui se déroulent dans la région fortement peuplée du sud de l'Ontario mettent en jeu des éléments non toxiques comme le gypse, le sel, le magnésium et le calcium. Dans le centre et le nord de l'Ontario par contre, on note la présence de certaines mines métallifères (par exemple les mines de fer-, d'or, de cuivre, de plomb, d'étain, de cadmium et de zinc). Toute cette exploitation minière a eu une incidence sur certaines régions qui devront faire l'objet d'une restauration à long terme. De plus, la fonderie de minerai de nickel de Sudbury contribue largement au transport sur de longues distances de polluants atmosphériques. Les émissions provenant de cette fonderie, jumelées à celles émanant des centrales électriques alimentées du charbon, représentent la principale source canadienne de dépôt de substances acides sur la côte Est de l'Amérique du Nord.

En Ontario, la production de déchets dangereux et la façon de s'en débarrasser constituent un problème particulier du fait que cette province compte pour la moitié de la production de déchets dangereux au Canada (Environnement Canada, 1986). D'ailleurs, seulement 50 p. cent des sites d'enfouissement de déchets dangereux en Ontario sont utilisés. Actuellement, ces sites ne représentent pas un danger pour la santé et l'environnement. L'Ontario est au prise avec un autre problème, soit l'aspect de sécurité entourant le transport ferroviaire de déchets toxiques ou dangereux. AU cours des dernières années, plusieurs versements de substances chimiques toxiques se sont produits dans le sud de l'Ontario. Pour contrer ce fléau, la province a instauré une réglementation et, grâce à la Loi sur la protection de l'environnement<sup>3</sup>, elle surveille les déchets toxiques, à partir du moment où ils sont produits jusqu'à leur élimination ou à leur stockage final. De plus, la province a mis sur pied la Société ontarienne de gestion des déchets (SOGD) dans le but précis d'établir un centre caractérisé par une technologie à la fois élaborée et contemporaine en matière de traitement. Le site et les propositions technologiques retenus font actuellement l'objet d'une étude majeure sur l'évaluation environnementale et ce, en vertu de la Loi sur l'évaluation de l'environnement de la province.

Certaines parties de l'Ontario sont fortement peuplées et les répercussions de l'urbanisation sont maintenant jugées comme étant un sujet prioritaire sur le plan de l'EEC. L'expansion des autoroutes, des aéroports et des secteurs résidentiels et industriels, tout particulièrement, s'effectue à grande échelle et de façon rapide. Un groupe d'étude se penche actuellement sur l'emplacement du réseau ferroviaire qui transporte des

---

<sup>3</sup> N.d.T. : Dans la version anglaise, on aurait dû lire «Environmental Protection Act» au lieu de «Environment Protection Act».

marchandises dangereuses dans la ville de Toronto et dans sa banlieue. L'élimination et le stockage sûrs des déchets solides constituent en outre un problème majeur-

### Les provinces des Prairies

Les provinces des Prairies sont divisées essentiellement en trois écozones: la plaine boréale, le bouclier boréal et les prairies. Les types d'effets cumulatifs que l'on juge importants dans ces trois provinces sont, pour la majeure partie, fondés sur ceux de ces écozones. A titre d'exemple, les Prairies sont actuellement aux prises avec des problèmes d'EC en raison d'activités agricoles intensives qui sont venues modifier les caractéristiques du paysage. L'assèchement des terres humides en particulier est un problème à la fois sérieux et complexe et ses répercussions ne sont pas encore totalement matérialisées. D'autres problèmes, tels la dégradation de la qualité des sols causée par le compactage, l'érosion, la mauvaise utilisation des fertilisants et des insecticides chimiques, et la salinisation, sont attribuables à l'agriculture.

L'écozone des Prairies n'est pas fortement peuplée mais c'est dans cette région que se concentre la majeure partie de la population des trois provinces. Ses quelques centres urbains d'importance ne contribuent pas beaucoup aux problèmes d'effets cumulatifs de la région, cependant, les pratiques agricoles ont transformé radicalement l'aspect physique du milieu et ses habitats fauniques.

Les forêts des contreforts des Rocheuses de l'Alberta (la plaine boréale) ont subi les assauts de la maladie, des insectes et de piètres pratiques d'exploitation agricole. La pulvérisation de produits chimiques y est toutefois restreinte. La lutte contre les insectes et les maladies se fait principalement par des coupes sélectives et du brûlage. En raison de la construction de pipelines, des secousses sismiques, de l'exploitation des sables bitumineux et des activités de forage qu'elle entraîne, la recherche de gisements de pétrole et de gaz a aussi des répercussions sur l'environnement biophysique des provinces des Prairies.

Un certain nombre de projets et activités majeurs liés à l'exploitation minière, à la recherche de gisements de pétrole et de gaz et à l'hydro-électricité ont leurs assises dans la partie nord des provinces des Prairies (incluant le bouclier boréal). Le fleuve Churchill qui coule au nord du Manitoba, par exemple, est le site d'un important projet hydro-électrique qui a donné lieu à plusieurs incidences environnementales dans les pêcheries du réservoir. En plus d'une élévation du taux de mercure chez les poissons (entraînant de ce fait une baisse de la valeur marchande des stocks et une

augmentation du risque pour la santé du consommateur), la répartition et la population des poissons ont changé, laissant des peuplements de moindre qualité aux fins d'exploitation. Des incidences semblables ont été associées au projet hydro-Électrique de la rivière de la Paix, qui se prolonge jusqu'en Alberta.

### La Colombie-Britannique et les Territoires du Nord-Ouest

Tout comme les Prairies, la Colombie-Britannique et les Territoires du Nord-Ouest possèdent peu de grands centres urbains. En Colombie-Britannique, l'agriculture et l'urbanisation se concentrent particulièrement aux abords de la vallée dans le sud de la province alors que l'exploitation des ressources naturelles (forêts et pêche) se fait le long de la côte et dans le nord de la province. On se préoccupe de plus en plus de l'exploitation forestière en termes de fragmentation et d'aliénation de l'habitat, On associe également les problèmes d'érosion des versants abrupts de montagne et la perte de diversité et d'équilibre biologiques à la destruction de forêts vierges et d'habitats rares. Un certain nombre de projets hydro-électriques dans la province a aussi des répercussions néfastes sur la qualité des bassins de pêche en eau douce.

Les Territoires du Nord-Ouest, et plus particulièrement le Yukon, sont en proie à certains problèmes d'effets cumulatifs, lesquels sont jugés critiques à l'heure actuelle. Il existe certes des problèmes importants pouvant être liés à l'exploration pétrolière et à l'exploitation minière, mais ceux-ci sont localisés. Les effets cumulatifs liés aux modifications climatiques représentent un problème potentiel grave au Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest, et ce problème pourrait bien transformer de façon radicale la masse de glaces arctiques, l'étendue de la couche de permafrost et la température annuelle moyenne de l'atmosphère et de l'eau. Une telle variation de température pourrait suffire à modifier la répartition et la population des mammifères marins et des poissons, ainsi que celles des mammifères terrestres et des autres vertébrés,

Dans le moment, aucun projet majeur n'influe sur les régimes hydrologiques du Nord, mais le gouvernement de la Colombie-Britannique a l'intention d'installer un barrage sur l'un des principaux affluents du bassin hydrographique du MacKenzie aux fins de production d'hydro-électricité. La sauvagine, les bassins de pêches et les éléments propres aux terres humides le long du MacKenzie vont sûrement en prendre un dur coup. La plupart des problèmes survenant dans le Nord, en l'occurrence les activités minières, l'exploitation du pétrole et des gaz, sont localisés et n'atteignent qu'une infime partie de l'ensemble des Territoires du Nord-Ouest.

En définitive, les problèmes environnementaux concrets, ou éventuels, liés aux effets cumulatifs sont visibles dans la plupart des régions canadiennes et ce, à différents degrés. Les régions fortement peuplées souffrent de problèmes relatifs à l'urbanisation, aux activités industrielles et de fabrication. Les provinces des Prairies et des Maritimes subissent les contrecoups associés aux piètres pratiques agricoles et une exploitation forestière extensive. Des projets et des activités dans le Nord, comme l'aménagement de barrages hydro-électriques, quoique parfois isolés, peuvent néanmoins provoquer des effets d'une ampleur considérable sur l'environnement terrestre et marin. Comme nous l'avons mentionné précédemment, les problèmes d'EC sont habituellement interreliés dans l'espace et dans le temps. Tout phénomène survenant sur la surface terrestre peut influencer sur les eaux souterraines, les eaux superficielles et les eaux marines (estuaires, régions côtières). La problématique des effets cumulatifs s'avère complexe. Il arrive souvent que l'on remarque les effets découlant des activités bien avant que ces dernières n'aient été reconnues comme étant la source de problèmes environnementaux. Les problèmes d'EC traités dans cette partie relativement à chaque province et chaque territoire, ne constituent pas la liste exhaustive des problèmes environnementaux actuels ou éventuels, mais ils témoignent bien cependant de la gravité et de la portée possible des effets cumulatifs au Canada,

### 7.1.3 Les interrelations écologiques des effets cumulatifs

Les 16 problèmes relevés d'EC touchent presque tous aux quatre principaux types d'environnement (atmosphérique, terrestre, eau douce, marin) et aux six sous-catégories d'écosystèmes aquatiques (eaux souterraines, eaux superficielles, terrains marécageux, estuaires, régions côtières et haute mer). Comme le démontre le schéma 7.2, l'air (ou atmosphère) est le type d'environnement le moins touché par ces problèmes. Cependant, quelques-unes des incidences les plus graves associées aux effets cumulatifs, comme les retombées atmosphériques liées aux essais ou aux accidents nucléaires, le transport sur de longues distances de polluants atmosphériques (TLDPA) entraînant l'acidification de l'écosystème, et la qualité de l'air en milieu urbain, touchent des bassins atmosphériques. Les modifications climatiques qui se traduisent par des hausses de température, surtout atmosphérique, peuvent occasionner plusieurs répercussions à long terme.

L'écosystème terrestre pourrait potentiellement être atteint par tous les problèmes d'EC, à l'exception du numéro ii qui se rapporte uniquement aux écosystèmes aquatiques. En ce qui a trait aux eaux douces, les eaux souterraines subissent les répercussions liées à l'exploitation terrestre qui provoquent la

contamination chimique ou une réduction des réserves d'eaux souterraines résultant d'activités telles l'assèchement de terrains marécageux ou d'autres lieux de recharge; l'utilisation de substances chimiques toxiques sous forme de fertilisants, d'insecticides et d'herbicides; ou les rejets industriels toxiques. Tout comme les écosystèmes terrestres, les eaux superficielles et les terres humides pourraient subir les assauts de l'ensemble des problèmes d'EC relevés. Les retombées atmosphériques, l'écoulement provenant des terres et l'infiltration de toxines dans la nappe phréatique peuvent influencer sur la qualité et la quantité de lacs, de ruisseaux et de terrains marécageux.

Les estuaires et les régions côtières comme les baies et les anses sont susceptibles d'être atteints par des problèmes d'EC de nature atmosphérique ou terrestre. Les eaux usées des systèmes d'égouts municipaux pourraient occasionner des problèmes par la contamination biologique d'espèces de coquillages et crustacés ainsi que la perte de terrains récréatifs. Les endroits les plus habités se trouvent habituellement sur les estuaires, ou à proximité, et de ce fait, abritent plusieurs sources polluantes. À mesure que grandissent ces agglomérations, le volume et le nombre de polluants rejetés dans l'estuaire s'accroît de façon exponentielle,

## 7.2 Études de cas au Canada

Cette partie n'a pas pour objet de répertorier de façon exhaustive les études de cas relatives aux effets cumulatifs, mais tend plutôt à illustrer, à la lumière de sujets bien documentés, certaines questions d'ordre méthodologique et juridictionnel portant sur l'évaluation des effets liées aux activités entraînant des changements cumulatifs dans l'environnement. Dans l'ensemble, la documentation sur l'expérience canadienne d'évaluation d'effets cumulatifs s'avère beaucoup plus restreinte que celle portant sur les évaluations classiques d'incidences environnementales. Nous portons, dans la présente partie, une attention toute particulière aux situations ou aux questions ayant déjà fait l'objet d'examen,

### 7.2.1 études de cas

Les quatre études de cas suivantes sont des versions abrégées d'études réalisées par Sonntag et al. (1987) et Peterson et al. (1987).

D'autres recherches provenant du CCREE (1988) ont été réalisées après réception des rapports. Ces études de cas sont :

L'estuaire du fleuve Fraser  
La gestion des forêts au Nouveau-Frunswick



- Modes d'utilisation des terres, fragmentation de l'habitat et modifications du sol dans les provinces des Prairies
- Essence au plomb

Certaines questions importantes d'ordre méthodologique et juridictionnelle mises en lumière par ces cas font l'objet d'un résumé à la fin de la présente partie.

#### L'estuaire du fleuve Fraser

Cette étude de cas, produite par Sonntag et al. (1987), permet de mettre en évidence le rôle d'une planification régionale dans la gestion des effets cumulatifs. L'accent, toutefois, a surtout été mis sur les aspects institutionnels de l'EEC.

L'estuaire du fleuve Fraser en Colombie-Britannique fait partie d'un important système écologique dominé par le fleuve Fraser, qui constitue aujourd'hui l'une des plus importantes régions métropolitaines du Canada. Le fleuve Fraser est réputé pour la montaison du saumon, et sert d'oasis à la plus importante population de sauvagine hibernant au Canada, tout en constituant l'un des points d'arrêt des espèces d'oiseaux migratoires le long de la route du Pacifique. Au cours des cinquante dernières années, l'homme a changé radicalement la partie sud de la vallée du Fraser : des digues canalisent le fleuve, les deux-tiers des terrains marécageux naturels ont été asséchés, et les forêts de la vallée ont fait place à l'exploitation agricole et à l'expansion urbaine.

De plus en plus, les flottes commerciales de pêcheurs baignent dans les mêmes eaux que les bateaux marchands internationaux et les bateaux de plaisance alors que déversements, eaux usées et écoulements sont rejetés dans l'estuaire. Ce genre de situation entraînera certes toute une série d'effets cumulatifs et de problèmes.

L'étude de cas du Fraser nous indique clairement que l'on connaît bien la question de la dégradation cumulative ou de la détérioration d'écosystèmes dans l'estuaire du Fraser ainsi que les facteurs y concourant.

Sonntag et al. (1987) traitent du rôle institutionnel de la planification régionale dans la mise sur pied de programmes conçus pour surveiller les activités productrices d'effets cumulatifs. Ils ont également défini le cheminement des programmes de planification et des pouvoirs régionaux dans la partie sud de la région du fleuve Fraser. Les auteurs mentionnent de plus comment les EIE ont servi à l'élaboration d'une base de renseignements,

Un exemple précis qui illustre comment les évaluations d'incidences ont aide à aborder les effets cumulatifs dans

l'estuaire du Fraser met en cause le projet, du début des années 70, d'agrandissement de l'aéroport international de Vancouver jusqu'aux rives du lac Sturgeon. Ce projet a aiguillonné la curiosité du public sur les conséquences cumulatives résultant d'aménagements dans l'estuaire. Étant l'un des premiers projets soumis au bureau fédéral du Processus d'évaluation et d'examen en matière d'environnement (PEEE), il a soulevé beaucoup d'interrogations quant à ses conséquences biophysiques et socio-économiques. Il a aussi lancé le débat sur des questions de même nature concernant d'autres aménagements dans l'estuaire. Toutes ces préoccupations ont donné lieu à de nombreuses activités gouvernementales. En 1977, le gouvernement provincial a approuvé un décret portant le numéro 908, (ordonnant la réalisation d'évaluations d'incidences environnementales sur les aménagements situés au-delà des digues) et les gouvernements provinciaux et fédéral ont paraphé une entente dans le but d'entreprendre une étude sur l'estuaire du fleuve Fraser (EEFF).

Ce programme, qui se poursuit toujours, a été instauré pour déterminer la nature du problème de gestion de l'estuaire, formuler des stratégies de gestion et évaluer les modalités institutionnelles de rechange possibles quant à la gestion continue. Des succès notables ont vraisemblablement été réalisés, mais des défis de taille demeurent. Ainsi, l'élaboration de solutions institutionnelles continue d'être un processus lent, et la controverse politique habituelle ainsi que le manque d'engagement des milieux politiques au sein de la planification régionale rendent la tâche plus ardue, à un moment où les questions liées aux effets cumulatifs s'avèrent de plus en plus nombreuses et difficiles à prévoir. Selon Sonntag et al. (1987), une solution efficace à ces problèmes sera apportée seulement si l'on continue d'étudier comment intégrer la planification et les techniques et processus d'évaluation d'incidences, afin de pouvoir agir en temps opportun.

#### Aménagement de la forêt au Nouveau-Brunswick

Cette étude de cas, également décrite par Sonntag et al. (1987), constitue un bon exemple illustrant une situation dans laquelle un problème environnemental mal défini a retardé la recherche d'une solution et, par conséquent, son application. La portion des terres forestières du Nouveau-Brunswick est la plus élevée parmi les autres provinces canadiennes, son développement économique porte traditionnellement sur l'exploitation des ressources forestières pour favoriser la croissance économique locale et régionale. Parallèlement toutefois, des incidences écologiques locales indésirables, provenant de l'abattage, ont donné lieu à une dégradation régionale de l'industrie forestière du Nouveau-Brunswick,

Bien que nombre de facteurs contribuant à ces effets cumulatifs remontaient tout au moins aux années 50, ce n'est qu'au début des années 70 que la dégradation des ressources a été reconnue comme étant un problème majeur, lorsque les industries locales ont tenté de savoir la raison de leur baisse de concurrence sur le marché mondial. En des termes simples, le problème découlait des conséquences cumulées de nombreux facteurs humains et naturels de petite envergure (par exemple, l'abattage de forêts et l'épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette) qui agissaient depuis approximativement soixante-dix ans. Non seulement, il en est résulté un produit de mauvaise qualité (espèces inutilisables), mais aussi la prévision d'une pénurie au niveau des matières premières. Une fois qu'on s'est entendu sur la nature du véritable problème, soit le maintien du volume d'une matière de bonne qualité, l'accent a été mis sur l'élaboration et la mise en oeuvre de mesures correctives à long terme (Regier et Baskerville, 1985).

On ne peut savoir clairement, d'après Sonntag et al. (1987), quelles ont été les méthodes écologiques utilisées pour analyser ce problème d'effets cumulatifs propres aux forêts du Nouveau-Brunswick. Les auteurs traitent toutefois en profondeur des mécanismes institutionnels qui ont été utilisés pour régler les questions, une fois celles-ci cernées.

En 1974, la pénurie prévue sur le plan de l'approvisionnement en bois d'oeuvre a incité la province à ordonner la tenue d'une étude sur les ressources forestières (Province du Nouveau-Brunswick, 1974). Le rapport final de cette étude recommandait l'établissement d'un nouveau programme de gestion forestière et l'élaboration de directives concernant l'abattage des forêts. De plus, une nouvelle loi a été adoptée pour remettre la gestion des permis de coupe entre les mains d'un seul organisme gouvernemental, soit le ministère des Ressources naturelles. En 1980, la province a entériné la Loi sur les terres et forêts de la Couronne afin d'améliorer la gestion de l'exploitation du bois d'oeuvre (Province du Nouveau-Brunswick, 1980). Grâce à cette Loi, le gouvernement provincial peut maintenant orienter la gestion des forêts et y exercer un contrôle plus rigoureux. La Loi encourage également la sylviculture afin de remédier à la situation actuelle d'approvisionnement en bois d'oeuvre. Cette étude de cas révèle que, même dans une province déployant une action positive et rapide pour contrer aux problèmes d'effets cumulatifs, il aura fallu dix ans pour que soient appliquées des méthodes servant à déterminer et à mesurer la nature des effets et leur portée.

#### Changements des modes d'utilisation des terres, de l'habitat et des sols dans les Prairies

Cette étude de cas, de Peterson et al. (1987), portait sur la fragmentation de l'habitat et les changements du sol résultant

des modes d'utilisation des terres pratiqués en grande partie par des milliers de propriétaires terrestres distincts. De tous les cas étudiés, celui-ci représente peut-être le meilleur exemple de la «tyrannie des petites décisions». Il a d'ailleurs fait l'objet de l'étude de faisabilité d'EEC du Volume II du présent Guide (Wallace et Lane, 1988). La zone dont il est question s'étend de la région de la rivière de la Paix, située au nord-est de la Colombie-britannique, en passant par la partie nord des Prairies et jusqu'au sud-est du Manitoba. Outre des secteurs agricoles, cette zone comprend la juxtaposition exploitation forestière et agriculture située le long de ses côtés nord et ouest. Dans cette région, la plupart des perturbations des écosystèmes proviennent d'exploitation moins intense des terres. Cependant, les milieux urbains, l'extraction minière des sables bitumineux et du charbon et les réservoirs représentent des exceptions notables.

Le facteur institutionnel et socio-économique principal de cette région est le nombre exceptionnellement grand de fermes individuelles, dont la plupart sont encore aujourd'hui des entreprises familiales. Par conséquent, le processus de prise de décisions en matière de surveillance des pratiques d'exploitation des terres, et de ce fait, la fragmentation des habitats et les changements au niveau des sols, est grandement décentralisé. Il est difficile d'évaluer les effets découlant de l'exploitation des terres et de l'utilisation des substances chimiques agricoles en un lieu donné; les évaluer à l'échelle régionale représente encore un plus grand défi.

Peterson et al. considèrent que, dans ce contexte, les méthodes classiques d'EIE ne conviennent nullement. Ils traitent des façons possibles d'aborder le problème et mentionnent que des programmes de stimulation économique, des programmes d'éducation et des programmes d'extension, voire même, des processus de planification, pourraient s'avérer nécessaires. Puisque seulement un petit nombre d'effets cumulatifs liés aux pratiques agricoles sont perçus comme une menace sérieuse ou immédiate pour la santé humaine, ni l'opinion publique, ni la volonté politique ne se préoccupe de remédier à la situation. Par surcroît, un grand nombre de changements cumulatifs s'avèrent difficilement repérables. En l'absence de données suffisantes sur ces changements, de nombreux décideurs peuvent difficilement prendre conscience de la nécessité de modifier les modes actuels d'utilisation des terres,

Malgré le fait que beaucoup d'organismes provinciaux et fédéraux s'intéressent à la question et ont le mandat de contribuer à la gestion des terres et des ressources qu'elles renferment, peu semble être mis en oeuvre pour orchestrer les efforts. Il se trouve même des exemples d'organismes administrant des programmes qui, en fait, contribuent aux effets contre lesquels lutte un autre organisme. Pris ensemble, tous les facteurs

énumérés précédemment nuisent à la recherche de solutions et à leur application. Si nous ne faisons preuve de leadership, les modes actuels d'utilisation des terres vont vraisemblablement continuer d'obéir à des facteurs économiques plus qu'à la nécessité de protéger les ressources de la terre et du sol.

#### L'essence au plomb

Dans cette étude de cas menée par Peterson et al. (1987), les effets cumulatifs associés à l'utilisation d'essence au plomb sont traités à la lumière des effets ayant déjà fait l'objet d'une première évaluation et, par la suite, d'un projet de loi visant à exercer un contrôle sur l'utilisation de ce produit. L'essence au plomb produit des émissions de particules de plomb dans l'atmosphère. Ces émissions entraînent non seulement des concentrations élevées de plomb dans l'atmosphère, mais la teneur en plomb augmente aussi au niveau de l'eau, du sol en milieu urbain, des poussières et même des aliments. Puisque le plomb est persistant dans l'environnement et s'accumule dans les tissus animal, l'eau et les cellules végétales, il est clair que des effets cumulatifs peuvent se produire. En raison d'une exposition directe continue et du réseau alimentaire, la teneur en plomb absorbée par les humains augmente de façon similaire.

Comme l'ont souligné Peterson et al. (1987), les mesures réglementaires associées à ce cas l'ont été seulement après le regroupement de preuves scientifiques alarmantes, qui démontreraient également que les effets cumulatifs agissaient depuis un certain temps. On semble attribuer l'adoption tardive de ces mesures au fait que, même en présence de preuves scientifiques montrant un lien entre des doses cumulatives et des réactions humaines, le facteur économique a influé de façon importante sur l'adoption d'une loi visant à régir l'utilisation de l'essence au plomb.

Peterson et al. (1987), après avoir étudié ce cas en profondeur, mentionnent que, même si des méthodes scientifiques peuvent être appliquées dans l'analyse des effets cumulatifs, les résultats ne seront pas nécessairement utilisés pour résoudre le problème. Par conséquent, dans le but de juger de «l'efficacité» de toute méthode conçue pour l'évaluation des effets cumulatifs, il importe de savoir si les décideurs comprendront et utiliseront les résultats obtenus-

Des problèmes comme celui de l'essence au plomb ne seront résolus efficacement que si toutes les conséquences environnementales d'une activité font l'objet d'une évaluation environnementale holistique intégrée. Si on avait réalisé ce genre d'évaluation dans les années 1920, époque où les additifs anti-détonants ont été proposés pour la première fois, le rejet de cette substance

7

dans l'atmosphère n'aurait certes pas été toléré en raison des risques rattachés à la santé humaine.

### 7.2.2 Des conclusions

Les quatre études de cas énoncées précédemment fournissent des renseignements sur les problèmes d'ordre méthodologique et juridique associés aux effets cumulatifs. Les paragraphes suivants en donnent un compte rendu.

On a récemment consacré beaucoup d'attention aux méthodes et procédés les plus pertinents devant être utilisés lors d'une é-valuation d'effets cumulatifs. Comme l'illustre l'étude de cas susmentionnée sur l'essence au plomb, on a de bonnes raisons de croire que l'accessibilité de méthodes ou procédures pertinentes ne constitue pas l'obstacle majeur qui entrave la réalisation d'EEC. Néanmoins, des méthodes plus perfectionnées que celles utilisées dans les EIE s'avèrent nécessaires pour les EEC. Par exemple, lorsque des effets cumulatifs sont associés à des seuils, il faut des méthodes visant à déterminer et à mesurer ces seuils. De même, les difficultés survenant dans l'estimation du taux et de la portée de la dégradation du sol et de la perte résultent en partie du manque de méthodes servant à la réalisation de ces analyses. Ce manque de méthodes servant à évaluer la gravité liée à la perte d'une partie d'un estuaire, d'une forêt ou d'un écosystème entraînera vraisemblablement des difficultés lorsqu'on tentera de procéder à une évaluation des effets cumulatifs,

Même si de telles méthodes existaient, elles devraient non seulement être utilisées dans les EEC, mais elles auraient également à être interprétées par les scientifiques et les décideurs. Ceci nous amène à nous interroger sur la pertinence du cadre global élaboré jusqu'à ce jour. Le fait de s'interroger sur l'interprétation des résultats des EEC n'a rien de dérisoire. Si les méthodes s'avèrent complexes, les résultats seront difficilement transmissibles aux décideurs, Juger de l'utilité de l'EEC deviendrait alors une tâche très ardue.

«Qui devrait prendre la responsabilité de réaliser l'évaluation?» constitue une interrogation qui revient souvent lorsqu'on aborde la question des effets cumulatifs. Dans le cas d'un projet de développement typique, nécessitant une EIE, il est généralement entendu que le promoteur assumera l'élaboration de l'évaluation. Par contre, c'est une autre histoire lorsqu'il s'agit de déterminer ceux qui effectueront l'évaluation des effets cumulatifs liés aux pratiques agricoles exercées dans les Prairies ou l'abattage d'arbres au Nouveau-Brunswick, par exemple.

La majeure partie, sinon l'ensemble, de notre machine gouvernementale et de nos institutions sociales actuelles ont été

formées pour faire face à des problèmes qui existaient déjà au moment de mise sur pied. Mais à mesure que surviennent de nouveaux problèmes, les mandats commencent à se recouper. Bien que sursimplifiée, cette réalité explique la confusion qui règne lorsqu'on tente de savoir qui doit endosser la responsabilité des effets cumulatifs. Dans la plupart des cas, aucun organisme actuel n'a la responsabilité de régler cette question, et la situation s'avère d'autant plus complexe du fait que les organismes d'aujourd'hui semble en mesure d'assurer une gestion efficace. Il ne s'agit pas là d'un problème insoluble, mais pour en arriver à une solution, certains changements devront avoir lieu dans le processus actuel d'évaluation, ou plus précisément, dans les systèmes institutionnels.

Étant donné que juridiction et responsabilité vont de pair, et que la notion de responsabilité réside au coeur même de tout problème d'effets cumulatifs, à savoir qui, par exemple, désirera assumer la responsabilité de l'évaluation des effets cumulatifs dans l'environnement et se trouvera en mesure de le faire. Il importe aussi de savoir qui décidera quand un seuil est atteint ou dépassé, et quelles sont les mesures à adopter en conséquence.

Des problèmes d'effets cumulatifs qui sévissent à l'heure actuelle, peu sont réellement nouveaux. La plupart sont connus depuis un certain temps déjà, sous d'autres dénominations, comme les questions se rapportant à l'utilisation des terres, à la fragmentation de l'habitat et à la dégradation des sols dans les Prairies. On connaissait presque la totalité de ces problèmes dans les années trente. A cette époque, comme à l'heure actuelle, si des mesures n'ont pas été prises, ce n'est pas par manque de compréhension mais plutôt par un manque d'orchestration des efforts visant à élaborer et appliquer des solutions. Reconcevoir certains organismes dans le but de faire sauter les barrières juridictionnelles représentera une étape importante dans la promotion de la coopération et de la résolution collective des problèmes.

### 7.3 L'expérience américaine en matière d'EEC

Depuis la fin des années soixante-dix, le Council on Environmental Quality des États-Unis a inclus les effets cumulatifs dans le cadre, d'une politique de réglementation. Le National Environmental Policy Act (NEPA) est habituellement reconnu pour exiger des évaluations d'incidences cumulatives (IC), quoiqu'il ne fasse pas spécialement mention d'incidences cumulatives. (Veuillez prendre note que le présent guide utilise invariablement les termes «incidences cumulatives» (IC) et «effets cumulatifs» (EC), bien que la tendance aux États-Unis est de parler d'IC et celle au Canada, d'EC). Ce conseil américain sur la qualité environnementale a par la suite promulgué des réglementations exigeant la prise en compte des IC, dans le but de mettre en application le NEPA. Au cours des dix dernières

années, des efforts intenses ont été déployés aux États-Unis pour élaborer des méthodes d'EEC, qui souvent ont fait l'objet d'études de cas. Plusieurs organismes d'état et organismes fédéraux ont participé à ces efforts, ainsi qu'un certain nombre de promoteurs influents. En l'occurrence, le U.S. Fish and Wildlife Service de Fort Collins, au Colorado, possède déjà depuis plusieurs années un groupe de recherche sur les incidences cumulatives, groupe chargé de mettre au point un processus d'évaluation des effets cumulatifs. Dans l'ensemble, les études américaines sur les EEC sont diversifiées de par leur orientation, leur approche, le type d'écosystèmes et de perturbations, la méthodologie, le format, les conclusions et les recommandations. Réaliser une brève synthèse de tous ces efforts disparates s'avérerait difficile. Le lecteur doit cependant être informé de cette diversité et savoir de façon générale qu'un groupe X utilise telle méthode Y. Si le Canada et les États-Unis concertaient davantage leurs efforts, les deux pays progresseraient beaucoup plus en matière d'EEC. Il est évident qu'un examen attentif des efforts déployés aux États-Unis se traduira par une économie de temps et d'argent pour le Canada, et que nous devrions inclure une amélioration des liens canado-américains dans le cadre de notre programme d'efforts. Plusieurs ouvrages font la description des méthodes américaines d'EEC et offrent un contexte utile pour l'application des techniques méthodologiques qui y sont énumérées (Cline et al., 1903; Horak et al., 1983a,b).

### 7.3.1 Engagement actuel des organismes fédéraux en matière d'EEC

Le schéma 7.3 illustre brièvement la situation actuelle des organismes fédéraux et leurs principales réalisations en matière d'effets cumulatifs. Chaque organisme fédéral ainsi que ses principales réalisations sur le plan des IC font l'objet d'une brève description ci-dessous. Les États, individuellement, et les promoteurs privés, s'intéressent aussi activement aux EEC. Toutefois ces efforts individuels se résument difficilement en quelques lignes.

#### Bonneville Power Administration, USDE

Au cours des dernières années, les préoccupations au sujet des effets cumulatifs découlant d'installations hydro-électriques dans le nord-ouest du Pacifique se sont accrues. Le Northwest Power Planning Council a adopté des dispositions relatives aux effets cumulatifs énoncées dans le Columbia River Basin Fish and Wildlife Program en 1982. Afin de soutenir ces mesures, Bonneville Power Administration a subventionné le Argonne National Laboratory (ANL) afin qu'il élabore des critères et une méthode d'évaluation des effets cumulatifs produits par des installations hydro-électriques et susceptibles de toucher les poissons et la faune (Bain, 1985,b,c). Le BPA a également



finance une étude visant l'élaboration et l'application de méthodes pour évaluer les effets cumulatifs de vingt petits projets hydro-électriques sur les pêcheries dans le cadre du drainage de la rivière Swan au Montana. Cette étude faisait état tant des répercussions économiques que des répercussions sur les bassins de pêche (Leathe, 1985).

#### Army Corps of Engineers, USDOD

Le Army Corps of Engineers (AGE) a mis au point des procédés d'analyse des incidences cumulatives depuis un certain temps déjà (Dames et Moore, Inc., 1981). Cela a donné lieu à un manuel détaillé examinant l'aspect juridique relatif aux évaluations d'incidences cumulatives (IC) et décrivant les processus d'évaluation requis pour souscrire aux mesures réglementaires. On y fait état des changements physiques, chimiques et biologiques ainsi que des répercussions économiques, sociales et comportementales, puisque le ACE a la responsabilité d'équilibrer les différences dans l'étude des intérêts publics. On y traite des incidences négatives et positives, tout autant que des effets directs, secondaires, indirects, futurs, cumulatifs et producteurs de croissance.

Le ACE n'a pas officiellement adopté les méthodes mentionnées dans le manuel de Dames et Moore et, qui plus est, celui-ci ne s'obtient pas facilement. D'autres ouvrages de l'ACE (par exemple, INTASA Inc., 1981a,b et Horak et Vlachos, 1984) ont tenu compte d'un grand nombre de recommandations apportées par Dames et Moore, Inc. Le ACE a inclus explicitement les IC au sein de sa réglementation détaillée afin de contrôler certaines activités se déroulant dans les eaux américaines.

#### Environmental Protection Agency

De concert avec le FWS, l'Environmental Protection Agency (EPA) a réalisé trois ateliers sur les incidences écologiques touchant les feuillus des basses terres. Au départ, les incidences cumulatives ne constituaient pas l'objet de ces ateliers, mais leur analyse contribua largement à la compréhension des répercussions écologiques liées aux diverses activités survenant à l'intérieur de larges bassins hydrographiques ou de larges bassins fluviaux (Roelle et al., 1985; 1987). Un sous-groupe avança qu'il existe d'importants sujets d'analyse (bassin hydrographique, paysage régional) qui débordent le cadre de l'écosystème (local) propre à un site et que, par surcroît, la compréhension scientifique actuelle des processus est suffisante pour formuler des règlements à ces niveaux sous la rubrique générale des incidences cumulatives. Une méthode de base a été brièvement examinée au niveau de plusieurs fonctions supérieures liées aux feuillus des basses terres, telles l'entretien et la diversité biotique naturelle. Une méthode générale en matière

d'écologie des paysages portant sur les IC liées aux feuillus des basses terres a également été présentée grâce à ce projet (Gosselink et Lee, 1987).

Par le truchement de son Corvallis Environmental Laboratory, l'EPA projette d'élaborer une base scientifique pertinente permettant d'examiner les effets cumulatifs sur les habitats humides d'eau douce. Lors d'un atelier tenu en 1986, des documents traitant des effets cumulatifs sur les terres humides ont été présentés, et le compte rendu devrait paraître sous peu. L'EPA travaille également de pair avec le FWS dans le but d'élaborer des méthodes d'évaluation des risques écologiques qui pourront servir à évaluer les seuils de tolérance biologiques. Deux ateliers ont d'ailleurs été menés à ce sujet et la rédaction des rapports est amorcée.

#### Federal Energy Regulatory Commission (FERC), USDE

La FERC ne possède pas de réglementation précise en matière d'incidences cumulatives. Le FERC peut émettre des permis, des licences et des exemptions préliminaires selon chaque cas, sans procéder à l'étude d'une demande de projet particulier reliée à d'autres propositions de projet touchant le même bassin fluvial, La Commission a toutefois déclaré qu'elle respecterait les recommandations des organismes influents lorsque certaines incidences, découlant de tel ou tel projet, ne peuvent être réduites et que des substances résiduelles polluent l'environnement. Certaines recommandations portaient sur les effets cumulatifs.

En avril 1985, la FERC mis au point le processus d'évaluation d'un groupe d'incidences (PEGI) afin d'évaluer les effets cumulatifs des multiples projets hydro-electriques se déroulant dans les bassins fluviaux. Le PEGI a été utilisé sur trois bassins fluviaux pilotes dont deux apparaissent à la prochaine section. Le PEGI a permis de déterminer les régions géographiques où des effets néfastes pourraient s'attaquer aux ressources cibles. La position actuelle du FERC est la suivante : les études portant sur les IC ne sont nécessaires que lorsque les projets reconnus se déroulent uniquement à l'intérieur d'un bassin fluvial et non lorsqu'ils sont dispersés.

#### Forest Services. USDA

En 1981, le Forest Services (USFS) instaurait des règlements qui venaient s'ajouter aux procédures de mise en oeuvre de la NEPA en déclarant que les incidences pouvaient être directes, indirectes ou cumulatives (USDA, 1981). En 1984, le USFS publiait un avis de révision sur les décisions de mise en oeuvre de la NEPA, comprenant notamment une définition plus précise des IC (USDA, 1984a). Les groupes qui sont chargés des analyses environnementales doivent posséder les compétences nécessaires

pour déterminer et évaluer les effets possibles directs, indirects ou cumulatifs et les facteurs sociaux, économiques, physiques et biologiques touchés découlant des mesures ou des solutions de rechange proposées.

Les lignes directrices relatives aux analyses des effets cumulatifs sont contenues dans un rapport non publié rédigé en 1984 (USDA, 1984b). L'objet de ce rapport était d'établir un cadre d'hypothèses et de principes qui pourrait servir lors de l'analyse des IC au niveau de la planification forestière. Le processus est de nature générique et les critères doivent être élaborés et appliqués selon des situations individuelles. Le groupe de travail sur les effets cumulatifs a, par la suite, élaboré une méthode générale de planification forestière pour l'American Forestry Society (AFS) (USDA, 1987; Salvasser et Samson, 1985). Les étapes de cette méthode comprennent la description des IC, la délimitation spatiale, la description des seuils de tolérance, la cueillette de données, la prédiction des effets, la détermination des mesures correctives et la surveillance,

#### National Park Service. USDI

Le National Park Service (NPS) élabore une stratégie d'ensemble pour chacun des éléments sous sa juridiction. Contrairement au Fish and Wildlife Service, le NPS possède une autorité juridictionnelle rigide en matière de protection des ressources naturelles sous sa responsabilité. Les études sur les IC réalisées au Glacier National Park en 1986 et au Denali National Park en 1987 débordaient le cadre des activités de planification de gestion. Le NPS s'emploie actuellement à mettre au point une méthode d'évaluation des IC fondée sur les changements les moins acceptables (CMA), méthode qui sera d'ailleurs mise à l'essai au Denali Park et dans les autres parcs de l'Alaska. Ces études sont abordées brièvement dans la prochaine section.

#### U.S. Fish and Wildlife Service. USDI

En 1982, le U.S. Fish and Wildlife Service (FWS) a financé un projet intitulé «Methods for Determining Cumulative Effects of Coal Activities on Fish and Wildlife Resources». L'objectif global de cette étude était de déterminer et de résumer l'état actuel de l'évaluation biologique de pointe, en plus de surveiller les effets cumulatifs qu'ont les diverses réalisations de projet sur les populations et les habitats propres à la faune terrestre et aquatique. Trois documents ont été rédigés, lesquels ont d'abord fait l'objet d'une première révision par un groupe de travail interdisciplinaire. Par la suite, ces documents ont été examinés, d'une part, par les participants à un

atelier national et, d'autre part, dans le cadre d'une session de révision technique qui se sont tenus en juillet 1982.

Le premier document, «Fish and Wildlife and Cumulative Effects: Is There a Problem?» (Horak et al., 1983a), s'adresse surtout au public et aux responsables de l'établissement des politiques. Ce document traite principalement des aspects non techniques reliés à la question générale des incidences cumulatives. Dans cette optique, un système de classification a été proposé pour définir la vaste gamme d'incidences cumulatives. La faune terrestre et aquatique peuvent être touchées par de nombreux projets similaires, par tel ou tel projet comportant diverses activités ou, encore, par les effets combinés de deux mesures ou plus influant sur les divers habitats et espèces fauniques.

L'évaluation des incidences liées aux projets est considérée comme partie intégrante d'un processus plus important visant à cerner les effets qui entraînent des modifications sur le plan de l'environnement biologique, physique et social. Par conséquent, les recommandations visant à améliorer les évaluations en matière d'IC mettent l'accent sur l'importance de la collaboration entre les organismes et les industries. Il va de soi que les organismes gouvernementaux doivent être au fait des motivations et des mesures que les industries préconisent pour atteindre leurs objectifs en matière de développement économique. Règle générale, les décideurs doivent comprendre les objectifs, les mandats et les méthodes propres à d'autres organisations si l'on souhaite en arriver à une meilleure gestion des IC. En outre, il a été recommandé que les méthodes comportant un éventail de résultats possibles entraînant la prise de décisions soient examinées dans le cadre d'études de cas, d'ateliers et de conférences nationales. Les biologistes de terrain doivent recevoir une formation pour mieux saisir l'ensemble de la structure institutionnelle entourant les questions d'IC, y compris les modalités, les caractéristiques et les méthodes propres à l'évaluation des incidences cumulatives. Des recommandations ont également été apportées afin d'entreprendre des recherches fondamentales sur les fonctions et les processus particuliers associés à l'écologie, et sur les mécanismes institutionnels de rechange.

Le deuxième document, «Methodological Guidance for Assessing Cumulative Impacts on Fish and Wildlife» (Horak et al., 1983b), a servi de guide intérimaire aux biologistes de terrain qui doivent évaluer les incidences cumulatives. Ce document met l'accent sur les méthodes de l'époque pouvant servir à l'évaluation des IC.

En 1984, un projet de recherche et de développement sur les incidences cumulatives a été lancé au National Ecology Center (NEC). Ce centre fait partie du USFWS de Fort Collins. Le projet sur les IC visait à adopter certaines des recommandations

importantes tirées des travaux de Horak et al. (1983a,b). D'ailleurs, une **méthode** conjointe de **résolution des problèmes (MRCP)** est actuellement utilisée pour **élaborer** les analyses de cause à effet, afin d'amoindrir le **problème** et d'établir des cheminements de **causalité** menant à des décisions plus approfondies en matière de recherche et de gestion. La collaboration verticale au sein des organisations, au niveau des disciplines pertinentes et entre les organismes est souligné dans l'ensemble du projet sur les IC. La tenue d'ateliers interactifs périodiques, pendant les phases de conception, d'élaboration et de mise en oeuvre du projet permettront de **concrétiser** cette collaboration.

Le processus d'évaluation contemporain des IC du NEC du FWS est fondé sur les méthodes **générales de résolution des problèmes** à l'instar de celles que **préconise** le National Research Council Committee on the Application of **Ecological theory to Environmental Problems (1986)**. Les **étapes familières liées** à la définition des **problèmes**, à l'analyse, à l'examen des solutions de rechange et à la surveillance sont **utilisées** par les groupes de travail affectés à un projet particulier dans le **but de procéder** à une évaluation des IC. Il faut faire preuve de flexibilité dans la sélection de méthodes **particulières** étant donné le caractère des plus variables des contraintes juridiques, institutionnelles et budgétaires. Le tableau 7.4 **présente** le **résumé** de cette méthode.

### 7.3.2 études de cas

Le tableau 7.5 **énumère** la liste des études de cas et des projets auxquels l'équipe **affectée** au projet sur les incidences cumulatives du U.S. Fish and Wildlife **Service/National Ecology Center** a participé ou a examiné. Cette liste est propre aux travaux qui ont **été réalisés** aux États-Unis et elle ne se veut pas une liste exhaustive. La **présente** section aborde **brèvement** ces études.

#### Projet sur les IC du NEC du FWS

Une **méthode** conjointe de **résolution des problèmes (MCRP)** est **actuellement** utilisée pour **élaborer** et mettre en oeuvre un **processus d'évaluation** des incidences cumulatives pour le NEC du FWS. Une description sommaire des **récents** travaux du FWS en matière d'IC ainsi qu'une description du processus d'évaluation des IC ont **été abordées** dans la section précédente. Si nous traitons encore une fois de ce projet, c'est pour mieux illustrer le vaste éventail d'applications propres au processus d'IC et pour décrire comment les diverses méthodes ont **été** utilisées. Tandis que **nous** nous sommes consacrés à **décrire**, dans la section précédente, un processus d'évaluation particulier des

IC, nous nous attarderons cette fois-ci sur la façon d'élaborer un tel processus.

A l'origine, les méthodes traditionnelles de révision de la documentation étaient employées. Les documents du FWS produits par Horak et al. (1983a,b) constituaient les meilleures références. Certaines méthodes conceptuelles de soutien réalisées dans le cadre de cette étude préconisent une solution de rechange au niveau des définitions et des typologies et ce, afin d'apporter des recommandations sur les travaux futurs. Une méthode adaptative et coopérative faisant appel à plus d'une technique, et fortement assujettie aux réalités institutionnelles, a été incorporée à la conception du projet d'IC du NEC du FWS. Les études de Horak et al. (1983a,b) témoignent bien de la nécessité de s'assurer la participation de représentants de plusieurs niveaux du FWS et de divers groupements institutionnels en plus de tenir compte des diverses disciplines scientifiques pendant la conception du projet. Le directeur du NEC (alors chef du Western Energy and Land Use Team, remplacé depuis par le NEC), le directeur de la Division of Biological Services, et le directeur des Ecological Services ont joué un rôle important sur le plan des décisions techniques, administratives et de gestion émanant du FWS. Ces trois chefs ont participé, pendant trois jours, à une réunion portant sur l'envergure du projet d'IC et ils ont en outre assisté à une conférence, présentée par un superviseur d'un bureau régional, où il a été décidé que le problème des IC devait être traité en priorité dans le cadre des travaux du FWS. La participation de dirigeants influents contribua à fournir une expertise de gestion et des politiques pertinentes à la conception de l'étude et des compétences techniques, tout en propageant le climat d'enthousiasme aux autres organismes engagés dans le projet.

Les biologistes de terrain, les superviseurs des bureaux régionaux et les représentants influents des bureaux régionaux ont également participé à ces premières réunions. Leur participation apporta une expertise institutionnelle technique et pragmatique essentielle, contribua à mettre sur pied un programme de formation et améliora les possibilités de mise en œuvre par le truchement d'études de cas. Le programme général d'IC a été conçu à l'occasion de ces premières réunions (Williamson et al., 1985).

Plusieurs méthodes utilisées lors de la détermination du problème et de son ampleur pour le projet d'IC ont, par la suite, été reprises dans les études de cas et seront incluses à la liste des méthodes utilisées pour diverses applications dans le processus général d'IC. En particulier, les techniques de groupe nominales (Delbecq et al., 1975) et l'analyse cause/effet (Armour et al., 1985; Williamson et al., 1986) se sont révélés des outils pertinents au niveau de la méthode conjointe de résolution des problèmes (MCRP) d'incidences cumulatives.

L'analyse contenue dans la MCRP est caractérisée par l'utilisation d'études de cas. Celles-ci étudient en quelque sorte l'hypothèse implicite qu'une MCRP, fondée sur l'expérience réelle, permet généralement d'en arriver à la mise en oeuvre d'un processus d'évaluation d'IC pertinent (tableau 7.4). Les études de cas (énumérées aux tableaux 7.3 et 7.5) sont abordées brièvement & titre d'observations ou d'expériences pour soutenir cette hypothèse implicite.

#### Rivières Ohio, Tennessee et Cumberland

L'étude de cas portant sur les rivières Ohio, Tennessee et Cumberland (ROTC) s'est révélée un projet à très court terme pour l'équipe affectée au projet des IC (PIC) du NEC du FWS. Le bureau régional du FWS situé à Cookville, Tennessee, a émis des observations sur la délivrance de permis en matière d'évaluation des IC au niveau de la circulation des chalands sur les rivières Ohio, Tennessee et Cumberland. Au total, l'équipe du PIC a passé deux semaines-hommes pour aider les bureaux régionaux à élaborer et à présenter une analyse superficielle des causes/effets (C/E) (seulement deux jours ont été consacrés à la modélisation réelle des C/E). La majeure partie de la coordination a été effectuée par téléphone et par l'envoi de documents. Deux membres de l'équipe du PIC du NEC ont assisté à une réunion de travail inter-organisme tenue à Cookville dans le but de présenter un compte rendu du modèle C/E et de mieux saisir les problèmes d'IC (schéma 7.1)

Les renseignements obtenus grâce au modèle C/E ont permis de respecter les exigences du ACE et du bureau régional du FWS quant à la détermination des principales ressources problématiques, des perturbations pertinentes et des cheminements de causalité. L'évaluation des IC a d'ailleurs permis d'améliorer la collaboration entre deux bureaux régionaux. L'une des contributions majeures de ce projet d'élaboration d'un PIC général réside dans l'utilisation efficace de l'analyse des C/E, si l'on tient compte des délais limites et du financement modeste liés à ce projet. Le modèle C/E n'a cependant pas fourni des réponses-quantitatives aux questions détaillées, mais il a néanmoins permis de procurer un mécanisme de consensus entre les organismes sur le plan des variables importantes à utiliser, en plus de fournir un cadre servant à cerner les effets éventuels, découlant de la circulation des chalutiers, sur les ressources fauniques et les poissons.

#### Feuillus des basses terres

L'étude de cas sur les feuillus des basses terres (FBT) a été réalisée grâce aux ateliers de modélisation du NEC par le

truchement d'un accord inter-organisme passe entre le FWS et l'EPA. A l'origine, cette étude visait l'établissement de politiques par les organismes, et non l'élaboration de processus d'IC ou l'évaluation des IC. Toutefois, en cours de route, un membre de l'équipe de projet du NEC du FWS sur les XC s'est vu engagé dans le projet et, dès lors, l'évaluation des IC a revêtu une importance capitale tout au long de l'étude. Une réunion portant sur l'établissement de la portée, jumelée à trois ateliers, a été gérée à l'aide d'un processus modifié d'évaluation et de gestion adaptatives de l'environnement (EGAE) (Holling et al., 1978a,b). Aucun modèle de simulation n'a été élaboré, toutefois, la méthode générale EGAE, mise au point en atelier, a été utilisée dans le but d'élaborer des modèles descriptifs et une compilation des données relativement aux fonctions et aux attributs des feuillus des basses terres et aux répercussions environnementales probables émanant des autres projets en matière de FBT.

Un sous-groupe, mis sur pied pour examiner les IC et les méthodes servant à les évaluer, a conclu que l'analyse poussée des activités de développement propres à un site ne pouvait pas être réalisée avec efficacité dans la structure institutionnelle et juridictionnelle actuelle. En outre, les mécanismes visant à établir les objectifs écologiques pour détecter les effets cumulatifs dans l'espace n'étaient pas disponibles. Une recommandation ressort de ces travaux : soit l'utilisation de l'écologie de paysage et de la biogéographie insulaire aux fins de l'évaluation des IC (Gosselink et Lee, 1987).

Dans le cadre de cette étude de cas, les éléments influents de l'EPA et les organismes de mise en valeur des ressources ont fait preuve d'une collaboration étroite. Des représentants des organismes d'autorisation et des groupes de mise en valeur des ressources participaient aux ateliers. Des économistes ont assisté à l'un des ateliers dans le but de favoriser une collaboration interdisciplinaire pour évaluer, déterminer et décrire les fonctions importantes regroupées dans l'étude de cas sur les feuillus des basses terres (Gosselink et Lee, 1987). Grâce à cette étude sur l'élaboration d'un processus d'IC, il a été possible de déterminer que, bien que les objectifs écologiques revêtent une importance capitale, ils ne sont souvent pas disponibles à des échelles qui touchent les problèmes d'IC. La description de l'écologie de paysage ainsi que la façon qu'elle pourrait être utilisée au niveau de l'évaluation des IC constitue un pas en avant important.

#### Les rivières Snohomish et Salmon

La Federal Energy Regulatory Commission (FERC) a procédé à deux évaluations distinctes d'incidences cumulatives dans le cadre des mesures réglementaires exigées par le NEPA dans le but d'autoriser l'implantation de certains projets hydro-Électriques



de petite envergure, Ces deux études se sont effectuées, -sur le bassin de la rivière Snohomish dans l'État de Washington et sur le bassin de la rivière Salmon en Idaho, où de multiples projets hydro-électriques ont été proposés.

Les réunions visant à déterminer la portée de chaque projet faisaient suite au processus d'établissement de la portée décrit par le FERC dans son processus d'évaluation d'un groupe d'incidences (PEGI), lequel comportait la tenue de plusieurs réunions interactives entre les participants à l'étude et les organismes fédéraux et d'état s'occupant des ressources naturelles et ce, dans le but d'élaborer la portée de l'étude, de recueillir des données et de juger des méthodes d'évaluation. L'évaluation d'incidences réelles a été réalisée en utilisant une variante de la méthode par matrices multiples (Bain et al., 1985a,b,c), mise au point par le Argonne National Laboratory (ANL), organisme qui a participé à l'étude, de concert avec le FERC.

La méthode matricielle a été conçue pour regrouper les incidences tirées de l'évaluation des effets d'un seul projet. On a établi des ressources cibles, notamment les poissons ou les espèces fauniques, et pour chacune d'entre elles, on a déterminé un certain nombre de composantes susceptibles de leur être importantes. Dans le cas des études touchant les rivières Salmon et Snohomish, les répercussions de chaque projet sur chacune des composantes liées à la ressource cible ont été t-valorées d'après des critères numériques. Les évaluations propres à tous les projets, en regard d'une seule composante de la ressource cible, formaient un vecteur matriciel. Une matrice selon chaque projet a dès lors pris forme, dans laquelle on incluait des éléments indiquant si les incidences de chaque paire possible de projets pouvaient avoir des interactions de nature non linéaire. Cette matrice a reçu le nom de matrice d'interactions. En multipliant cette dernière par le vecteur relatif aux incidences des projets, on obtenait une estimation des répercussions cumulatives de tous les projets sur une composante donnée de la ressource. En additionnant les incidences cumulatives touchant toutes les composantes d'une seule ressource cible, on obtenait une évaluation des incidences cumulatives de l'ensemble des projets sur la ressource cible. Des effets sur l'écosystème, tels la relation aigle-saumon, s'inscrivaient au niveau composante «ressource» de l'analyse, le saumon constituant une composante «ressource» de l'aigle.

Après étude des incidences cumulatives de toutes les combinaisons possibles de projets sur chaque ressource cible, les résultats des évaluations ont été incorporés au processus de prise de décisions. Puisque l'évaluation des effets cumulatifs atténue les effets importants de projets distincts, on a souligné d'une annotation les combinaisons de projets dans lesquelles les effets d'un seul projet s'avéraient déjà considérables, dans le but de

lui porter une attention particulière. Aucun permis ne sera délivré pour les combinaisons de projets spécialement annotées, ou celles comportant un haut niveau d'effets cumulatifs sur une ressource cible donnée. Ces études ont donné lieu à des recommandations destinées aux commissaires de la FERC, et proposant l'établissement d'autres scénarios d'approbation. Des énoncés d'incidences environnementales (EIE) finals ont également été soumis.

On espérait la collaboration des organismes s'occupant des ressources naturelles dans le processus d'évaluation des effets cumulatifs, mais on n'a guère obtenu les résultats escomptés. Le processus d'approbation et d'établissement de la portée n'allait généralement pas dans le sens des préoccupations des organismes et des observations des études. Puisqu'on ne pouvait obtenir de nouveaux renseignements sur les projets, en raison des limites de temps relatives à la prise de décision, les incidences ont été exprimées en termes non quantitatifs. Plusieurs organismes s'occupant des ressources ont trouvé cet état de choses inacceptable. L'utilisation de critères d'évaluation s'est avérée très problématique et n'a satisfait ni les organismes exigeant la quantification des incidences, ni ceux s'opposant à cette même quantification. Bien que la FERC a franchi une étape importante en adoptant une nouvelle orientation en matière de collaboration et d'évaluation des incidences cumulatives, l'urgence et la visibilité de l'étude, ainsi que l'importance de la ressource étudiée, ont rendu difficile la collaboration et l'application des méthodes.

### Baie de Chesapeake

Le bureau régional du Fish and Wildlife Service (FWS) des É.-U., située à Annapolis dans le Maryland, procède actuellement à une évaluation des IC dans le cadre du programme de restauration de la baie de Chesapeake. Ce qui a incité le FWS à entreprendre ces travaux est la baisse constatée dans les populations de sauvagine et de poissons de la baie.

Un bon nombre d'organismes participent à ce projet. L'EPA y tient un rôle primordial et oriente ses efforts sur la qualité de l'eau de la baie. Le FWS se concentre davantage sur les ressources vivantes au moyen du processus de résolution des problèmes d'IC élaboré par le NEC du FWS. Deux ateliers conjoints ont été tenus dans le but de définir les problèmes, de déterminer les relations de causes à effets importantes et d'élaborer des plans d'action. La flore sous-marine constitue l'une des principales variables actuellement abordées en tant que conséquence des analyses de causalité. Les tentatives d'aborder les IC à partir d'un énoncé général, comme la dégradation ou la qualité inacceptable de l'eau, se sont révélées insatisfaisantes dans cette étude de cas. Même quand on a envisagé ces problèmes

plus étroitement au moyen d'une analyse de causes à effets, on n'a guère noté de progrès apparents quant aux populations d'espèces, aux habitats ou aux unités géographiques pouvant être étudiés de façon probante. Lorsqu'on a abordé la question de la restauration de la baie en termes d'espèces d'animaux sauvages et d'habitats, les causes et les conséquences ont permis de relever plus rapidement des problèmes précis et d'apporter des mesures correctives.

Six organismes oeuvrant au programme de restauration de la baie, n'ont pas encore accepté la méthode du NEC. On peut attribuer ce fait au manque de participation des autres organismes dans la conception de la méthode d'évaluation d'IC. Les autres organismes et institutions ont des objectifs et des mandats qui leur sont propres; et tant qu'une évaluation des IC n'ira pas dans le sens de leurs besoins respectifs, il est peu probable qu'ils utilisent ce genre d'évaluation. Les organismes, y compris le FWS, hésitent à adopter les procédés relatifs aux IC en raison des incertitudes associées aux conséquences antérieures d'établissement des méthodes et des décisions, d'un manque de confiance dans les méthodes utilisées et de l'acceptation des résultats liés aux évaluations d'IC par le Congrès ou autres corps politiques.

#### Baie de Mobile

De multiples répercussions sur la faune se produisent à de grandes échelles spatiales et temporelles dans la baie de Mobile, en Alabama. A titre d'exemple, un chenal d'une profondeur de 40 pieds et d'une largeur de 400 pieds requiert actuellement des travaux de dragage, et ses dimensions pourraient éventuellement être portées à 50 pieds par 550 pieds. Advenant les travaux d'expansion, l'équipement de dragage occupera une partie de la baie. La contamination chimique, et l'exploitation de la baie aux fins industrielles et urbaines, continuent d'ajouter au dépérissement des habitats aquatiques et fauniques et concourent à diminuer leurs populations respectives. L'étude des incidences cumulatives sur la baie de Mobile, mise en oeuvre par le NEC du FWS, avait pour objet principal d'améliorer les éléments de documentation se rapportant à ces répercussions continues sur la faune, au moyen d'analyses de tendances et de procédés d'évaluation plus poussés. Les objectifs institutionnels et les juridictions bien établis en matière de protection des habitats naturels font présentement défaut dans le cas de la baie de Mobile, En second lieu, cette étude devait servir à la mise sur pied d'une tribune où pourraient s'articuler les objectifs relatifs à la baie et où l'on pourrait leur donner un suivi. Un programme de recherche menant à des décisions d'ordre pragmatique a également été considéré comme étant une nécessité. La réalisation de ces deux objectifs pourrait bien

donner forme à un plan global d'assainissement des ressources dans la région de la baie.

Le NEC du FWS a tenu une réunion sur l'établissement de la portée ainsi qu'un atelier portant sur les causes et les effets. Le modèle de causalité élaboré lors de cet atelier considère surtout les changements relatifs à la configuration de la baie, la turbidité de l'eau, les contaminants et la réduction de la végétation sous-marine comme étant les principaux problèmes touchant les poissons et les ressources fauniques. On en est présentement à établir des données pour préciser le modèle de causalité de façon plus quantitative. Les ateliers subséquents avaient pour objet l'amélioration des modèles de causalité et la coopération entre organismes. On en a conclu jusqu'ici qu'il faut reconnaître la nécessité d'adopter de nouvelles attitudes en matière d'IC, lesquelles sont difficiles à acquérir et à maintenir. De longues débats, parfois inutiles, sont source de frustrations. Ils peuvent pourtant s'avérer nécessaires dans l'apprentissage des méthodes flexibles de résolution des problèmes visant à étudier des problèmes complexes. Le manque de données sur le sujet persistera vraisemblablement et les méthodes analytiques sont limitées en raison du peu de renseignements disponibles. La collaboration avec les autres organisations et organismes est impérative, mais le manque de directions préétablies et l'incertitude perçue chez les personnes qui tentent de donner des directives sur les procédés d'évaluation des IC peuvent nuire à la participation générale et engagée des autres parties intéressées. Un engagement plus profond de la part des organisations intéressées dans le processus d'évaluation des IC s'avère nécessaire,

#### étude économique des activités récréatives effectuée sur la partie supérieure du Mississippi

La Upper Mississippi River Basin Commission (UMRBC) englobe cinq états et plusieurs agences fédérales. Cette commission a recommandé au Congrès la tenue d'une étude économique sur les activités récréatives (EEAR) dans le but de mesurer la valeur (avantages sur le plan économique) et les répercussions économiques des activités récréatives sur la partie supérieure du Mississippi. Tout un passé d'interactions entre les organisations intéressées a jeté les bases d'un organisme solide, comme le UMRBC et la Upper Mississippi River Conservation Committee (UMRCC). Cette dernière ainsi que les cinq états engages préfèrent de beaucoup faire ressortir les éléments de l'EEAR établis par le Congrès. Cependant, l'étude traditionnelle coûts/avantages des IC ne souligne pas vraiment ces répercussions et, de plus, une polémique avait préalablement émergé sur la façon de diriger l'EEAR. Le NEC du FWS a souscrit à une entente de coopération avec le ACE (St. Paul District) dans le but d'élaborer un plan d'études (PE) aux fins de l'EEAR. En

raison des facteurs évidents d'IC liés à l'utilisation de la partie supérieure du fleuve Mississippi, on a rattaché l'élaboration de ce plan à la question des IC. Par exemple, l'aménagement d'installations récréatives, comme des quais et des rampes d'accès pour bateaux, pourraient porter atteinte aux poissons et aux ressources fauniques ainsi qu'à l'économie locale et régionale. D'autres formes d'utilisation du fleuve, dont l'augmentation de la circulation maritime des chalands, consécutive à l'agrandissement des écluses et au creusement des chenaux, entraîneraient également des répercussions de nature économique et écologique. Les incidences de tels aménagements pourraient s'accumuler soit de façon simplement additive, soit de façon hautement interactive (synergique), et ce sur un grand nombre de cheminements biotiques ou institutionnels.

Un atelier conjoint a été tenu par le groupe d'étude d'IC du NEC du FWS. Des économistes, des administrateurs, des écologistes et des planificateurs récréatifs représentant différents organismes d'état, fédéraux ou régionaux ont convenu de l'importance relative de l'analyse des répercussions et des avantages économiques. De plus, ils ont fait des recommandations précises quant au choix d'autres méthodes d'analyse économique et de bases de données à utiliser lors de l'EEAR. Les résultats de cette réunion se sont traduits par un plan d'étude (PE) qui a fait l'unanimité au sein des parties intéressées et que l'on a par conséquent commencé à mettre en oeuvre. La raison de ce succès provient du fait que des bases de départ communes avaient préalablement été jetées par la loi du Congrès exigeant la tenue d'une EEAR; les personnes compétentes ont participé aux ateliers, soit des spécialistes de différentes disciplines (économistes, planificateurs récréatifs et écologistes) qui étaient en mesure de résoudre les différences de points de vue ou les interprétations erronées; l'atelier s'orientait sur une articulation claire et objective des questions traitées et sur la recherche d'un consensus,

Cette étude de cas constitue aussi un bon exemple de la collaboration nécessaire entre les différents éléments fonctionnels d'un même organisme. Par exemple, des activités fluviales qui rehaussent les valeurs récréatives peuvent également servir à l'amélioration générale des ressources naturelles, mais quelques-unes d'entre elles ne sont pas sans porter atteinte à l'amélioration et la préservation de certaines espèces précises de poissons ou d'animaux sauvages. De façon plus positive, cependant, on est aussi arrivé à la conclusion que les activités d'organismes traditionnellement axés sur le développement pouvaient être entreprises de manière à instaurer des ressources récréatives et à améliorer les conditions de la faune, cela tout en augmentant la circulation des chalands. Ce cas révèle que l'analyse économique n'est pas nécessairement toujours hostile aux objectifs écologiques et, qu'en fait, elle peut parfois justifier les objectifs visant l'amélioration des

ressources naturelles. Parallèlement, il soulève la question qui veut que l'accumulation ne se fait pas seulement au niveau des incidences écologiques mais aussi au niveau des engagements économiques et sociaux touchant les mesures et les politiques de rechange. Ces facteurs non écologiques joueront parfois un rôle important dans les processus d'évaluation des incidences cumulatives.

### évaluation des risques écologiques

Le projet d'évaluation des risques écologiques (ERE) constitue un accord entre les organismes que sont le NEC du FWS et le Office of Toxic Substances (OTS) de l'Environmental Protection Agency (EPA). L'EPA constitue le principal bailleur de fonds du projet et l'oriente de façon à élaborer des méthodes pragmatiques visant l'examen de nouveaux composés chimiques dont on a proposé la production et l'utilisation. L'intérêt du FWS à ce niveau provient en grande partie de plusieurs études d'IC, lesquelles préconisent l'établissement des seuils environnementaux ou biologiques avant de s'attaquer aux problèmes d'IC. Cela revêt une importance particulière quand il n'existe aucune autorité définie en matière de réglementation ou aucun objectif social à l'échelle où se produisent de sérieuses IC. Dans ces cas précis, l'ERE peut servir à évaluer la probabilité que des ressources cibles données se détériorent, au-delà d'un certain niveau, par suite des activités proposées. Des rajustements entre les avantages du projet et la probabilité de conséquences néfastes sur l'environnement peuvent dès lors se débattre plus équitablement. Lorsque les objectifs sont déterminés, mais non les fonctions dose-réaction, l'ERE peut être utilisée pour évaluer la probabilité que le but vise soit écarté comme conséquence des activités proposées.

Un colloque sur l'ERE a eu lieu en novembre 1986 afin d'élaborer des méthodes d'ERE pour l'OTS. Les ressources cibles des processus de réglementation représentent normalement des carnivores élevés dans la pyramide ou des espèces économiquement importantes. Cependant, nombre de conséquences liées à la mise en valeur des ressources ou aux activités de production chimique adviennent à un niveau beaucoup moins élevé de la pyramide alimentaire. Le colloque avait pour principal objet l'intégration de modèles destinés à expliquer les relations de causalité à plusieurs niveaux biologiques. Trois modèles informatisés ont été reliés entre eux pour évaluer la probabilité que la population d'une espèce donnée diminue au-delà d'un certain niveau cible, par suite d'exposition à des concentrations variées de composés chimiques. On a également élaboré un procédé unique, nommé procédé de risque optionnel (PRO) dans le but d'aider les décideurs à déterminer quelles substances chimiques devraient faire l'objet d'une étude plus approfondie. La coopération entre le FWS et l'EPA s'est révélée positive dans le cadre de ce projet; et même l'industrie de

produits chimiques réglementée a participé du colloque. L'interaction la plus fructueuse, cependant, est celle qui a eu lieu entre les spécialistes de la réglementation de l'OTS et les autres scientifiques; les premiers ont assuré la nature pragmatique des recommandations du colloque tandis que le groupe de scientifiques a utilisé des modèles informatisés afin d'en arriver à de meilleures décisions en matière de réglementation prises par l'OTS. On a aussi élaboré un paradigme conceptuel qui permettra d'améliorer les modèles écologiques et les systèmes soutenant les décisions qui étaient disponibles lors du colloque, Un atelier, à titre de suivi, a été tenu pour incorporer les résultats de la recherche recommandée à ceux des efforts parachevés depuis la fin du colloque. Les procédés de risque optionnels ont été améliorés lors d'une réunion subséquente.

Le plus grand apport de ce projet d'ERE sur le plan de l'évaluation des IC a été l'élaboration d'une méthode servant à déterminer les seuils et à observer de quelle façon les conséquences des perturbations se rapprochent de ces seuils. La mise au point, lors du projet, de techniques graphiques simplifiées pourra également servir à établir des rajustements et des compromis en matière d'évaluation des IC. Ce projet démontrait également que la méthode conjointe de résolution des problèmes utilisée pour élaborer un processus d'IC donne certains résultats positifs dans l'élaboration de méthodes d'évaluation des risques écologiques.

#### Projets du Fish and Wildlife Service en Alaska portant sur les IC

Le Fish and Wildlife Service des É.-U. s'emploie actuellement à mettre au point un guide servant à prévoir et évaluer les incidences des projets d'exploitation du pétrole et du gaz naturel sur la pente continentale de la côte septentrionale de l'Alaska. Une évaluation des IC a été réalisée dans le cadre de ce projet, On a découvert que la mauvaise coordination et la planification déficientes entre les entrepreneurs jumelées à un manque de directives de la part des organismes d'État et fédéraux ont rendu difficile l'évaluation des IC. Le manuel révèle que des incidences secondaires de nature physique, comme l'indique l'accroissement des thermokarsts, se produisent actuellement à la baie de Prudhoe. Ces incidences peuvent être associées aux répercussions primaires directes découlant de la construction de routes, de rampes et de lieux d'accommodation. À cela s'ajoute les incidences cumulatives qui touchent les oiseaux de rivage en raison de l'exploitation du pétrole dans la baie de Prudhoe. On a constaté que la densité de la population reproductrice des oiseaux de rivage était touchée par la quantité d'installations servant à l'exploitation des champs pétrolifères.

L'exploitation du pétrole devrait se poursuivre en Alaska et de ce fait, le FWS pourra appliquer le processus des IC du NEC à ces études de cas futures. Les cas liés à l'exploitation pétrolière

en Alaska constituent une occasion d'étudier les IC propres à un type d'aménagement sur une échelle spatiale bien définie et sur des poissons et des ressources fauniques relativement non touchées. L'étude de la baie de Prudhoe a déjà révélé comment on peut aborder les effets secondaires dans le cadre d'une évaluation des IC.

### Les Grands Lacs

Approximativement la moitié du charbon utilisé aux fins de production d'électricité aux É.-U. est brûlée dans la région des Grands Lacs et la moitié des sites d'enfouissement des déchets toxiques identifiés à ce jour par le Superfund se situent dans cette région. On croit que l'utilisation d'environ 900 substances chimiques et métaux lourds a entraîné une réduction de la population faunique. Une étude sur les IC, faisant suite au projet du NEC, concerne un petit sous-ensemble de problèmes relatifs aux Grands Lacs, sur une échelle spatiale limitée. Une premier-e réunion sur l'établissement de la portée tenue par le FWS a limité l'étude aux voies navigables des rivières St-Clair et Detroit. On s'attend à ce que la portée de ce travail soit accrue si le premier projet obtient du succès.

La plupart des organismes s'occupant des populations de poissons et des ressources fauniques du Michigan et de l'Ontario participeront à des réunions et des ateliers futurs. Un système de renseignements géographiques (SRG) déjà en place et appelé le Great Lakes Information Management System (GLIMS), subira des transformations pour passer d'un processeur central à un format micro-informatique. On se servira également des données du SRG et des autres renseignements accessibles provenant d'organismes d'état, fédéraux ou régionaux. On tentera de parvenir à un accord sur la réduction de la population faunique qui a été constatée, sur les 5 principaux cheminements de causalité de ces réductions et sur les solutions possibles. Toutefois, aucune tentative n'a été effectuée pour déterminer les proportions quantitatives ou les coefficients numériques des relations de causalité,

Les mécanismes institutionnels de prise de décisions et de mise en œuvre de mesure semblent en place pour un nombre de problèmes antérieurs relatifs aux Grands Lacs, et le consensus auquel on est parvenu lors de la t-évaluation conjointe des problèmes pourrait provoquer les changements nécessaires au niveau des politiques de gestion, de mise en valeur et de restauration des ressources. L'étude des IC relative aux Grands Lacs peut contribuer à la connaissance générale de l'évaluation des IC, par l'examen de l'hypothèse implicite selon laquelle un passé riche en problèmes complexes a contribué, grâce à une meilleure compréhension technique, à la création d'organismes capables de prendre des décisions de grande portée et ce, dans un laps de temps relativement restreint. L'examen de cette



hypothèse, au moyen de l'étude des IC des Grands Lacs, peut servir à déterminer quels sont les mécanismes de rajustement nécessaires aux organismes lorsque ceux-ci doivent s'adapter aux problèmes complexes qui débordent le cadre des compétences institutionnelles communes. La recherche, le développement et les politiques peuvent mettre l'accent sur une meilleure compréhension technique en supposant toutefois que des rajustements institutionnels pertinents suivront. A l'intérieur de ce scénario, on devrait réaliser des études afin de mettre en lumière la façon dont progressent les moyens et les solutions des organismes dans le cas des Grands Lacs, de manière à ce que cette expérience puisse servir à la résolution d'autres problèmes de nature internationale ou entre états.

Si on ne parvient pas à trouver des mécanismes institutionnels pour établir et implanter des solutions aux problèmes des IC dans les Grands Lacs, la recherche et le développement devraient se concentrer sur l'étude attentive des organismes et sur la façon dont peuvent directement influencer sur eux une plus grande autorité et plus de responsabilités, en matière de problèmes et de solutions, qui débordent le cadre de la juridiction des organismes actuels,

#### Glacier National Park

En 1980, on a relevé cinquante-six éléments extérieurs qui menaçaient l'écologie du Glacier National Park. Le North Fork Basin de la rivière Flathead a été jugé particulièrement sensible aux activités extérieures d'utilisation des terres. Une technique d'analyse des problèmes, conçue d'après le processus d'IC du NEC, a servi à évaluer les effets cumulatifs d'activités extérieures sur les ressources de la région du parc (Raley et al., 1987).

Une analyse de causes à effets (C/E) a été réalisée dans le cadre d'un atelier d'une durée de trois jours qui s'est tenu au Glacier National Park. On a élaboré un énoncé des problèmes représentant les questions environnementales, déterminé la nature des relations de causalité, et défini les tâches à entreprendre pour prévenir ou résoudre le problème. L'analyse C/E a permis aux participants d'obtenir une vue d'ensemble de la situation, et les modèles ont pu tenir compte d'un grand nombre de ressources et de préoccupations. Les analystes du National Park Service (NPS) ont accueilli favorablement cet état de choses, puisque le North Fork Basin présentait des problèmes s'étendant à l'échelle de l'écosystème auxquels il fallait s'attaquer.

Le NPS a jugé l'analyse C/E pertinente et utile sur le plan d'une analyse de problèmes éventuels ou actuels, mais peut-être un peu trop dense pour une analyse à court terme des problèmes aigus et urgents. Lorsqu'un problème nécessite une action immédiate, il est possible qu'on n'ait pas le temps de faire appel aux

spécialistes et d'organiser une réunion pour la résolution conjointe des problèmes.

L'étude du Glacier National Park fournit un exemple d'évaluation des IC, lorsque les objectifs d'un organisme sont bien établis par le truchement d'un plan de gestion et lorsque la juridiction inhérente de l'organisme est accrue.

#### Les parcs nationaux en Alaska

Le NPS élabore actuellement un processus d'évaluation des incidences cumulatives liées à l'exploitation des gisements d'or dans trois de ses territoires en Alaska. Ces processus d'IC sont requis pour soutenir les énoncés d'incidences environnementales, les plans de gestion des minerais et les plans directeurs relatifs aux parcs. Le NPS s'emploie aux toutes premières étapes de l'élaboration d'un processus et il analyse en ce moment une version modifiée du processus relatif au CMA. Aucun indice ou coefficient de pondération ne seraient attribués aux ressources ou aux incidences et on ne tiendrait pas compte des interactions évidentes prévalant entre les projets d'exploitation minières. Ce processus n'aborde pas les incidences à long terme excédant les niveaux du CMA d'un projet distinct et, de ce fait, entrave la quantification de l'accumulation des incidences négatives dépassant les seuils. Le processus relatif au CMA en est à ses tous premiers stades d'élaboration et, en ce qui concerne ses caractéristiques et sa mise en oeuvre, les décisions demeurent en suspend.

#### 7.3.3 Des conclusions

Le Council on Environmental Quality (CEQ) des É.-U. inclut, de façon explicite, dans sa politique de réglementation de 1978, des considérations sur les incidences cumulatives. Plusieurs organismes fédéraux et d'état ont entrepris des méthodes d'évaluation des IC et ont depuis réalisé des études de cas sur les IC. Le Fish and Wildlife Service des É.-U. élabore à l'heure actuelle des procédés d'évaluation des incidences environnementales cumulatives sur les poissons et les ressources fauniques. Les scientifiques, les gestionnaires et les responsables de l'établissement des politiques utilisent des techniques conjointes de résolution des problèmes afin de concevoir, élaborer et mettre en oeuvre des processus d'évaluation des IC. On a réalisé ou observe douze études de cas dans le cadre du projet du FWS relatif aux IC. Ces études viennent confirmer certains facteurs, prévus dès le début du projet, et elles ont servi à tirer de nouvelles conclusions sur l'évaluation d'IC.

- 1) Les incidences cumulatives sont hautement complexes et variables. Les efforts d'évaluation doivent s'avérer globaux et flexibles. C'est au moyen d'une méthode générale impliquant une résolution conjointe des problèmes qu'on y parvient le mieux, et par laquelle sont élaborés de façon quelque peu spontanée des processus détaillés pour résoudre des problèmes précis d'IC.
- 2) Les IC sont caractérisées par la complexité lorsque les outils d'analyse et les pouvoirs des organismes actuels ne correspondent pas aux échelles spatiales et temporelles au sein desquelles s'accumulent de graves incidences, Cela signifie qu'on devra recourir fréquemment à plus d'une méthode et plus d'un organisme pour parvenir à des solutions viables. De nouveaux liens entre les méthodes en place et les organismes existants s'avèrent nécessaires,
- 3) La collaboration à tous les échelons tout au long du projet des IC, s'est révélé le thème central des activités. La collaboration verticale au sein des organisations, des disciplines et des organismes s'avère nécessaire pour réaliser avec succès les évaluations en matière d'IC. Une participation active lors des phases de conception, d'élaboration et de réalisation sur le plan des évaluations des IC particulières a donné de meilleurs résultats, accéléré l'adoption d'une technologie et forme les experts à travailler conjointement à des problèmes complexes.
- 4) Dans bon nombre de milieux bureaucratiques, on parvient difficilement à obtenir la collaboration recherchée, et celle-ci demeure fragile, L'autonomie substantielle à partir d'une gestion de ligne organisationnelle peut s'avérer nécessaire et une étroite collaboration entre les membres importants du groupe est essentielle, Des changements au sein du personnel directeur et des gestionnaires peuvent compromettre ces attributs essentiels car les engagements précédents deviennent moins certains, la compréhension de la stratégie d'élaboration du processus s'affaiblit et les luttes habituelles de pouvoir bureaucratiques s'accroissent. Lorsque des projets d'aménagement à risque élevé, dont les avantages éventuels sont également élevés, sont entrepris, les organismes qui parrainent ces projets doivent opter pour un financement stable et compter sur un engagement au niveau de la direction pour une durée de trois à cinq ans. L'engagement des administrateurs cadres, et des utilisateurs opérationnels doit être fermement établi, non pas dans le but de faire planer la menace implicite d'un retrait

du soutien et de l'engagement advenant l'insatisfaction temporaire de l'un ou l'autre groupe au niveau de leurs visées, mais plutôt pour la très valable raison que de nouveaux processus globaux ne peuvent être élaborés sans cet engagement.

**Tableau 7.1 Problèmes des effets cumulatifs (\*)  
au Canada par région**

Problèmes d'EC	Régions					
	Atlantique	Québec	Ontario	Prairies	Colombie-Brit.	T.N.-O. et Yukon
1. Transport sur de longues distances de polluants <b>atmosphériques</b> et acidification de l' <b>écosystème</b>	‡	‡	‡			
2. <b>Qualité</b> de l' <b>atmosphère</b> urbaine et saturation du bassin d'air					‡	
3. Accumulation des substances persistantes ou <b>bioaccumulées</b>	‡		‡	‡	‡	
4. Modifications <b>climatiques</b>	‡	‡	‡	‡	‡	‡
5. Occupation du sol et des eaux par des constructions humaines			‡	‡	‡	
6. <b>Aliénation</b> de l'habitat (aquatique et territoriale)	‡		‡	‡	‡	‡
7. Fragmentation de l'habitat (aquatique et territoriale)	‡		‡	‡	‡	‡
8a. Diminution des sols en qualité		‡	‡	‡		
8b. Diminution des sols en <b>quantité</b>		‡	‡	‡		
9. Utilisation de substances chimiques en agriculture, en sylviculture et en horticulture	‡	‡	‡	‡		
10a. Réduction de l' <b>approvisionnement</b> en eau souterraine			‡	‡		
10b. Contamination de l'eau souterraine		‡		‡		
11. Augmentation de <b>sédiments</b> , de produits chimiques et saturation thermique des habitats aquatiques et marins		‡	‡			
12. <b>Rythme accéléré</b> d'exploitation des ressources renouvelables	‡		‡		‡	
13. Stockage à long terme et enfouissement de <b>déchets</b> toxiques	‡		‡	‡	‡	‡

14. <b>Activités</b> et développements entraînant des effets <b>cancérogènes</b> et <b>tératogènes</b>	‡	?	?	?	?
15. Perte de la <b>diversité</b> biologique	‡		‡	‡	
16. Changement des régimes hydrologiques des principaux estuaires et des principales <b>rivières.</b>	‡	‡	‡	‡	‡

Tableau 7.2 Écosystèmes atteints par les effets cumulatifs (\*)

ÉCOSYSTEMES ATTEINTS

Problèmes d'EC	Eaux douces		Marins				
	Atmosphère	Terrestre	taux souterraines	superficielles	Terres humides	Estuaires et côtes	Haute mer
1. Transport sur de longues distances de polluants atmosphériques et acidification de l'écosystème		†		†	†		
2. Qualité de l'air et saturation des bassins atmosphériques en milieu rural et urbain	†	†		†	?		
3. Accrue des substances persistantes et bio-accumulables		†	†	†	†	†	†
4. Modifications climatiques		†		?	?		†
5. Occupation de la terre et de l'eau par des constructions humaines		†	†	†	†	†	†
6. Aliénation de l'habitat		†		†	†	†	†
7. Fragmentation de l'habitat		†		†	†	†	†
8a. Perte du sol en qualité		†	†	†	†		
8b. Perte du sol en quantité		†	†	†	†	†	
9. Effets provoqués par l'utilisation de substances chimiques en agriculture, sylviculture et horticulture		†	†	†	†	†	
10a. Réduction des réserves d'eaux souterraines		†	†	†	†		
10b. Contamination de la nappe phréatique		†	†	†	†	†	
11. Augmentation des sédiments, de produits chimiques et saturation thermique des habitats aquatiques et marins		†		†	†	†	
12. Rythme accéléré d'exploitation des ressources renouvelables		†		†	†	†	†
13. Stockage à long terme et enfouissement de déchets toxiques		†		†	†	†	†
14. Activités et développements entraînant des effets cancérogènes et tératogènes		†		†	†	†	†
15. Perte de la diversité biologique		†		†	†	†	†
16. Changement des régimes hydrologiques des rivières/ fleuves et estuaires importants		†		†	†	†	
17. Perte de l'équilibre de l'écosystème		†		†	†	†	†

Tableau 7.3 Engagerent des organismes **fédéraux américains** en matière d'évaluations des incidences cumulatives (IC)

Otqanirre	Principales méthodes	études de cas ou processus	Sources
<b>Bonneville Power Admin. USDE</b>	Analyses des habitats, peuplements de poissons, <b>économie</b> , hydrologie	Drainage de la rivière Swan Projet hydro-Électrique du <b>Montana</b>	Leathe <b>et al.</b> , 1985
<b>Army corps Engineer USDOD</b>	Analyse <b>générale</b> d' IC incluant l'examen des <b>intérêts</b> publics	<b>ébauche</b> du manuel de méthodologie d' IC	<b>Dames et Moore, Inc.</b> , 1981
<b>Environmental Protection Agency</b>	1) <b>Biogéographie</b> insulaire <b>AEAM</b> 2) évaluation conjointe du risque <b>écologique</b>	1) Feuillus des basses terres 2) élaboration du processus 3) Terrains <b>marécageux</b> d' eau douce	1) <b>Gosselink et Lee</b> , 1986 2) Preston et Bedford, 1887
<b>Federal Energy Regulatory Comm USDE USDA</b>	Processus d'évaluation d'un groupe d' incidences	Projet hydro-Électrique sur la <b>Salmon River</b> et la <b>Snohorish River</b>	1) <b>Bain et al.</b> , 1985a,b,c 2) <b>U.S. FERC EIS.</b> , 1987
<b>Forest Service USFS</b>	Cadre du processus <b>général</b>	Lignes directrices <b>générales</b>	1) <b>USDA</b> , 1981 2) <b>USDA</b> , 1984,a,b 3) <b>Salnasser et Samson</b> , 1985
<b>National Park Service USDI</b>	1) <b>Résolution</b> des <b>problèmes</b> d' IC 2) <b>Changement</b> le moins acceptable	1) <b>Glacier National Park</b> 2) <b>Denali</b> et autres parcs 3) <b>Alaska National Park</b>	<b>Raley et al.</b> , 1987
<b>Fish and Wildlife Serv. USDI</b>	Processus <b>général</b> de solutions aux IC	1) <b>Chesapeake Bay</b> 2) <b>Mobile Bay</b> 3) <b>Grands Lacs, UMR</b> 41 Upper <b>Mississippi</b>	1) <b>Yilliarson et al.</b> , 86 2) <b>Arnour et al.</b> , 1984



Tableau 7.4 Méthode conjointe de résolution de problème (MCRP)  
(R. Johnson, commentaires personnels, FWS, Fort  
Collins, Colorado)

étapes

- 1) Déterminer le problème :
  - ° Mener un atelier MCRP pour :
    - déterminer le problème
    - établir les causes et les effets préliminaires
    - délimiter le temps, l'espace et les concepts
    - regrouper les entités législatives, institutionnelles et de réglementation (ELIR)
  
- 2) Élaborer une hypothèse conceptuelle :
  - ° Déterminer la classification d'IC
  - ° Déterminer les méthodes et les modèles
  - ° Mener un atelier MCRP pour :
    - parachever la compréhension des causes/effets
    - concevoir une analyse empirique
    - répartir les travaux
  
- 3) Analyser le problème (vérifier les hypothèses) :
  - ° Réviser la documentation et recueillir des données
    - inventaire, statut et tendances liés aux ressources
    - facteurs ELIR et socio-économiques
  - ° Construire et mettre en oeuvre des modèles et des méthodes
  
- 4) Faire connaître les résultats et les conclusions :
  - ° Faire connaître les résultats de l'analyse empirique
  - ° Regrouper et prédire les conséquences pour les :
    - objectif de gestion environnemental
    - répercussions des politiques ELIR et socio-économiques
  
- 5) Apporter des recommandations et réviser le processus :
  - ° évaluer l'étude et les résultats
  - ° Recommander l'utilisation des résultats de l'étude
  - ° Recommander les travaux futurs
    - méthodes techniques
    - facteurs ELIR et socio-économiques
  - ° Concevoir un système de surveillance et d'évaluation des rétroactions

Tableau 7.5 **études de cas ou projets auxquels l'équipe affectée au projet sur les incidences cumulatives du U.S. Fish and Wildlife Service/National Ecology Center a participé ou qu'elle a examiné.**

<b>études de cas et projets</b>	<b>Type et objet</b>	<b>Jurisdiction institutionnelle</b>	<b>Méthode d'établissement de la portée</b>
Projet d' IC du <b>FWS/NEC</b>	élaboration du processus	- <b>FWS</b> - autres <b>organismes</b> - science	- Processus d' <b>IC</b> - <b>Cause/ef f</b> et - technique norinalc de groupe
<b>Rivières Ohio, Tennessee et Curberland</b>	- Circulation des chalands	- <b>IC :</b> - <b>FWS, états</b> et autres <b>organismes</b>	- <b>Cause/ef fet</b>
Feuillus des basses terres	- Politique de <b>règlementation</b> - <b>élaboration</b> du processus	- <b>EPA :</b> IC, FUS, états et autres organismes	- <b>réunion</b> de l' <b>établissement</b> de la portée de l' <b>EGAE</b>
<b>Rivière Snohorish</b>	- Centrale hydraulique de basse chute et élaboration du processus	- <b>FERC</b> <b>FWS, NMFS, Tribus, états</b> et autre	- <b>PEGI</b> du <b>FERC</b>
<b>Rivière Salron</b>	- Centrale hydraulique de basse chute et Claboration du processus	- <b>FERC :</b> FUS, <b>NMFS, Tribus, état</b> et autres	- <b>PEGI</b> du <b>FERC</b>
Baie Chesapeake	- Plan de restauration de la baie	- <b>EPA - FWS</b> - organismes <b>d'état, fédéraux</b> et <b>privés</b>	- processus d' <b>IC</b> - <b>cause/effet</b> - technique nominale de groupe
Baie <b>Mobile</b>	- Restauration de la Baie	- <b>IC : FUS</b> - <b>états, local</b>	- <b>cause/effet</b>
Upper <b>Mississippi River</b>	- Plan d'activités de plaisance - circulation des chalands	- <b>IC : FWS</b> - <b>UMR Basin Comm., y</b> compris les organismes fédéraux et de l'ttat	- ateliers conjoints
Projet <b>écologique à</b> risque	- élaboration du processus - seuils et <b>progrès</b> vers un seuil de <b>tolérance</b> acceptable	- <b>EPA : FUS</b> - universités	- <b>réunions inter-</b> organismes et colloques conjoints

Grands Lacs	<ul style="list-style-type: none"> <li>- projet et planification internationaux en matière de ressources</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- FUS</li> <li>- comm. de coord. du GLS incluse</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- processus d' IC</li> </ul>
Glacier Park	<ul style="list-style-type: none"> <li>- stratégie d'ensemble du parc</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- NPS</li> <li>- FWS</li> <li>- autres organismes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- réunions et correspondances inter-organisme</li> </ul>
North Slope Alaska	<ul style="list-style-type: none"> <li>- projet énergétique</li> <li>- réglementation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- FYS:USDI</li> <li>- état de l'Alaska</li> <li>- sociétés pétrolières</li> <li>- le public</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- réunions inter-organisme</li> <li>- cause/effet</li> </ul>
Parcs nationaux, Alaska	<ul style="list-style-type: none"> <li>- exploitation des placers</li> <li>- élaboration du processus</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- NPS : EPA</li> <li>- FWS, Ctat de l'Alaska</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- réunions et correspondance inter-organisme</li> </ul>

SECTION 8

## 8.0 Annexe sur les méthodes d'EEC

### 8.1 Liste annotée des méthodes d'EEC possibles

Les parties suivantes comportent : (1) une description sommaire de neuf méthodes d'évaluation des incidences environnementales, (2) des observations sur l'utilité possible de chaque méthode d'évaluation des effets cumulatifs (EEC), et (3) les grandes lignes conceptuelles des principales étapes en cause quant à l'utilisation de la méthode appropriée pour procéder à une EEC.

Parmi les neuf techniques d'évaluation des incidences environnementales, les huit premières ont été déterminées par Shopley et Fuggle (1984). Les neuf méthodes analytiques sont :

- 1) ad hoc,
- 2) les listes de vérification,
- 3) les matrices,
- 4) les réseaux,
- 5) la cartographie et les superpositions,
- 6) la modélisation,
- 7) les méthodes de pondération et d'évaluation,
- 8) les procédures adaptatives, et
- 9) la théorie biogéographique.

#### 1. Ad hoc

##### Survol

Dans cette catégorie, la méthode ad hoc se rapporte aux méthodes qui reposent principalement sur une opinion bien fondée et elle n'aborde pas le problème en prévision d'une analyse systémique. Cette catégorie comporte des lignes directrices quant aux incidences possibles sans toutefois recommander des moyens concrets en vue de leur évaluation. Un autre type d'analyse ad hoc, le jugement «essentiellement fondé» sur l'expert, est caractérisé par un processus d'évaluation qui ne peut être copié. Toutes les conclusions de l'expert sont fondées sur une combinaison unique d'expérience, de formation et d'intuition. Pour certaines évaluations, il s'agit de la seule méthode requise ou possible. En revanche, lorsque des méthodes scientifiques peuvent s'appliquer, on ne peut s'en remettre uniquement aux méthodes ad hoc.

## Révision détaillée

Règle générale, les méthodes ad hoc ne s'appliquent qu'au sein de leurs organismes respectifs, et bon nombre d'autres méthodes d'évaluation des incidences environnementales ont été élaborées en raison de l'insatisfaction résultant de ces méthodes. Puisque les méthodes ad hoc sont jugées inadéquates pour la plupart des évaluations environnementales, il y a lieu de croire qu'elles ne seront pas appliquées aux difficultés complexes entourant l'évaluation des incidences cumulatives. Par contre, elles peuvent se révéler utiles sur le plan de la structure de l'information avant que d'autres méthodes ne soient utilisées.

Des méthodes ad hoc ont été utilisées pour évaluer des projets énergétiques en Californie, au Colorado et au Maryland ainsi que pour l'exploitation du pétrole et du gaz naturel au large des côtes. Étant donné la grande diversité entourant les étapes liées à ces méthodes, il n'a pas été jugé pertinent de tirer les grandes lignes des principales étapes.

## 2. Listes de vérification

### Survol

Par listes de vérification, on entend des listes standard d'incidences possibles associées à un type particulier de projet. L'objet premier de ces listes de vérification réside dans la structuration de l'information et dans la nécessité de s'assurer qu'aucune incidence possible n'est ignorée. Dans un sens, les listes de vérification constituent une version plus formelle des méthodes ad hoc du fait que les régions précises des incidences sont énumérées et que des directives sont fournies quant à la détermination et à l'évaluation de ces incidences. Les listes de vérification plus élaborées (Canter, 1977) comprennent des listes de vérification de l'échelle, dont les incidences énumérées sont répertoriées selon leur ampleur ou leur gravité, et des listes de vérifications des échelles et des pondérations. Ces dernières servent à pondérer de nombreux paramètres environnementaux en utilisant le jugement de l'expert, puis un indice est calculé et comparé à ceux des projets de rechange (Stover, 1972).

Westman (1985) dresse la liste de certains problèmes propres aux listes de vérification lorsqu'elles sont utilisées comme méthode d'évaluation des incidences : (1) elles sont de nature trop générale ou incomplètes; (2) elles ne témoignent pas des interactions entre les effets; (3) le nombre de catégories devant être révisées est parfois considérable, ce qui entrave en quelque sorte l'évaluation des incidences les plus importantes; et (4) la détermination des effets est de nature qualitative et subjective. Ces listes de vérifications ne servent nullement à évaluer les incidences. Étant donné les restrictions sur le

plan de l'évaluation environnementale, les listes de vérification ne sont pas d'une grande efficacité au niveau de l'évaluation des incidences cumulatives.

### Révision détaillée

Dans la plupart des cas, les méthodes de listes de vérification ont peu à offrir sur le plan de l'évaluation des incidences cumulatives; toutefois, elles se révèlent utiles au niveau de la structuration de l'information avant l'application d'autres méthodes.

## 3. Cartographie et superpositions

### Survol

Shopley et Fuggle (1904) attribuent à McHarg (1969) l'élaboration originelle des superpositions de cartes, bien que cette méthode ait aussi été largement utilisée par d'autres (Lewis, 1976). Une superposition est basée sur une série de cartes transparentes, chacune d'entre elles représentant la répartition spatiale d'un paramètre environnemental, comme la prédisposition à l'érosion. La superposition constitue le moyen le plus rapide de déterminer les zones qui comportent toutes un ensemble donné de variables. Dans le but d'examiner le degré des incidences rattachées, tout choix de projet peut être situé sur la carte finale. La valeur de l'analyse repose sur le type et le nombre de paramètres choisis,

Sur le plan de l'évaluation des incidences cumulatives, ces méthodes sont utilisées d'au moins deux façons. L'une des façons consiste à comparer les cartes d'avant et d'après afin d'obtenir une évaluation visuelle des changements qui se sont effectués au niveau du paysage. Pour l'autre façon, il s'agit de combiner la cartographie à une analyse des régions propices aux effets cumulatifs ou à la capacité de tolérance écologique. Pour cette dernière façon, les contraintes liées au niveau de développement sont fixées en fonction des limites déterminées par l'emplacement des régions propices aux effets cumulatifs et par les évaluations de la capacité de tolérance. Ces méthodes sont axées sur l'aspect spatial et permettent, de ce fait, de bien déterminer ce facteur au niveau des incidences cumulatives.

Les limites des méthodes de cartographie et de superpositions proviennent du manque de compréhension causale des cheminements des incidences et de l'incapacité de prédire concrètement les effets sur les populations. En outre, ces méthodes ne permettent pas de composer avec un grand nombre de variables, sans compter qu'elles ne peuvent pondérer, de façon différentielle, l'importance relative des différentes variables. Par contre, certaines versions perfectionnées permettent d'obtenir des prédictions quant à la perte d'habitat possible.

Les systèmes de renseignements géographiques (SRG) sont une extension du concept de la cartographie et de la superposition qui font appel à l'ordinateur. Les SRG peuvent également être liés à des modèles informatiques.

### Révision détaillée

Nous avons procédé à l'évaluation de trois méthodes portant sur les techniques de cartographie et de superposition. Dans tous les cas, la technique de cartographie a été jumelée à d'autres méthodes afin de déterminer la sensibilité environnementale ou la capacité de tolérance propre à une zone spatiale donnée. À partir de ces renseignements, nous avons pu déterminer des limites quant à l'envergure et au type du projet.

Pendant l'élaboration de l'analyse visant la délivrance d'un permis général pour la basse partie de la rivière Colorado, le U.S. Army Corps of Engineers du district de Los Angeles (1982) a procédé à une cartographie en plus de répertorier les ressources environnementales et culturelles associées à un certain nombre de segments de la rivière. Les éléments examinés comportaient : la qualité de l'eau, les ressources biologiques aquatiques, les ressources terrestres et marécageuses, l'utilisation des terres, les facteurs socio-économiques et démographiques et la sécurité du public et des activités récréatives. Les régions proposées quant à la délivrance d'un permis général sont délimitées en fonction des relations cause-effet qui prévalent, à l'échelle de la rivière, au niveau de la relation prédisposition-incidences des ressources,

Cette méthode ne satisfait que partiellement aux critères de définition du problème. L'élément négatif principal provient du manque de données explicites liées au facteur de cause à effet des incidences cumulatives. Même si cette méthode n'est pas un outil prévisionnel, ni même un outil pour aborder l'ensemble des incidences cumulatives, elle permet toutefois d'étudier et de définir les seuils associés au projet de développement dans chaque segment de la rivière. L'élaboration d'un atlas comportant des cartes sur les ressources environnementales et culturelles et sur les régions où des projets de développement s'effectuent facilite grandement la communication des résultats. Selon le degré de résolution requis, les renseignements s'obtiennent assez aisément; toutefois, plus de données sur certains segments de rivières sont disponibles. S'il faut procéder à une évaluation approfondie des ressources, au recourir à un système de renseignements géographiques détaillé, cette méthode risque fort d'être coûteuse. Par ailleurs, les organismes de réglementation qui participent normalement à la révision des permis pourraient alléguer que la délivrance de



permis généraux n'est pas nécessairement gage de protection contre les incidences cumulatives.

Winn et Barber (1985) ont examiné les incidences cumulatives sur les grizzlis en reliant un modèle de simulation par ordinateur à un système de renseignements géographiques. Ce dernier a permis d'élaborer des cartes informatisées sur les habitats et les concentrations de grizzlis. En superposant les projets de construction de routes et de terrains de camping, les changements du nombre d'habitats ont pu être calculés. Ces données ont par la suite été utilisées pour évaluer les incidences sur les grizzlis. Bien que cette application soit simple, on peut lier les techniques de cartographie aux techniques informatisées de modélisation par simulation pour un grand nombre de cas.

Cette méthode a d'ailleurs servi à la gestion de l'habitat des grizzlis dans plusieurs régions américaines gérées par le gouvernement fédéral, y compris l'écosystème du grand Yellowstone et la Shoshone National Forest. Pour que cette méthode soit utilisée efficacement, il importe de recueillir des renseignements géographiques détaillés sur la végétation et la localisation propres aux activités des grizzlis ainsi que sur les «coefficients de déplacement». Ce dernier facteur se réfère au degré par lequel une activité particulière entraînera un comportement d'évitement de la part des grizzlis,

Cette méthode ne répond que partiellement au critère de définition des incidences cumulatives étant donné qu'elle ne permet pas d'examiner de façon explicite le facteur de causalité lié aux incidences cumulatives. Ceci est attribuable en partie à la nature de l'application décrite. Cette méthode en outre ne constitue pas un outil d'évaluation. Par contre, les débats entourant cette méthode et la proposition visant à lier un système de renseignements géographiques à une technique de simulation par ordinateur constituent des points intéressants. La communication des résultats s'effectue sans problème. Toutefois, cette méthode peut s'avérer coûteuse si les besoins informatiques du système de renseignements géographiques et des modèles de simulation sont élevés.

Dickert et Tuttle (1985) ont utilisé les renseignements recueillis lors des études effectuées sur le terrain pour déterminer la prédisposition à l'érosion et les effets relatifs propres à la perturbation de différents types de terres. Ils ont également pu fixer «un objectif de perturbation des terres» afin d'évaluer les incidences cumulatives à Elkhorn Slough en Californie. Les valeurs de l'objectif étaient fondées sur la quantité de territoire disponible dans des zones de faible érosion ou sur le maintien des taux de sédimentation pendant des périodes à long terme moyennes. Les projets futurs seront évalués en fonction de leur dérogation aux objectifs établis. L'analyse qui soutient cette méthode comporte quatre composantes

: l'évaluation hydrologique de l'écoulement et du transport de sédiments, les évaluations sur le terrain de l'érosion et des dépôts émanant de diverses utilisations des terres à l'échelle du bassin, l'analyse photogrammétrique des changements touchant les hautes terres et les terres humides sur une période de cinquante ans, et l'évaluation de la perturbation du site résultant d'une utilisation marquée des terres.

id méthode de Dickert et Tuttle est conçue pour aborder les problèmes d'effets cumulatifs des terres humides côtières, Même si cette étude de cas porte sur les travaux réalisés à Elkhorn Slough en Californie, les auteurs sont d'avis que cette méthode pourrait tout aussi bien s'appliquer aux problèmes d'habitat faunique, de transformation des terres à des fins agricoles, de qualité visuelle et de risques géologiques. L'utilisation de cette méthode exige, d'une part, que les problèmes d'effets cumulatifs puissent être visualisés au moyen de photographies aériennes et, d'autre part, que l'on puisse compter sur une banque de données imposante,

Parmi les méthodes de cartographie, cette dernière semble mieux définir le facteur de causalité entourant les incidences cumulatives; par contre, les incidences biologiques sont peu abordées. Elle permet d'examiner de façon explicite les seuils en plus d'intégrer les incidences selon une échelle spatio-temporelle. La communication des résultats s'effectue apparemment sans problème, tout particulièrement grâce à l'utilisation de photographies aériennes. Il faut néanmoins souligner que la prise de photographies aériennes en chronique peut s'avérer coûteuse, voire même impossible,

#### 4. Matrices

##### Survol

Dans cette catégorie, nous nous penchons sur les matrices d'interaction. Un exemple de cette méthode, datant déjà depuis un certain temps, est la matrice Leopold (Leopold et al., 1971). Dans la matrice de Leopold, ainsi que dans ses variantes, les rangées de la matrice correspondent aux activités de projet (par exemple, la modification de l'écoulement) tandis que les colonnes représentent les conditions environnementales (par exemple, la température de l'eau). L'incidence associée à la range-e des activités et à la colonne de la condition environnementale est décrite selon son ampleur et son importance. La matrice de Leopold représentait la Première tentative visant à relier, de façon systématique, les activités de projet aux changements s'opérant dans les conditions environnementales.

Les matrices de type Leopold ont fait l'objet de critiques du fait qu'elles ne servent uniquement qu'à la détermination des interactions de premier ordre. Afin de corriger cette lacune, il

a fallu élaborer une matrice d'interaction comportant plus de composantes (Bisset, 1980). Cette méthode préconise l'élaboration d'une deuxième matrice qui tient compte des incidences secondaires et d'ordre supérieur en déterminant les liens existant entre les composantes environnementales.

La plupart des matrices ont été élaborées aux fins d'applications particulières bien que la matrice Leopold soit en elle-même des plus générales. Au début d'un processus d'évaluation, on peut construire une matrice d'interaction pour aborder un problème particulier d'effets cumulatifs. Dans une telle situation, cette matrice constitue un outil utile pour déterminer les interactions qui prévalent entre les activités de projet et les composantes environnementales particulières. Elle peut en outre servir à la détermination des interactions entre les composantes environnementales. Par contre, lorsqu'il s'agit de définir le ou les problèmes, les matrices tendent à trop simplifier les cheminements propres aux incidences. De plus, elles ne représentent pas de façon explicite les facteurs spatio-temporels, pas plus qu'elles n'abordent de façon appropriée les incidences synergiques.

Par conséquent, en tant que moyen d'évaluation, les matrices ne servent en fait qu'à fournir des prédictions qualitatives de l'incidence qu'une activité particulière peut exercer sur une composante environnementale précise. Puisque deux interactions activités-composantes sur une seule matrice ne peuvent être comparées avec précision, les tentatives visant à y intégrer des activités ou des composantes environnementales ne constituent pas une mince tâche. Règle générale, seule la connaissance du processus d'évaluation ou l'expérience liée à des cas semblables permet une utilisation facile de cette technique. En outre, étant donné les dimensions même d'une matrice type, laquelle couvre pratiquement toutes les activités de projet et les composantes environnementales touchées, elle devient alors encombrante. Par conséquent, les matrices conviennent sans doute mieux aux objectifs pour lesquels elles ont été conçues; soit comme outils servant aux analyses préliminaires et en tant qu'examen préalable dans le cadre de l'évaluation des incidences environnementales,

Sur le plan de l'évaluation des incidences cumulatives, l'utilité des matrices se limite à la détermination de la série d'activités pouvant influencer sur une composante environnementale donnée. Si ces techniques doivent être utilisées, il devient impératif d'élaborer une nouvelle matrice pour chaque nouvelle application ou d'utiliser une matrice reconnue lorsqu'il s'agit d'une application similaire,

Révision détaillée

Pour la majeure partie, les méthodes utilisant des matrices ne sont pas d'un grand secours sur le plan de l'évaluation des incidences cumulatives; néanmoins, leur utilité réside dans la structuration de l'information avant que d'autres méthodes ne soient utilisées.

AU Canada, le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales (BFEEE) a publié un guide pour l'examen environnemental préalable (BFEEE, 1978) qui présente deux ensembles de matrices conçues pour aider à déterminer les effets néfastes possibles associés aux projets éventuels. Les matrices ont été conçues pour évaluer les effets découlant de projets individuels, et elles ne donnent aucune directives explicites quant à l'évaluation d'un projet associé à d'autres projets et activités.

## 5. Réseaux

### Survol

La technique matricielle par étape de Sorenson (1971) servant à mettre en lumière les conséquences possibles de l'utilisation des terres le long des zones côtières de la Californie, illustre comment la méthode matricielle évolue de façon logique dans les diagrammes de réseau. Les diagrammes de réseau peuvent être construits à partir de matrices lorsque les composantes de la matrice représentent des liens entre des paires de composantes. Ces diagrammes de réseau permettent de lier les incidences de premier ordre aux incidences d'ordre supérieur. Les diagrammes de système ont été utilisés par les mode-listes écologiques dans le but de représenter la structure conceptuelle des modèles. Dans le contexte de l'évaluation des incidences environnementales, un groupe de modélistes a utilisé par exemple un diagramme de réseau, ou de systèmes perfectionnés pour représenter les hypothèses en matière d'incidences (Everitt et al., 1986), lesquelles ont permis de relier de façon causale les activités de projet aux ressources cibles.

Sur le plan de la définition des problèmes, les diagrammes des réseaux ou des systèmes surmontent les restrictions rattachées aux matrices en traitant les incidences d'ordre supérieur. En outre, ils conviennent mieux à la détermination explicite du facteur de causalité lié aux incidences. De plus, ils permettent de déterminer l'interaction qui prévaut entre un certain nombre d'activités, de composantes et une ressource cible individuelle. Comme outils d'évaluation, ils peuvent fournir des prédictions qualitatives sur l'incidence cumulative d'un certain nombre d'activités touchant une ressource cible donnée. Cependant, ils ne permettent pas d'intégrer de façon formelle les dimensions spatio-temporelles, pas plus qu'ils ne permettent d'intégrer les ressources cibles. Les résultats émanant des diagrammes des réseaux et des systèmes peuvent être aisément transmis et leur

élaboration est relativement simple lorsqu'elle repose sur une opinion bien fondée. Par contre, la documentation scientifique liée aux diagrammes de systèmes complexes demande temps et argent.

### Révision détaillée

Nous avons examiné trois méthodes qui illustrent ce groupe. Règle générale, celles-ci représentent les incidences cumulatives en tant que liens de causalité renfermés dans un modèle conceptuel. Dans certains cas, les diagrammes de réseaux sont utilisés tandis que pour les cas plus complexes, il faut élaborer des modèles informatiques.

La méthode matricielle par étape de Sorenson (1971) se prête bien à la description hiérarchique de la relation qui prévaut entre les activités, les incidences et les mesures d'atténuation possibles. Cette méthode lie de nombreuses activités à une seule catégorie d'incidences, tout en fournissant peu de données sur les liens écologiques importants. Cette méthode, élaborée à l'origine pour la gestion des incidences propres à une zone côtière, peut s'appliquer à d'autres cas.

La méthode matricielle par étape combine une matrice échelonnée et un réseau de colonnes qui permettent de déterminer :

- 1) les effets découlant de l'utilisation des terres,
- 2) les facteurs de causalité (modification des terres résultant de leur utilisation),
- 3) les conditions (incidences initiales dérelables des facteurs de causalité),
- 4) les conditions conséquentes (changements produits par les conditions initiales),
- 5) les effets (résultant des conditions conséquentes),  
et
- 6) les mesures correctives ou d'atténuation (réduction des incidences).

Cette méthode met l'accent sur les interrelations qui existent entre les numéros 1 à 6 et comprend les risques d'incidences et les mesures d'atténuation. Le réseau matriciel est le point de départ pour les examens ultérieurs portant sur les interrelations, l'établissement d'un indice pour les renseignements, les prévisions et l'évaluation. La méthode matricielle peut être informatisée, tenir compte des incidences non quantifiables et aborder des questions à usage multiple.

Cette méthode répond partiellement au critère de définition du problème. Dans certaines applications, par exemple, lorsque les aspects temporels étaient examinés de façon explicite et que les cheminements d'incidences étaient clairement illustrés dans les diagrammes de réseau, la méthode devrait permettre une bonne définition des problèmes. Bien qu'elle permette de décrire les interactions qualitatives, elle ne touche pas aux incidences synergiques ou collectives. Elle n'examine pas non plus de façon explicite le facteur des seuils. Par contre, elle permet d'obtenir des prédictions qualitatives sur les incidences cumulatives qui sévissent au sein des activités. Cette méthode est simple et le recours aux matrices facilite une présentation claire et précise.

## 6. Méthodes de pondération et d'évaluation

### Survo 1

Dans la classification de Shopley et Fuggle (1984), les méthodes d'évaluation doivent faire en sorte que l'évaluation des incidences est fondée sur des jugements de valeur acceptables. La plupart de ces méthodes comprennent la détermination des échelles et l'attribution des coefficients de pondération qui reflètent les valeurs ou les préférences des gens. Par conséquent, ces méthodes conviennent tout particulièrement à l'évaluation des solutions de rechange, surtout lorsque les choix sont faits sur le plan des solutions de rechange, Westman (1985) donne une bonne description des divers types de méthodes d'évaluation.

D'ordinaire, les méthodes d'évaluation doivent être liées à d'autres méthodes (Lewis, 1976) et elles entrent en jeu après l'analyse des incidences. Elles ne servent pas à émettre des prédictions sur l'ampleur des incidences telles qu'elles sont mesurées par les changements qui s'effectuent aux niveaux des ressources cibles. Une méthode d'évaluation simple consisterait à comparer les niveaux d'incidences avec des normes ou des seuils prédéterminés. Des méthodes plus perfectionnées servant à pondérer l'importance relative de diverses incidences les regroupent en indices qui peuvent par la suite être utilisés aux fins de comparaison des solutions de rechange. Ce sont les seules méthodes qui tentent d'intégrer un certain nombre de niveaux d'incidences ou de ressources cibles, Dans la plupart des cas, les méthodes permettront de déterminer si la solution de rechange A est préférable à la solution de rechange B; elles ne peuvent toutefois indiquer si l'une ou l'autre des solutions de rechange est bonne ou mauvaise,

### Révision détaillée

Nous avons évalué deux méthodes qui servent à comparer les solutions de rechange en fonction des préférences de pondération

ou du jugement de l'expert. Ces méthodes supposent que les renseignements sont disponibles sur le plan de la mesure des incidences liées à un projet donné ou à une solution de rechange donnée. Leur force réside dans le fait qu'elles rassemblent certains niveaux d'incidences différents afin de donner un indice ou une pondération de nature globale qui peut être utilisé aux fins de comparaison des solutions de rechange,

Anderson (1981) a proposé une méthode générale comportant l'évaluation des préférences entre divers groupes qu'il appelle «groupes touchés». Des échelles logiques sont construites afin de mesurer chacun des niveaux d'incidences. Les coefficients de pondération relatifs sont par la suite attribués par les divers groupes à chaque niveau d'incidences. Grâce à ces échelles de pondération et d'évaluation, on peut élaborer un indice pour chaque groupe et chaque solution de rechange. Dans la méthode complète, les coefficients de pondérations sont attribués à chacun des groupes, puis un indice ou un pointage de nature global est assigné afin de représenter la préférence des groupes dans leur ensemble pour chaque solution de rechange. Cette méthode repose essentiellement sur un jugement subjectif, et tout demandeur doit décider qui possède le droit légitime de pondérer une ressource environnementale par rapport à une autre, ou d'échanger un groupe touché par rapport à un autre.

Le concept clé de la méthode de Anderson a pour nom : la commensuration- La commensuration est le procédé qui permet de déterminer quelle incidence propre à une dimension est équivalente à une incidence donnée sur une autre dimension, ou quelle incidence propre à un groupe est équivalente à une incidence donnée sur un autre groupe. Les étapes de-taillées de la méthode sont :

- 1) la détermination des groupes touchés par les incidences,
- 2) la détermination des questions (par exemple, les dimensions des incidences en utilisant des listes de vérification et le classement des dimensions selon leur importance),
- 3) la mesure des valeurs en termes de courbes fonctionnelles (les représentants du groupe jugent les formes fonctionnelles), et
- 4) la mesure des coefficients de pondération (les jugements propres aux coefficients de pondération sont le fondement de la commensuration de la première étape de la cascade, un coefficient de pondération par dimension par groupe; les coefficients de pondérations sont mesurés par des échelles de rapport),

La commensuration complète est réalisée au moyen de deux étapes en cascade : (1) parmi les dimensions au sein de chaque groupe,

et (2) parmi les groupes. AU sein de chaque groupe, la commensuration permet de fournir l'évaluation moyenne de chaque solution de rechange sur chaque dimension et l'évaluation moyenne du groupe sur la valeur globale du futur avec et sans le projet. La commensuration incorpore également la valeur des mesures d'atténuation pour chaque projet de rechange. Si l'on ne peut parvenir à une meilleure solution de rechange, alors le problème qui consiste à échanger la perte d'un groupe contre le gain d'un autre groupe est abordé par le truchement d'un «échange» individuel. La méthode utilise diverses équations, ensembles et techniques de calcul pondérées, et elle aborde les facteurs de l'équité, de l'incertitude et de l'utilité.

Pour être efficace, la commensuration exige que les représentants des groupes soient déterminés. Comme dans la plupart de ces méthodes, celle d'Anderson offre peu d'orientation quant à la façon de choisir ces représentants. La méthode laisse supposer que les incidences cumulatives sur les ressources cibles ont été déterminées. La méthode tient compte de l'intégration liée à l'importance des incidences (ressources cibles), un élément que peu d'autres méthodes sont en mesure de réaliser. Les résultats devraient se communiquer facilement bien qu'ils puissent apparaître inacceptables aux yeux des personnes qui recherchent une base d'évaluation des effets cumulatifs plus scientifique. Lorsque les questions sont bien définies et que le nombre de groupes touchés est petit, cette méthode pourrait servir à évaluer les solutions de rechange, pourvu qu'elle soit utilisée par un praticien compétent. Dans la plupart des applications toutefois, la méthode s'avérerait sans doute insatisfaisante, tout particulièrement lorsqu'il s'agit de satisfaire à un vaste éventail d'intérêts.

Bain et al. (1985a) suggèrent une méthode servant à évaluer la configuration des projets de rechange. Cette méthode ne comporte pas d'échange entre les groupes mais plutôt des échanges sur le plan des ressources cibles. Elle repose sur une base biologique plus forte du fait qu'elle utilise les composantes clé touchant l'importance des incidences. L'innovation méthodologique associée à cette méthode réside dans le fait qu'elle permette l'interaction entre les projets individuels. Cette méthode est conçue explicitement pour déterminer les effets cumulatifs propres à un certain nombre de projets hydro-électriques proposés dans un bassin fluvial donné,

L'un des aspects clé de cette méthode est la détermination des ressources et des composantes cibles. Cette méthode comprend trois étapes :

- 1) L'analyse, par laquelle des interactions possibles entre les projets sont relevées;



- 2) l'évaluation, par laquelle un sous-ensemble de configurations est choisi aux fins d'une évaluation plus détaillée; et
- 3) la documentation, par laquelle les incidences envisagées sont résumées.

A ce stade-ci, les auteurs suggèrent la tenue d'un atelier.

Par la suite, trois types principaux de renseignements doivent être assemblés : (1) les valeurs d'incidences liées aux composantes, (2) les coefficients de pondération pour chaque valeur d'incidences, et (3) les valeurs d'interaction. Les valeurs d'incidences des composantes constituent des calculs numériques de l'incidence que chaque projet aurait sur chaque composante de ressource cible. Les valeurs relatives aux coefficients de pondération se réfèrent à un ensemble de pondérations utilise lors de la combinaison des valeurs d'incidences des composantes. Les valeurs d'interaction sont des coefficients qui servent à exprimer l'effet interactif de chaque paire de projets sur chaque composante. Chacun de ces trois types d'information dérive du concept de l'opinion bien fondée.

Cette méthode est utilisée après que l'analyse indépendante des incidences environnementales associées à chaque projet ait été effectuée. Bien qu'elle satisfasse partiellement le critère de définition du problème, l'analyse ne permet pas toutefois de déterminer le facteur de cause à effet lié aux incidences. Cette méthode permet de traiter cependant bon nombre de facteurs, contribuant aux incidences sur les ressources cibles. On peut cataloguer cette méthode comme étant écologiquement faible sans compter qu'elle n'aborde pas, non plus, la question des seuils de tolérance de façon appropriée. De plus, elle ne permet pas de déterminer les incidences cumulatives; elle permet plutôt de comparer les projets de développement de rechange. Trois restrictions clé se rattachent à l'utilisation de cette méthode : (1) disponibilité et pertinence de l'information liée aux EIE distinctes; (2) disponibilité d'experts compétents; et (3) crédibilité des experts. La méthode repose essentiellement sur le jugement de l'expert et exige de celui-ci qu'il effectue des échanges et qu'il détermine les interactions d'une façon qui va à l'encontre des méthodes scientifiques généralement reconnues.

## 7. Modélisation

### Survol

Les matrices et les réseaux constituent des types de modèles. Ils représentent en fait la structure conceptuelle ou les rapports qui prévalent entre les divers éléments (activités, composantes environnementales et ressources cibles) d'un système faisant l'objet d'une étude, Même si ces modèles conceptuels sont

nécessaires pour bien définir le problème, ils servent essentiellement à déterminer que «X» à une incidence sur «Y», ou encore à alléguer qu'une activité «A» entraînera des incidences mineures, modérées ou majeures sur une espèce «Y».

Afin de déborder le cadre conceptuel, il faut recourir à la quantification, Cette quantification s'obtient par la transformation du modèle conceptuel en modèle mathématique. Ce dernier permet d'en arriver à une définition explicite des rapports en permettant à l'utilisateur de spécifier les formes des courbes représentant les rapports entre «X» et «Y». Par exemple, on peut élaborer des modèles dose-réaction en ce qui a trait à la toxicité des poissons, et créer des modèles statistiques détaillés pour évaluer la qualité de l'air. Une catégorie particulière de modèles mathématiques, telle les modèles de simulation par ordinateur, est conçue pour la représentation dynamique des systèmes écologiques. Lorsqu'on les utilise pour l'évaluation des incidences, ces modèles permettent parfois d'obtenir des projections quant aux incidences possibles sur une période donnée. Ces projections reposent sur une représentation dynamique des liens qui existent entre les activités de projet et les systèmes écologiques à l'étude. ces modèles conviennent particulièrement bien sur le plan des interactions, Certains modèles mathématiques perfectionnés ou modèles informatisés peuvent déterminer les incidences synergiques; malheureusement la majeure partie de ces modèles sont impuissants à le faire. Les modèles de simulation par ordinateur exigent une définition de problème rigoureuse. La structure conceptuelle du modèle, indépendamment de sa représentation, se doit d'être logique, L'élaboration de la structure conceptuelle propre à un modèle de simulation par ordinateur apparaît comme un excellent moyen de définir le problème des incidences cumulatives. AUX fins de l'évaluation, tous les modèles mathématiques peuvent servir afin d'en arriver à des prédictions quantitatives, Certes, la justesse des prédictions repose largement sur la qualité des données et sur la pertinence du modèle. La structure des modèles de simulation en écologie est telle que l'intégration des activités et des dimensions spatio-temporelles s'effectue facilement. Les préoccupations majeures liées aux modèles informatisés sont souvent les suivantes : possibilité de coûts élevés, interrogations quant à la pertinence de leurs prédictions et refus de certaines personnes de reconnaître leur utilisation.

#### Révision détaillée

Les techniques de modélisation liées au facteur de cause à effet constituent un excellent moyen pour de-terminer les rapports écologiques prévalant entre les activités et leurs incidences possibles ( Armour et Williamson, 1986; Everitt et al. 1986). Armour et Williamson (1986) décrivent une méthode en cinq étapes :

- 1) la stipulation d'un énoncé de problème précis,
- 2) la catégorisation des causes du problème,
- 3) la modélisation des causes du problème,
- 4) la catégorisation des effets du problème, et
- 5) la modélisation des effets.

Lorsque la modélisation est terminée, les causes et les effets sont liés à l'intérieur de réseaux logiques. Ces réseaux permettent d'obtenir une analyse de causalité des incidences cumulatives découlant d'activités multiples (causes). Cette méthode convient parfaitement à la catégorisation, à la classification et à la classification des renseignements et des idées en fonction des rapports de cause à effet. La stipulation d'un énoncé de problème précis est axée sur l'effort. La construction de diagrammes de réseaux par des groupes d'experts permet de déceler les incidences cumulatives possibles résultant des activités. Par contre, dans bon nombre de cas, la nature descriptive des réseaux ne permet pas de faire de prédiction.

Cette méthode semble convenir à la phase de définition du problème lié aux évaluations des incidences cumulatives. Toutefois, on se penche peu sur les aspects spatio-temporels et la détermination des incidences synergiques semble difficile à réaliser. La modélisation ne contribue que très peu à la manière d'évaluer les incidences cumulatives. Règle générale, les modèles sont faciles à transmettre et leur utilisation se révèle rentable, étant donné qu'un modèle repose sur une opinion bien fondée, peu de renseignements sont requis; en revanche, dans le cadre d'une évaluation officielle, un modèle pourrait faire l'objet de critiques si le facteur de cause à effet n'a pas été étudié comme il se doit. Sur le plan des expériences sur le terrain au moyen de modèles (y compris la circulation des chalands sur la rivière Tennessee, la dégradation de l'habitat dans la baie de Chesapeake et la détérioration de l'habitat de la baie de Mobile), cette méthode a été généralement bien accueillie par le U.S. Fish and Wildlife Service et le U.S. Army Corps of Engineers.

Les modèles de simulation par ordinateur, comme ceux qui résident au coeur de la méthode adaptative de Holling (1978a,b), sont essentiels à l'élaboration exhaustive de réseaux et de modèles complexes. Le recours à la simulation tient compte de l'intégration des incidences liées aux facteurs espace, temps et activités, en plus de fournir des moyens servant à quantifier les seuils et les processus écologiques clés. Étant donné que la méthode Holling (1978a,b) est perçue comme une méthode adaptative, elle n'est pas abordée ici.

## 8. Méthodes adaptatives

### Survol

Dans le sens strict de la définition, il ne s'agit pas de méthodes mais plutôt de procédures, ou ensemble d'étapes, servant à l'évaluation des incidences. Les méthodes adaptatives deviennent nécessaires lorsqu'aucune méthode individuelle n'est en mesure de traiter l'ensemble des aspects liés à l'évaluation des incidences. Ces méthodes utilisent, au besoin, diverses combinaisons des sept autres méthodes et ce, à différentes étapes de la procédure.

### Révision détaillée

Voici cinq méthodes adaptatives qui pourraient servir à l'évaluation des incidences cumulatives :

#### - Dames & Moore, Inc. (1981)

L'ensemble d'étapes le plus complet sur le plan de l'évaluation des incidences cumulatives apparaît dans un manuel élaboré par Dames & Moore, Inc. (1981) dans le but d'aider le personnel du U.S. Army Corps of Engineers à évaluer les incidences cumulatives découlant des activités autorisées en vertu d'un permis. En premier lieu, les activités projetées sont déterminées et l'environnement est caractérisé. Puis, le niveau de l'analyse et la méthode d'évaluation sont choisis.

La méthode liée à l'évaluation des effets biologiques comporte les étapes suivantes :

- 1) la détermination des effets, l'utilisation de diagrammes de réseau;
- 2) La quantification de la probabilité, de l'importance, de l'échelle spatiale et de la durée des effets;
- 3) la détermination de l'importance des effets; et
- 4) l'évaluation des effets au niveau de l'écosystème.

Chacune de ces étapes comporte un certain nombre de sous-étapes détaillées. Par exemple, l'évaluation des effets sur l'écosystème comprend dix sous-étapes, y compris le fait de déterminer si des effets synergiques sont présents et si les niveaux de tolérance propres à des organismes particuliers seront dépassés.

En principe, le respect de toutes les étapes et l'utilisation des outils et des ressources servant à effectuer les analyses recommandées se traduisent généralement par une excellente évaluation des incidences cumulatives. Cette méthode semble bien se prêter à la description et à la définition du problème. Elle peut servir de moyen d'évaluation du fait qu'elle donne, de façon explicite, des instructions aux utilisateurs pour qu'ils tiennent compte des seuils, des relations synergiques et des autres propriétés clé de l'écosystème. Sa capacité de prédiction, jumelée à sa facilité d'intégrer des activités et des dimensions spatio-temporelles et d'incidences, repose toutefois sur le choix de la méthode particulière. Étant donné que cette méthode dépend des ensembles complexes d'étapes précises et qu'elle recourt parfois à des méthodes assez perfectionnées, sa compréhension et son utilisation sont ambiguës. Pour des applications plus simples, l'information devrait s'obtenir assez facilement; tandis que pour les applications plus complexes, les besoins en information et le perfectionnement des techniques requis en font une méthode à la fois coûteuse et qui demande beaucoup de temps. Étant donné ces contraintes, il serait sans doute inadéquat d'utiliser la version complète de cette méthode. Le choix de la méthode à utiliser à chaque étape s'avère critique, et si l'on veut qu'une méthode comme celle de Dames and Moore Inc. (1981) soit utile, il faudra examiner de plus près la méthode appropriée à chaque étape.

- Horak et al. (1983a,b)

Horak et al. (1983a,b) nous présentent une méthode en dix étapes, méthode recommandée pour l'évaluation des incidences cumulatives. Les auteurs insistent sur le fait qu'aucune méthode précise n'existe pour traiter de façon particulière les incidences cumulatives; par conséquent, leur méthode renferme une étape particulière qui permet de choisir les techniques appropriées. Les dix étapes consistent à :

- 1) examiner les prémisses et les hypothèses qui sous-tendent l'évaluation des incidences cumulatives;
- 2) déterminer et analyser les activités de développement;
- 3) caractériser l'arène (survol des ressources environnementales et pertinence des données actuelles);
- 4) établir la portée (fixer les limites spatio-temporelles et politiques);
- 5) dresser la carte des caractéristiques spatiales;
- 6) établir la méthode d'évaluation et les techniques particulières;

- 7) déterminer les caractéristiques et l'importance des incidences;
- 8) évaluer les effets possibles sur l'écosystème;
- 9) émettre certaines «impressions quant aux transformations ou changements fondamentaux globaux»; et
- 10) examiner les étapes subséquentes afin de procéder à une surveillance et à une réévaluation.

Les auteurs soulignent l'importance de bien définir les prémisses et les hypothèses sur lesquelles l'évaluation des incidences cumulatives repose. Cela s'avère nécessaire étant donné la confusion qui règne actuellement au niveau de l'évaluation des incidences cumulatives et de la façon de la mener. Leur méthode met également en lumière l'importance liée au choix de la bonne méthode; d'ailleurs, il s'agit d'une étape explicite qui suit la phase de de-finition du problème.

Cette méthode permet de bien définir les activités de projet ainsi que l'aspect spatio-temporel rattache au problème. Par contre, elle ne fournit pas de détails précis quant à la façon d'utiliser les méthodes. De ce fait, il s'avère difficile de déterminer la pertinence de la méthode sur le plan de l'évaluation des incidences cumulatives. Néanmoins, cette méthode met l'accent sur bon nombre d'éléments Clé des évaluations des incidences cumulatives liées aux poissons et à la faune,

#### - évaluation et gestion adaptatives de l'environnement

Comme nous l'avons mentionné auparavant, de nombreuses méthodes adaptatives ne précisent pas celles qui conviennent le mieux à chaque étape, ni la façon de les choisir. Toutefois, il y a toujours exception à la règle et les techniques d'évaluation et de gestion adaptatives de l'environnement (EGAE) de Holling, (1978a,b) en témoignent bien. L'EGAE fait appel aux techniques de modélisation par simulation informatisée dans les ateliers, en plus d'élaborer des modèles de simulation écologique qui servent par la suite de point central pour l'évaluation des effets.

Holling (1978a,b) préconise des ateliers de modélisation par simulation comme moyen servant à se concentrer sur le groupe d'évaluation et à le coordonner. Tandis que la méthode de Dames & Moore Inc. (1981) souligne les étapes sans toutefois apporter de précisions sur la façon de les mener à bien, Holling allègue que bon nombre d'étapes peuvent être accomplies au moyen de la construction de modèles. Étant donné que cette méthode repose sur les principes de l'écologie des systèmes et qu'elle fait souvent appel à la modélisation par simulation, il est possible

d'incorporer les rapports représentant des interactions et des seuils complexes aux modèles. Cette méthode insiste également sur le recours à l'opinion d'experts, à des ateliers dirigés et à la modélisation pour analyser les incidences environnementales. Elle a été élaborée afin de promouvoir la compréhension et l'intégration des questions environnementales, économiques et sociales au niveau des décisions politiques en matière de conception et de mise en oeuvre. La méthode doit être appliquée tout au long du cycle de développement du projet au moyen d'itérations de la modélisation ou d'ateliers d'analyse de politiques, et en prévoyant en outre des périodes de cueillette de données, de recherche et de perfectionnement du modèle.

Grâce à la modélisation par simulation informatisée et à d'autres techniques d'analyse des systèmes, le processus permet de : (1) mettre l'accent sur la communication entre diverses disciplines; (2) limiter la portée de l'évaluation aux facteurs clés; (3) énumérer de façon explicite les hypothèses; (4) synthétiser rapidement les renseignements pertinents actuels et déterminer les lacunes importantes sur le plan des données; (5) décrire le comportement du système intégré; et (6) déterminer les solutions de rechange et promouvoir le choix effectué conjointement. La coordination du processus est assurée par un groupe de quatre à six animateurs ou modélistes qui ont bénéficié d'une formation en techniques de dynamique de groupe, d'analyse de politiques, d'analyse de systèmes et de modélisation par simulation informatisée.

Étant une méthode écologique conçue pour élaborer des modèles, l'EGAE se prête bien à la définition du problème. Elle reconnaît officiellement l'importance de la détermination des activités de projets particuliers, en précisant l'aspect spatio-temporel du problème, en déterminant les liens prépondérants qui prévalent entre les composantes du système, et elle reflète en plus les relations synergiques de façon mathématique. En tant qu'outil d'évaluation, elle permet l'intégration des activités et des dimensions spatio-temporelles. En outre, cette méthode permet d'établir des projections quantitatives des incidences et elle peut contribuer à déterminer où de seuils de tolérance critiques pourraient apparaître dans un écosystème donné.

"Bien que la représentation graphique des résultats aide à la communication, il est peu probable que les détails analytiques puissent être communiqués aux décideurs et aux profanes. Les modèles peuvent être construits en se basant sur une opinion bien fondée, mais il faut préciser toutefois que l'obtention de données fiables et de modèles pertinents s'avère difficile et demande beaucoup de temps. Cette méthode s'est traduite par de nombreuses applications dans divers aspects de l'évaluation environnementale (Environnement Canada, 1982); règle générale, les réactions se sont révélées favorables, surtout lorsque le taux de participation fut élevé.

## U.S. Army Corps of Engineers (1983)

Le guide du U.S. Army Corps of Engineers (1983) portant sur l'analyse de la portée des incidences élabore des façons de déterminer les incidences importantes. Les procédés que l'on préconise pour ce faire étudient les seuils. On considère l'analyse de la portée comme faisant partie du processus général d'évaluation des incidences environnementales, Cette analyse comporte les cinq étapes suivantes :

- 1) détermination des ressources importantes,
- 2) prévision des modifications subies par les ressources,
- 3) définition de l'ampleur et de l'échelle des modifications,
- 4) évaluation de l'importance des modifications, et
- 5) détermination des conséquences liées à la portée des incidences.

Ces cinq étapes doivent être précédées d'une description du projet, d'une évaluation des interrelations environnementales, de la détermination de la région d'intérêt (par exemple, les considérations d'ordre spatial), de l'évaluation de la pertinence des données et de la description du cadre environnemental. La méthode porte surtout sur l'identification des ressources importantes (étape n° 1), l'évaluation de l'importance des modifications subies par les ressources (étape n° 4), et la détermination des conséquences relatives aux incidences importantes (étape n° 5). Le guide en soi traite de questions qui doivent recevoir une réponse lors de l'analyse de la portée relative aux espèces menacées ou en voie de disparition, aux habitats marécageux, aux habitats précieux, aux poissons, aux mammifères ou aux oiseaux et, également, à l'aspect physique, tel la qualité de l'eau, ou culturel des ressources, tel les préoccupations ayant trait aux autochtones.

La méthode du U.S. Army Corps of Engineers (1983) offre peu de renseignements précis sur la façon de définir le problème, sauf qu'elle semble s'appuyer sur une compréhension des relations écologiques et a tendance à définir la portée en termes de seuils. Cette méthode peut aussi être une de prévision, selon les moyens utilisés pour déterminer l'ampleur et l'échelle des effets. Toutefois, elle ne stipule pas clairement de quelle façon les incidences cumulatives seront intégrées dans les dimensions activités, temps, espace et incidences. Le processus est relativement simple, facile à communiquer, et pourrait



s'avérer rentable lorsque les renseignements s'obtiennent facilement= De plus, il comporte peu d'aléas.

- Contant (1984a,b)

Contant (1984a,b) préconise l'étude de la capacité de tolérance en tant que principale étape de la méthode visant à prédire et à analyser les incidences cumulatives. Dans cette méthode, on se sert de la capacité de tolérance pour signifier le degré maximal de croissance dans une région qui comporte des niveaux acceptables continus du point de vue social, sur le plan de la qualité de l'environnement et du bien-être public. Pour réaliser avec succès une étude portant sur la capacité de tolérance, il faut d'abord s'accorder sur les valeurs à prendre en considération lors de la détermination des niveaux acceptables de croissance, de la qualité de l'environnement et du bien-être public.

Le procédé, conçu en fonction du processus d'autorisation du Corps of Engineers, comprend des étapes précises concernant la prévision et la surveillance des incidences entraînées par la réalisation de projets. L'étude de la capacité de tolérance comporte les étapes suivantes :

- 1) détermination de la région à étudier au moyen de l'établissement de la portée des activités et des problèmes critiques,
- 2) délimitation des limites géographiques de la région étudiée,
- 3) détermination des facteurs limitatifs et des activités de croissance connexes,
- 4) détermination du niveau acceptable du facteur limitatif éventuel,
- 5) présomption d'une variable de croissance,
- 6) présomption des types de projets futurs,
- 7) établissement des relations possibles entre les activités et les variables de croissance, et
- 8) détermination de la capacité de tolérance globale en termes de variables de croissance.

Différentes méthodes sont recommandées, selon le degré d'incidences, et selon que les incidences des projets se situent ▲ la limite de la capacité de tolérance de l'environnement ou qu'elles s'en rapprochent.

Si les éléments scientifiques et techniques de l'étude de la capacité de tolérance s'appuient principalement sur des facteurs écologiques, ce procédé pourra s'avérer fort précieux pour cerner le problème. Il met l'accent sur la détermination d'un seuil en fonction duquel se fondera l'approbation, tandis que l'étude de la capacité de tolérance doit servir à établir une prévision (sur le plan quantitatif, de préférence). La notion de capacité de tolérance se révèle attrayante aux yeux des gens, mais l'explication des détails de l'évaluation et des hypothèses qui y sont relatives pourrait entraîner certains malentendus. De plus, l'obtention de renseignements sur la capacité de tolérance pourrait s'avérer difficile et pourrait résulter vraisemblablement en une étude coûteuse. On ne semble pas s'entendre à savoir qui devrait assumer les coûts de l'étude de la capacité de tolérance. D'ailleurs cette idée ne sourit guère aux organismes de réglementation et aux promoteurs.

#### - Résumé

Ni le Army Corps of Engineers (1983) des é.-U., ni Contant (1984a,b) n'offrent une méthode aussi systématique et détaillée que celle de Holling (1978a,b), Dames & Moore, Inc. (1981), et Horak et al. (1983a,b). Cependant, ils s'intéressent tous deux à une question importante à laquelle doivent répondre les évaluations des incidences cumulatives, soit la façon de répartir la capacité de tolérance entre les projets d'une part, et à quel point devrait-on limiter l'expansion d'un projet donné d'autre part.

Règle générale, ce sont les méthodes adaptatives qui sont considérées comme la meilleure méthode d'évaluation des incidences cumulatives, puisqu'elles sont conçues de façon à tirer le maximum des méthodes existantes, de l'expertise disponible et des renseignements. Elles présentent cependant des inconvénients : elles sont longues, peuvent s'avérer coûteuses et nécessitent une imposante coordination au niveau des personnes et des tâches. Ces inconvénients peuvent compliquer leur mise en oeuvre. Il est clair, cependant, que ces méthodes apportent une solution au problème de la complexité et aux difficultés déjà soulevées par l'évaluation des incidences cumulatives.

## 9. Théorie biogéographique

### Survol

La théorie en pleine évolution de la biogéographie insulaire (BI), et ses rapports connexes entre les espèces et la région, constitue une méthode possible de prévision quant aux pertes subies sur le plan des espèces dans des parties distinctes des

écosystèmes, par suite des empiétements continus. Cette méthode s'avérerait fort précieuse pour l'évaluation des incidences cumulatives.

### Révision détaillée

Jusqu'à maintenant, peu de tentatives quant à l'utilisation de la théorie de la BI semblent avoir été effectuées. On a néanmoins utilisé cette théorie pour décrire les pertes subies par les espèces, en raison de la fragmentation des habitats, particulièrement dans les forêts (par exemple, l'étude réalisée par Harris, en 1984). On a aussi élaboré un modèle informatisé permettant de simuler les effets de la fragmentation d'un habitat sur les espèces qui le peuplent. Dans ce cas, le destin des espèces a été modélisé en procédant espèce par espèce, d'une façon semblable à la méthode décrite par Gilpin et Diamond (1980; 1982) et appelée «moléculaire».

Pour utiliser la théorie de la BI sur le plan de l'évaluation des effets cumulatifs, il faut avoir recours à certains types de renseignements; par exemple, la dimension de l'île, l'éloignement de sources possibles d'habitants, les capacités de dispersion, les capacités de dispersion des espèces et la densité des peuplements. Il ne fait aucun doute que ces renseignements requis pour un grand nombre d'espèces et d'amplifications auront pour effet de décourager l'utilisation de cette méthode.

### 8.2 Description de l'analyse en boucle

L'analyse en boucle est une technique qualitative par réseaux qui repose sur les liens rétroactifs. C'est un type d'analyse par réseaux formée d'un digraphe marqué. On peut l'utiliser dans la prévision des changements de la population sur pied (niveaux) et du taux de renouvellement d'un ensemble de variables qui réagissent aux changements de paramètre ou aux contraintes produites par des facteurs environnementaux externes au réseau. Cette méthode s'appuie sur la notion de rétroaction, laquelle peut se définir comme étant l'effet d'une variable sur elle-même, en réaction avec d'autres variables. Par conséquent, l'analyse en boucle diffère nettement de la plupart des techniques par réseaux décrites à la section 8.1. En effet, l'analyse en boucle implique une causalité en ligne droite et offre peu, ou pas, de moyens de prévision. Elle constitue essentiellement un type de méthode de modélisation verticale, allant de haut en bas, puisqu'elle étudie l'ensemble de la structure du système donné et qu'elle permet à l'évaluateur de déterminer quels sont les effets du système sur une variable précise, selon sa situation dans le réseau. Cette analyse diffère aussi beaucoup des techniques habituelles de simulation par ordinateur, de par son approche globale du système; également parce qu'elle exige moins d'efforts quant au processus de quantification. Dans une simulation par ordinateur, on procède généralement par

réductionnisme : le modèle est construit au moyen d'un lien et d'une variable à la fois, et la majeure partie des efforts déployés portent sur la réalisation d'équations différentielles ou diverses perfectionnées, l'insertion des paramètres et l'étalonnage des modèles. Dans une analyse en boucle, le chercheur pose les interrogations suivantes : En quoi consiste la structure générale du système étudié? Est-elle stable? Quels effets aura, sur le reste du réseau, la modification d'une variable particulière? Où sont situés les principaux liens directs? Où peut-on améliorer la stabilité? Lorsque la structure qualitative du système est maîtrisée, il devient plausible de la quantifier.

C'est à partir de travaux en génie technique qu'a été élaborée la méthode par diagramme de l'analyse en réseaux (Mason, 1978; Mason, 1952; Lorens, 1956) avec divers degrés d'élaboration et d'application en écologie (Saila et Parrish, 1972; Levins, 1973; Hill, 1975). La technique de Levins, appelée «analyse en boucle», a fait l'objet d'essais pratiques sur le terrain au niveau des écosystèmes d'eaux douces (Lane et Levins, 1977; Briand et McCauley 1978; McCauley et Briand, 1979) et sur des écosystèmes marins (Lane, 1986a,b; Lane et Wright, 1986).

L'analyse en boucle se sert de digraphes marqués pour représenter les réseaux des variables d'interactions. La technique permet de déterminer, au moyen de données courantes en matière de surveillance, les variables et les interactions importantes au sein d'un système complexe, telle une collectivité biotique marine côtière. L'analyse en boucle offre une méthodologie pour l'analyse des systèmes fondés sur des représentations qualitatives des interactions liées aux variables. Ces représentations correspondent aux signes des premiers dérivés partiels des équations différentielles jumelées décrivant le système. Les modèles découlant de données d'échantillonnages périodiques montrent les variables et les interactions dominantes ainsi que le principal élément moteur (paramètre) pour chaque échantillonnage. Une fois le réseau formé, on peut évaluer les effets d'un paramètre de par les modifications directes sur le plan des populations sur pied et des taux de renouvellement de toutes les variables. Les schèmes de corrélation sont prévisibles et les composantes les plus sensibles aux incidences environnementales peuvent être déterminées.

En comparant les données de terrain hypothétiques, il est possible d'élaborer un ensemble restreint de diagrammes en boucle représentant le système étudié. Une fois la bonne représentation définie, on peut extraire, étudier et soumettre à une forme d'analyse plus quantitative, au moyen de techniques ordinaires de modélisation, les cheminements occasionnant les modifications directes. Lane (1982; 1986a,b) et Lane et Collins (1985) ont utilisé l'analyse en boucle pour des ensembles de

données provenant d'études effectuées sur le milieu marin et d'expériences mésocosmes. Lane et Wright (1986) traitent de la base théorique de la technique.

Les pages suivantes fournissent trois exemples d'analyses en boucle. Le premier constitue un modèle hypothétique en boucle, de type 1, non appuyé sur des données. Le deuxième constitue un modèle de type 2, reposant sur un vaste ensemble de données de surveillance courante et le troisième (type 1) illustre comment un hypothétique régisseur environnemental devient en quelque sorte une covariable des composantes écologiques.

### Avantages de l'analyse en boucle comparativement aux techniques quantitatives

Voici quelques-uns des avantages de l'analyse en boucle :

- L'approche qualitative accorde une grande priorité à la compréhension de l'ensemble du système. Les modèles sont solides puisqu'ils ne dépendent pas de mesures précises mais surtout des directions des effets-
- Un grand nombre de types différents de variables, à tous les niveaux de l'échelle, peuvent être inclus dans un diagramme sans pour cela devoir normaliser tout sous une même unité, notamment, des kilocalories d'énergie ou le carbone. On peut également inclure des variables qui ne peuvent être mesurées. Les facteurs humains, tels les décisions de gestion ou des organismes de réglementation, peuvent s'inscrire au même diagramme que les algues ou les ours grizzlis.
- Les résultats de nature qualitative se transposent plus facilement dans les écosystèmes et les nouveaux renseignements obtenus sur un écosystème donné peuvent être utilisés pour une autre région, sans pour cela passer par des cheminements longs et coûteux, destinés à la cueillette de données supplémentaires.
- L'analyse en boucle constitue également un bon guide pour déterminer les éléments à mesurer et peut servir en outre de modèle aux fins d'analyses subséquentes. L'interprétation d'un diagramme en boucle procure d'importants moyens de prévision pour des variables précises du réseau, rend compte de l'omission d'une variable ou d'un lien et produit des hypothèses vérifiables. Les groupes de données ne servent pas à corriger les équations ou trouver des paramètres plus convenables, mais plutôt à déterminer de nouvelles façons d'aborder les systèmes et de nouvelles variables d'intérêt, même si elles sont abstraites ou difficilement mesurables. Lors d'une recherche

subséquente, on pourrait procéder à une plus grande sélection sur le plan de la collecte des données manquantes, sans pour autant devoir adopter la tendance «à tout mesurer».

- Les diagrammes en boucle occupent également une place importante dans l'évaluation des incidences environnementales. En plus des prévisions précieuses qu'ils fournissent, ils procurent également un point central utile que peuvent comprendre les gestionnaires de l'environnement qui tentent de prendre des décisions sur un problème environnemental ou sur un projet de développement.

- La réalisation d'analyses qualitatives donnent lieu à une grande économie d'efforts et de ressources en ce qui concerne la somme de renseignements obtenus. En perfectionnant ces techniques au maximum, des millions de dollars pourraient être épargnés sur le plan de la cueillette de données et d'évaluation d'incidences. La nature holistique de ces méthodes, et le fait qu'elles permettent au chercheur de déterminer la structure qualitative de l'écosystème, facilitent la compréhension des causes et des effets en rendant inutile et vaine la «force brute» actuelle de cueillette de données". De plus, l'analyse en boucle s'adapte bien aux méthodes d'évaluation actuelles, Munis d'un ensemble de directives pertinentes (manuel sur les procédés), les organismes gouvernementaux et les cabinets d'experts-conseils pourraient améliorer grandement leurs techniques d'évaluation et ce, à moindres frais, et avec une meilleure compréhension des incidences et des écosystèmes. Il faut cependant souligner que ce manuel n'existe pas encore? mais qu'il pourrait bien prendre forme.

Exemple d'utilisation du type 1 d'analyse en boucle (modèle synthétique) quant aux effets multiples d'une centrale électrique sur l'écosystème aquatique

Les paramètres ou les perturbations des réseaux écologiques sont indiqués par les signes + ou - pour une variable, ou plus, du milieu. Les paramètres naturels peuvent constituer en un changement de salinité ou de température, ou en l'augmentation d'un prédateur (poisson, par ex.) non inclus dans le diagramme, lequel comprend toutefois les perturbations suivantes attribuables à l'homme : (1) introduction de produits chimiques ou de produits pétroliers; (2) enrichissement des éléments nutritifs; (3) pollution thermique et (4) prédation. Dans la dernière catégorie entrent la pêche, les changements de régime de débit et les processus d'empiètement et d'entraînement. Une utilisation importante de l'analyse en

boucle est de présumer qu'un paramètre influe sur une ou plusieurs variables, et de prévoir ensuite qu'il y aura des changements dans les populations sur pied et le taux de renouvellement des variables ainsi que sur les modèles de corrélation de ces changements et les niveaux de variation associés, Par conséquent, il importe de déterminer les forces relatives des changements causés par les paramètres naturels et ceux de source humaine pour un système en particulier, Par exemple, combien de fois un grand pollueur industriel «s'est-il tiré d'impasse», en démontrant que la perturbation environnementale découle de sources naturelles? L'analyse en boucle permet non seulement de prévoir les effets, mais aussi de travailler en procédant par rétrogradation : en connaissant les réactions des écosystèmes, nous sommes à même de déterminer quelles variables reçoivent des paramètres importants. En évaluant l'environnement et les sources connues de perturbations causées par l'homme, il est souvent possible de déterminer lequel revêt le plus d'importance et si ils produisent des forces synergiques ou antagonistes sur l'écosystème en question,

Le tableau 8.1 illustre sommairement un diagramme en boucle portant sur une collectivité aquatique située aux abords d'une centrale électrique. Dans les écosystèmes marins, nous avons trouvé que l'augmentation des substances nutritives constitue souvent un paramètre important survenant à la saison de floraison printanière. Des effets multiples simultanés ont fréquemment lieu dans l'écosystème sous des influences anthropiques. Une centrale électrique déversera ses surplus de chaleur dans l'eau, entraînant un effet positif sur certaines espèces d'algues (I) et sur l'augmentation de substances nutritives due à la reminéralisation possible par bactéries.

Parallèlement, l'action mécanique sur l'écoulement de l'eau à l'intérieur du système de refroidissement, entraînera un processus d'empiétement et d'entraînement important sur les herbivores (H), les larves de poissons (F<sub>1</sub>) et les poissons adultes (F<sub>2</sub>). Une centrale électrique peut donc à elle seule inclure simultanément cinq paramètres dans l'écosystème. Dans cet exemple, ces paramètres s'enrichissent mutuellement pour donner moins de N, plus de I, moins de E, de H, de F<sub>1</sub> et de F<sub>2</sub> lorsque les paramètres prédominent à I et F<sub>1</sub> (voir tableau 8.1).

#### Exemple d'analyse en boucle (type 2) avec données sur les peuplements pélagiques

A ce jour, l'analyse en boucle a été appliquée couramment à de larges ensembles de données sur les peuplements pélagiques (tableau 8.2). Ces groupes de données ressemblent à ceux recueillis par les programmes de surveillance biologique aux fins d'évaluation des incidences environnementales, Lorsqu'on adapte les modèles en boucle aux données, l'une des premières méthodes consiste à grouper les variables brutes en des variables en

boucle. Les espèces rares et disparates sont mises de côté en raison du trop peu de renseignements à leur sujet. Le cadre de données évoquant les fluctuations dans l'abondance d'une espèce avec le temps est alors transformé en une matrice de données qualitative en évaluant en pourcentage le changement relatif à chaque variable, d'une période d'échantillonnage à l'autre. Les modèles en boucle sont adaptés à la main, puis vérifiés par ordinateur. Un modèle en boucle se termine souvent à ce stade, même si les prévisions et les données ne correspondent pas parfaitement. Si des tentatives subséquentes de rajustement entraînent une perte de réalisme sur le plan biologique, on doit laisser le réalisme l'emporter sur la précision.

Un ensemble de modèles en boucle se résume par des variables et des liens servant à déterminer le réseau dominant ou central de l'écosystème. Le diagramme central constitue un réseau formé à partir des variables et des liens les plus fréquents à l'intérieur d'un groupe de modèles séparés. Même si un diagramme en boucle relatif à une seule date semble omettre des liens, la structure centrale propre à un cycle annuel ou à un groupe de diagrammes représente l'ensemble des relations importantes entre les diagrammes individuels devant en faire partie,

Un modèle central comportant plusieurs populations a été élaboré. Il est robuste et facilement transposable d'un écosystème à l'autre. Approximativement 300 modèles individuels de systèmes pélagiques ont été élaborés. Les milieux analysés à ce jour sont la baie de St. Margarets et le bassin Redford en Nouvelle-Écosse, la baie de Narragansett au Rhode Island, la baie de Delaware et le Long Island Sound. Ce modèle comprend plusieurs centaines d'espèces. Rares sont les autres techniques d'analyse des écosystèmes pouvant traiter les espèces séparément. Le modèle central composé (tableau 8.2) comporte approximativement 22 variables, 8 000 cheminements de causalité et plus d'un million d'éléments de rétroaction. Le rapport entre la variable L et la variable  $Z_2$  est indiqué par des pointillés. Ces variables ont été ajoutées après l'analyse récente de l'ensemble de données portant sur le Long Island Sound. Les liaisons partant de  $Z_2$  et allant aux copépodes ( $Z_1$ ,  $Z_3$ ) sont indiquées par des pointillés parce qu'elles sont généralement jointes par des liens à sens unique, dont le signe et la direction changent fréquemment. L'analyse en boucle donne essentiellement la structure d'un écosystème en produisant l'ensemble de variables, les liens et les paramètres dont il faut tenir compte (éléments moteurs des réseaux)- Cette technique réduit grandement la quantification requise, puisque environ seulement 15 à 25 p. cent de tous les liens possibles semble fonctionner dans ces réseaux. L'application fructueuse de cette analyse permet également de vérifier si l'ensemble des variables convient. L'analyse en boucle a aussi été utilisée de façon efficace avec les ensembles de données en laboratoire de



l'aquatron de Dalhousie et les mécoscosmes du Marine Ecosystems Research Laboratory (MERL).

Exemple de l'interaction de l'industrie de la pêche et d'un organisme de réglementation (Levins, comm. pers., 1988)

Pour connaître les effets de différentes décisions émanant de l'organisme de réglementation sur la pêche, les décisions peuvent être exprimées selon un simple processus de prise de décisions binaire : oui ou non; ou l'industrie peut recevoir l'autorisation de prendre une certaine quantité de poissons tant qu'un certain quota n'est pas atteint. Dès que l'organisme de réglementation, peu importe le cas, applique sa décision, celle-ci devient alors une covariable au sein du système. Un conflit entre ceux qui souhaitent une intervention rapide de l'organisme de réglementation et ceux qui préfèrent qu'il n'intervienne pas entraînera l'apparition du coefficient d'amortissement de cette moyenne changeante.

Des plans différents de réglementation peuvent entraîner divers types de conséquences dynamiques. Par exemple, supposons une population de poissons (F) se résorbant d'elle-même, une industrie de pêche (I) qui s'en alimente mais sans être limitée (prendra autant de poissons qu'elle le désire et grandira autant qu'elle peut) et un organisme de réglementation (X) qui réagit selon un indice donné de peuplements de poissons, à l'instar du plan décrit précédemment. Deux procédures de réglementation possibles illustrent les divers types d'effets éventuels. Dans les deux cas, puisque la population de poissons demeure élevée, aucune mesure de réglementation n'est entreprise. Si l'abondance de la population est restreinte, par contre, l'organisme de réglementation prendra alors des mesures. Par conséquent, X constitue une incitation efficace à agir. Le schéma 8.3 rend compte des deux modèles,

Dans le premier cas, lorsque l'indice est peu élevé, l'organisme réagit en ajoutant des poissons dans le lac, de 1h, le lien positif de X à F. Lorsque le poisson abonde et que l'indice est haut, X n'intervient plus; ainsi, le poisson n'a plus de liens avec X, et on obtient alors un lien négatif de F à X.

L'analyse de ce système nous fait découvrir que, peu importe les mesures adoptées par l'organisme de réglementation visant à modifier la population de poissons, rien ne se produit en raison du rôle «neutralisateur» de l'industrie de la pêche. (Un «neutralisateur» dans une analyse en boucle signifie une variable qui absorbe tous les changements et qui ne transmet aucune variation de paramètre aux autres variables en relation avec elle.)

Dans le deuxième exemple, l'organisme de réglementation touche directement l'industrie de la pêche. Un taux peu élevé de

7

paissions incite l'organisme de réglementation à restreindre les activités de l'industrie. Si l'organisme de réglementation se limite de lui-même dans ce modèle par suite de retards dans l'application de techniques restrictives, de rouages bureaucratiques ou d'une action politique, l'élément d'auto-retenue sera alors minime, et il est passible que l'organisme de réglementation entraîne une légère fluctuation de la population des poissons et, par le fait même, une certaine forme d'incertitude. On peut arriver à plusieurs autres effets, mais il s'agit ici de démontrer comment l'activité humaine s'inscrit dans les systèmes écologiques et comment elle doit être intégrée au sein de l'analyse décisionnelle et de l'évaluation environnementale,