

Examen des concepts et des cadres internationaux de gestion des effets cumulatifs

Jackie Lerner

UBC Institute for Resources, Environment, and Sustainability
Aquatic Ecosystems Research Laboratory
429-2202 Main Mall
Vancouver, BC Canada V6T 1Z4

Mars 2018

Préparé pour Transports Canada dans le cadre du contrat
T8080-170062

Sommaire

Introduction

Transports Canada souhaite se familiariser avec la conception et la mise en œuvre actuelles des cadres régionaux de gestion des effets cumulatifs – les systèmes de politiques, de procédures et d'outils permettant de gérer des effets cumulatifs à une plus vaste échelle régionale – particulièrement en ce qui a trait aux activités de transport maritime, dans le but d'élaborer un cadre canadien destiné à être mis en œuvre à l'échelle régionale. Le présent rapport a été préparé pour répondre à cet objectif. Les sujets présentant un intérêt particulier pour Transports Canada sont : 1) les conseils sur le choix des échelles temporelles et spatiales, 2) la reconnaissance des composantes valorisées et 3) des exemples appliqués tirés de la pratique internationale.

L'auteur a examiné la documentation sur les cadres internationaux de gestion des effets cumulatifs en mettant l'accent sur le transport maritime et les contextes côtiers. Les sources utilisées pour l'examen sont la documentation universitaire et les documents non publiés par des moyens traditionnels, l'expérience professionnelle de l'auteur, les recommandations de Transports Canada et de Pêches et Océans Canada, ainsi que les connaissances de collègues bien informés.

Synthèse

Parmi les thèmes communs tirés de la documentation, mentionnons : 1) la terminologie et les concepts de gestion des effets cumulatifs, 2) les outils et les modèles communs et 3) les pratiques exemplaires et les défis – dans la mesure du possible, en mettant l'accent sur les contextes marins et côtiers. Les points saillants de cette synthèse sont présentés dans les paragraphes suivants.

Une grande partie de la documentation récente conceptualise largement les approches d'évaluation et de gestion des effets cumulatifs, notamment :

- a) **les approches au niveau des projets** qui mettent l'accent sur les effets cumulatifs des projets de développement individuels et multiples en élargissant essentiellement les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux à de plus grandes échelles spatiales et temporelles;
- b) **les approches stratégiques** qui mettent l'accent sur les effets cumulatifs des plans ou des initiatives de développement proposés ou existants d'une manière formelle et

Appendice A

systematique permettant aux décideurs de tenir compte des considérations culturelles, économiques, environnementales et sociales dès le début du processus de planification.

Bien que la terminologie précise varie, les cadres de gestion des effets cumulatifs tiennent généralement compte des relations entre six éléments clés. Selon l'objectif particulier d'un cadre de gestion des effets cumulatifs, l'un des éléments clés suivants devient le point de départ ou l'axe du cadre :

- **Les composantes valorisées** : parties précises de l'environnement humain, biotique ou physique considérées comme importantes en raison de leur valeur culturelle, sociale, esthétique, économique ou scientifique, comme la qualité de l'eau ou les bélugas;
- **Les activités** : activités humaines, comme la construction de ports, la pêche ou le transport maritime;
- **Les sources** : actions ou aspects particuliers liés aux activités – comme le battage de pieux pour la construction portuaire – susceptibles d'exercer des pressions environnementales;
- **Les facteurs de stress** : facteurs exerçant une pression environnementale, comme la sédimentation et le bruit;
- **Les voies d'exposition** : mécanismes ou liens de causalité, comme l'exposition à de l'eau présentant de grandes concentrations de sédiments, par lesquels les facteurs de stress agissent sur des composantes valorisées;
- **Les effets** : changements apportés aux composantes valorisées par les facteurs de stress, comme une baisse de la qualité de l'eau ou une diminution de la biodiversité.

Pour les besoins de Transports Canada, un cadre stratégique axé sur les activités (c.-à-d. un cadre axé sur l'évaluation d'une seule activité ou d'un seul secteur) est le plus approprié, puisque l'objectif est de gérer la façon dont les effets du transport maritime, en particulier, agissent cumulativement sur l'environnement humain et biophysique.

De nombreux types d'outils et de modèles sont utilisés pour aider à reconnaître et à organiser les liens de causalité entre les activités et les effets cumulatifs sur les composantes valorisées. Ces outils permettent aux gestionnaires d'établir des priorités parmi les enjeux, facilitent la communication avec les décideurs et fournissent une base uniforme pour l'établissement de rapports.

Appendice A

- **Les cadres de causalité**, tels le cadre Facteur de changement-pression-état-impact-réponse (DPSIR), le cadre DPSIR amélioré (ou eDPSIR) et les séquences des effets (SdE) font le lien entre les activités et les effets sur les composantes valorisées, et peuvent aider à reconnaître les points de contrôle et les réponses de gestion appropriés.
- **Les cadres d'évaluation des risques écologiques (CERE)** sont utilisés pour reconnaître les activités qui posent le plus grand risque pour les composantes valorisées, en notant souvent le risque selon deux axes : 1) l'exposition d'une population à une activité humaine et 2) la sensibilité de cette population à l'exposition ou les conséquences de l'exposition pour cette population, pour un niveau d'exposition particulier.
- **Les modèles des écosystèmes** permettent la simulation assistée par ordinateur et la visualisation de relations complexes au sein des écosystèmes marins. Les logiciels Ecopath avec Ecosim et Atlantis sont deux cadres très prisés de modélisation des écosystèmes marins qui traitent des effets cumulatifs. Les deux cadres tentent de modéliser tous les éléments du réseau alimentaire d'un écosystème, des producteurs primaires aux prédateurs supérieurs.
- **La cartographie des effets cumulatifs** superpose les activités humaines et les facteurs de stress connexes aux cartes des habitats, en attribuant un indice de vulnérabilité aux différents types d'habitats et en modélisant un indice d'incidence pour chaque combinaison habitat – facteur de stress causé par l'activité. La carte qui en résulte fournit une référence facile à comprendre et à utiliser pour déterminer où les efforts de conservation et de gestion devraient être concentrés, où les activités de développement devraient être réduites ou relocalisées dans des zones moins vulnérables, et où le développement peut se poursuivre sans conséquences graves pour le milieu marin.

Les pratiques exemplaires et les défis cernés dans la documentation examinée avaient trait :

1) à la sélection des composantes valorisées, 2) au choix des indicateurs, 3) à l'établissement d'échelles temporelles et spatiales, 4) au traitement de l'incertitude et 5) à la participation du public et des Autochtones.

La sélection des composantes valorisées concentre le processus d'évaluation et de gestion sur « ce qui compte », ce qui permet aux cadres de mettre davantage l'accent sur les composantes pouvant nécessiter une gestion améliorée ou revêtir une importance particulière pour les personnes ou pour l'écosystème. La documentation offre une variété de méthodes permettant

Appendice A

de reconnaître les composantes valorisées, en se basant généralement sur leur valeur pour les gens et leur importance écologique, sur les commentaires des communautés autochtones et du public, ainsi que sur le jugement scientifique et professionnel.

Le choix d'indicateurs appropriés suppose la prise en compte de compromis importants. **Les indicateurs fondés sur les effets** mesurent une caractéristique d'une composante valorisée (p. ex., l'abondance des mammifères marins), tandis que **les indicateurs fondés sur les facteurs de stress** mesurent le stress, la perturbation ou le risque encouru par une composante valorisée (p. ex., le pourcentage de l'habitat perturbé des mammifères marins); essentiellement, le facteur de stress *devient* l'indicateur. Les indicateurs fondés sur les effets sont des mesures directes de la composante valorisée et englobent intrinsèquement les effets cumulatifs des activités, mais ils pourraient être moins utiles à la prise de décisions parce que les liens de causalité sont mal compris et plus difficiles à surveiller et à généraliser. Par ailleurs, les indicateurs fondés sur les facteurs de stress sont habituellement bien compris et peuvent être mesurés plus simplement et liés de façon proactive aux mesures de gestion, mais ils ne tiennent pas compte des effets de toutes les activités humaines ou des façons non additives dont les effets de multiples activités peuvent s'accumuler.

De façon similaire, le choix des échelles temporelles et spatiales peut avoir de profondes conséquences sur n'importe quel résultat de l'étude. Les échelles plus étroites simplifient l'évaluation, mais négligent les effets à plus grande échelle ou à plus long terme; les échelles plus larges permettent de mieux comprendre le contexte plus large des effets cumulatifs et y sont mieux adaptées, mais peuvent entraîner des problèmes de disponibilité des données, en plus de diluer concrètement l'importance des effets locaux dans une zone d'étude trop vaste. Il faudrait envisager une échelle représentant à la fois les processus et les acteurs qui influent sur les activités humaines ou qui sont touchés par ces activités. Quelle que soit l'échelle choisie, la justification de la sélection doit être publique et transparente.

Les découvertes scientifiques sont presque toujours limitées par l'incertitude. Il est important de reconnaître explicitement ces incertitudes et les mesures méthodologiques prises pour les contourner. L'application du principe de précaution et la gestion adaptative sont des prescriptions courantes pour faire face à l'incertitude.

- **Le principe de précaution** indique que lorsqu'il n'y a pas de certitude scientifique absolue quant au risque de dommages graves ou irréversibles découlant d'une activité

Appendice A

proposée, des décisions stratégiques devraient être prises de manière à privilégier la prudence en ce qui concerne l'environnement et le bien-être humain.

- **La gestion adaptative** est une approche itérative visant à améliorer la gestion face à l'incertitude qui tire des leçons des résultats de la gestion et réintègre cet apprentissage dans le processus de gestion.

La participation aux processus d'évaluation et de gestion des répercussions a fait l'objet d'un grand nombre de publications au cours des deux dernières décennies. La participation des peuples autochtones, en particulier de ceux qui choisissent de maintenir une relation traditionnelle avec leurs terres et pour qui les décisions d'évaluation et de gestion auront de graves conséquences, est particulièrement importante. De plus, au Canada, les peuples autochtones ont des droits constitutionnellement reconnus, et ces titres et droits issus de traités ont une incidence directe sur les décisions en matière d'environnement. Comme l'affirme un auteur, le but de cette participation devrait être d'améliorer la qualité, la légitimité et la capacité, où :

- **la qualité** fait référence à la reconnaissance des valeurs, des intérêts et des préoccupations de tous ceux qui sont intéressés par l'évaluation ou la décision ou qui pourraient être touchés par elle et l'éventail des mesures qui pourraient être prises; la prise en compte des effets qui pourraient en découler et des incertitudes à leur sujet; l'application des meilleures connaissances et méthodes disponibles pertinentes aux tâches susmentionnées; et l'intégration de nouvelles informations, méthodes et préoccupations qui surviennent au fil du temps;
- **la légitimité** fait référence à un processus jugé équitable et efficace par les parties intéressées et qui est conforme aux lois et règlements en vigueur;
- **la capacité** fait référence à la possibilité pour tous les participants d'acquérir des connaissances et des compétences, d'une part en devenant mieux renseignés sur la complexité et la diversité des points de vue relatifs au processus, d'autre part en acquérant de l'expérience dans le processus de participation lui-même.

La réalisation de ces trois objectifs présente des avantages pour tous, en particulier pour les décideurs.

Appendice A

Études de cas

Sept études de cas portant sur les systèmes de gestion des effets cumulatifs mis en œuvre ont été passées en revue, quatre de régimes internationaux et trois d'initiatives régionales de partout au Canada :

- Le plan de gestion intégrée pour la zone de la mer de Barents (Norvège);
- L'évaluation environnementale stratégique de la Grande barrière de corail (Australie);
- Le plan de gestion intégrée des zones côtières de Xiamen (Chine);
- Le cadre de prise de décisions du modèle Mauri dans l'évaluation faisant suite au naufrage du Rena (Nouvelle-Zélande);
- L'évaluation des effets cumulatifs régionaux des activités de Manitoba Hydro (Canada);
- Les évaluations environnementales stratégiques de l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (Canada);
- Le programme de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla (Canada).

Le Tableau 1 permet de comparer les questions et les pratiques abordées dans la section de synthèse (ci-dessus) des sept études de cas.

Recommandations

Au cours de cet examen, il a été dégagé deux principes très généraux, mais pertinents pour l'élaboration d'un cadre de gestion des effets cumulatifs. Le premier principe reconnaît la nécessité d'adopter une approche itérative et transparente dans l'élaboration du cadre, approche qui permet d'apporter des améliorations au fil du temps à mesure que les connaissances augmentent et que de nouvelles possibilités se présentent. Le deuxième principe a trait à l'importance de faire des compromis. Si nous essayons de tenir compte de trop de facteurs dans une analyse, nous pouvons rendre notre tâche impossible. Toutefois, en restreignant la portée d'un cadre de travail sur les effets cumulatifs, nous risquons d'omettre des facteurs ayant une incidence importante sur les effets que nous souhaitons gérer. Dans la plupart des cas, l'essentiel est de trouver le bon équilibre entre les différentes options.

Appendice A

Tableau 1. Comparaison des études de cas examinées.

Nom	Approche	Projeté/ Stratégique	Outils utilisés	Échelle temporelle	Échelle spatiale	Sélection des composantes valorisées	Indicateurs
Plan de gestion intégrée pour la zone de la mer de Barents (Norvège)	Selon le lieu/selon l'activité	Stratégique	Évaluation des risques et jugement professionnel	Principalement prospectives (jusqu'en 2020); données historiques sur les composantes valorisées pour créer les données de référence préalables à l'élaboration.	1 400 000 km ² , d'après des considérations écologiques et administratives	La méthode de sélection n'a pas été déclarée, mais semble avoir été établie par un groupe d'experts.	Fondé sur les effets
Évaluation environnementale stratégique de la Grande barrière de corail (Australie)	Selon le lieu	Stratégique	Cadre DPSIR, listes structurées, diagrammes conceptuels et modèles	Porte sur le présent jusqu'en 2050, en tenant compte des « conséquences héritées » plus anciennes.	346 000 km ² , en se fondant sur les limites écologiques	Sélectionné en fonction de la signification scientifique et de la valeur pour les propriétaires traditionnels.	Fondé sur les effets
Plan de gestion intégrée des zones côtières de Xiamen (Chine)	Selon le lieu	Stratégique	Cadre DPSIR	Inconnu	Inconnu	Jugement professionnel, avec quelques exceptions	Fondé sur les effets et fondé sur les facteurs de stress
Cadre de prise de décision du modèle Mauri dans l'évaluation faisant suite au naufrage du <i>Rena</i> (Nouvelle-Zélande)	Selon le lieu	Stratégique	Aide à la décision	Il y a 100 ans à de nos jours.	N'est pas mesuré en kilomètres, mais par collectivité touchée.	Participatif	Fondé sur les effets
Évaluation des effets cumulatifs régionaux des	Fondé sur les	Projeté	Séquence des effets	1951-2013	210 000 km ² , respecte les limites	Expertise professionnelle et connaissances	Fondé sur les effets

Appendice A

Nom	Approche	Projeté/ Stratégique	Outils utilisés	Échelle temporelle	Échelle spatiale	Sélection des composantes valorisées	Indicateurs
activités de Manitoba Hydro (Canada)	activités (?)				« écologiquement significatives ». ».	théoriques (révision des connaissances traditionnelles)	
Évaluations environnementales stratégiques de l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (Canada)	Fondé sur les activités	Projeté	Jugement professionnel (?)	Présent + 10 ans	37 280 km ² , mais tient compte de l'étendue des composantes valorisées.	Jugement scientifique, commentaires du conseil d'administration et consultation (par l'intermédiaire du conseil)	Inconnu
Programme de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla (Canada)	Selon le lieu	Stratégique	Processus participatifs	Inconnu	Territoire traditionnel de Metlakatla	Participatif	Fondé sur les effets

Appendice A

Le présent rapport propose une séquence d'étapes procédurales pour l'élaboration du cadre de gestion des effets cumulatifs de Transports Canada, dont la liste figure ci-après (et qui est définie de façon plus détaillée au chapitre 5).

- Étape 1 : Définir et documenter l'ébauche du mandat;
- Étape 2 : Définir et documenter la portée du cadre;
- Étape 3 : Communiquer avec les organismes, les partenaires et les intervenants;
- Étape 4 : Élaborer un ensemble prioritaire de composantes valorisées et d'indicateurs;
- Étape 5 : Élaborer une trousse d'outils d'évaluation;
- Étape 6 : Élaborer une trousse de gestion et d'intervention;
- Étape 7 : Mettre en œuvre la phase pilote;
- Étape 8 : Évaluer, itérer et améliorer.

À l'intérieur de ces étapes, les tâches du cadre sont réparties entre trois groupes au sein d'une structure de gouvernance proposée : le *Comité directeur* (qui assure la surveillance du gouvernement fédéral et le contrôle ministériel global), le *Groupe de conception du cadre* (responsable des tâches préliminaires de planification et d'établissement de rapports) et le *Groupe de travail* (qui regroupe une vaste gamme d'organismes, de groupes d'intérêt et d'autres intervenants).

Table des matières

Table des matières	1
Liste des figures	3
Liste des tableaux	4
1. Introduction et contexte	5
2. Méthode	6
3. Synthèse	10
3.1 Terminologie et concepts	12
3.2 Outils et modèles courants	15
3.2.1 Cadres de causalité	16
3.2.2 Cadres d'évaluation des risques écologiques	21
3.2.3 Modélisation des écosystèmes	21
3.2.4 Cartographie de l'impact cumulatif	24
3.3 Pratiques exemplaires et défis	27
3.3.1 Sélection des composantes valorisées	27
3.3.2 Sélection des indicateurs	29
3.3.3 Établissement d'échelles temporelles et spatiales	31
3.3.4 Traitement de l'incertitude	33
3.3.5 Participation du public et des Autochtones	35
4. Études de cas	37
4.1 Plan de gestion intégrée de la mer de Barents (Norvège)	38
4.1.1 Contexte et organisation	38
4.1.2 Particularités du système	42
4.1.3 Sources documentaires principales	44
4.2 Évaluation environnementale stratégique de la Grande barrière de corail (Australie) ..	45
4.2.1 Contexte et organisation	45

Appendice A

4.2.2	Particularités du système	46
4.2.3	Sources documentaires principales	47
4.3	Plan de gestion intégrée des zones côtières de Xiamen (Chine).....	47
4.3.1	Contexte et organisation	48
4.3.2	Particularités du système	48
4.3.3	Sources documentaires principales	49
4.3.4	Cadre de décision Mauri dans l'évaluation post- <i>Rena</i> (Nouvelle-Zélande).....	49
4.3.5	Contexte et organisation	49
4.3.6	Particularités du système	51
4.3.7	Sources documentaires principales	52
4.4	Évaluation des effets cumulatifs régionaux de Manitoba Hydro (Canada).....	53
4.4.1	Contexte et organisation	53
4.4.2	Particularités du système	53
4.4.3	Sources documentaires principales	55
4.5	EES de l'Office Canada–Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (Canada).....	56
4.5.1	Contexte et organisation	56
4.5.2	Particularités du système	56
4.5.3	Sources documentaires principales	57
4.6	Programme de gestion des effets cumulatifs de la Première Nation de Metlakatla (Colombie-Britannique, Canada).....	57
4.6.1	Contexte et organisation	57
4.6.2	Particularités du système	58
4.6.3	Sources documentaires principales	62
5.	Recommandations.....	63
5.1	Principes clés.....	63
5.2	Étapes proposées pour l'élaboration du cadre	64
5.3	Limites	71
	Bibliographie.....	72

Appendice A

Annexe A. Principaux documents de référence	85
A.1 Concepts généraux.....	85
A.2 Limites spatiales et temporelles	95
A.3 Composantes valorisées.....	100
A.4 Sélection des indicateurs	101
A.5 Outils et méthodes	105
A.6 Participation du public et des Autochtones.....	111
A.7 Exigences institutionnelles	113
A.8 Incertitude.....	114
A.9 Cadres conceptuels	117

Liste des figures

Figure 1. Typologie des cadres d'évaluation des effets environnementaux cumulatifs (adapté de Clarke Murray et Hannah, 2017; et Clarke Murray, Mach, et Martone, 2014).	14
Figure 2. Exemple de résultats du modèle FPEIR utilisé pour évaluer les liens entre les activités et les effets sur les écosystèmes de récifs coralliens dans la Grande barrière de corail d'Australie (Anthony et coll., 2013). Il est à noter que le « R » de FPEIR (c.-à-d. réponse) n'apparaît pas dans le diagramme.....	17
Figure 3. Exemple de réseau de causalité FPEIRa pour la production porcine, montrant les nœuds clés (d'après Niemeijer et de Groot, 2008b).	19
Figure 4. Exemple de diagramme de séquences des effets montrant les liens entre les activités de transport par eau et les facteurs de stress (modifié de James Mortimor, communication personnelle).	20
Figure 5. Exemple de diagramme de séquences des effets montrant les liens entre une seule des activités de la figure 4 – déversements d'hydrocarbures – et ses répercussions (modifié de James Mortimor, communication personnelle).	21
Figure 6. Exemple de matrice CERE hypothétique montrant le calcul du score de risque cumulé (d'après O et coll., 2015).	22

Appendice A

Figure 7. Diagramme d'enchaînement des réseaux trophiques créé avec le modèle Ecopath with Ecosim. Le modèle utilisé a été élaboré pour le détroit de Georgia en Colombie-Britannique par Li, Ainsworth et Pitcher (2010).	24
Figure 8. Scores d'impact modélisés pour la zone maritime du Pacifique du Canada à l'aide de techniques de cartographie d'impacts cumulatifs (de N. C. Ban, Alidina et Ardron, 2010; des cercles violets et rouges ont été ajoutés, et ils sont expliqués dans le texte qui précède).	27
Figure 9. Aperçu du processus du MPO pour déterminer les composantes valorisées (O et coll., 2015)	29
Figure 10. Compteur Mauri pour l'évaluation des indicateurs (de Faau, Morgan et Hikuroa, 2017).....	53
Figure 11. Système de déclenchement des mesures de gestion à plusieurs paliers (de la Première Nation de Metlakatla, 2015)	60
Figure 12. Étapes recommandées pour l'élaboration du cadre.....	66
Figure 13. Étapes recommandées pour l'élaboration du cadre (terminé).	67

Liste des tableaux

Tableau 1. Périodiques et catalogues examinés dans la recherche documentaire	6
Tableau 2. Liste des sources recommandées	8
Tableau 3. Sources fournies par Transports Canada et Pêches et Océans Canada	9
Tableau 4. Continuum des approches méthodologiques et des compromis qui s'y rattachent (adapté de Noble et Harriman, 2008; MacDonald, 2000)	16
Tableau 5. Comparaison entre les études de cas examinées	40
Tableau 6. Dix indicateurs et composantes valorisées prioritaires dans le programme de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla (modifié de la Première Nation de Metlakatla, 2015)	62

1. Introduction et contexte

La nécessité de mieux prévoir, gérer et surveiller les effets cumulatifs sur l'environnement est vivement débattue dans le milieu de l'évaluation environnementale depuis plus de 35 ans.

Néanmoins, la façon d'améliorer la pratique actuelle demeure un problème complexe.

Au Canada, le seul processus bien établi pour traiter des effets cumulatifs s'établit au niveau du projet, lorsqu'un promoteur demande un permis pour procéder. Beaucoup (p. ex. Duinker et Greig, 2006; Bonnell, 2000; Connelly, 2011; J. Gunn, 2009; MacDonald, 2000; Wärnbäck et Hilding-Rydevik, 2009; Xue, Hong et Charles, 2004) ont noté que ces processus projet par projet n'abordent pas les effets cumulatifs de façon adéquate, pour la raison que ces effets surviennent souvent sur une période et à des échelles géographiques qui dépassent de loin celles utilisées pour évaluer et gérer des projets individuels. Beaucoup de ces auteurs ont appelé à la mise sur pied de cadres de gestion des effets cumulatifs : des systèmes de politiques, de procédures et d'outils qui permettent la gestion des effets cumulatifs à une échelle régionale plus vaste.

En novembre 2016, le premier ministre du Canada a officiellement annoncé le lancement du *Plan de protection des océans*, qui comprend l'engagement de « mettre en place un programme environnemental de référence et d'effets cumulatifs » dans six régions des trois côtes du pays (Cabinet du premier ministre, 2016). Le ministère des Pêches et Océans élaborera un programme de caractérisation des écosystèmes côtiers dont les données pourront alimenter l'initiative de Transports Canada sur les effets cumulatifs du transport maritime. Transports Canada souhaite donc se familiariser avec les conceptions et les mises en œuvre actuelles des cadres régionaux de gestion des effets cumulatifs, particulièrement en ce qui a trait aux activités de transport maritime, dans le but d'élaborer un cadre national des effets cumulatifs du transport maritime qui pourrait être mis en œuvre au niveau régional.

Ce rapport a été établi pour répondre à cet objectif. L'auteure a effectué un examen de la documentation sur les cadres internationaux de gestion des effets cumulatifs en mettant l'accent sur le transport maritime et les communautés côtières. Les méthodes utilisées dans cette revue sont fournies au chapitre 2, et les résultats sont résumés au chapitre 3. Le chapitre 4 présente sept études de cas de cadres mis en œuvre en Norvège, en Australie, en Chine, en Nouvelle-Zélande et au Canada. Le chapitre 5 présente les recommandations de l'auteure pour l'élaboration d'un cadre canadien de gestion des effets cumulatifs, formulées

Appendice A

d'après les documents de recherche examinés et l'expérience professionnelle de l'auteure. Une bibliographie des principales ressources documentaires figure à l'annexe A.

2. Méthode

L'auteure a rencontré trois représentants de Transports Canada le 19 juillet 2017 pour mieux comprendre le contexte et les paramètres de l'analyse documentaire. À cette réunion, Transports Canada a indiqué que l'élaboration du cadre de gestion des effets cumulatifs du transport maritime en était encore à ses débuts et que, par conséquent, le plus utile serait de faire une exploration générale des pratiques exemplaires et de présenter des exemples appliqués. Les questions d'intérêt particulier comprenaient (1) des conseils sur la sélection des échelles temporelles et spatiales, (2) la détermination des composantes valorisées, et (3) des exemples appliqués de la pratique internationale.

L'auteure a ensuite effectué une recherche préliminaire des ouvrages universitaires publiés dans les 55 revues répertoriées au tableau 1 en utilisant deux paires de mots-clés : (1) « effets cumulatifs » et « cadre de gestion », et (2) « effets cumulatifs » et « transport maritime ». Ces documents ont été récupérés électroniquement et conservés dans une base de données. Une autre source universitaire, un livre de Gillingham et coll. (2016), a également été extraite.

Tableau 1. Périodiques et catalogues examinés dans la recherche documentaire

Périodiques et catalogues	Années
<i>Aestimum</i>	De 1993 à 2017
<i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i>	De 1983 à 2017
<i>Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i>	De 1996 à 2017
<i>Arctic</i>	De 1987 à 2017
<i>Arctic Review on Law and Politics</i>	De 1992 à 2017
<i>Biological Conservation</i>	De 1994 à 2017
<i>Biomass and Bioenergy</i>	De 1991 à 2017
<i>Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences</i>	De 1980 à 2017
<i>Computers, Environment and Urban Systems</i>	De 1980 à 2017
<i>Conservation Ecology</i>	De 1980 à 2017
<i>Conservation Letters</i>	De 2008 à 2017
<i>Ecological Applications</i>	De 2002 à 2017
<i>Ecological Economics</i>	De 1993 à 2017
<i>Ecological Indicators</i>	De 2001 à 2017
<i>Ecological Modelling</i>	De 1975 à 2017
<i>Ecology and Society</i>	De 2004 à 2017
<i>Ecology Letters</i>	De 1980 à 2017
<i>EcoSphere</i>	De 1980 à 2017

Appendice A

<i>Energy Policy</i>	De 1973 à 2017
<i>Energy Procedia</i>	De 2009 à 2017
<i>Environment, Development and Sustainability</i>	De 1984 à 2017
<i>Environment International</i>	De 1978 à 2017
<i>Environmental Impact Assessment Review</i>	De 1980 à 2017
<i>Environmental Management</i>	De 1977 à 2017
<i>Environmental Monitoring and Assessment</i>	De 1990 à 2017
<i>Environmental Reviews</i>	De 1990 à 2017
<i>Environmental Science & Policy</i>	De 1998 à 2017
<i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i>	De 1981 à 2017
<i>Extractive Industries and Society</i>	De 2014 à 2017
<i>Frontiers in Marine Science</i>	De 2014 à 2017
<i>Global Environmental Change</i>	De 1990 à 2017
<i>Impact Assessment and Project Appraisal</i>	De 1998 à 2017
<i>Integrated Environmental Assessment and Management</i>	De 1990 à 2017
<i>Journal for Nature Conservation</i>	De 2002 à 2017
<i>Journal of Environmental Management</i>	De 1990 à 2017
<i>Journal of Environmental Assessment Policy and Management</i>	De 1999 à 2017
<i>Journal of Environmental Planning and Management</i>	De 1997 à 2017
<i>Journal of Hydrology</i>	De 1963 à 2017
<i>Land Use Policy</i>	De 1984 à 2017
<i>Marine and Freshwater Research</i>	De 1987 à 2017
<i>Marine Ecology Progress Series</i>	De 1979 à 2017
<i>Marine Policy</i>	De 1977 à 2017
<i>Marine Pollution Bulletin</i>	De 1970 à 2017
<i>Minerals Engineering</i>	De 1988 à 2017
<i>Ocean & Coastal Management</i>	De 1992 à 2017
<i>PLoS Biology</i>	De 1997 à 2017
<i>Procedia Earth and Planetary Science</i>	De 2009 à 2017
<i>Procedia Environmental Sciences</i>	De 2010 à 2017
<i>Resources Policy</i>	De 1974 à 2017
<i>Resources, Conservation and Recycling</i>	De 1988 à 2017
<i>Stanford Environmental Law Journal</i>	De 1984 à 2017
<i>Science</i>	De 1980 à 2017
<i>Science of the Total Environment</i>	De 1972 à 2017
<i>Transport Policy</i>	De 1993 à 2017
<i>Transportation Research Procedia</i>	De 2014 à 2017
<i>Trends in Ecology and Evolution</i>	De 1986 à 2017

D'autres sources ont été ajoutées à la base de données sur la recommandation de collègues bien informés : l'auteure remercie James Mortimor, Bram F. Noble, Jordan Tam et Gerald Singh. Voici la liste de leurs recommandations.

Appendice A

Tableau 2. Liste des sources recommandées

Titre	Auteur	Type	Année
<i>Metlakatla Cumulative Effects Management Phase 1</i>	Première Nation de Metlakatla	Rapport	2015
<i>Grounded in values, informed by local knowledge and science: The selection of valued components for a First Nation's regional cumulative effects management system</i>	Katerina Kwon	Thèse	2010
<i>Cumulative Effects in Marine Ecosystems: Scientific Perspectives on its Challenges and Solutions</i>	Cathryn Clarke Murray, Megan E. Mach, Rebecca Martone	Rapport	2014
<i>Regional Action Framework</i>	Marine Plan Partnership (MaPP) Initiative	Rapport	2016
<i>A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience-Based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area</i>	Kenneth R.N. Anthony, Jeffrey M. Dambacher, Terry Walshe et Roger Beeden	Rapport	2013
<i>Cumulative Effects Framework – Interim Policy for the Natural Resource Sector</i>	Colombie-Britannique. MFLNRO et MOE.	Rapport	2016
<i>Integrated Management of the Marine Environment of the Barents Sea and the Sea Areas off the Lofoten Islands</i>	Norvège. Royal Norwegian Ministry of the Environment	Rapport	2006
<i>Cadre d'évaluation du risque écologique pour la gestion écosystémique des océans dans la région du Pacifique</i>	O. Miriam, Rebecca Martone, Lucie Hannah, Lorne Greig, Jim Boutillier et Sarah Patton	Rapport	2015
<i>Avis scientifique sur la définition des indicateurs pour la surveillance de la biodiversité marine dans l'Arctique canadien</i>	R. John Nelson	Rapport	2013
<i>Projet pilote de cadre d'analyse du risque écologique visant à guider la gestion axée sur l'écosystème dans la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique</i>	MPO	Rapport	2014
<i>Cumulative Impacts – A Good Practice Guide for the Australian Coal Mining Industry</i>	Franks, D.M., D. Brereton, C.J. Moran, T. Sarker et T. Cohen	Rapport	2010
<i>Regional Cumulative Effects Assessment</i>	Manitoba Hydro et gouvernement du Manitoba	Site Web	2017

Transports Canada et Pêches et Océans Canada ont fourni directement à l'auteure plusieurs sources supplémentaires non incluses dans la recherche préliminaire. En voici la liste.

Appendice A

Tableau 3. Sources fournies par Transports Canada et Pêches et Océans Canada

Titre	Auteur	Type	Année
<i>Development of a reference document on key information sources related to cumulative effects of multiple activities on fish habitat and fish populations in Canada</i>	Canter, Larry, et Barry Sadler	Rapport/revue	s.d.
<i>Cumulative Effects Research and Applications within Fisheries and Oceans Canada (DFO): Draft for Transport Canada</i>	Clarke Murray, Cathryn, et Lucie Hannah.	Rapport	2017
<i>Atlantis – Ecosystem Model</i> (http://atlantis.cmar.csiro.au)	CSIRO	Site Web/logiciel	2017
<i>Ecopath with Ecosim</i> (http://ecopath.org/)	Ecopath International Initiative	Site Web/logiciel	2017
<i>A draft framework to quantify and cumulate risks of impacts from large development projects for marine mammal populations: A case study using shipping associated with the Mary River Iron Mine project</i>	Lawson, J.W., et V. Lesage	Rapport	2012
<i>Scientific Considerations for Designing Cumulative Environmental Effects Monitoring Programs (Draft)</i>	Direction des sciences et de la technologie de l'eau, ECCC.	Rapport	2016
<i>Assessment of Proposals Related to Oil Spill Risk for the South Coast of Newfoundland</i>	Transports Canada et la Garde côtière canadienne	Rapport	2009

Certaines autres sources ont été retenues sur la base des connaissances professionnelles, portant les résultats bruts totaux à 262 documents. Les résumés ou les chapitres d'introduction des sources rassemblées dans la base de données ont ensuite été lus pour déterminer quels articles étaient peu pertinents et pouvaient être exclus de la revue. Le nombre de sources a ainsi été réduit à 156 articles. Ces sources ont été consultées de plus près, ce qui a permis d'en exclure encore et d'en ajouter, après un examen plus approfondi des articles jugés particulièrement pertinents. Au final, la base de données contient 167 sources. Une analyse de la fréquence des mots a été effectuée pour créer une carte initiale des principaux thèmes abordés, et pour regrouper les sources par sujet.

L'auteure a ensuite élaboré un plan pour la revue et a commencé à rédiger une synthèse basée sur les thèmes repérés (la version finale de cette synthèse est présentée aux chapitres 3 et 4). Au fil de l'examen, il est devenu évident que plusieurs sources étaient pertinentes pour plus

Appendice A

d'un thème, et les sources ont été annotées en conséquence dans la base de données à mesure que la rédaction progressait.

Un nombre étonnant de résultats de recherche concernaient les cadres appliqués dans le contexte canadien; le cadre provincial des effets cumulatifs de la Colombie-Britannique (Colombie-Britannique, 2016), le cadre régional des effets cumulatifs de la mer de Beaufort (AMEC, 2015), le cadre, non mis en œuvre, pour le nord-est de la Colombie-Britannique (AXYS Environmental Consulting Ltd., 2003), le cadre de gestion des écosystèmes terrestres de l'Alberta, qui a pris fin (CEMA, 2008), et plusieurs autres. Selon la volonté de Transports Canada de mettre l'accent sur les mises en œuvre de cadres et de fournir un ensemble d'études de cas moins homogène, l'auteure a décidé d'inclure des exemples de trois cadres canadiens seulement : deux qui se concentrent sur des secteurs industriels précis d'une grande pertinence pour le projet de Transports Canada, et un qui traite en profondeur du processus de sélection des composantes valorisées (voir les sections 4.5 à 4.7).

L'examen qui en résulte, présenté dans les chapitres suivants, n'est pas complet. La portée des travaux de recherche sur l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs est très large et croît chaque année. L'analyse présentée et les recommandations qui l'accompagnent reflètent la tentative de l'auteure de fournir une compréhension générale du travail qui a été fait à ce jour et quelques exemples concrets de cadres dans un large éventail de contextes.

3. Synthèse

Les **effets cumulatifs** sont des « changements dans l'environnement causés par une action combinée à d'autres actions humaines passées, présentes et futures » [*traduction*] (Hegmann et coll., 1999)¹. Au Canada et ailleurs dans le monde, la plupart des études sur les effets cumulatifs sont actuellement entreprises au niveau des projets, en tant qu'élément des évaluations de l'impact environnemental (EIE) menées pour l'obtention d'un permis de projet individuel. Beaucoup de documents récents (p. ex. Noble et Harriman, 2008; Bragagnolo et Geneletti, 2012; Bragagnolo, Geneletti et Fischer, 2012; Du et coll., 2012) conceptualisent de façon globale les approches pour évaluer et gérer les effets cumulatifs comme suit :

¹ Il n'existe pas de définition communément acceptée des effets cumulatifs (MacDonald, 2000; Cooper et Sheate, 2002; Wärnbäck et Hilding-Rydevik, 2009; Bragagnolo et Geneletti, 2012). Le terme est utilisé depuis le début des années 1970, et il a été défini, redéfini et catégorisé par des universitaires et des spécialistes de l'environnement depuis (voir Duinker et coll., 2012 pour une revue de plus d'une douzaine de définitions différentes).

Appendice A

- a) les **approches au niveau des projets**, qui mettent l'accent sur les impacts cumulatifs de projets d'aménagement individuels et multiples, essentiellement en appliquant les méthodes d'EIE à des échelles spatiales et temporelles plus vastes;
- b) les **approches stratégiques**, qui mettent l'accent sur les effets cumulatifs de plans ou d'initiatives d'aménagement existants ou proposés, de manière formelle et systématique, afin de permettre aux décideurs de tenir compte des facteurs culturels, économiques, environnementaux et sociaux au début du processus de planification.

Les approches stratégiques n'éliminent pas le besoin des approches au niveau des projets; ce sont plutôt des approches complémentaires, qui intègrent les préoccupations environnementales à plusieurs niveaux de décision, les approches stratégiques portant sur les répercussions des décisions prises à un niveau supérieur à celui du projet (Partidário, 2000). Les approches stratégiques sont parfois décrites comme étant proactives, tandis que celles au niveau des projets sont considérées comme réactives (Vicente et Partidário, 2006).

Les limites des approches au niveau des projets sont largement reconnues, en particulier leur incapacité à aborder de façon approfondie les effets cumulatifs (Dubé, 2003; Duinker et Greig, 2006; O'Faircheallaigh, 2007; O'Faircheallaigh, 2010 et Parkins, 2011), et il existe un large consensus sur la nécessité de passer à une approche régionale stratégique de la gestion des effets cumulatifs (p. ex. Partidário, 1996; Noble et Harriman, 2008; CCME, 2009; JH Gunn et Noble, 2009; Wärnbäck et Hilding-Rydevik, 2009; Johnson et coll., 2011; Fidler et Noble, 2012; Gillingham et coll., 2016; Noble et Nwanekezie, 2017), mais aucune approche n'est universellement recommandée.

La Banque mondiale (1999) divise les approches stratégiques en deux sous-types :

- **sectorielle** : qui examine les questions et les effets environnementaux se rattachant à une stratégie, une politique, un plan ou un programme, ou à une série de projets pour un secteur particulier;
- **régionale** : qui examine les questions et les effets environnementaux se rattachant à une stratégie, une politique, un plan ou un programme, ou à une série de projets pour une région particulière (p. ex. une zone urbaine, un bassin hydrographique ou une zone côtière).

Tous les documents examinés contribuent d'une façon ou d'une autre à l'étude des approches stratégiques des cadres de gestion des effets cumulatifs, tant sectoriels que régionaux. Ce chapitre traite de thèmes communs tirés de ces documents : (1) terminologie et concepts de

gestion des effets cumulatifs, (2) outils et modèles communs, et (3) meilleures pratiques et défis – chaque fois que possible, en mettant l'accent sur les contextes marins et côtiers.

3.1 Terminologie et concepts

Le terme « **cadre de gestion des effets cumulatifs** » est utilisé de façon générale pour désigner divers systèmes conçus pour mesurer et gérer les effets cumulatifs en tenant compte des relations entre six éléments clés. La terminologie précise utilisée pour désigner ces éléments varie d'un cadre à l'autre et les éléments sont parfois reformulés ou subdivisés de différentes manières, mais les concepts de base sont virtuellement universels. Les voici :

- **Composantes valorisées** : éléments précis de l'environnement humain, biotique ou physique considérés comme importants en raison de leur valeur culturelle, sociale, esthétique, économique ou scientifique, comme la qualité de l'eau ou les bélugas;
- **Activités** : choses que font les humains, comme la construction de ports, la pêche ou le transport maritime;
- **Sources** : aspects ou actions associés aux activités – telles que le battage de pieux pour la construction de ports – susceptibles d'agresser l'environnement;
- **Facteurs de stress** : facteurs d'agression de l'environnement, tels que la sédimentation et le bruit;
- **Voies** : mécanismes ou liens de causalité, tels que l'exposition à de l'eau avec de fortes concentrations de sédiments, par laquelle les facteurs de stress agissent sur des composantes valorisées;
- **Effets** : modification des composantes valorisées en raison des facteurs de stress, tels que la baisse de la qualité de l'eau ou la diminution de la biodiversité.

La façon dont un cadre de gestion des effets cumulatifs aborde ces six éléments dépend de ce que le cadre vise à réaliser. Murray et Hannah (2017, selon une typologie élaborée à l'origine dans Clarke Murray, Mach et Martone, 2014) distinguent quatre types de cadres, chacun ayant un point de départ différent (présenté conceptuellement dans la figure 1) : basé sur les facteurs de stress, basé sur les activités, basé sur les espèces, et basé sur le lieu. Les **cadres basés sur le facteur de stress** se concentrent sur un seul facteur de stress (généralement prévu pour avoir un potentiel d'effets significatifs) résultant des activités humaines. Les **cadres basés sur l'activité** mettent l'accent sur l'évaluation d'une seule activité ou catégorie d'activité (c.-à-d. un secteur) et les facteurs de stress associés à cette activité. Les **cadres basés sur l'espèce** se

Appendice A

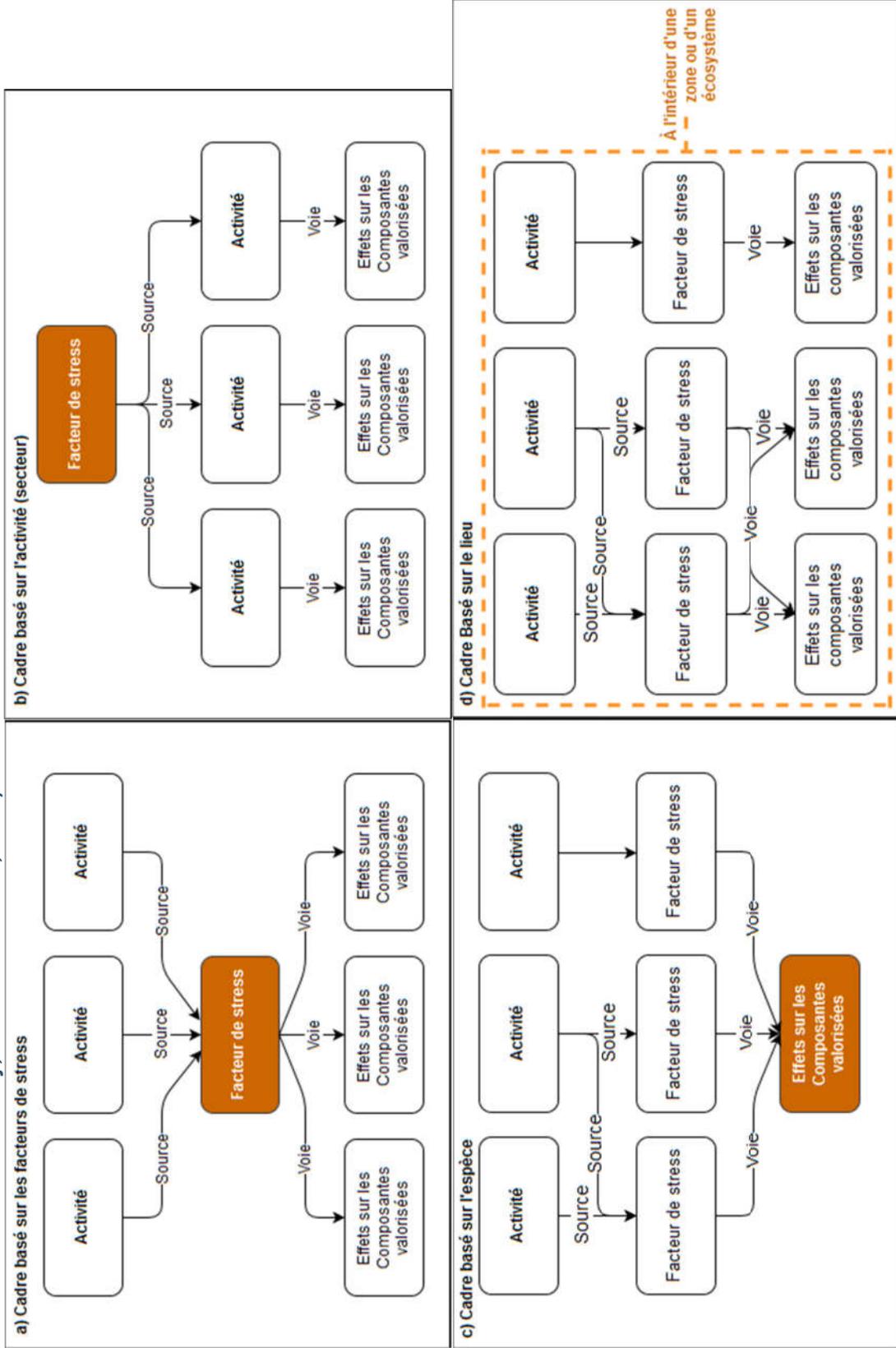
concentrent sur une seule composante valorisée (une espèce), en examinant les différents facteurs de stress imputables à toutes les activités humaines sur cette composante valorisée. Les **cadres basés sur le lieu** cherchent à inclure toutes les activités et les facteurs de stress se produisant dans une zone spécifique et leurs effets potentiels.

Le mandat de Transports Canada en vertu du Plan de protection des océans est de gérer la façon dont les effets du transport maritime, en particulier, agissent de façon cumulative sur l'environnement humain et biophysique. Ainsi, selon deux des typologies examinées ci-dessus, Transports Canada cherche à élaborer un cadre stratégique axé sur les activités, c'est-à-dire qui pourrait l'aider à mieux comprendre les liens entre le transport maritime et les facteurs de stress qu'il génère, et les effets de ces facteurs de stress sur les composantes valorisées.

Les cadres de gestion des effets cumulatifs sectoriels existent, mais ils sont inhabituels, tant dans les ouvrages universitaires que dans la pratique. Ces cadres sont généralement conçus pour aider à cerner et à gérer les effets de plusieurs types d'activités sur une ou plusieurs composantes valorisées. Afin de fournir à Transports Canada un aperçu plus complet des cadres existants et des connaissances sur les pratiques exemplaires, l'auteure a adopté une approche inclusive pour cet examen. La documentation traitant des cadres (ou des composantes des cadres) qui ne correspond pas exactement aux besoins actuels de Transports Canada en terme de transport maritime a été examinée dans le but de récupérer les apprentissages et les recommandations applicables au projet de Transports Canada.

La gestion des effets cumulatifs nécessite une connaissance de tous les éléments décrits à la figure 1 : les activités elles-mêmes, les contraintes qu'elles exercent sur l'environnement (Halpern et coll., 2009), et les voies par lesquelles les facteurs de stress sont susceptibles d'interagir et d'affecter les composantes valorisées (Crain, Kroeker et Halpern, 2008). Cette compréhension est nécessaire pour déterminer les liens de cause à effet et déterminer quelles sont les meilleures mesures de gestion à prendre. Il existe plusieurs outils et modèles pour étudier ces liens, dont certains ont été spécialement conçus pour des applications marines; ils sont examinés dans la section suivante.

Figure 1. Typologie des cadres d'évaluation des effets environnementaux cumulatifs (adapté de Clarke Murray et Hannah, 2017; Clarke Murray, Mach et Martone, 2014).



3.2 Outils et modèles courants

Comme il est indiqué plus haut, une des tâches principales de la gestion des effets cumulatifs est de comprendre les relations entre les activités humaines et leurs effets sur les composantes valorisées. De nombreux types d'outils et de modèles sont utilisés pour aider à déterminer et organiser ces liens de cause à effet. Ces outils permettent aux responsables de classer les problèmes en ordre de priorité, de faciliter la communication avec les décideurs et de fournir une base de production de rapports cohérente (Niemeijer et de Groot, 2008a).

Les attributs souhaitables d'un modèle sont (1) la « gérabilité », (2) la généralité, (3) le réalisme et (4) la précision; cependant, les modèles présentent rarement, voire jamais, les quatre attributs à la fois (Levins, 1966). Par exemple, des modèles simples sont plus faciles à comprendre, à manipuler et à adapter à différents contextes, mais peuvent ne pas refléter le monde réel. Des modèles plus complexes peuvent donner des résultats plus précis, mais être plus difficiles à utiliser et doivent être élaborés spécifiquement pour chaque application. La gérabilité est non négociable – un modèle trop complexe à utiliser n'est utile à personne – par conséquent, le choix d'un modèle approprié implique des compromis entre les trois attributs restants. Le choix du modèle est également dicté par les ressources disponibles pour le modélisateur en termes de données disponibles, de temps et de coût. Le tableau 4 présente les caractéristiques et les compromis associés à différents types d'outils et d'approches de modélisation.

Tableau 4. Continuum des approches méthodologiques et des compromis qui s'y rattachent (adapté de Noble et Harriman, 2008; MacDonald, 2000)

	Disponibilité des données, moment de l'évaluation et ressources	
	← À la baisse	À la hausse →
Repose davantage sur...	Méthodes non techniques basées sur le jugement	Méthodes techniques basées sur les données
les caractéristiques et compromis	<ul style="list-style-type: none"> a. Qualitatif b. Coût moindre c. Incertitude plus grande d. Moins de capacité à déterminer les liens de cause à effet et les relations statistiques 	<ul style="list-style-type: none"> a. Quantitatif b. Coût plus élevé c. Incertitude plus faible d. Meilleure capacité à déterminer les liens de cause à effet et les relations statistiques
les exemples	<ul style="list-style-type: none"> a. Processus Delphi b. Évaluation multicritère c. Évaluation participative d. Leçons de cas semblables 	<ul style="list-style-type: none"> e. Système d'information géographique f. Modèle détaillé g. Analyse de réseau h. Analyse des entrées et des sorties

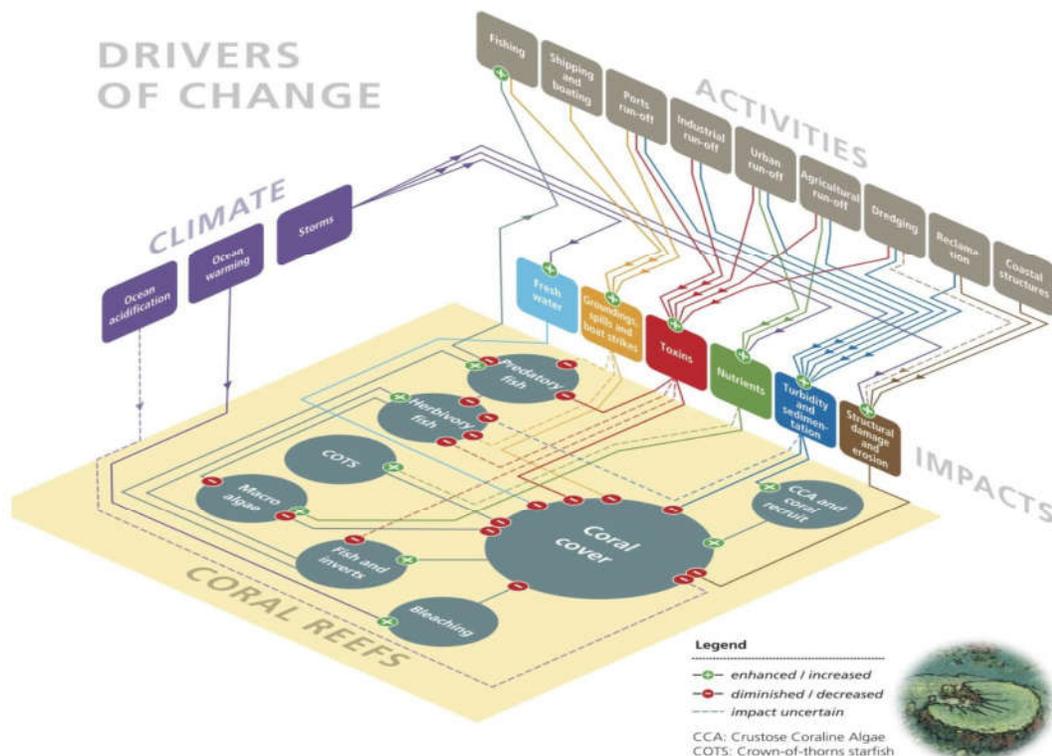
Appendice A

La section suivante donne un aperçu de certains des outils les plus couramment utilisés. Chacun des outils décrits tente de donner un sens à l'enchevêtrement complexe et non intuitif des pistes de l'activité humaine à l'impact environnemental.

3.2.1 Cadres de causalité

Le cadre de causalité le mieux connu est probablement le **cadre Facteur de changement-pression-état-impact-réponse (FPEIR)** (Atkins et coll., 2011; Anthony et coll., 2013). Cette approche cartographie les liens entre les activités et les effets sur les composantes valorisées (comme le montre la figure 2) et suggère des interventions de gestion. Le FPEIR facilite ainsi l'étude de scénarios pouvant conduire à des impacts cumulatifs à différentes échelles et guide les utilisateurs vers d'autres interventions de gestion. Le cadre FPEIR est utile pour son pouvoir de communication, mais il lui a été reproché de simplifier à l'excès les relations qu'il décrit, y compris les manières souvent non additives dont les facteurs de stress et les effets peuvent se combiner (Gari, Newton et Icely, 2015).

Figure 2. Exemple de résultats du modèle FPEIR utilisé pour évaluer les liens entre les activités et les effets sur les écosystèmes de récifs coralliens dans la Grande barrière de corail d'Australie (Anthony et coll., 2013). Il est à noter que le « R » de FPEIR (c.-à-d. la réponse de gestion) n'apparaît pas dans le diagramme.



Appendice A

Reprenant la terminologie du cadre FPEIR, Niemeijer et De Groot (2008a, 2008b) proposent le **cadre d'analyse FPEIR amélioré (ou « FPEIRa »)** pour cartographier les voies d'impact individuelles dans un réseau d'impact (par opposition à une simple chaîne d'impact) dans le but de déterminer les nœuds clés (figure 3). Comprendre ces nœuds clés peut aider les utilisateurs à construire des ensembles d'indicateurs plus ciblés et à déterminer des « points de contrôle » efficaces pour le suivi et la gestion.

Empruntant encore une fois au FPEIR une grande partie de sa terminologie et de ses concepts, l'outil de modélisation appelé **séquence des effets (SE)** est une représentation conceptuelle des relations basées sur des faits entre les activités, les facteurs de stress s'y rattachant et les effets environnementaux ou impacts qu'ils peuvent avoir sur un paramètre écologique ou biologique précis, accompagnée d'un texte décrivant les relations des éléments et justifiant leur sélection (Stephenson et Hartwig, 2009; MPO, 2009; Knights, Koss et Robinson, 2013; MPO, 2015). En particulier, les modèles SE peuvent illustrer les effets potentiels d'un secteur particulier (gouvernement du Canada, 2012).

Clarke Murray et Hannah (2017) signalent que le ministère de Pêches et Océans Canada a déjà élaboré un modèle de séquences des effets pour la navigation maritime, et le Secrétariat canadien de consultation scientifique a publié un avis scientifique (MPO, 2015) : toutefois, le document de recherche détaillé n'a pas été publié. Deux diagrammes types conformes aux directives du MPO (2015) sont fournis aux figures 4 et 5 à des fins d'illustration.

Certains auteurs (p. ex. Adams, 2005) ont proposé d'autres lignes directrices pour l'utilisation d'une approche basée sur le poids de la preuve afin d'établir des relations causales entre les facteurs de stress environnementaux et les effets sur les ressources ou les biotes marins. Ban, Pressey et Graham (2014) ont modélisé le jugement d'experts dans des réseaux bayésiens (technique analytique de génération de prévisions basées sur des statistiques connues associées aux variables connectées) pour comprendre l'interaction entre de nombreux facteurs de stress et les options de gestion connexes quand les données sur les effets de ces interactions étaient incomplètes.

Appendice A

Figure 3. Exemple de réseau de causalité FPEIRa pour la production porcine, montrant les nœuds clés (d'après Niemeijer et de Groot, 2008b).

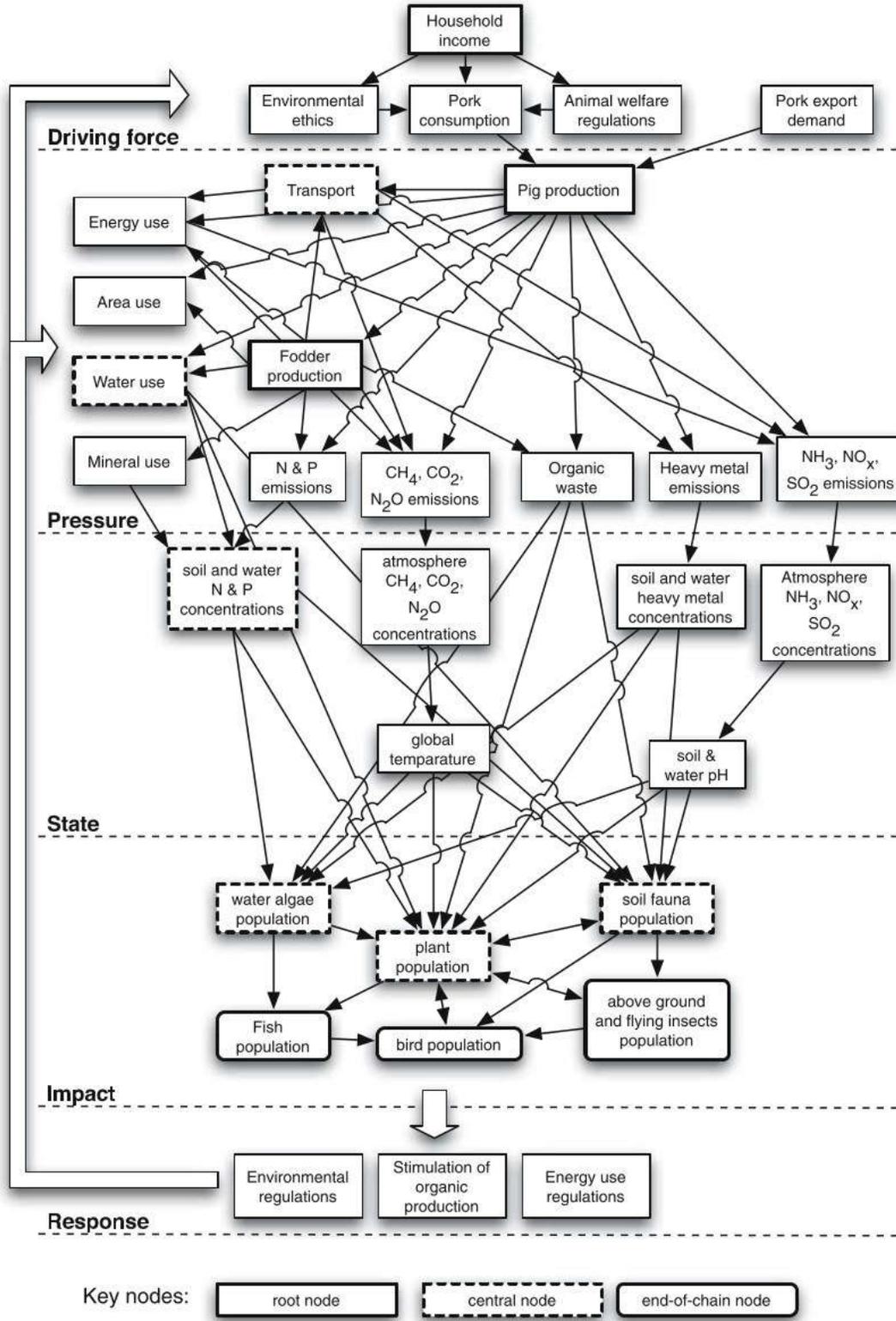


Figure 4. Exemple de diagramme de séquences des effets montrant les liens entre les activités de transport par eau et les facteurs de stress (modifié de James Mortimer, communication personnelle).

Remarque : Cette ébauche de diagramme est généralement conforme à MPO (2015), mais n'a pas encore été officiellement approuvée ou publiée.

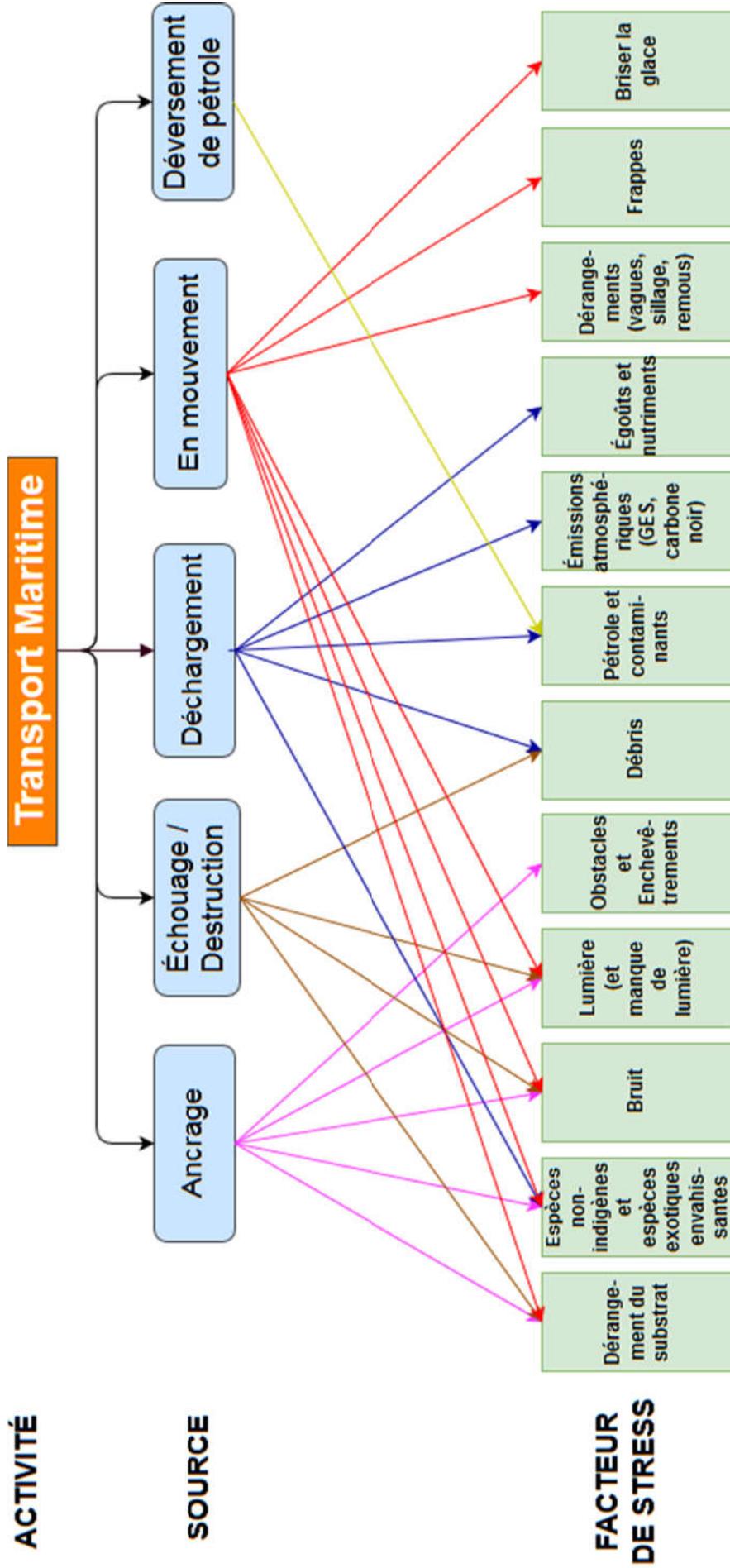
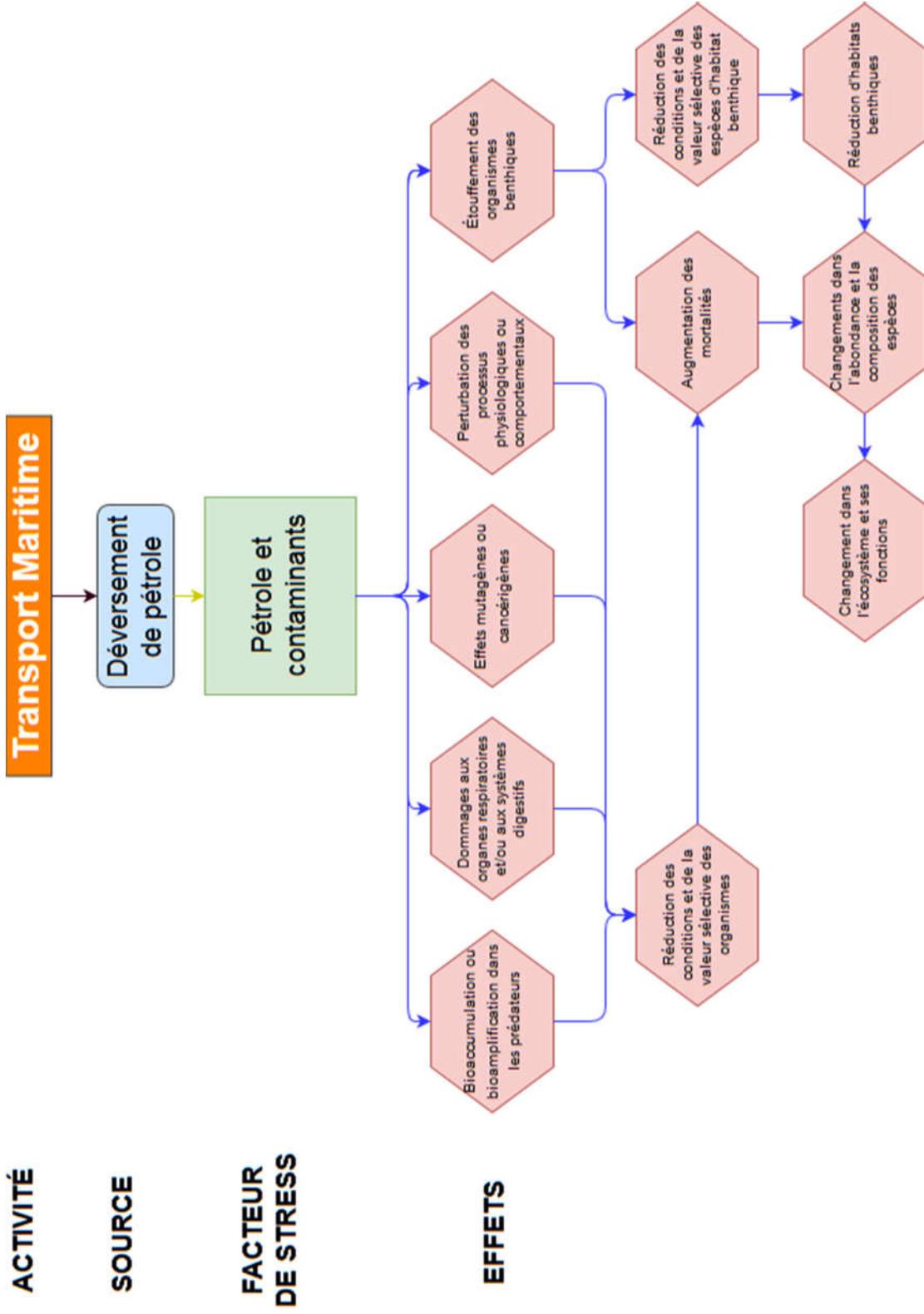


Figure 5. Exemple de diagramme de séquences des effets montrant les liens entre une seule des activités de la figure 4 – déversements d’hydrocarbures – et ses répercussions (modifié de James Mortimer, communication personnelle).



Remarque : Cette ébauche de diagramme est généralement conforme à MPO (2015), mais n'a pas encore été officiellement approuvée ou publiée.

Appendice A

3.2.2 Cadres d'évaluation des risques écologiques

Les **cadres d'évaluation des risques écologiques (CERE)** sont utilisés pour cerner les activités humaines qui comportent le plus de risques pour les composantes valorisées, et donnent souvent une cote aux risques autour de deux axes : (1) l'exposition d'une population à une activité humaine, et (2) la sensibilité ou les conséquences sur la population de cette activité, compte tenu d'un niveau d'exposition particulier (Samhuri et Levin, 2012; Piet et coll., 2017). Ce type de cadre est généralement utilisé dans des contextes où les données de haute qualité sont non disponibles.

Stelzenmüller et coll. (2018) proposent que ces approches fondées sur les risques diminuent la complexité globale de l'évaluation des effets cumulatifs et permettent un traitement transparent de l'incertitude. Le ministère des Pêches et Océans a appliqué les CERE qui se fondent sur un modèle de séquence des effets propre à une zone (figure 6) pour soutenir la gestion des écosystèmes dans la région du Pacifique (Clark-Murray et coll. 2014; O et coll., 2015), ainsi qu'à plusieurs autres endroits (p. ex. Thornborough, Dunham et O, 2015; Thornborough, Dunham et O, 2016). Transports Canada et la Garde côtière canadienne ont réalisé une étude d'évaluation des risques à la baie Placentia en 2009, bien que les méthodes utilisées n'aient pas été rapportées dans le document examiné (Transports Canada et la Garde côtière canadienne, 2009).

Figure 6. Exemple de matrice CERE hypothétique montrant le calcul du score de risque cumulé (d'après O et coll., 2015).

Key Activity/ Stressor	Recovery											Consequence	Risk
	Max age (ma)	Max size (ms)	Von Bert growth coeff (vb)	Natural mortality (m)	Fecundity (f)	Breeding strategy (bs)	Recruitment pattern (rec)	Age at maturity (am)	Population connectivity (conn)	COSEWIC status (stat)	average of (ma + ms + vb + m + f + bs + rec + am + tl + conn + stat)	(ac + cc) x Recovery	Exposure x Consequence
Activity 1/Stressor 1	-	-	-	3	2	3	3	3	2	-	2.67	13.33	2.82
Activity 1/Stressor 3	1	2	1	2	2	1	1	1	1	-	1.33	4.00	1.02
Activity 2/Stressor 1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3.00	9.00	13.50
Activity 2/Stressor 2	-	-	-	3	2	2	2	3	3	-	2.50	15.00	150.00
Activity 3/Stressor 1	-	-	-	2	1	1	1	2	3	3	1.86	5.57	36.55
Activity 3/Stressor 2	-	-	-	3	3	3	2	3	2	2	2.57	5.14	41.14
Activity 3/Stressor n	-	-	-	1	2	2	2	1	1	-	1.50	3.00	27.00

CRisk = Σ (Risk)

272.04

3.2.3 Modélisation des écosystèmes

Les modèles écosystémiques permettent la simulation assistée par ordinateur et la visualisation de relations complexes au sein des écosystèmes marins. Ces modèles ne représentent pas pleinement la suite dynamique des processus causaux par lesquels les activités humaines et les facteurs de stress produisent des effets; aucun modèle ne pourrait le faire. Cependant, les

Appendice A

modèles écosystémiques peuvent aider les utilisateurs à comprendre les mécanismes qui conduisent à des changements observables dans certaines espèces au sein des écosystèmes.

Ecopath with Ecosim et Atlantis sont deux cadres de modélisation de l'écosystème marin qui traitent des impacts cumulatifs. Les deux cadres tentent de modéliser les éléments clés du réseau trophique d'un écosystème, des producteurs primaires aux grands prédateurs. En contrepartie de cette large portée, le modèle élaboré comporte de grandes simplifications et suppositions (Plaganyi, 2007). Ces types de cadres sont souvent critiqués pour être des « boîtes noires » : des systèmes qui consomment des données et produisent des résultats, alors que leurs fonctionnements internes et leurs hypothèses de base demeurent largement opaques pour l'utilisateur moyen. Ecopath with Ecosim a une histoire plus longue et une application plus large, et il est présenté en détail dans les paragraphes qui suivent. Un aperçu d'Atlantis est ensuite donné.

Ecopath with Ecosim (Christensen et Walters, 2004) simule aussi les impacts passés et futurs de la pêche et des perturbations environnementales (en modélisant les facteurs de stress pour les réseaux trophiques), et permet aux utilisateurs d'explorer et d'optimiser les politiques de gestion. L'élaboration d'Ecopath with Ecosim est réalisée principalement par l'Institut des océans et des pêches de l'Université de la Colombie-Britannique, en collaboration avec des partenaires institutionnels internationaux, notamment la National Oceanographic and Atmospheric Organization des États-Unis. Le modèle est utilisé depuis 1984 et a des centaines d'applications dans le monde entier, y compris dans de nombreux contextes canadiens. La plupart de ces applications portent principalement sur le fonctionnement du réseau trophique dans les systèmes marins, bien que ce cadre ait été récemment appliqué dans d'autres domaines de recherche, notamment la pollution et l'aquaculture, ainsi que d'autres types d'écosystèmes, y compris les régions polaires et les systèmes terrestres (Colleter et coll., 2015).

Le modèle Ecopath with Ecosim se compose de trois modules :

- Ecopath : un modèle d'équilibre de masse de l'écosystème;
- Ecosim : un module pour simuler les changements (p. ex. à la suite de la mise en œuvre d'une nouvelle politique);
- Ecospace : un module spatial et temporel utilisé pour évaluer les effets de changements dans les conditions environnementales sur l'écosystème.

Dans un modèle Ecopath with Ecosim, les espèces sont classées en groupes fonctionnels. Un groupe fonctionnel peut être constitué d'une seule espèce, d'un stade de vie différent d'une

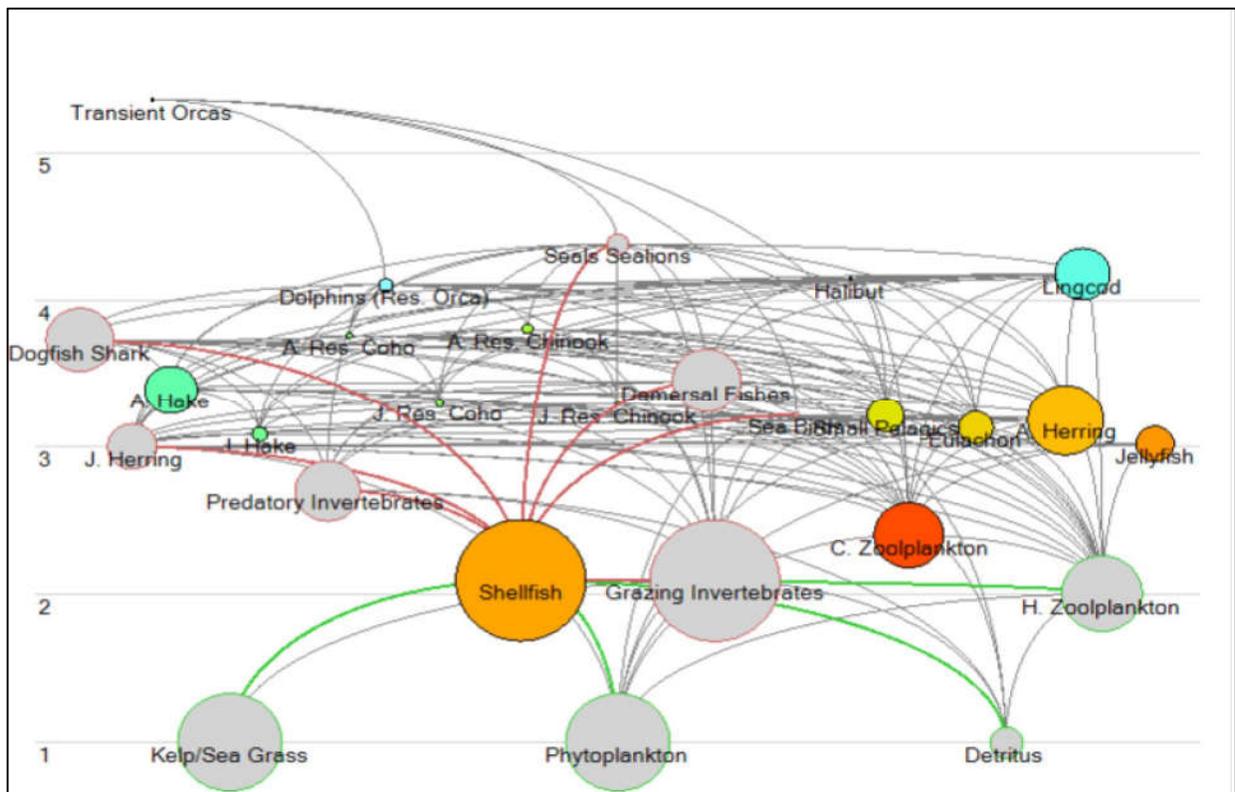
Appendice A

seule espèce (juvénile ou adulte) ou d'un groupe d'espèces qui dépendent des mêmes ressources de la même manière ou qui remplissent la même fonction écosystémique. Le modèle relie les groupes fonctionnels à travers une matrice de régime alimentaire. Ecosim nécessite des données sur la biomasse, la mortalité totale, la consommation et les prises commerciales de chaque groupe fonctionnel. Si tous ces paramètres sauf un sont disponibles, le modèle établit une série d'équations linéaires à résoudre pour les valeurs manquantes.

Le modèle Ecosim repose sur deux équations clés. La première calcule le taux de production de chaque groupe fonctionnel (c'est-à-dire la matière vivante totale ou la biomasse produite par le groupe sur une période précise, typiquement une année), tandis que la seconde assure un bilan massique dans chaque groupe fonctionnel.

La figure 7 présente une capture d'écran de Ecosim montrant les organigrammes des liens du réseau trophique. Les liens entre les mollusques et les crustacés (représentés par le cercle orange le plus grand) et les organismes des niveaux trophiques supérieurs et inférieurs sont indiqués par des lignes rouges et vertes, respectivement.

Figure 7 Diagramme d'enchaînement des réseaux trophiques créé avec le modèle Ecosim. Le modèle utilisé a été élaboré pour le détroit de Georgia en Colombie-Britannique par Li, Ainsworth et Pitcher (2010).



Appendice A

Plaganyi (2007) croit que l'interface graphique d'Ecopath with Ecosim est un outil utile qui permet aux gestionnaires et aux parties prenantes de participer à des scénarios de jeu afin d'explorer les réponses potentielles des écosystèmes (p. ex. nouveaux projets, nouvelles politiques, changements climatiques). L'auteure de cette revue a expérimenté avec Ecopath with Ecosim, et a trouvé que la création d'un modèle simple et l'exploration de modèles publiés existants étaient relativement simples. Cependant, l'élaboration de nouveaux modèles complexes et la création d'un système permettant aux utilisateurs de jouer avec différents scénarios d'aménagement et de politique nécessiteraient évidemment un investissement substantiel de temps et d'expertise technique.

Le modèle **Atlantis** (Fulton et coll., 2011) modélise le système biophysique, l'utilisation humaine du système, les facteurs socioéconomiques de l'utilisation humaine et trois composantes de gestion (suivi, évaluation et décisions en matière de gestion). Comparé à Ecopath with Ecosim, Atlantis nécessite beaucoup plus de données, de travail de configuration et de calibrage, et ne dispose pas d'une interface utilisateur simple.

3.2.4 Cartographie de l'impact cumulatif

D'abord appliquée par Halpern et coll. (2008) à l'échelle de la planète, la **cartographie de l'impact cumulatif** a ensuite été utilisée dans de nombreux contextes régionaux à travers le monde (p. ex. Halpern et coll., 2009; N. C. Ban, Alidina et Ardron, 2010; Halpern et Fujita, 2013; Marcotte, Hung et Caquard, 2015). Ce sont des modèles très dépendants des données / experts et pas toujours utiles pour les effets cumulatifs (risque élevé d'erreur de type II).

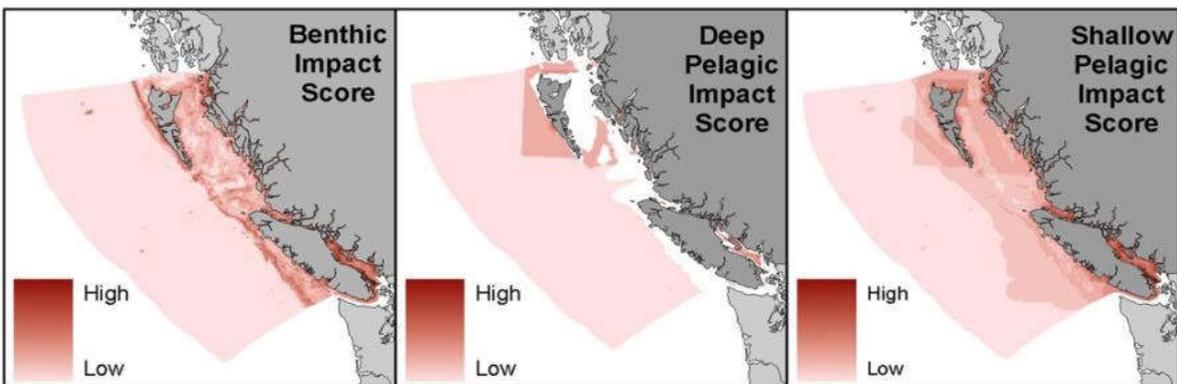
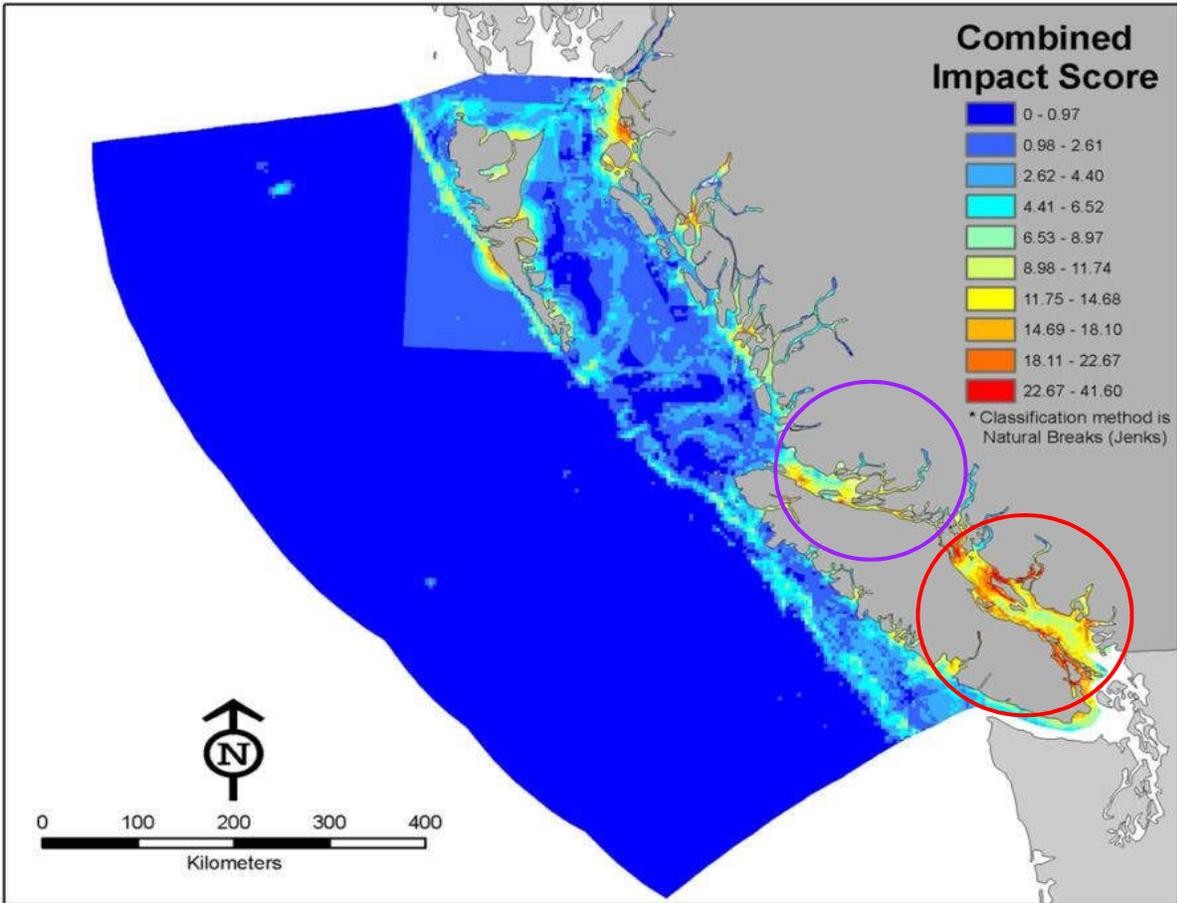
Les cartes des activités humaines et des facteurs de stress associés sont superposées à des cartes d'habitats, et un jugement d'expert est utilisé pour attribuer un score de vulnérabilité à différents types d'habitats. Un score d'impact est ensuite modélisé pour chaque combinaison de facteur de stress causé par l'activité et d'habitat (Halpern, McLeod, et coll., 2008; Halpern et coll., 2009). La carte qui résulte fournit une référence facile à comprendre utile pour évaluer où concentrer les efforts sur le plan de la conservation et de la gestion, où réduire les activités d'aménagement ou les déplacer vers des zones moins vulnérables et où l'aménagement peut se poursuivre sans conséquence grave pour le milieu marin. Ban et coll. (2010) élaborent cette méthode en incluant une zone d'influence probable des activités humaines afin de mieux estimer l'empreinte des facteurs de stress (figure 8). Cette technique est utile dans les scénarios où les gestionnaires souhaitent déterminer les domaines où existe le plus grand potentiel d'impact.

Appendice A

Pour créer la carte représentée à la figure 8, Ban et coll. (2010) ont combiné (1) des données spatiales sur l'emplacement et l'intensité des activités; (2) les types de facteurs de stress résultant de ces activités; (3) l'impact relatif de ces activités sur les habitats, et (4) la distance sur laquelle l'effet des activités est probablement distribué. Les résultats cartographiés indiquent que même si les habitats de toutes les écorégions étaient touchés par de multiples activités, le détroit de Georgia (encerclé en rouge aux fins du présent rapport) était l'écorégion qui subissait le plus grand stress, à l'intérieur de la zone d'étude, avec un score d'impact combiné plus de 2,5 fois supérieur à celui de la deuxième écorégion la plus stressée, le détroit de la Reine-Charlotte (entouré de violet).

Appendice A

Figure 8. Scores d'impact modélisés pour la zone maritime du Pacifique du Canada à l'aide de techniques de cartographie d'impacts cumulatifs (de N. C. Ban, Alidina et Ardron, 2010; des cercles violets et rouges ont été ajoutés et sont expliqués dans le texte qui précède).



3.3 Pratiques exemplaires et défis

3.3.1 Sélection des composantes valorisées

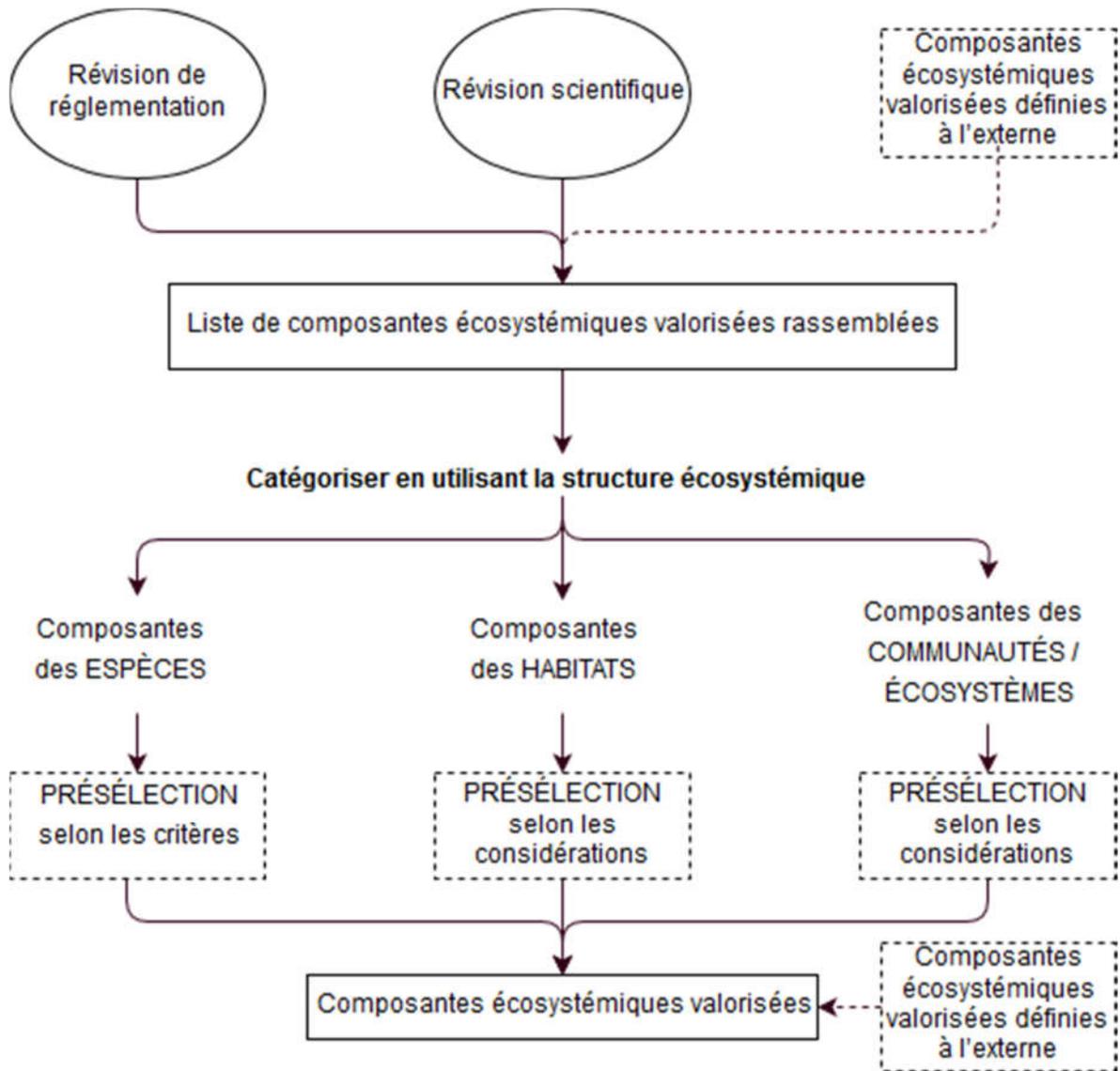
La sélection de composantes valorisées vise à mettre l'accent du processus d'évaluation et de gestion sur « ce qui compte », ce qui permet aux cadres de mettre davantage l'accent sur les éléments qui peuvent nécessiter une meilleure gestion ou revêtir une importance particulière pour les personnes ou pour l'écosystème. Les ouvrages publiés offrent une variété de justifications quant aux raisons pour lesquelles une composante particulière devrait être incluse comme composante valorisée, habituellement en fonction de sa valeur pour les personnes ou de son importance écologique. Hay et col (1996) ont élaboré les critères suivants :

- **Rareté** : caractéristiques ou espèces qui se trouvent dans une aire géographique restreinte ou sont peu répandues sur une zone plus vaste. Les espèces peuvent être rares dans un contexte local, régional ou national;
- **Fragilité** : caractéristiques susceptibles de changer en raison de l'impact humain et généralement sensibles aux petites perturbations humaines;
- **Importance écologique** : caractéristiques qui influent sur l'intégrité d'une variété d'autres ressources (p. ex. écosystèmes aquatiques ou habitats fauniques clés);
- **Valeur scientifique** : caractéristiques offrant des possibilités importantes d'étude scientifique ou de surveillance et, par conséquent, de haute valeur interprétative;
- **Valeur sociétale** : les caractéristiques qui sont très préoccupantes pour la qualité de vie ou le fonctionnement de la société (p. ex. qualité de l'air et de l'eau, bruit);
- **Valeur esthétique** : points de vue d'une grande complexité paysagère où l'intrusion des perturbations humaines, y compris le bruit et les odeurs, est limitée.

O et coll. (2015) établissent une procédure systématique de sélection des composantes valorisées utilisant des critères scientifiques, au cours de laquelle des composantes définies par des critères socioéconomiques sont ajoutées dans un processus externe (figure 9).

Appendice A

Figure 9. Aperçu du processus du MPO pour déterminer les composantes valorisées (O et coll. 2015).



La plupart des études sur les effets cumulatifs au niveau du projet intègrent la prise en compte des commentaires du public et des groupes autochtones, y compris les collectivités directement touchées, dans la sélection des composantes valorisées (Ball, Noble et Dubé, 2013).

La liste finale des composantes valorisées au niveau du projet comprend généralement des composantes exigées par la loi, la contribution des groupes autochtones et du public, et le jugement scientifique et professionnel. Comme le processus de détermination des composantes valorisées est long, la liste des composantes valorisées sélectionnées pour l'analyse des effets

Appendice A

directs d'un projet est souvent la même que celle qui sert à l'évaluation des effets cumulatifs. Olagunju et Gunn (2015) affirment que cette pratique est inadéquate, car « par définition, les effets cumulatifs nécessitent que les parties prenantes considèrent un plus large éventail de composantes environnementales que celles qui sont directement affectées par le projet » [traduction].

Par conséquent, la sélection des composantes valorisées au niveau régional devrait commencer par la création d'un nouvel inventaire des composantes potentielles candidates dans la région concernée, et non par la combinaison des listes des composantes valorisées utilisées pour l'autorisation des projets individuels. Kwon (2010) explique comment cela a été accompli pour le Cadre de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla (voir la section 4.7 pour avoir davantage d'information sur ce processus).

3.3.2 Sélection des indicateurs

Une fois que les liens potentiels entre les activités et les effets sur les composantes valorisées sont déterminés, ils peuvent être vérifiés et surveillés à l'aide **d'indicateurs**. Les indicateurs sont utilisés pour évaluer l'état ou la condition d'une composante valorisée. Comme défini par Dubé (2003), les **indicateurs basés sur les effets** mesurent une caractéristique d'une composante valorisée (p. ex. l'abondance des mammifères marins), tandis que les **indicateurs basés sur les facteurs de stress** mesurent le stress, la perturbation ou le risque qui affecte une composante valorisée (p. ex. l'habitat des mammifères marins). Dans ce cas, le facteur de stress *devient* l'indicateur².

Les indicateurs basés sur les effets sont importants, car ce sont des mesures directes de la composante valorisée qui englobent de façon intrinsèque les effets cumulatifs de nombreuses activités humaines. Cependant, ils peuvent s'avérer moins utiles à la prise de décision parce que les liens de cause à effet sont mal compris. La surveillance des indicateurs basés sur les effets a tendance à exiger beaucoup de données et à être très spécifique au contexte. De plus, le changement de l'indicateur reflète un impact qui s'est déjà produit, obligeant à la mise en œuvre de mesures de gestion réactives.

²D'autres publications, comme les directives sur les effets cumulatifs établies par le ministère des Forêts, des Terres et des Ressources naturelles et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (Colombie-Britannique, 2016), font une distinction similaire, mais utilisent les termes **indicateurs d'état** et **indicateurs de pression**.

Appendice A

Inversement, les indicateurs basés sur les facteurs de stress sont généralement bien compris, peuvent être mesurés plus simplement et associés aux mesures de gestion proactives. Cependant, ils ne saisissent pas les effets de toutes les activités humaines ou la façon non additive dont les effets des activités multiples peuvent s'accumuler.

Dans un examen de plusieurs projets régionaux axés sur les effets cumulatifs, Gunn (2009) signale que même si un groupe (la Stratégie régionale de développement durable de l'Alberta ou AB RSDS) a initialement tenté d'adopter des indicateurs axés sur les effets, il a finalement choisi de suivre une approche basée sur les facteurs de stress :

Un membre de l'équipe de la Stratégie explique que « dans les effets de modélisation, de nombreuses hypothèses sont nécessaires et les résultats de la modélisation ne reflètent souvent pas les réalités éventuelles ». L'équipe de la Stratégie s'est d'abord efforcée de sélectionner des indicateurs environnementaux qui pourraient agir comme un « canari dans une mine », et détecter les effets bien avant qu'un changement environnemental à grande échelle puisse se produire. Force a été de constater, cependant, que la variabilité naturelle compliquait ces efforts et qu'il était très difficile de distinguer les niveaux d'effets « sécuritaires » des niveaux d'effets nécessitant une intervention de gestion. [...] Une approche basée sur les effets est considérée comme relativement réactive, comparée à une approche basée sur les facteurs de stress. L'équipe de la Stratégie a constaté que la gestion des facteurs de stress environnementaux constituait un élément important de la stratégie visant à traiter de manière proactive les problèmes liés aux effets cumulatifs. [*traduction*] (J. Gunn 2009, 60)

Les indicateurs peuvent être sélectionnés en utilisant une variété d'approches, dont certaines sont des sous-produits des outils et modèles décrits dans les sections précédentes :

1. Listes ou matrices simples (Ward, 2000);
2. Cadres de causalité (présentés dans l'analyse du FPEIR amélioré; Niemeijer et de Groot 2008a);
3. Indicateurs basés sur les risques reconnus dans les évaluations des risques écologiques (Thornborough, Dunham, et O. 2016);
4. Modélisation des écosystèmes (Fulton et coll., 2011; Sutherland et coll., 2016);

Appendice A

5. Processus participatifs (Reed, Fraser et Dougill, 2006; Kwon, 2010; Faau, Morgan et Hikuroa, 2017; voir l'analyse du cadre de décision Mauri et du système de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla dans la section des études de cas).

De façon générale, les auteurs (p. ex. Ward, 2000; L.W. Canter et Tomey, 2008; Niemeijer et de Groot, 2008a; Noble et Harriman, 2008; L.W. Canter et Atkinson, 2011) s'entendent pour dire que les indicateurs choisis devraient :

1. être mesurables (quantitativement ou qualitativement) et valides sur le plan scientifique;
2. être pertinents pour la composante valorisée et adaptés à son échelle;
3. être facilement interprétables par les décideurs et les autres parties prenantes, y compris les communautés autochtones et le grand public;
4. posséder un caractère diagnostique et être utiles dans la prise de décision, notamment en contribuant à l'évaluation des progrès par rapport aux objectifs stratégiques;
5. être associés à des seuils quantitatifs ou qualitatifs;
6. Idéalement, avoir été utilisés dans d'autres études d'impact environnemental ou dans des programmes de gestion adaptative;
7. être rentables.

3.3.3 Établissement d'échelles temporelles et spatiales

La détermination d'échelles temporelles et spatiales appropriées est une problématique récurrente dans l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs. Le choix de l'échelle a des implications profondes sur les résultats de toute étude (João, 2007). Des échelles plus étroites simplifient l'évaluation, mais au risque de négliger les effets à plus grande échelle ou à plus long terme; d'un autre côté, des échelles élargies sont plus appropriées pour comprendre le contexte plus large des effets cumulatifs, mais peuvent également conduire à des problèmes de disponibilité des données, en plus de diluer l'importance des effets locaux dans une zone d'étude trop large (Z. Ma, Becker et Kilgore, 2012).

Les processus naturels et anthropiques ont façonné le paysage actuel au fil du temps. De même, les activités actuelles et futures raisonnablement prévisibles peuvent affecter directement ou indirectement les conditions futures pendant des décennies (Lerner, s.d.). Pour les évaluations au niveau des projets – où se font la majorité des études des effets cumulatifs dans la pratique courante – les limites temporelles correspondent généralement à la durée de vie du projet, commençant à la construction et se terminant par les phases de déclassement et de fermeture. Les conditions de base sur lesquelles les impacts potentiels du projet sont évalués

Appendice A

sont donc quelque peu contemporaines : un instantané d'un écosystème dans le présent avec une prise en compte limitée de son histoire. Cela a entraîné le phénomène connu sous le nom de « syndrome de la dérive des points de référence », dans lequel les normes écologiques humaines diminuent progressivement et la dégradation de l'environnement est de plus en plus acceptée par les décideurs en raison d'un manque de perspective historique : l'impact des activités d'hier devient le point de référence actuel (Pauly, 1995; Knowlton et Jackson, 2008; Turner et coll., 2008; Papworth et coll., 2009; Lotze et Worm, 2009; D. M. Franks, Brereton et Moran, 2010). Turner et coll. (2008) affirment en outre que cette pratique, qui ne tient pas compte des pertes historiques en utilisant le présent comme référence, constitue une injustice profonde, une autre forme de perte invisible pour les peuples autochtones.

Il est donc essentiel de prendre en compte les renseignements historiques sur l'état original des écosystèmes (avant de subir les impacts) et de fixer les limites temporelles en conséquence. McCold et Saulsbury (1996) proposent de choisir un moment dans le passé où la composante valorisée était la plus abondante ou la moins touchée par les activités humaines. Les effets du projet proposé sur l'environnement existant devraient alors être comparés à cette condition historique (D.M. Franks, Brereton et Moran, 2010; Masden et coll., 2010). Pauly (1995) préconise l'intégration d'anecdotes et d'autres formes d'éléments de preuve en dehors du domaine de la collecte de données scientifiques conventionnelles dans ces bases historiques; Lotze et Worm (2009) suggèrent d'utiliser des approches de plusieurs disciplines pour reconstruire le passé, y compris les archives paléontologiques, archéologiques, historiques et scientifiques et les histoires orales (voir Salomon, Tanape et Huntington, 2007; Renberg et coll., 2009, pour les exemples techniques appliqués de l'Alaska et de la Suède, respectivement).

Dans l'évaluation des effets cumulatifs au niveau du projet, l'échelle spatiale de l'analyse correspond généralement de façon approximative à l'étendue des facteurs de stress du projet proposé. Dans de nombreuses études régionales, comme le soulignent Foley et coll. (2017) « l'empreinte de la région qui relève d'un organisme est souvent l'échelle par défaut pour l'analyse, car c'est l'échelle à laquelle les décisions sont prises et pour laquelle les données sur les conditions des écosystèmes et les projets qui se chevauchent sont disponibles » [*traduction*]. Ces approches simplifient l'analyse, mais négligent le fait que les effets cumulatifs – par leur nature même – s'étendent souvent à de vastes domaines sans tenir compte de l'empreinte du projet ou des limites administratives. Les limites temporelles et spatiales devraient être fondées sur des critères intellectuellement solides. La Société Financière Internationale suggère d'adopter une approche itérative pour la sélection des échelles, dans laquelle les premières

Appendice A

limites sont souvent établies par supposition éclairée, mais progressivement améliorées quand de nouveaux renseignements indiquent qu'une limite différente est requise pour l'analyse. Les limites sont étendues au point où la [composante valorisée] n'est plus touchée de manière significative ou les effets ne sont plus d'intérêt scientifique ou d'intérêt pour les communautés affectées (Société financière internationale, 2013, 34).

Il faudrait envisager une échelle qui représente à la fois les processus et les acteurs qui influencent les activités humaines ou qui sont touchés par ces activités (MacDonald, 2000; Masden et coll., 2010; Gillingham et coll., 2016). Spatialement, cela peut correspondre à une zone ou frontière naturelle déterminée par l'environnement, comme un bassin versant, une région géologique ou un écosystème (Riki Therivel et Ross, 2007; Eccleston, 2001), mais doit également être suffisamment flexible pour refléter l'étendue ou la distribution des composantes valorisées. (Spaling et Smit, 1993; Eccleston, 2001; Noble et Harriman, 2008).

Aucune échelle unique ne sera universellement appropriée pour toutes les composantes valorisées, ou même pour différents types d'impacts sur la même composante valorisée. João (2002) et Karstens et coll. (2007) s'opposent à la recherche d'une « juste » échelle définitive et croient que les praticiens devraient plutôt considérer la gamme d'échelles qui pourraient convenir. Quelle que soit l'échelle choisie, les raisons de ce choix doivent être justifiées, publiques et transparentes (João, 2002). Karstens et coll. (2007) proposent les étapes suivantes pour comprendre les compromis entre les choix d'échelle :

Déterminer le rôle de l'étude dans le processus stratégique.

1. Proposer différentes options pour les choix d'échelle.
2. Évaluer les impacts de ces options à partir de différentes perspectives.
3. Éclaircir les valeurs qui sont importantes pour prendre des décisions.
4. Communiquer les impacts et les compromis aux gestionnaires de l'étude et aux autres parties prenantes, et y réfléchir à la lumière du rôle de l'étude.

3.3.4 Traitement de l'incertitude

Les découvertes scientifiques sont presque toujours limitées par l'incertitude. Même l'étude la mieux conçue et exécutée laissera des lacunes dans les connaissances quelque part. Les experts font des hypothèses ou comptent sur le jugement professionnel pour combler ces lacunes. Cependant, il est important de reconnaître explicitement les incertitudes et les mesures méthodologiques prises pour les contourner. Dans la pratique, le traitement de l'incertitude est

Appendice A

souvent inadéquat, du moins pour ce qui est des effets cumulatifs au niveau du projet (Tennøy, Kværner et Gjerstad, 2006; Masden et coll., 2014; Leung et coll., 2015; Lees et coll., 2016). Dans leur analyse de 22 évaluations de projet norvégiennes, Tennøy, Kværner et Gjerstad (2006) ont constaté que les décideurs et les autres parties prenantes n'étaient pas constamment informés des incertitudes considérables dans les analyses. Geneletti et coll. (2003) et Leung et coll. (2015) ont constaté la même chose respectivement aux États-Unis et au Canada. Les approches qui se fondent sur le risque (comme le cadre d'évaluation examiné à la section 3.2.2) peuvent aider à rendre certaines sortes d'incertitudes transparentes (Stelzenmüller et coll., 2018).

Les approches stratégiques représentent une étape vers la réduction de l'incertitude, car elles fournissent des connaissances sur les effets cumulatifs au début du processus de planification. Cependant, les connaissances ne sont pas une panacée pour l'incertitude, car de nouveaux renseignements peuvent en fait accroître l'incertitude, peut-être en révélant d'autres problèmes qui avaient auparavant été négligés ou sous-examinés (Larsen, Kørnø et Driscoll, 2013). L'incertitude peut apparaître sous de nombreuses autres formes dans l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs : compréhension des détails des activités actuelles et proposées, connaissance des conditions historiques et actuelles des composantes valorisées, détermination des voies d'effet, importance des effets anticipés et techniques de modélisation et de surveillance (Sadler, 1996; Leung et coll., 2015; Leung et coll., 2016). En effet, la mise sur pied d'un cadre dans un nouveau contexte réglementaire est susceptible d'introduire une foule d'incertitudes (Noble et coll., 2013). N'importe laquelle de ces incertitudes peut entraver les efforts de gestion et réduire la confiance des parties prenantes internes et externes.

L'application du principe de précaution et la gestion adaptative sont également des recommandations courantes pour traiter l'incertitude. Le **principe de précaution** est la maxime selon laquelle, en l'absence de toute certitude scientifique quant à la possibilité de dommages graves ou irréversibles découlant d'une activité proposée, les décisions stratégiques en matière d'environnement et de bien-être humain devraient être prises de manière prudente.

La **gestion adaptative** est une approche itérative pour améliorer la gestion face à l'incertitude en tirant les leçons des résultats de la gestion et en réintroduisant cet apprentissage dans le processus de gestion. Une gestion adaptative efficace doit donc (1) recueillir les retours d'informations des mesures de gestion, (2) traduire ces retours en une nouvelle compréhension, et (3) intégrer cette nouvelle compréhension dans les mesures de gestion ultérieures. Une

Appendice A

limitation évidente de la gestion adaptative est que si la rétroaction en question est un changement dans une composante valorisée, par exemple, ce changement doit avoir lieu avant que l'action de gestion puisse être affinée. Si l'adaptation se produit lentement, les conséquences peuvent être graves (MacDonald, 2000).

Le compromis entre tenter de traiter l'incertitude en reconnaissant son existence et en appliquant le principe de précaution, ou en recourant à la gestion adaptative, devrait être évalué au cas par cas. Gustavson (2003) a proposé un cadre explicite pour guider les stratégies de gestion environnementale qui se fonde sur le principe de précaution et comprend l'évitement de l'activité proposée à une extrémité du spectre et la gestion adaptative à l'autre.

3.3.5 Participation du public et des Autochtones

La participation aux processus d'évaluation et de gestion de l'impact a fait l'objet de nombreux travaux au cours des deux dernières décennies. Dans le présent rapport, la **participation** est définie de manière générale comme les mesures prises par les décideurs gouvernementaux pour s'engager auprès des parties intéressées et touchées (individus, groupes et communautés) dans l'évaluation et la gestion des impacts. La participation des peuples autochtones revêt une importance particulière, en particulier ceux qui choisissent de maintenir une relation traditionnelle avec leurs terres, et pour qui les décisions en matière d'évaluation et de gestion auront de sérieuses conséquences. De plus, au Canada, les peuples autochtones ont des droits reconnus par la Constitution de même que des titres et des droits issus de traités qui ont un lien direct avec les décisions environnementales.

L'évaluation stratégique nécessite un plus grand degré de participation et de collaboration, et des engagements à plus long terme que ce qui se passe généralement au niveau du projet (Noble, 2017). Selon Dietz et Stern (2008), l'objectif de cette participation devrait être d'améliorer la *qualité*, la *légitimité* et la *capacité*, lorsque :

- La *qualité* renvoie à la détermination des valeurs, des intérêts et des préoccupations de tous ceux qui sont intéressés ou susceptibles d'être affectés par l'évaluation ou la décision, ainsi que par l'éventail des mesures qui pourraient être prises; l'examen des effets qui pourraient en découler et des incertitudes à leur sujet; l'application des meilleures connaissances et méthodes disponibles pour les tâches ci-dessus; et l'incorporation des nouvelles informations, méthodes et préoccupations qui surgissent avec le temps;

Appendice A

- La *légitimité* désigne un processus qui est considéré comme équitable et compétent par les parties intéressées et qui respecte les lois et règlements en vigueur;
- La *capacité* désigne les avantages pour tous les participants (pas seulement les parties intéressées, mais aussi les fonctionnaires et les experts gouvernementaux) d'acquérir des connaissances et des compétences, en étant mieux informés sur les complexités et la variété des points de vue sur le processus et en acquérant de l'expérience dans le processus de participation lui-même.

La réalisation de ces trois objectifs présente des avantages pour tous, en particulier pour les décideurs. La participation peut prendre plusieurs formes, les participants ayant une implication plus ou moins grande dans la prise de décision. Cependant, comme le soulignent O'Faircheallaigh (2010) et Booth et Skelton (2011), à moins que la participation n'influe réellement sur la prise de décision, les parties intéressées et concernées (autochtones et publiques) hésiteront à participer.

O'Faircheallaigh (2010) définit trois grands types de participation : (1) obtenir une contribution aux décisions prises séparément par les décideurs, (2) fournir un certain niveau de partage de la prise de décision, et (3) modifier les structures et les rapports de pouvoir dans la prise de décision. Les deux premiers types supposent que la répartition du pouvoir et les processus décisionnels existants sont statiques et équitables, tandis que le troisième donne aux groupes marginalisés un certain degré d'influence sur la prise de décision qu'ils ne possèdent pas déjà. Partager ou redéfinir le pouvoir de décision peut donc être essentiel pour assurer une participation significative.

Enfin, Dietz et Stern (2008) proposent les cinq principales recommandations suivantes pour la participation :

1. La participation devrait être une condition d'une mesure efficace, et non simplement une exigence procédurale formelle.
2. Les gouvernements qui s'engagent dans la participation doivent le faire avec clarté, un engagement à utiliser le processus pour éclairer les mesures, un financement et un personnel adéquats, un échéancier approprié pour les décisions, un accent mis sur la mise en œuvre et un engagement à l'autoévaluation et à l'apprentissage par l'expérience.

Appendice A

3. Les processus de participation doivent être inclusifs et transparents, avec une formulation collaborative des problèmes et une conception des processus et une communication de bonne foi entre les parties.
4. Dans les processus ayant un contenu scientifique substantiel (comme l'analyse d'impact), il est essentiel d'assurer la transparence des renseignements et des analyses pertinentes, d'explicitier les hypothèses ou les incertitudes, de prêter attention aux faits et aux valeurs et de mener une enquête collaborative avec les parties intéressées et touchées.
5. Les praticiens de la participation, en collaboration avec l'organisme responsable et les participants, devraient d'abord examiner le contexte pour cerner les difficultés probables, puis sélectionner collectivement des techniques pour résoudre ces difficultés, surveiller le rendement du processus et réviser de façon itérative le processus pour surmonter les difficultés.

4. Études de cas

Ce chapitre passe en revue sept études de cas sur des systèmes de gestion des effets cumulatifs mis en œuvre : quatre provenant de l'étranger et trois provenant d'initiatives régionales de partout au Canada. Le tableau 5 compare les enjeux et les pratiques analysés plus haut pour les sept études de cas.

Ces études de cas reposent, pour la plupart, sur la production de rapport par les organismes qui ont élaboré les cadres, et ont donc au moins trois limites notables. Premièrement, les renseignements sur ce qui a conduit à l'élaboration des cadres sur lesquels portent les études de cas (leur histoire et leur organisation institutionnelle) n'étaient pas l'objet principal des documents, et n'étaient donc pas toujours disponibles. Lorsque l'information était disponible, elle est résumée ici. Deuxièmement, alors que le travail principal était effectué par des experts techniques, les rapports résultants étaient souvent établis pour des publics moins spécialisés, ce qui signifiait que certains détails méthodologiques étaient parfois omis ou schématisés. Troisièmement, la nature de ces types de rapports est, dans une certaine mesure, de présenter chaque résultat comme étant un succès : il y a peu d'analyse des techniques qui ont été essayées et ont échoué, par exemple, ou de réflexions critiques sur les résultats du cadre en termes d'objectifs atteints.

4.1 Plan de gestion intégrée de la mer de Barents (Norvège)

4.1.1 Contexte et organisation

L'élaboration des plans de gestion intégrée (PGI) de la Norvège a été motivée par l'émergence de l'activité pétrolière, la reconnaissance des lacunes dans les connaissances sur plusieurs aspects du milieu marin et la nécessité d'une meilleure coordination de la surveillance et de la gestion de l'environnement (Knol, 2010). Ce rapport examine le plus ancien PGI, mis en œuvre dans la région de la mer de Barents et des îles Lofoten il y a environ dix ans et mis à jour en 2011. D'autres ont été créés depuis, mais le plan de gestion de la mer de Barents a la plus longue histoire (Norvège, 2006, 2011).

Le PGI de la mer de Barents a été élaboré sur une période d'environ quatre ans (2002 à 2006). Le processus vers le plan comprenait trois phases. Au cours de la première phase, qui comprenait les deux premières années du projet, le Comité directeur (un comité interministériel dirigé par le ministère de l'Environnement) a fixé les objectifs généraux du plan et les limites de la zone de gestion. Le Comité directeur a également chargé des instituts de recherche et des agences gouvernementales de rédiger des rapports de situation, de faire le bilan des connaissances existantes sur l'environnement, les ressources, les zones de valeur, les aspects socioéconomiques et les activités économiques.

Appendice A

Tableau 5. Comparaison entre les études de cas examinées

Nom	Approche	De projet ou stratégique	Outils utilisés	Échelle temporelle	Échelle spatiale	Sélection des composantes valorisées	Indicateurs
Plan de gestion intégrée de la mer de Barents (Norvège)	Basé sur le lieu/basé sur l'activité	Stratégique	Évaluation des risques et jugement professionnel	Principalement prospectif (jusqu'en 2020); données historiques sur les composantes valorisées utilisées pour créer un point de référence préaménagement	1 400 000 km ² , basé sur des considérations d'ordre écologique et administratif	Méthode de sélection non présélectionnée, mais semble avoir été faite par un groupe d'experts	Basé sur les effets
Évaluation environnementale stratégique de la Grande barrière de corail (Australie)	Basée sur le lieu	Stratégique	Modèle FPEIR, Listes structurées, diagramme conceptuel, et modèles	Se concentre sur le présent jusqu'en 2050, mais considère les « impacts hérités » plus anciens	346 000 km ² , basée sur les limites écologiques	Sélectionnées en fonction de l'importance scientifique et de la valeur pour les propriétaires traditionnels	Basé sur les effets
Plan de gestion intégrée des zones côtières de Xiamen (Chine)	Basée sur le lieu	Stratégique	Modèle FPEIR	Inconnu	Inconnu	Jugement professionnel, avec quelques exceptions	Basés sur les effets et les facteurs de stress
Cadre de décision Mauri dans l'évaluation post-Rena (Nouvelle-Zélande)	Basée sur le lieu	Stratégique	Aide à la décision	100 dernières années au présent	Non mesurée en termes de superficie, mais plutôt en termes de collectivité touchée	Participative	Basé sur les effets
Évaluation des effets cumulatifs régionaux de Manitoba Hydro (Canada)	Basée sur l'activité (?)	Projet	Séquences d'effets	De 1951 à 2013	210 000 km ² , suit des limites « écologiquement importantes »	Expertise professionnelle et revue de la documentation	Basée sur les effets

Appendice A

Évaluation environnementale stratégique de l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (Canada)	Basée sur l'activité	Projet	Jugement professionnel (?)	10 ans + à partir de maintenant	Zone de 37 280 km ² , mais prend en considération l'étendue des composantes valorisées	(connaissances traditionnelles)	Inconnu
Programme de gestion des effets cumulatifs de la Première Nation de Metlakatla (Canada)	Basée sur le lieu	Stratégique	Processus participatifs	Inconnu	Territoire traditionnel de la Première Nation Metlakatla	Participative	Basée sur les effets

Appendice A

Les connaissances compilées dans les rapports d'étape de la phase 1 ont servi de base aux EES liées à plusieurs secteurs industriels au cours de la phase 2. Le comité directeur a demandé à des établissements de recherche et à des organismes gouvernementaux d'évaluer l'incidence de différentes industries (p. ex. pêche, transport maritime). Ces EES ont fait l'objet d'audiences publiques et de consultations; les rapports d'EES ont été mis en ligne pour recueillir les commentaires du public, de l'industrie, des ONG, des autorités locales et régionales et de la communauté universitaire.

Les phases 1 et 2 ont servi de base aux évaluations agrégées de la phase 3. Le comité directeur a mis en place un groupe d'experts composé d'établissements de recherche et de directions gouvernementales étroitement liés au système public. Ce groupe d'experts a formulé des objectifs de gestion plus précis après en avoir débattu pour concilier les divers intérêts. Les objectifs ont ensuite été intégrés dans le plan de gestion et affinés au cours de la phase de mise en œuvre. Le groupe d'experts a également déterminé les indicateurs qui devraient être inclus dans le plan de gestion et ceux qui pourraient être exclus. Le groupe d'experts a rendu compte de tous les impacts humains dans la zone de gestion en se fondant sur les EES établies à la phase 2. Le comité directeur a créé un nouveau groupe de travail pour déterminer les zones vulnérables ainsi que les conflits d'intérêts entre les secteurs.

Après avoir complété les évaluations, le comité directeur a élaboré le PGI en utilisant les rapports d'évaluation rédigés en phase 2 et 3 pour rédiger des mesures politiques.

Le système du PGI est dirigé par le comité directeur, qui coordonne le contrôle gouvernemental du travail et le suivi administratif des rapports générés par le système, tandis que les ministères concernés et leurs sous-agences sont responsables des mesures de gestion appropriées. Le comité directeur a créé trois groupes consultatifs aux fins du PGI :

1. Un *Groupe consultatif de surveillance* qui aide à la coordination du système de surveillance. Le groupe est composé de représentants d'organismes publics ayant la responsabilité et l'expérience des secteurs concernés, ainsi que d'autres organismes participant à la recherche et au suivi dans la région. Ce groupe est chargé de coordonner la mise en œuvre des programmes de surveillance au sein du cadre et de produire des rapports annuels sur les résultats du suivi.
2. Un *Forum sur la gestion des risques environnementaux* a été créé pour fournir de meilleurs renseignements sur les tendances des risques dans la région, en particulier les tendances liées à la pollution aiguë par les hydrocarbures. Le forum compte un large

Appendice A

éventail de membres dont des représentants d'organismes publics pertinents et les experts provenant d'autres sources au besoin, et des groupes d'intérêt qui participent au processus, le cas échéant. Ce forum échange des renseignements, notamment sur les facteurs de risque, fait le suivi des tendances des risques et coordonne les activités de surveillance applicables à la gestion des risques, notamment en matière de transport maritime. Le forum compile un rapport de ses activités à intervalles réguliers (pas chaque année), et ce rapport est soumis au forum de gestion.

3. Le *Forum de gestion* est responsable de la coordination et de la mise en œuvre globale des aspects scientifiques de la gestion de la région. En collaboration avec les responsables du Groupe consultatif et du Forum sur la gestion des risques environnementaux, le Forum de gestion veille à ce que les rapports d'état sur les résultats obtenus par la recherche, le suivi, les enquêtes et autres activités scientifiques pertinentes pour les objectifs du plan de gestion soient compilés. Les rapports sont présentés au Comité directeur.

Le PGI dispose également d'un *Groupe de travail* représentant les différents intérêts impliqués, y compris les entreprises et l'industrie, les organisations environnementales et les groupes d'intérêts sams. Le groupe de travail a la possibilité, par le biais de réunions avec les organes chargés de la mise en œuvre du PGI et d'autres moyens appropriés, d'exprimer son point de vue sur la mise en œuvre du plan. Le PGI est mis à jour régulièrement afin d'y inclure toutes les nouvelles mesures nécessaires pour atteindre les objectifs du plan, d'après les rapports de situation soumis.

4.1.2 Particularités du système

Dans la mesure du possible, le PGI s'appuie sur les programmes de surveillance existants et prévus et se conforme aux obligations internationales de la Norvège (Norvège, 2006). Ceci a été fait délibérément pour s'assurer que les données de séries chronologiques existantes continueraient à être collectées et que les futurs besoins de recherche et de suivi étaient pris en compte dans l'élaboration continue du PGI.

Le PGI est un cadre stratégique, axé sur le lieu, mais il se concentre principalement sur trois secteurs : le transport maritime, la pêche et le pétrole. Les outils utilisés comprennent des évaluations des risques pour les problèmes liés à la pollution par les hydrocarbures et aux déversements, ainsi que le jugement d'experts pour d'autres questions.

Appendice A

Le PGI est un plan principalement prospectif, explorant les futurs de la planification jusqu'en 2020. Cependant, les tendances des valeurs des indicateurs sont comparées aux **valeurs de référence** (c.-à-d. la qualité écologique attendue dans un écosystème semblable, mais plus ou moins non perturbé ou dans un état préalable à l'aménagement, avec ajustement pour les variations naturelles et les tendances d'aménagement) bien que les activités passées ne soient pas prises en considération de manière explicite. Les limites spatiales de l'étude étaient fondées sur des « considérations écologiques et administratives ».

Les indicateurs de qualité écologique sont largement choisis en fonction de leur pertinence pour la gestion des écosystèmes, de leur pertinence par rapport aux obligations internationales de la Norvège et de la possibilité de les mesurer, en plus de leur rôle dans l'écosystème. Les indicateurs sont utilisés pour évaluer dans quelle mesure les objectifs de gestion ont été atteints et si les tendances observées dans l'écosystème sont favorables. Comme mentionné, ces indicateurs sont comparés aux valeurs de référence, et des valeurs de référence de précaution sont utilisées pour les stocks exploitables. Les valeurs de référence pour les différents indicateurs sont autant que possible déterminées sur la base d'avis scientifiques, et sont affinées à mesure que de nouvelles connaissances sont acquises au fil du temps.

La méthode de sélection des composantes valorisées n'était pas claire d'après les rapports examinés, mais elle semble avoir été réalisée par un groupe d'experts. Une liste d'indicateurs potentiels (en grande partie basés sur les effets) a été rédigée par des experts scientifiques en fonction de leur pertinence pour la gestion des écosystèmes et du caractère applicable de la mesure, et raffinée par le comité directeur pour sélectionner des indicateurs déjà disponibles et systématiquement surveillés.

Le système de surveillance mis en œuvre à travers le PGI de la mer de Barents prend en compte la qualité écologique globale de l'écosystème, en tenant compte des conditions physiques, biologiques et chimiques, y compris les effets des pressions anthropiques. La surveillance d'un grand nombre de facteurs essentiels à l'état et au fonctionnement des composantes valorisées de l'écosystème – température, salinité, transport de l'eau, étendue de la couche de glace de la mer, distribution des éléments nutritifs, présence et production de phytoplancton et de zooplancton – est réalisée afin de faire la distinction entre les effets de l'activité humaine et les fluctuations naturelles dans un écosystème. En plus de conserver de longues séries chronologiques, le système de surveillance des écosystèmes marins doit

Appendice A

également être suffisamment dynamique et flexible pour pouvoir être modifié et mis à jour par le groupe consultatif de surveillance à la lumière des nouvelles connaissances.

Le PGI établit des **seuils d'intervention**, qui sont les points auxquels un changement d'indicateur par rapport à la valeur de référence est si important que de nouvelles mesures doivent être envisagées. Les seuils d'intervention ne sont pas utilisés comme des mesures de rendement, mais comme des déclencheurs avertissant les autorités que des mesures doivent être prises. Les seuils d'intervention ne sont donnés que pour les indicateurs qui reflètent les pressions anthropiques. Dans les zones où il est possible de définir des seuils d'intervention, les indicateurs doivent pouvoir montrer l'impact de toute mesure d'atténuation.

Knol (2010) note que le PGI met l'accent sur le rôle des établissements scientifiques pour réduire les incertitudes et « combler les lacunes », concluant que, dans une certaine mesure, le cadre du PGI « a été une tentative de traduire un jeu politique en la collecte d'information et de connaissances. Avec cela, la production de la connaissance devient plus politisée » [traduction]. Dale (2016), qui a assisté à une conférence publique sur le thème du PGI en 2010, suggère que les connaissances locales ont effectivement été exclues en tant que base pour la révision du Plan. Un homme d'affaires local lui a expliqué pourquoi lui et d'autres participants à la conférence n'ont pas parlé du manque de connaissances locales dans le Plan : « Il n'y avait plus rien à dire. Les ministres ont fermé les portes sur toutes les choses que je pensais importantes. » [traduction]

4.1.3 Sources documentaires principales

Dale, Brigit. 2016. « Governing Resources, Governing Mentalities. Petroleum and the Norwegian Integrated Ecosystem-Based Management Plan for the Barents and Lofoten Seas in 2011 », *Extractive Industries and Society*, 3 (1). Elsevier : 9–16.

Fidler, Courtney, et Bram Noble. 2012. « Advancing Strategic Environmental Assessment in the Offshore Oil and Gas Sector: Lessons from Norway, Canada, and the United Kingdom », *Environmental Impact Assessment Review*, 34 (avril). Elsevier : 12–21.

Fixdal, Jon. 2000. « Norwegian Experiences of Strategic Environmental Assessment in Regional Development Programmes », *Regional Development Programmes and Integration of Environmental Issues – the Role of Strategic Environmental Assessment*, sous la dir. de Tuija Hilding-Rydevik, 47–52. Oslo : Nordregio.

Appendice A

Knol, Maaïke. 2010. « Scientific Advice in Integrated Ocean Management: The Process towards the Barents Sea Plan », *Marine Policy*, 34 (2). Elsevier : 252–60.

Moe, Arild. 2010. « Russian and Norwegian Petroleum Strategies in the Barents Sea », *Arctic Review on Law and Politics*, 1 (2): 225–48.

http://www.fni.no/doc&pdf/AMArctic_Review2010.pdf.

Norvège. Royal Norwegian Ministry of the Environment. 2006. Integrated Management of the Marine Environment of the Barents Sea and the Sea Areas off the Lofoten Islands. Rapport n° 8 au Storting.

Norvège. Royal Norwegian Ministry of the Environment. 2011. First Update of the Integrated Management Plan for the Marine Environment of the Barents Sea-Lofoten Area. Meld. St. 10 (2010–2011). Rapport au Storting.

4.2 Évaluation environnementale stratégique de la Grande barrière de corail (Australie)

4.2.1 Contexte et organisation

L'EES de la Grande barrière de corail a été mise en œuvre à travers le Forum Ministériel de la Grande barrière de corail, qui est soutenu par trois groupes :

- Un *comité consultatif multisectoriel sur les récifs*, qui facilite la participation de l'industrie et de la communauté en général à la mise en œuvre et à l'examen du plan. Le comité comprend des membres du Reef 2050 Long-Term Sustainability Plan Partnership Group, des propriétaires traditionnels et des représentants de la collectivité.
- Un *groupe d'experts indépendants*, qui fournit des conseils d'expert sur la mise en œuvre et l'examen du plan, y compris les objectifs et les cibles, les lacunes dans les connaissances et les priorités scientifiques pour l'exécution du plan. Le groupe comprend des membres ayant une expertise scientifique (biophysique, patrimoniale, sociale et économique).
- Un *comité opérationnel intergouvernemental* composé de hauts fonctionnaires des gouvernements australien et du Queensland, qui supervisent la mise en œuvre du plan, facilite la coordination des activités liées à la Barrière et présente un rapport annuel au Forum ministériel de la Grande barrière de corail.

4.2.2 Particularités du système

L'évaluation environnementale stratégique de la Grande barrière de corail est une étude basée sur le lieu. Le cadre repose sur toute une série de modèles et d'outils, y compris le cadre d'analyse FPEIR, les listes structurées, les diagrammes conceptuels, les modèles quantitatifs et qualitatifs et les réseaux bayésiens, selon la composante valorisée.

Le cadre se concentre sur la période entre le présent et 2050, mais considère les « impacts hérités » des activités humaines comme la récolte commerciale sur la Grande barrière de corail. Les limites spatiales ont été établies en fonction des limites écologiques des composantes valorisées (appelées « caractéristiques écologiques clés »).

Les composantes valorisées utilisées dans le cadre ont été sélectionnées en fonction de leur importance scientifique et de leur valeur pour les propriétaires traditionnels (individus reconnus dans la communauté autochtone comme ayant des affiliations spirituelles ou culturelles avec un site). Une série d'indicateurs basés sur les effets a été sélectionnée à l'aide d'une procédure élaborée spécifiquement pour le cadre, dans laquelle la modélisation qualitative est utilisée pour définir les indicateurs écologiques potentiels pour les composantes valorisées, puis affinée en utilisant des critères de sélection.

L'évaluation environnementale stratégique faisait partie d'un plus vaste programme de surveillance et de rapports intégrés, qui mesure et rend compte des progrès réalisés en vue d'atteindre les objectifs et les cibles, et guide la gestion adaptative. Le programme comprend :

- La *surveillance de la conformité* axée sur les répercussions des mesures d'aménagement particulières (p. ex. la construction d'une marina) et menée conformément aux conditions stipulées dans un permis, une licence ou une approbation;
- Un *suivi à court et à moyen terme, propre à un enjeu*, examinant l'état, l'ampleur de l'impact et les taux de rétablissement des espèces, des habitats ou des avantages pour la communauté;
- Une *surveillance à long terme* pour évaluer l'état et la tendance des valeurs et des impacts à grande échelle de la Barrière, comme le ruissellement terrestre, sur de nombreuses années.

La plupart des activités de suivi du programme étaient basées sur des programmes de surveillance préexistants, mais l'intégration entre les programmes a été faite à travers :

- La normalisation des protocoles pour la collecte, la compilation, la modélisation, l'analyse et la production de rapports;

Appendice A

- Des liens explicites avec les mesures de gestion, les cibles, les objectifs et les résultats;
- L'unification du suivi grâce à un cadre d'analyse FPEIR pour guider l'évaluation des effets cumulatifs;
- L'incorporation de nouvelles informations et connaissances dans le suivi

Un rapport annuel sur les progrès de la mise en œuvre du Plan est fourni au Forum ministériel de la Grande barrière de corail et rendu public.

4.2.3 Sources documentaires principales

Anthony, Kenneth R.N., Jeffrey M. Dambacher, Terry Walshe et Roger Beeden. 2013. *A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience-Based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area*. Townsville, Queensland : Université de Melbourne et Greater Barrier Reef Marine Park Authority.

Commonwealth d'Australie. 2015. Reef 2050 Long-Term Sustainability Plan.

Gouvernement de l'Australie. 2014. *Great Barrier Reef Region Strategic Assessment: Strategic Assessment Report*. Townsville, Queensland : Great Barrier Reef Marine Park Authority.

Hayes, Keith R., Jeffrey M. Dambacher, Vincent Lyne, Ruth Sharples, Wayne A, Rochester, Leo X. C. Dutra et Rick Smith. 2012. *Ecological Indicators for Australia's Exclusive Economic Zone: Rationale and Approach with Application to the South West Marine Region*. Hobart, Australia. Établi pour le gouvernement de l'Australie, Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, CSIRO Wealth from Oceans Flagship.

Ward, Trevor J. 2000. « Indicators for Assessing the Sustainability of Australia's Marine Ecosystems », *Marine and Freshwater Research*, 51 : 435-46.

4.3 Plan de gestion intégrée des zones côtières de Xiamen (Chine)

(L'examen de cette étude de cas est moins détaillé que celui des autres études dans cette revue. Comme la publication principale sur le programme n'a pas été établie en anglais, le résumé présenté ici se fonde uniquement sur des sources secondaires.)

4.3.1 Contexte et organisation

À la fin des années 1980, les questions environnementales liées à la mise en valeur et à l'utilisation des ressources marines se sont manifestées en Chine. Un instrument politique connu sous le nom de **zonage fonctionnel de l'espace maritime** a été proposé pour la première fois en Chine en 1988. Le zonage fonctionnel de l'espace maritime divise la mer (y compris les îles, les rives et les terres adjacentes) en différents types de zones, selon les caractéristiques naturelles (ressources naturelles, caractéristiques géographiques et écologiques) et sociales (p. ex. besoins liés au développement socioéconomique).

À partir des années 1990, sous la supervision générale du Conseil d'État, les onze provinces côtières, les régions autonomes et les municipalités de la Chine ont formulé un plan national de zonage fonctionnel. Plus des deux tiers de ces plans de zonage ont été approuvés et mis en œuvre.

En 1995, le gouvernement municipal de Xiamen a mis en place un mécanisme de coordination intersectoriel et multisectoriel pour la gestion intégrée des zones côtières : le **Comité de gestion et de coordination du milieu marin de Xiamen** (Xue, Hong et Charles, 2004; D. Ma et coll., 2017). (Précisons que la structure organisationnelle de ce comité place des fonctionnaires du gouvernement municipal dans des postes d'autorité, et les maires adjoints municipaux agissent à titre de directeurs de comité et de directeurs adjoints.)

Xiamen a également mis en place un **groupe d'experts de l'espace maritime** chargé de conseiller le Comité de gestion et de coordination sur les questions relatives aux projets d'aménagement. Ce groupe comprend des spécialistes des sciences de la mer, des experts juridiques et des économistes qui apportent une expertise socioéconomique, écologique et technique.

4.3.2 Particularités du système

Le cadre de Xiamen est stratégique et basé sur le lieu. Les détails sur les limites temporelles et spatiales sélectionnées pour le cadre de Xiamen n'étaient pas fournis dans les sources examinées.

Le cadre de Xiamen définit les composantes valorisées de cinq grandes catégories écologiques : la circulation de l'eau et l'envasement, la qualité de l'eau, la qualité des sédiments, la communauté benthique et les mangroves. Une combinaison d'indicateurs applicables basés sur les effets et les facteurs de stress a été initialement sélectionnée en utilisant le jugement

Appendice A

professionnel, et plusieurs indicateurs présentant un intérêt particulier pour les parties prenantes et le gouvernement (concernant des espèces spécifiques) ont été ajoutés.

En 1996, le groupe d'experts de l'espace maritime a élaboré le Plan de zonage fonctionnel de l'espace maritime de Xiamen pour atténuer les impacts cumulatifs, plan qui a été accepté par le Comité de gestion et de coordination du milieu marin. Ce plan de zonage est l'élément clé du système de gestion des effets cumulatifs.

Le plan de zonage de Xiamen définit les priorités d'utilisation en termes de fonctions dominantes, compatibles ou restreintes. Les **fonctions dominantes** sont des utilisations considérées comme hautement prioritaires, tandis que les **fonctions compatibles** sont considérées comme n'ayant pas d'effets négatifs majeurs sur les fonctions dominantes. Les **fonctions restreintes** sont des utilisations qui devraient être réduites ou éliminées en raison de leurs effets préjudiciables sur les fonctions dominantes et compatibles.

Xue et coll. (2004) fournissent l'exemple de la zone des mers occidentales, où l'aménagement portuaire a été reconnu comme fonction dominante. Dans cette zone, les activités de remise en état des terres sont des fonctions restreintes (c'est-à-dire interdites), en fonction du potentiel de répercussions sur la circulation et l'envasement qui pourraient nuire à la navigation maritime.

4.3.3 Sources documentaires principales

Ma, Deqiang, Liyu Zhang, Qinhua Fang, Yuwu Jiang et Michael Elliott. 2017. « The Cumulative Effects Assessment of a Coastal Ecological Restoration Project in China: An Integrated Perspective », *Marine Pollution Bulletin*, 118 (1–2). 254-60.

Xue, Xiongzhi, Huasheng Hong et Anthony T Charles. 2004. « Cumulative Environmental Impacts and Integrated Coastal Management: The Case of Xiamen, China », *Journal of Environmental Management*, 71 (3): 271-83.

4.3.4 Cadre de décision Mauri dans l'évaluation post-Rena (Nouvelle-Zélande)

4.3.5 Contexte et organisation

Le Cadre de décision Mauri (*Mauri Model Decision-making Framework* ou MMDMF) est une approche d'évaluation élaborée pour le contexte néo-zélandais en 2003. Le MMDMF mesure les impacts sur le **mauri** : un concept central dans la vision du monde maori « analogue à la force de vie dans les êtres vivants et la capacité à soutenir la vie dans l'air, l'eau et le sol » [*traduction*]

Appendice A

(Morgan, Sardelic et Waretini, 2012). Le mauri est l'un des principes clés que les peuples autochtones de la Nouvelle-Zélande appliquent pour comprendre les effets réels, éventuels ou cumulatifs des activités sur l'environnement (Bennett, 2015). Le MDMF a été utilisé dans plusieurs études de cas dans les domaines de l'environnement et du génie, notamment aux fins de l'intervention du gouvernement de la Nouvelle-Zélande après l'échouement du navire *Rena*.

En 2011, le *Rena* s'est échoué sur Otāiti, également connu sous le nom de récif d'Astrolabe, libérant des centaines de tonnes de fioul lourd dans la baie de Plenty, en Nouvelle-Zélande. Le ministre de l'Environnement du pays a qualifié l'échouement du *Rena* de pire catastrophe environnementale maritime de Nouvelle-Zélande. Plus tard cette année, en réponse à l'événement *Rena* et aux impacts associés, le gouvernement néo-zélandais a publié un plan de rétablissement dans le but de restaurer « le mauri de l'environnement touché à son état pré-*Rena* » (Nouvelle-Zélande, 2011, 3), définissant le mauri comme :

force de vie, intégrité, forme, fonctionnement et résilience de l'environnement côtier, y compris ses écosystèmes, tous les *kaimoana* [poissons et coquillages], les zones marines et intertidales, les rochers, estuaires, rivières et ruisseaux, les îles, les dunes et les terres, et les zones de pêche coutumières (Nouvelle-Zélande, 2011, 3).

Selon ce plan, le ministère de l'Environnement a créé un groupe de gouvernance chargé de superviser la restauration de l'environnement à long terme. Ce groupe comprenait des représentants des *iwi* (le mot maori pour les *personnes* ou la *nation*) et des gouvernements locaux et centraux. Le MDMF a été utilisé pour évaluer les effets cumulatifs sur l'environnement touché par l'échouement du *Rena*. Le plan est donc remarquable en raison de cette inclusion explicite d'un concept autochtone pour représenter l'état cible de l'environnement dans l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs.

Les particularités du MDMF ont été formulées pour la Nouvelle-Zélande, et cette étude de cas a été incluse comme exemple de la façon dont les valeurs autochtones peuvent être utilisées pour éclairer la prise de décision dans la gestion des effets cumulatifs. Cependant, il convient de noter que le MDMF a été adapté pour une utilisation dans au moins deux contextes en dehors de la Nouvelle-Zélande : en Chine (Morgan, Sardelic et Waretini, 2012) et en Papouasie–Nouvelle-Guinée (Wambrauw et Morgan, 2016).

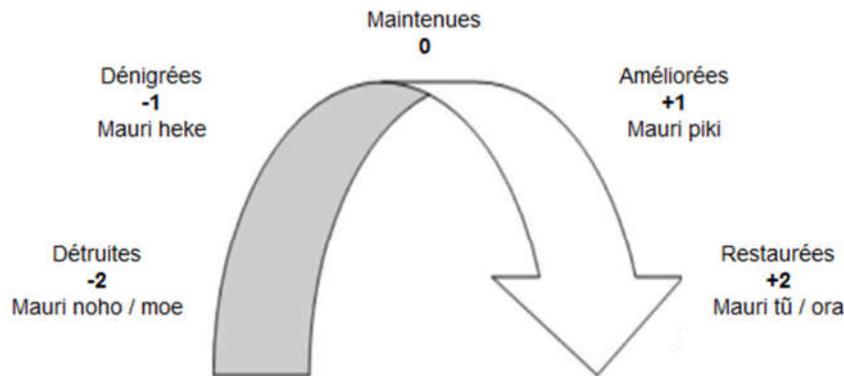
4.3.6 Particularités du système

Le MDMF est une étude stratégique, axée sur le lieu. Il utilise des méthodes de prise de décision se fondant sur plusieurs critères dans un processus participatif centré sur la collectivité.

Une période étendue avant la catastrophe a été sélectionnée (d'il y a 100 ans jusqu'à présent) pour permettre de mieux comprendre les facteurs qui ont contribué aux conditions pré-*Rena*, et comment le mauri a été érodé pendant cette période. Les auteurs décrivent les changements apportés au mauri de l'écosystème pendant toute cette période pour montrer les tendances avant la catastrophe et pendant la restauration après la catastrophe. Les auteurs expliquent que le processus d'évaluation de l'impact au cours de cette période est utile « pour quantifier les effets cumulatifs des impacts qui semblent distincts et non liés rencontrés dans un environnement » [*traduction*] (Faau, Morgan et Hikuroa, 2017). Les limites spatiales de l'étude ne sont pas délimitées par des kilomètres carrés, mais par les communautés affectées.

Les composantes valorisées n'ont pas été déterminées individuellement dans cette étude, mais sont implicitement comprises dans quatre dimensions mauri : environnementale, culturelle, sociale et économique. Les indicateurs servant à évaluer les répercussions sur chaque dimension du mauri ont été sélectionnés en utilisant un processus itératif de travail avec les groupes communautaires pour compiler un ensemble d'indicateurs pertinents pour chaque dimension du mauri, puis affinés et appliqués par les chercheurs dans le modèle, les ensembles d'indicateurs et l'analyse globale étant présentés aux collectivités pour commentaires. Les indicateurs ont été évalués pour chaque dimension à l'aide d'une simple grille de notation, comme le montre la figure 10. La moyenne des scores de chaque dimension a ensuite été calculée, ce qui donne un score d'impact unique pour chaque dimension de mauri.

Figure 10. « Maurimètre » pour l'évaluation des indicateurs (de Faui, Morgan et Hikuroa, 2017).



4.3.7 Sources documentaires principales

Bennett, Piataruhi C. 2015. *An Assessment of Mauri: The Grounding of MV Rena on Otaiti and the Oil Spill and Debris Pollution Impacts upon Mauri (Ko Te Mauri Be Mea Buna Ki Te Moana)*. Wellington, Nouvelle-Zélande. Document établi pour et au nom du Te Arawa ki Tai, Ngati Makino Heritage Trust & nga Iwi whanui o Te Arawa waka. Mauri Tau Solutions Report 04-415.

Faui, Tumanako Ngawhika, Te Kipa Kepa, Brian Morgan et Daniel Carl Henare Hikuroa. 2017. « Ensuring Objectivity by Applying the Mauri Model to Assess the Post-Disaster Affected Environments of the 2011 MV Rena Disaster in the Bay of Plenty, New Zealand », *Ecological Indicators*, 79 (mars). 228-46.

Morgan, Te Kipa Kepa Brian, Daniel N. Sardelic et Amaria F. Waretini. 2012. « The Three Gorges Project: How Sustainable? », *Journal of Hydrology*, 460–461 (avril). 1-12.

Morgan, Te Kipa Kepa Brian, Te Arawa, Ngati Pikiao, Ngati Kahungunu, et Kai Tahu. 2004. « A Tangata Whenua Perspective on Sustainability Using the Mauri Model Towards Decision Making Balance with Regard to Our Social, Economic, Environmental, and Cultural Well-Being », *Papers Presented at the International Conference on Sustainability Engineering and Science*, 7-9 juillet 2004, 14. Auckland, Nouvelle-Zélande.

Nouvelle-Zélande. Ministry for the Environment. 2011. *Rena Long-Term Environmental Recovery Plan*. Wellington, Nouvelle-Zélande.

Wambrauw, Elisabeth Veronika, et Te Kipa Kapa Brian Morgan. 2016. « Transferring The Mauri Model Of Decision Making Framework From New Zealand To Merauke Regency In Southern Papua », *KnE Social Sciences*, 1 (1) : 146-53.

4.4 Évaluation des effets cumulatifs régionaux de Manitoba Hydro (Canada)

4.4.1 Contexte et organisation

En 2011, Manitoba Hydro a déposé une déclaration d'impact environnemental auprès de la Commission de protection de l'environnement du Manitoba pour la construction et l'exploitation du projet de transmission de courant continu à haute tension Bipole III. L'étude a conclu que le projet n'aurait pas d'effets cumulatifs négatifs importants et que tout effet cumulatif résiduel suite à l'atténuation de l'impact serait négligeable.

La Commission n'a pas accepté les conclusions de l'étude de Manitoba Hydro, indiquant dans son rapport : « Il est tout simplement inconcevable – compte tenu du fait que Manitoba Hydro réalise des projets dans le nord du Manitoba depuis plus de 50 ans et qu'au moins 35 projets de Manitoba Hydro y ont été construits au cours de cette période – qu'aussi peu d'effets cumulatifs soient déterminés dans cet EIE » [*traduction*] (Noble, 2017).

La Commission a recommandé que Manitoba Hydro, en collaboration avec la province du Manitoba, effectue une évaluation régionale de l'histoire des aménagements hydroélectriques dans la région afin de mieux planifier les projets futurs.

4.4.2 Particularités du système

L'évaluation des effets cumulatifs régionaux de Manitoba Hydro est ostensiblement basée sur l'activité, mais il est intéressant de noter que les auteurs ne séparent pas les impacts d'autres activités humaines de ceux causés par les aménagements hydroélectriques; l'étude qui en résulte est donc sans doute basée sur le lieu. L'étude est surtout une évaluation au niveau du projet en raison de sa nature rétrospective (comme il en est question plus loin dans cette section), bien qu'elle semble avoir pour objectif de fournir des données que la Commission peut utiliser dans un programme de surveillance et de gestion stratégique continues.

Appendice A

Les auteurs ont principalement utilisé des diagrammes de séquences des effets pour établir des liens entre les activités et les effets sur les composantes valorisées. Manitoba Hydro signale qu'un logiciel de modélisation (l'ensemble des indicateurs de modifications hydrologiques de Nature Conservancy) a été mis à l'essai pour voir si un scénario d'aménagement pourrait être créé pour être comparé aux données de référence actuelles. Cependant, le modèle a été jugé inapproprié pour des raisons techniques, notamment des lacunes dans son traitement des effets de la glace et du vent.

Comme mentionné, l'étude est de nature rétrospective; les aménagements à venir ne sont pas inclus dans l'analyse, qui se concentre sur l'impact des projets hydroélectriques jusqu'à nos jours. Les auteurs présentent des analyses qualitatives des documents historiques pour certaines composantes valorisées (p. ex. les bélugas dans la rivière Nelson, les dossiers de la Compagnie de la Baie d'Hudson datant de 1725). Cependant, en l'absence de données quantitatives pour ces périodes, ils concluent que la comparaison n'est pas possible. Bien qu'ils précisent que le manque de « données scientifiques de référence » pour de nombreuses composantes valorisées a limité leur analyse, les auteurs n'expliquent pas comment les renseignements qualitatifs sur les conditions préalables à l'aménagement ont été pris en compte dans leurs conclusions, et se concentrent généralement sur la période allant d'immédiatement avant la construction du premier projet hydroélectrique jusqu'à présent. Les limites spatiales ont été définies par ce que les auteurs considéraient comme important sur le plan écologique pour les composantes valorisées individuelles (p. ex. aires de répartition des populations fauniques). Les composantes valorisées ont été sélectionnées en se fondant sur l'expertise professionnelle et l'examen documentaire des rapports sur les connaissances traditionnelles rendus publics. Les indicateurs sélectionnés étaient basés sur les effets.

L'évaluation des effets cumulatifs régionaux de Manitoba Hydro nous permet de constater qu'un programme régional lancé en réponse à des préoccupations communautaires et publiques généralisées devrait prendre soin de faire participer ces intervenants de façon précoce et transparente tout au long du processus. L'évaluation des effets cumulatifs régionaux a été initialement conçue comme un projet en deux phases, mais elle entre actuellement dans sa troisième phase. Les raisons n'en sont pas clairement expliquées, mais peuvent être déduites de la séquence des événements. L'étude a été lancée comme réponse du gouvernement à l'indignation de la collectivité :

Appendice A

[...] certaines collectivités ont exprimé des préoccupations au sujet des effets qu'elles ont subis et continuent de subir en raison des projets [de Manitoba Hydro] existants. La Commission a noté que « [...] il est devenu évident que les aménagements hydroélectriques passés dans le nord du Manitoba ont eu un impact profond sur les collectivités avoisinantes, ainsi que sur l'environnement en amont et en aval ». [traduction] (Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba et Manitoba Hydro, 2014, 1)

Les préoccupations de la collectivité ont été le catalyseur de l'évaluation des effets cumulatifs régionaux, mais la participation des collectivités a été très faible pendant les deux premières phases. Le rapport final a explicitement documenté les effets cumulatifs sur la terre, l'eau et les personnes « d'un point de vue technique » (Manitoba, 2017). L'intégration des connaissances traditionnelles dans l'évaluation des effets cumulatifs régionaux se limitait aux études qui sont déjà du domaine public (gouvernement du Manitoba et Manitoba Hydro, 2015, 1.3-10). La nation crie de Nisichawayasihk (2016, 7) – une des huit Premières Nations de la région d'intérêt de l'AECR – a écrit au sujet du manque d'inclusion des connaissances traditionnelles dans l'étude et déclaré que leur participation était simplement rejetée par le Manitoba et Manitoba Hydro. Les résumés des impacts sur les collectivités individuelles qui devaient être inclus dans le rapport de la phase II n'ont finalement pas été inclus, car les collectivités n'avaient pas encore eu l'occasion de les examiner et de les commenter (gouvernement du Manitoba et Manitoba Hydro, 2015, 3.5-9). Dans un amendement au mandat initial, le ministre provincial du Développement durable a noté :

Le public a manifesté un intérêt considérable pour l'évaluation des effets cumulatifs au niveau régional et peu d'occasions pour les résidents et les collectivités affectés de la zone d'étude de participer à l'une ou l'autre des phases de l'évaluation. Par conséquent, un programme de sensibilisation du public devrait être mis en œuvre pour compléter les conclusions du rapport de la deuxième phase. [traduction] (Manitoba, 2017, 1).

4.4.3 Sources documentaires principales

Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba et Manitoba Hydro. 2014. *Terms of Reference: Joint Approach to Undertaking a Regional Cumulative Effects Assessment for Hydro Developments as per Recommendation 13.2 of the Clean Environment Commission (CEC) Bipole II Report*. Winnipeg (Manitoba). Manitoba Hydro.

Appendice A

Gouvernement du Manitoba et Manitoba Hydro. 2015. *Regional Cumulative Effects Assessment for Hydroelectric Developments on the Churchill, Burntwood, and Nelson River Systems: Phase II Report*. Winnipeg (Manitoba).

Manitoba. Ministère du Développement durable. 2017. *Mandat – Évaluation des effets cumulatifs régionaux de la Commission de protection de l'environnement dans les réseaux fluviaux des rivières Nelson, Burtwood et Churchill (le projet)*. Winnipeg (Manitoba).

4.5 EES de l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (Canada)

4.5.1 Contexte et organisation

Les activités d'exploration et de mise en valeur du pétrole et du gaz naturel extracôtiers dans la région de l'Atlantique sont régies par deux organismes fédéraux-provinciaux : l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (OCNEHE) et l'Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. Ces organismes sont responsables de la gestion des risques environnementaux importants associés aux activités pétrolières et gazières extracôtières.

Depuis 2003, ils ont réalisé de nombreuses évaluations environnementales stratégiques, qui fournissent de l'information sur le contexte environnemental régional et les considérations environnementales connexes. Cette information est ensuite utilisée pour éclairer la prise de décisions réglementaires concernant les futures activités pétrolières et gazières extracôtières dans la zone en question. En particulier, les renseignements et les résultats de ces études aident à éclairer les processus de planification et de prise de décision des conseils associés à la délivrance potentielle de permis dans les zones qu'ils gèrent (Amec Foster Wheeler, 2016).

Le système de l'OCNEHE a été examiné aux fins du présent rapport, en particulier l'évaluation environnementale stratégique dans les zones du bassin Sydney et du graben Orpheus.

4.5.2 Particularités du système

L'OCNEHE effectue des évaluations environnementales stratégiques axées sur les activités qui, malgré leur nom, semblent pour la plupart emprunter des méthodes de l'EIE (c.-à-d. des évaluations au niveau des projets) étendues sur une plus grande zone. Bien que l'on ne sache pas clairement quels sont les outils et modèles qui ont été utilisés pour cartographier les voies d'effet, le rapport examiné indique que cela a été fait « sur la base des connaissances et de la documentation existantes », ce qui porte à croire que le jugement professionnel était utilisé.

Appendice A

Aucune donnée montrant qu'un examen des conditions des composantes valorisées avant aménagement dans le rapport a été fait n'a été relevée. Les limites temporelles s'étendent sur 10 ans dans le futur. Le processus établi consiste pour l'OCNEHE à examiner les conclusions de l'évaluation environnementale stratégique après cinq ans et à juger si une mise à jour est justifiée à ce moment-là. Les limites spatiales comprennent le bassin de Sydney et le graben Orpheus, mais aussi l'ensemble des zones environnantes dans lesquelles se trouvent les composantes valorisées qui pourraient potentiellement être touchées par les activités (y compris les événements accidentels).

Les composantes valorisées ont été choisies en fonction du jugement scientifique et des spécifications de l'OCNEHE. Les commentaires transmis via le site Web de l'OCNEHE dans la consultation publique ont également été pris en compte dans le processus de sélection des composantes valorisées. Les méthodes utilisées pour sélectionner les indicateurs n'étaient pas précisées dans le rapport examiné et le concept semblait être confondu avec celui des composantes valorisées.

4.5.3 Sources documentaires principales

Amec Foster Wheeler. 2016. *Strategic Environmental Assessment: Sydney Basin and Orpheus Graben, Offshore Cape Breton, Nova Scotia*. Dartmouth (Nouvelle-Écosse). Document présenté à l'Office Canada–Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers par Amec Foster Wheeler.

4.6 Programme de gestion des effets cumulatifs de la Première Nation de Metlakatla (Colombie-Britannique, Canada)

4.6.1 Contexte et organisation

En réponse à l'explosion des projets d'aménagement – en particulier pour les projets de gaz naturel liquéfié – la Première Nation de Metlakatla a lancé en 2014 un projet de gestion des effets cumulatifs pour son territoire traditionnel (Première Nation de Metlakatla, 2015; Kwon, 2010) afin d'éclairer la prise de décision au niveau du projet et à l'échelle du territoire.

Le système de gouvernance de la Première Nation de Metlakatla comprend la Metlakatla Stewardship Society et son sous-organisme, le Metlakatla Stewardship Office; ces deux

Appendice A

instances sont les principales autorités responsables de la prise de décision sur les ressources naturelles dans le territoire traditionnel Metlakatla.

L'étude de cas Metlakatla a été choisie principalement en raison de sa documentation exhaustive sur la sélection des composantes valorisées, comme il en est question dans la section suivante.

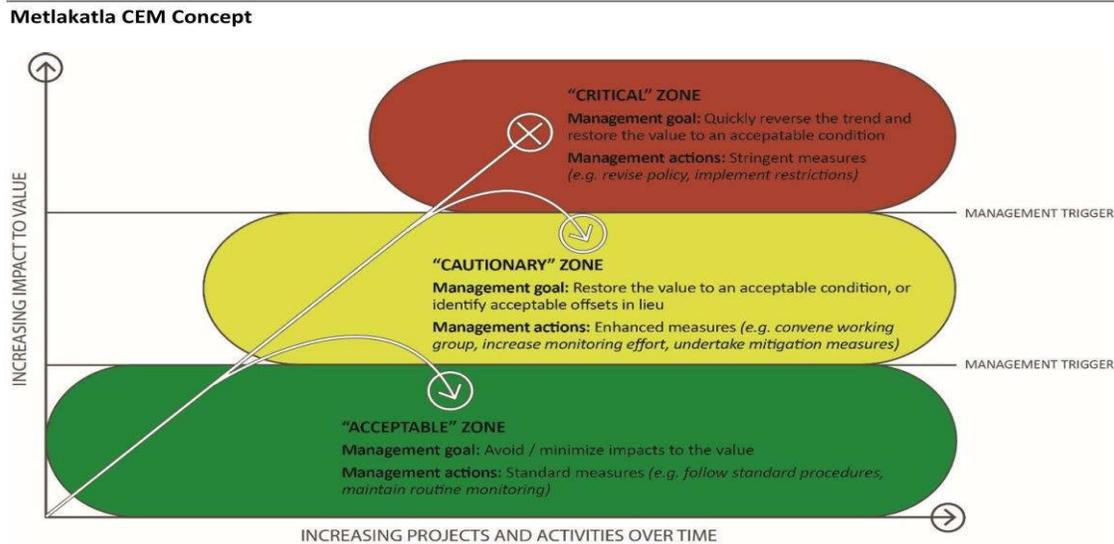
4.6.2 Particularités du système

L'approche Metlakatla à la gestion des effets cumulatifs comprend dix étapes (Première Nation de Metlakatla, 2015) :

1. Clarifier le contexte de décision (comment seront utilisés les résultats);
2. Créer la liste préliminaire des composantes valorisées;
3. Examiner les scénarios d'activité actuels et futurs;
4. Clarifier les liens entre les activités et les effets sur les composantes valorisées en utilisant des diagrammes d'enchaînement;
5. Sélectionner des indicateurs pour les composantes valorisées prioritaires;
6. Déterminer les seuils de gestion provisoires pour chaque indicateur;
7. Évaluer la condition et la tendance de chaque indicateur; réévaluer si la composante valorisée doit toujours être prioritaire;
8. Déterminer les seuils de gestion finaux dans un système à plusieurs niveaux, ainsi que les objectifs et les mesures de gestion associées (figure 11);
9. Mettre en œuvre un programme de surveillance;
10. Réévaluer la liste des composantes valorisées (c.-à-d. retourner à la première étape).

Appendice A

Figure 11. Système de déclenchement des mesures de gestion à plusieurs paliers (Première Nation de Metlakatla, 2015).



La sélection de composantes environnementales, socioéconomiques, culturelles et de gouvernance et des indicateurs associés a été une des principales composantes de l'élaboration du programme de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla jusqu'à présent. Kwon (2010), qui a contribué à la conception du programme, détaille le processus de sélection des composantes valorisées de l'environnement, qui comprend cinq étapes.

Premièrement, par une activité d'établissement de la portée des questions d'intérêt, Kwon a créé un vaste inventaire de composantes valorisées sur le plan environnemental en examinant tous les documents pertinents et disponibles pour reconnaître les problèmes, les préoccupations et les valeurs. Elle a utilisé les catégories de l'Initiative des partenaires du plan maritime pour l'organisation des composantes valorisées (Société de gestion des Premières nations North Coast-Skeena et Province de Colombie-Britannique, 2015) et une liste maîtresse des composantes valorisées élaborée par le Bureau d'évaluation environnementale de la Colombie-Britannique (ce document a été cherché aux fins de cet examen, mais n'a pas pu être localisé). Pour réduire le nombre de composantes valorisées, les gestionnaires de Metlakatla ont choisi de se concentrer sur les espèces clés dans le milieu marin, ce qui a permis de faire passer la liste de 628 à 85 composantes.

Deuxièmement, des critères de sélection pour les composantes valorisées et les indicateurs environnementaux ont été élaborés et utilisés afin de dresser une liste initiale de composantes valorisées candidates. Kwon a utilisé les critères du bureau des évaluations environnementales

Appendice A

(BEE) de la C-B comme point de départ et les a modifiés pour corriger les lacunes repérées dans les ouvrages universitaires et dans les connaissances et les valeurs locales de Metlakatla, afin de produire une liste de 14 composantes valorisées pour l'environnement. Les voici :

- Saumon Sockeye (*Oncorhynchus nerka*);
- Zostère (*Zostera spp.*) – comme habitat pour des espèces valorisées comme le saumon et le crabe de Dungeness (*Metacarcinus magister*);
- Varech comestible (*Porphyra spp.*);
- Eulachon (*Thaleichthys pacificus*);
- Ormeau nordique (*Haliotis kamtschatkana*);
- Marsouin commun (*Phocoena phocoena*);
- Saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*);
- Flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*);
- Palourdes jaunes (*Saxidomus gigantea*);
- Oursin rouge (*Mesocentrotus franciscanus*);
- Macareux rhinocéros (*Cerorhinca monocerata*);
- biodiversité marine;
- eau propre;
- production primaire.

Troisièmement, Kwon a interviewé des experts en contenu, tenu des séances de travail avec des collaborateurs de recherche et participé à un atelier avec les gestionnaires de Metlakatla pendant lequel ils ont examiné et discuté du caractère adéquat des composantes valorisées et des indicateurs proposés pour composer une liste finale de quatre composantes environnementales valorisées : saumon quinnat, crabe de Dungeness, eulachon et palourde jaune.

Quatrièmement, pour répondre aux préoccupations des gestionnaires de Metlakatla qui craignaient que les ressources limitées les empêchent de suivre et de surveiller tous les candidats figurant sur la liste, la Première Nation de Metlakatla a décidé qu'un sous-ensemble de composantes prioritaires serait suivi et surveillé en premier afin d'acquérir la confiance, les connaissances et l'expérience nécessaires. Un exercice de priorisation a été mené pour déterminer deux composantes valorisées prioritaires (le saumon quinnat et la palourde jaune), et un projet pilote a été entrepris pour la première de ces composantes valorisées (la palourde jaune). Ces éléments ont été ajoutés à huit autres composantes valorisées sur le plan socioéconomique, culturel et de la gouvernance (les sources examinées ne déterminent pas si elles ont été déterminées par un processus similaire à celui utilisé pour sélectionner les

Appendice A

composantes et les indicateurs environnementaux). La liste finale des dix composantes valorisées les plus importantes est présentée au tableau 6 :

Tableau 6. Dix indicateurs et composantes valorisées prioritaires du programme de gestion des effets cumulatifs de Metlakatla (modifié de Première Nation de Metlakatla, 2015)

Composante valorisée	Indicateur
Logement convenable	Pourcentage de locataires dans un logement réduit à l'essentiel
Accès aux services de santé	Conditions propices aux soins ambulatoires par 10 000 habitants à Prince Rupert
Santé des individus	Prévalence du diabète (pourcentage de la population souffrant du diabète)
	Prévalence de l'hypertension (pourcentage de la population souffrant d'hypertension)
Répartition des richesses	Égalité des revenus (rapport des ménages à faible revenu et des ménages à revenu moyen)
Autosuffisance économique	Taux d'achèvement des études secondaires (rapport des diplômés et de la cohorte Metlakatla totale)
Sécurité personnelle	Indice de gravité de la criminalité (crimes pondérés par la gravité)
Capacité de gérer les terres de Metlakatla	Intendance évaluée sur une échelle construite (non décrite dans les sources examinées)
Activité alimentaire, sociale et cérémoniale	Participation alimentaire, sociale et cérémoniale (participation des jeunes et des ménages, effort en jours-personnes/année)
Saumon quinnat	Abondance des géniteurs (nombre d'adultes revenant frayer dans chaque unité de conservation de Metlakatla)
	Habitat juvénile critique (superficie des herbiers de zostère en hectares)
Palourde jaune	Densité de la population (nombre d'individus par mètre carré sur les plages)

Remarque : les rangées ombrées indiquent les composantes valorisées sélectionnées dans le projet pilote.

Enfin, un plan de mise en œuvre plus vaste a été élaboré pour incorporer dans le futur les autres composantes valorisées candidates finales.

La plupart des travaux susmentionnés ont été réalisés dans la phase I du programme de gestion des effets cumulatifs. Au cours de la phase II (mise en œuvre entre mai 2015 et février 2016), un groupe de travail a été formé pour élaborer un cadre de surveillance des palourdes, un recensement de la Première Nation Metlakatla a été administré pour recueillir des données socioéconomiques et des plans de travail ont été élaborés. La phase III du programme, qui est toujours en cours, comprend l'établissement de paramètres de gestion pour les valeurs pilotes,

Appendice A

la surveillance des valeurs pilotes et la poursuite du recensement de Metlakatla. Bien que l'objectif du programme de gestion des effets cumulatifs soit d'éclairer les processus décisionnels de Metlakatla qui sont liés aux propositions de mise en valeur des ressources, on ne sait pas avec certitude si le programme a atteint le stade où il peut être utilisé à cette fin.

4.6.3 Sources documentaires principales

Kwon, Katerina. 2010. *Grounded in values, informed by local knowledge and science: The Selection of Valued Components for a First Nation's Regional Cumulative Effects Management System*. Université Simon Fraser.

Première Nation de Metlakatla. 2015. *Metlakatla Cumulative Effects Management Phase 1*. Metlakatla (Colombie-Britannique)

5. Recommandations

Ce chapitre présente les recommandations de l'auteure pour l'élaboration par Transports Canada d'un cadre de gestion des effets cumulatifs régionaux pour la navigation maritime. L'approche recommandée est fondée sur l'examen des ouvrages existants, des cadres conceptuels et des applications au Canada et ailleurs qui vient d'être présenté. La section 5.1 présente quelques grandes leçons tirées de l'examen, tandis que la section 5.2 présente une série d'étapes conceptuelles pour guider l'élaboration du cadre, en commençant par une proposition de structure de gouvernance.

5.1 Principes clés

L'examen a permis de dégager deux principes généraux, mais précieux, pour l'élaboration d'un cadre de gestion des effets cumulatifs. Le premier est la reconnaissance de la nécessité d'une approche itérative et transparente pour élaborer le cadre : une approche qui permet des améliorations au fil du temps, à mesure que les connaissances s'acquièrent et que de nouvelles possibilités se présentent. La reconnaissance ouverte des contraintes et des limites du cadre, surtout dans les premières étapes de son élaboration, sera essentielle à la gestion des attentes des intervenants. Bien que les étapes décrites plus loin dans ce chapitre incluent la participation de représentants des collectivités locales et d'autres parties dans un groupe de travail, elles ne décrivent pas en détail les occasions pour les communautés et le grand public de participer à l'établissement du cadre. Cela ne signifie pas que ces opportunités ne font pas partie du cadre; l'auteure explique plutôt que la fréquence et la forme des activités de participation doivent être très spécifiques au contexte et qu'elles doivent donc être définies par les parties concernées.

Le deuxième principe concerne l'importance de naviguer dans les compromis. L'une des caractéristiques décourageantes de l'étude des effets cumulatifs est leur étendue et leur portée : si nous essayons de prendre en compte trop de facteurs dans une analyse, nous pouvons rendre notre tâche impossible. Une portée plus restreinte simplifie considérablement l'exercice, en plus de rendre l'administration d'un tel cadre plus réalisable d'un point de vue institutionnel et organisationnel. Cependant, il est important de se rappeler que la raison pour laquelle nous étudions les effets cumulatifs est précisément que les effets sur les systèmes humains et écologiques ne sont pas circonscrits aux limites étroites de l'empreinte d'un projet ou d'une discipline scientifique. En restreignant la portée d'un cadre d'effets cumulatifs, nous pouvons omettre des facteurs qui ont une incidence importante sur les effets que nous souhaitons gérer.

Appendice A

La clé dans la plupart des cas est de trouver le bon équilibre entre les différentes options. Tous les systèmes examinés, en particulier les systèmes de Norvège, d'Australie et de Metlakatla examinés aux sections 4.1, 4.2 et 4.7, respectivement, mettent en avant des décideurs qui tentent de faire des choix réfléchis et éclairés sur où investir des ressources importantes (p. ex. utiliser des méthodes de modélisation complexes ou des méthodes entièrement nouvelles) et où se montrer plus circonspect (p. ex. tirer parti des programmes de surveillance existants, réutiliser les listes d'indicateurs).

5.2 Étapes proposées pour l'élaboration du cadre

Le reste de ce chapitre présente une marche à suivre pour l'élaboration du cadre de gestion des effets cumulatifs de Transports Canada. Les étapes sont résumées dans les figures 13 et 14 et énumérées plus en détail dans le corps du texte.

Les tâches liées au cadre sont réparties entre trois groupes dans une structure de gouvernance proposée : le *comité directeur* (qui assure la surveillance du gouvernement fédéral et le contrôle ministériel général), le *groupe de conception du cadre* (responsable des tâches préliminaires de planification et de rapport) et le *groupe de travail* (dans lequel sont représentés une grande variété d'organismes, de groupes d'intérêt et d'autres intervenants). La plupart des tâches sont exécutées par le groupe de conception du cadre, seul ou en collaboration avec le groupe de travail. Les figures 12 et 13 montrent les responsabilités séparées et partagées de ces groupes à chaque étape.

Cette structure de gouvernance proposée s'inspire en partie des études de cas norvégienne et australienne présentées dans ce rapport (voir les sections 4.1 et 4.2). Bien que non identiques, les deux cadres se composent de quatre groupes ayant les fonctions générales suivantes :

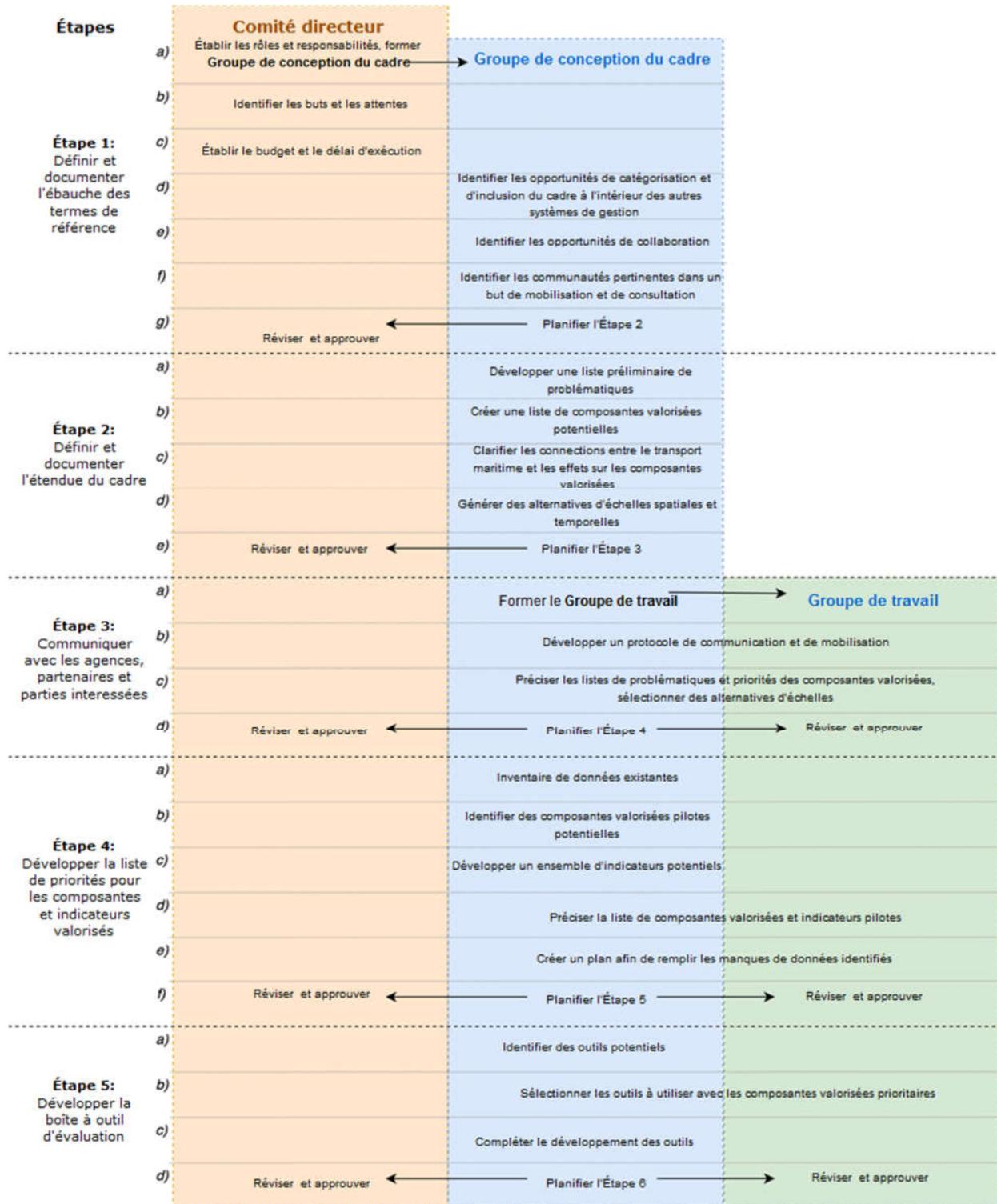
- un **groupe de haut niveau chargé de la gestion et de la supervision administrative**, correspondant au Comité directeur de l'approche proposée, au Groupe directeur du système norvégien et au Forum ministériel de la Grande barrière de corail dans le système australien;
- un **groupe de recherche et de planification**, correspondant au Groupe de conception du cadre de l'approche proposée, au Forum sur la gestion en Norvège et au Comité opérationnel intergouvernemental en Australie;
- un **groupe d'experts techniques**, correspondant au Groupe de travail dans l'approche proposée, au Groupe consultatif de surveillance dans le cadre norvégien et au Groupe d'experts indépendants dans le cadre australien;

Appendice A

- un **groupe collaboratif** comprenant une large représentation d'organismes, de collectivités et de groupes d'intérêts spéciaux, correspondant également au groupe de travail de l'approche proposée (voir le paragraphe suivant), au Groupe de travail et au Forum sur la gestion des risques environnementaux en Norvège et au Comité consultatif sur les récifs en Australie.

Appendice A

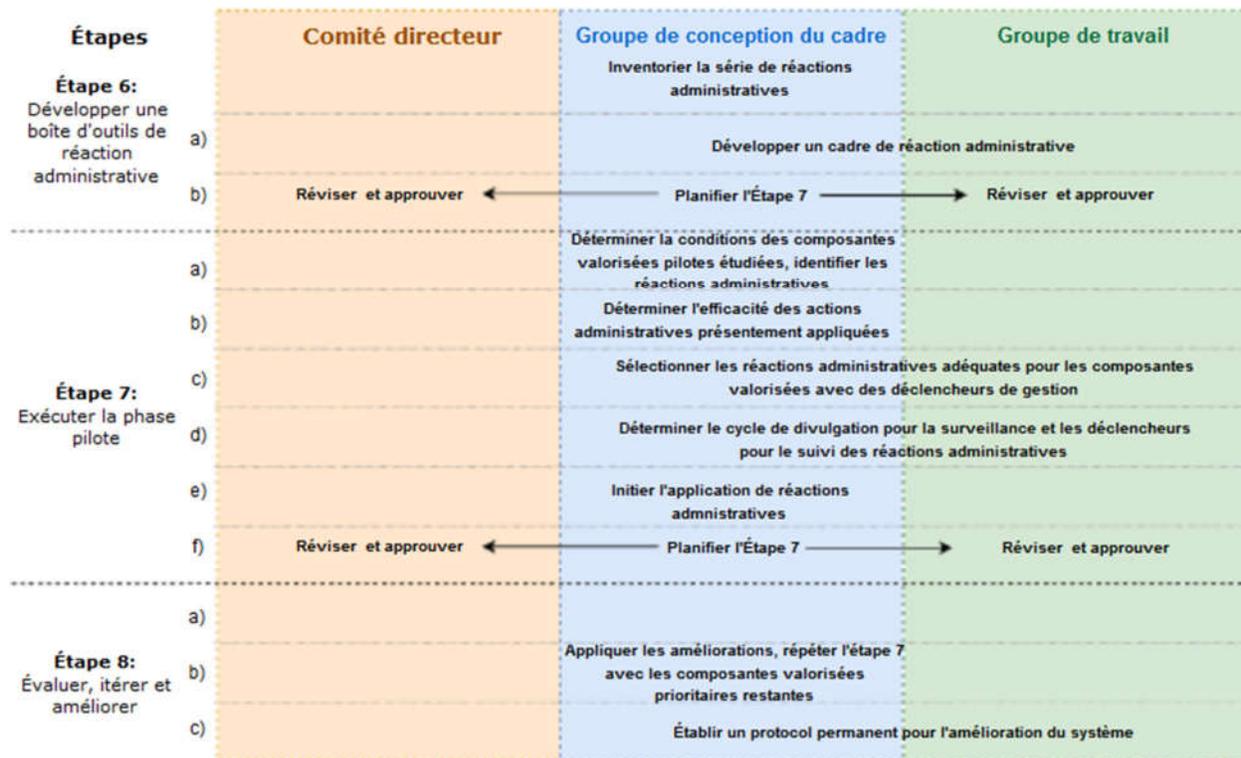
Figure 12. Étapes recommandées pour l'élaboration du cadre.



(Suite à la figure 13)

Appendice A

Figure 13. Étapes recommandées pour l'élaboration du cadre (terminé).



En Norvège, les membres du troisième groupe – les experts techniques – sont également impliqués dans l'un des deux groupes de collaboration : le Forum sur la gestion des risques environnementaux. Afin de maximiser les possibilités de collaboration et de promouvoir une plus grande transparence, il est suggéré que le travail de ces deux derniers groupes soit largement regroupé en une unité (le groupe de travail) au sein de Transports Canada. Le travail technique impossible à effectuer de façon collaborative serait alors initié par le groupe de conception du cadre, puis révisé et affiné en collaboration avec le groupe de travail.

Dans les études de cas norvégienne et australienne, les groupes analogues au Comité directeur et au Groupe de conception du cadre (c'est-à-dire responsables du contrôle administratif et de la recherche et de la planification initiales) sont des unités intragouvernementales. Selon l'approche recommandée dans ce chapitre, le comité directeur devrait être composé de représentants du gouvernement fédéral, mais il convient de noter qu'à partir de l'étape 3, l'achèvement de chaque tâche est également examiné et approuvé par le groupe de travail. Il

Appendice A

est également suggéré d'offrir aux représentants des groupes autochtones la possibilité de faire partie du groupe de conception du cadre pour accroître la probabilité d'une participation importante.

Étape 1. Définir et documenter de façon formelle le mandat provisoire du cadre

- Établir les rôles et les responsabilités pour l'élaboration du cadre : un groupe de conception du cadre supervisé par un comité directeur.
- Déterminer les objectifs et les attentes pour le cadre, y compris les enjeux précis à traiter et les questions à résoudre. C'est une étape clé avant le démarrage du processus et doit être clairement définie dès le départ.
- Établir le budget et l'échéancier pour concevoir et mettre en œuvre le cadre.
- Cerner les possibilités de hiérarchisation ou d'imbrication du cadre au sein ou au-dessus des autres niveaux de gestion (comme les EIE au niveau du projet).
- Cerner les possibilités de collaboration entre organismes ou externes, et les parties ou partenariats qui pourraient être impliqués.
- Déterminer les collectivités pertinentes et les autres parties susceptibles d'être impliquées dans la participation et la consultation (il peut s'agir des parties déterminées dans 1d)).
- Recenser la série actuelle d'instruments de gestion potentiels qui seront guidés par le cadre : ceux relevant de la compétence exclusive de Transports Canada et ceux qui pourraient être appliqués conjointement avec les parties déterminées en 1d) et e) ou dans les processus définis en 1c).
- Établir et distribuer un aperçu détaillé de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Étape 2. Définir et documenter de façon formelle la portée du cadre

- Dresser une liste préliminaire des principaux enjeux et préoccupations régionaux.
- Créer une liste des composantes valorisées potentielles et de leurs emplacements approximatifs, le cas échéant.
- Utiliser un diagramme de séquences des effets ou un autre outil/modèle pour clarifier les liens entre les activités de transport maritime et les effets sur les composantes valorisées;
- Générer des options pour les échelles temporelles et spatiales et déterminer les incidences de ces différents choix d'échelle.
- Établir et distribuer un aperçu détaillé de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Appendice A

Étape 3. Communiquer avec les agences, partenaires et parties prenantes

- Vérifier l'intérêt des parties déterminées aux alinéas 1d) et e) et former le groupe de travail. Il sera utile de communiquer de manière transparente les contraintes de temps et de budget déterminées au point 1c) à ce stade précoce, afin que les participants du Groupe de travail puissent prendre des décisions éclairées concernant les compromis lors des étapes suivantes du processus d'élaboration du cadre.
- Élaborer en collaboration un protocole de communication et de participation pour les prochaines étapes du processus.
- Affiner les résultats de l'étape 2 en atelier : enjeux clés, liste des composantes valorisées prioritaires et sélection de l'échelle.
- Établir et distribuer un aperçu détaillé de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Étape 4. Établir un ensemble prioritaire de composantes valorisées et d'indicateurs

- Procéder à un inventaire approfondi des données sur les enjeux clés, les activités (passées, présentes et futures) et les indicateurs des composantes valorisées disponibles dans les dépôts gouvernementaux et externes (y compris les publications examinées) en documentant la portée temporelle des données (et si le suivi est en cours) et la résolution spatiale. Tenir compte des dossiers paléontologiques, archéologiques et historiques, des histoires orales et des sources scientifiques³. Noter les lacunes qui existent.
- Sur la base des données actuellement disponibles aux échelles temporelles et spatiales sélectionnées, déterminer un certain nombre de composantes valorisées candidates pour l'étude pilote.
- Élaborer une série d'indicateurs pour les composantes valorisées de l'étude pilote. Envisager d'utiliser une combinaison d'indicateurs basés sur les effets et sur les facteurs de stress.

³À propos de la rareté des données : si les études sur les effets cumulatifs sont notoirement gourmandes en données, il est également important de mentionner que, contrairement aux évaluations au niveau des projets, la nature itérative des études stratégiques régionales peut permettre de commencer avec des données incomplètes. Comme le souligne Therivel (2004), les étapes initiales d'une étude « peuvent être considérées comme un moyen de déterminer ce qui doit faire l'objet d'un suivi à l'avenir ». Étant donné que les objectifs et les indicateurs sont jugés pertinents, un suivi futur peut être entrepris pour combler les lacunes dans les données.

Appendice A

- Conjointement avec le groupe de travail, affiner davantage la liste des composantes valorisées et l'ensemble d'indicateurs pilotes.
- Établir un plan pour combler les lacunes de données cernées dans 4a) pour les composantes valorisées et les indicateurs prioritaires restants (p. ex. par des programmes de suivi ou de recherche supplémentaires).
- Établir et distribuer un aperçu détaillé de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Étape 5. Constituer une trousse d'outils d'évaluation

- Déterminer un ensemble d'outils potentiels à utiliser dans l'évaluation continue des effets cumulatifs sur les composantes valorisées prioritaires en tenant compte des contraintes budgétaires et temporelles établies en 1c) des données inventoriées en 4a), et des futures données disponibles comme résultat des plans dans 4d).
- En collaboration avec le groupe de travail, sélectionner les outils appropriés à utiliser avec les composantes valorisées prioritaires.
- Achever de développer les outils (p. ex. élaboration du modèle Ecopath with Ecosim).
- Établir et distribuer les grandes lignes de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Étape 6. Constituer une trousse d'interventions de gestion (peut être réalisée en parallèle avec les étapes 4 et 5)

- En utilisant l'ensemble de mesures de gestion internes et externes déterminées en 1g), évaluer les mesures de gestion potentielles pour aborder les effets cumulatifs, y compris une évaluation franche de leur efficacité potentielle et le degré de difficulté associé à chaque intervention.
- En collaboration avec le groupe de travail, élaborer et documenter un cadre à plusieurs paliers pour les mesures de gestion, y compris les objectifs de gestion, les seuils, les mesures et les obstacles potentiels; établir des accords et des protocoles externes, si nécessaire. Tenir compte des stratégies des cadres de Xiamen et de Metlakatla et le cadre Mauri pour élaborer des objectifs et des systèmes de déclenchement.
- Établir et distribuer un aperçu détaillé de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Appendice A

Étape 7. Mettre en œuvre le projet pilote du système de gestion des effets cumulatifs

- Évaluer l'état des composantes valorisées de l'étude pilote (à la fois les tendances historiques et prospectives) et déterminer les déclencheurs de gestion.
- Évaluer l'efficacité de toutes les mesures de gestion actuellement mises en œuvre pour traiter les effets cumulatifs sur les composantes valorisées de l'étude pilote.
- Communiquer les résultats des évaluations au groupe de travail et sélectionner en collaboration les interventions de gestion appropriées aux composantes valorisées et les déclencheurs de gestion.
- Établir le cycle de production de rapport pour la surveillance continue des composantes valorisées pilotes et les déclencheurs potentiels des mesures de suivi avec le groupe de travail.
- Appliquer les mesures de gestion sélectionnées.
- Établir et distribuer un aperçu détaillé de la prochaine étape du processus d'élaboration du cadre.

Étape 8. Évaluer, répéter et améliorer :

- Conjointement avec le groupe de travail, évaluer les premiers résultats de la phase pilote (la preuve d'un succès à plus long terme ne sera pas immédiatement apparente); déterminer les éléments qui nécessitent un raffinement.
- Appliquer ces améliorations à la mise en œuvre du système complet de gestion des effets cumulatifs : répétez l'étape 7 avec les autres composantes valorisées prioritaires.
- Établir un protocole continu d'affinement du système basé sur les leçons tirées du cadre (p. ex. résultats du suivi, conclusions du groupe de travail) ou de l'extérieur (p. ex. connaissances acquises par les cadres mis en œuvre dans d'autres régions).

5.3 Limites

Les recommandations contenues dans ce chapitre sont celles de l'auteure. Elles ne reflètent pas nécessairement les vues de Transports Canada, et ne constituent pas un engagement de Transports Canada à adopter l'approche précise proposée dans le présent document.

Transports Canada peut choisir de modifier ou d'adapter ces recommandations, au besoin, dans l'élaboration de son cadre de gestion des effets cumulatifs.

Bibliographie

- Adams, S. Marshall. 2005. « Assessing Cause and Effect of Multiple Stressors on Marine Systems », *Marine Pollution Bulletin*, 51: 649-57. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.11.040.
- Amec Foster Wheeler. 2016. *Strategic Environmental Assessment: Sydney Basin and Orpheus Graben, Offshore Cape Breton, Nova Scotia*. Dartmouth (Nouvelle-Écosse). Document présenté à l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers par Amec Foster Wheeler.
- AMEC. 2015. « Beaufort Regional Environmental Assessment Cumulative Effects Framework ». Dartmouth (Nouvelle-Écosse).
- Anthony, Kenneth R.N., Jeffrey M. Dambacher, Terry Walshe et Roger Beeden. 2013. *A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience-Based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area*. Townsville, Queensland: Université de Melbourne et Greater Barrier Reef Marine Park Authority.
- Atkins, Jonathan P., Daryl Burdon, Mike Elliott et Amanda J. Gregory. 2011. « Management of the Marine Environment: Integrating Ecosystem Services and Societal Benefits with the DPSIR Framework in a Systems Approach », *Marine Pollution Bulletin*, 62 (2). Elsevier : 215-26. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.12.012.
- Atlin, Cole, et Robert Gibson. 2017. « Lasting Regional Gains from Non-Renewable Resource Extraction: The Role of Sustainability-Based Cumulative Effects Assessment and Regional Planning for Mining Development in Canada », *Extractive Industries and Society*, 4 (1). Elsevier : 36-52. doi:10.1016/j.exis.2017.01.005.
- AXYS Environmental Consulting Ltd. 2003. « A Cumulative Effects Assessment and Management Framework (CEAMF) for Northeast British Columbia ». Sidney (Colombie-Britannique).
- Ball, Murray A, Bram F. Noble et Monique G Dubé. 2013. « Valued Ecosystem Components for Watershed Cumulative Effects: An Analysis of Environmental Impact Assessments in the South Saskatchewan River Watershed, Canada », *Integrated Environmental Assessment and Management* 9 (3): 469-79. doi:10.1002/ieam.1333.
- Ban, Natalie C., Hussein M. Alidina et Jeff A. Ardron. 2010. « Cumulative Impact Mapping: Advances, Relevance and Limitations to Marine Management and Conservation, Using Canada's Pacific Waters as a Case Study », *Marine Policy*, 34 (5). Elsevier : 876-86. doi:10.1016/j.marpol.2010.01.010.
- Ban, Stephen S., Robert L. Pressey et Nicholas A. J. Graham. 2014. « Assessing Interactions of Multiple Stressors When Data Are Limited: A Bayesian Belief Network Applied to Coral Reefs », *Global Environmental Change*, 27 (1). Elsevier : 64-72. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.018.

Appendice A

- Bennett, Piatarahi C. 2015. *An Assessment of Mauri: The Grounding of MV Rena on Otaiti and the Oil Spill and Debris Pollution Impacts upon Mauri (Ko Te Mauri Be Mea Buna Ki Te Moana)*. Maketu, Nouvelle-Zélande. Document établi pour et au nom de Te Arawa ki Tai, Ngati Makino Heritage Trust & nga Iwi whanui o Te Arawa waka. Mauri Tau Solutions Report 04415.
- Bonnell, S. 2000. « Addressing Cumulative Effects Through Strategic Environmental Assessment A Case Study of Small Hydro Development in Newfoundland, Canada », *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 2 (4): 477-99. doi:10.1016/S14643332(00)00048-5.
- Booth, Annie L., et Norman W. Skelton. 2011. « Improving First Nations' Participation in Environmental Assessment Processes: Recommendations from the Field », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 29 (1): 49-58. doi:10.3152/146155111X12913679730395.
- Bragagnolo, Chiara, Davide Geneletti et Thomas B. Fischer. 2012. « Cumulative Effects in SEA of Spatial Plans - Evidence from Italy and England », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30 (2): 100-110. doi:10.1080/14615517.2012.677522.
- Bragagnolo, Chiara, et Davide Geneletti. 2012. « Addressing Cumulative Effects in Strategic Environmental Assessment of Spatial Planning », *AESTIMUM*, 60: 39-52.
- Cabinet du premier ministre 2016. Plan de protection des océans du Canada. Gouvernement du Canada. <https://tc.gc.ca/fra/plan-protection-océans-canada.html>.
- Canter, L. W., B. Sadler et R.G. Randall. 2012. *Development of a Reference Document on Key Information Sources Related to Cumulative Effects of Multiple Activities on Fish Habitat and Fish Populations in Canada*. Burlington (Ontario) Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2998. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/346756.pdf>.
- Canter, L. W., et S. F. Atkinson. 2011. « Multiple Uses of Indicators and Indices in Cumulative Effects Assessment and Management », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier : 491-501. doi:10.1016/j.eiar.2011.01.012.
- Canter, L.W., et David Tomey. 2008. « A Matrix-Based CEA Process for Marine Fisheries Management », *28th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment*, 1-35. Calgary (Alberta).
- Canter, Larry, et Barry Sadler. s.d. « Development of a reference document on key information sources related to cumulative effects of multiple activities on fish habitat and fish populations in Canada. »
- Christensen, Villy, et Carl J. Walters. 2004. « Ecopath with Ecosim: Methods, Capabilities and Limitations », *Ecological Modelling*, 172 (2-4): 109-39. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003.

Appendice A

- Clarke Murray, Cathryn, et Lucie Hannah. 2017. Cumulative Effects Research and Applications within Fisheries and Oceans Canada (DFO): Draft for Transport Canada. Victoria (Colombie-Britannique) : Programme des facteurs de stress des écosystèmes, Division des sciences de la mer, Région du Pacifique, Pêches et Océans Canada.
- Clarke Murray, Cathryn, Megan E. Mach, et Rebecca G. Martone. 2014. « Cumulative Effects in Marine Ecosystems: Scientific Perspectives on Its Challenges and Solutions ». Vancouver (Colombie-Britannique).
- Clarke Murray, Cathryn, Selina Agbayani, Hussein M. Alidina, et Natalie C. Ban. 2015. « Advancing Marine Cumulative Effects Mapping: An Update in Canada's Pacific Waters », *Marine Policy*, 58: 71-77. doi:10.1016/j.marpol.2015.04.003.
- Colleter, Mathieu, Audrey Valls, Jérôme Guitton, Didier Gascuel, Daniel Pauly, et Villy Christensen. 2015. « Global Overview of the Applications of the Ecopath with Ecosim Modeling Approach Using the EcoBase Models Repository », *Ecological Modelling*, 302. Elsevier B.V.: 42-53. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.01.025.
- Colombie-Britannique. MFLNRO et MOE. 2016. « Cumulative Effects Framework - Interim Policy for the Natural Resource Sector ».
- Connelly, Robert (Bob). 2011. « Canadian and International EIA Frameworks as They Apply to Cumulative Effects », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier : 453-56. doi:10.1016/j.eiar.2011.01.007.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2009. *Regional Strategic Environmental Assessment in Canada*. Winnipeg (Manitoba).
- Conservation et gestion des ressources hydriques du Manitoba et Manitoba Hydro. 2014. *Terms of Reference: Joint Approach to Undertaking a Regional Cumulative Effects Assessment for Hydro Developments as per Recommendation 13.2 of the Clean Environment Commission (CEC) Bipole II Report*. Winnipeg (Manitoba) : Manitoba Hydro.
- Cooper, Lourdes M, et William R Sheate. 2002. « Cumulative Effects Assessment: A Review of UK Environmental Impact Statements », *Environmental Impact Assessment Review*, 22: 415-39.
- Crain, Caitlin Mullan, Kristy Kroeker, et Benjamin S. Halpern. 2008. « Interactive and Cumulative Effects of Multiple Human Stressors in Marine Systems », *Ecology Letters*, 11 (12): 1304-15. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x.
- Cumulative Environmental Management Association (CEMA). 2008. *Terrestrial Ecosystem Management Framework for the Regional Municipality of Wood Buffalo*. Edmonton (Alberta). Document établi par le groupe de travail sur l'écosystème durable de la Cumulative Environmental Management Association.
- Dale, Brigit. 2016. « Governing Resources, Governing Mentalities. Petroleum and the Norwegian Integrated Ecosystem-Based Management Plan for the Barents and Lofoten

Appendice A

- Seas in 2011 », *Extractive Industries and Society*, 3 (1). Elsevier : 9-16.
doi:10.1016/j.exis.2015.10.002.
- Dietz, Thomas, et Paul C. Stern, dir. 2008. *Public Participation in Environmental Assessment and Decision Making*. Washington, D.C. : Panel on Public Participation in Environmental Assessment and Decision-making, National Research Council. doi:10.17226/12434.
- Du, Jing, Yang Yang, Ling Xu, Shushen Zhang, et Fenglin Yang. 2012. « Research on the Alternatives in a Strategic Environmental Assessment Based on the Extension Theory », *Environmental Monitoring and Assessment* 184 (9): 5807-19. doi:10.1007/s10661-0112383-1.
- Dubé, Monique G. 2003. « Cumulative Effect Assessment in Canada: A Regional Framework for Aquatic Ecosystems », *Environmental Impact Assessment Review*, 23 (6): 723-45.
doi:10.1016/S0195-9255(03)00113-6.
- Duinker, Peter N., Erin L. Burbidge, Samantha R. Boardley, et Lorne A. Greig. 2012.
« Scientific Dimensions of Cumulative Effects Assessment: Toward Improvements in Guidance for Practice », *Environmental Reviews* 21 (October 2012). NRC Research Press: 40-52. doi:10.1139/er-2012-0035.
- Duinker, Peter N., et Lorne A. Greig. 2006. « The Impotence of Cumulative Effects Assessment in Canada: Ailments and Ideas for Redeployment », *Environmental Management*, 37 (2): 153-61. doi:10.1007/s00267-004-0240-5.
- Eccleston, Charles H. 2001. « Cumulative Impact Assessment: A Synopsis of Guidance and Best Professional Practices », *Environmental Impact Assessment: A Guide to Best Professional Practices*, 1-64. Boca Raton, Floride : CRC Press.
- Faau, Tumanako Ngawhika, Te Kipa Kepa Brian Morgan, et Daniel Carl Henare Hikuroa. 2017.
« Ensuring Objectivity by Applying the Mauri Model to Assess the Post-Disaster Affected Environments of the 2011 MV Rena Disaster in the Bay of Plenty, New Zealand », *Ecological Indicators* 79 (mars). Elsevier : 228-46. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.055.
- Fidler, Courtney, et Bram F. Noble. 2012. « Advancing Strategic Environmental Assessment in the Offshore Oil and Gas Sector: Lessons from Norway, Canada, and the United Kingdom », *Environmental Impact Assessment Review*, 34 (April). Elsevier : 12-21.
doi:10.1016/j.eiar.2011.11.004.
- Foley, Melissa M., Lindley A. Mease, Rebecca G. Martone, Erin E. Prahler, Tiffany H. Morrison, Cathryn Clarke Murray, et Deborah Wojcik. 2017. « The Challenges and Opportunities in Cumulative Effects Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 62. Elsevier B.V. : 122-34. doi:10.1016/j.eiar.2016.06.008.
- Franks, Daniel M., David Brereton, et Chris J. Moran. 2010. « Managing the Cumulative Impacts of Coal Mining on Regional Communities and Environments in Australia », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28 (4): 299-312.
doi:10.3152/146155110X12838715793129.

Appendice A

- . 2013. « The Cumulative Dimensions of Impact in Resource Regions », *Resources Policy* 38 (4). Elsevier : 640-47. doi:10.1016/j.resourpol.2013.07.002.
- Franks, Daniel, David Brereton, Chris Moran, Tapan Sarker, et Tamar Cohen. 2010. *Cumulative Impacts: A Good Practice Guide for the Australian Coal Mining Industry*. Brisbane, Australia : University of Queensland, Australian Coal Association Research Program. https://www.csrn.uq.edu.au/docs/CSRM_SMI_Good_Practice_Guide_document_LR.PDF.
- Fulton, Elizabeth A., Jason S. Link, Isaac C. Kaplan, Marie Savina-Rolland, Penelope Johnson, Cameron Ainsworth, Peter Horne, et coll. 2011. « Lessons in Modelling and Management of Marine Ecosystems: The Atlantis Experience », *Fish and Fisheries*, 12 (2): 171-88. doi:10.1111/j.1467-2979.2011.00412.x.
- Gari, Sirak Robele, Alice Newton, et John D. Icely. 2015. « A Review of the Application and Evolution of the DPSIR Framework with an Emphasis on Coastal Social-Ecological Systems », *Ocean and Coastal Management* 103 (décembre). Elsevier : 63-77. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.11.013.
- Geneletti, Davide, Euro Beinart, Chung Jo F. Chung, Andrea G. Fabbri, et Henk J. Scholten. 2003. « Accounting for Uncertainty Factors in Biodiversity Impact Assessment: Lessons from a Case Study », *Environmental Impact Assessment Review*, 23 (4): 471-87. doi:10.1016/S0195-9255(03)00045-3.
- Gillingham, Michael P., Greg R. Halseth, Chris J. Johnson, et Margot W. Parkes, dir. 2016. *The Integration Imperative: Cumulative Environmental, Community and Health Effects of Multiple Natural Resource Developments*. Suisse : Springer.
- Gouvernement du Canada. 2012. *Pathways of Effects National Guidelines*. Ottawa (Ontario) : Pêches et Océans Canada.
- Gouvernement du Manitoba, et Manitoba Hydro. 2015. *Regional Cumulative Effects Assessment for Hydroelectric Developments on the Churchill, Burntwood, and Nelson River Systems: Phase II Report*. Winnipeg (Manitoba).
- Gunn, Jill Harriman, et Bram F. Noble 2009. « Integrating Cumulative Effects in Regional Strategic Environmental Assessment Frameworks: Lessons From Practice », *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 11 (3): 267-90. doi:10.1142/S1464333209003361.
- Gunn, Jill, et Bram F. Noble. 2011. « Conceptual and Methodological Challenges to Integrating SEA and Cumulative Effects Assessment », *Environmental Impact Assessment Review* 31 (2). Elsevier : 154-60. doi:10.1016/j.eiar.2009.12.003.
- Gunn, Jill. 2009. « Integrating Strategic Environmental Assessment and Cumulative Effects Assessment In Canada ». Université de la Saskatchewan.

Appendice A

- Gustavson, Kent R. 2003. « Applying the Precautionary Principle in Environmental Assessment: The Case of Reviews in British Columbia », *Journal of Environmental Planning and Management*, 45 (3): 37-41. doi:10.1080/0964056032000096884.
- Halpern, Benjamin S, et Rod Fujita. 2013. « Assumptions, Challenges, and Future Directions in Cumulative Impact Analysis », *EcoSphere*, 4 (10): 1-11. doi:10.1890/ES13-00181.1.
- Halpern, Benjamin S, Shaun Walbridge, Kimberly A Selkoe, Carrie V Kappel, Fiorenza Micheli, Caterina D Agrosa, John F Bruno, et coll. 2008. « A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems », *Science*, 319 (5865): 948-52.
- Halpern, Benjamin S., Carrie V. Kappel, Kimberly A. Selkoe, Fiorenza Micheli, Colin M. Ebert, Caitlin Kontgis, Caitlin M. Crain, Rebecca G. Martone, Christine Shearer, et Sarah J. Teck. 2009. « Mapping Cumulative Human Impacts to California Current Marine Ecosystems », *Conservation Letters*, 2 (3): 138-48. doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00058.x.
- Halpern, Benjamin S., Karen L. McLeod, Andrew A. Rosenberg, et Larry B. Crowder. 2008. « Managing for Cumulative Impacts in Ecosystem-Based Management through Ocean Zoning », *Ocean and Coastal Management*, 51 (3): 203-11. doi:10.1016/j.ocecoaman.2007.08.002.
- Harriman, Jill A.E., et Bram F. Noble. 2008. « Characterizing Project and Strategic Approaches To Regional Cumulative Effects Assessment in Canada », *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 10 (1): 25-50. doi:10.1142/S1464333208002944.
- Hay, D.E., R.D. Waters, et T.A. Boxwell, dir 1996. *Proceedings, Marine Ecosystem Monitoring Network Workshop*. Nanaimo, (Colombie-Britannique) ministère des Pêches et Océans, Direction scientifique, Région du Pacifique.
- Hegmann, George, Chris Cocklin, Roger Creasey, S. Dupuis, A. Kennedy, L. Kingsley, William Ross, Harry Spaling, et D. Stalker. 1999. « Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide ». Hull, Quebec.
- Hegmann, George, et G.A. Yarranton. 2011. « Alchemy to Reason: Effective Use of Cumulative Effects Assessment in Resource Management », *Environmental Impact Assessment Review* 31 (5). Elsevier B.V.: 484-90. doi:10.1016/j.eiar.2011.01.011.
- International Finance Corporation. 2013. *Good Practice Handbook - Cumulative Impact Assessment and Management: Guidance for the Private Sector in Emerging Markets*. Washington, D.C. : IFC Sustainability.
- João, Elsa. 2002. « How Scale Affects Environmental Impact Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 22 (4): 289-310. doi:10.1016/S0195-9255(02)00016-1.
- . 2007. « A Research Agenda for Data and Scale Issues in Strategic Environmental Assessment (SEA) », *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5): 479-91. doi:10.1016/j.eiar.2007.02.009.

Appendice A

- Johnson, Dallas, Kim Lalonde, Menzie McEachern, John Kenney, Gustavo Mendoza, Andrew Buffin, et Kate Rich. 2011. « Improving Cumulative Effects Assessment in Alberta: Regional Strategic Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier B.V. : 481-83. doi:10.1016/j.eiar.2011.01.010.
- Karstens, S. A M, P. W G Bots, et Jill H. Slinger. 2007. « Spatial Boundary Choice and the Views of Different Actors », *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5): 386-407. doi:10.1016/j.eiar.2007.02.002.
- Knights, Antony M, Rebecca Sarah Koss, et Leonie A Robinson. 2013. « Identifying Common Pressure Pathways from a Complex Network of Human Activities to Support EcosystemBased Management. Identifying Common Pressure Pathways from a Complex Network of Human Activities to Support Ecosystem-Based Management », *Ecological Applications*, 23 (4): 755-65. doi:10.2307/23440923.
- Knol, Maaïke. 2010. « Scientific Advice in Integrated Ocean Management: The Process towards the Barents Sea Plan », *Marine Policy*, 34 (2). Elsevier : 252-60. doi:10.1016/j.marpol.2009.07.009.
- Knowlton, Nancy, et Jeremy B.C. Jackson. 2008. « Shifting Baselines, Local Impacts, and Global Change on Coral Reefs », *PLoS Biology*, 6 (2). doi:10.1371/journal.pbio.0060054.
- Kwon, Katerina. 2010. « Grounded in values, informed by local knowledge and science: The Selection of Valued Components for a First Nation's Regional Cumulative Effects Management System ». Université Simon Fraser.
- Larsen, Sanne Vammen, Lone Kørnøv, et Patrick Driscoll. 2013. « Avoiding Climate Change Uncertainties in Strategic Environmental Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 43. Elsevier B.V. : 144-50. doi:10.1016/j.eiar.2013.07.003.
- Lawson, J W, et V Lesage. 2012. Cadre provisoire visant à quantifier et cumuler les risques de répercussions des grands projets de développement sur les populations de mammifères marins : étude de cas prenant pour exemple le transport maritime lié associé au projet de mine de fer de la rivière Mary. St. John's (Terre-Neuve) Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Région de Terre-Neuve-et-Labrador (document de recherche 2012/154).
- Lees, Juliette, Jochen A.G. Jaeger, Jill A.E. Gunn et Bram F. Noble. 2016. « Analysis of Uncertainty Consideration in Environmental Assessment: An Empirical Study of Canadian EA Practice », *Journal of Environmental Planning and Management*, 568 (mai). Taylor & Francis: 1-21. doi:10.1080/09640568.2015.1116980.
- Lerner, Jackie. s.d. « If You Build It, Will They Come? Using Historical Development Patterns to Improve Prediction and Mitigation of Cumulative Environmental Impacts ». Université de Colombie-Britannique.

Appendice A

- Leung, Wanda, Bram F. Noble, Jill Gunn et Jochen A G Jaeger. 2015. « A Review of Uncertainty Research in Impact Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 50. Elsevier : 116-23. doi:10.1016/j.eiar.2014.09.005.
- Leung, Wanda, Bram F. Noble, Jochen A G Jaeger et Jill A E Gunn. 2016. « Disparate Perceptions about Uncertainty Consideration and Disclosure Practices in Environmental Assessment and Opportunities for Improvement », *Environmental Impact Assessment Review*, 57. Elsevier : 89-100. doi:10.1016/j.eiar.2015.11.001.
- Levins, Richard. 1966. « The Strategy of Model Building in Population Biology », *American Naturalist*. doi:10.2307/27836590.
- Li, L., C. Ainsworth et T. Pitcher. 2010. « Presence of Harbour Seals (*Phoca Vitulina*) May Increase Exploitable Fish Biomass in the Strait of Georgia », *Progress in Oceanography*, 87 (1-4): 235-41.
- Lotze, Heike K., et Boris Worm. 2009. « Historical Baselines for Large Marine Animals », *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (5): 254-62. doi:10.1016/j.tree.2008.12.004.
- Ma, Deqiang, Liyu Zhang, Qinhua Fang, Yuwu Jiang, et Michael Elliott. 2017. « The Cumulative Effects Assessment of a Coastal Ecological Restoration Project in China: An Integrated Perspective », *Marine Pollution Bulletin*, 118 (1-2). Elsevier : 254-60. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.02.043.
- Ma, Zhao, Dennis R Becker et Michael A Kilgore. 2012. « Barriers to and Opportunities for Effective Cumulative Impact Assessment within State-Level Environmental Review Frameworks in the United States », *Journal of Environmental Planning and Management*, 55 (7): 961-78.
- MacDonald, Lee H. 2000. « Evaluating and Managing Cumulative Effects: Process and Constraints », *Environmental Management*, 26 (3): 299-315. doi:10.1007/s002670010088.
- Manitoba. Ministère du Développement durable 2017. *Terms of Reference: Évaluation des effets régionaux cumulatifs des développements hydroélectriques dans les réseaux fluviaux des rivières. Churchill, Burntwood et Nelson (le projet)*. Winnipeg (Manitoba).
- Marcotte, Danielle, Samuel K. Hung, et Sébastien Caquard. 2015. « Mapping Cumulative Impacts on Hong Kong's Pink Dolphin Population », *Ocean and Coastal Management*, 109: 51-63. doi:10.1016/j.ocecoaman.2015.02.002.
- Masden, Elizabeth A., A. McCluskie, E. Owen et R.H.W. Langston. 2014. « Uncertainty in the Assessment of Cumulative Impacts: The Case of Marine Renewable Energy in the UK », *Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental Interactions of Marine Renewable Energy Technologies (EIMR2014) 28 April - 2 May*, n° de mai : 1-3.
- Masden, Elizabeth A., Anthony D. Fox, Robert W. Furness, Rhys Bullman et Daniel T. Haydon. 2010. « Cumulative Impact Assessments and Bird/wind Farm Interactions: Developing a

Appendice A

- Conceptual Framework », *Environmental Impact Assessment Review*, 30 (1). Elsevier : 1-7. doi:10.1016/j.eiar.2009.05.002.
- McCold, Lance N., et James W. Saulsbury. 1996. « Including Past and Present Impacts in Cumulative Impact Assessments », *Environmental Management*, 20 (5): 767-76. doi:10.1007/BF01204147.
- Morgan, Te Kipa Kupa Brian, Daniel N. Sardelic, et Amaria F. Waretini. 2012. « The Three Gorges Project: How Sustainable? », *Journal of Hydrology*, 460-461 (avril). Elsevier B.V. : 1-12. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.05.008.
- Ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO). 2009. *Les séquences d'effets liées à l'aquaculture des poissons, des mollusques et des crustacés*. Avis scientifique; Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS), 2009/071. <http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/339747.pdf>.
- . 2014. *Projet pilote de cadre d'analyse du risque écologique visant à guider la gestion axée sur l'écosystème dans la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique*. Nanaimo, C.-B. : Avis scientifique; Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS), 2014/026. <http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/364107.pdf>.
- . 2015. *Séquences des effets du transport maritime : un aperçu*. Avis scientifique; Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS), 2014/059. <http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/364434.pdf>.
- Nation crie de Nisichawayasihk 2016. *Special Update Newsletter - Manitoba Crown / NCN Consultation on Application by Manitoba Hydro for Final Water Power Act Licence for CRD Project*.
- Niemeijer, David, et Rudolf S. de Groot. 2008a. « A Conceptual Framework for Selecting Environmental Indicator Sets », *Ecological Indicators*, 8 (1): 14-25. doi:10.1016/j.ecolind.2006.11.012.
- . 2008b. « Framing Environmental Indicators: Moving from Causal Chains to Causal Networks », *Environment, Development and Sustainability*, 10 (1): 89-106. doi:10.1007/s10668-006-9040-9.
- Noble, Bram F. 2017. *Getting the Big Picture: Inclusive and Effective Environmental Assessments*. Macdonal-Laurier Institute.
- Noble, Bram F., et Jill Harriman. 2008. *Regional Strategic Environmental Assessment (RSEA): Methodological Guidance and Good Practice*. Vol. 1. Calgary, Alberta: Research report prepared for the Canadian Council of Ministers of Environment, Environmental Assessment Task Group, commissioned by the Government of Alberta.
- Noble, Bram F., et Kelechi Nwanekezie. 2017. « Conceptualizing Strategic Environmental Assessment: Principles, Approaches and Research Directions », *Environmental Impact Assessment Review*, 62. Elsevier : 165-73. doi:10.1016/j.eiar.2016.03.005.

Appendice A

- Noble, Bram F., Skye Ketilson, Alec Aitken et Greg Poelzer. 2013. « Strategic Environmental Assessment Opportunities and Risks for Arctic Offshore Energy Planning and Development », *Marine Policy*, 39 (1). Elsevier : 296-302. doi:10.1016/j.marpol.2012.12.011.
- North Coast-Skeena First Nations Stewardship Society, et Province de la Colombie-Britannique. 2015. *North Coast Marine Plan*.
- Norvège. Royal Norwegian Ministry of the Environment. 2006. *Integrated Management of the Marine Environment of the Barents Sea and the Sea Areas off the Lofoten Islands*. Rapport n° 8 au Storting.
- . 2011. *First Update of the Integrated Management Plan for the Marine Environment of the Barents Sea-Lofoten Area*. Meld. St. 10 (2010-2011). Rapport au Storting.
- Nouvelle-Zélande. Ministry for the Environment. 2011. *Rena Long-Term Environmental Recovery Plan*. Wellington, Nouvelle-Zélande.
- O, Miriam, Rebecca Martone, Lucie Hannah, Lorne Greig, Jim Boutillier et Sarah Patton. 2015. An Ecological Risk Assessment Framework (ERAF) for Ecosystem-Based Oceans Management in the Pacific Region. Ottawa (Ontario) : Avis scientifique; secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS), 2014/072. https://www.researchgate.net/publication/272180566_An_Ecological_Risk_Assessment_Framework_ERAF_for_Ecosystem_-_based_Oceans_Management_in_the_Pacific_Region.
- O’Faircheallaigh, Ciaran. 2007. « Environmental Agreements, EIA Follow-up and Aboriginal Participation in Environmental Management: The Canadian Experience », *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (4): 319-42. doi:10.1016/j.eiar.2006.12.002.
- . 2010. « Public Participation and Environmental Impact Assessment: Purposes, Implications, and Lessons for Public Policy Making », *Environmental Impact Assessment Review*, 30 (1). Elsevier : 19-27. doi:10.1016/j.eiar.2009.05.001.
- Olagunju, Ayodele Omoniyi et Jill A E Gunn. 2015. « Selection of Valued Ecosystem Components in Cumulative Effects Assessment: Lessons from Canadian Road Construction Projects », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 33 (3). Taylor & Francis: 207-19. doi:10.1080/14615517.2015.1039382.
- Papworth, S.K., J. Rist, L. Coad et E.J. Milner-Gulland. 2009. « Evidence for Shifting Baseline Syndrome in Conservation », *Conservation Letters*, 2: 93-100. doi:10.1111/j.1755263X.2009.00049.x.
- Parkins, John R. 2011. « Deliberative Democracy, Institution Building, and the Pragmatics of Cumulative Effects Assessment », *Ecology and Society*, 16 (3): 12. doi:10.5751/ES-04236160320.

Appendice A

- Partidário, Maria Rosário. 1996. « Strategic Environmental Assessment: Key Issues Emerging from Recent Practice », *Environmental Impact Assessment Review*, 16 (95): 31-55. doi:10.1016/0195-9255(95)00106-9.
- . 2000. « Elements of an SEA Framework - Improving the Added-Value of SEA », *Environmental Impact Assessment Review*, 20 (6): 647-63. doi:10.1016/S01959255(00)00069-X.
- Pauly, Daniel. 1995. « Anecdotes and the Shifting Baseline Syndrome of Fisheries », *Trends in Ecology and Evolution*, 10 (10): 1995.
- Piet, Gerjan J., Antony M. Knights, Ruud H. Jongbloed, Jacqueline E. Tamis, Pepijn de Vries et Leonie A. Robinson. 2017. « Ecological Risk Assessments to Guide Decision-Making: Methodology Matters », *Environmental Science and Policy* 68. Elsevier : 1-9. doi:10.1016/j.envsci.2016.11.009.
- Plaganyi, E.E. 2007. *Models for an Ecosystem Approach to Fisheries*.
- Première Nation de Metlakatla. 2015. « Metlakatla Cumulative Effects Management Phase 1 », Metlakatla (Colombie-Britannique)
- Reed, Mark S., Evan D.G. Fraser et Andrew J. Dougill. 2006. « An Adaptive Learning Process for Developing and Applying Sustainability Indicators with Local Communities », *Ecological Economics*, 59 (4): 406-18. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.11.008.
- Renberg, Ingemar, Christian Bigler, Richard Bindler, Matilda Norberg, Johan Rydberg et Ulf Segerström. 2009. « Environmental History: A Piece in the Puzzle for Establishing Plans for Environmental Management », *Journal of Environmental Management*, 90 (8): 2794-2800. doi:10.1016/j.jenvman.2009.03.008.
- Sadler, Barry. 1996. *Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve*. Ottawa (Ontario) : Ministre des Approvisionnements et Services Canada
- Salomon, Anne K., Nick M. Tanape et Henry P. Huntington. 2007. « Serial Depletion of Marine Invertebrates Leads to the Decline of a Strongly Interacting Grazer », *Ecological Applications*, 17 (6): 1752-70. doi:10.1890/06-1369.1.
- Samhuri, Jameal F., et Phillip S. Levin. 2012. « Linking Land- and Sea-Based Activities to Risk in Coastal Ecosystems », *Biological Conservation*, 145 (1). Elsevier : 118-29. doi:10.1016/j.biocon.2011.10.021.
- Sinclair, A. John, Meinhard Doelle et Peter N. Duinker. 2017. « Looking Up, Down, and Sideways: Reconceiving Cumulative Effects Assessment as a Mindset », *Environmental Impact Assessment Review*, 62. Elsevier B.V. : 183-94. doi:10.1016/j.eiar.2016.04.007.
- Smit, Barry, et Harry Spaling. 1995. « Methods for Cumulative Effects Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 15: 81-106. doi:10.1016/01959255(94)00027-X.

Appendice A

- Spaling, Harry, et Barry Smit. 1993. « Cumulative Environmental Change: Conceptual Frameworks, Evaluation Approaches, and Institutional Perspectives », *Environmental Management*, 17 (5): 587-600.
- Stelzenmüller, Vanessa, J. Lee, A. South et S. I. Rogers. 2009. « Quantifying Cumulative Impacts of Human Pressures on the Marine Environment: A Geospatial Modelling Framework », *Marine Ecology Progress Series*, 398: 19-32. doi:10.3354/meps08345.
- Stelzenmüller, Vanessa, Marta Coll, Antonios D Mazaris, Sylvaine Giakoumi, Stelios Katsanevakis, Michelle E Portman, Renate Degen, et coll. 2018. « A Risk-Based Approach to Cumulative Effect Assessments for Marine Management », *Science of the Total Environment*, 612. Les auteurs : 1132-40. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.289.
- Stephenson, S A, et L Hartwig. 2009. *The Yukon North Slope Pilot Project: An Environmental Risk Characterization Using a Pathways of Effects Model*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2896. <http://waves-vagues.dfompo.gc.ca/Library/340530.pdf>.
- Sutherland, Glenn D., F. Louise Waterhouse, Jason Smith, Sari C. Saunders, Katherine Paige et Joshua Malt. 2016. « Developing a Systematic Simulation-Based Approach for Selecting Indicators in Strategic Cumulative Effects Assessments with Multiple Environmental Valued Components », *Ecological Indicators*, 61. Elsevier : 512-25. doi:10.1016/j.ecolind.2015.10.004.
- Taylor, George. 2005. « Cumulative Effects of Forestry Practices - an Example Framework or Evaluation From Oregon, USA », *Biomass and Bioenergy*, 13: 204.
- Tennøy, Aud, Jens Kværner et Karl Idar Gjerstad. 2006. « Uncertainty in Environmental Impact Assessment Predictions: The Need for Better Communication and More Transparency », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 24 (1): 45-56. doi:10.3152/147154602781766627.
- Therivel, R. 2004. *Strategic Environmental Assessment in Action*. Londres, R.-U. : Earthscan. <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=ORCE-nq3JHgC&oi=fnd&pg=PP2&dq=Strategic+Environmental+Assessment+in+Action&ots=pfXifX0V00&sig=Wl28Ns3cJdjdVQFbILfgtPbPvWY>.
- Therivel, Riki, et Bill Ross. 2007. « Cumulative Effects Assessment: Does Scale Matter? » *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5): 365-85. doi:10.1016/j.eiar.2007.02.001.
- Thornborough, Kate, Jason Dunham et Miriam O. 2015. Development of Risk-Based Indicators for Endeavour Hydrothermal Vents Marine Protected Area Using the Ecological Risk Assessment Framework. Avis scientifique; secrétariat canadien de consultation scientifique MPO, 2016/028.
- . 2016. Élaboration d'indicateurs fondés sur les risques pour la zone de protection marine du mont sous-marin Bowie (SGaan Kinghlas) à l'aide du cadre d'évaluation du risque

Appendice A

écologique. Avis scientifique; secrétariat canadien de consultation scientifique MPO, 2016/027. <http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/365130.pdf>

- Transports Canada et la Garde côtière canadienne 2009. *Évaluation des propositions rattachées au risque de déversement d'hydrocarbures sur la côte Sud de Terre-Neuve*.
- Turner, Nancy J, Robin Gregory, Cheryl Brooks, Lee Failing, et Terre Satterfield. 2008. « From Invisibility to Transparency: Identifying the Implications », *Ecology and Society*, 13 (2).
- Udofia, Aniekan, Bram F. Noble, et Greg Poelzer. 2017. « Meaningful and Efficient? Enduring Challenges to Aboriginal Participation in Environmental Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 65: 164-74. doi:10.1016/j.eiar.2016.04.008.
- Vandermeulen, Herb. 1998. « The Development of Marine Indicators for Coastal Zone Management », *Ocean & Coastal Management*, 39 (1-2): 63-71. doi:10.1016/S09645691(98)00014-3.
- Vicente, Gustavo, et Maria R. Partidário. 2006. « SEA - Enhancing Communication for Better Environmental Decisions », *Environmental Impact Assessment Review*, 26 (8): 696-706. doi:10.1016/j.eiar.2006.06.005.
- Wambrauw, Elisabeth Veronika, et Te Kipa Kepa Brian Morgan. 2016. « Transferring The Mauri Model Of Decision Making Framework From New Zealand To Merauke Regency In Southern Papua », *KnE Social Sciences*, 1 (1): 146-53. doi:10.18502/kss.v1i1.446.
- Ward, Trevor J. 2000. « Indicators for Assessing the Sustainability of Australia's Marine Ecosystems », *Marine and Freshwater Research*, 51: 435-46.
- Wärnbäck, Antoinette, et Tuija Hilding-Rydevik. 2009. « Cumulative Effects in Swedish EIA Practice – Difficulties and Obstacles », *Environmental Impact Assessment Review*, 29 (2). Elsevier : 107-15. doi:10.1016/j.eiar.2008.05.001.
- Xue, Xiongzi, Huasheng Hong, et Anthony T Charles. 2004. « Cumulative Environmental Impacts and Integrated Coastal Management: The Case of Xiamen, China », *Journal of Environmental Management*, 71 (3): 271-83. doi:10.1016/j.jenvman.2004.03.006.

Annexe A. Principaux documents de référence

La section suivante présente des résumés succincts des principales sources examinées pour ce rapport, classés par thème principal (ou, du moins, en fonction du thème que l'auteur de ce rapport a jugé le plus utile au projet de Transports Canada). Une liste alphabétique complète de toute la documentation examinée est donnée dans la section Bibliographie. Cette section ne comprend pas les sources liées aux études de cas examinées au chapitre 4; ces sources sont données dans la sous-rubrique (c.-à-d. Sources documentaires principales) qui clôt la section de chacune des études de cas.

A.1 Concepts généraux

Atkinson, Samuel F., et Larry W. Canter. 2011. « Assessing the Cumulative Effects of Projects Using Geographic Information Systems », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier : 457-64.

Atkinson et Canter examinent comment les systèmes d'information géographique ont été utilisés dans l'évaluation environnementale type et leur utilisation pour l'évaluation de l'impact cumulatif. Les auteurs explorent les recours soumis au système des tribunaux fédéraux des États-Unis où les systèmes d'information géographique ont été utilisés dans certains aspects des effets cumulatifs. Le document résume également quinze études de cas qui vont de la planification du transport à l'échelle de la région aux impacts sur la faune et l'habitat, et rassemble quelques leçons tirées de cet examen des publications et des litiges.

Atlin, Cole, et Robert Gibson. 2017. « Lasting Regional Gains from Non-Renewable Resource Extraction: The Role of Sustainability-Based Cumulative Effects Assessment and Regional Planning for Mining Development in Canada », *Extractive Industries and Society*, 4 (1). Elsevier : 36-52.

Atlin et Gibson (2017) passent en revue l'état actuel des régimes d'évaluation, en cernant les lacunes et les opportunités de meilleures pratiques. Les implications sont résumées sous forme de recommandations pour la conception d'un régime d'évaluation qui traite des effets cumulatifs, en grande partie grâce à des processus régionaux liés aux évaluations au niveau des projets, et qui intègrent les cinq caractéristiques suivantes : (1) multidimensionnel : couvrir l'ensemble complet des effets cumulatifs de multiples projets, passés, présents et raisonnablement prévisibles dans l'avenir régional pertinent (bien au-delà du niveau individuel du projet), à la

Appendice A

lumière de la contribution aux objectifs de durabilité; (2) à long terme : utilise des scénarios ou des équivalents pour explorer et éclairer la nature et les implications potentielles d'avenirs plausibles et souhaitables, pour définir des voies alternatives et des options de plan à examiner; (3) crédible : établit des processus ouverts explicites pour l'élaboration et l'évaluation des solutions de rechange régionales et justifie les décisions à la lumière des critères et des règles de compromis fondés sur la durabilité et spécifiés par le contexte; (4) faisant autorité : intègre les conclusions des évaluations régionales en tant que décisions dans les plans régionaux faisant autorité sur le plan législatif ou l'équivalent avec des dispositions pour assurer la conformité dans la planification et l'évaluation au niveau du projet; et (5) responsable : assure une attribution claire et responsable des responsabilités et des attentes en matière de gestion des effets cumulatifs, y compris des dispositions pour un suivi engagé, des réponses efficaces et des rapports publics.

Bragagnolo, C., D. Geneletti et T.B. Fischer. 2012. « Cumulative Effects in SEA of Spatial Plans – Evidence from Italy and England », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(2), p. 100–110.

Cet article étudie si et comment les effets cumulatifs sont actuellement traités dans les évaluations environnementales stratégiques des plans d'aménagement italiens et anglais. Ceci est basé sur les résultats de (1) une enquête par questionnaire et (2) une revue systématique des rapports d'évaluation environnementale stratégique des plans d'aménagement locaux et régionaux italiens et anglais. Les auteurs ont constaté que, contrairement à ce que certains experts pensent, même si les effets cumulatifs ne sont pas traités de façon adéquate, il y a beaucoup de possibilités pour améliorer la pratique actuelle. Dans ce contexte, une meilleure portée, des approches axées sur l'avenir pour les évaluations environnementales stratégiques et une hiérarchisation plus efficace sont considérées comme des éléments clés pouvant permettre une évaluation plus efficace des effets cumulatifs.

Bragagnolo, Chiara, et Davide Geneletti. 2012. « Addressing Cumulative Effects in Strategic Environmental Assessment of Spatial Planning », *AESTIMUM*, 60 : 39-52.

Bragagnolo et Geneletti (2012) se penchent sur l'analyse des effets cumulatifs dans les évaluations environnementales stratégiques en se référant à la planification spatiale en fournissant un examen des concepts et des méthodes clés liés aux ouvrages sur les effets cumulatifs; en présentant une justification de l'inclusion des effets cumulatifs dans l'évaluation environnementale stratégique des plans d'aménagement du territoire; en mettant de l'avant une

Appendice A

proposition visant à traiter les effets cumulatifs à différentes étapes des évaluations environnementales stratégiques. Le document conclut que l'évaluation environnementale stratégique offre l'occasion de soutenir une meilleure gestion des effets cumulatifs découlant de nombreuses décisions d'aménagement du territoire au niveau local. Trois aspects sont apparus comme essentiels pour garantir de bonnes pratiques : la sélection de composantes environnementales valorisées, l'adoption d'approches orientées vers l'avenir et l'utilisation d'information spatialement explicite.

Canter, L. W., B. Sadler et R.G. Randall. 2012. « Development of a reference document on key information sources related to cumulative effects of multiple activities on fish habitat and fish populations in Canada ». Burlington (Ontario). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques n° 2998.

Canter et coll. (2012) fournissent une liste annotée des principales sources d'information sur l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs (EGEC), en particulier sur les concepts, les modèles, les méthodes et les outils et leur application à la science et à la gestion des écosystèmes aquatiques, à l'habitat du poisson et aux populations de poissons. La justification, le contexte et les principales conclusions de l'examen sont décrits.

Canter, Larry, et Barry Sadler. s.d. « Development of a reference document on key information sources related to cumulative effects of multiple activities on fish habitat and fish populations in Canada ».

Canter et Sadler (s.d.) présentent une liste annotée des principales sources d'information sur l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs, notamment les concepts, les modèles, les méthodologies et les outils et leur application à la science et à la gestion des écosystèmes aquatiques, à l'habitat du poisson et aux populations de poissons.

Clarke Murray, C., Mach, M.E. et Martone, R.G., 2014. « Cumulative Effects in Marine Ecosystems: Scientific Perspectives on Its Challenges and Solutions ». Vancouver (Colombie-Britannique).

Dans cet article, les auteurs examinent quatre composantes de la science des effets cumulatifs et de leur application : (1) comment les effets cumulatifs se manifestent dans les écosystèmes à la suite de multiples activités humaines; (2) les défis dans l'application des connaissances scientifiques dans l'évaluation des effets cumulatifs, y compris la définition des échelles spatiales et temporelles, les points de référence, les indicateurs et la détermination des

Appendice A

changements significatifs face à l'incertitude et à la variabilité environnementale naturelle; (3) les modèles et les outils qui ont été mis au point pour évaluer les effets cumulatifs; et (4) les priorités pour la science et la gestion des effets cumulatifs. La conservation des écosystèmes marins et le soutien au développement durable exigent l'utilisation de la recherche primaire, de modèles et d'outils dans un cadre intégré et adaptatif axé sur l'écosystème pour contrer effets cumulatifs.

Clarke Murray, Cathryn, et Lucie Hannah. 2017. *Cumulative Effects Research and Applications within Fisheries and Oceans Canada (DFO): Draft for Transport Canada*. Victoria (Colombie-Britannique). Programme des facteurs de stress des écosystèmes, Division des sciences de la mer, Région du Pacifique, Pêches et Océans Canada.

Dans ce document provisoire du MPO, Clarke Murray et Hannah (Clarke Murray et Hannah, 2017) résumant le travail qui a été fait à ce jour en lien avec l'évaluation des effets cumulatifs au sein du MPO.

Clarke Murray, Cathryn, Megan E. Mach, et Rebecca G. Martone. 2014. « Cumulative Effects in Marine Ecosystems: Scientific Perspectives on Its Challenges and Solutions ». Vancouver (Colombie-Britannique).

Clarke Murray et coll. (2014) examinent quatre composantes de la science des effets cumulatifs et de leur application : (1) comment les effets cumulatifs se manifestent dans les écosystèmes à la suite de multiples activités humaines; (2) les défis dans l'application des connaissances scientifiques dans l'évaluation des effets cumulatifs, y compris la définition des échelles spatiales et temporelles, les points de référence, les indicateurs et la détermination des changements significatifs face à l'incertitude et à la variabilité environnementale naturelle; (3) les modèles et les outils qui ont été mis au point pour évaluer les effets cumulatifs; et (4) les priorités pour la science et la gestion des effets cumulatifs.

Connelly, Robert (Bob). 2011. « Canadian and International EIA Frameworks as They Apply to Cumulative Effects », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier : 453-56.

Connelly (2011) présente un bref historique de la conceptualisation des effets cumulatifs, des exigences actuelles en Amérique du Nord et ailleurs dans le monde, des défis au niveau des projets, des réflexions sur la manière dont les nouveaux concepts d'évaluation

Appendice A

environnementale stratégique et d'évaluation régionale peuvent offrir des moyens d'améliorer l'examen des effets cumulatifs.

Crain, Caitlin Mullan, Kristy Kroeker et Benjamin S. Halpern. 2008. « Interactive and Cumulative Effects of Multiple Human Stressors in Marine Systems », *Ecology Letters*, 11 (12): 1304-15.

Crain, Kroeker et Halpern résumant 171 études qui ont manipulé deux facteurs de stress ou plus dans les systèmes marins et côtiers et constatent que les effets cumulatifs dans les études individuelles étaient additifs (26 %), synergiques (36 %) et antagonistes (38 %). L'effet d'interaction global était synergique dans toutes les études, mais le type d'interaction variait selon le niveau de réponse (collectivité : antagoniste, population : synergique), le niveau trophique (autotrophes : antagoniste, hétérotrophes : synergique) et la paire de facteurs de stress (sept paires additives, trois paires synergiques et trois paires antagonistes).

L'ajout d'un troisième facteur de stress a modifié les effets d'interaction de manière significative dans les deux tiers de tous les cas et a doublé le nombre d'interactions synergiques.

Du, Jing, Yang Yang, Ling Xu, Shushen Zhang et Fenglin Yang. 2012. « Research on the Alternatives in a Strategic Environmental Assessment Based on the Extension Theory », *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (9): 5807-19.

Du et coll. présentent une nouvelle méthodologie basée sur la théorie de l'extension pour définir une gamme de solutions de rechange et retenir la meilleure. La planification de l'extension est appliquée pour formuler un ensemble de solutions de rechange qui répondent aux intérêts raisonnables des parties prenantes. L'évaluation des priorités d'extension est utilisée pour évaluer et optimiser les solutions de rechange et présenter une méthodologie scientifique pour l'étude alternative d'évaluation environnementale stratégique. Par la suite, le plan de circulation urbaine de la ville de Dalian est utilisé comme exemple pour démontrer la faisabilité de la nouvelle méthode. Le plan de planification du trafic et le plan de protection de l'environnement sont combinés de manière organique sur la base de la théorie de l'extension, et la fiabilité et la praticabilité de cette approche sont examinées.

Appendice A

Duinker, P.N. et L.A.Greig. 2006. « The impotence of cumulative effects assessment in Canada: ailments and ideas for redeployment », *Environmental Management*, 37(2) : 153–61.

Cet article examine six problèmes importants liés à l'évaluation des effets cumulatifs et propose des solutions. Les six domaines problématiques comprennent (1) l'application de l'évaluation des effets cumulatifs dans les évaluations d'impact environnemental au niveau du projet, (2) l'évaluation des impacts environnementaux centrée sur l'approbation du projet plutôt que sur la durabilité environnementale; (3) le manque général de compréhension des seuils d'impact écologique; (4) la séparation des effets cumulatifs et des impacts propres au projet, (5) les interprétations faibles des effets cumulatifs par les praticiens et les analystes et (6) le traitement inapproprié des aménagements éventuels dans l'avenir. Les auteurs préconisent des améliorations non seulement dans les évaluations d'impact environnemental propres aux projets, mais aussi principalement dans le domaine des évaluations des effets cumulatifs à l'échelle régionale et des cadres régionaux d'effets environnementaux (ou peut-être l'aménagement du territoire).

Duinker, Peter N., Erin L. Burbidge, Samantha R. Boardley et Lorne A. Greig. 2012. « Scientific Dimensions of Cumulative Effects Assessment: Toward Improvements in Guidance for Practice », *Environmental Reviews*, 21 (October 2012). NRC Research Press: 40-52.

Cet article fournit une mise à jour sur les progrès dans les avancées scientifiques concernant l'évaluation des effets cumulatifs et oriente les praticiens vers une large sélection d'ouvrages formels récents révisés par des pairs sur le sujet. Les auteurs soulignent les moyens d'améliorer les directives pour la pratique de l'évaluation des effets cumulatifs et abordent des sujets clés tels que la définition d'autres activités à évaluer, l'établissement de limites temporelles et spatiales, les seuils d'impact, les méthodes de prévision des impacts et la comparaison des approches basées sur les facteurs de stress et des approches basées sur les effets. Plusieurs exemples de cas d'EEC dans la pratique sont résumés. Des recommandations pour améliorer les documents d'orientation destinés aux praticiens portent sur les définitions, les scénarios, les méthodes analytiques, les méthodes de collaboration, les seuils, l'accumulation de connaissances, les accidents et les défaillances, l'échelle du projet et l'intégration des connaissances.

Appendice A

Foley, Melissa M., Lindley A. Mease, Rebecca G. Martone, Erin E. Prahler, Tiffany H. Morrison, Cathryn Clarke Murray, et Deborah Wojcik. 2017. « The Challenges and Opportunities in Cumulative Effects Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 62. Elsevier B.V.: 122-34.

Foley et coll. (2017) ont interrogé des praticiens des EEC de Californie (États-Unis), de Colombie-Britannique (Canada), du Queensland (Australie) et de la Nouvelle-Zélande sur la mesure dans laquelle leurs pratiques reflètent les recommandations scientifiques actuelles. Ils ont constaté que les praticiens utilisaient une définition large et variée de l'impact pour les EEC, ce qui conduit à des différences dans la manière dont les points de référence, l'échelle et l'importance sont déterminés. Ils ont repéré des occasions d'améliorer l'évaluation environnementale : (1) élaborer des directives pour normaliser les conditions et les impacts utilisés pour déterminer les points de référence; (2) améliorer l'accès aux données et aux renseignements du projet.

Gillingham, Michael P., Greg R. Halseth, Chris J. Johnson et Margot W Parkes (dir). 2016. *The Integration Imperative: Cumulative Environmental, Community and Health Effects of Multiple Natural Resource Developments*. Suisse : Springer.

Le livre de Gillingham et coll. (2016) combine les connaissances et l'expérience professionnelle d'auteurs issus de divers milieux comme le développement communautaire, la santé publique et les changements environnementaux pour aborder un certain nombre de défis clés et de solutions potentielles pour contrer les impacts cumulatifs. Les premiers chapitres explorent les concepts fondamentaux sur lesquels repose l'EEC et la gamme d'approches utilisées pour aborder les impacts. Le huitième chapitre du livre présente un cadre général pour une approche régionale intégrée de l'évaluation et de la gestion des impacts cumulatifs qui pourrait présenter un intérêt particulier pour Transports Canada. Dans ce chapitre, les auteurs proposent six principes et cinq éléments qui forment la structure d'un cadre d'impacts cumulatifs régional intégratif qui peut être adapté à des situations régionales uniques.

Appendice A

Gunn, Jill. 2009. « Integrating Strategic Environmental Assessment and Cumulative Effects Assessment In Canada ». Thèse de doctorat. Département de géographie et de planification, Université de la Saskatchewan.

et

Gunn, Jill Harriman, et Bram F. Noble 2009. « Integrating Cumulative Effects in Regional Strategic Environmental Assessment Frameworks: Lessons From Practice », *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 11 (3): 267-90.

et

Gunn, Jill, et Bram F. Noble. 2011. « Conceptual and Methodological Challenges to Integrating SEA and Cumulative Effects Assessment » , *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (2): 154-60.

La dissertation de Gunn (2009) présente une typologie des approches actuelles de l'évaluation des effets cumulatifs régionaux qui examine les leçons tirées des récentes tentatives d'analyse environnementale stratégique à l'échelle régionale au Canada, incluant un volet d'évaluation de l'impact et une attention explicite aux effets environnementaux cumulatifs (ce thème est affiné dans J.H. Gunn et Noble 2009). L'auteure présente un cadre structuré pour l'évaluation environnementale stratégique régionale au Canada et analyse les défis conceptuels et méthodologiques qui accompagnent l'intégration de l'évaluation environnementale stratégique et l'évaluation des effets cumulatifs (une forme abrégée de cette dernière a été publiée sous J. Gunn et Noble 2011). La section 4.5, qui présente les étapes à suivre pour créer un cadre régional, peut être particulièrement intéressante pour Transports Canada.

Harriman, Jill A.E., et Bram F. Noble. 2008. « Characterizing Project and Strategic Approaches To Regional Cumulative Effects Assessment in Canada », *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 10 (1): 25-50.

Dans cet article, Harriman et Noble (2008) présentent une typologie des approches régionales de l'EEC en fonction de ses multiples caractéristiques, fonctions et attentes : deux approches fondées sur l'EIE (projet unique et plusieurs projets) et deux approches dérivées de l'EES (secteur unique et multisecteur). L'exemple pour le secteur unique axé sur l'EES qui serait le plus pertinent pour Transports Canada dans le contexte de cet examen est celui de l'Office Canada–Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers. Les auteurs soutiennent qu'en matière d'EEC, chaque approche a ses propres mérites qui la rendent apte à traiter de types

Appendice A

particuliers de problèmes cumulatifs à différents niveaux d'évaluation, et chacune d'entre elles peut produire différents types de résultats d'évaluation. Ils concluent que l'incapacité à répondre aux attentes avec des cadres/approches appropriés a été responsable de nombreuses déceptions historiques avec l'EEC.

Hegmann, George, et G.A. Yarranton. 2011. « Alchemy to Reason: Effective Use of Cumulative Effects Assessment in Resource Management », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier B.V. : 484-90.

Hegmann et Yarranton (2011) soutiennent que l'utilisation la meilleure et la plus appropriée de l'EEC n'est pas au niveau du projet, mais dans la définition et l'amélioration du cadre de planification et de réglementation. Ils suggèrent que l'évaluation des effets cumulatifs devrait être utilisée de manière plus générale pour aider à définir l'intérêt public à long terme et à construire un cadre de planification et de réglementation qui reflète cet intérêt. L'évaluation des effets cumulatifs au niveau des projets serait alors inutile, à condition que les projets soient compatibles avec le cadre.

Noble, Bram F., et Kelechi Nwanekezie. 2017. « Conceptualizing Strategic Environmental Assessment: Principles, Approaches and Research Directions », *Environmental Impact Assessment Review*, 62. Elsevier : 165-73.

Ce document revisite les principes de l'évaluation environnementale stratégique et conceptualise le processus comme étant multidimensionnel et multidimensionnel. Il est suggéré que l'évaluation environnementale stratégique peut être conceptualisée comme une série d'approches au caractère stratégique croissant – de l'approche fondée sur l'évaluation d'impact à l'approche fondée sur la stratégie – chaque approche se différenciant par ses objectifs d'application et la mesure dans laquelle les principes stratégiques sont reflétés dans sa conception et sa mise en œuvre.

Sadler, Barry. 1996. *Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve*. Ottawa (Ontario) : Approvisionnement et Services Canada.

Bien qu'il date de 20 ans, le rapport de Sadler (1996) sur le cadre, les constatations, les conclusions et les recommandations de l'Étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale (dirigée par l'Agence canadienne d'évaluation environnementale et l'Association internationale pour l'évaluation d'impact) est toujours aussi instructif. Le chapitre 6, qui examine l'utilisation émergente de l'EES par plusieurs pays et organisations

Appendice A

internationales en se fondant sur un examen de dix processus majeurs et de 40 études de cas, est particulièrement intéressant. Ce chapitre présente les obstacles institutionnels communs rencontrés dans ces cas, ainsi qu'un ensemble de principes directeurs qui en sont dérivés.

Sinclair, A. John, Meinhard Doelle et Peter N. Duinker. 2017. « Looking Up, Down, and Sideways: Reconceiving Cumulative Effects Assessment as a Mindset », *Environmental Impact Assessment Review*, 62. Elsevier B.V. : 183-94.

Sinclair, Doelle et Duinker (2017) passent en revue les articles sur l'EEC, de l'EES et l'EER et soutiennent que l'EEC devrait avoir un rôle central à tous les échelons d'évaluation, fonctionnant selon une approche technique; une approche fondée sur la loi et les politiques; et une approche participative. Les auteurs utilisent un exemple de la baie de Fundy au Canada comme étude de cas sur la façon d'établir le concept de « l'état d'esprit de l'EEC » et d'aller de l'avant avec la mise en œuvre.

Spaling, Harry, et Barry Smit. 1993. « Cumulative Environmental Change: Conceptual Frameworks, Evaluation Approaches, and Institutional Perspectives », *Environmental Management*, 17 (5) : 587-600.

et

Smit, Barry, et Harry Spaling. 1994. « Methods for Cumulative Effects Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 15 : 81-106.

Dans le premier de ces deux articles fondamentaux, Spaling et Smit (1993) examinent les cadres conceptuels des changements environnementaux cumulatifs et décrivent des approches analytiques (c.-à-d. scientifiques) et institutionnelles (c.-à-d. fondées sur la planification) de l'EEC. Les auteurs considèrent ces approches non pas comme des paradigmes concurrents, mais plutôt comme des interprétations différentes de la portée de l'EEC. Ils comparent les réponses institutionnelles et législatives à l'évaluation des effets cumulatifs au Canada et aux États-Unis. Dans leur deuxième article, Smit et Spaling (1995) classifient et évaluent les méthodes d'évaluation de l'impact sur l'environnement en utilisant des critères dérivés des cadres conceptuels de changements environnementaux cumulatifs précédemment proposés. Les méthodes évaluées comprennent des approches analytiques (analyse spatiale, analyse de réseau, analyse biogéographique, matrices interactives, modélisation écologique et opinion d'experts) et des approches de planification (évaluation multicritères, modèles de programmation, évaluation du caractère approprié des terres et lignes directrices). Cet article est

un peu ancien – les approches SIG en étaient encore à leurs balbutiements au moment de la rédaction – mais il est utile pour fournir une nomenclature accessible des méthodes d’EEC.

Vicente, G. et Partidário, M.R. 2006. « SEA – Enhancing communication for better environmental decisions », *Environmental Impact Assessment Review*, 26(8), p. 696-706.

Cet article explore comment l’évaluation environnementale stratégique est susceptible d’améliorer la communication entre les différentes parties prenantes en vue de permettre la discussion et l’accord indépendamment des croyances, convictions, rôles sociaux, valeurs, expériences accumulées, besoins individuels ou autres facteurs qui expriment différentes visions du monde et déterminent le contexte dans lequel les décisions sont prises. Pour relever ce défi, les auteurs proposent d’établir des stratégies de communication qui renforcent le rôle de l’EES dans la construction des attentes sociales et des plateformes de discussion, dans les multiples processus de négociation qui se déroulent entre les parties prenantes et les décideurs.

A.2 Limites spatiales et temporelles

Franks, Daniel M., David Brereton et Chris J. Moran. 2013. « The Cumulative Dimensions of Impact in Resource Regions », *Resources Policy*, 38 (4): 640-47.

Franks et coll., (2013) examinent les problèmes d’impacts cumulatifs qui se sont manifestés dans les régions ressources (dans le contexte de l’exploitation minière en Australie), évaluent de façon critique les conceptions des impacts cumulatifs qui prévalent à l’heure actuelle et examinent en détail les réponses politiques et de gestion pour traiter les dimensions cumulatives de l’impact. Ils concluent avec quelques idées clés tirées des ouvrages sur l’impact cumulatif qui ont des implications au-delà du secteur minier.

Franks, Daniel, David Brereton, Chris Moran, Tapan Sarker et Tamar Cohen. 2010. *Cumulative Impacts: A Good Practice Guide for the Australian Coal Mining Industry*. Brisbane, Australie : Université du Queensland, Programme de recherche de l’Australian Coal Association.

Dans ce guide, Franks et coll. (2010) mettent l’accent sur les occasions et les défis liés à la détermination proactive et à la réponse aux impacts cumulatifs à l’échelle locale et régionale et fournissent des exemples de collaboration pour évaluer la gestion, le suivi et la déclaration des impacts cumulatifs. En réalité, ce guide vise les bonnes pratiques pour les promoteurs plutôt que

Appendice A

les approches sectorielles pour les gestionnaires de l'environnement, mais il contient des stratégies pratiques utiles, tirées d'exemples pratiques, pour mieux gérer les impacts cumulatifs à l'échelle du projet et à l'échelle régionale.

João, Elsa. 2002. « How Scale Affects Environmental Impact Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 22 (4): 289-310.

et

João, Elsa. 2007. « A Research Agenda for Data and Scale Issues in Strategic Environmental Assessment (SEA) », *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5): 479-91.

Dans ces deux articles, João (2002, 2007) évalue l'influence de l'échelle géographique sur les résultats de l'évaluation de l'impact environnemental et des évaluations environnementales stratégiques. Le premier article présente les résultats obtenus en utilisant des données spatiales à différentes échelles pour une évaluation de l'impact environnemental d'un contournement routier proposé dans le sud-est de l'Angleterre. Les effets d'échelle ont été mesurés séparément pour l'étendue et la précision spatiales, et ont été mesurés à la fois quantitativement en utilisant le SIG et qualitativement en utilisant le jugement des experts en évaluation de l'impact environnemental. L'étude a révélé que des changements d'échelle pourraient affecter les résultats des évaluations d'impact environnemental. L'article se termine par des recommandations sur la meilleure façon de contrôler la qualité des évaluations d'impact environnemental en relation avec le choix de l'échelle pour la pratique future. Le deuxième article propose un programme de recherche sur les données et les questions d'échelle dans l'évaluation environnementale stratégique et des recommandations pour la pratique future. João recommande de faire davantage de recherches sur les questions de données, les échelles spatiales et temporelles (en termes de détail et d'étendue), la hiérarchisation, la qualité des données et les liens avec la prise de décision, et conclut que les questions de données et d'échelle sont essentielles pour déterminer et comprendre les enjeux qu'aborde l'évaluation environnementale.

Karstens, S. A M, P. W G Bots, et Jill H. Slinger. 2007. « Spatial Boundary Choice and the Views of Different Actors », *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5): 386-407.

Karstens et coll. (2007) présentent une évaluation des impacts du choix de l'échelle selon différents points de vue (c.-à-d. acteurs politiques, commissaires, analystes et scientifiques) en mettant l'accent sur un type d'échelle : les limites spatiales de l'étude. Ils examinent l'étude d'un estuaire commandée par les gouvernements flamand et hollandais pour illustrer comment les acteurs varient à la fois dans les limites qu'ils choisissent et dans l'évaluation qu'ils font des implications de ce choix de limites. Les auteurs soutiennent qu'il n'existe pas d'échelle spatiale parfaite, et recommandent des façons de structurer le problème de la sélection de l'échelle pour faciliter la délibération rationnelle.

Knowlton, N., et J.B.C. Jackson. 2008. « Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs », *PLoS Biology*, 6(2).

L'article retrace les hypothèses et les prescriptions du « syndrome de la dérive des points de référence » dans des ouvrages clés, et les questionne au moyen de la théorie et de la recherche en écologie et en sciences sociales. Les auteurs font valoir qu'il faut ouvrir le débat concernant le syndrome à un plus large éventail de spécialistes des sciences sociales, d'écologistes et d'utilisateurs des ressources naturelles et reconnaître explicitement les jugements de valeur inhérents aux décisions sur ce à quoi les écosystèmes passés ressemblaient et si oui ou non et comment nous pourrions les reconstruire.

Lerner, Jackie. s.d. « If You Build It, Will They Come? Using Historical Development Patterns to Improve Prediction and Mitigation of Cumulative Environmental Impacts ». En préparation : Université de Colombie-Britannique.

Ce document soutient la nécessité de mieux harmoniser notre comptabilisation des conséquences environnementales avec nos attentes en matière de gains économiques, en particulier lorsqu'il s'agit de prendre en considération des projets futurs « raisonnablement prévisibles » dans des évaluations formelles des effets cumulatifs. L'argument présenté est illustré par une étude de cas portant sur la récente autorisation réussie d'un grand projet d'infrastructure canadien : la Ligne de transport d'énergie du nord-ouest.

Appendice A

Lotze, Heike K., et Boris Worm. 2009. « Historical Baselines for Large Marine Animals », *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (5): 254-62.

Lotze et Worm (2009) examinent la diversité des approches utilisées et les modèles de changements historiques résultants chez les grands mammifères marins, les oiseaux, les reptiles et les poissons. Ils constatent que sur les 256 dossiers examinés, les populations exploitées ont diminué de 89 % par rapport au niveau d'abondance historique. Dans de nombreux cas, les fluctuations à long terme sont liées à la variation du climat, le déclin rapide à la surexploitation et le rétablissement aux récentes mesures de conservation. Ces modèles historiques émergents offrent de nouvelles perspectives sur les écosystèmes passés et fournissent un contexte important pour la gestion contemporaine des océans.

McCold, Lance N., et James W. Saulsbury. 1996. « Including Past and Present Impacts in Cumulative Impact Assessments », *Environmental Management*, 20 (5) : 767-76.

McCold et Saulsbury (1996) étudient comment les impacts passés et présents devraient être inclus dans les analyses d'impacts cumulatifs. La définition de l'impact cumulatif implique que les analyses d'impacts cumulatifs doivent inclure les effets de toutes les actions passées et présentes sur une ressource particulière. L'inclusion des impacts passés et présents dans les évaluations d'impact cumulatives augmente la probabilité de trouver des impacts significatifs. La NEPA exige que les organismes accordent plus d'attention aux solutions de rechange et à l'atténuation et fournissent plus de possibilités de participation du public pour les activités qui auraient des impacts significatifs que pour des activités qui ne causeraient pas d'impact important ou n'y contribueraient pas. Dans le cas d'une activité qui contribuerait à des impacts cumulatifs importants, il est possible d'éviter les coûts et les efforts supplémentaires associés à une prise en compte accrue des solutions de rechange et d'atténuation et à une participation accrue du public si l'activité peut être modifiée pour éliminer les impacts cumulatifs importants.

Papworth, S.K., J. Rist, L. Coad et E.J. Milner-Gulland. 2009. « Evidence for Shifting Baseline Syndrome in Conservation », *Conservation Letters*, 2 : 93-100.

Les auteurs décrivent deux formes de syndrome de la dérive des points de référence :

(1) l'amnésie générationnelle, la perte des connaissances qui se produit parce que les jeunes générations ne sont pas conscientes des conditions biologiques passées et (2) l'amnésie individuelle, la perte des connaissances qui se produit lorsque les individus oublient leur propre expérience. Deux conditions sont essentielles à la détermination du syndrome : (1) le

Appendice A

changement biologique doit être observé dans le système et (2) tout changement perçu doit être compatible avec les données biologiques. Si l'on découvre des différences de perception liées à l'âge ou à l'expérience, il peut y avoir une amnésie générationnelle.

Renberg, Ingemar, Christian Bigler, Richard Bindler, Matilda Norberg, Johan Rydberg et Ulf Segerström. 2009. « Environmental History: A Piece in the Puzzle for Establishing Plans for Environmental Management », *Journal of Environmental Management*, 90 (8): 2794-2800.

Renberg et ses collaborateurs présentent cinq études de cas de la Suède concernant la pollution, l'acidification des lacs, l'eutrophisation des lacs, la biodiversité et la dynamique et la conservation des paysages – sujets d'intérêt général – et analysent les avantages d'inclure une perspective à plus long terme dans la gestion environnementale.

Salomon, Anne K., Nick M. Tanape et Henry P. Huntington. 2007. « Serial Depletion of Marine Invertebrates Leads to the Decline of a Strongly Interacting Grazer », *Ecological Applications*, 17 (6) : 1752-70.

Salomon, Tanape et Huntington ont étudié les rôles des facteurs naturels et de la récolte des rivages, qui ont entraîné des déclin récents du chiton de cuir noir *Katharina tunicata* (sur la péninsule Kenai, en Alaska). Ce mollusque retrouvé dans les zones intertidales est un brouteur à interaction forte et une pêche de subsistance culturellement importante pour les Sugpiaq. Les auteurs ont pris plusieurs approches pour déterminer les causes du déclin. Les relevés sur le terrain ont examiné les prédicteurs significatifs de la densité et de la biomasse de *Katharina* dans 11 sites où la pression de récolte varie, et fait une analyse intégrée des vestiges archéologiques fauniques, des documents historiques, des connaissances écologiques traditionnelles et des débarquements contemporains d'invertébrés de subsistance pour étudier les changements dans les pratiques de subsistance au fil du temps.

Therivel, Riki, et Bill Ross. 2007. « Cumulative Effects Assessment: Does Scale Matter? », *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5): 365-85.

Therivel et Ross (2007) analysent la façon dont les EEC tiennent compte, et pourraient tenir compte, des questions d'échelle : étendue spatiale, niveau de détail et problèmes temporels. Leur article est basé sur l'analyse des EEC au niveau du projet canadiennes et des EEC au niveau stratégique du Royaume-Uni, et conclut que les questions d'échelle sont mal prises en compte aux deux niveaux, les problèmes particuliers étant des méthodologies de délimitation

des effets cumulatifs peu claires ou inexistantes; une mauvaise prise en considération des activités humaines passées ou probables futures au-delà du plan ou du projet en question; les tentatives de répartir la responsabilité des effets cumulatifs; et, au niveau du plan, la gestion limitée des effets cumulatifs causés notamment par l'absence de régimes de consentement. Les problèmes d'échelle sont importants dans la plupart de ces problèmes.

A.3 Composantes valorisées

Ball, M.A., B.F. Noble et M.G. Dubé. 2013. « Valued ecosystem components for watershed cumulative effects: An analysis of environmental impact assessments in the South Saskatchewan River watershed, Canada », *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9(3), p.469–479. <http://doi.wiley.com/10.1002/ieam.1333>.

Cette étude examine l'utilisation des composantes et des indicateurs des écosystèmes aquatiques dans la pratique des EIE dans le bassin versant de la rivière Saskatchewan Sud, au Canada, pour déterminer si la pratique actuelle à l'échelle du projet pourrait être « élargie » pour appuyer la détermination de composantes et d'indicateurs écosystémiques. Les auteurs ont examiné la hiérarchie des composantes et des indicateurs d'évaluation utilisés dans un échantillon de 35 études d'impact sur l'environnement et déterminé les facteurs affectant la sélection des composantes de l'écosystème aquatique et l'utilisation des indicateurs. Les résultats ont montré que les déclarations publiques d'impact environnemental ne sont pas nécessairement accessibles au public, ce qui limite les possibilités de partage de données et d'information sur le projet à l'échelle du bassin versant.

Hay, D.E., R.D. Waters et T.A. Boxwell (dir.). 1996. *Proceedings, Marine Ecosystem Monitoring Network Workshop. Nanaimo (Colombie-Britannique) : ministère des Pêches et Océans, Direction scientifique, Région du Pacifique.*

L'élaboration d'indicateurs implique un certain nombre de tâches systématiques, y compris les questions de portée, la spécification des buts et objectifs propres à l'écosystème, la sélection des indicateurs, la consultation des parties prenantes, la recherche et le suivi ciblés et, finalement, la prise de décisions éclairées. Seul le défi posé par la sélection des indicateurs est abordé dans ce document, qui est une version annotée d'un manuscrit inédit par D. J. Thomas, W. Duval et B. D. Smiley.

A.4 Sélection des indicateurs

Atkins, J.P. et coll., 2011. « Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach », *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), p.215–226.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>.

Les auteurs intègrent le cadre d'analyse FPEIR aux services écosystémiques et aux avantages sociétaux, et créent un cadre spécifique pour soutenir la prise de décision dans le milieu marin. Se fondant sur le lien entre ces trois concepts, l'article présente un ensemble de postulats de base pour la gestion de l'environnement marin et souligne que ces postulats doivent être respectés pour réussir à gérer l'environnement marin. Les auteurs illustrent ces concepts à l'aide de deux études de cas : la gestion de l'extraction de granulats marins au Royaume-Uni et la gestion de la biodiversité marine à Flamborough Head, au Royaume-Uni.

Canter, L. W., et S. F. Atkinson. 2011. « Multiple Uses of Indicators and Indices in Cumulative Effects Assessment and Management », *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (5). Elsevier : 491-501.

Canter et Atkinson (2011) passent en revue plusieurs exemples et études de cas associés aux indicateurs et/ou aux indices pour conclure qu'il existe de nombreux exemples de ce type d'outils qui ont été ou pourraient être utilisés à la fois dans l'EIE et l'EGEC. Voici quelques leçons clés : (1) dans les études de l'EGEC, il est utile de penser du point de vue de « je suis la CVE ou l'indicateur, quelle est ma situation historique et actuelle et comment ai-je été ou serai-je affecté par les mesures passées, présentes, et futures? »; (2) en raison de l'absence probable de renseignements détaillés sur les mesures futures, les outils décrits peuvent quand même être utilisés pour « prédire » les conditions futures en se concentrant sur les changements qualitatifs vers le haut ou le bas des indicateurs ou indices individuels avec leurs affichages agrégés; et (3) de nombreux outils régionaux propres aux sites sont actuellement disponibles, dont des exemples d'indices d'intégrité biologique pour des bassins versants et des plans d'eau précis. De tels outils, même s'ils n'ont pas été élaborés pour être utilisés dans l'EGEC, peuvent certainement être utiles aux études et à la pratique de l'EGEC. Enfin, l'utilisation d'outils sélectionnés appropriés comme décrite ici peut aider à mener des études d'EGEC fondées sur la science, systématiques et documentables.

Appendice A

Canter, L.W., et David Tomey. 2008. « A Matrix-Based CEA Process for Marine Fisheries Management », *28th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment*, 1–35. Calgary, Alberta.

Ce document décrit en détail un processus à deux composantes basé sur une matrice pour la planification et la réalisation d'études d'évaluation des effets cumulatifs à incorporer dans les études d'impact environnemental et les évaluations environnementales établies pour les plans de gestion des ressources halieutiques. Le processus incorpore l'approche d'évaluation des effets cumulatifs en onze étapes du Council for Environmental Quality, divisée en deux composantes : la portée et les points de référence, et l'analyse d'impact.

Niemeijer, David, et Rudolf S. de Groot. 2008. « A Conceptual Framework for Selecting Environmental Indicator Sets », *Ecological Indicators*, 8 (1) : 14-25.

Niemeijer et de Groot (2008a) proposent un cadre conceptuel pour la sélection des indicateurs environnementaux qui place l'ensemble d'indicateurs et non les indicateurs individuels au cœur du processus de sélection. Pour atteindre cet objectif, le cadre applique le concept de réseau de causalité qui met l'accent sur l'interrelation des indicateurs. Le concept de réseau de causalité peut faciliter la détermination des indicateurs les plus pertinents pour un domaine, un problème et un lieu précis, et mener à un ensemble d'indicateurs à la fois transparent, efficace et puissant dans sa capacité à évaluer l'état de l'environnement.

Niemeijer, David, et Rudolf S. de Groot. 2008. « Framing Environmental Indicators: Moving from Causal Chains to Causal Networks », *Environment, Development and Sustainability*, 10 (1): 89-106.

Dans cet article, les auteurs proposent un cadre d'analyse FPEIR amélioré (FPEIRa) pour les indicateurs environnementaux qui tient compte des interrelations des indicateurs en s'appuyant sur l'utilisation de réseaux de causalité plutôt que de chaînes causales. Ils montrent comment le concept de réseaux de causalité peut améliorer la compréhension de l'interrelation des questions environnementales et des indicateurs associés, faciliter la détermination d'indicateurs clés pour des types particuliers de questions et constituer une première étape utile vers l'établissement de fonctions dose-réponse. Les auteurs soutiennent que le travail avec des réseaux de causalité peut contribuer à des politiques environnementales plus appropriées et à de meilleures décisions de gestion.

Appendice A

Reed, M.S., E.D.G. Fraser et A.J. Dougill. 2006. « An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities », *Ecological Economics*, 59(4), p.406–418.

Résumé : Les indicateurs de durabilité basés sur les données locales fournissent une méthode pratique pour suivre les progrès vers le développement durable. Cependant, étant donné que de nombreux cadres contradictoires sont proposés pour élaborer des indicateurs, il est difficile de savoir comment recueillir ces données. Cet article a pour but d'analyser les ouvrages sur l'élaboration et l'application d'indicateurs de durabilité à l'échelle locale afin de définir un cadre méthodologique qui résume les meilleures pratiques. D'abord, deux paradigmes idéologiques sont décrits : un premier qui est dirigé par des experts et part du sommet, et un deuxième qui est basé sur la communauté et part du bas. Les auteurs évaluent ensuite les étapes méthodologiques proposées dans chaque paradigme pour déterminer, sélectionner et mesurer les indicateurs. Enfin, ils concluent en proposant un processus d'apprentissage intégrant les meilleures pratiques pour les évaluations locales de la durabilité menées par les parties prenantes. En intégrant des approches de différents paradigmes, le processus proposé offre une approche holistique pour mesurer les progrès vers le développement durable. Il souligne l'importance des approches participatives qui définissent le contexte de l'évaluation de la durabilité à l'échelle locale, mais insiste sur le rôle des méthodes dirigées par des experts dans l'évaluation et la diffusion des indicateurs. Les résultats de recherche du monde entier sont utilisés pour montrer comment le processus proposé peut être utilisé pour élaborer des indicateurs quantitatifs et qualitatifs à la fois scientifiquement rigoureux et objectifs tout en restant faciles à recueillir et à interpréter pour les collectivités.

Sutherland, Glenn D., F. Louise Waterhouse, Jason Smith, Sari C. Saunders, Katherine Paige, et Joshua Malt. 2016. « Developing a Systematic Simulation-Based Approach for Selecting Indicators in Strategic Cumulative Effects Assessments with Multiple Environmental Valued Components », *Ecological Indicators*, 61.

Les auteurs ont défini une série de vingt indicateurs liés à six composantes valorisées pouvant faire l'objet de prévisions pour les forêts, les zones riveraines et les espèces en péril en tant que trois valeurs clés conformes aux politiques actuelles d'aménagement du territoire en Colombie-Britannique pour une zone d'étude de cas de 909 000 ha couvrant 214 bassins versants dans la région côtière de la Colombie-Britannique. Les auteurs ont utilisé des modèles spatiotemporels basés sur les processus pour projeter et intégrer les relations facteur de stress-réponse entre les

Appendice A

activités d'exploitation forestière et de gestion des ressources énergétiques au fil de l'eau et la série d'indicateurs sélectionnés. Pour un scénario de développement probable, les auteurs ont évalué la structure corrélative dans les réponses projetées des indicateurs et défini les profils de redondance potentiels et les processus écologiques reliant les indicateurs et les processus dominants qui influencent les composantes valorisées.

Thornborough, Kate, Jason Dunham et Miriam O. 2016. *Élaboration d'indicateurs fondés sur les risques pour la zone de protection marine du mont sous-marin Bowie (SGaan Kinghlas) à l'aide du cadre d'évaluation du risque écologique. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Document de recherche 2016/027. <http://wavesvagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/363985.pdf>.*

Thornborough et coll. (2016) élabore un cadre pour sélectionner et hiérarchiser les indicateurs écologiques fondés sur les risques d'après les résultats d'une évaluation des risques écologiques effectuée. Les indicateurs fondés sur le risque constituent une nouvelle approche pour la sélection d'indicateurs qui permet de surveiller le risque de dommages aux composantes valorisées découlant d'activités anthropiques et des facteurs de stress connexes. Des mesures de l'abondance ont été communément proposées dans toutes les séries d'indicateurs, soulignant la nécessité d'établir des points de référence de l'information en priorité. Les aperçus actuels et les séries d'indicateurs de facteurs de stress potentiels doivent être pris en compte lors de l'élaboration de stratégies et de plans de surveillance, en utilisant une combinaison de composantes valorisées, de facteurs de stress et d'indicateurs d'interaction de facteurs de stress et de composantes valorisées.

Vandermeulen, Herb. 1998. « The Development of Marine Indicators for Coastal Zone Management », *Ocean & Coastal Management*, 39 (1–2) : 63-71.

Vandermeulen (1998) présente les méthodes, les critères et les catégories utilisés par le groupe de travail aux fins de l'ensemble d'indicateurs environnementaux du Canada. Une liste d'indicateurs de l'état de l'océan est présentée avec un exemple (pêche au hareng dans le Pacifique).

Ward, T.J., 2000. « Indicators for assessing the sustainability of Australia's marine ecosystems », *Marine and Freshwater Research*, 51, p. 435–446.

Dans cet article, l'auteur utilise les principes de la gestion écosystémique intégrée pour dériver 61 indicateurs environnementaux potentiels pouvant être utilisés dans les rapports sur les

écosystèmes marins et estuariens de l'Australie. Ces indicateurs sont axés sur le suivi de l'état des écosystèmes marins face à une variété d'utilisations et de pressions, et sont conformes aux approches utilisées pour l'évaluation des activités environnementales des secteurs public et privé et aux normes internationales.

A.5 Outils et méthodes

Adams, S. Marshall. 2005. « Assessing Cause and Effect of Multiple Stressors on Marine Systems », *Marine Pollution Bulletin*, 51 : 649-57.

Adams (2005) élabore un cadre opérationnel servant de guide pour l'étude des relations de causalité entre les facteurs de stress environnementaux et les effets sur le biote marin. Plusieurs sources de données sont nécessaires pour comprendre les relations entre les facteurs de stress et les effets sur les ressources marines en raison de la complexité et de la variabilité de nombreux systèmes marins. Dans ce cadre, une approche basée sur de multiples sources de données probantes est élaborée et appliquée de façon séquentielle en (1) caractérisant le système d'étude qui consiste à déterminer si le biote cible est altéré, évaluer la disponibilité des aliments et de l'habitat et mesurer les concentrations de contaminants dans l'environnement; (2) en évaluant les effets directs de l'exposition aux contaminants sur le biote cible en utilisant des biomarqueurs et les effets indirects de l'exposition en utilisant des séries de bio-indicateurs; et (3) en appliquant des critères causaux normalisés basés sur des principes épidémiologiques et des techniques diagnostiques de profilage en santé pour évaluer les causes potentielles.

Anthony, Kenneth R.N., Jeffrey M. Dambacher, Terry Walshe, et Roger Beeden. 2013. *A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience-Based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area*. Townsville, Queensland : Université de Melbourne et Greater Barrier Reef Marine Park Authority.

Anthony et coll. présentent un cadre pour les gestionnaires et les parties prenantes du parc marin de la Grande barrière de corail, en utilisant une modélisation qualitative et probabiliste pour comprendre comment les facteurs de stress cumulatifs affectent les récifs coralliens et les écosystèmes de graminées dans la Grande barrière. L'approche de modélisation permet aux gestionnaires de définir des limites spatiales et temporelles de précaution pour l'évaluation des propositions d'aménagement. Ces « zones d'influence » sont intégrées à un processus décisionnel structuré conçu pour aider les gestionnaires et les intervenants à utiliser les résultats

Appendice A

des modèles afin de faire des choix éclairés entre divers scénarios d'intervention possibles pour atteindre les objectifs de gestion.

Ban, Natalie C., Hussein M. Alidina, et Jeff A. Ardron. 2010. « Cumulative Impact Mapping: Advances, Relevance and Limitations to Marine Management and Conservation, Using Canada's Pacific Waters as a Case Study », *Marine Policy*, 34 (5). Elsevier : 876-86.

Ban et coll. (2010) développent les approches existantes, en visant une prise en compte réaliste des impacts cumulatifs à l'échelle régionale. Ils prennent en considération 38 activités humaines, chacune étant décomposée en fonction des types de facteurs de stress et d'une gamme d'influences spatiales. Leurs résultats indiquent que l'ensemble du plateau continental des eaux marines du Pacifique du Canada est touché par de multiples activités humaines à un certain niveau. La pêche commerciale, les activités terrestres et le transport maritime représentaient respectivement 57,0 %, 19,1 % et 17,7 % des impacts cumulatifs totaux.

Christensen, V. et Walters, C.J., 2004. « Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations », *Ecological Modelling*, 172(2-4) : 109-139.

Christensen et Walters décrivent l'approche de modélisation Ecopath with Ecosim, qui combine un logiciel pour l'analyse de l'équilibre de la masse trophique des écosystèmes (Ecopath), avec une capacité de modélisation dynamique (Ecosim) pour explorer les impacts passés et futurs de la pêche et des perturbations environnementales de même que les politiques optimales en matière de pêche. Les modèles Ecosim peuvent être reproduits sur une grille cartographique spatiale (Ecospace) pour permettre l'exploration de politiques telles que les aires marines protégées, tout en tenant compte des effets de dispersion advection spatiale.

Clarke Murray, Cathryn, Selina Agbayani, Hussein M. Alidina, et Natalie C. Ban. 2015. « Advancing Marine Cumulative Effects Mapping: An Update in Canada's Pacific Waters », *Marine Policy*, 58 : 71-77.

Clarke Murray et coll. (2015) présente une analyse mise à jour des effets cumulatifs potentiels dans les eaux marines du Pacifique canadien. Leurs résultats montrent des effets cumulatifs potentiels accrus pour la région. La pêche demeure l'activité ayant l'impact global le plus important parmi les activités marines, tandis que ce sont les activités terrestres qui ont le plus fort impact par unité de surface dans les zones océaniques touchées. Les zones intertidales étaient l'habitat le plus touché par unité de surface, alors que les habitats pélagiques avaient le

Appendice A

score d'effet cumulatif total le plus élevé. Des mises à jour régulières des évaluations des effets cumulatifs les rendront plus utiles pour la gestion, mais elles nécessitent des ensembles de données haute résolution régulièrement mis à jour pour tous les types d'activités et des procédures automatisées et bien documentées pour les rendre accessibles aux gestionnaires et aux décideurs.

Halpern, Benjamin S, Shaun Walbridge, Kimberly A Selkoe, Carrie V Kappel, Fiorenza Micheli, Caterina D Agrosa, John F Bruno et coll. 2008. « A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems », *Science*, 319 (5865) : 948-52.

Les auteurs élaborent un modèle spatial multi-échelle propre à l'écosystème pour synthétiser 17 jeux de données généraux de facteurs anthropiques de changement écologique pour 20 écosystèmes marins. Leur analyse indique que toutes les zones sont touchées par l'influence humaine et qu'une grande partie (41 %) est fortement affectée par plusieurs facteurs. Cependant, il subsiste de vastes zones relativement peu soumises à l'impact humain, particulièrement près des pôles. Le processus d'analyse et les cartes qui en résultent sont des outils flexibles pour les travaux régionaux et mondiaux visant à allouer des ressources de conservation, à mettre en œuvre des programmes de gestion écosystémique et à guider l'aménagement du territoire maritime, l'éducation et la recherche fondamentale.

Halpern, Benjamin S., Carrie V. Kappel, Kimberly A. Selkoe, Fiorenza Micheli, Colin M. Ebert, Caitlin Kontgis, Caitlin M. Crain, Rebecca G. Martone, Christine Shearer et Sarah J. Teck. 2009. « Mapping Cumulative Human Impacts to California Current Marine Ecosystems », *Conservation Letters*, 2 (3) : 138-48.

Halpern et coll. appliquent des méthodes établies pour cartographier l'ensemble des impacts cumulatifs sur le courant de Californie à l'aide de données plus complètes et de meilleure qualité pour 25 activités humaines et 19 écosystèmes marins. Cette analyse indique où la protection et l'atténuation des menaces sont les plus nécessaires dans le courant de Californie et révèle que les écosystèmes côtiers se trouvant à proximité de zones de population humaine à forte densité et les plateaux continentaux au large de l'Oregon et de Washington sont les plus lourdement touchés, que le changement climatique est la principale menace, et que les impacts de multiples menaces sont omniprésents.

Halpern, Benjamin S., et Rod Fujita. 2013. « Assumptions, Challenges, and Future Directions in Cumulative Impact Analysis », *EcoSphere*, 4 (10) : 1-11.

Halpern et Fujita passent en revue les principales hypothèses qui sous-tendent la plupart des travaux de cartographie des impacts cumulatifs, décrivent les implications et les justifications des hypothèses, et soulignent les nombreux défis auxquels sont confrontés les travaux de cartographie des impacts cumulatifs. Les auteurs concluent avec un bref résumé de plusieurs orientations de recherche futures qui aideront grandement à améliorer l'application de la cartographie des impacts cumulatifs aux efforts de planification de la gestion et de la conservation des ressources.

Halpern, Benjamin S., Karen L. McLeod, Andrew A. Rosenberg, et Larry B. Crowder. 2008. « Managing for Cumulative Impacts in Ecosystem-Based Management through Ocean Zoning », *Ocean and Coastal Management*, 51 (3): 203-11. doi:10.1016/j.ocecoaman.2007.08.002.

Halpern et coll. élaborent un cadre d'évaluation, en se concentrant sur cinq concepts de base : (1) les activités ont des impacts interactifs et cumulatifs, (2) les décisions en matière de gestion exigent la prise en considération et la conciliation de tous les services écosystémiques, (3) ce ne sont pas tous les facteurs de stress qui sont égaux ou ont des effets qui augmentent de façon linéaire, (4) la gestion doit tenir compte des échelles différentes des activités et des impacts, et (5) certaines externalités ne peuvent pas être contrôlées localement, mais doivent être prises en compte dans l'aménagement du territoire marin.

Knights, Antony M, Rebecca Sarah Koss, et Leonie A Robinson. 2013. « Identifying Common Pressure Pathways from a Complex Network of Human Activities to Support Ecosystem-Based Management . Identifying Common Pressure Pathways from a Complex Network of Human Activities to Support Ecosystem-Based Management », *Ecological Applications*, 23 (4) : 755-65.

Les auteurs font la démonstration d'une approche pour l'utilisation de liens dans le but de construire un réseau simple pour capturer les relations complexes résultant de multiples secteurs et leurs activités. En utilisant des outils d'analyse de données répandus en écologie, les auteurs montrent comment les liens peuvent être placés dans des groupes mécanistes semblables. Les mesures de gestion peuvent être combinées pour produire des mesures moins nombreuses simplifiées qui ciblent des groupes de pressions plutôt que des pressions

individuelles, ce qui est susceptible d'augmenter le respect et le succès de la mesure tout en réduisant le coût de l'application.

Marcotte, Danielle, Samuel K. Hung, et Sébastien Caquard. 2015. « Mapping Cumulative Impacts on Hong Kong's Pink Dolphin Population », *Ocean and Coastal Management*, 109: 51-63. doi:10.1016/j.ocecoaman.2015.02.002.

L'article décrit la méthodologie d'évaluation des effets cumulatifs que proposent les auteurs, en utilisant notamment la cartographie et l'analyse des impacts anthropiques sur l'environnement marin en lien avec les distributions de dauphins historiques dans la région. Les résultats à l'échelle locale montrent des signes d'une relation entre l'ajout de nouvelles lignes de transbordeur à grande vitesse dans l'environnement cumulatif et la diminution du nombre de dauphins dans une région précise connue sous le nom des îles Brothers.

Ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO). 2015. *Séquences des effets du transport maritime : Un aperçu. Avis scientifique, Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, 2014/059. <http://waves.dfo-mpo.gc.ca/Library/364434.pdf>.*

Le MPO (2015) présente un survol des séquences d'effets des navires (ancrage, échouement, mouvement en cours, déversements d'hydrocarbures et déversements) et de leurs effets potentiels sur les écosystèmes aquatiques. Les auteurs fournissent des directives générales pour éclairer des évaluations plus détaillées des risques liés au transport maritime dans les eaux canadiennes.

O, Miriam, Rebecca Martone, Lucie Hannah, Lorne Greig, Jim Boutillier et Sarah Patton. 2015. *An Ecological Risk Assessment Framework (ERAF) for EcosystemBased Oceans Management in the Pacific Region. Ottawa (Ontario) : Avis scientifique, MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, 2014/072.*

O et coll. présentent un cadre d'analyse du risque écologique visant à soutenir les efforts de gestion écosystémique dans la zone de gestion intégrée de la côte Nord du Pacifique et les aires marines protégées de la région du Pacifique, fondé sur les méthodologies des cadres et processus d'analyse des risques écologiques existants, y compris l'évaluation des risques écologiques de l'Australie sur les effets de la pêche et les cadres d'évaluation des risques établis pour d'autres grandes zones de gestion de l'océan du MPO. Les auteurs décrivent la méthodologie et la structure du Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique, qui implique

Appendice A

une phase de cadrage et trois niveaux de plus en plus quantitatifs de l'évaluation des risques, et expliquent comment ce cadre pourrait être utilisé pour éclairer les activités de gestion.

Samhuri, Jameal F., et Phillip S. Levin. 2012. « Linking Land- and Sea-Based Activities to Risk in Coastal Ecosystems », *Biological Conservation*, 145 (1). Elsevier : 118-29.

Dans cet article, les auteurs introduisent un cadre pour la détermination des activités terrestres ou maritimes qui présentent le plus grand risque pour les membres valorisés des écosystèmes marins, y compris les mammifères, les poissons et les invertébrés. Le risque écosystémique se voit attribuer une cote selon deux axes d'information : l'exposition d'une population à une activité, et la sensibilité de la population à cette activité pour un certain niveau d'exposition. Les auteurs appliquent ce cadre d'évaluation des risques pour les populations régionales d'espèces indicatrices dans Puget Sound, Washington. Cette étude de cas donne un aperçu de la façon dont le risque varie pour des combinaisons espèces-activité particulières, et, parce qu'il est appliqué à des espèces indicatrices, fournit également une estimation de la façon dont les différentes activités influent sur le risque pour la structure et la fonction globale des écosystèmes. De manière plus générale, l'approche de l'évaluation des risques met en évidence les liens entre les activités terrestres et les risques pour les espèces marines et peut être utilisée pour évaluer les impacts potentiels de plusieurs types d'activités humaines sur les zones côtières des océans.

Stelzenmüller, V., J. Lee, A. South, et S. I. Rogers. 2009. « Quantifying Cumulative Impacts of Human Pressures on the Marine Environment: A Geospatial Modelling Framework », *Marine Ecology Progress Series* 398: 19-32.

Stelzenmüller et coll. (2009) ont cartographié l'impact des activités humaines en tenant compte de la sensibilité des paysages marins aux pressions connexes, et ont défini quatre scénarios pour quantifier le risque d'effets cumulatifs, attribuant une importance différente aux pressions classées (égale, linéaire et diminution logistique), incluant une consultation d'experts simulée. La sensibilité des résultats du scénario au changement des paramètres d'entrée et les résultats comparés du modèle ont ensuite été évalués. Tous les scénarios ont révélé un risque accru d'effets cumulatifs à des endroits semblables.

Stephenson, S A, et L Hartwig. 2009. *The Yukon North Slope Pilot Project: An Environmental Risk Characterization Using a Pathways of Effects Model*. Rapport

technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 2896.

<http://wavesvagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/340530.pdf>.

Stephenson et Hartwig (2009) ont élaboré une série de modèles de séquences d'effets dans un projet pilote pour le versant nord du Yukon dans la mer de Beaufort pour déterminer quelles sont les activités qui pourraient avoir un effet potentiellement négatif sur les composantes valorisées ou vulnérables de l'écosystème. Le but de ce projet pilote était en partie de voir comment ces modèles fonctionnaient dans la « vraie vie » et de déterminer si des séquences d'effets pourraient être un outil utile pouvant être utilisé pour aider à gérer certaines activités dans la mer de Beaufort. Cette étude pilote a montré l'utilité des méthodes de séquences d'effets pour cerner les menaces potentielles que posent les activités proposées, et pourrait donc être utilisée comme un outil précieux pour aider à la planification des zones marines par l'industrie, les intervenants, les gestionnaires et les cogestionnaires.

Turner, Nancy J, Robin Gregory, Cheryl Brooks, Lee Failing, et Terre Satterfield. 2008.

« From Invisibility to Transparency : Identifying the Implications », *Ecology and Society* 13 (2).

Turner et coll. (2008) explorent la nécessité d'une approche plus large et plus inclusive dans la prise de décisions sur la terre et les ressources, une approche qui reconnaît la légitimité des valeurs culturelles et des savoirs traditionnels dans l'élaboration de décision et la politique environnementales. Les auteurs recommandent six processus : mettre l'accent sur ce qui compte pour les personnes touchées, décrire ce qui compte de manière significative, faire une place à ces préoccupations dans la prise de décision, évaluer les pertes et les gains futurs d'un point de référence historique, reconnaître la culture des valeurs dérivées comme pertinentes, et créer de meilleures solutions de rechange pour la prise de décision afin que les pertes invisibles soient réduites ou éliminées à l'avenir.

A.6 Participation du public et des Autochtones

Dietz, Thomas, et Paul C. Stern, dir. 2008. *Public Participation in Environmental Assessment and Decision Making*. Washington, D.C. : Panel on Public Participation in Environmental Assessment and Decision-making, National Research Council.

Dietz et Stern soutiennent qu'une participation du public bien menée améliore la qualité de la prise de décisions sur l'environnement et accroît la légitimité des décisions aux yeux de ceux qu'elles touchent, ce qui rend plus probable leur mise en œuvre efficace. Les auteurs

Appendice A

recommandent que les organismes reconnaissent la participation du public comme ayant de la valeur pour l'atteinte de leurs objectifs et non comme une formalité requise par la loi, et présentent des principes et des approches que les décideurs du gouvernement peuvent employer dans les initiatives de participation.

O'Faircheallaigh, Ciaran. 2007. Environmental agreements, EIA follow-up and aboriginal participation in environmental management: The Canadian experience.

Environmental Impact Assessment Review, 27(4), p.319–342.

O'Faircheallaigh s'appuie sur des études de cas canadiennes pour évaluer le potentiel des accords environnementaux négociés pour répondre à deux questions largement reconnues dans les débats universitaires et politiques sur l'évaluation de l'impact environnemental et la gestion de l'environnement. La première a trait à la nécessité d'assurer la participation des Autochtones à la gestion environnementale des grands projets qui touchent les peuples autochtones. La deuxième question, plus large, implique la nécessité d'initiatives spécifiques pour assurer un suivi efficace des évaluations. L'expérience canadienne indique que les accords environnementaux négociés ont un potentiel considérable pour répondre à ces deux questions.

O'Faircheallaigh, Ciaran. 2010. Public participation and environmental impact assessment: Purposes, implications, and lessons for public policy making.

Environmental Impact Assessment Review, 30(1), p. 19-27.

Cet article établit la distinction entre les divers objectifs de la participation du public à l'évaluation d'impact sur l'environnement, et présente leurs implications pour la prise de décision.

O'Faircheallaigh présente ensuite une typologie de la participation du public à l'élaboration des politiques pour examiner comment les approches de participation à l'évaluation d'impact sur l'environnement peuvent être interprétées et valorisées, et demande ce que l'expérience d'évaluation d'impact sur l'environnement révèle sur l'utilité de ces modèles.

Udofia, Aniekan, Bram Noble, et Greg Poelzer. 2017. « Meaningful and Efficient? Enduring Challenges to Aboriginal Participation in Environmental Assessment »,

Environmental Impact Assessment Review 65: 164-74.

Udofia, Noble et Poelzer (2017) explorent les obstacles à une participation « significative et efficace » des Autochtones dans l'évaluation environnementale (participation qui offre des possibilités importantes aux communautés autochtones de façonner l'évaluation environnementale et garantit un haut degré d'efficacité pour les promoteurs de projets). Les

auteurs le font en se fondant sur une analyse de l'expérience de la communauté politique avec l'exploration de l'uranium et l'exploitation minière en Saskatchewan, au Canada.

A.7 Exigences institutionnelles

Ma, Zhao, Dennis R Becker et Michael A Kilgore. 2012. « Barriers to and Opportunities for Effective Cumulative Impact Assessment within State-Level Environmental Review Frameworks in the United States », *Journal of Environmental Planning and Management* 55 (7): 961-78.

Ma, Becker et Kilgore (2012) font valoir qu'un obstacle majeur à l'efficacité des évaluations des effets cumulatifs est l'incapacité des programmes de l'État à faciliter les pratiques, qui se réfléchit en particulier dans le manque perçu de procédures explicites et de données pour la réalisation d'évaluations. Les auteurs proposent des stratégies pour améliorer la pratique, notamment en adoptant des lignes directrices détaillées qui précisent les éléments à inclure dans une évaluation, et en élaborant des mécanismes institutionnels pour encourager la coordination des organismes d'État.

Noble, Bram F. 2009. « Promise and Dismay: The State of Strategic Environmental Assessment Systems and Practices in Canada », *Environmental Impact Assessment Review* 29 (1). Elsevier : 66-75.

Noble examine des évaluations environnementales stratégiques passées et récentes et des cadres semblables en fonction d'un ensemble de critères d'évaluation des intrants, des processus et des extrants. Ses résultats laissent entrevoir une grande variabilité dans l'expérience d'évaluation environnementale stratégique et une valeur ajoutée « due en grande partie au pluralisme institutionnel et méthodologique de l'évaluation environnementale stratégique, dont les limites ne sont pas bien définies. »

Noble, Bram, Skye Ketilson, Alec Aitken et Greg Poelzer. 2013. « Strategic Environmental Assessment Opportunities and Risks for Arctic Offshore Energy Planning and Development », *Marine Policy*, 39 (1). Elsevier : 296-302.

Noble et coll. (2013) examinent la perception qu'ont les parties prenantes des possibilités et des risques que représentent les évaluations environnementales stratégiques pour l'exploitation gazière et pétrolière dans la mer de Beaufort en déterminant les possibilités et les enjeux. Leurs résultats indiquent que l'évaluation environnementale stratégique pourrait se traduire par une

Appendice A

plus grande efficacité en matière de réglementation, de meilleurs points de référence et pratiques de planification réglementaires, des possibilités d'évaluer les effets cumulatifs, une gestion accrue dans le cas de l'évaluation fondée sur des projets, et une plus grande certitude pour les parties prenantes. Les risques comprennent la perte des possibilités d'aménagements prévues, la perte de flexibilité dans la prise de décision, une bureaucratie plus lourde, et les incertitudes inhérentes à une nouvelle approche.

Partidário, Maria Rosário. 1996. « Strategic Environmental Assessment: Key Issues Emerging from Recent Practice », *Environmental Impact Assessment Review* 16 (95): 31-55.

Partidário (1996) examine les approches existantes en matière d'évaluation environnementale stratégique dans le but de comprendre l'état actuel de l'évaluation environnementale stratégique et de relever les principales questions d'ordre pratiques soulevées par les praticiens dans les pays examinés. Ces questions pratiques reflètent les forces et les faiblesses rencontrées avec l'adoption d'approches particulières.

Partidário, Maria Rosário. 2000. « Elements of an SEA framework – Improving the added value of SEA », *Environmental Impact Assessment Review*, 20(6), 647–663.

Partidário fait valoir que la valeur de l'évaluation environnementale stratégique est fonction de la mesure dans laquelle elle influence, et ajoute de la valeur, à la prise de décision. L'article suggère que l'évaluation environnementale stratégique devrait être conceptualisée comme un cadre, défini par des éléments de base, qui sont progressivement intégrés dans les politiques, les procédures et les pratiques de planification, quel que soit le système de prise de décision en place.

A.8 Incertitude

Gustavson, Kent R. 2003. « Applying the Precautionary Principle in Environmental Assessment: The Case of Reviews in British Columbia ». *Journal of Environmental Planning and Management*, 45(3): 37-41.

Cet article examine l'application du principe de précaution en matière d'évaluation environnementale en se servant de l'Étude de l'aquaculture du saumon et de l'Étude de l'écosystème du Burns Bog en Colombie-Britannique comme études de cas. L'auteur présente un modèle conceptuel pour l'application d'une échelle mobile de stratégies répondant au niveau

Appendice A

d'incertitude concernant les impacts et la probabilité de ces impacts, ainsi qu'à l'irréversibilité des impacts sur le système environnemental. Le modèle présenté dans cet article est proposé comme un outil à partir duquel un cadre méthodologique plus spécifique peut être développé.

Larsen, S.V., Kørnøv, L. et Driscoll, P., 2013. Avoiding climate change uncertainties in Strategic Environmental Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 43: 144-150.

Larsen, Kørnøv et Driscoll expliquent comment le système de planification danois traite les incertitudes liées au changement climatique dans l'évaluation environnementale stratégique et conçoivent un modèle de cinq stratégies : « réduction » et « résilience », « nier », « ignorer » et « remettre à plus tard ». Ils analysent 151 évaluations danoises, en mettant l'accent sur l'examen et la reconnaissance des incertitudes liées au changement climatique, et analysent ces résultats par rapport au modèle. Leur étude indique que les incertitudes liées au changement climatique ont été systématiquement évitées ou minimisées dans l'ensemble des évaluations examinées, exception faite de cinq.

Lees, Juliette, Jochen A.G. Jaeger, Jill A.E. Gunn, et Bram F. Noble. 2016. « Analysis of Uncertainty Consideration in Environmental Assessment: An Empirical Study of Canadian EA Practice », *Journal of Environmental Planning and Management* 568 (May). Taylor & Francis : 1-21.

Lees et coll. évaluent la mesure dans laquelle les incertitudes sont examinées et traitées dans la pratique canadienne de l'évaluation environnementale. Les auteurs ont examiné 12 évaluations environnementales menées entre 1995 et 2012, et constaté que les types d'incertitudes et les niveaux de divulgation varient grandement. Les incertitudes n'ont jamais été analysées en profondeur. Lees et coll. reconnaissent cinq approches différentes qui sont utilisées pour traiter les incertitudes, dans les cas où elles ont été reconnues : proposer des recherches supplémentaires, des analyses de sensibilité ou des estimations prudentes, utiliser des approches de précaution, justifier les incertitudes ou les estimer, puis les ignorer.

Leung, Wanda, Bram Noble, Gunn Jill et Jochen A. G. Jaeger. 2015. « A Review of Uncertainty Research in Impact Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, 50. Elsevier : 116-23.

et

Appendice A

Leung, Wanda, Bram F. Noble, Jochen A. G. Jaeger, et Jill A E Gunn. 2016. « Disparate Perceptions about Uncertainty Consideration and Disclosure Practices in Environmental Assessment and Opportunities for Improvement », *Environmental Impact Assessment Review*, 57. Elsevier : 89-100.

Ces deux articles examinent l'incertitude dans le contexte de l'évaluation environnementale, dans les ouvrages scientifiques et dans la pratique. Dans le premier article, les auteurs analysent 134 articles de revues publiés entre 1970 et 2013 portant sur l'incertitude dans l'évaluation d'impact, dont 75 % ont été publiés depuis 2005, estimant que 90 % de la recherche sur l'évaluation d'impact abordant l'incertitude est centrée sur l'incertitude dans la pratique d'évaluation, 9 % mettent l'accent sur la communication de l'incertitude, et 1 % met l'accent sur les théories du comportement humain relatives à l'évitement de l'incertitude. Le deuxième document est basé sur une enquête auprès de 77 praticiens, organismes de réglementation et groupes d'intérêt canadiens impliqués dans l'évaluation environnementale, et explore les incertitudes dans le processus réglementaire, l'examen de l'incertitude et sa communication dans la pratique et la prise de décision, et les possibilités d'améliorer la communication. La plupart des participants ont indiqué que toutes les évaluations contiennent des incertitudes. Cependant, la divulgation de l'incertitude a été décrite comme pauvre. Près de la moitié des participants croient qu'il y a un excès de confiance dans les prévisions d'impact et les mesures d'atténuation, et la plupart d'entre eux indiquent que si les incertitudes étaient signalées plus ouvertement, les évaluations seraient un meilleur outil pour guider les décisions. Les auteurs définissent plusieurs possibilités d'améliorer la pratique de la prise en considération et de la communication de l'incertitude.

Tennøy, A., J. Kvaerner et K.I. Gjerstad. 2006. « Uncertainty in environmental impact assessment predictions: the need for better communication and more transparency », *Impact Assessment and Project Appraisal*, 24(1), p.45–56.

Dans cet article, basé sur une étude de 22 cas, les auteurs présentent des données révélant que les décideurs et les autres parties prenantes ne sont souvent pas conscients qu'il existe de l'incertitude dans l'évaluation environnementale, et n'ont qu'un accès limité à l'information sur les données d'entrée et les hypothèses qui sous-tendent les prévisions. Ils font valoir que l'accent devrait être mis sur l'amélioration de la communication de l'incertitude dans les prévisions des évaluations d'impact et la transparence accrue des processus de prévision afin d'améliorer l'évaluation de l'impact comme outil d'aide à la décision.

A.9 Cadres conceptuels

Dubé, Monique G. 2003. « Cumulative Effect Assessment in Canada: A Regional Framework for Aquatic Ecosystems », *Environmental Impact Assessment Review* 23 (6): 723-45.

Dans cet article, Dubé (2003) examine la base conceptuelle de l'évaluation des effets cumulatifs au Canada, y compris les méthodes existantes, les limites et les points forts. Un cadre conceptuel pour l'intégration de l'évaluation des effets cumulatifs basée sur la région et basée sur le projet est présenté.

Lawson, JW et V. Lesage. 2012. A Draft Framework to Quantify and Cumulate Risks of Impacts from Large Development Projects for Marine Mammal Populations: A Case Study Using Shipping Associated with the Mary River Iron Mine Project. St. John's (Terre-Neuve) : Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Région de Terre-Neuve-et-Labrador (document de recherche 2012/154).

Lawson et Lesage (2012) définissent un cadre général servant à quantifier et à cumuler les risques d'impacts sur les populations de mammifères marins associés au projet de développement maritime, qui a été utilisé pour évaluer les risques pour les mammifères marins attribuables à l'exposition au bruit des navires ou aux collisions avec des navires qui sont associés au projet de la mine de fer de la rivière Mary. Les auteurs estiment que ce cadre pourrait être étendu pour englober d'autres types d'activités anthropiques, et bénéficierait d'un examen d'experts approfondi pour affiner les valeurs de seuil d'impact et déterminer s'il est assez prudent.

MacDonald, Lee H. 2000. « Evaluating and Managing Cumulative Effects : Process and Constraints », *Environmental Management* 26 (3) : 299-315.

MacDonald (2000) présente un processus conceptuel pour l'évaluation et la gestion des effets cumulatifs, comprenant une phase de cadrage, une phase d'analyse et une phase de planification et de gestion, chaque phase consistant en deux à cinq tâches distinctes, mais liées entre elles. Il examine également un continuum d'approches existantes allant de simples listes de contrôle aux modèles complexes basés sur la physique, et plaide pour une approche à plusieurs niveaux ou imbriquée à la gestion des effets cumulatifs à différentes échelles spatiales et temporelles.

Appendice A

Masden, Elizabeth A., Anthony D. Fox, Robert W. Furness, Rhys Bullman et Daniel T.

Haydon. 2010. « Cumulative Impact Assessments and Bird/wind Farm Interactions: Developing a Conceptual Framework », *Environmental Impact Assessment Review* 30 (1). Elsevier : 1-7.

Masden et coll. (2010) propose un cadre conceptuel pour promouvoir la transparence dans l'évaluation des effets cumulatifs par la définition explicite des impacts, des actions et des échelles dans une évaluation. Ce cadre exige l'amélioration des orientations législatives sur les mesures à inclure dans les évaluations, et des conseils sur les points de référence appropriés permettant d'évaluer les impacts.

Ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO). 2014. Projet pilote de cadre d'analyse du risque écologique visant à guider la gestion axée sur l'écosystème dans la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique. Nanaimo, C.-B. : Avis scientifique, MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, 2014/026.

Le MPO (2014) a réalisé ce projet pilote de la méthodologie du cadre d'analyse du risque écologique avec un sous-ensemble des composantes valorisées et des activités/facteurs de stress dans la zone de gestion intégrée de la côte du Pacifique Nord. Ce rapport évalue également les modifications opérationnelles à la méthodologie et évalue le rendement de la méthodologie en fournissant un classement relatif des composantes valorisées et des activités/facteurs de stress.

Taylor, George. 2005. « Cumulative Effects of Forestry Practices – an Example Framework or Evaluation From Oregon, USA », *Biomass and Bioenergy* 13: 204.

Taylor (2005) examine les ouvrages et les concepts associés aux effets cumulatifs et propose un cadre pour les évaluer. Il fait valoir qu'afin d'évaluer les effets négatifs potentiels de la foresterie sur la végétation, les sols, les ruisseaux, les organismes aquatiques, la faune et de l'air, il faut connaître l'état de base et les variations naturelles des caractéristiques des ressources. En outre, des systèmes de prise de décision et des systèmes de mesure et de surveillance doivent être mis en œuvre, de même que des bases de données et des systèmes d'information géographique pour afficher l'information des sites individuels aux paysages et régions à des échelles spatiales. L'auteur donne un exemple d'un cadre pour un tel système dans un bassin versant boisé montagneux, au nord-ouest de l'Oregon.