



SCCS

Secrétariat canadien de consultation scientifique

CSAS

Canadian Science Advisory Secretariat

Document de recherche 2007/045

Research Document 2007/045

Ne pas citer sans
autorisation des auteurs *

Not to be cited without
permission of the authors *

Évaluation du potentiel de rétablissement : projections à long terme et répercussions sur l'analyse socio-économique

Assessing recovery potential: Long- term projections and their implications for socio-economic analysis

Peter A. Shelton (Editeur)¹, Barb Best², Al Cass³, Charley Cyr⁴, Daniel Duplisea⁴, Jamie Gibson⁵, Mike Hammill⁴, Saba Khwaja², Marten A. Koops⁶, Kathleen A. Martin⁷, Robert O'Boyle⁵, Jake C. Rice⁸, Alan Sinclair³, Kent Smedbol⁹, Douglas P. Swain¹⁰, Luis A. Vélez-Espino⁶, et Chris C. Wood³

¹Secteur des sciences, Ministère des Pêches et des Océans, C.P. 5667, St John's, TNL, A1C 5X1

²Direction des politiques et des services économiques, Ministère des Pêches et des Océans,
200, rue Kent, Ottawa, ON K1A 0E6

³Ministère des Pêches et des Océans, Station biologique du Pacifique,
3190. chemin Hammond Bay, Nanaimo, C.-B. V9T 6N7

⁴ Secteur des sciences, Ministère des Pêches et des Océans, Institut Maurice-Lamontagne,
850 Route de la Mer, Mont-Joli, QC G5H 3Z4

⁵ Institut océanographique de Bedford, Ministère des Pêches et des Océans
C.P. 1006, Dartmouth, N.-É. B2Y 4A2

⁶Secteur des sciences, Ministère des Pêches et des Océans,, 867, ch. Lakeshore, Burlington, ON, L7R 4A6

⁷Secteur des sciences, Ministère des Pêches et des Océans,, 501, cr. University, Winnipeg, MB, R3T 2N6

⁸Secteur des sciences, Ministère des Pêches et des Océans, 200, rue Kent, Ottawa, ON K1A 0E6

⁹Station biologique de St. Andrews, Ministère des Pêches et des Océans,
531 ch. Brandy Cove, St. Andrews, NB E5B 2L9

* La présente série documente les bases scientifiques des évaluations des ressources halieutiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

* This series documents the scientific basis for the evaluation of fisheries resources in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Ce document est disponible sur l'Internet à:

This document is available on the Internet at:

www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs

ISSN 1499-3848 (Imprimé / Printed)

ISSN 1919-5044 (En ligne / Online)

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2012

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2012

Canada

RÉSUMÉ

Une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) et une analyse socio-économique connexe sont nécessaires pour éclairer la décision d'inscrire ou non une espèce sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Une EPR devrait aussi servir de base à l'élaboration, par l'équipe de rétablissement, d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action après l'inscription. Bien que le MPO dispose d'une expérience considérable de la formulation de conseils scientifiques à court terme à l'appui de la gestion des pêches, les méthodes qui constituent les pratiques scientifiques optimales et normes pour la formulation de conseils à long terme à l'appui des décisions d'inscription et de la planification du rétablissement sont encore en développement. Le meilleur moyen pour définir les processus biologiques est le modèle du cycle biologique. Ce modèle doit tenir compte à la fois de l'erreur d'observation et de l'erreur de traitement. L'incertitude associée à l'erreur de traitement se répand rapidement dans les projections de plus de trois ans et les méthodes utilisées doivent en tenir compte. Les approches bayésiennes de l'espace d'états offrent un moyen d'intégrer les erreurs d'observation et de traitement à l'analyse. Dans la plupart des cas, l'évaluation du rendement de la stratégie de gestion par rapport à une simulation du processus biologique, du processus d'évaluation et du processus de gestion (modèle opératoire) pourrait offrir le plus grand potentiel, compte tenu des difficultés associées à des projections quantitatives à long terme. Cette démarche pourrait être étendue de manière à inclure les aspects socio-économiques. L'analyse scientifique peut être réalisée en premier lieu et les résultats transmis au groupe des Politiques et de l'économie qui entreprendra l'analyse socio-économique. Cette démarche en deux volets est jugée moins intéressante qu'une approche entièrement intégrée dans le cadre de laquelle les analyses scientifiques et socio-économiques sont effectuées et soumises à des pairs au cours d'une évaluation conjointe. Pour arriver, pendant le présent examen, à élaborer l'ensemble des normes de pratiques optimales, il aurait fallu entreprendre des travaux supplémentaires. Afin de faire des progrès, il est recommandé que la direction du MPO choisisse une des prochaines EPR à haut profil pour en faire une étude de cas nationale de l'établissement de normes des pratiques optimales pour l'approche privilégiée biologique/socio-économique entièrement intégrée qui est décrite. L'étude de cas devrait inclure l'établissement d'un processus d'examen socio-économique et scientifique par des pairs indépendants, ainsi que de communication publique de conseils d'experts au sujet du potentiel de rétablissement et de la rentabilité des différentes solutions de rétablissement, indépendant du processus politique décisionnel d'inscription sur la liste de la LEP.

ABSTRACT

Recovery Potential Assessment (RPA) and associated socio-economic analysis are required to inform the decision on whether or not to list a species under the *Species at Risk Act* (SARA). RPA should also provide the basis for the Recovery Team to develop a Recovery Strategy and Action Plan after listing. While DFO has considerable experience in providing short-term scientific advice in support of fisheries management, approaches constituting best scientific practice and standards for long-term advice in support of listing decisions and recovery planning are still developing. Biological processes are best captured in a life-history model. This model needs to deal with both observation error and process error. Uncertainty associated with process error expands rapidly in projections beyond three years and methods have to take this into account. Bayesian state-space approaches provide a way of incorporating both observation and process error in the analysis. In most cases management strategy evaluation (MSE) of performance relative to a simulation of the biological process, assessment process and management process (operating model) may have the greatest potential given difficulties associated with making long-term quantitative projections. This approach could be expanded to include socio-economic aspects. Scientific analysis can be completed as a first step and the results then passed to Policy and Economics to undertake socio-economic analysis. This two-step approach is considered to be less attractive than a fully integrated approach in which scientific and socio-economic analyses are undertaken and peer reviewed in a joint assessment. The current review was unable to fully develop the best-practice standard without further work. In order to make progress it is recommended that DFO management chose an upcoming high-profile RPA as a national case study to establish a best-practice standard for the preferred fully integrated biological/socio-economic approach that is described. The case study should include establishing independent socio-economic and scientific peer review, and public communication of expert advice on recovery potential and cost-benefit of alternative recovery options, independent of the political process of determining SARA listing.

INTRODUCTION

Contexte (Jake Rice)

Un atelier national sur les nouveaux développements concernant le cadre national des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) des espèces en péril (Première partie – projections démographiques à long terme) a eu lieu le 19 mars 2007 à Ottawa, à l'hôtel Lord Elgin (voir l'annexe pour le cadre de référence). Ce document de recherche, préparé par plusieurs auteurs, décrit les principales idées communiquées lors des présentations en lien avec les projections à long terme pour l'évaluation du potentiel de rétablissement, de même qu'un résumé de la discussion en plénière à ce sujet.

Selon les dispositions de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), les agences responsables doivent élaborer des programmes de rétablissement et des plans d'action pour chaque espèce inscrite. Ces programmes et ces plans doivent comporter une description de l'habitat essentiel, ainsi que des cibles en matière d'aire de répartition et d'abondance de l'espèce inscrite. Les dispositions du plan doivent quant à elles comprendre des mesures qui protègent les individus d'une espèce protégée de toute activité humaine susceptible de tuer, de nuire ou de harceler, ou encore, de détruire son habitat ou, le cas échéant, sa résidence. Les plans peuvent toutefois permettre que l'on nuise à des individus d'une espèce protégée ou que l'on tue de tels individus s'il est démontré que cela ne met pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce.

Avant que le gouverneur en conseil ne prenne une décision quant à l'inscription d'une espèce, l'agence responsable doit consulter les Canadiens sur les répercussions sociales et économiques des plans de rétablissement. Afin d'éclairer ceux qui participeront à ces consultations, il arrive souvent que l'on doive analyser des scénarios pour évaluer la probabilité du rétablissement selon différentes hypothèses quant au niveau et à la nature des activités humaines. Les dispositions de la LEP et l'information requise pour modéliser les scénarios des impacts socio-économiques exigent un apport significatif du secteur des Sciences. Un premier cadre pour les évaluations du potentiel de rétablissement a été élaboré au cours d'une série d'ateliers du SCCS en 2004-2006. En septembre 2006, lors d'un atelier réunissant le secteur des Sciences et le Secrétariat de la LEP et auquel tous les secteurs du MPO ont participé, il a été de nouveau question du type de soutien attendu du secteur des Sciences pour les évaluations du potentiel de rétablissement et des effets socio-économiques de l'inscription des espèces. On a aussi relevé les lacunes et établi les priorités. À la suite de cet atelier, le secteur des Sciences a constitué un groupe d'étude sur les évaluations du potentiel de rétablissement pour amorcer les travaux visant à combler les lacunes et à établir les ressources nationales et régionales nécessaires à la réalisation des évaluations du potentiel de rétablissement.

Le groupe d'étude a déterminé deux domaines d'action immédiate : les projections démographiques à long terme et la quantification de l'habitat essentiel. En ce qui concerne les projections à long terme, les objectifs ont été de :

- i) Passer en revue l'état des connaissances et formuler des conseils quant aux pratiques optimales de projection démographique à long terme utilisée dans le cadre de l'exploration socio-économique des scénarios .
- ii) Passer en revue les résultats de l'atelier du secteur des Sciences et du Secrétariat de la LEP et élaborer un plan de travail pour étudier les autres lacunes et priorités.

L'approche proposée a été de :

- i) Préparer et passer en revue les documents de travail sur l'état des connaissances relatives aux méthodes utilisées pour établir les projections démographiques à long terme en vérifiant :
 - a) les exigences associées aux analyses socio-économiques préalables à l'inscription de l'espèce et à la planification du rétablissement après l'inscription;
 - b) la pertinence du recours à d'autres méthodes dans le cas des espèces de poissons de mer et d'eau douce pour lesquelles les cycles biologiques et la disponibilité des données diffèrent;
 - c) la façon dont le risque et les incertitudes doivent être pris en considération dans les analyses et les avis.
- ii) Selon l'information disponible, donner des orientations quant aux pratiques optimales (et éventuellement quant aux pratiques inacceptables) pour l'établissement des projections à long terme, en tenant compte des facteurs énumérés au point (i), et préciser les travaux qu'il faudrait effectuer pour améliorer les pratiques optimales.

La Loi sur les espèces en péril (LEP) (Jake Rice)

Les principales sections pertinentes de la LEP relativement aux projections démographiques à long terme sont :

Préambule :

...que la connaissance et les intérêts – notamment socioéconomiques – des collectivités devraient être pris en compte lors de l'élaboration et de la mise en œuvre des mesures de rétablissement;

39. (1) Dans la mesure du possible, le ministre compétent élabore le programme de rétablissement en collaboration avec : (...)

(e) toute autre personne ou organisation qu'il estime compétente.

39 (3) Le programme de rétablissement est élaboré, dans la mesure du possible, en consultation avec les propriétaires fonciers et les autres personnes que le ministre compétent croit directement touchés par le programme, notamment le gouvernement de tout autre pays où se trouve l'espèce.

41. (1) Si le ministre compétent conclut que le rétablissement de l'espèce sauvage inscrite est réalisable, le programme de rétablissement doit traiter des menaces à la survie de l'espèce — notamment de toute perte de son habitat — précisées par le COSEPAC et doit comporter notamment : (...)

(b) une désignation des menaces à la survie de l'espèce et des menaces à son habitat qui soit compatible avec les renseignements fournis par le COSEPAC, et des grandes lignes du plan à suivre pour y faire face; (...)

(d) un énoncé des objectifs en matière de population et de dissémination visant à favoriser la survie et le rétablissement de l'espèce, ainsi qu'une description générale des activités de recherche et de gestion nécessaires à l'atteinte de ces objectifs;

49(1) ... (e) l'évaluation des répercussions socio-économiques de sa mise en œuvre et des avantages en découlant;

Ces dispositions ont été interprétées par le MPO comme nécessitant à la fois une analyse des possibles répercussions sociales et économiques des interdictions obligatoires qui suivraient une inscription sur la liste des espèces en péril, ainsi que du coût des mesures nécessaires pour atteindre les objectifs de rétablissement. Elles ont également été interprétées comme exigeant que le MPO procède à une vaste consultation auprès des parties intéressées relativement à l'acceptabilité de ces coûts sociaux et économiques.

Processus de consultation (Jake Rice)

Afin de répondre aux conditions de la Loi, le MPO mène un processus de consultation officiel pour les espèces que le COSEPAC estime être M (menacées) ou VD (en voie de disparition), le niveau de détail variant selon l'espèce en considération. Les consultations constituent un élément important de l'information utilisée par le ministre des Pêches et des Océans dans le choix de sa recommandation au ministre de l'Environnement et au gouverneur en conseil en ce qui concerne l'inscription d'une espèce sur la liste en vertu de la Loi. Les consultations génèrent également de l'information pour les équipes de rétablissement, dans les cas où la décision est prise d'inscrire une espèce sur la liste, ou sinon pour guider les mesures visant le rétablissement de l'espèce, et ce, même si elle n'est pas inscrite sur la liste en vertu de la Loi. Ces consultations sont habituellement coordonnées par la Direction de la gestion des pêches et de l'aquaculture, mais elles peuvent reposer sur l'information provenant de tous les secteurs du MPO. Le secteur des Sciences joue un rôle de soutien lors des consultations, par les évaluations du potentiel de rétablissement (EPR), lesquelles fournissent le meilleur avis scientifique possible compte tenu des renseignements disponibles, sur :

- les cibles de rétablissement adéquates du point de vue biologique en ce qui a trait à la taille de la population et à son aire;
- la situation actuelle de l'espèce;
- la productivité prévue pour l'espèce étant donné sa situation;
- les sources et les taux de mortalité actuels;
- la réduction de la mortalité totale nécessaire pour atteindre les cibles de rétablissement dans des délais adéquats du point de vue biologique.

Dans certains cas, l'EPR donne également un avis sur les options permettant d'atteindre les réductions nécessaires pour au moins une partie des sources de mortalité anthropiques, selon l'étendue et la nature de la participation à l'EPR des autres secteurs du MPO. Lorsqu'il y a une possibilité que les mesures nécessaires en vue d'assurer la survie et le rétablissement d'une espèce entraînent des répercussions sociales ou économiques qui ne sont pas négligeables, la Direction des services économiques fournit également de l'information à l'appui des consultations, ainsi que directement au ministre. Ce soutien consiste souvent en l'exploration d'autres scénarios reposant sur des modèles, et ce, en vue d'établir des programmes de rétablissement et des plans d'action. En plus d'une simulation de base du statu quo n'entraînant aucun changement en matière de gestion, les autres scénarios comprennent des hypothèses sur la façon dont on pourrait réduire la mortalité découlant d'une ou de plusieurs activités humaines ayant des répercussions sur l'espèce grâce à certaines mesures de gestion ou de la

façon dont la productivité de l'espèce serait améliorée par des interventions positives pour, disons, la qualité de l'habitat. Les coûts et les avantages des mesures sont également évalués, y compris les coûts de mise en œuvre et les pertes socio-économiques encourues pendant la période de rétablissement où les biens ou les services que procure l'espèce ne sont plus exploitables. Afin d'évaluer ces coûts et ces avantages, les scénarios doivent simuler la façon dont l'espèce réagirait aux mesures de gestion, de manière à pouvoir calculer la durée et l'importance annuelle des coûts et des avantages liés à la mise en œuvre et aux pertes d'exploitation. Ceci exige d'effectuer des projections démographiques à long terme, à partir d'hypothèses en particulier sur les taux de productivité et de mortalité.

Le secteur des Sciences du MPO a historiquement utilisé avec prudence les projections à long terme de la trajectoire des populations exploitées. Même les prévisions des ressources sur cinq ans qui ont constitué la base de la planification économique au sein du MPO et de l'industrie du poisson de fond dans l'Atlantique (Munro 1980, Munro et MacCorquedale 1981, Parsons 1993) ont fait l'objet d'importantes critiques dans le secteur, ayant été jugées comme spéculatives et non fiables (Rice 2006). Lorsque l'industrie et la Gestion des pêches et de l'aquaculture (GPA) ont exprimé un intérêt pour des TAC (totaux autorisés de captures) pluriannuels, à la fin des années 1990 et au début des années 2000, il a été convenu, pour les processus de consultation régionaux (PCR) et les processus de consultation nationaux (PCN) sur le poisson de fond, de ne pas faire de projections de rendement qui dépendraient de façon importante du rendement de cohortes qui ne seraient pas déjà évaluées empiriquement dans les analyses séquentielles des populations ou qui ne reposeraient pas sur des séries chronologiques de données des relevés commerciaux ou de recherche.

Même si le secteur des Sciences du MPO a fait preuve de prudence pour la prestation d'avis sur l'estimation du rendement par stock à partir des projections à long terme, il a aussi – de même que la communauté scientifique des pêches de façon générale – un long historique d'utilisation de solutions équilibrées pour évaluer les conséquences des alternatives de gestion. Par exemple, B_{msy} (et ses nombreuses variantes) et $F_{0,1}$ ont tous deux été le résultat de solutions analytiques stationnaires pour les problèmes de dynamique de population (Ricker 1975, MPO 1981). Plus récemment, l'examen de la famille des points de référence de géniteurs par recrue comme $B_{35\%}$ et ses variantes reposait de façon importante sur des simulations à long terme en vue d'évaluer la robustesse et la durabilité de divers points de référence (Mace 1994). Les simulations à long terme jouent également un rôle central quant à l'intérêt croissant pour l'évaluation des stratégies de gestion (CIEM 2006; Proceedings of Galway Symposium – ICES Journal of Marine Science, volume 64, numéro 4, mai 2007).

Les exigences de la Direction des services économiques en matière de simulations à long terme de la réponse d'une population aux divers programmes de rétablissement possibles ont plus de similitudes avec l'utilisation bien établie des projections à long terme pour l'évaluation des stratégies de gestion des pêches qu'avec leur utilisation moins acceptée pour l'estimation des rendements précis prévus. L'objectif des simulations dans le contexte du cadre de consultations de la LEP est d'évaluer les conséquences de diverses dispositions des programmes de rétablissement, non pas de prévoir la trajectoire exacte d'une espèce en voie de rétablissement. Le but est d'évaluer quels ensembles de mesures pourraient être inclus dans un programme de rétablissement conforme à la LEP, lequel, comme son nom l'indique, constitue un document stratégique, non pas tactique. Les utilisateurs veulent une bonne compréhension de la gamme générale des mesures requises pour atteindre les cibles, et du temps nécessaire pour y parvenir de façon générale, non pas des nombres exacts aux fins d'établissement d'un budget. La nécessité d'avoir des nombres plus précis ne s'impose qu'au moment de l'élaboration des plans d'action, lesquels, en vertu de la LEP, se limitent à au plus cinq ans avant une nouvelle évaluation.

Même si l'utilisation de projections à long terme comme outil d'évaluation des coûts socio-économiques des diverses options (s'il y a lieu) de programme de rétablissement peut être conforme à d'autres pratiques saines en sciences halieutiques, les projections à long terme doivent malgré tout être faites en utilisant les pratiques optimales pour la discipline. Les projections à long terme nécessitent des hypothèses sur la façon dont les quatre variables de la productivité des stocks (recrues par géniteur, croissance, maturité et mortalité naturelle) varieront au fil du temps, en plus des hypothèses propres au scénario sur l'importance et la nature de la mortalité anthropique. Les hypothèses adéquates sur la productivité de la population peuvent varier selon le cycle biologique de l'espèce, par exemple, pouvant différer entre des espèces comme le capelan ou le hareng, des espèces comme les sébastes, un méné de ruisseau et un gros requin (Charnov 1993, Jennings *et coll.* 1998, Denney *et coll.* 2002, Goodwin *et coll.* 2006). En outre, dans le contexte d'une espèce en péril ces projections sont faites à partir de très faibles tailles de population, ce qui peut entraîner des incertitudes et des risques additionnels quant aux hypothèses sur la productivité pour une population de faible taille (Myers *et coll.* 1995, Liermann et Hilborn 2001, Shelton et Healey 1999).

Dans ce document de recherche, on tente de décrire les « pratiques optimales » actuelles qui devraient être suivies lorsqu'on fait des projections à long terme dans le contexte des espèces en péril au sein du MPO. Ces lignes directrices et les autres travaux réalisés dans le futur devront tenir compte des enjeux particulièrement préoccupants pour le secteur des Sciences du MPO, y compris les différences de cycle biologique entre les espèces, l'inclusion et l'expression de l'incertitude, et l'inclusion des préoccupations accessoires comme les changements climatiques, la conformité et les nombreuses sources de mortalité, pourvu que les lignes directrices soient claires, pratiques et explicites.

APPROCHE

Approche actuelle pour les EPR (Saba Khwaja)

Avec l'approche actuelle, les EPR se font en deux étapes. Lors de la première étape, on procède à l'évaluation de la situation actuelle de l'espèce :

- 1) évaluer la situation actuelle de l'espèce en ce qui a trait à l'abondance et à l'aire;
- 2) évaluer la trajectoire récente de l'espèce en ce qui a trait à l'abondance et à l'aire;
- 3) estimer la quantité d'habitat essentiel actuellement disponible (à l'aide des descriptions d'habitat essentiel définies lors du processus d'avis scientifique pré-COSEPAC et en tenant compte de l'information du rapport sur la situation du COSEPAC);
- 4) évaluer les cibles de population et de répartition prévues pour le rétablissement, conformément aux lignes directrices du MPO;
- 5) évaluer le temps de génération prévu pour atteindre la cible de rétablissement, en supposant une mortalité naturelle uniquement, et estimer l'augmentation du délai pour atteindre les cibles de rétablissement en présence de divers taux de mortalité anthropique;
- 6) évaluer les exigences liées à la résidence, s'il y a lieu.

Lors de la deuxième étape, on évalue la portée de la mortalité anthropique :

7. évaluer le taux maximum de mortalité anthropique que l'espèce peut supporter sans compromettre sa survie ni l'atteinte des cibles de rétablissement;

-
8. dans la mesure du possible, quantifier l'ampleur de chaque source potentiellement importante de mortalité ou de dommages identifiée lors du processus d'avis scientifique pré-COSEPAC et en tenant compte du rapport de situation du COSEPAC;
 9. regrouper l'ensemble des données sur la mortalité et les dommages attribuables à toutes les causes humaines et les comparer avec ce qui a été établi aux points 5 et 7;
 10. dans la mesure du possible, évaluer la probabilité que l'habitat essentiel soit contraignant;
 11. dans la mesure du possible, compiler un inventaire des menaces pour l'habitat essentiel.

La LEP et les analyses socio-économiques – exigences du secteur des Sciences (Barb Best et Saba Khwaja)

L'intégration explicite des aspects socio-économiques dans la LEP reconnaît les préoccupations des parties intéressées relativement aux éventuels coûts sociaux et économiques des mesures de rétablissement pour les particuliers, les collectivités et les industries. Elle reconnaît également la nécessité d'évaluer les possibles avantages découlant de l'élaboration et de la mise en œuvre de ces mesures lorsqu'elles contribuent au rétablissement de l'espèce en péril. Dans son préambule, la LEP part du principe que les espèces sauvages ont une valeur intrinsèque et sont appréciées des Canadiens pour des raisons esthétiques, culturelles, spirituelles, récréatives, éducatives, historiques, économiques, médicales, écologiques et scientifiques. Les principales sections de la LEP en ce qui concerne les analyses socio-économiques sont les suivantes :

- Dans le préambule de la LEP, on précise que les intérêts socio-économiques devraient être pris en compte lors de l'élaboration et de la mise en œuvre des mesures de rétablissement.
- L'article 38 de la LEP stipule que, pour les programmes de rétablissement, les plans d'action et les plans de gestion, s'il y a des menaces d'atteinte grave ou irréversible à l'espèce sauvage inscrite, le manque de certitude scientifique ne doit pas être prétexte à retarder la prise de mesures efficaces pour prévenir la disparition ou la décroissance de l'espèce.
- L'article 49(1)(e) de la LEP stipule qu'un plan d'action doit comporter une évaluation des coûts socio-économiques du plan d'action et des avantages qui découleront de sa mise en œuvre.
- L'article 55 de la LEP stipule que le ministre compétent doit surveiller la mise en œuvre du plan d'action et les progrès réalisés en vue de l'atteinte de ses objectifs, de même qu'évaluer et faire un rapport de sa mise en œuvre, y compris les répercussions écologiques et socio-économiques, cinq ans après son entrée en vigueur.

L'ajout (ou la radiation) d'une espèce à la liste de l'annexe 1 de la LEP est considéré comme une modification réglementaire (en fait, un arrêté) et, à ce titre, la Politique de réglementation fédérale oriente le processus d'inscription sur la liste. Ceci englobe toutes les exigences du processus réglementaire fédéral (déclenché en vertu de l'art. 27 de la LEP), y compris que :

- les avantages l'emportent sur les coûts pour les gouvernements, les entreprises et les particuliers canadiens;
- les Canadiens ont été consultés;
- l'intervention du gouvernement est justifiée et la réglementation constitue la meilleure option possible;

-
- l'activité réglementaire nuit le moins possible à la compétitivité du Canada;
 - le fardeau réglementaire a été minimisé par la collaboration avec les autres gouvernements;
 - des systèmes sont en place et il y a suffisamment de ressources pour gérer efficacement les programmes réglementaires.

Les analyses socio-économiques réalisées en vertu de la LEP doivent être considérées dans le contexte de l'analyse des possibles mesures de rétablissement, que ce soit à l'appui des décisions d'inscription sur la liste, pour la planification du rétablissement (programmes et plans d'action) ou pour l'élaboration de plans de gestion.

Trois types d'analyses économiques sont utiles pour la prise de décisions inhérentes à la LEP :

- 1) analyses de rentabilité;
- 2) analyses coûts-bénéfices;
- 3) analyses des répercussions économiques.

Ces analyses ne sont pas mutuellement exclusives et peuvent souvent être utilisées ensemble et se compléter l'une l'autre lors d'une évaluation socio-économique générale.

On procède généralement à une analyse de rentabilité lorsqu'un objectif va de soi et on évalue alors les stratégies de manière à atteindre cet objectif au plus bas coût. Bien qu'il ne soit pas nécessaire de monnayer les objectifs biologiques dans ce type d'analyse, l'analyse de rentabilité peut se révéler le plus utile lorsqu'on l'utilise dans le contexte d'une analyse coûts-bénéfices (ci-dessous). Par exemple, on pourrait faire une analyse de rentabilité en vue de minimiser les coûts pour atteindre un objectif énoncé, puis utiliser une analyse coûts-bénéfices afin de déterminer si cet objectif constitue réellement un avantage net pour la société. Si ce n'est pas le cas, l'objectif peut être modifié en conséquence par une sorte de procédure de « pseudo-optimisation ». Par exemple, il peut être pratique de revoir un objectif afin d'allouer plus de temps pour l'atteinte d'une certaine cible de rétablissement, ce qui réduit le fardeau financier immédiat.

L'analyse coûts-bénéfices est l'analyse exigée en vertu de la loi pour toute nouvelle réglementation gouvernementale ou pour des modifications réglementaires (comme l'inscription d'une espèce sur la liste, dans ce cas-ci). Les directives du Conseil du Trésor constituent la norme pour ce type d'analyse, laquelle vise à s'assurer que les bénéfices des interventions du gouvernement l'emportent sur les coûts. Idéalement, on monnaye tous les bénéfices et les coûts afin d'obtenir une valeur unique – la valeur économique nette – laquelle est une mesure des changements de l'excédent pour le consommateur et le producteur découlant d'une mesure gouvernementale donnée.

L'analyse des répercussions économiques est différente de l'analyse coûts-bénéfices, car elle est axée sur les changements dans le transfert des ressources qui pourraient découler d'une mesure proposée. Typiquement, dans une analyse des répercussions, on se penche sur les répercussions pour l'emploi, les salaires, les revenus d'entreprise et la variation nette du flux monétaire vers ou provenant d'une région. Les autorités décisionnaires sont tout particulièrement intéressées par le type d'estimations que donnent les analyses des répercussions.

Pour toute analyse économique exhaustive, on fait une projection des bénéfices et des coûts pendant un certain horizon temporel (souvent entre 20 et 50 ans) et on escompte les valeurs au moment présent en utilisant un certain taux d'escompte qui représente le taux de préférence

collective. Dans la plupart des cas, on comptabilise les coûts à mesure, tandis que les bénéfices ne sont pas obtenus avant une certaine période de temps dans le futur (parfois éloigné). Si l'on a un quelconque espoir d'accorder une certaine valeur aux bénéfices de la protection des espèces, il est essentiel de faire des projections démographiques à long terme.

Tel qu'il en est question ailleurs dans ce document, la prévision des chiffres réels pour une population (et pour le rendement commercial de certaines espèces) dans un avenir éloigné constitue une entreprise hasardeuse et hautement spéculative. Toutefois, les projections sont plus acceptables s'il a été établi dès le départ que l'analyse est hypothétique et relative. Dans un tel cas, les mêmes hypothèses inévitablement erronées sur la situation future du monde seront appliquées à la projection selon le statu quo, tout comme elles seront appliquées pour n'importe quel scénario d'intervention. L'exercice est justifié dans la mesure où il permettra probablement d'obtenir certains renseignements, ce qui est à tout le moins légèrement mieux qu'aucun renseignement et, avec la diligence requise, peut-être même de bons renseignements.

Le secteur des Politiques a élaboré un cadre pour les analyses socio-économiques en vertu de la LEP, dont un aspect important est la souplesse. Après avoir établi l'étendue des répercussions possibles, la profondeur de l'analyse est adaptée en conséquence. Cette approche à plusieurs paliers vise à promouvoir l'utilisation efficace des ressources afin de mieux répondre aux besoins du processus décisionnel. L'approche repose sur les lignes directrices du Conseil du Trésor et a comme conséquence importante que les besoins des économistes pour des projections démographiques et d'autres renseignements scientifiques varieront eux aussi.

Ce cadre constitue un solide argument en faveur d'une collaboration précoce entre les secteurs des Sciences et des Politiques et, lorsque des espèces commerciales sont concernées, du secteur de la Gestion des ressources. Plus on adopte l'approche intégrée tôt dans le processus, plus il y a de chances de se mettre d'accord sur le niveau d'analyse nécessaire, ainsi que d'élaborer des scénarios plausibles et efficaces, de les étudier et de les améliorer en bénéficiant de toute l'expertise pertinente.

Exigences de l'analyse socio-économique en matière d'information biologique

Deux aspects clés de l'analyse socio-économique reposent sur l'information provenant du secteur des Sciences et des gestionnaires des ressources :

1. le lien direct et plausible entre les coûts et les bénéfices prévus suite à des actions précises;
2. la valeur monétaire des bénéfices.

Actions précises. On ne peut réaliser une analyse socio-économique valable que si on peut établir un lien entre des actions précises et des résultats spécifiques. Pour l'analyste économique, il ne suffit pas de dire (p. ex.) que la réduction de 20 p. 100 du taux de mortalité des juvéniles permettra une augmentation de la croissance annuelle de la biomasse de 25 p. 100. Pour établir un lien entre les bénéfices et les coûts, il est nécessaire de préciser les actions particulières qui permettront de réduire de 20 p. 100 le taux de mortalité des juvéniles (p. ex., fermer la zone de pêche A de mars à mai chaque année; ou enlever les obstacles sur 10 des 50 cours d'eau habités).

L'étape suivante de l'établissement du lien est la projection démographique réelle qui résulte du scénario en particulier. Que les économistes reçoivent le modèle de population lui-même ou la série chronologique (et une certaine mesure de l'incertitude) obtenue avec chaque scénario, les projections constituent la pierre angulaire de l'analyse coûts-bénéfices. Ce processus exige de toute évidence un niveau rarement atteint de connaissance démographique sur la situation

future d'un système naturel – soit un important problème sur lequel a porté la discussion lors de cet atelier. Cela exige également une étroite collaboration entre les scientifiques et les économistes, afin d'élaborer un modèle bioéconomique consensuel qui est à la fois exhaustif et pratique.

Valeur monétaire des bénéfices. La voie qui permet de monnayer des bénéfices est parsemée d'obstacles, mais on n'a aucune chance d'effectuer cette tâche de façon justifiable si les résultats bénéfiques ne sont pas d'abord déterminés et quantifiés selon leurs unités naturelles (p. ex., biomasse, taille de la population, trajectoire de la population). En outre, certaines unités se prêtent mieux que d'autres à être monnayées. Les Canadiens peuvent en fait accorder une certaine valeur au fait de savoir que la population d'une espèce est en hausse, toutefois, cela peut ne pas être la meilleure définition du « bien » pour lequel ils sont prêts à payer. La clé de la quantification des bénéfices non marchands consiste à leur substituer un bien de remplacement adéquat – que ce soit un bien marchand qui suscite la volonté de payer pour le bien non marchand (p. ex., les coûts de déplacement) ou un bien hypothétique avec des attributs exclusifs et clairement définis qui peut être utilisé pour susciter la volonté de payer dans les sondages de préférence. En général, une mesure de l'abondance sera beaucoup plus facile à monnayer qu'une trajectoire de la population. Cela est particulièrement vrai dans le contexte des bénéfices commerciaux, lesquels sont plus faciles à quantifier que les bénéfices non marchands. Si on peut mettre au point un scénario de captures, les avantages commerciaux selon ce scénario peuvent être estimés, même si c'est avec une marge d'incertitude.

S'il y a des effets biologiques indirects importants (que ce soit des coûts ou des bénéfices), les économistes peuvent également solliciter les secteurs des Sciences et Gestion des ressources pour obtenir une information quantitative de ces résultats. Ainsi, les mesures qui protègent une espèce en protégeant souvent plusieurs et, à l'occasion, sont dommageables pour d'autres. Lorsque ces effets sont importants, ils devraient être inclus dans l'analyse. Il y a un risque de comptage multiple des coûts et des bénéfices lorsque plusieurs processus LEP en cours se chevauchent, mais il s'agit là d'une autre question technique sur laquelle il faut se pencher dans le contexte des considérations écosystémiques en vertu de la LEP.

Lors de l'étude des changements de politiques ou de règlements canadiens, il faudrait prendre en considération à la fois les coûts et les bénéfices. D'un point de vue économique, cela signifie que les changements de l'excédent à la fois pour le consommateur et le producteur devraient être inventoriés (c.-à-d., que les coûts pour les producteurs devraient être comparés avec les bénéfices en découlant pour les citoyens canadiens). Les bénéfices de la conservation pour la société dans son ensemble peuvent inclure les valeurs d'option et les valeurs de non-usage, soit la valeur – reflétée par la volonté de payer – que les Canadiens accordent à la préservation des espèces pour les générations actuelles et futures. Bien qu'elles soient généralement reconnues dans l'arrêté actuel, les estimations quantitatives de l'excédent pour le consommateur n'étaient pas disponibles pour la morue et le requin maraîche au moment où ont été préparés les rapports socio-économiques.

Normes en matière d'analyses à long terme (Peter Shelton)

Pour les évaluations de stock d'une espèce unique, on utilise fréquemment des projections à court terme pour donner un avis scientifique sur les options de TPA. Il n'y a actuellement aucune norme nationale au MPO relativement à ces projections et elles diffèrent donc d'une évaluation à l'autre, ainsi que d'un laboratoire régional à l'autre. En général, toutefois, elles procèdent à une certaine estimation des nombres à l'âge (survivants) actuels d'une population (c.-à-d. ADAPT), lesquels sont ensuite projetés sur une période habituellement de trois ans, en utilisant la moyenne récente (habituellement les trois dernières années) du poids à l'âge, et en quantifiant les options de TPA en ce qui a trait à la mortalité par pêche à l'âge, utilisant le récent

recrutement partiel moyen à l'âge en fonction des estimations de la mortalité par pêche. La moyenne géométrique du recrutement au cours des trois dernières années est habituellement utilisée dans la projection, mais pour la plupart des stocks, avec un effet limité sur l'évaluation à court terme des options de TPA, dépendant de l'âge à la première maturité sexuelle et du vecteur de recrutement partiel à la pêche.

Alors que certaines projections à court terme sont déterministes, d'autres sont stochastiques. Dans la plupart des cas, les projections stochastiques tiennent uniquement compte de l'incertitude dans les nombres de survivants estimés par le modèle. Cette incertitude, habituellement exprimée sous forme d'écart-type (SE) pour les estimations, indique la qualité d'adaptation du modèle aux données. Dans le cas d'ADAPT, les données sont des indices de la taille de la population, habituellement ventilées selon l'âge, provenant des relevés des navires de recherche et d'autres sources. Une pratique courante consiste à prélever parmi les survivants pour chaque classe d'âge des échantillons aléatoires indépendants, en supposant autour de l'estimation une distribution caractérisée par l'écart-type. Moins fréquemment, on prend également en compte les estimations de la covariance du nombre de survivants à l'âge. Il s'agit d'une approche « bootstrap » paramétrique. Une autre approche est celle du « bootstrap » non paramétrique. Dans ce cas-ci, le modèle est ajusté plusieurs fois à des pseudo-données afin d'obtenir une distribution des survivants à chaque âge. Les pseudo-données sont obtenues en prenant l'ajustement initial du modèle, en calculant les résiduelles pour chaque valeur d'indice à l'âge, puis en choisissant au hasard, avec remise, une valeur de résiduelle qui est ajoutée à chaque valeur d'indice à l'âge prévue par le modèle, afin de créer un point de pseudo-donnée. Cela est conforme à l'hypothèse des résiduelles indépendantes distribuées de façon identique. Étant donné que les modèles non linéaires comme ADAPT mènent à des biais dans l'estimation des paramètres (Gavaris 1999), la correction analytique ou par « bootstrap » du biais peut être prise en compte dans les projections.

Les projections à court terme sont donc plutôt compliquées et il n'existe actuellement aucune norme en matière de pratiques scientifiques optimales au MPO. Les projections à long terme seront probablement beaucoup plus compliquées et difficiles à normaliser. Non seulement la propagation de l'incertitude dans les nombres de survivants au fil du temps doit-elle être prise en compte, mais aussi l'incertitude relative à la taille des futures classes d'âge est très importante. L'erreur d'observation est prépondérante pour les projections à court terme, tandis que ce sera l'erreur de traitement qui aura tendance à être prépondérante pour les projections à long terme. Par exemple, l'incertitude dans la relation stock-recrutement et la variabilité interannuelle des valeurs de recrutement autour de n'importe quelle relation seront très importantes, tout comme le seront tous les changements de facteurs de productivité au fil du temps, tels que les changements systématiques de mortalité naturelle, d'âge à la maturité et de croissance somatique. Ces derniers facteurs auront tendance à varier conjointement en conséquence des interdépendances dans le cycle biologique, ce qui complique davantage ces analyses.

En général, dans les projections à long terme, on devrait intégrer le plus d'incertitude possible dans la modélisation de la population. Les incertitudes d'observation (mesures), de traitement, de modélisation et de mise en œuvre devraient toutes être prises en compte autant que possible. Les analyses devraient examiner plus particulièrement les répercussions des changements dans les facteurs biologiques (p. ex., changement de M , du taux de croissance somatique, etc.) sur l'ensemble des mesures de gestion.

Étant donné qu'il est difficile de formuler des limites utiles pour l'incertitude en ce qui concerne les situations futures, d'autres approches pourraient être plus appropriées, comme l'évaluation de stratégie de gestion (voir ci-dessous). Avec cette approche, on peut évaluer des paramètres de performance relatifs pour diverses stratégies de gestion en tenant compte de l'incertitude,

mais les résultats de performance absolus ne sont pas calculés. Cette approche n'est peut-être pas conforme aux actuelles approches socio-économiques décrites à la section précédente.

Analyse de viabilité d'une population (Jamie Gibson)

Les projections à long terme dans les EPR sont analogues aux projections démographiques qu'on utilise dans les analyses de viabilité des populations (AVP). On utilise considérablement les AVP en biologie de la conservation afin de prédire à la fois le risque de disparition de populations et d'espèces, ainsi que pour évaluer les programmes de gestion visant à rétablir les populations en péril. Dans une AVP, on utilise un modèle de dynamique de la population afin de déterminer les répercussions des conditions actuelles et des perturbations futures sur la probabilité de pérennité (Beissinger et McCullough 2002). Les objectifs d'une AVP sont de 1) déterminer la viabilité actuelle d'une population, 2) déceler les menaces pour la pérennité et 3) donner une structure valable pour les mesures de gestion et les actions juridiques.

Plusieurs auteurs ont fait des mises en garde relativement à l'utilisation des AVP, car les prévisions, généralement le délai de disparition, sont presque toujours plutôt incertaines (p. ex., Taylor 1995, McCarthy *et coll.* 1996, Ludwig 1999). Bien que les prévisions absolues des AVP (délai de disparition) soient grandement douteuses, de nombreux auteurs sont convaincus qu'on peut utiliser les AVP afin d'évaluer le risque relatif (p. ex., Akçakaya et Raphael 1998, Beissinger et Westphal 1998, McCarthy *et coll.* 2001). Ce risque relatif permet l'évaluation de mesures de gestion précises sur la base de la probabilité qu'une population augmente ou diminue en réponse à la mesure (p. ex., Akçakaya et Raphael 1998, Gibson et Campana 2005) ou le choix parmi un ensemble de possibilités de la mesure de gestion qui aura le plus d'effet (p. ex., Lindenmayer et Possingham 1996). Reed *et coll.* (2002) plaident que ces évaluations relatives constituent l'utilisation la plus appropriée des AVP. À l'aide d'une étude de simulation, McCarthy *et coll.* (2003) ont conclu qu'ils étaient en mesure de déterminer la meilleure de deux stratégies de gestion entre 67 et 74 % du temps en utilisant des données sur 10 ans, et entre 92 et 93 % du temps avec des données sur 100 ans, ce qui mène à la conclusion que malgré l'incertitude considérable des prévisions du risque de déclin, les AVP peuvent contribuer de façon fiable à la gestion des espèces en péril. Ce type d'application, plutôt que l'estimation du délai de disparition, justifie l'usage de l'EPR et n'est pas différent des approches utilisées pour élaborer un avis pour la gestion des pêches (voir la section « Évaluation de stratégie de gestion »).

Les AVP consistent en un modèle de la dynamique des populations qui utilise les paramètres du modèle afin de faire une projection démographique dans le temps. L'estimation des paramètres du modèle est bien documentée dans les ouvrages sur les pêches. Maunder (2005) traite du lien entre les modèles d'évaluation des pêches, où on fait une estimation des paramètres du modèle, et les AVP, où on utilise ensuite ces estimations. Les progrès réalisés en matière de modélisation des pêches applicables aux AVP comprennent : (1) l'analyse intégrée, qui permet d'utiliser tous les renseignements sur une population en particulier, (2) l'analyse bayésienne, qui permet d'inclure les renseignements obtenus antérieurement, (3) la modélisation hiérarchique, qui permet le partage des renseignements parmi les estimations des paramètres, (4) la représentation non paramétrique des paramètres, qui permet une relation plus souple entre les paramètres et (5) des fonctions de probabilité robustes qui réduisent automatiquement l'influence des valeurs aberrantes. Ces méthodes aident à s'assurer que toutes les hypothèses et tous les paramètres du modèle sont conformes pendant toute l'analyse, que l'incertitude est adéquatement représentée, que l'incertitude est répartie dans toute l'analyse, que la corrélation entre les paramètres est maintenue et qu'il y a des méthodes pour séparer l'erreur de traitement de l'erreur de l'estimation. Bien que les méthodes dont discute Maunder (2005) ne soient pas

toutes applicables à toutes les espèces et à tous les enjeux, elles représentent la norme actuelle en matière de projections démographiques.

Le choix d'une mesure pour évaluer le résultat d'une AVP peut être problématique, car les projections découlant des AVP peuvent être plutôt non linéaires. Lui *et coll.* (1995) ont conclu qu'une population de passereaux diminuerait considérablement avant une lente reconstruction. Gibson et Campana (2005) ont prédit que l'abondance totale du requin maraîche continuerait de connaître un déclin pendant quelques années, même si toutes les pêches étaient fermées, avant le début de la reconstruction, en raison du nombre limité d'individus matures de la population. Dans ces cas, l'évaluation des trajectoires prévues peut être plus importante que l'examen du résultat final de la simulation. Étant donné l'incertitude des données fournies au modèle et leur effet sur la capacité d'estimer les points de référence pour de nombreuses populations, Taylor *et coll.* (2000) ont conclu que les analyses des tendances pourraient être plus appropriées pour l'analyse des plans de gestion plutôt que de la situation par rapport à une biomasse reposant sur un point de référence comme la capacité de support.

Plusieurs revues d'AVP ont été publiées. Beissinger et Westphal (1998) ont étudié l'utilisation des modèles démographiques pour la gestion des espèces en péril, y compris des modèles analytiques, déterministes pour une population unique, stochastiques pour une population unique, de métapopulations, ainsi que spatialement explicites. Ils soulignent que les prévisions obtenues avec ces modèles ne sont pas fiables en raison de problèmes comme les difficultés à estimer les variances des taux démographiques, le manque d'information sur la dispersion, l'incertitude sur les paramètres temporels et la nature de la dépendance à la densité, ainsi que l'incertitude sur les tendances et les fluctuations environnementales. Ils soutiennent que les AVP sont surtout utiles pour évaluer les taux de disparition relatifs plutôt qu'absolus, qu'on devrait mettre l'accent sur les projections à court terme (bien que le long terme puisse être utilisé comme un prolongement des projections à court terme pour l'évaluation des stratégies), que les modèles peuvent être utilisés de façon prudente afin de diagnostiquer la cause du déclin et la voie à suivre en vue du rétablissement, ainsi que pour examiner les scénarios de rétablissement. Ils soulignent également l'importance des essais sur le terrain des hypothèses du modèle et de la validation sur le terrain des prédictions du modèle. Dans un examen des enjeux émergents pour les AVP, Reed *et coll.* (2002) ont tiré des conclusions semblables et mettent en garde contre le risque accru d'un mauvais usage involontaire des AVP dû à l'arrivée de programmes d'ordinateur pour les AVP. Ils recommandent de considérer la structure du modèle, les données de départ et les résultats comme des hypothèses à tester et ils soulignent l'importance d'un examen externe indépendant de la mise au point du modèle et des résultats.

Évaluation de stratégie de gestion (Alan Sinclair, Daniel Duplisea)

En évaluation de stratégie de gestion (ESG), il n'y a aucune tentative d'estimation absolue des prévisions. On se concentre plutôt sur la comparaison de la performance relative de diverses stratégies de gestion, y compris les programmes de rétablissement, appliquées à un modèle opératoire qui simule la situation réelle en nature (p. ex., Kell *et coll.* 2007, fig. 1). L'indication du temps qu'il faudra pour en arriver à une situation en particulier équivaut à faire une prévision. On évite cela avec la méthode ESG. Ce que la science peut indiquer de façon légitime est qu'avec une situation donnée du monde réel (le modèle opératoire), une stratégie nécessiterait, disons, deux fois plus de temps pour en arriver à une situation en particulier (par exemple, un point de référence « de rétablissement » convenu) qu'une stratégie alternative. Cet énoncé donne de l'information, mais évite d'essayer de prédire un taux de recrutement futur absolu, des conditions environnementales, des conditions de survie, etc. La science peut être utile, mais il faut admettre qu'elle a des limites. Avec une approche ESG, les analyses socio-économiques effectuées en vue d'éclairer le processus d'inscription à la liste devraient reconnaître les limites

concernant les prévisions sur une dynamique de la population absolue et plutôt encadrer la formulation d'évaluations sous forme comparative.

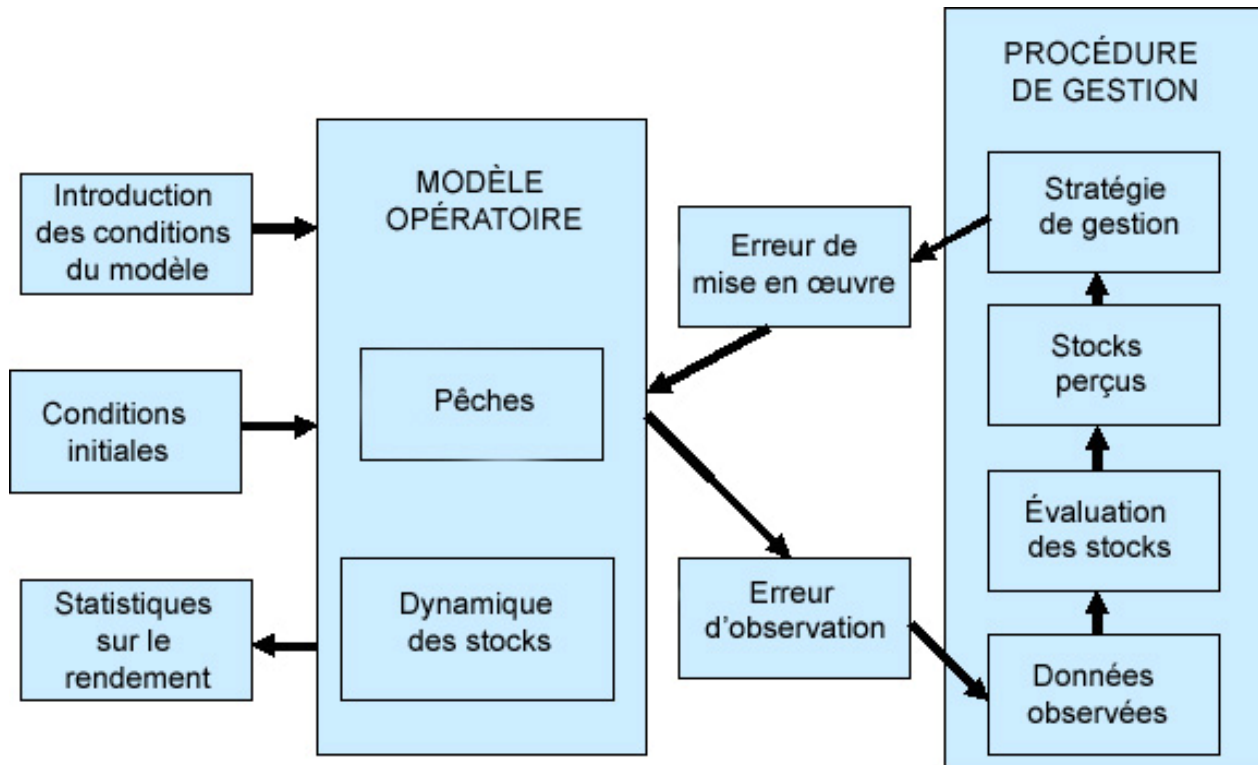


Fig. 1. Cadre conceptuel de l'évaluation de stratégie de gestion (adapté de Kell et coll. 2007)

Pour l'évaluation des programmes de rétablissement, des enjeux comme l'effet d'Allee ou la dépen­sation due aux prédateurs pourraient être plus importants que dans les ESG appliquées à des populations non appauvries. L'avantage de l'approche ESG est que si un phénomène comme l'effet d'Allee peut être opérationnalisé dans un modèle, on peut évaluer la robustesse d'un plan de rétablissement par rapport au phénomène en particulier. De même, tout processus qui peut être opérationnalisé, même de façon rudimentaire, peut en venir à faire partie du modèle opératoire sous-jacent utilisé pour évaluer sa possible influence sur le rétablissement.

Une ESG tient compte des diverses sources d'incertitude pour l'évaluation et la gestion des stocks de poissons : erreur de traitement [variabilité naturelle, à la fois spatiale et temporelle, dans les processus dynamiques des populations (p. ex., recrutement, prédation, croissance et migration) et des pêches]; erreur d'observation [en lien avec la collecte des observations sur le terrain, comme le total des captures, la composition des captures, les données biologiques (p. ex., longueur, taille, maturité), les relevés de recherche, l'effort]; erreur d'estimation [lors de l'estimation des paramètres des divers modèles utilisés pour la procédure d'évaluation, comme les modèles de croissance, les modèles de stock-recrutement, les analyses virtuelles de la population, les modèles statistiques]; erreur de modèle [liée à la capacité de la structure du modèle de saisir l'essence de la dynamique du système]; et erreur de mise en œuvre [les mesures de gestion ne sont jamais parfaitement mises en œuvre et peuvent donner lieu à des captures totales réalisées, une composition des captures et un effort qui diffèrent de ceux qui étaient prévus] (Kell et coll. 2007, et références à cet égard).

La plupart des spécialistes de l'ESG programment eux-mêmes les routines en vue d'applications précises et il n'y a donc pas eu, jusqu'à tout récemment, d'outils généraux qui

peuvent être appliqués dans plusieurs domaines différents. *Fisheries Library in R* (FLR, <http://flr-project.org>) est l'un des rares outils standard mis au point et tenu à jour à l'heure actuelle pour l'ESG. Jusqu'à maintenant, on l'a utilisé principalement au sein de la communauté du CIEM de l'UE, mais il y a un intérêt de plus en plus croissant par suite des ateliers de formation donnés en Amérique du Nord et ailleurs. La description des outils disponibles qui pourraient contribuer à l'élaboration de l'ESG a été élaborée par le groupe d'étude du CIEM sur les stratégies de gestion (CIEM 2006, chapitre 8).

Modèles bayésiens état-espace (Doug Swain)

Une approche en vue de trouver une solution à l'incertitude relative aux projections et à la taille de la population consiste à utiliser des modèles bayésiens état-espace afin de considérer simultanément l'erreur de traitement et l'erreur d'observation (Swain *et coll.* 2006, fig. 2). Même si ces deux sources d'erreurs peuvent être prises en compte dans les simulations ESG, il y a peu d'options pratiques autres que les modèles bayésiens état-espace permettant de les intégrer toutes deux dans des modèles d'estimation. Les modèles état-espace comportent deux portions couplées, soit un modèle de processus de situation et un modèle d'observation. Le premier modèle représente les processus stochastiques non observables qui régissent la dynamique de la population. Le deuxième modèle décrit les erreurs d'observation. L'approche bayésienne facilite l'intégration des renseignements préalables sur la dynamique de la population et le processus d'observation dans le modèle. On peut élaborer des modèles autant pour les espèces bien documentées que peu documentées. Des exemples de ces dernières en sont les modèles structurés selon les stades appliqués à la raie tachetée du sud du golfe Saint-Laurent et de l'est du plateau néo-écossais (MPO 2005c et MPO 2005d). Toutefois, il faut se méfier car même ces types de modèles n'intègrent pas complètement toutes les sources d'incertitude. Ainsi, dans l'exemple fourni pour la raie tachetée, l'analyse ne tient pas compte de l'incertitude de la structure du modèle et elle ne tient pas entièrement compte non plus de l'incertitude des paramètres estimés en dehors du modèle et utilisés comme éléments informatifs préalables dans le modèle (p. ex., le potentiel de capture selon le stade dans les modèles pour la raie tachetée). Le dernier point peut être partiellement évalué par l'analyse de sensibilité des résultats en fonction des diverses alternatives aux éléments préalables du modèle.

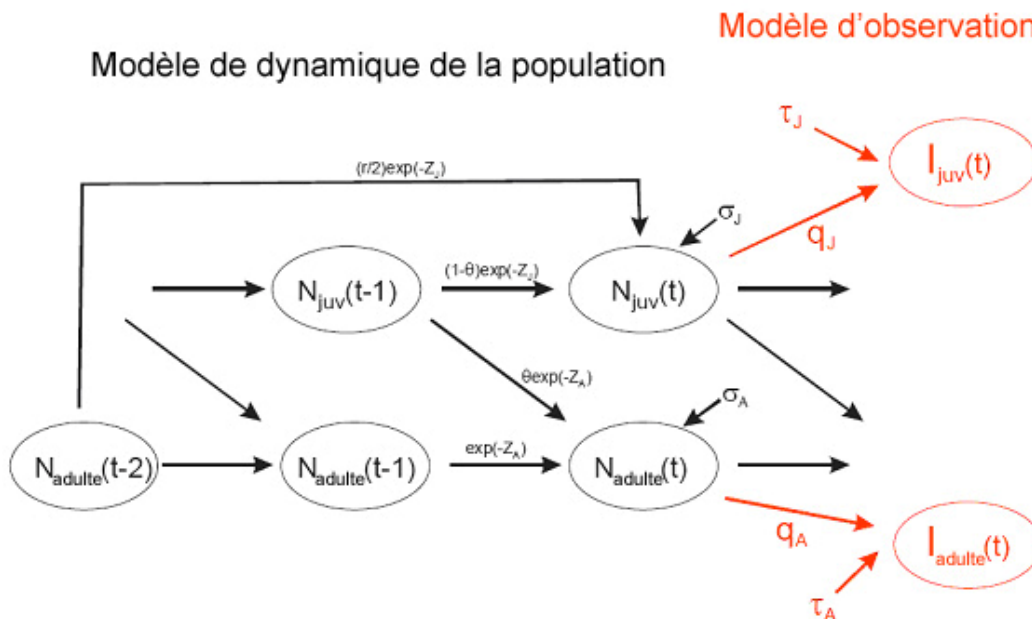


Fig. 2. Modèle de base état-espace structuré selon le stade utilisé pour la modélisation de la population de raies tachetées par Swain et coll. (2006). Z est le taux de mortalité, r est le taux de recrutement, θ est

la probabilité de transition entre les stades, q est le potentiel de capture, N est l'abondance, I est l'indice d'abondance selon les relevés, σ est l'erreur de traitement, τ est l'erreur d'observation et t est une variable de temps.

Une approche démographique (Luis A. Vélez-Espino et Marten A. Koops)

Nous discutons ici des principales caractéristiques d'une approche quantitative en vue d'évaluer les dommages admissibles, les efforts de rétablissement et les délais de rétablissement au sein d'un cadre démographique (fig. 3). Cette méthodologie vise à être réalisable et applicable à toutes les espèces (ou populations) en péril pour lesquelles on peut obtenir ou déduire des renseignements de base sur le cycle biologique. L'approche repose sur la modélisation démographique, laquelle est grandement appliquée en biologie de conservation (p. ex., Crouse *et coll.* 1987, Cortés 2002, Wilson 2003, Vélez-Espino 2005), en gestion des ressources (p. ex., Getz et Haight 1989, Hayes 2000) et pour la lutte contre les ravageurs (Rockwell *et coll.* 1997, Shea et Kelly 1998, Neubert et Caswell 2000). Au sein de ce cadre, l'on considère que le taux de croissance de la population (déterministe ou stochastique) est le meilleur indicateur de la santé de la population (Metz *et coll.* 1992, Caswell 2001). L'analyse de perturbation, soit une technique prospective démographique qui repose sur l'élaboration de matrices de projections, évalue la sensibilité du taux de croissance (λ) d'une population aux changements de taux démographiques (survie, croissance, fécondité) et est utilisée pour faire une projection des effets des interventions de gestion (Caswell 2000). De ce point de vue, les dommages admissibles et les efforts de rétablissement sont considérés comme des perturbations négatives et positives, respectivement, qui peuvent cibler un ou plusieurs taux démographiques et stades du cycle de vie simultanément. Plus précisément, les dommages admissibles seront reliés (a) aux taux démographiques affectés par les activités humaines, (b) à la sensibilité du taux de croissance de la population aux perturbations des taux démographiques touchés (c.-à-d., élasticités), (c) au taux de croissance de la population avant les dommages admissibles et (d) au taux de croissance minimum de la population qui ne mettra pas en péril la survie et le rétablissement futur de la population.



Figure 3. Cadre de modélisation démographique pour l'évaluation des dommages admissibles, des efforts de rétablissement, des cibles et des délais (adapté de Vélez-Espino et Koops in prep a).

De même, les efforts de rétablissement seront reliés (a) aux taux démographiques les plus sensibles aux mesures de gestion, (b) à l'élasticité des taux démographiques touchés, (c) à la situation de la population avant les mesures de rétablissement et (d) au taux de croissance minimum de la population requis pour améliorer la probabilité de survie et de rétablissement futur. Les caractéristiques additionnelles de cette approche sont qu'elle exige un minimum de données tout en utilisant toutes les données disponibles, a la capacité d'établir un lien entre la dynamique de la population et les renseignements sur l'habitat, est suffisamment souple pour évaluer les cycles biologiques complexes et suit une approche de précaution.

Les dommages admissibles maximum et les efforts de rétablissement minimum sont calculés séparément des élasticités à l'aide d'une approche déterministe qui utilise uniquement les valeurs moyennes des paramètres de plus bas niveau et une approche stochastique qui utilise la variation observée. On utilise des simulations par ordinateur et des techniques de ré-échantillonnage afin d'intégrer la stochasticité environnementale et d'estimer les intervalles de confiance pour les valeurs d'élasticité et la réponse des populations. En outre, les effets des changements importants des taux démographiques dus aux activités humaines sont également évalués en perturbant directement les matrices de projections, assouplissant ainsi l'exigence d'introduire de petits changements dans l'application des solutions analytiques lorsqu'une non-linéarité est démontrée entre les taux démographiques et la croissance de la population (voir Mills *et coll.* 1999, de Kroon *et coll.* 2000). La dépendance à la densité, la stochasticité démographique et la dépensation peuvent être facilement intégrées dans les matrices de projections lorsque c'est nécessaire et lorsque la situation, le cycle biologique et la dynamique d'une population le justifient (p. ex., Burgman *et coll.* 1993, Ratner *et coll.* 1997, Gaona *et coll.* 1998, Vélez-Espino *et coll. soumis*). Cette approche tient également compte de l'effet d'inertie de la structure d'une population sur la taille future de la population par le calcul de l'élan de la population (Keyfitz 1971).

L'on considère comme un besoin pressant de trouver une approche quantitative et scientifiquement solide pour évaluer les dommages admissibles et déterminer les cibles de rétablissement qui serait applicable aux populations peu documentées et qui serait suffisamment souple pour s'adapter aux différences de cycles biologiques qu'on retrouve chez les espèces aquatiques (MPO 2004, 2005a), mais cela reste un défi à relever. Cette approche démographique (Vélez-Espino et Koops *in prep a, in prep b*) représente un effort de modélisation en ce sens, mais introduit également une première tentative en vue d'unifier les trois éléments essentiels d'une évaluation du potentiel de rétablissement (dommages admissibles, habitat essentiel et cibles de rétablissement; MPO 2005b, 2005c) au sein d'un cadre de modélisation unique. Cette approche répond également à la nécessité d'intégrer l'avis scientifique sur les dommages admissibles et les éléments des plans de rétablissement, ce qui a été déterminé comme étant crucial en vue d'augmenter la probabilité d'atteindre les cibles de rétablissement dans un délai raisonnable (MPO 2004). Le facteur d'unification dans cette approche consiste en l'utilisation des taux de croissance de la population comme principale valeur écologique en vue d'évaluer à la fois les dommages admissibles et les efforts de rétablissement. L'assise écologique facilite non seulement l'intégration des résultats, mais fournit également un cadre de travail commun en vue d'améliorer l'efficacité des décisions de gestion au sein de la LEP et la communication des objectifs, des programmes et des résultats.

Les renseignements sur les exigences d'aire par individu aux stades critiques, qu'on peut obtenir à partir des relations allométriques entre la dimension du territoire et la taille corporelle (p. ex., Grant et Kramer 1990), peuvent être combinés avec la distribution stabilisée des stades selon les matrices de projections afin de déterminer la capacité de charge et les cibles de rétablissement en termes de densités seuils. Les efforts de rétablissement peuvent être combinés avec les cibles de rétablissement en vue de faire une projection du délai de rétablissement de façon déterministe à l'aide de projections de la croissance démographique exponentielles, plafond, logistiques, compensatoires, surcompensatoires ou autres, ou de faire une projection de la probabilité de rétablissement de façon stochastique à l'aide de simulations Monte Carlo et d'une approximation de la diffusion pour les populations structurées (Lande et Orzack 1988). Cette souplesse permet la projection à long terme de scénarios de gestion ciblant des combinaisons de taux démographiques et facilite également les analyses coûts-bénéfices. Pour un scénario déterministe, une analyse coûts-bénéfices peut consister en une relation entre le coût économique des stratégies de gestion et le temps nécessaire pour atteindre une cible de rétablissement. Dans le cas d'une approche stochastique, le temps de rétablissement est incertain et une meilleure mesure de la réussite pourrait consister en la probabilité d'atteindre

une population seuil, auparavant déterminée comme étant une cible de population, dans une période proportionnelle à une génération.

Projections avec peu de données (Kent Smedbol et Jamie Gibson)

Il existe une variété de techniques pour faire des projections de la taille d'une population dans les cas où l'on dispose de peu de données. Pour les populations peu documentées, on ne peut obtenir des estimations d'abondance à partir de modèles quantitatifs basés sur l'âge. Les autres méthodes utilisent les données limitées disponibles et ce que l'on connaît du cycle biologique de l'espèce en question. Les renseignements sur la taille de la population peuvent provenir des données de recensement (indices ou comptage brut), du marquage et de la recapture, des décomptes visuels ou des taux de prises commerciales ou de prises accessoires. Ces données peuvent être utilisées afin de calculer des estimations de l'abondance à l'aide de méthodes de comptages regroupés ou multiples (p. ex., Morris et Doak 2002), de méthodes de distance de transect (p. ex., estimation de densité en surface; Buckland *et coll.* 2001), de modèles de marquage et de recapture et de modèles matriciels basés sur l'âge ou le stade. Lorsqu'on a de l'information sur l'espèce, mais peu de données propres à la population, un éventail de valeurs de paramètres possibles peut être proposé en vue de leur utilisation dans les projections. Cette approche a été adoptée pour le saumon de l'Atlantique au Maine, où on a eu recours à un groupe de spécialistes pour sélectionner les valeurs de paramètres possibles (Legault 2005).

Il existe des méta-analyses de paramètres du cycle biologique qui peuvent contribuer à l'élaboration de modèles de projections pour les populations peu documentées. Myers *et coll.* (1999) analysent plus de 700 séries chronologiques de relations géniteurs-recrues et donnent un résumé du taux de reproduction maximum pour n'importe quelle espèce et des taxons de niveau supérieur, tandis que Myers *et coll.* (2002) présentent une méta-analyse des taux de reproduction maximum en utilisant des espèces semblables du point de vue écologique. Les méta-analyses de la capacité de charge, qui peuvent contribuer à l'élaboration de cibles de rétablissement, sont également disponibles pour certaines espèces (p. ex., morue : Myers *et coll.* (2001); gaspateau : Gibson et Myers (2003); saumon coho : Barrowman *et coll.* (2003); saumon de l'Atlantique : Gibson (2006)), bien que pour chacun de ces exemples, la capacité de charge s'est révélée hautement variable parmi les populations. La mortalité naturelle reste l'un des paramètres les plus difficiles à estimer; toutefois, il existe certains calculs empiriques basés sur les relations entre la mortalité naturelle et les autres paramètres du cycle biologique, comme la longévité (Hoenig 1983), les paramètres de croissance (Pauly 1980) ou l'âge auquel une cohorte atteint sa biomasse la plus importante (Alverson et Carney 1975). Ces approches, ainsi que d'autres, sont résumées par Quinn et Deriso (1999). Même avec la disponibilité de méta-analyses et d'analyses empiriques disponibles et la possibilité de les utiliser pour établir les paramètres des modèles lorsque l'on dispose de peu de données, il faut faire preuve de prudence lors de l'utilisation des résultats obtenus, car si une population est menacée de disparition, les valeurs obtenues pour les populations qui ne sont pas en péril peuvent ne pas être représentatives de la population en péril, en particulier lorsqu'on ignore la cause du déclin.

Une série d'estimations de l'abondance peut permettre d'adapter un certain type de modèle simple qui pourra être extrapolé dans le futur pour un éventail d'hypothèses. Lorsqu'il y a une seule estimation d'abondance, les renseignements sur les taux démographiques du cycle biologique pour des populations conspécifiques ou des espèces très apparentées peuvent être utiles dans l'élaboration de modèles simples. Faute de données sur le taux de naissance, le taux de maturation et le taux de survie, mais en disposant de certains renseignements sur la taille minimum de la population actuelle et le taux maximum d'augmentation de la population, on peut envisager des méthodes heuristiques comme celle du prélèvement biologique potentiel (PBP) qui ont été mises au point pour les cétacés et les pinnipèdes (Wade 1998). Le PBP est calculé comme étant la taille minimum de la population actuelle multipliée par la moitié du taux

de croissance nette maximum (par défaut, la moitié de 4 % pour les cétacés) multiplié par un facteur de rétablissement. Le facteur de rétablissement dépend de la situation du stock et de la perception de qualité des données. On utilise un facteur de rétablissement de 0,1 pour les stocks classés comme étant en voie de disparition ou menacés en vertu de l'Endangered Species Act des É.-U. Pour les autres stocks, le facteur de rétablissement indique l'incertitude; plus l'information sur les stocks est incertaine, plus faible est le facteur de rétablissement. Le PBP vise le maintien de la population à un niveau égal ou supérieur au rendement équilibré maximal (MSY).

Lorsqu'on a peu de données, on devrait utiliser les projections pour fournir des scénarios optionnels à partir de diverses valeurs de paramètres ou d'autres hypothèses. La valeur réside dans la comparaison des diverses simulations de scénarios plutôt que dans l'évaluation de projections individuelles directement par rapport à un certain objectif souhaité (comme le temps nécessaire pour atteindre une cible de rétablissement). Prendre note que cela ressemble à l'approche discutée plus haut, à la section Évaluation de stratégie de gestion, mais porte sur l'analyse d'espèces peu documentées.

Problèmes propres à la modélisation des populations presque disparues (Jamie Gibson)

Même si les méthodes de modélisation des populations se ressemblent, la modélisation de la dynamique d'une population de faible taille présente certains enjeux qui sont plus importants que pour une population de plus grande taille. Ces enjeux englobent la possibilité de dépensation, l'importance accrue de la stochasticité démographique et de l'autocorrélation interannuelle de la variabilité environnementale à mesure que la taille de la population diminue, ainsi que les changements possibles de taux démographiques découlant des changements de composition génétique dus à des causes comme la dérive génétique, la dépression de consanguinité ou la dépression consécutive à des croisements distants. Bien que ces considérations soient des plus importantes pour une population de petite taille, elles sont également importantes pour la projection de n'importe quelle population lorsqu'il y a un risque de diminution de la taille de la population faisant l'objet de la projection.

La plupart des modèles de reproducteurs-recrues (RR) utilisés dans les évaluations des pêches sont compensatoires. De façon implicite, leur utilisation repose sur l'hypothèse que le taux de survie par individu du stade de l'œuf jusqu'à l'âge du recrutement est une fonction monotone décroissante du nombre d'œufs (ou de la biomasse ou de l'abondance des reproducteurs) et que le taux de reproduction maximal se situe à l'origine. S'il y a un seuil d'abondance de reproducteurs, en deçà duquel la survie est une fonction croissante du nombre d'œufs, soit un phénomène appelé dépensation (Clark 1976), ces modèles surestimeraient le potentiel de croissance d'une population de faible abondance. La présence d'une région dépensatoire dans la relation RR ne signifie pas nécessairement que la population disparaîtra si elle se rend dans cette région. Le remplacement de la population peut être possible ou non, dans cette région, mais si la courbe RR descend sous la ligne de remplacement (dans une région où le remplacement de la population ne se fait pas), on peut s'attendre à ce que la taille de la population diminue jusqu'à zéro.

La dépensation au sein des populations de poissons est un sujet de controverse. Myers *et coll.* (1995) n'ont pas trouvé de preuves de dépensation dans 125 des 128 séries chronologiques de reproducteurs-recrues qu'ils ont examinées. Liermann et Hilborn (1997) ont réalisé une analyse semblable à celle de Myers *et coll.* (1995), avec un modèle dépensatoire différent, et conclu que la dépensation peut être plus courante que ce qu'ont suggéré Myers *et coll.* (1995). De plus, Shelton et Healey (1999) ont démontré que le choix arbitraire de la forme de modèle dépensatoire utilisé dans l'analyse de Myers *et coll.* (1995) exagérait la puissance de détection de la dépensation et qu'une analyse alternative donnait à penser que, dans la plupart des cas,

la dépensation serait difficile à détecter pour les données réelles des reproducteurs-recrues. Souvent, les populations qui subissent des déclin importants ne se rétablissent pas rapidement (Hutchings 2000, Hutchings 2001), ce qui indique possiblement qu'une dynamique de population dépensatoire serait plutôt courante. Si c'est le cas, l'utilisation de modèles purement compensatoires, comme ceux qui sont utilisés dans la plupart des études sur le rétablissement, serait inadéquate et donnerait une évaluation trop optimiste des effets des activités humaines sur le rétablissement. Lors des tentatives de détection de la dépensation, le choix du modèle peut avoir des répercussions sur les résultats de l'analyse. Chen *et coll.* (2002) ont proposé un modèle RR qui comporte un décalage tel que le recrutement peut être de zéro pour des reproducteurs dont l'abondance est supérieure à zéro. En plus d'être utile pour détecter la dépensation, ce modèle comporte un seuil d'extinction supérieur à zéro et pourrait donc être utile à l'examen des problèmes liés aux projections chez les populations dont la taille est faible (voir ci-dessous). Finalement, même si la dépensation est une considération importante dans l'élaboration du modèle, le choix d'un modèle compensatoire (p. ex., Ricker, Beverton-Holt, courbe en bâton de hockey) aura également des incidences sur le taux de croissance des populations de faible abondance et aura donc le potentiel de fausser les conclusions sur le potentiel de rétablissement. Des analyses de sensibilité sont recommandées lorsque le type de relation RR n'est pas clair.

Les « fosses à prédateurs » constituent une source de relations dépensatoires et risquent davantage d'être un facteur pour les populations ayant une forte relation abondance-occupation. Si une population restreint son aire occupée à mesure que la taille de la population diminue, elle peut encore être abondante localement, donc disponible pour les prédateurs en chasse ou pour la pêche, même avec une population de faible taille (Ellis et Wang 2007). Cela est analogue à une hyperstabilité des relations PUE-abondance où le taux de capture par la pêche peut demeurer élevé même si l'abondance diminue (Harley *et coll.* 2001). Si la dépensation ou les fosses à prédateurs jouent possiblement un rôle pour la population, on devrait les prendre en considération dans l'évaluation du programme de rétablissement et le risque de non-rétablissement dû à ces processus devrait être clairement articulé dans le plan de rétablissement.

Les paragraphes ci-dessus sur le choix des modèles RR concernent le volet déterministe (prévisible) de la dynamique d'une population, mais cette dynamique comporte également un volet stochastique (imprévisible). Le volet stochastique peut être subdivisé selon la stochasticité démographique, qui fait référence aux événements de changement qui s'opèrent au niveau de l'individu, et la stochasticité environnementale, laquelle s'opère au niveau de la population et touche le taux de mortalité et/ou le taux reproducteur de tous les individus simultanément (Engen *et coll.* 1998, Lande *et coll.* 2003). Comme la variabilité qui s'opère au niveau de l'individu tend à s'annuler à mesure que la population augmente de taille, la stochasticité démographique est la plus importante pour une population de faible taille, tandis que la stochasticité environnementale est importante pour les populations de toutes les tailles. La stochasticité démographique n'est pas bien étudiée chez les populations de poissons, mais a été étudiée chez les oiseaux (p. ex., Engen *et coll.* (2001), Saether *et coll.* (1998a, 2000a, 2000b, 2002) et chez les ours bruns (Saether *et coll.* 1998b). Ensemble, ces études qui analysent la variabilité du succès reproducteur individuel donnent à penser que la variance démographique peut être de 1 à 10 fois plus grande que la variance environnementale. Quant à savoir si ces relations s'appliquent aux populations de poissons, on l'ignore. De plus, lorsqu'on utilise des modèles de cycles biologiques complexes pour les projections démographiques, la stochasticité démographique peut influencer dans le modèle à plusieurs stades du cycle biologique. Lande *et coll.* (2003) proposent d'ignorer les effets de la stochasticité démographique lorsque la taille de la population est plus de 10 fois plus grande que le ratio entre la variance démographique et la variance environnementale.

Étant donné les incertitudes de la dynamique des populations pour une petite taille de population, la façon la plus courante d'aborder ces problèmes consiste à établir un seuil de quasi-disparition, et à considérer la population comme disparue si elle diminue en deçà de ce seuil lors d'une simulation. Cette limite peut être fixée à un niveau qui est suffisamment élevé pour ne pas tenir compte de la stochasticité démographique et de l'effet d'Allee (Lande *et coll.* 2003). Cette approche a été utilisée dans une analyse de viabilité d'une population de saumons quinnat (Zabel *et coll.* 2006), et le modèle RR de Chen *et coll.* (2002), s'il est utilisé pour les projections, comporte ce seuil comme paramètre du modèle. Les seuils de quasi-extinction sont étroitement liés au concept de la taille de population minimale viable (Soulé 1987). À l'heure actuelle, aucun processus n'est disponible pour estimer un nombre pour une population viable (NPV) avec un certain niveau de certitude (Hallerman 2003). Une règle de 50/500 est parfois citée dans les ouvrages de biologie de conservation (Hallerman 2003), où une taille effective de population minimum (N_e) de 50 individus est recommandée pour la conservation à court terme et de 500 individus pour la planification à plus long terme. Le NPV réel est déterminé en utilisant le ratio de la taille effective de la population par rapport à la taille de la population recensée (N_c). Trzcinski *et coll.* (2004) ont étudié les ratios N_e/N_c pour le saumon atlantique et conclu qu'un ratio de l'ordre de 0,26 à 0,88 donnerait une approximation pour cette espèce. Selon ces ratios, et un minimum N_e de 500, ils ont conclu qu'un NPV pour le saumon atlantique serait entre 568 et 1 923 individus par population. Bien que ces types de méthodes puissent convenir pour certaines espèces de poissons, il semble de façon intuitive que ces méthodes donneraient des estimations de faibles NPV irréalistes pour un poisson marin. L'établissement de seuils de quasi-extinction pour la plupart des espèces marines demeure un sujet de recherche future.

Une structure de métapopulation peut augmenter la pérennité régionale, en particulier lorsque l'immigration vient « sauver » une population locale de la disparition (Hanski 1999). Hill *et coll.* (2002) comparent la dynamique d'une seule population avec la dynamique de deux populations présentant une dispersion et démontrent que de faibles taux de dispersion peuvent augmenter considérablement le temps avant la disparition. Bien que de faibles taux de dispersion puissent ne pas être une considération importante avec une abondance plus élevée, ils peuvent être une considération importante si les simulations de populations indiquent une probabilité élevée de disparition.

Expérience nationale avec les évaluations du potentiel de rétablissement (Bob O'Boyle, Al Cass, Charley Cyr, Kathleen Martin, Kent Smedbol et Nadine Wells)

Depuis la proclamation de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2003, le secteur des Sciences du MPO a entrepris un certain nombre d'analyses liées aux dommages qu'une espèce inscrite sur la liste en vertu de la Loi peut endurer. Il y a eu un atelier national du 8 au 10 mars 2004, à Moncton, afin de définir les exigences d'un avis scientifique en vertu des articles 33 et 34 de la LEP (permis pour des dommages admissibles) et on a conclu que les éléments suivants (nommés ici « cadre de Moncton : annexe 6 de Rice 2004 ») étaient nécessaires lors d'une évaluation des dommages admissibles :

- situation actuelle et tendances pour l'abondance;
- potentiel de rétablissement, cibles et délai de rétablissement;
- sources et tolérance possible aux dommages;
- solutions de rechange et atténuation des dommages.

Ce cadre a été utilisé comme guide général pour l'analyse présentée ci-dessous.

Lors de la réunion nationale d'examen par les pairs sur les dommages admissibles tenue du 25 au 29 octobre 2004 (Rice 2004), la tolérance possible aux dommages admissibles pour les

espèces prises en considération (deux unités désignables de morue, le brosme et le bocaccio) se limitait à la période du permis, soit généralement un an. Au moment de la réunion nationale des coordonnateurs de PCS de février 2005, ces études avaient été nommées des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) et ne se limitaient pas à la période de validité du permis. Un atelier national a été organisé en août 2005, à Ottawa, afin de définir les cibles de rétablissement, mais on n'a pas pu en arriver à un consensus (MPO 2005a).

L'analyse actuelle documente les évaluations du potentiel de rétablissement effectuées depuis 2003 à l'aide du cadre de Moncton. Certaines analyses (p. ex., le brosme) n'ont pas été incluses, car leur portée, selon un cadre d'évaluation des dommages admissibles (EDA) se limitait à la période de validité du permis. Certaines analyses d'EDA étaient incluses (p. ex., saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy et tortue luth), car la portée de l'analyse était conforme au cadre de Moncton. Trente-quatre unités désignables (UD) ont été prises en considération (tableau 1). Parmi elles, quinze ont été inscrites sur la liste en vertu de la LEP, six ont été prises en considération en vue de leur inscription sur la liste, mais n'ont pas été inscrites, et les autres (en attente) sont en cours de processus en vue d'être prises en considération pour leur inscription sur la liste. La quantité d'information à l'appui des EPR varie de façon marquée, allant d'élevée (morue) à très faible (requin blanc) selon un examen qualitatif des avis scientifiques pertinents¹. Dans l'ensemble, la quantité d'information était considérée comme étant au bas de l'échelle de ce qui est généralement disponible pour la plupart des espèces exploitées de façon commerciale.

En ce qui concerne la détermination de la situation actuelle et des tendances, il n'y avait pas suffisamment d'information pour la plupart des UD permettant de faire une synthèse par modélisation, la plupart des EPR reposant sur l'interprétation de données limitées en ce qui concerne l'abondance et la répartition historiques (tableau 2). Lorsqu'on a eu recours à la modélisation, elle variait en complexité allant du marquage-recapture (baleine à bec) en passant par des modèles démographiques (baleine noire) jusqu'à des modèles d'évaluation intégrée/AVP utilisant à la fois des méthodes bayésiennes état-espace (raie tachetée) et d'autres reposant sur la probabilité (requin maraîche).

En ce qui concerne la détermination du potentiel de rétablissement et des cibles, une variété de modèles ont été utilisés (tableau 3), mais ceux-ci sont souvent différents de ceux qui ont été utilisés pour déterminer la situation actuelle et les tendances historiques. De même, il est évident qu'il y a une grande variété de cibles et d'orientations (p. ex., tendance à la hausse de l'abondance sur trois générations pour la baleine noire). Ceci peut être lié au manque de consensus sur les cibles de rétablissement lors de la réunion nationale d'août 2005. De même, étant donné le manque d'information, certaines de ces cibles reposent sur de l'information récente tandis que d'autres ont bénéficié de séries chronologiques plus longues. Ainsi, ces cibles peuvent être affectées par le syndrome des « bases de références changeantes » (*shifting baseline*) de Pauly (Pauly 1995). On a constaté qu'il y a souvent une capacité de contrôle limitée pour déterminer si la cible a été atteinte ou non.

¹ Ces avis scientifiques ne sont pas listés dans la section des références du présent document, mais peuvent être obtenus sur le site Web du SCCS.

Tableau 1. Unités désignables prises en considération, triées de façon qualitative selon la quantité d'information, allant d'élevée (morue) à faible (requin blanc).

Désignation	N ^{bre} d'UD	Inscrit sur la liste LEP	Espèce
VD, M	2	Non	Morue
VD	1	Oui	Baleine noire
VD	1	Non	Requin maraîche
M	1	Oui	Ormeau
VD	1	En attente	Raie tachetée/4T
M	1	En attente	Raie tachetée/4VW
M	1	Oui	Loutre de mer
M	1	En attente	Bocaccio
VD	6	Oui	Esturgeon blanc
Divers	4	En attente	Béluga
VD	2	Non	Baleine boréale
VD	1	Oui	Saumon atlantique/iBdF
VD	1	Non	Saumon coho du Fraser
VD	1	Oui	Baleine à bec/plateau néo-écossais
M	1	Oui	Loup à tête large
M	1	Oui	Loup tacheté
M	1	En attente	Bar rayé/4T
M	1	En attente	Bar rayé/baie de Fundy
VD	1	Oui	Tortue luth
M	1	En attente	Chevalier cuivré
VD	1	Oui	Corégone de l'Atlantique
Non désigné	1	En attente	Otarie à fourrure
M	1	En attente	Requin mako
VD	1	En attente	Requin blanc

Tableau 2. Détermination de la situation actuelle et des tendances dans les EPR prises en considération.

Espèce	Situation actuelle et tendances	
	À partir des données	À partir du modèle
Morue	Relevé	ADAPT
Baleine noire	N. D.	Démographique
Requin maraîche	PUE	AVP/évaluation intégrée
Ormeau	Relevé	Aucun
Raie tachetée/4T	N. D.	État-espace
Raie tachetée/4VW	N. D.	État-espace
Loutre de mer	Relevés visuels	Aucun
Bocaccio	Relevé	Aucun
Esturgeon blanc	Surveillance pop. variée incl. radio-télécomm.	Marquage-recapture
Béluga	Relevés visuels	Pella – Tom SPM
Baleine boréale	Relevés visuels	Aucun
Saumon atlantique/iBdF	Indice des relevés	AVP/évaluation intégrée
Saumon coho du Fraser	Surveillance des passages	Aucun
Baleine à bec/plateau néo-écossais	N. D.	Marquage-recapture
Loup à tête large	Indice des relevés	Aucun
Loup tacheté	Indice des relevés	Aucun
Bar rayé/4T	Retour d'étiquettes	Aucun
Bar rayé/baie de Fundy	Étude des prises accessoires	Aucun
Tortue luth	Compte de femelles ou de nids	Aucun
Chevalier cuivré	Retour d'étiquettes	Aucun
Corégone de l'Atlantique	Aire de repartition	Aucun
Otarie à fourrure	Compte de jeunes	Aucun
Requin mako	PUE	Aucun
Requin blanc	Observations	Aucun

Tableau 3. Modèles de rétablissement, cibles et délai de rétablissement pour les EPR prises en considération; IAE = impossible à évaluer.

Espèce	Modèle de rétablissement	Cible de rétablissement	Délai de rétablissement
Morue	Aucun	Aucune	IAE
Baleine noire	Démographique	Tendance à la hausse sur 3 générations	60 ans
Requin maraîche	AVP	SSN20 %, SSN _{msy}	Plus de 10 ans
Ormeau	Simulation	Mortalité, densité de N et SSN, dimension de parcelle de BSR	Décennies
Raie tachetée/4T	État-Espace	7 à 14 x PUE (navire de recherche)	Selon M
Raie tachetée/4VW	État-Espace	3 à 6 x PUE (navire de recherche)	Selon M
Loutre de mer	Logistique/PBP	Charge de 80 %	Retrait de la liste?
Bocaccio	Aucun	Arrêt du déclin	UTA
Esturgeon blanc	Simulation reposant sur l'âge	Aucune perte du potentiel reproducteur, 1000 SSN	50 ans
Béluga	Pella – Tom SPM	70 % de N historique	Discuté
Baleine boréale	Courbe de croissance logistique	70 % de N historique	100 ans
Saumon atlantique/iBdF	AVP	N et répartition avant 1990	IAE
Saumon coho du Fraser	Simulation sur 2-3 ans	Passages SSN min.	IAE
Baleine à bec/plateau néo-écossais	Logistique	N actuel approx.	IAE
Loup à tête large	Aucun	Indice moyen des relevés	15 ans (2 gén.)
Loup tacheté	Aucun	Indice moyen des relevés	15 ans (2 gén.)
Bar rayé/4T	Aucun	Dépasser le N cible pendant 5 de 6 années	10 ans
Bar rayé/baie de Fundy	Aucun	Distribution	IAE
Tortue luth	Modèle matriciel	Augmentation du N de femelles pondieuses	Décennies
Chevalier cuivré	Aucun	Augmentation N, ratio géniteurs de 3 %, SSN min.	IAE
Corégone de l'Atlantique	Aucun	Augmentation aire de repartition	IAE
Otarie à fourrure	Aucun	Cesser le déclin	IAE
Requin mako	Aucun	IAE	IAE
Requin blanc	Aucun	IAE	IAE

Par exemple, pour le requin maraîche (Gibson et Campana 2005), le principal indicateur d'abondance a été le taux de captures commerciales d'une pêche dont la taille est maintenant considérablement réduite. Le délai de rétablissement a été calculé pour plusieurs scénarios utilisant diverses hypothèses sur le taux de croissance de la population, ainsi que sur des réductions différentes pour la mortalité par pêche. Bien que les cibles de rétablissement n'aient pas été déterminées, le rétablissement a été évalué par rapport à BSR_{msy} et $BSR_{20\%}$, soit deux points de référence couramment utilisés pour les pêches. Étant donné l'incertitude des projections à long terme, les délais de rétablissement ont été présentés de façon très générale (p. ex., des décennies). L'utilisation de cibles à court terme et à long terme pour les projections est une caractéristique qui mérite d'être considérée davantage.

La tolérance aux dommages admissibles, la source des dommages et les mesures d'atténuation étaient généralement de nature qualitative (tableau 4). On a souvent fait référence à la tolérance possible aux dommages par rapport au niveau actuel des dommages. Pratiquement aucune EPR n'a fait d'évaluation des solutions de rechange, même si Trzcinski *et coll.* (2004), lors d'une étape préliminaire en vue de déterminer l'habitat essentiel, ont examiné l'efficacité des mesures de rétablissement axées sur les divers stades biologiques du saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy. Ces effets s'appliqueraient fort probablement aux UD dulcicoles et diadromes (p. ex., les moules). En outre, la plupart des EPR n'ont fait que des examens descriptifs des principales sources de dommages et de leur atténuation.

Tableau 4. Tolérance possible aux dommages, principales sources, mesures de recharge et d'atténuation pour les EPR prises en considération

Espèce	Tolérance possible aux dommages	Principale source de dommages	Solutions de recharge trouvées?	Mesures d'atténuation trouvées?
Morue	Aucune	Pêche	Non	Non
Baleine noire	Aucune	Collisions et enchevêtrements	Non	Oui
Requin maraîche	Situation actuelle	Pêche	Non	Oui
Ormeau	Inférieure à la situation actuelle	Pêche et naturelle (loutre de mer)	Non	Oui
Raie tachetée/4T	Aucune	Naturelle	Non	Non
Raie tachetée/4VW	Aucune	Pêche et naturelle	Non	Non
Loutre de mer	PBP de 150/année	Enchevêtrement	Non	Non
Bocaccio	Situation actuelle	Pêche	Non	Oui
Esturgeon blanc	Situation actuelle	Pêche et altération de l'habitat	Non	Oui
Béluga	Situation actuelle	Chasse	Non	Oui
Baleine boréale	Supérieure à la situation actuelle	Chasse	Non	Non
Saumon atlantique/iBdF	Aucune	Marine et altération de l'habitat	Non	Oui
Saumon coho du Fraser	Situation actuelle	Pêche et altération de l'habitat	Non	Oui
Baleine à bec/plateau néo-écossais	PBP de 0,3 N par année	Pêche	Non	Non
Loup à tête large	Situation actuelle	Pêche	Non	Oui
Loup tacheté	IAE (impossible à évaluer)	Pêche	Non	Oui
Bar rayé/4T	Situation actuelle	Altération de l'habitat	Non	Oui
Bar rayé/baie de Fundy	Situation actuelle	Altération de l'habitat	Non	Oui
Tortue luth	1 % de mortalité	Pêche	Non	Oui
Chevalier cuivré	IAE (impossible à évaluer)	Altération de l'habitat	Certaines	Oui
Corégone de l'Atlantique	Situation actuelle	Altération de l'habitat	Oui	Oui
Otarie à fourrure	Aucune, mais...	Un peu la chasse; surtout naturelle	Non	Non
Requin mako	Situation actuelle	Pêche	Non	Oui
Requin blanc	Aucune	Pêche	Non	Oui

Plus de 23 espèces d'eau douce (sur 30 UD) sont en attente d'une EPR dans la région du Centre et de l'Arctique du MPO (tableau 5). Pour la plupart, on dispose de données historiques et actuelles limitées et elles sont à la limite de leur aire de répartition. Pour certaines d'entre elles, il y a des plans de rétablissement avec lesquels les résultats des EPR risquent d'être en conflit. En ce qui a trait aux sources de dommages et aux mesures d'atténuation, pour ces UD, l'habitat est le principal enjeu (habitat essentiel, changements historiques p. ex, barrages, quantité/qualité de l'eau p. ex., agriculture). Il sera crucial d'avoir une collaboration étroite avec les gestionnaires de l'habitat afin de résoudre ces enjeux. Il y avait très peu de problématiques d'exploitation et certains problèmes avec des espèces envahissantes ouensemencées.

Dans l'ensemble, en particulier pour les EPR des UD peu documentées, on utilisait des approches différentes pour la situation actuelle et les tendances (principalement obtenues à partir des données) et le potentiel de rétablissement (obtenu à partir d'un modèle effectuant une simulation). Dans ces cas, ce qui est jusqu'à maintenant caractéristique de la plupart des espèces concernées par la LEP, il n'y avait pas de séries chronologiques historiques disponibles pour permettre d'étudier les paramètres du cycle biologique par une modélisation plus élaborée d'état-espace du même type, ce qui a été le cas pour les EPR bien documentées. Il est nécessaire d'avoir des directives autant pour les situations où l'espèce est peu documentée que bien documentée. Il peut être possible, et en fait souhaitable, d'adopter une approche de modélisation commune, peut-être d'état-espace, pour la période historique et celle de rétablissement futur. De même, il est nécessaire d'avoir des directives sur les cibles de rétablissement. Cela est lié aux problèmes soulevés lors de l'atelier national d'août 2005. Il pourrait être utile de prendre en considération le concept de l'utilisation de cibles à court terme et à long terme.

Tableau 5. Principales sources de dommages dans les UD de la région du Centre et de l'Arctique; RL = répartition limitée.

Désignation	Nbre d'UD	Espèce	Principale source de dommages
VD(5) M(1)	8	Esturgeon jaune	Pêche et habitat (barrages) et anthropique
M	1	Chevalier noir	Anthropique (habitat, barrages)
M	1	Tête carmin	Anthropique (habitat, débit) RL
M	1	Fouille-roche gris	Anthropique (habitat)
M	1	Dard de sable	
M	1	Chabot du versant	Anthropique (habitat) RL
M	1	Sucet de lac	Anthropique (habitat) RL
VD	1	Chat-fou du Nord	Anthropique (EAE, habitat) RL
VD	1	Méné camus	Anthropique (EAE, habitat) RL
VD(EX?)	1	Cisco à museau court	Surpêche, concurrence
M	1	Lépisoté tacheté	Anthropique (habitat) RL
M	1	Méné d'argent de l'Ouest	(habitat) RL
M(1)	2	Truite fardée versant de l'Ouest	Surpêche, concurrence, anthropique (habitat)
VD	1	Villeuse haricot	Anthropique (habitat)
VD	1	Obovarie ronde	Anthropique (habitat) + hôte
VD	1	Ptychobranche réniforme	Anthropique (habitat)
VD	1	Lampsile fasciolée	Anthropique (habitat)
VD/M	2	Feuille d'érable	Répartition limitée
VD	1	Mulette du Necturus	Anthropique (habitat) + hôte
VD	1	Villeuse irisée	Anthropique (EAE, habitat)
VD	1	Pleurobème écarlate	Anthropique (habitat)
VD	1	Épioblasme ventrue	Anthropique (habitat)
VD	1	Épioblasme tricore	Anthropique (habitat)

Finalement, l'EPR du requin maraîche a été réalisée au cours de trois réunions, tandis que celle des deux UD de la raie tachetée a nécessité une période prolongée et une étroite collaboration entre des scientifiques du Centre des pêches du Golfe et de l'Université Dalhousie. Lors de la réunion sur la tortue luth, on comptait surtout des scientifiques qui n'étaient pas du MPO. Souvent, pour les EPR il faudra faire appel à des spécialistes de l'extérieur du MPO. De même, il faudra une étroite collaboration avec les gestionnaires de l'habitat et des pêches, ainsi que les représentants provinciaux, afin de mieux définir les options d'atténuation lors des futures EPR.

DISCUSSION

Processus EPR

L'EPR devrait servir de base à l'équipe de rétablissement en vue d'élaborer un programme de rétablissement et un plan d'action. On doit avoir l'EPR à l'automne de l'année au cours de laquelle le COSEPAC annonce ses évaluations du printemps. La planification du processus EPR devrait commencer avant la réunion printanière du COSEPAC, étant donné les contraintes de temps. À la mi-janvier, les sous-comités de spécialistes des espèces du COSEPAC font leurs recommandations de désignation, bien que celles-ci puissent par la suite être révisées par le COSEPAC. Si des analyses complexes comme une simulation Monte Carlo, une modélisation bayésienne état-espace ou une évaluation du programme de rétablissement utilisant des modèles de simulation doivent être effectuées, il est alors essentiel de disposer du temps et de l'expertise adéquats pour l'analyse. Un système de « triage » est proposé afin d'accorder le plus d'attention aux désignations qui auront probablement des répercussions élevées sur la société si on décidait de limiter la pêche. Dans une certaine mesure, le comité SARCEP utilise déjà une méthode de triage de premier ressort.

Un programme de rétablissement n'est nécessaire que si l'espèce est inscrite sur la liste comme étant menacée, en voie de disparition ou disparue du Canada à l'annexe 1 de la LEP. Un plan de gestion est nécessaire si l'espèce est inscrite comme étant préoccupante à l'annexe 2 de la

LEP. Même si les programmes de rétablissement sont généralement élaborés par les équipes de rétablissement, le MPO en reste le responsable. On s'attend à ce que, dans les cinq ans suivant la mise en oeuvre du plan d'action, le MPO évalue la situation de l'espèce par rapport aux attentes du programme de rétablissement. Il n'y a pas de normes nationales relativement aux plans de gestion à l'heure actuelle.

Une fois les données compilées pour l'EPR, l'approche privilégiée consisterait à élaborer un modèle analytique reposant sur le cycle biologique qui permettrait une évaluation quantitative des menaces. Les menaces peuvent être naturelles, ce qui est indiqué par une hausse de la mortalité naturelle, ou anthropiques, incluant la pêche. Ainsi, une modélisation est nécessaire, à la fois pour estimer le taux de mortalité général et pour quantifier séparément les éléments anthropiques et naturels. Les travaux en ce sens pourraient commencer au sein des réunions des processus de consultation nationaux (PCN) pré-COSEPAC que mène le MPO à l'appui de l'élaboration du rapport sur la situation du COSEPAC. À l'heure actuelle, les cadres de référence des PCN n'exigent pas la détermination et la quantification des menaces, mais cela pourrait être modifié. Le rétablissement est considéré comme réalisable, à moins de pouvoir prouver le contraire, auquel cas il serait utile d'avoir les résultats de ces analyses tôt dans le processus EPR. Une analyse précoce des menaces dans l'EPR permettrait également d'améliorer l'avis d'examen pré-COSEPAC du MPO, lequel mène à des rapports de situation plus exhaustifs de la part du COSEPAC. L'on reconnaît que dans certains cas il y a de nombreuses menaces. Par exemple, les changements climatiques, les prises accessoires et la qualité de l'habitat pourraient tous mettre en péril le rétablissement; les deux dernières menaces doivent encore être gérées, à moins de pouvoir démontrer que le changement environnemental lui-même rend impossible le rétablissement.

Il semble clair que l'EPR, les décisions d'inscription sur la liste et la planification du rétablissement bénéficieraient d'un travail d'équipe accru entre les scientifiques, les économistes et les gestionnaires des pêches. Avec l'approche actuelle, le secteur des Sciences cesse de participer une fois que l'EPR est terminée et le dossier relève alors de Politiques et de GPA, sauf pour la participation subséquente de Sciences au sein de l'équipe de rétablissement. Avec une approche pleinement intégrée, les analyses économiques visant à éclairer le processus d'inscription à la liste seraient effectuées parallèlement à la modélisation biologique, dans le cadre de l'EPR, plutôt qu'en tant que processus distinct. Toutefois, l'on reconnaît qu'une approche pleinement intégrée nécessiterait de l'expertise et des efforts considérables. Des facteurs socio-économiques comme les paiements de transfert, les taux d'actualisation, la valeur de non-usage, la valeur de la biodiversité, etc. peuvent être difficiles à modéliser et à étudier de la même façon que des facteurs purement biologiques. Avec une approche partiellement intégrée, les résultats des examens par des pairs des modèles biologiques seraient disponibles tôt dans le processus et fournis pour l'analyse socio-économique. Après avoir assez bien compris la biologie, y compris les sources et l'importance des menaces, et estimé le niveau auquel celles-ci doivent être réduites afin d'atteindre le rétablissement, les groupes de Gestion des pêches, de l'Habitat et des Politiques pourraient se réunir et décider conjointement des scénarios à prendre en considération dans l'analyse socio-économique. Si on adopte cette approche partiellement intégrée à deux paliers plutôt qu'une approche pleinement intégrée, les spécialistes de la biologie de l'espèce et un certain sous-groupe de l'équipe de l'EPR devraient faire partie de l'équipe d'analyse socio-économique. Au cours de l'analyse socio-économique, les spécialistes biologiques de l'équipe socio-économique pourraient reconnaître la nécessité d'une plus grande participation des Sciences et faire une demande en ce sens. Ce qui préoccupe le secteur des Sciences, c'est le fait que cela ne serait pas entièrement conforme aux principes ASEG (Avis scientifiques pour l'efficacité gouvernementale), sauf si le processus complet faisait l'objet d'un examen des pairs ouvert.

Chacune de ces approches proposées a ses avantages et ses inconvénients. Si les études économiques et biologiques étaient faites ensemble, elles feraient l'objet du même niveau d'examen par les pairs, ce qui serait une bonne chose. Toutefois, il risque d'y avoir un inconvénient à combiner la politique et la science tôt dans le processus, car des options ne convenant pas du point de vue politique, mais efficaces du point de vue biologique, risquent de ne pas être présentées. Si l'on commence avec Sciences et qu'on passe ensuite à Politiques et Économie, les scénarios seront décidés de façon distincte à partir du processus scientifique. Si, par exemple, on prenait la décision de réduire l'ensemble de la mortalité anthropique selon un certain niveau, il serait utile d'avoir la participation de Sciences afin d'évaluer d'autres façons d'atteindre une réduction de la mortalité et de savoir quelles seront les répercussions au sein du modèle de population.

Avec la procédure actuelle, si le gouvernement décide de ne pas inscrire une espèce sur la liste de l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, aucun plan de rétablissement ni plan d'action n'est exigé. Dans ces cas, le gouvernement peut mettre en place une stratégie de conservation. Alors qu'il faut parfois des années pour élaborer et mettre en œuvre les plans de rétablissement suivis de plans d'action, les stratégies de conservation sont plus rapides mais moins rigoureuses. Bien que le gouvernement considère qu'il y a déjà des stratégies de conservation en place pour le saumon sockeye du lac Sakinaw, le saumon sockeye du lac Cultus et le saumon coho du bassin intérieur de la rivière Fraser et pour les stocks de morue franche, il n'y a aucune analyse scientifique pour démontrer qu'elles seront probablement efficaces en ce qui a trait au rétablissement de l'espèce.

Cibles de rétablissement

Le MPO doit encore convenir des lignes directrices pour établir les cibles de rétablissement des espèces en péril. On a pris en considération à la fois le niveau supérieur à la ligne de démarcation entre les zones critiques/de prudence et le niveau supérieur à la ligne de démarcation entre les zones de prudence/saines. Ces zones sont décrites dans MPO (2006). Dans certains cas, les équipes de rétablissement ont adopté une trajectoire de population en hausse ou une aire de répartition en hausse comme étant suffisantes. L'article 41 de la LEP stipule que le programme de rétablissement doit inclure :

(d) un énoncé des objectifs en matière de population et de dissémination visant à favoriser la survie et le rétablissement de l'espèce, ainsi qu'une description générale des activités de recherche et de gestion nécessaires à l'atteinte de ces objectifs.

Une méthode possible pour concilier les différentes opinions sur la cible de rétablissement consiste à considérer que le niveau supérieur à la ligne de démarcation entre les zones critiques/de prudence est une cible à court terme et que le niveau supérieur à ligne de démarcation entre les zones de prudence/saines est une cible à long terme.

Il faudrait prendre note que les analyses socio-économiques n'évaluent pas des objectifs sociaux ou économiques en soi. Elles concernent plutôt l'évaluation des répercussions sociales et économiques des objectifs biologiques. La LEP stipule que les objectifs en matière de taille et de dissémination de la population doivent être fixés par le secteur des Sciences selon des motifs d'ordre biologique. La société doit être consultée quant à la meilleure façon de rencontrer ces objectifs et les délais appropriés. Reconnaisant les limites prédictives des sciences halieutiques, une approche comparative pourrait être plus appropriée à cet égard. Avec cette approche, la probabilité relative d'atteindre l'objectif dans un délai précis est comparée entre les options de gestion. Les répercussions sociales et économiques des différentes stratégies peuvent alors être comparées avec la probabilité d'atteindre ces objectifs. L'on admet qu'il doit y avoir une imputabilité élevée pour se diriger vers la cible, même si cela prend un temps

considérable pour l'atteindre. Bien qu'il puisse être impossible de faire avec certitude des prévisions quantitatives relativement à la situation future des populations, il devrait être possible de classer les mesures potentielles en fonction du délai et de l'importance des bénéfices par rapport au coût associé à la prise de ces mesures.

Taux d'actualisation et valeur de non-usage

Il y a une préoccupation relativement au choix approprié du taux d'actualisation, ou d'escompte, dans les analyses socio-économiques en ce qui concerne l'évaluation des coûts et des bénéfices liés à l'inscription sur la liste et à la gestion en vue du rétablissement des espèces menacées de disparition au pays. Plus le taux d'actualisation qu'on considère comme adéquat est élevé, moins il y aura de chances que le gouvernement mette l'accent sur les avantages de ramener les populations en péril à l'état du rétablissement. Actuellement, le MPO a tendance à effectuer les analyses selon des taux de 3, de 5 et de 10 % pour éclairer la décision du processus d'inscription sur la liste. L'utilisation d'un taux d'actualisation supérieur à 1 % par année peut rendre l'absence de rétablissement à long terme d'une importance négligeable, ce qui signifie qu'il n'est pas nécessaire de prendre des mesures. Un taux d'actualisation plus faible devrait être pris en considération, en plus des valeurs plus élevées actuellement utilisées, afin de donner une perspective plus étendue pour le processus décisionnel. Le taux d'actualisation utilisé doit être compatible avec les objectifs de durabilité et, dans certains cas, cela peut donner une valeur de zéro ou même négative. Bien qu'il soit difficile de monnayer les possibles bénéfices du rétablissement pour la société, l'on estime que les valeurs de pérennité, les valeurs de non-usage, l'utilité pour la biodiversité et les valeurs non marchandes doivent être prises en considération lors de la décision d'inscription ou non sur la liste lors des futures évaluations effectuées par le MPO dans le contexte de la LEP. Il existe d'autres unités pour évaluer les solutions de rechange, mise à part la valeur monétaire. Par exemple, il y a d'autres méthodes pour mesurer la valeur sociétale. Qu'on utilise ou non la valeur monétaire, il doit y avoir un étalon commun pour évaluer les solutions de rechange.

Approches de modélisation

Au minimum, les approches de modélisation pour les EPR doivent prendre en considération deux scénarios afin d'informer les analyses socio-économiques : le statu quo en matière de mortalité anthropique et aucune mortalité anthropique. Un troisième scénario considéré comme utile consiste à évaluer le maximum de mortalité anthropique que l'espèce peut supporter et parvenir quand même à se rétablir. Les modèles d'EPR doivent pouvoir évaluer les menaces et les diverses approches pour l'atténuation des menaces. Un certain nombre d'approches de modélisation ont été utilisées (voir ci-dessus). Parmi les facteurs importants, il y a la disponibilité des données et le cycle biologique de l'espèce. Les méta-analyses et les aspects communs du cycle biologique pourraient être utiles pour la mise au point de modèles pour une EPR lorsque les données empiriques sur la population sont limitées, bien que si une population est menacée de disparition au pays, les valeurs obtenues pour des populations qui ne sont pas en péril risquent de ne pas être représentatives, en particulier lorsqu'on ignore la cause du déclin.

Un avis scientifique à court terme pour les pêches canadiennes est généralement fourni sous forme d'énoncé de risque de résultats attendus précis selon diverses options de gestion, sans dicter d'option. Par exemple, le risque d'absence de croissance de la population au cours des trois prochaines années est estimé comme étant X avec la mesure Y. Une possibilité pour l'EPR consiste à étendre ces modèles à court terme en effectuant des calculs de risque pour des prévisions à plus long terme; toutefois, cela n'est pas considéré comme étant la meilleure façon de procéder. Les simulations Monte Carlo à long terme doivent tenir compte de l'erreur de traitement (p. ex., l'incertitude liée au recrutement, à la croissance et à la mortalité) en plus de l'erreur d'observation et elles risquent de devenir rapidement non informatives en ce qui

concerne la probabilité des situations futures lorsqu'on fait une projection encore plus loin dans le futur. On pourrait mieux aborder l'aspect de l'incertitude en utilisant des modèles état-espace et des techniques bayésiennes. Ces modèles traitent de façon distincte l'erreur d'observation et l'erreur de traitement, et la structure de covariance est préservée par l'échantillonnage de répartitions ultérieures des paramètres clés. Il existe déjà certains exemples de cette approche en ce qui concerne des EPR canadiennes (p. ex., raie tachetée).

Les pratiques scientifiques optimales peuvent dicter de restreindre les analyses à des évaluations plus générales du délai de rétablissement prévu et du maximum de mortalité anthropique qui peut être supporté sans mettre en péril le rétablissement, plutôt que de donner des prévisions précises relativement à la situation future. Il est incertain que le secteur des Sciences puisse adéquatement considérer l'incertitude pour les diverses options de rétablissement lors de la prestation d'un avis sur les perspectives de rétablissement à long terme. Par contre, si le secteur des Sciences ne tente pas de donner un avis, il serait préoccupant que les secteurs Politiques et GPA aillent de l'avant avec des scénarios n'ayant aucun fondement scientifique.

L'approche de l'évaluation de stratégie de gestion, adaptée à l'évaluation du programme de rétablissement, semble offrir la meilleure voie d'avenir d'un point de vue scientifique. Avec cette approche, la performance des diverses mesures de rétablissement est évaluée par rapport à un modèle opératoire qui tente de simuler le processus biologique, les processus d'évaluation et les processus de gestion. Cela pourrait être étendu de manière à inclure la modélisation des processus sociaux et économiques et l'incertitude connexe. Cela donnerait un environnement intégré pour les EPR. Toutefois, il existe actuellement peu d'applications de l'évaluation de stratégie de gestion en ce qui concerne l'évaluation et la gestion des stocks de poissons canadiens et l'on admet que ces analyses exigent une quantité de travail et de l'expertise considérables. Le MPO réduit actuellement son expertise dans le domaine de l'évaluation des stocks en s'orientant vers une approche écosystémique reposant sur des indicateurs et en plaçant plus l'accent sur la participation de l'industrie dans les décisions de gestion par l'entremise d'une politique d'intendance partagée. Sans l'expertise restreinte en évaluation des stocks, les approches d'évaluation du programme de rétablissement peuvent être au-delà de la durée pour la plupart des EPR. Une bonne efficacité pourrait être obtenue grâce à l'application d'une méthode de triage et à l'élaboration d'une méthodologie d'évaluation du programme de rétablissement normalisée et simplifiée qui peut être appliquée aux EPR malgré une disponibilité limitée de spécialistes.

L'on reconnaît que la modélisation des populations dont la taille est faible pose certains défis supplémentaires. Le risque de dépopulation dû à l'effet d'Allee et aux phénomènes de prédation doit être pris en considération. En outre, les processus aléatoires, incluant la variabilité démographique, l'autocorrélation de la variabilité environnementale interannuelle et la dérive génétique, ont une influence sur la viabilité de la population qui croît lorsque la taille de la population diminue. Ce sont des problèmes qui ne sont pas pris en considération de façon régulière lors de l'évaluation des stocks pour les populations dont le niveau d'abondance est plus élevé et qui font l'objet d'une pêche commerciale ciblée. Il est nécessaire de développer une expertise dans ces domaines au sein du MPO.

Processus d'examen

L'on reconnaît que tous les aspects du processus EPR, y compris l'analyse socio-économique, nécessitent un examen par des pairs et des documents transparents, auxquels la population a accès. La structure du SCCS du MPO pourrait être étendue de manière à inclure l'analyse socio-économique en appliquant les mêmes normes d'examen par des pairs actuellement en vigueur au secteur des Sciences du MPO. Si l'EPR et l'analyse socio-économique sont

effectuées de façon intégrée, que ce soit par une approche d'évaluation de stratégie de gestion ou de quelque autre façon, alors l'examen conjoint de toutes les analyses pourrait être effectué simultanément. Il s'agit de l'approche privilégiée, mais cela nécessiterait un engagement de ressources considérable. L'on reconnaît qu'il n'y a que quatre économistes chargés des recherches au MPO. De plus, le personnel scientifique ayant de l'expérience dans les statistiques et les modèles halieutiques est en réduction par attrition et réaffectation aux approches écosystémiques. Les spécialistes restants doivent partager leur temps entre l'évaluation périodique des stocks, la mise en œuvre de l'approche de précaution, les évaluations pré-COSEPAC et d'autres activités. Comme il s'agit du même groupe de base du personnel professionnel concerné, il est de toute évidence important pour la direction des Sciences d'établir et de communiquer clairement les priorités. Étant donné le nombre limité de spécialistes de la socio-économie et de la biologie quantitatives au MPO, il peut être nécessaire d'effectuer certaines EPR au palier national afin d'en arriver à une masse critique en vue de l'examen par les pairs.

L'EPR et l'analyse socio-économique des coûts-bénéfices sont complexes et la méthodologie continue d'évoluer. Le présent exercice n'a pas permis d'élaborer l'ensemble des normes de pratiques optimales, sans davantage de travail. Afin de progresser, il est recommandé que la direction du MPO choisisse une des prochaines EPR de grand intérêt pour en faire une étude de cas nationale visant l'établissement de normes des pratiques optimales pour cette approche biologique/socio-économique entièrement intégrée telle que privilégiée. L'étude de cas devrait inclure l'établissement d'un processus d'examen socio-économique et scientifique par des pairs indépendants, ainsi que la communication publique d'expertise au sujet du potentiel de rétablissement et de la rentabilité des différentes solutions de rétablissement, indépendant du processus politique décisionnel d'inscription sur la liste de la LEP.

RÉFÉRENCES

- Alverson, D.L., et M.J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 36 : p. 133-143.
- Akcakaya H.R., et M.G. Raphael. 1998. Assessing human impact despite uncertainty: viability of the Northern Spotted Owl metapopulation in northwestern USA. *Biodiversity and Conservation* 7 : p. 875-894.
- Barrowman, N.J., R.A. Myers, R. Hilborn, D.G. Kehler, et C.A. Field. 2003. The variability among populations of coho salmon in the maximum reproductive rate and depensation. *Ecological Applications*. 13 : p. 784-793.
- Beissinger, S.R., et S.R. McCullough. 2002. *Population viability analysis*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Beissinger, S.R., et M.I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62 : p. 821-841.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, et L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Burgman, M.A., S. Ferson, et H.R. Akcakaya. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman and Hall, London.
- Caswell, H. 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. *Ecology* 81 : p. 619-627.

-
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts.
- Charnov, E.L., 1993. Life History Invariants. Some Explorations of Symmetry in Evolutionary Ecology. Oxford University Press. 167 p.
- Chen D.G., J.R. Irvine, A.J. Cass. 2002. Incorporating Allee effects in fish stock-recruitment models and applications for determining reference points. Journ. can. des sc. aquat. et hal. n° 59: p. 242-249.
- Cortés, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modelling: application to shark populations and their conservation. Conservation Biology 16 : p. 1048-1062.
- Crouse, D.T., L.B. Crowder, et H. Caswell. 1987. A stage-based population model for loggerhead turtles and implications for conservation. Ecology 68 : p. 1412-1423.
- de Kroon, H., J. V. Groenendael, et J. Ehrlen. 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. Ecology 81 : p. 607-618.
- Denney, N.H., S. Jennings, et J.D. Reynolds. 2002. Life-history correlates of maximum population growth rates in marine fishes. Proc. R. Soc. Lond. B Biol Sci. 269 : p. 2229–2237.
- MPO. 1981. Le cadre stratégique de gestion des pêches sur la côte atlantique du Canada dans les années 1980. Service des pêches de l'Atlantique, Ottawa.
- MPO. 2004a. Cadre révisé pour l'évaluation de l'étendue des dommages admissibles en vertu de l'article 73 de la Loi sur les espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapport sur l'état des stocks 2004/048.
- MPO. 2004b. Compte rendu de la réunion nationale d'examen par les pairs sur l'étendue des dommages admissibles pour les populations de morue de l'Atlantique de Terre-Neuve et du Labrador, du nord Laurentien, ainsi que du brochet et du bocaccio dans le contexte des espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2004/040.
- MPO. 2005a. Cadre pour l'élaboration d'avis scientifiques concernant les objectifs de rétablissement pour les espèces aquatiques dans le contexte de la Loi sur les espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/054.
- MPO. 2005b. Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) du Fraser intérieur. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/061.
- MPO. 2005c. Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée de l'est du plateau néo-écossais (divisions 4VW de l'OPANO). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/062.
- MPO 2005d. Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée du sud du golfe Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/063.
- MPO, 2005e. Compte rendu de la réunion du Groupe de travail scientifique sur l'approche de précaution; 20 et 21 octobre 2005. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2005/027.
- MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.

-
- Engen S, Blakke, O, Islam, A. 1998. Demographic and environmental stochasticity – concepts and definitions. *Biometrics* 54 : 840-846.
- Engen, S., B.-E. Saether, et A.P. Moller. 2001. Stochastic population dynamics and time to extinction of a declining population of barn swallows. *Journal of Animal Ecology*, 70 : 789-97.
- Ellis, N. et Y.-G. Wang 2007. Effects of density distribution and effort distribution on catchability. *ICES J. Mar. Sci.* 64 : 178-191.
- Gaona, P., F. Ferreras, et M. Delibes. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68 : 349-370.
- Gavaris, S. 1999. Dealing with bias in estimating uncertainty and risk. *Proceedings, 5th NMFS NSAW*. 1999. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-40: 46-50.
- Getz, W.M., et R.G. Haight. 1989. Population harvesting: demographic models of fish, forest, and animal resources. *Monographs in Population Biology* 27. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Gibson, A.J.F. 2006. Régulation des populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'est du Canada. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2006/016.
- Gibson, A.J.F., et S.E. Campana. 2005. État et potentiel de rétablissement de la maraîche dans l'Atlantique Nord Ouest. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2005/053. 79 p.
- Gibson, A.J.F., et R.A. Myers. 2003. A meta-analysis of the habitat carrying capacity and maximum reproductive rate of anadromous alewife in eastern North America. Pages 211-222 In *Biodiversity, status, and conservation of the world's shads*, K.E. Limburg and J.R. Waldman, editors. *American Fisheries Society Symposium* 35. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Grant, J.W.A., et D.L. Kramer. 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 47 : p. 1724-1737.
- Goodwin, N.B., A. Grant, A.L. Perry, N.K. Dulvy, and J.D. Reynolds, 2006. Life history correlates of density-dependent recruitment in fisheries. *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 63 : p. 494-509.
- Hallerman, E. 2003. Population Viability Analysis. pages 403-417 in E. Hallerman, editor. *Population Genetics: Principles and applications for Fisheries Scientists*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Hanski, I. 1998. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, New York.
- Harley, S. J., R. A. Myers, et A. Dunn. 2001. Is catch-per-unit-effort proportion to abundance? *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 58 : p. 1760-1772.
- Hayes, D. 2000. A biological reference point based on the Leslie matrix. *Fisheries Bulletin* 98 : p. 75-85.
- Hill, M.F., A. Hastings, et L.W. Botsford. 2002. The effects of small dispersal rates on extinction times in structured metapopulation models. *American Naturalist* 160 : p. 389-402.
- Hoening, J. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin* 82(1) : p. 898-903.
-

-
- Hutchings, J.A. 2000. Collapse and recovery of marine fishes. *Nature (Lond.)* 406 : p. 882-885.
- Hutchings, J.A. 2001. Conservation biology of marine fishes: perceptions and caveats regarding assignment of extinction risk. *Journal canadien des sciences aquatiques et halieutiques* n° 58 : p. 108-121.
- ICES 2006. Report of the Study Group on Management Strategies. ICES CM 2006/ACFM :15; 165 p.
- Jennings, S., J.D. Reynolds et S.C. Mills, 1998. Life history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proc. R. Soc. London B* 265 : p. 333-339.
- Kell, L. T., Mosqueira, I., Grosjean, P., Fromentin, J-M., Garcia, D., Hillary, R., Jardim, E., Mardle, S., Pastors, M. A., Poos, J. J., Scott, F., et Scott, R. D. 2007. FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. – *ICES J. Mar. Sci.* 64 : p. 640–646.
- Keyfitz, N. 1971. On the momentum of population growth. *Demography* 8 : p. 71-80.
- Lande, R., S. Engen et B.-E. Saether. 2003. *Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation*. Oxford University Press, New York.
- Lande R., et S.H. Orzack. 1988. Extinction dynamics of age-structured populations in fluctuating environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 85 : p. 7418-7421.
- Liermann, M, et R. Hilborn 2001. Depensation: evidence, models, and implications. *Fish and Fisheries* 2 : p. 33-58
- Legault, C.M. (2005). Population viability analysis of Atlantic salmon in Maine, USA. *Trans. Am. Fish. Soc.* 134; p. 539-562.
- Liermann, M., et R. Hilborn. 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analysis. *Journal canadien des sciences aquatiques et halieutiques* n° 54 : p. 1976-1985.
- Liermann, M, et R. Hilborn 2001. Depensation: evidence, models, and implications. *Fish and Fisheries* 2 : p. 33-58
- Lindenmayer, D.B. et H.P. Possingham. 1996. Ranking conservation and timber management options for Leadbeater's possum in southeastern Australia using population viability analysis. *Conservation Biology* 10 : p. 235-251.
- Liu, J., J.B. Dunning Jr., et H.R. Pulliam. 1995. Potential Effects of a Forest Management Plan on Bachman's Sparrows (*Aimophila aestivalis*): Linking a Spatially Explicit Model with GIS. *Conservation Biology* 9 : p. 62–75.
- Ludwig, D. 1999. Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* 80 : p. 293-310.
- Mace, P.A. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 51 : p. 110-122.
- Maunder, M.N. 2004. Population viability analysis based on combining Bayesian, integrated and hierarchical analyses. *Acta Oecologica* 26 : p. 85-94.
- McCarthy, M.C., M.A. Burgman, et S. Ferson. 1996. Logistic sensitivity and bounds on extinction risks. *Ecological Modelling* 86 : p. 297-303.;
-

-
- McCarthy, M.C., A.A. Webster, R.H. Loyn, et K.W. Lowe 1999. Uncertainty in assessing the viability of the Powerful Owl *Ninox strenua* in Victoria, Australia. *Pacific Conservation Biology*
- McCarthy M. A., H. P. Possingham, J. R. Day, et A. J Tyre. 2001. Testing the accuracy of population viability analysis. *Conservation Biology* 15 : p. 1030–1038.
- McCarthy, M.A., S.J. Andelman, et H.P. Possingham. 2003. Reliability of Relative Predictions in Population Viability Analysis. *Conservation Biology* 17 : p. 982–989.
- Metz, J.A.J., R.M. Nisbet, et S.A.H. Geritz. 1992. How should we define fitness for general ecological scenarios? *Trends in Ecology and Evolution* 7 : p. 198-202.
- Mills, L. S., D. F. Doak, et M. J. Wisdom. 1999. Reliability of conservation actions based on elasticity analysis of matrix models. *Conservation Biology* 13 : p. 815-829.
- Munro G.R. 1980. A promise of abundance: extended fisheries jurisdiction and the Newfoundland economy. *Conseil économique du Canada*, 111 pp.
- Munroe, G.R. et S. MacCorquedale. 1981. The Northern Cod Fishery of Canada. *Conseil économique du Canada*. 47 pp.
- Morris, W., et D.F. Doak. 2002. *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Myers, R. A., N. J. Barrowman, J. A. Hutchings et A. A. Rosenberg. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science* 269 : p. 1106-1108.
- Myers, R.A., K.G. Bowen, N.J. Barrowman. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 56 : p. 2404-2419.
- Myers, R.A., B.R. MacKenzie, K.G. Bowen, et N.J. Barrowman. 2001. What is the carrying capacity of fish in the ocean? A meta-analysis of population dynamics of North Atlantic cod. *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 58 : p. 1464--1476.
- Myers, R.A., N.J. Barrowman, R. Hilborn, et D.G. Kehler. 2002. Inferring bayesian priors with limited direct data: applications to risk analysis. *North American Journal of Fisheries Management*. 22 : p. 351-364.
- Neubert, M.G., et H. Caswell. 2000. Demography and dispersal: invasion speeds of stage-structured populations. *Ecology* 81 : p. 1613-1628.
- Parsons, L.S. 1993. Management of marine fisheries in Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* No. 225.
- Pauly, D. 1980. On the inter-relationships between natural mortality, growth parameters, and the mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 39 : p. 175-192.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *TREE*. 10 : p. 430.
- Quinn, T.J. II, et R.B. Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Ratner, S., R. Lande, et B.R. Roper. 1997. Population viability analysis of spring chinook salmon in the South Umpqua River, Oregon. *Conservation Biology* 11 : p. 879-889.

-
- Reed, J. M., L. S. Mills, P. Miller, K. S. McKelvey, E. S. Menges, R. Frye, J. B. Dunning, Jr., S. R. Beissinger, et M-C Anstett. 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16 : p. 7-19.
- Rockwell, R., E. Cooch, et S. Brault. 1997. Dynamics of the mid-continent population of lesser snow geese: projected impacts of reductions in survival and fertility on population growth rates. In *Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group*. Edited by B.D.J. Batt. Arctic Goose Joint Venture Special Publication. U.S. Wildlife Service, Washington (D.C.) et Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). p. 71-97.
- Saether, B.-E., S. Engen, A. Islam, R. McCleery, et C. Perrins. 1998a. Environmental stochasticity and extinction risk in a population of a small songbird, the great tit. *American Naturalist* 151 : p. 441-50.
- Saether, B.-E., S. Engen, Swenson, J.E., Bakke, O., et Sandegren, F. 1998b. Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 83 : p. 403-416.
- Saether, B.-E., S. Engen, R. Lande, P. Arcese, et J.N.M. Smith. 2000a. Estimating the time to extinction in an island population of songbirds. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267 : p. 621-626.
- Saether, B.-E., J. Tufto, S. Engen, K. Jerstad, O.W. Rostad, et J.E. Skatan. 2000b. Population dynamical consequences of climate change for a small temperate songbird. *Science* 287 : p. 854-856.
- Saether, B.-E., S. Engen, R. Lande, M. Visser, et C. Both. 2002. Density dependence and stochastic variation in a newly established population of a small songbird. *Oikos* 99 : p. 331-337.
- Shea, K., et D. Kelly. 1998. Estimating biocontrol agent impact with matrix models: *Carduus nutans* in New Zealand. *Ecological Applications* 8 : p. 824-832.
- Shelton, P. A. et B. P. Healey 1999. Should depensation be dismissed as a possible explanation for the lack of recovery of the northern cod (*Gadus morhua*) stock? *Journ. can. des sc. aquat. et hal.* n° 56(9) : p. 1521-1524.
- Soulé, M.E. 1987. Where do we go from here? Pages 175-183 in M.E. Soulé, editor. *Managing for viable populations*. Cambridge University Press, New York.
- Swain, D.P., I.D. Jonsen, et R.A. Myers. 2006. Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) de 4T et 4VW : modèles de population. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2006/004.
- Taylor, B.L. 1995. The Reliability of Using Population Viability Analysis for Risk Classification of Species. *Conservation Biology* 9 (3), p. 551-558.
- Taylor, B.L., P.R. Wade, D.P. De Master, et J. Barlow. 2000. Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. *Conservation Biology* 14 : p. 1243-1252.
- Trzcinski, M.K., A.J.F. Gibson, P.G. Amiro et R. G. Randall. 2004. Étude de cas de l'habitat essentiel du saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'intérieur de la baie de Fundy. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2004/114.
- Vélez-Espino, L.A. 2005. Population viability and perturbation analyses in remnant populations of the Andean catfish *Astroblepus ubidiai*. *Ecology of Freshwater Fish* 14 : p. 125-138.
-

-
- Vélez-Espino, L.A., R.L. McLaughlin, et T.C. Pratt. Soumis. Management inferences of a demographic analysis of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Laurentian Great Lakes. Journ. can. des sc. aquat. et hal Vélez-Espino, L.A., et M.A. Koops. In prep a. A quantitative approach to assessing allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redhorse (*Moxostoma duquesnei*). Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences, Fisheries and Oceans, Burlington, Canada.
- Vélez-Espino, L.A., et M.A. Koops. In prep b. Assessing allowable harm and recovery targets in Lake Ontario Atlantic salmon (*Salmo salar*). Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences, Fisheries and Oceans, Burlington, Canada.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mam. Sci. 14 : p. 1-37.
- Wilson, P.H. 2003. Using population projection matrices to evaluate recovery strategies for Snake River spring and summer salmon. Conservation Biology 17 : p. 782-794.
- Zabel, R.W., M.D. Scheurell, M.M. McClure, et J.G. Williams. 2006. The interplay between climate variability and density dependence in the population viability of chinook salmon. Conservation Biology 0 : p. 190-200.

ANNEXE

Cadre de référence

Atelier national

Nouveaux développements concernant le cadre national pour les évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) des espèces en péril

Première partie, 19 mars 2007 – Projections démographiques à long terme

Deuxième partie, 23 mars 2007 – Habitats essentiels

Hôtel Lord Elgin, Ottawa

Président : Jake Rice

Renseignements de base et contexte

Selon les dispositions de la *Loi sur les espèces en péril*, les entités responsables doivent élaborer des programmes de rétablissement et des plans d'action pour chaque espèce inscrite. Ces programmes et ces plans doivent comporter une description de l'habitat essentiel ainsi que des cibles en matière d'aire de répartition et d'abondance de l'espèce inscrite. Les dispositions du plan doivent quant à elles comprendre des mesures qui interdisent toute activité humaine susceptible de tuer un individu d'une espèce protégée, de lui nuire ou de le harceler ou, encore, de détruire son habitat ou, le cas échéant, sa résidence. Les plans peuvent toutefois permettre que l'on nuise à des individus d'une espèce protégée ou que l'on tue de tels individus s'il est démontré que cela ne met pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce.

Avant que le gouverneur en conseil ne prenne une décision quant à l'inscription d'une espèce, l'entité responsable doit consulter les Canadiens sur les répercussions sociales et économiques des plans de rétablissement. Afin d'éclairer ceux qui participeront à ces consultations, il arrive souvent que l'on doive analyser des scénarios pour évaluer la probabilité du rétablissement selon différentes hypothèses quant au niveau et à la nature des activités humaines.

Les dispositions de la LEP et l'information requise pour modéliser les scénarios des impacts socio-économiques exigent un apport significatif du secteur des Sciences. Un premier cadre pour les évaluations du potentiel de rétablissement a été élaboré au cours d'une série d'ateliers du SCCS en 2004-2006. En septembre 2006, lors d'un atelier réunissant le secteur des Sciences et le Secrétariat de la LEP et auquel tous les secteurs du MPO ont participé, il a été de nouveau question du type de soutien attendu du secteur des Sciences pour les évaluations du potentiel de rétablissement et des effets socio-économiques de l'inscription des espèces. On a aussi relevé les lacunes et établi les priorités. À la suite de cet atelier, le secteur des Sciences a constitué une « équipe spéciale » sur les évaluations du potentiel de rétablissement pour débiter les travaux visant à combler les lacunes et à établir les ressources nationales et régionales nécessaires à la réalisation des évaluations du potentiel de rétablissement. Cette équipe spéciale a relevé deux points sur lesquels il fallait agir immédiatement et a commencé à préparer des documents de travail pour un atelier qui aura lieu en mars 2007.

Objectifs

1. Passer en revue l'état des connaissances et formuler des conseils quant aux pratiques exemplaires pour :
 - a) établir des projections démographiques à long terme à partir des scénarios d'exploration des enjeux socio-économiques;
 - b) quantifier l'habitat essentiel.
2. Passer en revue les résultats de l'atelier du secteur des Sciences et du Secrétariat de la LEP et élaborer un plan de travail pour étudier les autres lacunes et priorités.

Approche proposée et documents de travail

- 1) Passer en revue les documents de travail sur l'état des connaissances relatives aux méthodes utilisées pour établir les projections démographiques à long terme, en vérifiant :
 - a) les exigences associées aux analyses socio-économiques préalables à l'inscription et à la planification du rétablissement après l'inscription;
 - b) l'à-propos du recours à d'autres méthodes dans le cas des espèces de poissons de mer et d'eau douce qui ont des cycles biologiques différents et pour lesquelles la disponibilité des données diffère;
 - c) la façon dont le risque et les incertitudes sont pris en considération dans les analyses et les avis.
- 2) Selon l'information disponible, donner des orientations quant aux pratiques exemplaires (et probablement quant aux pratiques inacceptables) pour l'établissement des projections à long terme, en tenant compte des facteurs exposés au point 1, et préciser les travaux qu'il faudrait effectuer pour améliorer les pratiques exemplaires.
- 3) Passer en revue les documents de travail sur les méthodes publiées sur la quantité et la qualité des habitats essentiels ou l'habitat des organismes aquatiques en général, en tant compte :
 - a) de l'à-propos des différentes méthodes de quantification des habitats aquatiques avec différents types de propriétés;
 - b) de l'à-propos des différentes méthodes de quantification des espèces aquatiques avec différents types d'affinités pour l'habitat;
 - c) de l'à-propos des différentes méthodes avec différentes quantités et qualités de données;
 - d) des risques et des incertitudes qui devraient être signalés relativement aux résultats des méthodes utilisées.
- 4) Formuler des conseils quant aux pratiques exemplaires à utiliser pour quantifier l'habitat essentiel, en tenant compte des facteurs indiqués au point 3)

Résultats

Un avis scientifique, un compte-rendu et au moins deux documents de recherche (sur les thèmes 1 et 3).

Participants

On s'attend à ce que les scientifiques du MPO qui font partie de l'équipe spéciale sur l'évaluation du potentiel de rétablissement assistent à l'une des parties de cet atelier ou aux deux, selon leur champ d'expertise. La tenue d'un atelier concurrent en lien avec la LEP (20-22 mars à Ottawa) pourra avoir un effet sur la participation à cet atelier. Des participants d'autres secteurs du MPO sont également attendus.