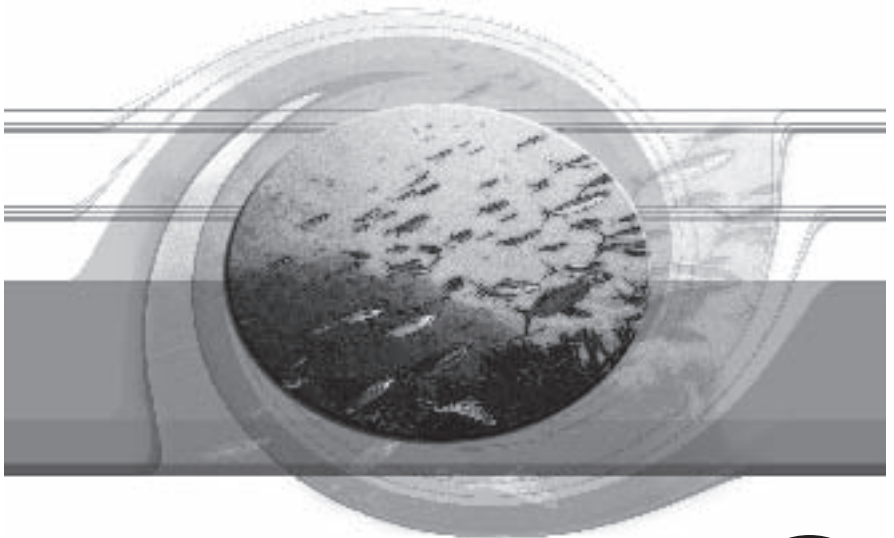


# **AMÉNAGEMENT DES PÊCHES**

## **2. L'approche écosystémique des pêches**

### **2.1 Bonnes pratiques de modélisation écosystémique pour une approche écosystémique des pêches**



*Page de couverture:*  
Illustration de Elda Longo.

# AMÉNAGEMENT DES PÊCHES

## 2. L'approche écosystémique des pêches

### 2.1 Bonnes pratiques de modélisation écosystémique pour une approche écosystémique des pêches

Les appellations employées dans ce produit d'information et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) aucune prise de position quant au statut juridique ou au stade de développement des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. La mention de sociétés déterminées ou de produits de fabricants, qu'ils soient ou non brevetés, n'entraîne, de la part de la FAO, aucune approbation ou recommandation desdits produits de préférence à d'autres de nature analogue qui ne sont pas cités.

ISBN 978-92-5-205995-0

Tous droits réservés. Les informations contenues dans ce produit d'information peuvent être reproduites ou diffusées à des fins éducatives et non commerciales sans autorisation préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source des informations soit clairement indiquée. Ces informations ne peuvent toutefois pas être reproduites pour la vente ou d'autres fins commerciales sans l'autorisation écrite du détenteur des droits d'auteur. Les demandes d'autorisation devront être adressées au:

Chef de la Sous-division des politiques et de l'appui en matière  
de publications électroniques

Division de la communication, FAO

Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italie

ou, par courrier électronique, à:

copyright@fao.org

© FAO 2008

## **PRÉPARATION DE CE DOCUMENT**

Les présentes directives techniques ont été élaborées lors d'un atelier intitulé «Modélisation des interactions écosystémiques pour guider une approche écosystémique des pêches» qui a eu lieu à Tivoli (Italie) du 3 au 6 juillet 2007. Le groupe d'experts réuni à cette fin était composé de Francisco Arreguín-Sánchez, Kerim Aydin, Doug Butterworth, Villy Christensen, Kevern Cochrane, Andrew Constable, Paul Fanning, Beth Fulton, Phil Hammond, Stuart Hanchet, Mitsuyo Mori, Ana Parma, Eva Plagányi, André Punt, Jessica Sanders, Gunnar Stefánsson (Président), Howard Townsend, Marcelo Vasconcellos et George Watters. Mme Anne Van Lierde a assuré les services de secrétariat de la réunion.

Le Gouvernement japonais doit être remercié d'avoir apporté le soutien financier à cet atelier ainsi qu'à l'élaboration des directives dans le cadre du projet de fonds d'affectation GCP/INT/920/JPN.

### **Distribution:**

Tous les Membres et Membres associés de la FAO  
Pays et organisations internationales intéressés  
Département des pêches et de l'aquaculture de la FAO  
Fonctionnaires des pêches dans les Bureaux régionaux de la FAO  
Organisations non gouvernementales intéressées

FAO.

Aménagement des pêches. 2. L'approche écosystémique des pêches. 2.1 Bonnes pratiques de modélisation écosystémique pour guider une approche écosystémique des pêches.

*FAO Directives techniques pour une pêche responsable*. No. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 2008. 90p.

## RÉSUMÉ

La prise de conscience des limites d'une approche visant une seule espèce à la gestion des pêches a abouti à ce que l'on reconnaisse à l'échelle mondiale qu'il était nécessaire d'adopter une approche écosystémique des pêches (EAF) plus globale pour l'évaluation et la gestion. L'utilisation d'une approche écosystémique des pêches dans le domaine de la gestion exige l'application de méthodes et d'outils scientifiques qui dépassent les approches visant une seule espèce qui étaient, dans une large mesure, les sources exclusives d'avis scientifiques. Les responsables et les décideurs doivent désormais concevoir des solutions de gestion qui tiennent compte d'un vaste éventail d'objectifs sociétaux qu'il faut explicitement prendre en compte dans le cadre de l'approche systémique des pêches et des interactions dans l'écosystème. Les modèles écosystémiques, c'est-à-dire des modèles qui représentent une plus large gamme de processus technologiques et écologiques ayant une incidence sur des espèces dans l'écosystème (y compris les modèles visant des espèces multiples et l'ensemble de l'écosystème), sont des outils potentiellement importants pour fournir cette plus grande quantité d'informations scientifiques.

Il existe de nombreux types différents de modèles écosystémiques et ils peuvent varier considérablement en termes de complexité. Ils peuvent être utilisés de différentes façons, que ce soit pour contribuer à une compréhension conceptuelle, pour fournir des informations en vue d'une prise de décisions stratégiques ou encore pour concevoir des décisions tactiques, même s'ils sont rarement utilisés dans ce dernier but. Les présentes directives ont été élaborées par un groupe de professionnels de renom en modélisation écosystémique aquatique dans le but de pouvoir fournir des informations aux fins de la gestion. Elles devraient aider les utilisateurs dans la conception et l'utilisation

de modèles écosystémiques aux fins de l'EAF. Ces directives abordent toutes les étapes du processus de modélisation, qu'il s'agisse du champ d'application, de la spécification du modèle, de l'application, de l'évaluation et d'avis concernant la manière de présenter et d'utiliser les résultats. L'objectif global des directives est de contribuer à garantir que les meilleurs informations et conseils possibles soient générés par les modèles écosystémiques et utilisés avec sagesse dans le domaine de la gestion.

Malgré les incertitudes considérables des prévisions fournies par les modèles visant des espèces multiples ou l'ensemble de l'écosystème, des décisions doivent être adoptées et des mesures appliquées pour garantir une utilisation durable et optimale des ressources marines vivantes. Ces décisions doivent s'inspirer des meilleurs avis scientifiques disponibles et, dans le contexte des approches écosystémiques des pêches, ces avis scientifiques doivent inclure des considérations écosystémiques. Les modèles écosystémiques, qui reflètent dans la mesure du possible les bonnes pratiques décrites dans le présent ouvrage, seront fréquemment les meilleures sources d'information et peuvent aboutir à des conseils qui s'appuient sur des arguments explicites et rigoureux. En leur absence, les responsables et les décideurs n'auront aucun autre choix qu'à recourir à leur propre perception du modèle qui peut être souvent subjective, non éprouvée et incomplète, une situation qui de toute évidence doit être évitée.

Les modèles écosystémiques n'en sont pas à un stade où un seul modèle peut être choisi en tant que modèle «de gestion» et utilisé avec fiabilité au niveau tactique pour fournir des recommandations dans ce domaine dans un cas particulier. Toutefois, l'utilisation à cette fin de modèles simples ayant un fondement écosystémique pourrait se généralisée dans un proche avenir. On obtiendrait de telles bases en évaluant des modèles «de gestion» plus simples qui utilisent l'évaluation des stratégies de gestion (MSE), dans lesquelles les modèles opérationnels reflétant d'autres dynamiques sous-jacentes possibles qui sont utilisées dans ce processus d'évaluation comporteraient une vaste gamme de modèles écosystémiques.



## TABLE DES MATIÈRES

Préparation de ce document	iii
Résumé	iv
Historique	ix
<b>1. INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
1.1 Approche écosystémique des pêches	1
1.2 Comment ajuste-t-on les modèles écosystémiques aux conseils en matière de gestion et quels en sont les bénéfiques?	2
1.3 Exemples d'utilisation de conseils de gestion	3
1.4 Champs d'application des modèles écosystémiques	5
1.5 Robustesse et approche de précaution: la question des incertitudes dans la gestion	8
<b>2. MODÉLISATION</b>	<b>9</b>
2.1 Approche de modélisation	9
2.1.1 <i>Conception du champ d'application du modèle</i>	11
2.1.2 <i>Validation du modèle et évaluation de la performance</i>	13
2.2 Problèmes techniques	14
2.3 Modèle «en conserve» ou produit frais?	14
<b>3. QUESTIONS À TRAITER À L'AIDE DE LA MODÉLISATION ÉCOSYSTÉMIQUE</b>	<b>17</b>
3.1 Questions concernant la gestion des espèces cibles et des espèces apparentées	17
3.2 Questions relatives aux espèces	18
3.3 Impact environnemental et non voulu sur les écosystèmes	18
<b>4. TYPES DE MODÈLES ET ATTRIBUTS</b>	<b>19</b>
4.1 Types de modèles existants	19

4.2 Attributs	20
4.2.1 <i>Attributs liés à l'écologie</i>	20
4.2.2 <i>Attributs relatifs à la spécification du modèle</i>	42
4.3 Besoin de données pour la modélisation des interactions écosystémiques	56
<b>5. BONNES PRATIQUES DE LA MODÉLISATION ÉCOSYSTÉMIQUE</b>	<b>63</b>
5.1 Bonnes pratiques	63
5.2 Considérations relatives aux principaux attributs du modèle stratégique	64
5.3 Que faire en cas d'insuffisance de données, d'informations et d'experts ?	69
<b>6. CONCLUSIONS</b>	<b>73</b>
<b>7. RÉFÉRENCES</b>	<b>75</b>
<b>APPENDICE: Aspects techniques de la spécification du modèle</b>	<b>81</b>

---

## HISTORIQUE

1. Depuis les temps les plus reculés, la pêche est une source importante d'aliments pour l'humanité, assurant un emploi et des bénéfices économiques à ceux qui la pratiquent. Toutefois, avec l'enrichissement des connaissances et le développement dynamique du secteur des pêches, l'humanité commence à comprendre que les ressources aquatiques, quoique renouvelables, ne sont pas infinies et doivent être gérées correctement si l'on veut maintenir leur contribution au bien-être nutritionnel, économique et social de la population croissante de la planète.
2. L'adoption en 1982 de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer a permis de définir un cadre nouveau pour une meilleure gestion des ressources marines. Le nouveau régime juridique des océans conférait aux Etats côtiers des droits et des responsabilités en matière d'aménagement et d'utilisation des ressources halieutiques dans leurs zones de juridiction nationale, qui représentent quelque 90 pour cent des pêches marines du globe.
3. Ces dernières années, les pêches mondiales sont devenues un secteur très dynamique de l'industrie alimentaire et les Etats côtiers se sont efforcés de tirer parti des nouvelles possibilités en investissant dans des flottilles de pêche et des usines de transformation modernes pour répondre à la demande internationale croissante de poisson et de produits de la pêche. Il est apparu toutefois que de nombreuses ressources halieutiques ne pouvaient supporter durablement une intensification souvent incontrôlée de leur exploitation.
4. La surexploitation évidente d'importants stocks de poissons, les modifications subies par les écosystèmes, des pertes économiques considérables et les conflits internationaux concernant la gestion et le commerce des produits halieutiques menaçaient la durabilité à long terme des pêches et leur contribution à l'approvisionnement alimentaire. Par conséquent, à sa dix-neuvième session, tenue en mars 1991, le Comité des pêches de la FAO (COFI) a recommandé l'élaboration d'urgence de nouvelles approches de la gestion des pêches tenant compte des impératifs de conservation et de protection de l'environnement, ainsi que de considérations sociales et économiques. La FAO a été priée de préciser la notion de pêche responsable et d'élaborer un Code de conduite en vue de sa mise en œuvre.

5. Par la suite, le Gouvernement mexicain a organisé en collaboration avec la FAO une Conférence internationale sur la pêche responsable, qui s'est tenue à Cancún en 1992. La Déclaration de Cancún, adoptée lors de cette Conférence, a été portée à l'attention du Sommet de Rio de la CNUED en juin 1992, lequel a appuyé la préparation d'un Code de conduite pour une pêche responsable. La Consultation technique de la FAO sur la pêche en haute mer, tenue en septembre 1992, a recommandé en outre l'élaboration d'un Code traitant des questions relatives à la pêche en haute mer.
6. À sa cent deuxième session, tenue en novembre 1992, le Conseil de la FAO a débattu de l'élaboration du Code, en recommandant que la priorité soit accordée aux questions relatives à la pêche en haute mer et a demandé que des propositions concernant ce Code soient présentées à la session de 1993 du Comité des pêches.
7. À sa vingtième session, tenue en mars 1993, le COFI a examiné le cadre et la teneur proposés pour ce Code, y compris l'élaboration de directives, et a approuvé un calendrier pour la poursuite de l'élaboration du Code. Il a également demandé à la FAO de préparer, dans les meilleurs délais et dans le cadre du Code, des propositions visant à prévenir les changements de pavillon des navires de pêche en haute mer, qui vont à l'encontre des mesures de conservation et de gestion. À sa vingt-septième session, en novembre 1993, la Conférence de la FAO a donc adopté l'Accord visant à promouvoir le respect par les navires pêchant en haute mer des mesures internationales de conservation et de gestion qui, selon la Résolution 15/93 de la Conférence de la FAO, fait partie intégrante du Code.
8. Le Code a été formulé de façon à être interprété et appliqué conformément aux règles pertinentes du droit international, telles qu'elles sont énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer de 1982, et conformément à l'Accord relatif à l'application des dispositions de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982 relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà des zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrateurs, 1995, ainsi qu'à la lumière, notamment, de la Déclaration de Cancún de 1992 et de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement de 1992 et, plus particulièrement, du Chapitre 17 d'«Action 21».

- 
9. La FAO a élaboré le Code en consultation et en collaboration avec les institutions des Nations Unies et d'autres organisations internationales, y compris des organisations non gouvernementales, compétentes.
  10. Le Code de conduite comprend cinq articles constituant une introduction, intitulés: Nature et portée du Code; Objectifs du Code; Liens avec d'autres instruments internationaux; Application, suivi et actualisation du Code; et Besoins particuliers des pays en développement. Ces articles sont suivis d'un article sur les Principes généraux, qui précède les articles thématiques intitulés: Aménagement des pêcheries; Opérations de pêche; Développement de l'aquaculture; Intégration des pêches dans l'aménagement des zones côtières; Pratiques post-capture et commerce; et Recherche halieutique. Comme on l'a déjà indiqué, l'Accord visant à promouvoir le respect par les navires pêchant en haute mer des mesures internationales de conservation et de gestion fait partie intégrante du Code.
  11. Le Code est facultatif. Cependant, certaines de ses parties sont basées sur des règles pertinentes du droit international, dont celles qui sont reflétées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982. Le Code contient également des dispositions qui peuvent avoir, ou ont déjà reçu, force contraignante en vertu d'autres instruments juridiques obligatoires convenus entre les Parties à ceux-ci, tels que l'Accord de 1993 visant à promouvoir le respect par les navires pêchant en haute mer des mesures internationales de conservation et de gestion.
  12. À sa vingt-huitième session, la Conférence a adopté, dans sa Résolution 4/95 du 31 octobre 1995, le Code de conduite pour une pêche responsable. Dans cette même résolution, elle demandait, notamment, à la FAO d'élaborer, le cas échéant, en collaboration avec ses membres et les organisations pertinentes intéressées des directives techniques pour faciliter l'application du Code.



---

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE DES PÊCHES

Chaque pêche vise habituellement une ou plusieurs espèces selon la méthode de pêche utilisée et la communauté écologique. C'est pourquoi, jusqu'à la fin du dernier siècle, la gestion des pêches a eu tendance à se concentrer sur la réglementation des activités halieutiques aux fins d'une utilisation durable des espèces cibles. Toutefois, il est fréquent que la pêche ait une incidence sur d'autres éléments de l'écosystème dans lequel elle est pratiquée. Par exemple, il y a souvent des prises annexes d'espèces non visées, des dommages physiques aux habitats, des incidences sur la chaîne alimentaire et, ces dernières années, l'on a pris davantage conscience (FAO, 2003):

- de l'importance des interactions dans les ressources halieutiques, et entre les ressources halieutiques et les écosystèmes à l'intérieur desquels elles se trouvent;
- de la vaste gamme de biens et services fournis par les ressources halieutiques et les écosystèmes marins et du besoin de les préserver;
- des performances médiocres de la gestion des pêches dans de nombreux cas, d'où l'appauvrissement de nombreuses pêcheries dans le monde;
- d'une meilleure connaissance de la valeur fonctionnelle des écosystèmes pour l'être humain et d'une prise de conscience des nombreuses incertitudes concernant les fonctions et la dynamique des écosystèmes.

Cette sensibilisation a amené à reconnaître qu'il était nécessaire que la gestion des pêches tienne compte de l'impact plus large des pêches sur l'ensemble de l'écosystème et également de l'impact de l'écosystème, ainsi que d'autres usagers de ces écosystèmes, sur les pêches. L'objectif global doit viser une utilisation durable de l'ensemble du système, et non pas seulement des espèces cibles. Parvenir à cet objectif exige la mise en œuvre d'une approche systémique des pêches qui peut être définie ainsi (FAO, 2003):

*«...une approche écosystémique des pêches (EAF) tente de trouver un équilibre entre divers objectifs sociétaux, en tenant compte des connaissances et des incertitudes des éléments biotiques, abiotiques et humains des écosystèmes et de leur interaction*

*et en utilisant une approche intégrée des pêches dans le cadre de véritables limites écologiques.»*

Ensemble, les nations du monde se sont engagées, dans le cadre du Plan d'application du Sommet mondial pour le développement durable (Johannesburg, 2002) à «encourager d'ici 2010 l'application de l'approche écosystémique, rappelant la Déclaration de Reykjavik sur la pêche responsable dans l'écosystème marin et la décision V/6 de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique».

## **1.2 COMMENT AJUSTE-T-ON LES MODÈLES ÉCOSYSTÉMIQUES AUX CONSEILS EN MATIÈRE DE GESTION ET QUELS EN SONT LES BÉNÉFICES?**

On a mis au point des méthodes d'évaluation des stocks d'une seule espèce pour prévoir comment un stock de poisson réagirait au fil du temps à une ou plusieurs mesures de gestion (par exemple un quota annuel, une modification de la taille des mailles des filets) et quels seraient les effets sur l'état du stock et le rendement de la pêche. Les modèles d'évaluation des stocks peuvent s'adapter aux processus de gestion pendant la phase de définition de leur champ d'application et devraient guider le processus d'établissement des objectifs et la formulation de «règles» ou mesures de gestion appropriées. Les méthodes d'évaluation d'une seule espèce restent un outil important pour une application des approches écosystémiques des pêches mais, compte tenu de la nécessité de «trouver un équilibre entre divers objectifs sociétaux» et de tenir compte des interactions dans l'écosystème, les gestionnaires des pêches et les décideurs ont désormais besoin d'informations scientifiques qui leur permettent d'envisager l'impact de la pêche sur d'autres éléments du système et de prendre en compte les changements de l'écosystème autre que ceux qui sont causés par la pêche, qu'ils soient naturels ou anthropiques d'origine, qui pourraient avoir une incidence sur cette activité. Les modèles écosystémiques, c'est-à-dire les modèles qui représentent de plus vastes processus technologiques et écologiques ayant une incidence sur des espèces dans l'écosystème (y compris les modèles visant les espèces multiples et l'ensemble de l'écosystème), sont des outils indispensables pour fournir cet important volume d'informations scientifiques nécessaires.

Le fait de devoir tenir compte des multiples usagers de l'écosystème signifie qu'une vaste série d'objectifs, souvent laissés de côté dans le passé, doivent être pris en compte lors du choix des mesures et des stratégies

TABLEAU 1

**Objectifs hypothétiques multiples concernant une pêche, cohérence et conflits potentiels entre ces objectifs. Le signe «+» indique que les mesures de gestion visant à atteindre l'objectif de cette rangée favoriseront probablement également la réalisation de l'objectif indiqué dans la colonne, alors que le signe «-» indique que de telles mesures de gestion empêcheront probablement d'atteindre l'objectif indiqué dans la colonne**

Objectifs	1	2	3	4
Réduire l'effort de pêche pour garantir que F ne dépasse pas la cible F (qui devra être inférieure à la production maximale équilibrée, PME)	0	+	-	+ (parce que les captures par unité d'effort devraient augmenter)
Réduire l'impact de la pêche sur les espèces menacées (par exemple les tortues, les requins)		0	-	-
Conserver les possibilités d'emploi dans la pêche			0	-
Maximiser l'efficacité économique de la pêche pour garantir un accès commercial concurrentiel				0

optimales de gestion des pêches. Cela met inévitablement en lumière un certain nombre, parfois un très grand nombre, de conflits entre différents groupes de parties prenantes qu'il faut concilier et résoudre si l'on veut que la gestion soit réussie et les objectifs sociétaux atteints dans leur ensemble (tableau 1). Ce type de conflits a toujours existé mais autrefois ils ne relevaient pas directement de la gestion de la pêche ou de la gestion d'autres secteurs connexes. Des modèles écosystémiques spécifiquement conçus qui englobent les variables et processus pertinents (éventuellement des facteurs biologiques, écologiques, sociaux et économiques) peuvent être utilisés pour simuler les implications et les compromis d'autres mesures de gestion ainsi que les compromis correspondant à différentes parties prenantes ou objectifs conflictuels. De cette manière, ils peuvent fournir des informations valables aux gestionnaires qui recherchent des mesures et des approches de gestion optimums.

### 1.3 EXEMPLES D'UTILISATION DE CONSEILS DE GESTION

Les modèles écosystémiques peuvent être utilisés pour divers objectifs que l'on peut classer ainsi: améliorer la compréhension conceptuelle d'un

système, fournir des informations et des avis pour guider la planification et la prise de décisions stratégiques et fournir des données et des conseils pour faciliter la planification et la prise de décisions tactiques. En réalité, il n'y a pas de distinction claire entre chacune de ces trois catégories et on peut les considérer comme étant un continuum entre la compréhension conceptuelle d'un côté et l'appui tactique de l'autre. Toutefois, aux fins du présent ouvrage, les trois grands domaines de ce continuum sont définis dans les grandes lignes comme suit:

- Compréhension conceptuelle: compréhension approfondie de la structure, du fonctionnement et des interactions de l'écosystème ou du sous-système à l'étude. Cette compréhension peut ne pas servir explicitement à la prise de décisions ou à l'élaboration d'avis scientifiques mais il constitue les bases sur lesquelles fonder toute planification et décisions délicates à prendre en matière de gestion. Un exemple d'une telle application est l'approche expérimentale adoptée pour faire une distinction entre différentes hypothèses visant à expliquer les tendances des espèces multiples sur le plateau australien du Nord-Ouest (Sainsbury, 1991; Sainsbury *et al.*, 1997). L'hypothèse de Laws (1977) qui s'applique aux excédents de krills et donne une explication qualitative de l'augmentation des petits rorquals et des phoques crabiers dans l'Atlantique qui ne serait qu'une réaction concurrentielle face à une augmentation des krills consécutive à l'appauvrissement important de baleines bleues à nageoires et d'autres grosse baleines à cause de la surpêche, en est un autre exemple.
- Les décisions stratégiques sont liées aux objectifs politiques et sont en général à longue échéance, diversifiées et fondamentalement adaptables. Un exemple de décision stratégique, fondée sur des considérations écosystémiques et des conseils provenant de modèles, est donné dans l'évaluation du lieu de l'Alaska et son processus d'établissement de quotas dans le Golfe d'Alaska en 2005 et 2006. Dans ce cas, un déclin à long terme de la productivité était lié à l'augmentation d'un prédateur (le faux flétan du Pacifique) qui pourrait avoir augmenté la mortalité naturelle des proies. Cela a abouti à la prise d'une décision stratégique d'élaborer des analyses de stratégie de gestion (toujours valable) pour étudier les résultats du conditionnement M utilisé dans l'évaluation des stocks et par

conséquent les futurs quotas et points de référence, sur les niveaux de la biomasse de faux flétans.

- Une décision tactique vise habituellement le court terme (c'est-à-dire les trois à cinq prochaines années), est liée à un objectif opérationnel et se présente sous la forme d'un ensemble rigide d'instructions. Un exemple impliquant une interaction technique (par opposition à écologique) nous est donné par les pêches pélagiques de sardines et d'anchois au large des côtes d'Afrique du Sud où la procédure de gestion adoptée pour mettre en œuvre les recommandations sur le total autorisé de captures (TAC) dans le cas d'une pêche surveillée sur les sardines adultes tient compte quantitativement des prises annexes inévitables de jeunes sardines par la pêche à l'anchois, de sorte que les grosses captures de sardines nécessitent des prises moindres d'anchois et vice-versa (De Oliveira et Butterworth, 2004).

Parfois, les conseils en matière de gestion sont fondés sur une combinaison des catégories d'utilisation des modèles ci-dessus. Les pêches de lieux noirs d'Alaska dans la mer de Béring sont un exemple d'une utilisation combinée de modèles. En 2006, la goberge de la mer de Béring a connu cinq années de faible recrutement. Les indices de l'écosystème et les modèles écosystémiques ont montré que la production de plancton était tombée à des niveaux jamais aussi bas et que les espèces de prédateurs potentiels avaient augmenté. Se fondant en partie sur ces résultats de modélisation (d'un point de vue qualitatif), le North Pacific Fishery Management Council a pris la décision tactique de réduire les quotas à environ 7 pour cent au-dessous du maximum autorisé d'après les résultats du modèle d'évaluation visant une seule espèce, afin d'adopter une approche de précaution vis-à-vis des stocks de géniteurs pendant cette période d'incertitude à propos du climat et des réseaux trophiques (Dorn *et al.*, 2005; Boldt, 2006; North Pacific Fishery Management Council SSC Minutes, décembre 2006).

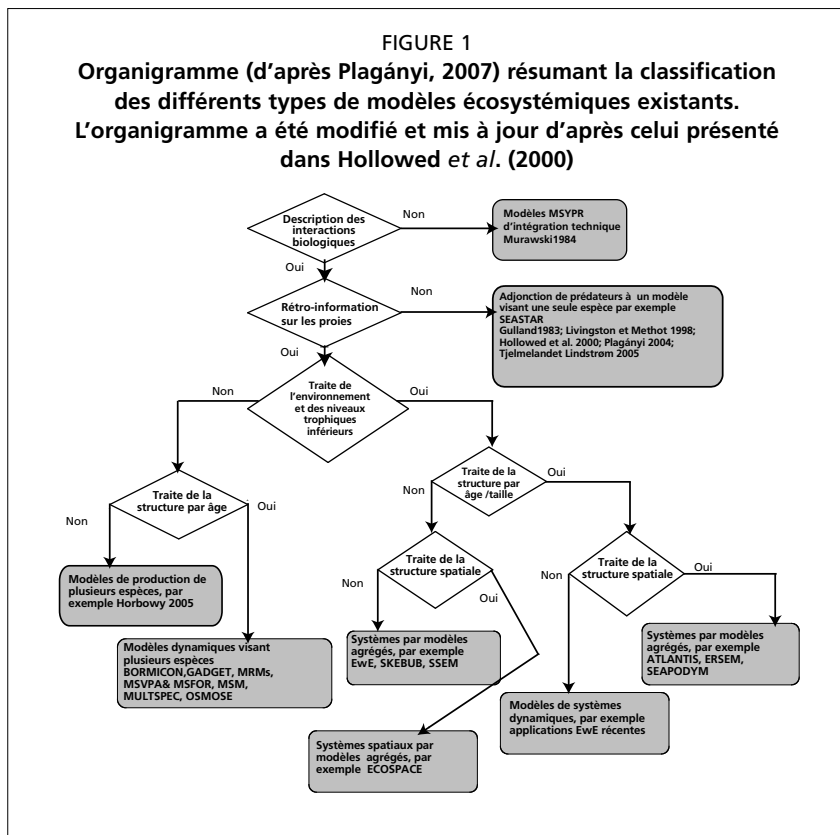
#### **1.4 CHAMPS D'APPLICATION DES MODÈLES ÉCOSYSTÉMIQUES**

Il y a de nombreux types différents de modèles écosystémiques et ils peuvent varier sensiblement du point de vue de la complexité. Les modèles les plus simples, par exemple, peuvent étudier comment récolter comme il se doit une espèce cible tout en tenant compte simultanément des besoins d'un prédateur dépendant des ces espèces cibles comme proie. Des modèles plus complexes peuvent tenter, par exemple, de prendre en compte les effets

directs et indirects de la prédation et de la concurrence ainsi que d'autres impacts non trophiques sur une population cible, les effets directs de la pêche sur l'espèce cible ainsi les impacts directs et indirects de la pêche sur le reste de l'écosystème. En général, les modèles d'une grande complexité tentent d'accroître le réalisme du modèle mais cela a un coût car il peut y avoir de plus grandes incertitudes scientifiques en raison de la connaissance imparfaite à la fois des relations fonctionnelles et des paramètres qui sont inclus dans le modèle.

La gamme de différents types de modèles écosystémiques disponibles actuellement peut être classée comme le montre la figure 1. Aux fins du

**FIGURE 1**  
**Organigramme (d'après Plagányi, 2007) résumant la classification**  
**des différents types de modèles écosystémiques existants.**  
**L'organigramme a été modifié et mis à jour d'après celui présenté**  
**dans Hollowed *et al.* (2000)**



présent ouvrage, tous ces types de modèles sont considérés comme étant des «modèles écosystémiques».

Les modèles écosystémiques peuvent jouer un rôle important dans l'évaluation des stratégies de gestion (MSE) ou la procédure de gestion analogue (MP) (par exemple Butterworth *et al.*, 1997; Smith *et al.* 1999; Rademeyer, Plaganyi et Butterworth, 2007). Les cadres de la MSE et de la MP sont utilisés pour identifier et modéliser les incertitudes, et équilibrer différentes représentations de la dynamique de ressources. En tant que tels, ils fournissent des exemples clés des méthodes formelles permettant de traiter les questions d'incertitudes. Cela consiste en une évaluation des implications de combinaisons alternatives de données de contrôle, de procédures analytiques et de règles décisionnelles pour fournir des avis sur les mesures de gestion qui soient raisonnablement robustes aux incertitudes inhérentes à tous les intrants et hypothèses utilisés. Le cadre d'une évaluation des stratégies de gestion associe habituellement à la fois les règles relatives à la récolte et les «modèles» opérationnels (OM) (appelés aussi «modèles d'essai»). Les modèles opérationnels simulent d'autres scénarios possibles pour la véritable dynamique des ressources et génèrent des «données» qui sont utilisées par les modules MP. Il se peut qu'ils recherchent un niveau élevé de réalisme et soient par conséquent complexes. C'est pourquoi des modèles tels que le modèle Ecopath associé à Ecosim (EwE) et ATLANTIS peuvent être utilisés comme modèles d'exploitation. Ces modèles servent de base aux essais de simulation visant à évaluer comment d'autres règles de récolte possibles permettent d'atteindre de façon satisfaisante les objectifs recherchés par l'autorité de gestion.

Les modèles écosystémiques sont également importants pour tester les indicateurs potentiels et identifier les points de référence. Un modèle écosystémique utilisé pour tester une mesure ou une stratégie de gestion devrait prévoir une simulation des indicateurs qui seront utilisés dans la gestion et leur application à l'essai. Le rôle et l'application des indicateurs d'écosystèmes ne sont pas examinés dans les présentes directives et le lecteur est invité à se reporter au volume 62, 2005 du Journal of Marine Science du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) qui contient un article récent sur le sujet.

## **1.5 ROBUSTESSE ET APPROCHE DE PRÉCAUTION: LA QUESTION DES INCERTITUDES DANS LA GESTION**

La complexité de l'écosystème dans lequel la pêche a lieu signifie que la science ne peut même pas espérer fournir toutes les informations nécessaires. Des recherches appropriées visant à réduire certaines incertitudes critiques seront nécessaires et devraient améliorer la compréhension à l'avenir, mais dans l'intervalle les décisions en matière de gestion devront être prises compte tenu des meilleures informations disponibles au moment. Il est indispensable que ces décisions de gestion et les mesures qui en résultent résistent aux incertitudes. Aussi, l'application appropriée de l'approche de précaution est-elle très importante pour l'utilisation de l'approche écosystémique des pêches afin que la gestion repose sur des informations précises. L'approche de précaution exige que «En cas de risque de dommages ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement» (FAO, 1996). Dans la pratique, cela exige que les scientifiques et les gestionnaires aient à évaluer de façon systématique la question de savoir si toute incertitude majeure dans leurs connaissances pourrait entraîner une mesure de gestion qui ne donne pas les résultats attendus. S'il existe un risque élevé inacceptable que les choses n'aillent pas dans le sens souhaité, parce qu'une hypothèse qui a été utilisée pour décider d'une mesure de gestion s'avère ultérieurement fautive, il faudrait alors prendre en lieu et place une mesure de gestion différente, soit plus classique soit plus résistante d'une certaine manière à l'incertitude. On peut utiliser les modèles écosystémiques pour tester la robustesse des mesures de gestion à de telles incertitudes, soit à l'aide d'un test formel d'un processus MSE ou, si cela n'est pas possible, en employant le modèle en vue d'une évaluation approfondie et rigoureuse de la mesure de gestion et des problèmes que l'on pourrait éventuellement rencontrer.

---

## 2. MODÉLISATION

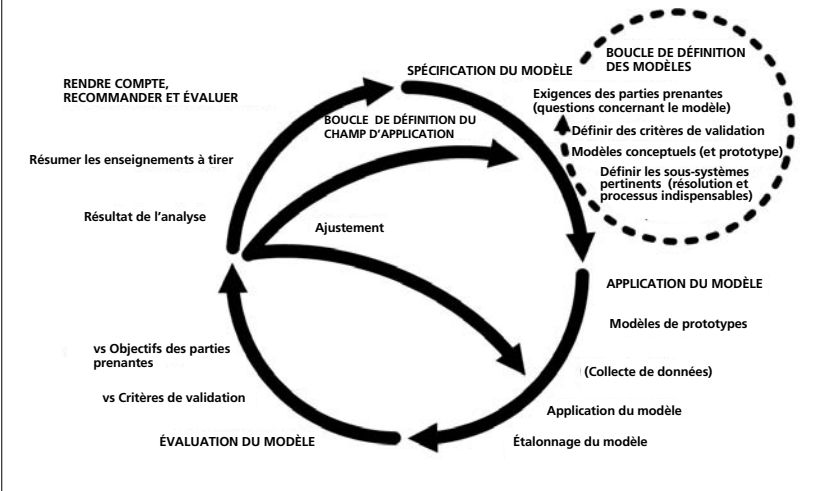
### 2.1 APPROCHE DE MODÉLISATION

Lorsque l'on passe des modèles visant une seule espèce aux modèles visant l'ensemble de l'écosystème, il faudrait suivre les étapes élémentaires (spécification, application, évaluation, communication et examen – voir la figure 2) de l'élaboration de modèles respectant les bonnes pratiques. Compte tenu de l'extension du champ d'application et des questions à traiter, il est nécessaire d'accorder une plus grande importance à l'ensemble du processus (élaboration et utilisation) et les modèles conceptuels et les prototypes ont un rôle beaucoup grand à jouer. Cela peut sembler une transition naturelle de supposer que les bonnes pratiques à appliquer pour les modèles écosystémiques est simplement une bonne pratique visant une seule espèce étendue à l'ensemble du système, mais cela n'est pas le cas. Si les grands principes restent les mêmes une simple extension de cette forme n'est pas faisable habituellement, étant donné que cela absorberait toute les ressources existantes et qu'il y aurait un risque d'omettre des considérations supplémentaires qui apparaissent seulement aux niveaux des espèces multiples et de l'écosystème. Du point de vue des bonnes pratiques, dans les deux cas de figure des processus tels que l'évaluation des stratégies de gestion (voir la section 1.4) sont appréciables. L'utilisation des ces méthodes n'exige pas une définition des modèles quantitatifs très complexes; c'est l'approche et les processus conceptuels associés, et non le modèle, qui sont importants. Un bref examen du processus de modélisation est présenté dans la présente section mais on trouvera dans l'appendice un examen plus détaillé et plus technique.

Les principales composantes de cette boucle de modélisation sont décrites brièvement ci-après et développées dans les chapitres 4 et 5. Peut-être que l'élément clé toutefois est qu'il faut garder à l'esprit en tout temps la raison de la modélisation (la question à traiter). Il est aussi important de dire qu'**il n'y a pas de modèle correct unique**; il y a plutôt une série de modèles qui peuvent traiter la question et qui se chevauchent du point de vue de la résolution ou de la forme et se complètent les uns les autres. Il y a des tensions entre prévision et compréhension, mais l'expérience a montré que, vu l'incertitude associée aux questions au niveau de l'écosystème, on obtient la plus grande efficacité en examinant plusieurs combinaisons de modèles (appelés ensembles) qui peuvent avoir des

FIGURE 2

**Diagramme des étapes utilisées dans la modélisation (modifiée par rapport à la figure 1 de Dumbacher *et al.*, 2007). Cette boucle peut être utilisée pour un quelconque type de modèle et pour n'importe quel rôle (niveaux de la compréhension, de la stratégie ou de la tactique), mais dans le contexte des modèles stratégiques, la boucle d'orientation peut produire un modèle de compréhension, la principale boucle traite du modèle stratégique et le résultat final de la procédure de réexamen peut aboutir à des recommandations sur la forme d'un modèle tactique**



formes différentes. Il y a un continuum de types de modèles, qu'il s'agisse de fonctions qualitatives ou de fonctions empiriques simples ou encore de modèles entièrement spécifiés qui représentent des processus spécifiques. Ces différents modèles peuvent être associés pour saisir les différentes parties d'un système plus grand, mais ils ont un rôle plus conséquent en ce sens où ils peuvent se fournir des informations et résoudre différents aspects de la réalité. Ils peuvent être utilisés en tant qu'étapes distinctes d'une application stratégique plus large, mais être également considérés de façon pragmatique et utilisés pour donner des indications utiles dans des situations contraignante, comme le manque de temps ou de ressources financières. Dans de nombreux cas, la compréhension conceptuelle représente une avancée importante et c'est alors que des méthodes

qualitatives, statistiques et quantitatives simples peuvent donner des résultats très utiles. Ces méthodes peuvent aussi être intéressantes pour certaines questions de modélisation stratégique et tactiques. Toutefois, les questions stratégiques et tactiques pourraient exiger des approches quantitatives.

### **2.1.1 Conception du champ d'application du modèle**

La première étape (et la plus critique) dans l'élaboration de modèles est celle de la définition des spécifications. Il ne s'agit pas seulement de traiter de la question spécifique à laquelle il faut répondre et des critères de validation à utiliser pour vérifier si les modèles fonctionnent bien, mais également de couvrir toutes les autres étapes de la boucle du champ d'application du modèle (étant donné que cela peut être un processus itératif). La première étape comporte précisément l'élaboration de modèles conceptuels qui aident à leur tour à identifier les sous-systèmes pertinents, les résolutions appropriées et les processus indispensables à introduire dans le modèle final. Sans cette étape, on risque d'élaborer un modèle qui ne répondra pas à l'objectif prévu. C'est aussi un bon moyen d'éviter qu'il y ait de trop nombreux détails. Il s'agit là d'une considération importante en elle-même étant donné que très souvent il y a des questions de calcul, d'incertitude et de performance associées avec l'introduction de détails allant au-delà de ceux qui sont absolument nécessaires pour traiter la question spécifique. Les modèles écosystémiques n'ont pas besoin d'être immenses et d'englober une foule d'éléments; en fait, de tels modèles devraient être l'exception plutôt que la règle. Les modèles sont suffisamment détaillés s'ils saisissent les processus critiques, les agents moteurs et la résolution des éléments à l'étude.

Les modèles conceptuels reflètent la compréhension de la structure du système, les interactions et les pilotes, et ils sont avant tout descriptifs (souvent ils comportent des cases et des flèches) de la façon dont le système fonctionne. L'élaboration de modèles conceptuels devrait être faite en consultation avec les parties prenantes de sorte que leurs connaissances soient utilisées de façon appropriée. D'autres informations ou hypothèses peuvent être proposées, mais elles devraient être présentées aux parties prenantes pour être commentées au cours d'un processus itératif pour parvenir à une compréhension totale. La forme complète du modèle obtenu n'a pas besoin alors d'être transformée en prototype ou en modèle final, mais devrait être utilisée pour définir les sous-systèmes pertinents.

L'élaboration de modèles conceptuels et la définition des sous-systèmes pertinents sont directement liées à deux autres aspects clés de l'étape de la définition du champ d'application: c'est-à-dire une manière très efficace d'accroître la participation et la compréhension des parties prenantes, lorsque les critères d'évaluation (en fonction desquels la performance du modèle sera jugée) sont définis. Il faut déterminer à ce stade quelles données sont disponibles pour la validation du modèle qui, en association avec des modèles conceptuels et la définition des sous-systèmes pertinents, orienteront le champ d'application potentiel du modèle et les données qu'il pourrait être nécessaire de recueillir si le modèle devait être utilisé pour un usage autre que celui de modèle exemplaire.

La définition du sous-système pertinent et de là celle des spécifications du modèle doit être établie selon un processus clair, logique et cohérent. Pour chaque dimension ou attribut du modèle, il faut évaluer la complexité ou le détail ajouté qui est proposé en fonction de la contribution qu'il apporte au modèle et à l'analyse d'ensemble. Cela détermine non seulement les composantes à inclure dans le modèle mais également le type de modèle à utiliser (par exemple modèle systémique agrégé par rapport à modèle systémique dynamique spatial – voir la figure 1) et les données requises. Il y a une liste potentiellement longue d'attributs de modèles qu'il faudra envisager lorsqu'on décidera des spécifications d'un modèle (voir la section 4.2 pour davantage de détails et d'orientations), qui pourrait être allongée en fonction de la question spécifique que l'on veut obtenir du modèle et les détails mis en lumière dans les modèles conceptuels. Néanmoins, ce qui suit reprend les grandes étapes nécessaires à la définition d'un modèle type fondé sur des espèces multiples ou sur un écosystème (on trouvera dans l'appendice davantage de détails sur cette étape):

- i. Définir la question à traiter.
- ii. Établir la liste des caractéristiques potentielles importantes, utiliser des modèles conceptuels et déterminer les étapes suivantes pour les composantes nécessaires à inclure dans le modèle final.
- iii. Établir les échelles (et les attribuer) de chaque processus et composante (voir la section 4.2):
  - échelle spatiale
  - résolution temporelle
  - résolution taxonomique

- résolution processuelle
  - forçage
- iv. Définir la résolution du modèle de pêche.

### 2.1.2 Validation du modèle et évaluation de la performance

La validation du modèle est un processus qui consiste à vérifier si le modèle est utile, s'il traite le problème posé et fournit des informations précises sur le système en cours de modélisation. La validation du modèle est différente de la vérification qui consiste à contrôler que le modèle est correctement programmé. Bien que traditionnellement les paramètres des modèles écosystémiques n'aient pas été évalués sur la base de mesures statistiques standards, et que ces modèles n'ont pas non plus fait l'objet d'une validation, la bonne pratique consiste désormais à utiliser une approche structurée à la fois pour l'estimation des paramètres et la validation du modèle. L'estimation des paramètres et la validation des modèles peuvent toutefois être extrêmement difficiles pour des modèles écosystémiques qui sont dotés de nombreux paramètres qui doivent être estimés et de nombreux sous-modèles qui doivent être validés. Cela étant, il y aura des incertitudes assez grandes associées aux résultats du modèle, et il faudrait donc s'occuper en particulier de quantifier les incertitudes des paramètres ainsi que les incertitudes à propos de la structure du modèle. Il faudra également déterminer tout au long de l'élaboration du champ d'application du modèle comment estimer les paramètres, valider les modèles et quantifier les incertitudes.

En principe, il faudrait, pour valider le modèle, l'utiliser pour identifier les données qui n'ont pas été incluses lorsque le modèle a été conçu et voir si ses paramètres ont été estimés (par exemple validation croisée). Toutefois, cela est rarement possible dans la pratique car il y a, en général, beaucoup moins de données que l'on souhaiterait, de sorte que toutes les données sont utilisées pour les estimations concernant les paramètres. En revanche, il faudrait comparer les prévisions du modèle avec les données utilisées pendant l'estimation des paramètres et envisager un diagnostic de régression standard (par exemple vérifier les chiffres résiduels aux fins de schémas systématiques). Bien qu'il soit plus simple de valider chaque sous-modèle d'un modèle écosystémique en comparant ses prévisions avec les données, cela n'est pas adéquat car les estimations des paramètres des sous-modèles, qui ne sont pas indépendantes, peuvent être inconsistantes si ces sous-modèles sont ajustés en fonction des mêmes données. Dans de nombreux cas, il existe des informations qualitatives concernant le système

en train d'être modélisé et elles peuvent être utilisées pendant la phase de validation.

## **2.2 PROBLÈMES TECHNIQUES**

Certains modèles écosystémiques assez simples ainsi que certains plus complexes, peuvent nécessiter un volume considérable de calculs informatiques. C'est particulièrement le cas s'il y a une résolution spatiale, temporelle ou taxonomique élevée. Cela ne devrait pas être la seule raison d'éviter des détails trop nombreux dans la spécification et l'élaboration du modèle, mais il faudra peut-être d'autres compromis ou l'utilisation d'autres représentations (par exemple modèles statistiques pour des interactions spatiales de petite échelle d'une flottille et d'une ressource inégale à l'intérieur d'une grande cellule spatiale du modèle).

Tous les modèles écosystémiques existants et utilisés dans les pêches sont lus sur des ordinateurs de bureau standard, bien que les modèles plus grands nécessitent des processeurs à très haute vitesse et une importante mémoire. Si l'adaptation d'un modèle structuré dans l'espace, ou stochasticité, est une partie importante de l'analyse, l'exécution du modèle sur un groupe d'ordinateurs est tout à fait souhaitable afin de réduire le temps de calcul informatique. La spécificité des systèmes d'exploitation était autrefois un obstacle à l'utilisation de certains modèles écosystémiques d'alors, mais il y en a désormais beaucoup qui peuvent être utilisés au moins avec Windows et Linux, et l'existence d'émulateurs efficaces signifie que même ceux qui n'ont pas de système à plate-forme croisée peuvent être utilisés sur des machines avec l'un ou l'autre système d'exploitation.

## **2.3 MODÈLE «EN CONSERVE» OU PRODUIT FRAIS?**

C'est une tradition dans le domaine des sciences halieutiques que les modélisateurs devraient concevoir, programmer et appliquer leurs propres programmes. C'est en général une bonne pratique et le processus d'élaboration du modèle est à la fois valable et informatif. Il y a toutefois des cas notamment concernant l'accès aux données, la communication de données et les coûts relatifs aux infrastructures qui justifient d'utiliser une approche ou un logiciel existant. La flexibilité accrue d'un grand nombre de modèles existants montre qu'ils sont devenus un cadre pour la création et l'utilisation de modèles et non un modèle monolithique. Autrement dit, l'utilisateur peut bénéficier de cette situation tout en ne devant pas en même temps utiliser des hypothèses rigides. Une conception et une application

soignées renforcent les capacités des programmes de modélisation tout en rendant la modélisation écosystémique plus accessible à un grand nombre de scientifiques. Dans le domaine en question, lorsque l'approche écosystémique des pêches est introduite et développée, cela constitue en fait un facteur de facilitation.

Cependant, il faut être très vigilant lorsque l'on utilise des logiciels déjà existants. Il est nécessaire d'examiner soigneusement les hypothèses et les besoins et de rechercher dans quelle mesure différents paramètres et applications ont une incidence sur les conclusions du modèle. Il n'y a jamais une seule formulation de modèle qui est «correcte»; il faut aussi examiner les autres possibilités. Il est important que les modèles ne soient pas utilisés comme une simple formulation généralisée (appelée «black box»). Les modèles écosystémiques sont des outils et, en tant que tels, ils sont utiles seulement s'ils sont utilisés à bon escient.



---

## 3. QUESTIONS À TRAITER À L'AIDE DE LA MODÉLISATION ÉCOSYSTÉMIQUE

Les modèles écosystémiques peuvent être utilisés pour contribuer à traiter plusieurs questions écologiques concernant l'approche systémique des pêches. Il est admis qu'une variété de constructions de modèles est nécessaire pour traiter l'éventail des questions et qu'aucun modèle n'est capable de traiter tous les aspects. Un résumé de ces questions, classées en trois catégories, qui pourraient être traitées à l'aide de ces modèles écosystémiques, est présenté ci-après.

### 3.1 QUESTIONS CONCERNANT LA GESTION DES ESPÈCES CIBLES ET DES ESPÈCES APPARENTÉES

- L'impact d'une espèce de poisson cible sur d'autres espèces dans l'écosystème. Par exemple, est-ce que l'élimination d'une espèce cible a une incidence négative sur d'autres espèces qui en dépendent comme proie?
- Les considérations écosystémiques à prendre en compte pour reconstituer les stocks épuisés.
- L'évaluation (pour une seule espèce) du statut et de la productivité d'une espèce cible est-elle significativement biaisée parce que l'on n'a pas pris en compte les interactions des espèces multiples?
- Y a-t-il des espèces relativement inexploitées à propos desquelles on a des informations et qui pourraient être ciblées sans avoir un effet négatif sur d'autres éléments de l'écosystème?
- L'impact des captures non rejetées.
- L'effet sur les grands prédateurs de l'élimination des prédateurs eux-mêmes et de leur proie.
- L'ampleur de la concurrence entre pêches et espèces menacées, comme les mammifères marins, les tortues, les oiseaux de mer et les requins. Il s'agit à la fois de la «concurrence directe» qui entraîne une réduction «par consommation ou utilisation» d'une ressource limitée sans interaction directe entre les espèces concurrentes et d'une «concurrence indirecte» dans laquelle les concurrents peuvent cibler différentes ressources mais ils sont liés en raison de l'effet du réseau trophique.

### **3.2 QUESTIONS RELATIVES AUX ESPÈCES**

- Les incidences de la pêche sur la biodiversité.
- Les incidences liées au commencement d'une pêche d'une espèce précédemment non exploitée sans disposer de beaucoup d'informations.
- Les effets découlant de l'introduction d'espèces étrangères.
- L'impact des captures rejetées.

### **3.3 IMPACT ENVIRONNEMENTAL ET NON VOULU SUR LES ÉCOSYSTÈMES**

- Les effets des facteurs physiques/environnementaux sur les ressources dont les pêches dépendent.
- Les conséquences des changements de l'état de l'écosystème, par exemple considérations relatives au changement de régime; la pêche d'un stock particulier conduit-elle l'écosystème à être moins productif/moins attractif.
- L'importance d'autres effets anthropogéniques hormis les pêches.
- Les effets des modifications de l'habitat. Ce sont notamment les effets causés par les chalutiers qui endommagent les habitats benthiques, ce qui peut avoir des incidences négatives indirectes sur les stocks de poissons.

---

## 4. TYPES DE MODÈLES ET ATTRIBUTS

### 4.1 TYPES DE MODÈLES EXISTANTS

Un résumé complet des modèles écosystémiques existants nous est donné par Plagányi (2007). On peut les classer plus ou moins selon le schéma présenté dans la figure 1. Les modèles qui représentent seulement ce sous-ensemble de l'écosystème important pour la question à l'étude sont appelés modèles réalistes minimums par opposition aux modèles écosystémiques complets qui tentent de représenter tous les niveaux trophiques de façon équilibrée dans un écosystème.

Les modèles qui se concentrent sur les interactions entre espèces seulement sont appelés modèles interespèces dynamiques. En revanche, les modèles de systèmes dynamiques englobent les niveaux trophiques inférieurs ainsi que l'environnement bien que ce soit souvent au détriment d'une non représentation détaillée des niveaux trophiques plus élevés (lorsqu'ils sont considérés dans un contexte de gestion des pêches). En affinant le classement des modèles, il est important de différencier entre modèles qui tiennent compte de la structure par l'âge et des aspects spatiaux.

Comme il a été souligné dans la section 2.1 et dans l'appendice, il n'est pas possible de tirer des conclusions définitives à partir de la structure d'un modèle unique et, en principe, il conviendrait d'utiliser une série de modèles complémentaires.

Il existe un continuum complet entre modèles qualitatifs de type conceptuel et modèles détaillés et fondés sur des statistiques entièrement quantitatives. Les modèles conceptuels jouent un rôle important en consolidant la compréhension d'un système et en orientant le champ d'application potentiel des modèles ultérieurs en fonction de leurs besoins de données. Les modèles écosystémiques sont actuellement utilisés principalement à des fins stratégiques, pour aider à comprendre un système, évaluer les fonctions d'échange et étudier une vaste série de questions liées à la gestion.

Si les ressources disponibles ne permettent un exercice de modélisation quantitative totale (ou MSE), il sera peut-être quand même possible d'obtenir des indications en utilisant une analyse simplifiée ou des méthodes qualitatives ou statistiques.

Comme on l'a dit à la section 1.4, l'évaluation des stratégies de gestion (ou les procédures de gestion analogues) a été reconnue comme la meilleure pratique de l'évaluation écosystémique car elle se concentre sur l'identification et la modélisation des incertitudes et cherche à trouver un équilibre entre les différentes représentations des dynamiques de ressources et des dépendances et interactions trophiques associées. Elle a déjà été utilisée en tant que telle en Australie ainsi que pour l'élaboration de modèles écosystémiques pour la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR).

## **4.2 ATTRIBUTS**

On trouvera ci-après un résumé des attributs de modèles que l'on considère importants pour l'élaboration de modèles permettant de guider l'approche écosystémique des pêches ainsi qu'un débat sur les raisons pour lesquelles ils sont importants, certaines directives concernant les bonnes pratiques à propos des attributs et quelques exemples choisis.

### **4.2.1 Attributs liés à l'écologie**

#### *4.2.1.1 Agrégation de modèles*

##### *Résolution taxonomique*

La résolution taxonomique, et la meilleure façon d'en décider, sont déterminantes pour toutes les formes de modèles fondées sur des espèces multiples ou sur l'écosystème et sont examinés en détails dans l'appendice. En résumé, le nombre de groupes doit être déterminé en fonction de la question à traiter et des sous-systèmes pertinents associés. Si le sous-système est petit, une représentation explicite de tous les membres est alors possible, sinon une forme quelconque d'agrégation est souhaitable. L'utilisation de groupes fonctionnels (définis en fonction des prédateurs et des proies, de la taille et des taux, du rôle, de l'utilisation de l'habitat, du comportement et d'autres interactions non trophiques ainsi que de la structure spatiale) est le moyen le plus efficace d'accomplir cette agrégation. Des méthodes faciles permettant la définition de l'appartenance à ces groupes, telles que les groupages ou la coloration régulière (théorie de réseau), sont indispensables. Une agrégation excessif ainsi qu'une

abondance de détails aboutiront à une dégradation des performances et devraient être évitée. Un domaine dans lequel il est habituel de supposer que trop est préférable à moins est la représentation de la biodiversité. Il se peut que davantage de groupes soient nécessaires mais plutôt que de sauter rapidement à une telle conclusion, il est important de considérer quelle est la meilleure façon de représenter la biodiversité pour la question à l'étude (un indice statistique ou analytique associé aux tendances de la biomasse de groupe peut être un moyen efficace et facile de représenter la diversité). Étant donné que la résolution taxonomique est une source tellement grande d'incertitude quant aux modèles, elle doit être envisagée en liaison avec les incertitudes elles-mêmes et il est important de tester les différents niveaux de complexité taxonomique. Est-il mieux de voir grand et de simplifier ensuite ou de commencer avec un petit nombre de groupes et d'augmenter ensuite est en partie une question de goût personnel. Les deux approches ont été utilisées avec succès bien que la dernière soit plus courante.

La disponibilité des données peut également être une exigence importante de la résolution taxonomique. La section 4.3 du présent ouvrage examine la question du besoin de données pour la modélisation écosystémique.

*Bonne pratique: Lorsqu'on élabore des modèles conceptuels, il faut toujours viser une résolution taxonomique à fine résolution. Une fois que la mise au point du modèle s'oriente vers des utilisations stratégiques ou tactiques, il est important de procéder à un regroupement sur la base des caractéristiques communes des espèces et de ne pas tenir compte des moins importantes si le réseau trophique devient vaste et peu maniable.*

### *Structure selon l'âge/la taille/le stade de développement*

La structure par âge, taille ou stade de développement est considérée comme un élément indispensable des modèles s'il y a d'importantes modifications ontogénétiques dans le comportement de l'espèce qui nous intéresse au cours de son cycle biologique. Ceci est particulièrement important lorsqu'il faut répondre à des questions concernant la prédation et la pêche parce que ces incidences sont habituellement spécifiques à la taille. Ceci est également important quand les modèles structurés dans l'espace sont inclusifs, que différentes parties de la population habitent différentes zones ou différentes parties de la colonne d'eau.

Il faut faire particulièrement attention au nombre de catégories âge/longueur. L'expérience a montré qu'utiliser un très petit nombre de groupes en fonction de l'âge ou de la taille permettrait de réduire considérablement les temps de calcul en perdant le minimum d'information. La plupart des modèles réalistes minimums auront besoin de tenir compte la structure des espèces cibles selon l'âge, la taille ou le stade de développement pour fournir des conseils de gestion.

*Bonne pratique: Il faudrait tenir compte de la structure par âge, taille ou stade de développement si cette caractéristique est importante pour la question à l'étude et pourrait avoir une incidence sur les recommandations sur la gestion.*

#### **4.2.1.2 Considérations spatiales**

##### *Structure spatiale (cellules spatiales explicites)*

Le modèle de la structure spatiale devrait correspondre au niveau qui est nécessaire pour traiter les questions de gestion et les aspects écologiques préoccupants. Voici un petit nombre d'exemples dans le cas desquels il serait peut-être nécessaire d'inclure une structure spatiale: i) lorsqu'il y a de grands mouvements ontogénétiques sur le lieu tout au long du cycle biologique de l'espèce; ii) lorsque de l'espace est nécessaire pour reproduire la structure du stock d'une espèce (par exemple espèce sédentaire) ou les espèces dépendant d'un habitat critique; iii) lorsque les interactions biologiques et les impacts anthropogéniques sont localisés dans l'espace. La structure spatiale est de toute évidence indispensable lorsque la question relative à la gestion fait intervenir l'évaluation des stratégies spatiales telles que la position des modèles réalistes minimums ou des réserves de reproduction.

Un bon exemple de l'importance de la structure spatiale nous est donné par la pêche du krill de l'Atlantique du Sud (Watters *et al.*, 2006). Bien que la population de krills soit importante, les navires de pêche visent principalement les groupes de krills se trouvant près des archipels qui sont également les principales zones d'alimentation des prédateurs terrestres.

Il faudrait accorder une attention toute particulière au nombre de cellules spatiales en raison des coûts associés au temps de calcul. Le choix d'une échelle spatiale appropriée est examiné plus avant dans l'appendice qui présente des exemples de caractéristiques utiles permettant de définir

les cellules spatiales. La résolution spatiale peut exiger de larges processus représentés, mais cela ne veut pas dire que les processus importants sur des échelles à résolution plus petite peuvent ou devraient être pris en compte. Au contraire, il faudrait accorder de l'importance aux processus reproduits sur des échelles à fine résolution et se demander si les formulations analytiques ou statistiques devraient être utilisées pour représenter ces processus. Par exemple, des modèles statistiques peuvent être utilisés pour refléter l'incidence sur l'habitat d'une flottille qui s'adonne à la pêche d'une espèce dispersée (Ellis et Pantus, 2001).

De nombreux modèles devront inclure un certain degré de résolution spatiale selon la complexité de l'environnement physique, de l'espèce en question et des questions à traiter. Toutefois, il serait peut-être possible de réduire le niveau de la résolution spatiale dans certains cas lorsque l'on fournira des conseils de gestion.

*Bonne pratique: Une structure spatiale devrait être incluse au degré requis pour traiter des questions de gestion et des aspects écologiques préoccupants.*

### *Dynamiques saisonnières et temporelles*

La structure saisonnière et temporelle est considérée comme un élément essentiel des modèles s'il y a de grandes différences saisonnières dans les mouvements ou la production des espèces. Ceci est particulièrement important lorsqu'on répond aux questions concernant la prédation et les incidences négatives de l'emplacement temporel (et spatial) de la pêche car ces effets sont souvent spécifiques aux saisons. Ceci est également important lorsqu'on envisage des incidences anthropiques et environnementales différenciées en fonction du temps et les incidences de la pêche sur des espèces frayantes.

Un bon exemple de l'importance de la structure temporelle nous est donné par les modèles écosystémiques de l'Antarctique. En raison des grands mouvements saisonniers dans la productivité primaire, les changements associés dans la population de krills et les migrations de nombreux grands prédateurs, il est indispensable que ces modèles comportent une composante saisonnière qui corresponde à l'échelle de la variabilité environnementale.

Il faudrait s'intéresser en particulier au nombre de cellules temporelles en raison des coûts associés au temps de calcul. Le choix d'une échelle

temporelle appropriée est discuté plus avant dans l'appendice ainsi que les différentes manières de traiter le facteur temps.

Certains modèles auront peut-être besoin de comporter un degré défini de résolution temporelle selon la variabilité temporelle de l'environnement physique, l'espèce en question et les questions à traiter. Toutefois, dans certains cas, il pourrait être possible de réduire le niveau de la résolution temporelle lorsque l'on fournira des conseils de gestion sur les espèces nous intéressant.

*Bonne pratique: Il conviendrait d'inclure une structure saisonnière et temporelle si cette caractéristique est importante pour la question concernée et pourrait avoir une incidence sur les recommandations relatives à la gestion.*

### *Limites souples*

Lorsque l'on élabore un modèle, il est important tout d'abord d'identifier le domaine spatial principal et de décider ensuite comment traiter les liens avec les domaines extérieurs. Les caractéristiques des limites sont importantes si ce sont: a) des éléments d'immigration et d'émigration majeurs tels que les mouvements saisonniers d'espèces; b) d'autres processus substantiels d'importation/exportation tels que ceux qui se produisent autour des monts sous-marins, ou c) des échanges résultant d'évolutions ontogénétiques de l'utilisation de l'habitat. Les modèles doivent être suffisamment souples pour tenir compte de façon adéquate des caractéristiques de ces limites.

Tous s'accordent à penser qu'une bonne pratique consiste à fonder les limites sur des considérations biologiques et non anthropiques comme les frontières nationales. Cela peut introduire des complications supplémentaires s'il existe différentes juridictions dans différentes régions et il sera donc nécessaire de prendre en compte une série d'autres scénarios des impacts anthropiques pour ces régions. C'est pourquoi, s'il est indispensable d'un point de vue stratégique de baser les frontières sur des considérations biologiques, des considérations pratiques pourraient nécessiter de réduire le domaine du modèle lorsqu'il sera appliqué à des fins tactiques.

*Bonne pratique: Les limites devraient être fondées sur des considérations biologiques et non anthropiques comme les frontières nationales.*

### *Stocks multiples*

S'il est possible qu'une pêcherie puisse récolter plus d'un stock d'une espèce particulière, les modèles auront besoin de faire une différence entre ces différents stocks lorsque les pratiques de pêche sont telles qu'elles pourraient d'une manière ou d'une autre avoir une incidence sur ces stocks. La présence, le nombre et la répartition des différents stocks sont habituellement difficiles à déterminer de sorte qu'il ne faut pas écarter la possibilité que des stocks multiples soient présents. La gestion devrait viser à préserver tous les stocks, même lorsqu'il y en a plusieurs, en particulier parce que l'appauvrissement significatif de certains stocks peut réduire la diversité génétique et rend les espèces beaucoup plus vulnérables en cas de changement environnemental. En présence possible de stocks multiples, on parvient en général à une bonne gestion en faisant en sorte que les captures soient largement espacées de sorte que l'introduction d'une composante spatiale dans les structures de modèle pour permettre que les conseils à ce propos soient meilleurs, devient essentielle dans ces conditions.

Le modèle ATLANTIS-SE utilisé dans le projet australien de stratégies de gestion alternative (Fulton, Smith et Smith, 2007) est un exemple d'un modèle visant l'ensemble de l'écosystème qui porte sur plusieurs stocks pour les espèces cibles (par exemple *Hoplostethus atlanticus*, *Genypterus blacodes* et *Seriola lalandi*). Cela était nécessaire pour saisir les aspects biologiques et écologiques (certains de leurs paramètres écologiques n'étant pas les mêmes d'un stock à l'autre) ainsi que la série d'options de gestion pour le système, telles que des évaluations et des mesures spécifiques aux stocks, une gestion spatiale et un total régional de captures autorisé pour la région (TAC).

*Bonne pratique: S'il est possible qu'une pêcherie puisse récolter plus d'un stock d'une espèce particulière, il faut que les modèles fassent une distinction entre ces différents stocks lorsque la pratique de récolte est telle que cela pourrait avoir d'une manière ou d'une autre une incidence sur ces stocks; il faudra des modèles structurés dans une dimension spatiale.*

### *Flottes multiples*

Les modèles ont besoin de faire une différence entre les différentes flottes si, pour le même volume de capture, l'impact est sensiblement différent sur les espèces cibles et les captures annexes ou sur l'habitat et/ou lorsque de telles distinctions ont des ramifications sociales et économiques

importantes. Les raisons d'une telle situation peuvent être liées aux flottilles opérant dans des zones différentes ou à des heures différentes, ou encore utilisant des engins différents qui peuvent aboutir à un mélange des différentes espèces et à des mélanges de tailles différentes de la même espèce. On peut citer comme exemple les palangriers et les chalutiers ou encore la pêche commerciale et artisanale qui vise la même espèce. La nécessité de tenir compte de ces différences pourrait exiger des modèles incluant une résolution spatiale. De plus, les résultats de l'analyse devront faire une distinction entre les performances des différentes flottilles étant donné que les prix et les coûts par tonne diffèrent et, par conséquent, les bénéfices qui en résultent pour les différents groupes sociaux.

*Bonne pratique: Les modèles ont besoin de faire une distinction entre les différentes flottilles si, pour le même volume de capture, les impacts sont différents sur les espèces cibles et les captures annexes ou sur l'habitat et/ou lorsque de telles distinctions ont des ramifications sociales et économiques importantes.*

#### **4.1.2.3 Composantes du modèle**

##### *Productivité primaire/recyclage des nutriments*

L'inclusion de la productivité primaire et du recyclage explicite des nutriments est beaucoup plus courante dans les modèles stratégiques et les modèles destinés à une meilleure compréhension que dans les modèles tactiques. Plus précisément, la représentation de ces processus est nécessaire pour traiter les questions qui concernent le forçage ascendant, la boucle microbienne et le rôle de l'anoxie ainsi que l'ensemble des écosystèmes plutôt que des parties restreintes de ceux-ci (telles que les étapes du cycle biologique adulte de niveau trophique supérieur, ce qui explique pourquoi la productivité primaire et le recyclage explicite de nutriments ne posent souvent pas de problème pour les modèles visant les espèces multiples). Dans ce contexte, l'inclusion explicite de ces processus permet d'envisager une plus vaste gamme d'hypothèses potentielles concernant le forçage et les états stables de recharge (par exemple dynamiques du système en cas de charges de nutriments différentes). Cela est particulièrement utile d'employer des scénarios pour améliorer la compréhension conceptuelle et l'établissement d'hypothèses. Par exemple, des variations de la productivité primaire peuvent être trouvées en quantité dans le réseau trophique et avoir

une incidence sur des espèces cibles (comme le cabillaud) et les niveaux trophiques supérieurs (comme les baleines odontocètes). Inclure de tels processus peut donner des informations détaillées sur des mécanismes qu'il sera peut-être nécessaire d'explorer plus à fond dans la réalité ainsi que sur la collecte de données.

Un exemple nous est donné par la Mer du Nord, où du point de vue de la somme des évaluations des évaluations d'une seule espèce, le total de l'équilibre de la biomasse, si la pêche devait cesser, serait beaucoup plus élevé qu'il ne l'a été dans le passé. On pourrait tenir compte implicitement des limites de la productivité primaire en plaçant une limite réaliste sur le total de la biomasse ou la production de toutes les grandes espèces.

Même lorsque les processus de productivité primaire et de recyclage des nutriments (ou anoxie) sont considérés comme ayant un rôle important dans le modelage de la dynamique du système à l'étude, une représentation explicite peut être nécessaire. En cas de production primaire, aussi longtemps qu'on se préoccupe d'autres scénarios concernant la production du groupe de ressources moyennes représentées, il n'est pas nécessaire de représenter explicitement le mécanisme de production primaire. Cela est important étant donné que l'inclusion explicite de ces processus peut signifier des échelles spatiales et temporelles plus affinées (ou un traitement plus minutieux de ces dimensions), avec des coûts du calcul allant de pair. Cela est également une question importante lorsque l'on traite des processus comme l'anoxie: selon la question, il peut être plus efficace de représenter l'incidence de l'événement plutôt que les processus détaillés aboutissant à l'événement (par exemple la dynamique du système dans des cas différents de charges de nutriments).

*Bonne pratique: Il faut prêter attention à la manière dont la production dans un système est représentée: représentation explicite de la productivité primaire et recyclage des nutriments seront seulement nécessaires lorsque les forces descendantes ou les niveaux trophiques supérieurs sont préoccupants. En pareils cas, l'inclusion de ces processus peut être très informative pour certains exercices de modélisation stratégique.*

### *Modèles de recrutement*

Le recrutement est souvent un processus fondamental dans les modèles fondés sur les espèces multiples et l'ensemble de l'écosystème. La mesure dans laquelle le processus sera représenté explicitement sera une décision qu'il faudra prendre pendant la formulation du modèle.

Appliquer une relation stock/recrutement type (par exemple Beverton-Holt) est l'approche traditionnelle qui convient pour certaines questions (en particulier les modèles fondés sur des espèces multiples) mais qui souvent prendra une forme différente (par exemple la fécondité dépend des conditions de reproduction des adultes) pour éviter un «double comptage» des processus représentés explicitement dans le modèle qui sont aussi implicitement représentés dans la formulation type de la relation. Il existe des approches utilisées habituellement pour les estimations statistiques des paramètres de ce genre de relations pour de nombreux stocks faisant l'objet d'évaluations, même s'il est parfois difficile de distinguer le type de relations où la gamme de biomasse du stock reproducteur observé est limitée. Il est important de disposer d'une série de données chronologiques sur les stocks et le recrutement pour évaluer de telles relations et le lecteur est mis en garde contre le fait que, sans de telles données, il n'est pas possible de vérifier ces relations. Par exemple, le recrutement peut être associé à des variables environnementales, habituellement sous la forme de relations de température. Toutefois, il est vivement recommandé au lecteur de ne pas déterminer ce type de relations sur la base d'études de corrélation non éprouvées des paramètres de recrutement et environnementaux.

L'autre représentation du recrutement la plus couramment utilisée prend la forme d'une caractéristique émergente qui est obtenue en modélisant explicitement les processus du début du cycle biologique des espèces ou des groupes fonctionnels pertinents. Par exemple, le modèle NWS-InVitro (modèle de la plate-forme Nord-Ouest de l'Australie, Gray *et al.*, 2006) comporte une possibilité de représenter explicitement quatre phases du développement des larves et des juvéniles: larves libres, sédentaires, juvéniles et sous-adultes matures. Cela est particulièrement utile si l'on se pose des questions concernant l'approvisionnement en larves comme c'est souvent le cas dans les scénarios impliquant l'incidence du climat. Même sans représenter explicitement ces phases, la spécification d'une relation stock-recrutement prédéfinie peut être évitée si l'on permet que le recrutement soit une caractéristique émergente qui puisse se dégager en modélisant l'abondance de géniteurs, les conditions d'alimentation et les facteurs climatiques, associés à des processus du cycle biologique antérieurs comme l'advection des larves, la sédentarisation, la prédation et les conditions alimentaires.

Les variations dans le recrutement pourraient également avoir besoin d'être modélisées, ce qui est particulièrement important dans les modèles

qui reflètent les variations interannuelles (par exemple les modèles tactiques). Dans les modèles stratégiques, l'inclusion directe de variations relatives au recrutement est moins importante, notamment parce qu'elles peuvent résulter de l'incidence de forces environnementales sur le système agissant en association avec des interactions trophiques qui font varier la croissance et la mortalité des jeunes poissons. Étant donné que les variations du recrutement ont une incidence sur les risques dans les évaluations stratégiques, si le recrutement est variable, il faudra alors considérer d'autres formes de représentation de la variabilité du recrutement lors de l'évaluation de la robustesse et des incertitudes du modèle. Cela est également le cas si l'on envisage son impact sur des décisions tactiques et les variations de capture. Sans mesure du recrutement, cette composante de modèle ne peut être vérifiée.

*Bonne pratique: Le recrutement peut être inclus soit comme une caractéristique émergente soit comme une relation dérivée (qui ne devrait pas être fondée sur des études de corrélation du recrutement non éprouvées et sur des paramètres environnementaux). La variabilité du recrutement sera vraisemblablement importante pour des analyses tactiques et des analyses de risques, mais ce n'est pas une exigence stricte pour de nombreux modèles stratégiques.*

### *Mouvement*

L'introduction du mouvement dans un modèle peut être de deux sortes. L'immigration dans le domaine du modèle peut être traitée de façon assez simple et directe, par exemple en utilisant une formulation empirique fondée sur des données provenant des zones environnantes. Dans certains cas, le mouvement des espèces et autres composantes des écosystèmes dans un domaine de modèle peut également être représenté en utilisant de simples fonctions de forçage. Par ailleurs, la représentation explicite du mouvement dans un modèle est délicate car il existe plusieurs méthodes à envisager, par exemple supposer que le mouvement est dépendant de la densité ou dépendant de l'habitat. Il peut être également nécessaire d'envisager des migrations verticales. Dans ces conditions, l'inclusion d'une composante spatiale dans la structure du modèle est indispensable.

Le mouvement peut être appliqué soit directement en spécifiant des matrices de migration, soit en les calculant sur la base d'informations relatives au taux de migration décrivant les proportions d'un stock qui migrera entre différentes zones. Ces matrices peuvent par exemple être

utilisées pour refléter dans les grandes lignes les tendances saisonnières, même si des détails plus subtils ne sont pas connus. De plus, il peut être utile de prévoir une expérience de marquage pour que l'on puisse repérer le nombre et la proportion de poissons dans une cellule âge-longueur qui ont été marqués. D'autres approches pourront utiliser des règles de décision comme par exemple un poisson qui se déplace dans des cellules adjacentes avec une biomasse très élevée de proies potentielles.

Dans les cas où le mouvement est considéré comme important, le mieux est de tester la sensibilité à toute une série d'hypothèses de mouvements. Si l'on dispose de données, il sera possible d'attribuer des paramètres aux matrices de mouvement en les ajustant aux données ou au moins en incluant des fonctions de pénalité pour se prémunir contre les changements non sensiques résultant dans la répartition. S'il y a lieu, les résultats des modèles de circulation peuvent être utilisés pour aider à établir les paramètres des matrices de mouvement, mais il faut faire attention aux erreurs possibles tant du point de vue des résultats provenant des modèles de circulation que de la mesure dans laquelle on peut supposer que les composants du modèle sont des dérivants passifs.

*Bonne pratique: Il s'agit de tester la sensibilité d'une série d'hypothèses sur les mouvements et, si cela est possible, d'attribuer des paramètres aux matrices de mouvements en les ajustant aux données. Si des règles sont utilisées pour orienter le mouvement, il faudra se concentrer sur le fait que les changements en résultant dans la répartition sont satisfaisants. Comme avec d'autres caractéristiques du modèle complexe, le mieux est d'inclure autant de détails que possible.*

### *Dynamique des flottilles*

Il est important de tenir compte de la dynamique des flottilles si des variations substantielles de la répartition spatiale de la pêche résultent, par exemple, de la déclaration de zones marines protégées (aboutissant peut-être à une concentration de l'effort de pêche près des limites de ces zones), ou si des changements environnementaux aboutissent à une répartition différente des espèces cibles. Le modèle sur la population devra comporter une composante spatiale, et il sera peut-être nécessaire d'élaborer un modèle de dynamique des flottilles pour prévoir comment les schémas de pêche évolueront compte tenu d'autres changements. De nouveaux schémas de pêche pourront avoir une incidence sur les performances économiques de la pêche et également un impact sur les communautés de pêche locales,

de sorte que les résultats du modèle doivent inclure des statistiques qui fournissent des informations sur ces deux aspects. À titre d'exemple, on citera la nécessité d'envisager des limites à une échelle spatiale relativement petite pour la pêche du krill dans la Mer d'Écosse, dans le but d'accroître le succès de reproduction des prédateurs de krill à terre alors qu'il sera peut-être nécessaire de tenir compte des changements conséquents dans la distribution de l'effort de pêche de krills.

*Bonne pratique: Il est important de tenir compte de la dynamique des flottilles si des changements importants de la répartition spatiale de la pêche peuvent résulter, par exemple, de la déclaration d'une zone de pêche protégée. Dans ce cas, le modèle de population doit inclure des éléments spatiaux, et il peut être nécessaire d'élaborer un modèle sur la façon dont les schémas de l'effort de pêche varieront en conséquence.*

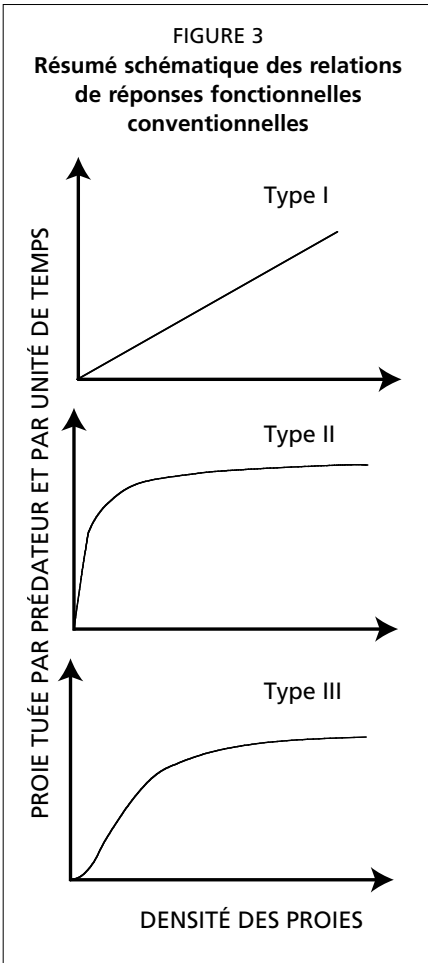
#### **4.2.1.4 Modélisation de l'interaction prédateur-proie (voir aussi le point 4.2.1.7, Interactions non trophiques)**

##### *Rétro-information bidirectionnelle prédateur-proie*

Si la plupart des modèles écosystémiques comportent une dynamique de rétro-information sur les prédateurs et les proies, la méthode multi-résidus (MRM) est souvent construite avec un seul lien unidirectionnel prédateur-proie. Par exemple, pour répondre aux préoccupations concernant l'impact des phoques du Cap (*Arctocephalus pusillus*) sur le colin, Punt et Butterworth (1995) ont élaboré un modèle tenant compte des effets des phoques sur le colin mais ne comporte aucune rétro-information à propos d'une carence de colins sur la réaction de la dynamique des populations en ce qui concerne le poids par rapport à l'âge, le taux de survie et la reproduction des phoques, c'est-à-dire qu'ils ont assumé qu'il y avait suffisamment d'«autres» aliments pour ces prédateurs. Cela diffère du scénario dont s'occupe actuellement la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR), à savoir qu'une augmentation potentielle de la pêche du krill peut avoir un impact négatif sur les prédateurs terrestres dans la région de la Péninsule antarctique, mais qui reconnaît par ailleurs que ces prédateurs peuvent à leur tour provoquer une mortalité considérable de krills dans cette zone. Un troisième cas concerne des situations dans lesquelles un prédateur peut ne pas avoir un impact important sur une espèce proie qui est également visée par une pêche mais peut être particulièrement sensible à une

diminution de l'abondance de proies. Par exemple, le succès de l'élevage des manchots africains pourrait dépendre de façon non négligeable de l'abondance de leurs proies pélagiques même si l'abondance de manchots en elle-même est trop faible pour que l'impact global de la prédation sur les poissons pélagiques soit substantiel.

*Bonne pratique: Les interactions prédateur-proie devraient être représentées dans les modèles sous forme bidirectionnelle, à moins qu'il y ait des raisons suffisantes pour prouver qu'il est approprié d'inclure une interaction unilatérale seulement. Les interactions bidirectionnelles sont souhaitables au niveau stratégique mais peuvent ne pas être pertinentes au niveau tactique si les forces d'interactions connexes sont faibles.*



*Relations fonctionnelles prédateur-proie*

Tout le monde s'accorde à penser que la bonne pratique consiste à reconnaître l'importance cruciale de la forme appropriée que doivent revêtir les réponses fonctionnelles (l'interaction proie-prédateur) (figure 3) et les préférences/convenances de nourriture. Les progrès dans ce domaine sont avant tout entravés par un manque de données appropriées et d'études expérimentales. Les exercices de simulation sont utiles pour étudier systématiquement et de façon approfondie la question et ils ont clairement démontré la sensibilité des résultats du modèle au choix de la relation fonctionnelle (Fulton, Smith et Johnson, 2003). Il est donc

indispensable d'examiner la robustesse du modèle par rapport à d'autres hypothèses de représentation des interactions.

Il faut donc prendre soin de vérifier l'adéquation des paramètres établis par défaut. On doit analyser minutieusement les modèles pour comprendre la mesure dans laquelle les hypothèses sous-jacentes du modèle prédéterminent les résultats obtenus ou ont une incidence sur ces derniers. Un exemple en est le modèle des zones fourrages dans lequel, à l'exception des limites de très grande vulnérabilité, le modèle donne nécessairement un plus grand nombre de prises durables d'une espèce qui est inférieur à la réduction de la consommation que l'on obtient en réduisant l'abondance d'un prédateur de cette espèce-fourrage. Il faut également garder à l'esprit que, s'il existe une forme fonctionnelle particulière à une très petite échelle et que les paramètres de cette forme varient dans l'espace, cela ne signifie pas que, lorsque la forme est intégrée dans l'espace, la forme fonctionnelle résultante correspondra nécessairement à l'ensemble des formes couvertes en variant les paramètres de la forme initiale. On pourra économiser énormément de temps de calcul en utilisant une formulation appropriée à la résolution spatiale et écologique du modèle. Par exemple, des essais effectués dans le cadre de l'élaboration du modèle NWS-InVitro ont montré que les résultats d'un modèle individuel appliqués à des échelles régionales sont effectivement identiques aux formes fonctionnelles produites par les formulations de type II et III de Holling. En adoptant un modèle agrégé sur un plan plus spatial où l'utilisation explicite de ces réponses fonctionnelles de Holling est possible, les coûts de calcul sont réduits de trois fois alors qu'il n'y a aucune perte de performance du modèle lorsque l'on considère les questions à l'échelle régionale.

*Bonne pratique: Reconnaître l'importance cruciale de la forme appropriée des réponses fonctionnelles (interaction proie-prédateur) et les préférences/convenances de nourriture, et tester la sensibilité et la robustesse par rapport à d'autres formes.*

#### 4.2.1.5 Forçage externe

##### *Forçage expérimental*

Le forçage environnemental est considéré comme un élément essentiel des modèles stratégiques conçus pour répondre aux questions sur les effets et le rôle relatif du changement climatique, les variations de régime et les

effets anthropiques. Jusqu'à ce jour, l'expérience montre que, dans un certain nombre de cas, l'inclusion du forçage environnemental améliore l'adaptation aux tendances historiques ou aux séries chronologiques telles que le recrutement, la croissance et la répartition spatiale des espèces, auquel cas il est évident que ces modèles doivent tenir compte du forçage (voir par exemple, Christensen et Walters, 2005). On a constaté par exemple que le forçage environnemental des couches trophiques inférieures et de la production donnait un meilleur ajustement dans l'ensemble du système (par exemple Preikshot, 2007). Le forçage environnemental d'autres composantes du système peut être également nécessaire pour saisir leurs forces motrices (par exemple conditionner la taille de recrutement des crevettes en fonction de l'eau de pluie dans le modèle NWS-InVitro, Gray *et al.*, 2006). Il y a très peu d'exemples de l'utilisation du forçage environnemental dans les modèles tactiques. On extrapole des informations pratiquement en temps réel sur la répartition spatiale de l'habitat du thon rouge au large de la côte orientale de l'Australie à partir d'un modèle océanique à haute résolution et on utilise ces informations pour établir les zones de gestion. Les limites de ces zones sont déplacées à mesure que les conditions océanographiques évoluent, et les pêcheurs doivent avoir des quotas pour pêcher dans ces zones, les quotas étant plus coûteux dans la zone où le thon rouge a le plus de chance de se trouver (Hobday et Hartmann, 2006). Dans un autre exemple, la température de l'eau mesurée sur trois années à Scripps Pier, La Jolla, en Californie, est utilisée pour ajuster le taux de récolte annuelle de la sardine du Pacifique dans le courant californien. En dessous d'une limite fixée, des températures plus fraîches aboutissent à des réductions presque linéaires du taux de récolte, approchant le minimum convenu (Conseil de gestion des pêches du Pacifique, 1998).

Le forçage environnemental est beaucoup plus courant dans les évaluations stratégiques. Dans le contexte des simulations en boucles fermées et de modèles stratégiques, si le forçage environnemental est nécessaire pour saisir les tendances historiques, ces tendances devront être utilisées à l'avenir aux fins de projection. Il faut bien réfléchir à la manière dont les séries chronologiques seront établies à l'avenir – soit en obtenant les tendances futures à partir des modèles climatiques, en répétant dans leur totalité les séries chronologiques historiques, en fixant des périodes dans le temps, en se reportant à une distribution statistique fondée sur des données historiques, soit en ayant recours à des scénarios pour décrire

une bien plus grande ou une bien plus faible fréquence ou magnitude du facteur environnemental. Lorsque des adaptations statistiques seules ont été utilisées pour déduire la présence d'un effet de forçage, il est alors important de prendre en compte les autres modèles (avec ou sans programme d'essai ou avec différentes formes de ce programme) pendant l'évaluation.

*Bonne pratique: Se demander si le forçage environnemental est nécessaire pour saisir la dynamique du système. Il faut choisir avec soin la base à partir de laquelle générer un forçage futur qui sera utilisé dans les prévisions et les simulations en boucle fermée.*

#### *Autre erreur de processus (c'est-à-dire variation aléatoire)*

D'autres erreurs de processus proviennent des variations naturelles des paramètres de modèles, tels que la variabilité de la survie, la fréquence des déplacements, la sélectivité de la pêche, la disponibilité de poisson pour la pêcherie et la possibilité de le capturer. Souvent cette variabilité ne peut pas être dérivée explicitement dans un modèle d'évaluation et contribue aux erreurs résiduelles de l'évaluation. De même, le processus qui provoque une telle variabilité risque d'être mal compris, la variabilité d'un paramètre étant représentée comme une simple fonction de densité de probabilité. Il est nécessaire d'envisager de telles erreurs de processus, provenant d'une distribution statistique appropriée, en vue de les intégrer dans des projections, qu'elles soient stratégiques ou tactiques, afin de tenir compte de la stochasticité dans ces paramètres, en particulier lorsque cette variable contribue de façon non négligeable à l'incertitude des résultats du modèle. Un exemple de la façon dont une telle erreur de processus pourrait avoir une incidence sur les conclusions ou les décisions serait de déterminer l'importance relative d'une zone, comme une aire marine protégée, comparée aux zones environnantes. Un degré élevé de variabilité dans les fréquences de déplacement entre ces zones signifie qu'éventuellement l'importance de la zone protégée pour la population variera au fil du temps.

*Bonne pratique: Il est nécessaire d'inclure les autres erreurs de processus provenant de variations naturelles des paramètres du modèle dans les projections, qu'elles soient stratégiques ou tactiques, lorsque les variables contribuent de façon non négligeable aux incertitudes des résultats du modèle.*

### *Autre forçage anthropique*

Les autres pressions anthropiques sur les écosystèmes marins sont notamment toutes les influences anthropiques majeures non liées à la pêche, telles que la pollution des nutriments (qui risquent de provoquer l'eutrophication) ou autre pollution contaminante (par exemple des hydrocarbures ou des métaux lourds), des variations de grande envergure des flux d'eau douce ou certaines propriétés de l'eau (par exemple les eaux salées provenant de la production de sel peuvent modifier les caractéristiques de température et de salinité de la zone locale) et la dégradation de l'habitat (dû au dragage, au défrichement et au développement côtier). Si l'un quelconque de ces facteurs a une incidence sur le système qui nous concerne, il est alors vivement souhaitable de les inclure dans la représentation du modèle. Cela se fait en général par forçage (par exemple avec des séries chronologiques de charge) et non en utilisant un modèle détaillé du processus (sauf si le modèle fait partie d'une analyse de gestion à utilisation multiple plus vaste). On rencontrera cette forme de forçage plutôt dans les modèles stratégiques que dans les modèles tactiques et, même dans ce cas, cela concernera seulement les eaux côtières ou peu profondes et non la haute mer. Il n'y a aucun doute que dans les systèmes d'eaux peu profondes, l'inclusion du forçage anthropique a amélioré l'ajustement aux tendances historiques et aux séries chronologiques dans de nombreux cas, parce que les incidences de ces autres processus peuvent jouer un rôle important dans la définition de la dynamique du système. C'est donc un élément important dans les modèles concernant les côtes ou les estuaires qui, à défaut, rendrait impossible de déterminer l'importance relative des impacts de la pêche et la robustesse des mesures de gestion éventuelles. Par exemple, la confusion entre eutrophication et appauvrissement des bivalves filtreurs dans la Chesapeake Bay a conduit à ce que les mesures prises concernant seulement la qualité de l'eau ou la pêche n'ont pas permis de redonner à la baie la tranquillité qui la caractérisait dans le passé. Il est aussi important d'inclure ce genre de forçage du modèle s'il a des incidences sur les compromis ou les décisions de gestion, telles que capture contre risque de contact contaminant dans les pêches côtières autour des points de déversement ou risque de contamination des élevages de moules par la bactérie *E. coli*. La nature même des impacts associés à un site spécifique de ces pressions anthropiques signifie que leur inclusion est étroitement liée à la structure spatiale du modèle.

*Bonne pratique: Il faudrait envisager le forçage anthropique dans les modèles conceptuels pour les côtes et les estuaires et, si l'on constate que cela aboutit à des pressions notables sur le système, le forçage devra être introduit de façon empirique (par exemple simplement en termes de fourrage) dans n'importe quels modèles stratégiques et évaluations des stratégies de gestion (MSE) pour le système.*

#### 4.2.1.6 Structure du modèle

##### *Possibilité d'états stables de rechange*

Les «états de rechange» dans les modèles et les écosystèmes englobent deux notions distinctes qui sont souvent confondues dans les manuels portant sur ces thèmes. Il est important de distinguer les «changements de régime», définis comme un changement dans les paramètres extérieurs qui forcent le système, des «changements de phase» définis comme un changement qualitatif dans le comportement du système (Duffy-Anderson *et al.*, 2005). Un changement «qualitatif» concerne un changement dans l'organisation ou la structure de l'écosystème qui se produit en croisant une limite dans le domaine d'un nouvel état stable, duquel il n'y aura peut-être pas de possibilité de retour même si la force entraînant la transition (par exemple, climat ou pêche) est inversée. Les changements de phase semblent se produire au cours d'étapes non linéaires et non dans une relation linéaire en rapport avec le régime climatique (Overland, Percival et Mojfeld, 2006)

Traverser une limite peut impliquer changer le processus de contrôle dominant. Par exemple, un changement de limite du processus de contrôle, qui passe d'un contrôle ascendant à un contrôle descendant, a été adopté comme hypothèse pour le recrutement du lieu noir dans le Golfe d'Alaska (Ciannelli *et al.*, 2005). Un modèle calibré/ajusté aux données provenant d'une phase unique, ou contenant dans la structure de son modèle la possibilité d'un seul mode de contrôle (par exemple contrôle descendant), risque de ne pas saisir le comportement de la limite et pourrait varier considérablement du point de vue de la puissance prédictive pour une telle interaction d'écosystème.

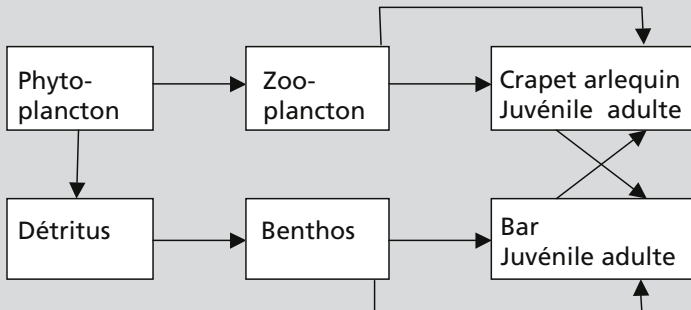
Les techniques d'analyse des réactions de transition non linéaires sont importantes pour la modélisation écosystémique étant donné que les analyses des séries chronologiques (par exemple Hsieh *et al.*, 2005) ont fait une distinction entre séries chronologiques climatiques (linéaires avec de

## Encadré 1

**États stables de rechange: le bar et le crapet arlequin**

On sait que les états stables de rechange se produisent avec les bars et les crapets arlequin dans les lacs d'eau douce, où des conditions initiales différentes peuvent aboutir à la domination de l'une ou l'autre espèce. La modélisation peut se faire à l'aide d'un modèle simple structuré par âge avec des liens croisés entre bars juvéniles, et adultes et crapets juvéniles et adultes (voir le schéma ci-dessous). Même avec une petite partie du régime alimentaire composé de juvéniles de l'autre espèce, par exemple 1 pour cent pour le bar adulte-crapet juvénile and 0,001 pour cent pour le crapet juvénile-bar adulte, le modèle peut produire des états stables de rechange si la biomasse adulte de l'une des espèces est perturbée par une bref moment de pêche .

Les interactions bar-crapet arlequin sont un exemple de l'hypothèse culture/dépensation, présentée par Walters et Kitchell (2001). Elles décrivent comment la pêche visant à réduire le nombre d'un prédateur dominant peut aboutir à un état stable de rechange, dans lequel une espèce proie/concurrente peut prendre le dessus et devenir dominante dans l'écosystème en raison de la diminution de la pression des prédateurs. La nouvelle espèce dominante peut à son tour maintenir l'espèce dominante précédente à un bas niveau en se nourrissant des jeunes de cette espèce, ce qui rend, même en cas de plus faible pression halieutique, le rétablissement difficile.



nombreuses variables de contrôle ou «régimes») et séries chronologiques biologiques (non linéaires avec peu de variables de contrôle).

Des exemples de modèles qui peuvent contenir des états stables de rechange éventuels sont des réactions fonctionnelles du type III (figure 3),

certain type de prédation sur la structure de l'âge (voir l'encadré1) et la formulation de l'«arène des prédateurs» ou des modèles «qui incluent une dépensation» (Bakun, 2006).

*Bonne pratique: Étude des modèles, en particulier des modèles stratégique prévoyant les conséquences des changements écologiques, qui offrent la possibilité (par exemple souplesse du choix des relations fonctionnelles) de changements de phases plausibles, soit directement (conformément aux observations du passé) ou en tant que propriété émergente des fonctions du modèle. Même si l'on utilise une telle forme, il faut admettre que, jusqu'à ce qu'un seuil soit traversé par le système, il ne sera peut-être pas possible de paramétrer le point seuil: étant donné une telle incertitude, les éventuelles seuils auront peut-être besoin d'être évalués soit sur une base théorique soit empirique.*

#### 4.2.1.7 Lien technique et non trophique

##### *Interactions techniques*

Dans le cadre de l'utilisation des modèles écosystémiques pour guider à la gestion des pêches, les interactions techniques on trait aux incidences des pêches qui capturent des espèces autres que les cibles primaires. Il s'agit notamment des pêches qui opèrent sur plusieurs stocks et les pêches qui en principe vise une seule espèce cible mais capturent des espèces annexes d'autres stocks de poissons qui sont les cibles d'autres pêches. Dans de nombreuses pêches, les captures annexes sont des espèces menacées comme les requins, les tortues, les oiseaux de mer ou les mammifères marins – il s'agit là aussi d'interactions techniques. Les dragueuses de fond et les palangriers qui endommagent l'habitat des communautés benthique et épibenthiques ont également des interactions techniques. Ces interactions décrivent donc les effets directs (par exemple élimination) sur d'autres espèces ou habitats comme étant une conséquence souvent non intentionnelle de la pêche.

Les interactions techniques devraient être incluses dans les modèles tactiques qui guident directement les décisions prises en matière de gestion si les espèces annexes capturées font elles aussi l'objet de mesures de gestion, notamment la reconstitution des stocks, ou si le modèle vise à donner des informations sur le niveau de captures annexes d'une espèce menacée. Il est aussi indispensable d'inclure dans les modèles stratégiques

des interactions techniques si l'objectif consiste à étudier les compromis réciproques pour déduire comment les différentes mesures de gestion affectent les espèces annexes.

Si les interactions techniques sont incluses dans un modèle, d'autres caractéristiques seront probablement nécessaires notamment: la structure en fonction de l'âge/de la taille/du stade de développement parce que les captures annexes sont souvent des juvéniles, la structure spatiale parce que l'on peut trouver dans différentes zones des poissons d'âge différent, la dynamique des flottilles et les flottilles multiples parce les espèces ou les incidences présentant de l'intérêt proviendront de multiples flottilles spécifiques, et les aspects sociaux et économiques.

*Bonne pratique: Il est nécessaire d'inclure dans les modèles des interactions techniques si la question que le modèle cherche à traiter concerne l'impact direct d'une pêche sur une autre espèce ou un autre habitat.*

### *Interactions non trophiques*

Les modèles conceptuels d'écosystèmes, en particulier les sous-systèmes associés aux benthos, comportent fréquemment des interactions non trophiques. Elles concernent souvent la dépendance de l'habitat ou le refuge spatial, mais il existe d'autres formes. La question de savoir s'il faut ou non inclure ces interactions dans un quelconque modèle du système dépend de l'importance de leur rôle dans la dynamique des systèmes et de la question spécifique à poser. Par exemple, si l'habitat est un déterminant critique de la biomasse ou de la répartition des principaux groupes présentant un intérêt, ou si la gestion pouvait dépendre de l'habitat (par exemple contrôle spatial effectif des groupes de captures annexes vulnérables en interdisant tous les fonds inégaux aux chalutiers et aux dragueuses), il serait alors tout à fait souhaitable d'inclure la dépendance de l'habitat et les interactions et processus influencés par l'habitat. Les interactions non trophiques dépendantes de l'habitat ont des liens étroits avec la résolution spatiale qui est requise du modèle (ou au moins comment les processus spatiaux sont représentés à l'intérieur d'un modèle), la dynamique des flottilles (qui peut expérimenter des pressions différentielles dans le domaine spatial du modèle), et la décision de représenter l'âge, le stade de développement, ou la structure de la taille dans les populations faisant l'objet de modèles (car seules les phases spécifiques du cycle biologique peuvent dépendre de l'habitat, ou inversement l'habitat proprement dit devra être représenté d'une façon fondée sur la taille ou sur l'âge pour saisir les retards de reconstitution (Fulton *et al.*, 2006).

L'importance de la dépendance de l'habitat peut être si grande qu'elle surpasse l'orientation trophique type des espèces multiples et des modèles écosystémiques. Dans certaines circonstances, les corrélations statistiques liées à des causes trophiques ou environnementales peuvent être utilisées pour éviter d'avoir à représenter explicitement les liens entre espèces. Par exemple dans le modèle NWS-in Vitro (Gray *et al.*, 2006), des contraintes de calcul ont amené à prendre des décisions difficiles concernant la résolution taxonomique du modèle. Parce que la dépendance de l'habitat était un élément déterminant de la présence et de l'abondance des groupes clés dans le système (espèces cibles de grande taille associées aux récifs comme *Lutjanus sebae* ou le grand léthrinide et des espèces moins intelligentes comme le saurida), il a été possible d'établir un modèle des interactions techniques et écologiques clés dans le système sans représenter explicitement les connexions trophiques (en lieu et place un modèle d'habitat a été inclus et l'on a admis que si l'habitat était une forme qui convenait, toutes les connexions trophiques à la base des espèces en question étaient fonctionnelles).

L'intérêt tout récent que l'on porte à cette forme d'interaction non trophique vient du rôle potentiel qu'elle pourrait jouer pour améliorer ou atténuer l'impact du changement climatique. On porte une attention particulière aux impacts potentiels sur les espèces cibles ou menacées des changements ou de la perte d'habitat due aux changements climatiques.

Toutefois, les interactions non trophiques ne concernent pas toutes l'habitat. Il se peut que les interactions trophiques entre deux (ou plusieurs espèces) voient intervenir un troisième groupe (voir Dill, Heithaus et Walters, 2003). Par exemple, un poisson proie pourrait échapper à la prédation d'un gros thon en se déplaçant dans des eaux de surface plus chaudes. Toutefois, il est à la portée des poissons plongeurs qui normalement ne pourraient l'attraper en eau profonde (Ramos, 2000). Le cas des mammifères marins qui attaquent des filets de pêches et consomment une partie (voire même la totalité) des captures constitue une autre forme d'intervention de ce genre.

*Bonne pratique: Si la compréhension du modèle conceptuel montre qu'une absence d'interaction trophique est un élément déterminant de la dynamique présentant un intérêt (par exemple biomasse ou abondance d'un groupe cible), ou si l'on pouvait fonder la gestion autour de cette interaction, alors il serait souhaitable qu'elle soit incluse.*

## 4.2.2 Attributs relatifs à la spécification du modèle

### 4.2.2.1 *Traitement avec incertitude*

#### *Capacité d'ajustement aux données*

Ajuster les modèles visant plusieurs espèces aux données est une bonne pratique indispensable dans les contextes stratégiques et tactiques. Ajuster les données est entre autres important pour 1) estimer les paramètres du modèle et établir un diagnostic qui pourrait être utilisé pour améliorer la formulation du modèle; 2) pondérer d'autres hypothèses représentées par d'autres modèles, y compris l'identification de celles qui ne sont pas étayées par des observations. Dans de nombreux cas, on ne dispose pas assez d'information pour estimer tous les paramètres de modèle, et certains doivent être fixés.

La bonne méthode pour ajuster les modèles aux données exige de préciser soigneusement les probabilités, ce qui suppose de faire des hypothèses sur les processus associés à la collecte de données. Les prévisions de modèle et les observations doivent être compatibles, c'est-à-dire avoir la même résolution taxonomique, temporelle et spatiale. Lorsqu'il existe des données à un niveau de résolution plus élevé que les variables du modèle, certaines données peuvent être agrégées afin d'éviter d'avoir à augmenter la complexité du modèle pour tenir compte de toutes les données disponibles. En principe, les modèles visant des espèces multiples devraient être adaptés aux données réelles (par exemple données provenant d'enquêtes) et non aux résultats obtenus de modèles d'évaluation visant une seule espèce (par exemple estimations de séries sur la biomasse). Pour les modèles visant l'ensemble de l'écosystème, toutefois, une telle approche pourrait entraîner un accroissement de la complexité du modèle et alourdir considérablement les calculs au-delà de ce qui est faisable, en particulier lorsque plusieurs espèces ont été incluses et de nombreuses données existent pour nombre d'entre elles. En pareils cas, la seule approche pratique pourrait être de traiter les résultats provenant des modèles d'évaluation comme des données tout en s'assurant que les questions de compatibilité entre l'évaluation et les hypothèses relatives au modèle visant l'ensemble de l'écosystème sont traitées. Ce qui suit sont des exemples des types d'incompatibilités qui entraîneraient des problèmes:

- i. Les évaluations des espèces sont habituellement fondées sur une mortalité naturelle constante ( $M$ ) à la suite d'interactions prédateur-proie;
- ii. Les estimations dérivées des modèles visant une seule espèce avec une biomasse agrégée (par exemple le modèle de Schaefer) ne sont pas comparables, au moins en termes absolus, la biomasse étant estimée d'après des modèles fondés sur la structure par âge.

On pourrait traiter l'incompatibilité de la modélisation  $M$  en répétant plusieurs fois l'ajustement du modèle fondé sur le modèle d'écosystème aux volumes estimés en fonction de l'évaluation du modèle visant une seule espèce et en réestimant les volumes à l'aide du modèle visant une seule espèce conditionné en fonction des tendances  $M$  prévues par le modèle de l'écosystème, jusqu'à ce que l'on atteigne une convergence.

Outre traiter les questions de compatibilité, lorsque des résultats provenant d'évaluations d'une seule espèce sont utilisées comme données pour ajuster les modèles visant l'écosystème, les probabilités devraient reconnaître les incertitudes de ces résultats, leurs structures de corrélation et la taille effective de leurs échantillons.

*Bonne pratique: L'ajustement aux données est la meilleure chose à faire et cela exige une spécification soignée des probabilités.*

### *Incertitude des paramètres*

Les bonnes pratiques exigent des indications claires concernant les incertitudes des paramètres des modèles. De même que pour les incertitudes de la structure des modèles, il est indispensable d'évaluer la sensibilité des résultats du modèle par rapport à l'incertitude des paramètres pour toutes les questions stratégiques et tactiques qui pourront être traitées avec les modèles d'écosystèmes. On peut conditionner les prévisions venant de modèles à écosystèmes à des incertitudes relatives aux paramètres antérieures, mais il est préférable en général de quantifier ces incertitudes en les ajustant aux données. Les parties intéressées demandent souvent des modèles complexes assortis de nombreux paramètres mais il est important de se rappeler que ces demandes peuvent être inappropriées lorsqu'il n'existe pas d'informations pour quantifier l'incertitude dans ces paramètres additionnels.

Les méthodes de Bayes et la technique d'auto-amorçage sont considérées comme les meilleures pour quantifier les incertitudes des paramètres dans des modèles élargis visant une seule espèce et les méthodes multi-résidus.

Avec les méthodes de Bayes, la plausibilité d'autres valeurs paramétriques peut être évaluée sur la base de critères objectifs dérivés de la probabilité de données disponibles pour le système en question, complétés par des informations provenant d'autres régions pour la même espèce ou pour une espèce apparentée. On peut utiliser ce dernier type d'informations pour dériver des fonctions de densité préalable ou définir des limites à certains paramètres. Diverses méthodes (par exemple, Markov Chain Monte Carlo) peuvent être utilisées pour stimuler la probabilité postérieure commune de tous les paramètres de modèles conditionnés par rapport à toutes les données, et les paramètres échantillonnés d'après la probabilité postérieure commune peuvent alors être utilisés pour simuler les tendances futures. Ces simulations donneront des résultats qui s'intègrent dans la série d'hypothèses représentées par les diverses valeurs de paramètres. Avec la méthode d'auto-amorçage, le modèle peut être adapté, par le biais d'une vraisemblance maximum, à de multiples séries de données qui sont elles-mêmes établies en faisant un nouvel échantillonnage des données initiales. Les incertitudes dans les paramètres sont quantifiées à l'aide de la répartition des estimations provenant de ces multiples adaptations.

Dans la pratique, l'absence de données ou des doutes à propos de la validité ou de la fonction de vraisemblance peuvent aboutir à l'utilisation d'approches moins rigoureuses pour décrire l'incertitude des paramètres, par exemple en attribuant des répartitions de paramètres ayant des structures de corrélation, établies d'après le «jugement d'expert». Si tel est le cas, il est toujours mieux, dans un premier temps, d'étudier à fond l'incertitude des paramètres à l'aide d'analyses de sensibilité ou d'approches de vraisemblance, d'évaluer leur performance à l'aide d'un diagnostic formel et alors de donner des raisons explicites motivant le choix final des pondérateurs.

Certes les approches de Bayes et la méthode d'auto-amorçage utilisées pour les espèces seules peuvent être facilement appliquées à des modèles visant des espèces multiples de taille modérée, mais la bonne pratique permettant de quantifier les incertitudes de paramètres dans des modèles écosystémiques plus complexes n'est pas encore bien définie (c'est un domaine dans lequel la recherche se poursuit activement). Néanmoins, la pratique actuelle consistant à adopter des valeurs de paramètre par défaut et leur répartition, s'il y en a qui sont disponibles, devrait être améliorée de sorte que l'on puisse accorder une plus grande attention aux paramètres. Cela exige au minimum: 1) un comptage explicite du nombre de paramètres

qui sont estimés et fixes, 2) des estimations quantitatives de l'incertitude dans chaque paramètre et 3) des analyses de sensibilité. Si étudier la sensibilité des résultats de la modélisation en fonction de l'incertitude des paramètres est pratique courante dans les modèles visant une seule espèce et l'on a une vaste expérience à propos de ce que sont les paramètres critiques, leur confusion éventuelle et leurs effets probables, le problème est beaucoup plus difficile à traiter dans des modèles écosystémiques. Cette difficulté est due à la fois parce qu'il y a souvent un très grand nombre de paramètres dans les modèles écosystémiques et que des contraintes complexes sont imposées par la dynamique couplée dans de tels modèles (par exemple, bilan massique dans le modèle Ecomath et le modèle Ecosym [EwE]). Il est bon de commencer ces analyses de sensibilité avec les paramètres qui régissent les interactions entre espèces (par exemple, les vulnérabilités dans le modèle EwE) et avec les paramètres auxquels ont été assignés à un niveau qualitatif élevé d'incertitude.

Si les modèles visant l'ensemble de l'écosystème ont tendance à contenir un grand nombre de paramètres, il faut faire attention lors de leur interprétation. Les modèles statiques ne sont pas ajustés au-delà des meilleurs points de données individuels comme tenus des contraintes liées au bilan massique; pour ces modèles (utilisés avant tout pour la compréhension), on a mis au point et utilisé une fonction sensibilité/perturbation (par exemple Ecoranger et la matrice de l'impact trophique; Christensen, Walters et Pauly, 2005), mais il appartient en premier lieu à l'utilisateur d'évaluer la qualité des données par le biais d'un processus formel d'évaluation du «pedigree» des données (classement en fonction de la qualité) (voir le point 4.3) et d'utiliser une série d'incertitudes évaluées dans des analyses de sensibilité.

Lorsque l'on aborde les modèles dynamiques visant l'ensemble de l'écosystème, le problème se complique en raison de l'adjonction de termes d'interactions. Dans ce cas, les analyses de sensibilité peuvent être ponctuelles mais elles ont été mises au point officiellement, par exemple chez Aydin *et al.*, 2005. Même si elles sont utilisées seulement comme modèle conceptuel, les analyses de sensibilité elles-mêmes sont généralement insuffisantes pour les modèles dynamiques. Les modèles devraient être adaptés aux données sur les tendances temporelles avant d'être utilisés pour fournir des avis stratégiques ou tactiques.

Un modèle type EwE peut contenir huit paramètres par espèces (pour 40-50+ espèces) plus deux à quatre paramètres par lien trophique

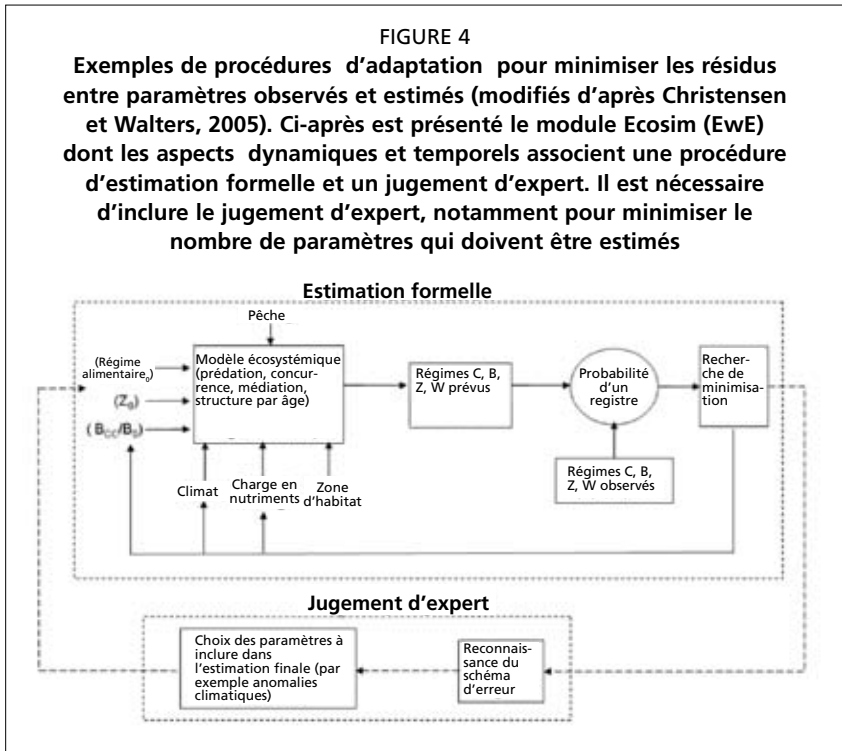
et d'autres paramètres pour les groupes de juvéniles et d'adultes, tout en n'ayant qu'un nombre minime seulement de points de données disponibles à ajuster. Une réduction stratégique des paramètres est nécessaire, soit en les regroupant (par exemple en réduisant les paramètres par lien trophiques aux fonctions d'un prédateur ou d'une proie, soit en plaçant les points selon le type d'espèce), soit en donnant une valeur fixe à certains d'entre eux. Il est important de noter que ces décisions peuvent avoir une incidence notable sur les résultats. Par exemple, ajuster un modèle Ewe «standard» permet d'estimer les paramètres de vulnérabilité tout en fixant des paramètres du temps de traitement, de la mortalité non expliquée et des juvéniles/adultes, les résidus étant ajustés ou adaptés à partir des anomalies externes (par exemple, production primaire). La figure 4 montre un exemple d'une procédure d'adaptation utilisée dans le modèle Ewe. Par ailleurs, une méthode permettant de libérer et d'ajuster un plus grand nombre de paramètres dans le modèle Ewe (par exemple Aydin *et al.*, 2005) pourrait réduire ces résidus et la nécessité d'un forçage extérieur, tout en produisant des ajustements convergents peu satisfaisants et de nombreuses erreurs. Ce compromis qui permet d'ajuster des méthodes à ces modèles est un domaine qui fait l'objet de recherche active et continue.

*La bonne pratique exige une évaluation explicite des effets des incertitudes dans les paramètres du modèle, aux fins d'avis en matière de gestion. Les méthodes de Bayes et la méthode d'auto-amorçage sont considérées comme de bonnes méthodes pour quantifier les incertitudes des paramètres dans des modèles élargis visant une seule espèce et les MRM.*

*La bonne pratique permettant de quantifier les incertitudes des paramètres dans des modèles écosystémiques est actuellement mal définie. Améliorer un minimum les pratiques actuelles exigeraient: 1) un comptage explicite du nombre de paramètre en cours d'estimation et le nombre de paramètres fixes, 2) des estimations qualitatives de l'incertitude dans chaque paramètre et 3) des analyses de sensibilité.*

*La bonne pratique pour les modèles à bilan massique/statique consiste à mettre au point et à documenter complètement un « pedigree » formel de donnée (classement par qualité) et si possible inclure les séries d'erreurs aux fins d'estimation, compte tenu des contributions des fournisseurs de données quant aux biais possibles. En outre, les analyses de sensibilité pourraient être effectuées selon les routines disponibles.*

*Pour les modèles dynamiques, la bonne pratique consiste à placer autant de données que possible en utilisant des structures de probabilité appropriées,*



*tout en gardant à l'esprit les biais potentiels provenant du fait de fixer les paramètres et de rendre compte en totalité des séries d'erreurs résultant du fait de libérer les paramètres. En cas de fixation des paramètres, des analyses de sensibilité supplémentaires (par exemple, nouvel échantillonnage, routines de Monte Carlo) devraient être utilisées pour évaluer la sensibilité des modèles à ces hypothèses. Un élément important d'une bonne pratique est d'utiliser les résultats des analyses de sensibilité pour orienter les futures collectes de données et la poursuite des principales séries chronologiques et temporelles.*

#### *Incertitude à propos de la structure du modèle*

L'incertitude à propos de la structure du modèle a un rapport avec le choix des hypothèses et des formes fonctionnelles associées qui seront incluses dans l'analyse, qu'elle soit tactique ou stratégique. D'autres hypothèses

pour les processus régissant la dynamique de l'écosystème, la pêche etc. doivent être examinées avec soin car les résultats pour la plupart des questions identifiées au chapitre 3 seront sensibles au choix de certaines de ces formes fonctionnelles, et traiter l'incertitude relative à la structure du modèle de façon inappropriée peut aboutir à un sentiment de fausse certitude.

La meilleure pratique pour traiter l'incertitude à propos de la structure des modèles dans des modèles complexes (y compris les modèles écosystémiques) fait toujours l'objet de recherches intenses (Hill et *al.*, sous presse). Toutefois, tout le monde s'accorde à reconnaître que la meilleure pratique consiste d'abord à identifier les autres hypothèses qualitatives pour tous les processus que l'on estime avoir vraisemblablement un impact sur les résultats du modèle et ensuite à formuler ces hypothèses sous forme mathématique (ou en tant que valeurs pour les paramètres d'une relation générale). La section 4.2.1 du présent ouvrage donne des précisions sur ces processus (par exemple complexité taxonomique et choix de la relation fonctionnelle d'alimentation). D'autres domaines dans lesquels il est important de considérer des hypothèses alternatives correspondent aux processus qui ont un impact sur la mortalité des juvéniles et lorsque des liens de prédation (rare) existent entre composantes du réseau trophique. D'autres hypothèses peuvent correspondre aussi à différentes interprétations de données existantes: par exemple, lorsqu'une diminution de l'abondance d'une espèce particulière peut s'expliquer par l'impact de la pêche ou celui du forçage environnemental.

Il est vraisemblable que l'on identifiera un très grand nombre d'autres hypothèses et le mieux est d'utiliser des techniques pour rejeter les modèles qui sont incompatibles avec les informations dont on dispose et ensuite d'attribuer des pondérations aux modèles restants. En principe, un système formel comme celui mis au point par Butterworth, Punt et Smith (1996) peut être utilisé pour attribuer des pondérations à d'autres hypothèses, par exemple:

1. L'hypothèse utilisée dans les données concernant les espèces ou la région à l'étude est-elle solide?
2. L'hypothèse utilisée dans les données concernant une espèce similaire ou une autre région est-elle solide?
3. La base théorique de l'hypothèse est-elle solide ou appropriée?
4. L'hypothèse utilisée dans les données concernant n'importe quelle espèce est-elle solide?

Il faut faire attention de ne pas trop se concentrer sur l'application des méthodes pour pondérer les modèles sur la base de la fonction de probabilité, tels que les pondérateurs AIC ou le facteur de Bayes (c'est-à-dire le point #1 du schéma précédant) à moins que l'on ait confiance dans la fonction de probabilité utilisée. C'est pourquoi dans de nombreux cas, le mieux est d'utiliser une forme de «Méthode Delphi» pour attribuer les pondérations aux hypothèses, par exemple en utilisant un jugement de spécialiste pour attribuer des pondérations «élevées», «moyennes» et «faibles» à toutes les autres hypothèses (en ayant recours peut-être à une approche telle que celle précisée dans les étapes 2 à 4 du schéma ci-dessus). D'un point de vue pratique, il ne serait pas raisonnable d'écarter les hypothèses auxquelles on a attribué une pondération «faible» lorsque l'on effectuera des analyses à l'aide des modèles écosystémiques, pour économiser du temps et des ressources.

*Bonne pratique: Envisager l'incertitude de la structure du modèle signifie d'abord identifier les autres hypothèses qualitatives pour tous les processus susceptibles d'avoir un impact important sur les résultats du modèle, formuler ces hypothèses sous forme mathématique (ou en tant que valeur de paramètres d'une relation en général) et ensuite attribuer des pondérations à chaque hypothèse.*

#### *Caractéristiques à inclure dans des simulations à boucle fermée*

Les simulations à boucle fermée (comme celles utilisées dans les exercices MSE) impliquent la prise de mesures de gestion recourant à une stratégie de récolte qui est fondée sur des données générées par un modèle opérationnel (Walters, 1986). Ce type de simulation explique donc la rétro information provenant d'une meilleure compréhension de l'état du système suite à la collecte de données. Les simulations pour l'avenir peuvent être fondées sur des stratégies de capture constante, des stratégies de mortalité du poisson constante ou sur d'autre forme de stratégie de capture. Dans tous les cas, il faut tenir compte des paramètres, des modèles et de la présence d'incertitudes lorsque l'on effectue de telles simulations. Toutefois, il faut aussi tenir compte des erreurs dans les résultats provenant des évaluations des stocks lorsque des stratégies de récolte qui supposent l'application d'une méthode d'évaluation des stocks sont simulées.

En principe, la stratégie de récolte qui est utilisée pour déterminer les mesures de gestion devrait être celle qui sera utilisée dans la pratique. Par conséquent, si la stratégie de récolte suppose l'application d'une méthode

d'évaluation des stocks particulière, le mieux est de simuler l'application de cette méthode. Toutefois, la simulation de certaines méthodes d'évaluation des stocks actuelles peut être prohibitive d'un point de vu des calculs si la méthode est très complexe (c'est-à-dire fondée sur des techniques de Bayes) ou s'il existe plusieurs espèces pour lesquelles la stratégie de récolte suppose l'application d'une méthode d'évaluation des stocks. En pareils cas, il est soit nécessaire d'estimer approximativement les résultats à partir de la méthode d'évaluation des stocks, soit d'envisager de fonder des avis tactiques sur des stratégies de récolte plus simples qu'il est possible de simuler complètement (et par conséquent d'évaluer de façon complète).

Il faudrait éviter de supposer un niveau *a priori* de l'erreur d'évaluation (par exemple l'estimation de la biomasse est la vraie biomasse multipliée par une erreur de distribution log normal avec un coefficient de variation de 20 pour cent). Il serait mieux, si l'on décide d'utiliser une méthode approximative d'évaluation des stocks, d'avoir recours à un nombre limitée de simulations dans lesquelles la véritable méthode d'évaluation des stocks est employée pour déterminer les propriétés des estimations données par cette méthode. Lorsque l'on utilise une méthode approximative d'évaluation, il faudrait tenir compte de la possibilité de biais d'évaluation (différences systématiques entre le vrai (c'est-à-dire le modèle d'exploitation) et le stock estimé (c'est-à-dire la méthode d'évaluation) de biomasse ainsi que des imprécisions dans les estimations. En général, on devrait s'attendre à ce que les erreurs d'évaluation seront temporairement auto-corrélées (c'est-à-dire que si l'estimation de la biomasse est plus grande que la véritable valeur cette année, il y a de grandes chances que l'estimation de la biomasse l'année prochaine dépassera aussi la vraie valeur).

Si la méthode d'évaluation des stocks doit être fondée sur des indices d'abondance, il faudrait tenir compte de la possibilité qu'il y ait une tendance dans le coefficient de capturabilité. Cela est particulièrement important si la méthode d'évaluation est basée sur des données commerciales de capture par unité d'effort. Les données provenant des modèles d'exploitation devraient justifier toutes les sources d'erreur. Plus précisément, il arrive souvent que l'erreur d'échantillonnage associée aux indices d'abondance sous-estime la véritable mesure de l'incertitude parce que l'erreur d'échantillonnage ne tient pas compte, par exemple, des variations de la capturabilité et/ou de la disponibilité. Dans ce cas, la variance d'erreur utilisée lorsque l'on établit les indices d'abondance devrait refléter à la fois l'erreur d'échantillonnage et l'impact des sources additionnelles

d'incertitude. Une manière de déterminer la mesure de la variance supplémentaire est de soustraire l'ampleur de l'erreur d'échantillonnage de la variance des résidus provenant du fait d'avoir adapté la méthode à des données historiques pour simuler l'indice.

Le projet australien AMS (Fulton, Smith et Smith, 2007) est un exemple d'un cas où les contraintes de calcul ont abouti à des estimations de la biomasse sur lesquelles on a fondé les stratégies de récolte en ajoutant des variables aux véritables biomasses. Une série de simulations ont été effectuées pour comparer les méthodes d'évaluation actuelle et le fait de simplement ajouter une erreur aux vraies valeurs en termes d'estimation de la biomasse et du total autorisé des captures. Il y avait des différences dans les estimations de la biomasse (atteignant jusqu'à 15 pour cent), mais les différences dans les totaux autorisés de capture étaient inférieures à 10 pour cent. Étant donné que l'ampleur de la variation du total autorisé de captures était limitée dans les simulations et les autres sources d'erreur et de variation dans le modèle d'exploitation, ces différences ont été considérées comme acceptables.

Punt et Butterworth (1995) ont simulé l'utilisation du modèle d'évaluation sur lequel la stratégie de récolte d'alors du merlu du Cap (*Merluccius capensis* et *M. paradoxus*) était fondée en procédant à des calculs utilisant le modèle réaliste minimum du système de pêche merlupoque. En revanche, une stratégie de récolte plus simple (une stratégie de mortalité de poissons constante fondée sur l'hypothèse d'informations parfaites) a été utilisée pour l'autre composante du poisson prédateur de ce modèle, et les captures futures simulées du phoque à fourrure du Cap ont été traitées comme des scénarios de gestion alternatifs.

*Bonne pratique: L'évaluation des stratégies de capture avec contrôle de la rétro-information devrait associer une simulation du système (y compris une méthode quelconque d'évaluation des stocks) qui sera vraisemblablement utilisée dans la pratique pour déterminer les mesures de gestion.*

### *Incertitude d'application*

Les prévisions de réponses écosystémiques aux mesures de gestion dépendent de l'application réussie des mesures recommandées, c'est-à-dire du degré de conformité aux plans de gestion. Les incertitudes concernant l'application proviennent de diverses pratiques à la fois de la part des pêcheurs et des gestionnaires. C'est un thème qui fait l'objet d'une

attention particulière à l'heure actuelle comme en témoigne, par exemple, le Plan d'action international visant à prévenir, à contrecarrer et à éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée de la FAO. Les activités illégales sont notamment l'utilisation par les pêcheurs d'engins interdits comme des filets aux mailles de taille inférieure à la norme, la suppression des systèmes de limitation des captures annexes et l'utilisation d'explosifs ou de poison. D'autres violations peuvent être notamment la pêche dans des zones interdites, par exemple dans des zones soumises à des plans d'action pour la gestion, dans des zones faisant l'objet d'interdictions de pêche pendant certaines saisons ou dans certaines zones, ou encore capture d'espèces de très petite taille ou protégées. La communication de données erronées sur les captures ou l'absence de communications de données (selon les espèces, la zone, la taille) auront, outre le fait qu'elles affaibliront les mesures de gestion, un impact additionnel en contaminant les données sur la pêche utilisées dans le modèle. En outre, les pêches peuvent être peu ou pas du tout réglementées, en raison du manque de volonté politique ou de ressources pour faire appliquer de façon adéquate les dispositions du plan.

Les échecs d'application des plans introduisent des biais dans les données sur les pêches qui auront une incidence sur les modèles d'évaluation et les modèles tactiques. Ils créent également des biais dans l'impact attendu des mesures de gestion simulées dans le cadre de l'évaluation des systèmes de gestion.

Les incertitudes d'application ont besoin d'être liées à l'étude de la dynamique des flottilles et sont largement influencées par des considérations économiques dans lesquelles elles doivent être incluses.

*Bonne pratique: Identifier et quantifier si possible les types et l'ampleur des erreurs d'application à attendre par le biais de consultations regroupant des gestionnaires des pêches et des pêcheurs expérimentés pendant le processus d'élaboration du modèle.*

#### **4.2.2.2 Utilisation et résultats**

##### *Résultats sociaux et économiques*

Des résultats économiques et sociaux sont nécessaires pour établir un lien entre performance des pêches et objectifs de gestion (par exemple, emploi et devise). Ils peuvent être aussi utilisés pour inclure une mesure du succès

de la pêche dans un modèle en tant que facteurs expliquant la prise de décisions, par exemple une augmentation de l'investissement ou de l'effort de pêche. Les éléments sociaux et économiques sont en général très peu pris en compte, voire pas du tout, dans la modélisation à l'heure actuelle. Les applications de modèles économiques dans un modèle écosystémique sont l'objet d'hypothèses simplistes ou d'un manque de données nécessaires, et les considérations sociales dans les modèles sont encore moins bien prises en compte et plus difficiles à simuler. Il est nécessaire que des économistes collaborent avec des écologistes spécialisés dans le domaine de la pêche lors de la conception d'un modèle incluant des facteurs économiques et de même que des spécialistes du social s'occupent des facteurs sociaux.

Les résultats économiques auront un lien important avec la dynamique des flottilles dans les modèles stratégiques ou l'évaluation des stratégies de gestion.

*Bonne pratique: Que des spécialistes de l'économie et du social collaborent avec les écologistes spécialisés dans le domaine halieutique lorsqu'ils intègrent des facteurs économiques et sociaux dans les modèles écosystémiques.*

### *Modularisation*

La notion de «modularisation» a plusieurs significations importantes dans le cadre des programmes informatiques visant à appliquer les modèles écosystémiques. Du point de vue de la programmation informatique, la conception axée sur l'objet est considérée comme une bonne pratique et inclut la programmation modulaire. Une telle conception peut se faire avec de nombreux langages de programmation existants et est à l'heure actuelle mise en œuvre avec des modèles comme EwE, Gadget et In Vitro.

Pour la modélisation écosystémique, la modularité au sens où chaque attribut d'un modèle écosystémique est traité séparément est importante. Lorsqu'une caractéristique, telle qu'une courbe de croissance, est appliquée seulement à un endroit dans un pilote («module»), ce module peut être élargi pour inclure l'une quelconque de plusieurs fonctions de croissance. La même chose s'applique à plusieurs autres fonctions, telles que celles décrivant le recrutement et les relations d'espèces en interaction.

Cette approche élémentaire suppose que l'on peut utiliser les fonctions appropriées pour chaque espèce ou stock dans un modèle et que l'on peut étudier des structures de modèle différentes même s'il n'y a pas de fonction paramétrique simple qui relie ces structures. Par exemple, à l'intérieur du

même cadre, on peut voir si, en assumant que la croissance dépend de la biomasse d'une espèce proie, est mieux que de supposer que la croissance moyenne suit une courbe de croissance spécifique.

La programmation axée sur un objet facilite également les liens entre différents modèles, par exemple relier un modèle de type NPZ (nutriment-phytoplancton-zooplancton) à un niveau trophique supérieur. Cette pratique devrait être encouragée.

*Bonne pratique: Conception orientée sur un objet dans la programmation des modèles écosystémiques.*

### *Facilité d'utilisation et communications*

Un analyste ou un modélisateur doivent garder à l'esprit que les modèles et les outils d'analyse quantitative peuvent être difficiles à utiliser et à comprendre. Pour que ces outils soient utiles, l'analyste ou le modélisateur doivent avancer des arguments fondés sur la façon dont un système fonctionne tout en rendant les méthodes et les résultats accessibles aux collègues, à ceux qui collaborent à la conception et aux parties prenantes. Si certains modèles visant des espèces multiples peuvent être assez petits et faciles à démontrer et à expliquer en totalité, la tâche devient beaucoup plus difficile avec des modèles plus complexes et plus grands. Il faut donc disposer d'outils d'appui, tels que documentation et codes facilement accessibles, pour qu'ils puissent être revus et compris. Non seulement, il est bon d'éviter d'avoir du modèle une impression de généralisation (effet «black box»), mais il est aussi important d'éliminer toute suspicion concernant le modèle. La méfiance, provenant d'un manque de clarté ou de compréhension, peut aboutir à ce que les informations que le modèle produit soient ignorées par les parties prenantes ou gaspillées. Outre la documentation, on peut accroître la clarté et la convivialité du modèle en faisant participer la partie prenante et l'interaction pendant la définition du champ d'application du modèle, l'évaluation et la publication (envisager des droits d'auteur partagés avec les fournisseurs de données est vivement recommandé). Il est toujours bon de communiquer avec ceux qui fournissent les données et de réunir les modélisateurs et les écologistes ou autres parties prenantes de sorte qu'ils puissent discuter du modèle et voir s'il répond aux objectifs de la partie prenante. De bonnes relations avec la partie prenante facilitent la communication à propos des fonctions d'échange, à la fois celles mises en lumière par le modèle mais également du point de vue de la structure du modèle proprement dite (bien qu'il ne soit

pas possible ou souhaitable d'inclure tous les détails qui auraient pu être identifiés dans des modèles conceptuels antérieurs de la partie intéressée).

Les modèles sont des outils et, en tant que tels, ils peuvent être mal employés. Si les modèles très complexes sont difficiles à utiliser, et que des fautes de compréhension peuvent entraîner une mauvaise utilisation, les modèles qui sont plus faciles à utiliser sont plus souvent sujets à être mal employés car les personnes estiment qu'on peut les utiliser facilement sans vraiment trop réfléchir. Une bonne documentation peut contribuer à éviter ce problème. En outre, les modèles qui sont relativement faciles à appliquer permettent une courbe d'apprentissage plus douce et encourageront davantage d'utilisateurs (par exemple des écologistes) à commencer à se pencher sur ces modèles. Si cela peut constituer une incitation à la mise au point et à l'expansion d'autres modèles à des fins justifiées, cela est aussi bénéfique car une clientèle plus importante encouragera davantage de coopération entre groupes de fournisseurs de données puisqu'il y aura une plus grande compréhension commune des bases. C'est pourquoi la facilité d'utilisation est déterminante pour l'enseignement et la compréhension.

La dernière chose préoccupante à propos des modèles est de savoir si les résultats reflètent les incertitudes. Est-ce que les résultats du modèle sont conçus de façon que les chiffres soient significatifs et ne créent pas une fausse impression de confiance dans les résultats ? Indépendamment de la devise utilisée dans les modèles, il est habituellement mieux de présenter des performances relatives que des valeurs absolues. Etant donné que les intervalles de confiance des paramètres ont souvent aucune signification pour la partie intéressée (parfois elle n'en tient pas compte), il est mieux de présenter une gamme de résultats obtenus avec le (ou les) scénario(s);

*Bonne pratique: Les modélisateurs doivent garder à l'esprit que communiquer avec les collègues (écologistes par exemple) pour mettre au point des modèles et communiquer les compromis aux parties intéressées sont indispensables pour concevoir des modèles qui sont valables et utiles pour l'approche écosystémique de la pêche. La facilité d'utilisation est souhaitable pour l'enseignement et la compréhension mais peut aboutir à un emploi erroné. Pour atteindre ces objectifs de communication et éviter les mauvaises utilisations, les modélisateurs devraient fournir des modèles accompagnés: 1) d'une documentation claire; 2) de codes sources accessibles; 3) de systèmes d'interface efficaces pour les intrants et les résultats.*

### **4.3 BESOIN DE DONNÉES POUR LA MODÉLISATION DES INTERACTIONS ÉCOSYSTÉMIQUES**

Le besoin de données pour la modélisation d'interactions écosystémiques varie considérablement en fonction de la question posée. Définir l'ampleur des besoins de données constituera un processus interactif supposant: i) d'examiner la question et les hypothèses; ii) de déterminer la résolution taxonomique/spatiale/temporelle et la couverture des données ainsi que le modèle nécessaire pour distinguer les hypothèses; iii) de recueillir et de collecter des données et iv) de réexaminer les hypothèses (figure 2).

À un niveau conceptuel, même un petit nombre de données, collectées avec des ressources limitées, pourrait amener à comprendre les interactions importantes qui auront besoin d'être modélisées pour mettre au point une approche écosystémique concernant une région particulière. On peut identifier le manque de données comme étant un domaine d'incertitude qui guide la collecte de données nécessaires, qui pourrait limiter le problème à analyser et restreindre la capacité à faire une distinction entre les hypothèses. Un modèle « fini » fondé sur un nombre limité de données peut être utilisé (par exemple, par le biais d'une analyse de sensibilité) pour déterminer les manques de données les plus critiques ou les sources les plus probables de fortes interactions écosystémiques, même si la magnitude ou les directions des interactions ne sont pas connues.

Un élément important du processus de collecte de données sera de faciliter l'accès à des sources de données disparates qui n'ont pas été recueillies dans un seul et même but. Il faudrait considérer cela comme une opportunité d'évaluer les données dont on dispose et d'améliorer la disponibilité et l'analyse. Une partie importante de ce processus est le « pedigree » des données, c'est-à-dire la vérification minutieuse de la qualité et des sources de données (voir l'encadré 2). La documentation devrait comporter des consultations avec des spécialistes des données et de l'écologie à propos de la représentativité des données. En particulier, en examinant les interactions entre les espèces, les questions à poser portent sur les biais qui pourraient résulter d'une couverture géographique ou saisonnière limitée. Il serait préférable de recueillir les données de l'écosystème et des espèces à l'étude avant de choisir des valeurs de paramètre venant d'autres espèces ou écosystèmes (voir l'encadré 2).

## Encadré 2

## «Pedigree» des données dans le modèle EwE

Décrire les distributions de probabilité pour tous les paramètres d'entrée dans un modèle écosystémique complexe est une tâche déconcertante, énorme et peut-être impossible à réaliser. Pour la faciliter et rendre le processus plus transparent, le modèle EwE applique une approche simplifiée (la routine «pedigree») qui vise le double objectif de décrire l'origine des données et d'attribuer des intervalles de confiance aux données fondés sur leur origine.

Le «pedigree» est une indication codée (voir des exemples ci-dessous) qui place dans une catégorie l'origine d'un intrant donné (c'est-à-dire le type de données sur lequel elle est fondée) et précise une incertitude approximative associée au type d'intrant. Le critère clé est que l'intrant estimé d'après la donnée locale est en règle générale meilleur que l'intrant provenant de données d'ailleurs, que ce soit une «estimation/devinette», obtenue à partir de relations empiriques ou dérivée d'autres modèles.

Spécifier le «pedigree» de la donnée d'entrée est utile en particulier pour sensibiliser les usagers aux dangers liés à la paramétrisation d'un modèle principalement d'après les données d'entrée prises d'autres modèles, qui concernent des zones et/ou des périodes différentes, pour fournir des séries de paramètres aux fins d'une analyse de l'incertitude, et de donner un aperçu du paramètre modèle «qualité».

**Exemple de critères élaborés pour classer la qualité des données («pedigree») pour les paramètres d'entrée relatifs à la biomasse, au taux de reproduction (P/B), au taux de consommation (Q/B) aux captures et aux régimes alimentaires entre plusieurs types de modèles (Aydin *et al.*, sous presse). 1 = données optimaux, 8 = données les plus mauvaises.**

**Rang et caractéristiques des données correspondantes**

1. Les données sont établies et sont fiables, proviennent d'une ou de plusieurs méthodes indépendantes (parmi lesquelles la meilleure est choisie) avec une résolution sur des échelles spatiales multiples.
2. Les données sont des estimations directes mais avec une couverture/corroboration limitée, ou encore des estimations régionales sont disponibles alors que la résolution sous-régionale est mauvaise.
3. Les données sont des indications indirectes et celles-ci peuvent contenir des biais connus mais constants.
4. Une estimation directe ou une indication indirecte ayant des variations élevées/niveau de confiance limitée ou une couverture incomplète.

Encadré 2 (suite)	
Biomasse et capture	P/B, Q/B et régime alimentaire
5. Une estimation nécessite d'inclure des facteurs d'incertitude élevée ou une extrapolation.	5. Estimation fondée sur les mêmes espèces mais pendant une période «historique», ou modèle général spécifique à la zone.
6. Étude historique et/ou unique ne se chevauchant pas du point de vue temps et zone.	6. Pour P/B et Q/B, estimations fondées sur le cycle biologique. Pour le régime alimentaire, mêmes espèces dans une région voisine ou espèces similaires dans la même région.
7. Choix entre plusieurs sources incomplètes très variées indispensable.	7. La documentation examine une vaste série d'espèces, en dehors de la région.
8. Pas d'estimation disponible (estimation par le modèle lui-même avec aucune information préalable)	8. Le groupe fonctionnel représente des espèces multiples ayant diverses caractéristiques du cycle biologique.

Pour passer à un niveau stratégique ou tactique de conseil, un volume raisonnable et varié de données sera nécessaire, mais déterminer ce que constitue un volume «raisonnable» sera un processus itératif qui inclut des procédures formelles d'ajustement (voir la section 4.2.2.1) et également des précisions de la part des responsables concernant les questions qu'ils souhaitent traiter. Par exemple, un modèle trophique initial pourra indiquer que, pour certaines espèces, l'habitat est plus important que la prédation et, par conséquent, d'autres collectes de données sur le régime alimentaire ne seront pas nécessaires, alors que pour d'autres espèces un modèle simple pourra déterminer que la prédation est probablement le facteur clé, de sorte que d'autres données auront besoin d'être collectées pour fournir de bonnes projections. Toutefois, il faut faire attention qu'une telle portée ne confirme pas simplement des notions préconçues introduites dans la structure du modèle.

Aux fins des bonnes pratiques, il faudrait faire une distinction entre les utilisations conceptuelles et la fourniture d'avis stratégiques/tactiques. En ce qui concerne la compréhension conceptuelle, un nombre de données extrêmement limité peut être suffisant, sous réserve que les attentes et les incertitudes soient documentées et décrites comme indiqué ci-dessus. En ce qui concerne les avis stratégiques ou tactiques, la validation des modèles/hypothèses devrait être nécessaire. Dans ce cas, un nombre de données suffisantes pour établir des paramètres des processus et pour quantifier de

façon appropriée les différences relatives entre composantes du modèle est une condition préalable nécessaire pour les modèles associés.

Les tendances temporelles des données deviennent importantes pour l'ajustement des données et pour établir des prévisions, l'accent étant placé sur les contrastes qui se produisent dans les données au fil du temps. En ce qui concerne les interactions entre espèces, il faudra trouver un équilibre entre les études synoptiques (une seule étude de plusieurs espèces à un moment et à un endroit donnés) par rapport à des séries chronologiques isolées et étendues (études d'une seule espèce dans le temps). Les différences dans les régimes alimentaires des prédateurs entre deux états peuvent être extrêmement intéressantes pour adapter les réponses fonctionnelles et les termes d'interaction, mais seulement si le prédateur et la proie font l'objet d'une étude. Il peut être préférable de mesurer deux ou trois espèces ayant une forte interaction en deux ou trois points dans le temps que de mesurer plusieurs espèces à un seul moment ou mesurer une seule espèce pendant une longue période.

En outre, les bonnes pratiques exigent que des modules soient utilisés pour orienter et adapter les futures collectes de données, par exemple pour concevoir une enquête, une collecte ou une expérimentation équilibrées ou identifier les données ou les échelles de résolution spécifiques qui seront nécessaires pour faire une distinction entre hypothèses spécifiques générées par les modèles. Si l'utilisation opportuniste de données historiques fragmentaires peut apporter des informations utiles, en particulier dans les cas à forts contrastes, la collecte de données devrait être effectuée dans le cadre d'une structure équilibrée avec les ressources existantes et spécifiquement orientées en fonction des modèles. La spécification des besoins de données pour un modèle devrait être claire en ce qui concerne la portée et la qualité des collectes et les biais éventuels découlant d'une couverture limitée.

Les types de données qui auront tendance à être demandés ou au moins examinés aux fins des collectes sont les suivants:

- 1. Éliminations:** Les interactions humaines sont toujours une question dominante et devraient rester l'objectif de toute nouvelle collecte de données, et les besoins sont similaires à ceux qui sont nécessaires à l'évaluation des stocks traditionnels. En outre, en ce qui concerne les interactions écosystémiques, les captures accidentelles/captures annexes (par exemple interactions entre engins et espèces non ciblées/non évaluées) peuvent jouer un rôle central et devraient être l'objectif

de toute nouvelle collectes de données, analyses et communication des incertitudes (en particulier en ce qui concerne les erreurs d'application).

- 2. Indices d'abondance:** En général, les bonnes pratiques pour l'évaluation des stocks d'une seule espèce s'appliquent également aux modèles écosystémiques, mais il se peut que des indices d'espèces non ciblées (plancton ou couches trophiques supérieures) soient tout à fait souhaitables. Les tendances temporelles dans les niveaux trophiques supérieurs (par exemple les oiseaux) peuvent servir d'indicateurs d'abondance de fourrage lorsque l'on ne dispose pas de données directes. Dans de nombreux modèles écosystémiques, souvent les séries chronologiques des espèces cibles font défaut: poissons fourrage, petits calamars et zooplancton des prédateurs (par exemple le krill). De nombreux modèles sont sensibles aux variations des poissons fourrages, alors que les données sur la variabilité temporelle de ces espèces sont extrêmement limitées. De plus, on ne peut pas souligner assez la valeur de longues séries chronologiques d'indices comparables d'abondance d'espèces cibles clés qui seront utilisées pour déterminer des estimations non biaisées de tendances.
- 3. Taux indispensables** (production, mortalité, consommation, croissance et migration): Mesurer les taux vitaux n'est pas un problème nouveau dans l'évaluation des stocks et les difficultés et les besoins s'additionnent dans les interactions de modélisation. Ces interactions peuvent être étroitement liées aux variations des taux indispensables (par exemple dépendance de l'habitat, climat, ou prédation basée sur la mortalité et la croissance), cependant prendre des mesures directes est extrêmement coûteux et sujet à erreur et biais. Lorsqu'il n'y a pas de mesures directes disponibles, des sources d'autres études peuvent être utilisées et classées ou des séries d'erreurs appliquées conformément à la spécificité (voir l'encadré 2) en espérant que des procédures formelles d'ajustement seront nécessaires pour adapter et valider ces paramètres.
- 4. Régime alimentaire/données d'interaction:** Les mesures de la force d'interaction entre les composantes sont l'addition fondamentale qui permet d'étendre la modélisation de l'évaluation des stocks aux interactions écosystémiques. Un aspect crucial et pourtant très mal compris concerne la mortalité par prédation des juvéniles, pour laquelle on a souvent peu d'information ou des informations inadéquates sur l'identité des prédateurs. Les interactions du régime alimentaire sont

peut-être les plus connues, mais les termes d'interaction englobent notamment les relations, les indices de l'habitat, le climat ainsi que d'autres variables motrices. En ce qui concerne ces dernières, il est important de limiter la «manipulation de données» pour éviter de les adapter à des corrélations erronées. Si les données sur le régime alimentaire ont été collectées ou publiées tout au long de l'histoire de l'écologie, les pratiques types dans l'adaptation statistique de ces données à des modèles visant plusieurs espèces, y compris la taille des espèces, les biais, la couverture et la variabilité, peuvent varier d'un système à l'autre et d'une espèce à l'autre et sont souvent un domaine de recherche active (par exemple Jurado-Molina, Livingston et Ianelli, 2005). En général, l'important est de concevoir la collecte de données de façon à ce qu'elles soient adaptables et itératives entre l'ajustement des modèles et l'amélioration de la collecte.



## 5. BONNES PRATIQUES DE LA MODÉLISATION ÉCOSYSTÉMIQUE

### 5.1 BONNES PRATIQUES

Aux chapitres précédents, on a examiné les types de modèles et le rôle de ceux-ci dans la compréhension des processus écosystémiques et dans la gestion stratégique et tactique. Les catégories de modèles forment un continuum et aucune loi naturelle n'impose de suivre dans tous les cas toutes les étapes de la séquence de modèle conceptuel, stratégique et tactique. En effet, des renseignements précieux pour éclairer une approche écosystémique des pêches peuvent être obtenus à partir d'un modèle conceptuel simple ou d'un modèle statique de réseau trophique et l'adoption de cette méthode constituerait pour de nombreuses nations une première stratégie avantageuse et réalisable.

De même, les lignes directrices ne disent pas que la complexité est l'idéal. Des modèles simples peuvent fournir de précieuses informations; donc, par exemple, il n'est pas nécessaire d'ajouter une structure spatiale si les questions à aborder dans un contexte de gestion donné ne requièrent pas une représentation spatiale explicite. Si un modèle simple peut suffire à traiter une question donnée, il peut être préférable de recourir à celui-ci plutôt que d'élaborer un modèle plus complexe. L'un des problèmes pourrait être que, souvent, on ne sait pas *a priori* si un modèle offre vraiment le niveau de complexité minimum requis pour établir des inférences fiables. L'examen de la question posée en s'appuyant sur la formulation d'autres modèles conceptuels (et sur des modèles plus affinés si nécessaire) peut fournir des indications permettant d'évaluer le niveau de détail requis.

Dans tous les cas, une méthode de modélisation reposant sur les bonnes pratiques doit comprendre les étapes de spécification, d'application, d'évaluation, de communication et d'examen. La définition du champ d'application du modèle au cours de l'étape de spécification doit comprendre l'élaboration itérative des modèles conceptuels utilisés pour définir le sous-système pertinent à modéliser. Une fois que ce sous-système est identifié, sa représentation dans le modèle final doit être définie en fonction de la question à l'étude, des données disponibles, des caractéristiques importantes du système (y compris le forçage) et des échelles appropriées (résolution spatiale, temporelle, taxonomique et du modèle des pêches) ainsi que des représentations du processus.

Le tableau 2 présente les bonnes pratiques recommandées pour la modélisation. Il ne s'agit pas de points de référence mais plutôt d'un ensemble réalisable de pratiques qui devraient aider à réfléchir sur l'importance des différents attributs des modèles et des approches suggérées pour gérer chacun de ces attributs. Il est recommandé de suivre ces pratiques dans la mesure du possible.

## 5.2 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX PRINCIPAUX ATTRIBUTS DU MODÈLE STRATÉGIQUE

Le tableau 2 propose un résumé de quelques-uns des principaux attributs à prendre en compte pour l'élaboration du modèle et présente les bonnes pratiques actuelles pour gérer chacun de ces attributs, soulignant qu'il n'est pas souvent possible de les appliquer dans la pratique.

TABLEAU 2

### Bonnes pratiques pour élaborer des modèles d'approche écosystémique des pêches

Numérotation telle qu'à la section 4.2	Élément à prendre en compte pour l'élaboration du modèle	Bonne pratique
4.2.1.1	<i>Agrégation du modèle</i>	
	Combien d'espèces ou de groupes ?	Se fonder sur les caractéristiques communes des espèces et ne pas tenir compte des caractéristiques les moins importantes afin de conserver la maniabilité du réseau trophique.
	Faut-il tenir compte de la structure par âge, taille ou stade de développement de l'espèce concernée ?	Inclure ces caractéristiques si elles sont importantes pour la question à l'étude et si elles sont susceptibles d'influer sur les recommandations en matière de gestion.

Numérotation telle qu'à la section 4.2	Élément à prendre en compte pour l'élaboration du modèle	Bonne pratique
4.2.1.2	<i>Considérations spatiales</i>	
	Faut-il inclure une structure spatiale ?	Inclure au degré requis pour traiter des questions de gestion et des aspects écologiques à l'étude.
	Faut-il inclure une structure saisonnière et temporelle ?	Inclure lorsqu'il existe de grandes différences saisonnières dans les mouvements des espèces ou leur production et que ces différences sont importantes pour les questions de gestion et les aspects écologiques à l'étude.
	Faut-il définir les conditions aux limites ?	Fonder les limites sur des considérations biologiques plutôt qu'anthropiques, comme les frontières nationales.
	La pêche cible-t-elle plus d'un stock d'une espèce particulière ?	La modélisation doit faire la distinction entre ces différents stocks lorsque les activités de pêche peuvent, de par leur nature, avoir une incidence sur ces stocks à différents niveaux; pour ce faire, il faudra utiliser des modèles structurés dans l'espace.
	Faut-il faire la distinction entre les différentes flottilles ?	Pareille distinction est importante pour la fourniture de conseils au niveau tactique si, pour le même volume de captures, les flottilles ont des répercussions considérablement différentes sur les espèces ciblées et les captures annexes ou sur l'habitat et/ou lorsque cette distinction a d'importantes ramifications sociales ou économiques.

<p><b>4.2.1.3</b></p>	<p><b><i>Composantes du modèle</i></b></p>	<p>Cette représentation n'est nécessaire que lorsque les forces ascendantes ou les niveaux trophiques inférieurs constituent une préoccupation capitale. L'inclusion de ces processus peut être extrêmement instructive pour certains exercices de modélisation stratégique.</p>
<p>Faut-il représenter explicitement la productivité primaire et le recyclage des nutriments?</p>	<p>Comment modéliser le recrutement?</p>	<p>Le recrutement peut être inclus soit comme une caractéristique émergente, soit comme une relation dérivée (qui ne doit pas reposer sur des analyses de corrélation du recrutement non critiques et des paramètres environnementaux). La variabilité du recrutement peut être importante pour les analyses tactiques et les analyses de risque mais elle n'est pas impérativement exigée pour nombre de modèles stratégiques.</p>
<p>Comment modéliser le mouvement?</p>	<p>Faut-il tenir explicitement compte de la dynamique des flottilles?</p>	<p>Il faut notamment tester la sensibilité à une gamme d'hypothèses sur le mouvement et, si possible, paramétrer les matrices de mouvement en ajustant le modèle associé aux données. Si des règles de décision sont utilisées pour représenter le mouvement, il faut se concentrer sur la sensibilité éventuelle des changements qui en résultent dans la distribution.</p> <p>Il est important de savoir si les changements substantiels de la répartition spatiale des pêches peuvent résulter, par exemple, de la déclaration d'une zone marine protégée. Dans ce cas, le modèle de population doit inclure des éléments spatiaux et il peut être nécessaire de concevoir un modèle sur la manière dont les schémas de l'effort de pêche changeront en réponse.</p>
<p><b>4.2.1.4</b></p>	<p><b><i>Interactions prédateur-proie</i></b></p>	<p>Représenter les interactions de manière bidirectionnelle sauf s'il est possible de justifier solidement qu'une représentation unidirectionnelle est adéquate. Les interactions bidirectionnelles sont souhaitables au niveau stratégique mais peuvent ne pas être pertinentes au niveau tactique si la puissance de l'interaction concernée est faible.</p>
<p>Avec quel niveau de détail faut-il représenter les interactions prédateur-proie ?</p>	<p>Quelle réponse fonctionnelle ?</p>	<p>Reconnaître l'importance cruciale de donner la forme appropriée aux réponses fonctionnelles (interaction proie-prédateur) et les sélectivités/convenances alimentaires, et tester la sensibilité et la robustesse par rapport à d'autres formes.</p>

4.2.1.5	<b>Forçage externe</b>	Examiner attentivement si un forçage environnemental est nécessaire pour saisir la dynamique du système. Soigneusement sélectionner la base qui servira à générer le forçage utilisé dans les prévisions et les simulations en boucle fermée.
	Autre erreur de processus?	Toute autre erreur de processus, découlant de la variation naturelle des paramètres du modèle, doit être incluse dans les projections, qu'elles soient de nature stratégique ou tactique, lorsque cette variation contribue largement à l'incertitude des résultats du modèle.
	Autre forçage anthropogénique?	L'influence sur les systèmes estuariens et côtiers peu profonds doit être prise en compte dans les modèles conceptuels et si l'on conclut qu'il entraîne des pressions sensibles sur le système, ce forçage doit être inclus empiriquement (par exemple, simplement en tant que terme de forçage) dans tous les modèles stratégiques et les évaluations de la stratégie de gestion concernant le système.
4.2.1.6	<b>Structure du modèle</b>	Les modèles stratégiques doivent plus particulièrement inclure une prévision des conséquences des changements environnementaux et avoir la capacité (par exemple, la souplesse du choix des relations fonctionnelles) de permettre des changements de phase plausibles, que ce soit directement (conformément à des observations passées) ou par propriété émergente des fonctions du modèle. Même si pareille forme fonctionnelle est utilisée, il faut reconnaître que, jusqu'à ce que le système franchisse un seuil, il peut ne pas être possible de paramétrer le point critique: compte tenu de cette incertitude, il peut être nécessaire d'évaluer des seuils possibles sur une base théorique ou empirique.
4.2.1.7	<b>Interactions techniques et non trophiques</b>	<p data-bbox="479 1088 999 1177">Les interactions techniques doivent être incluses dans un modèle si la question visée par celui-ci a un lien avec les répercussions directes d'une pêche sur une autre espèce ou un autre habitat.</p> <p data-bbox="479 1184 999 1315">Si le principe du système conceptuel indique qu'une interaction non trophique est un facteur déterminant essentiel pour la dynamique à l'étude (par exemple, la biomasse ou l'abondance d'un groupe cible), ou si la gestion pouvait être fondée sur cette interaction, il est hautement souhaitable d'inclure ce type d'interaction.</p>

## 4.2.2.1

***Gestion de l'incertitude***

Le modèle doit-il être ajusté aux données?	L'ajustement aux données est une bonne pratique qui requiert de spécifier soigneusement les probabilités.
Prise en compte de l'incertitude des paramètres	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Évaluer explicitement les effets des incertitudes des paramètres du modèle sur les conseils de gestion.</li> <li>• Les techniques bayésiennes et d'auto-amorçage sont considérées comme des bonnes pratiques pour quantifier les incertitudes des paramètres dans les modèles monospécifiques étendus et les modèles réalistes minimaux.</li> <li>• Pour améliorer les pratiques en cours pour des modèles plus complexes, il faut: 1) une comptabilisation explicite du nombre de paramètres qui sont estimés et du nombre fixé, 2) des estimations qualitatives de l'incertitude pour chaque paramètre, et 3) des analyses de sensibilité.</li> <li>• Pour les modèles de bilan massique/statiques: 1) élaborer et documenter complètement un «pedigree» formel des données (classement de qualité); 2) mener éventuellement des analyses de sensibilité en utilisant les routines disponibles.</li> <li>• Pour les modèles dynamiques: 1) ajuster au plus grand nombre de données possible en utilisant les structures de probabilité appropriées; 2) indiquer clairement les biais potentiels découlant de la fixation des paramètres ainsi que de l'énonciation complète des gammes d'erreurs résultant de la libération des paramètres; 3) dans les cas où des valeurs sont assignées aux paramètres, des analyses de sensibilité supplémentaires doivent être utilisées pour évaluer la sensibilité du modèle aux hypothèses et 4) utiliser les résultats des analyses de sensibilité pour orienter les futures collectes de données et la poursuite des séries chronologiques essentielles.</li> </ul>
Incertitude concernant la structure du modèle	Recenser les autres hypothèses qualitatives pour l'ensemble des processus jugés susceptibles d'avoir des répercussions importantes sur les résultats du modèle et formuler ensuite ces hypothèses mathématiquement (ou en tant que valeurs pour les paramètres d'une relation générale), en donnant un poids à chaque hypothèse.
Quelles caractéristiques inclure dans les simulations en boucle fermée?	L'évaluation des stratégies de pêche utilisées pour le contrôle rétroactif doit inclure une simulation du processus (notamment toute méthode d'évaluation des stocks) susceptible d'être utilisé dans la pratique pour établir les mesures de gestion.
Incertitude concernant l'application	Recenser, et quantifier si possible, le type et l'ampleur des échecs d'application auxquels on peut s'attendre par l'entremise de consultations menées notamment auprès de gestionnaires des pêches et de pêcheurs bien informés pendant le processus d'élaboration du modèle.

4.2.2.2 <i>Utilisation et résultats</i>	
Résultats sociaux et économiques	Faire collaborer les spécialistes des questions sociales et économiques avec des écologistes spécialistes des pêches au moment d'intégrer des facteurs économiques et sociaux dans les modèles écosystémiques.
Facilité de modularisation	Utiliser une conception orientée objet dans la programmation des modèles écosystémiques.
Facilité d'utilisation et de communication	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fournir des modèles avec 1) une documentation claire, 2) un code source librement accessible, et 3) des systèmes d'interface efficaces pour les données d'entrée et de sortie du modèle.</li> <li>• Communiquer clairement les résultats du modèle, y compris les compromis, aux parties prenantes.</li> <li>• La documentation et le code source doivent être librement accessibles afin que le modèle puisse être examiné et compris. Utiliser des modèles existants peut être très utile pour l'apprentissage mais il faut faire preuve de prudence lors de l'utilisation d'un modèle préexistant afin d'éviter toute erreur d'utilisation.</li> </ul>

### 5.3 QUE FAIRE EN CAS D'INSUFFISANCE DE DONNÉES, D'INFORMATIONS ET D'EXPERTS ?

Les processus relatifs à l'élaboration et à l'évaluation des modèles écosystémiques, à la réalisation d'une évaluation de la stratégie de gestion et à l'obtention de modèles tactiques potentiellement plus simples requièrent des ressources en temps, en experts et en données qui ne sont tout simplement pas disponibles dans de nombreuses parties du monde. Par conséquent, l'application des bonnes pratiques que nous avons recensées (tableau 2) n'est pas possible dans de nombreux cas. Malgré cela, dans ces parties du monde, les responsables doivent reconnaître les effets écosystémiques et en tenir compte dans leur processus décisionnel sur les pêches et le développement côtier et nombre d'entre eux ont reconnu la nécessité de pareille démarche mais manquent de moyens pour la mener entièrement à bien.

Il faut un processus permettant de mettre à disposition les informations sur les modèles écosystémiques et de profiter ainsi des avantages apportés par ceux-ci dans des situations où les ressources et les données sont limitées. Ce processus doit reposer sur la création d'une bibliothèque de modèles écosystémiques complets et d'évaluations de la stratégie de gestion avec des analyses de l'applicabilité et des limites. Les métadonnées de chaque modèle doivent fournir une base de classification permettant de repérer plus facilement les plus étroites correspondances par rapport

à une nouvelle situation donnée. Il faut également une évaluation des points forts dans chaque cas, des domaines présentant la plus grande incertitude et des risques liés aux décisions fondées sur le modèle. L'utilisation de cette bibliothèque de modèles pour fournir des conseils fondés sur les écosystèmes dans une nouvelle situation exigerait qu'un expert en modélisation travaille en collaboration avec du personnel local et des parties prenantes connaissant bien le sujet. L'encadré 3 présente un exemple théorique d'une procédure qui pourrait être adoptée dans une situation où les données disponibles seraient limitées.

Les premières étapes consisteraient notamment à inventorier les composantes de l'écosystème et à recenser les intérêts concurrents, les activités de recherche, les activités et les organismes de gestion, ainsi que les parties prenantes. On procéderait ensuite au recensement des problèmes et des questions et on élaborerait un modèle conceptuel fondé sur la structure de l'écosystème et les problèmes repérés.

À ce stade, les informations rassemblées devraient être suffisantes pour consulter la bibliothèque de modèles écosystémiques, repérer plusieurs analogues appropriés et, à partir de ceux-ci, définir des mesures possibles de gestion pour résoudre les problèmes repérés. Un plan de gestion provisoire devrait être élaboré en mettant fortement l'accent sur l'application de l'approche de précaution aux mesures proposées. Étant donné que les modèles sont appliqués par analogie, les incertitudes qui y sont associées sont en principe plus importantes que celles recensées dans la bibliothèque de modèles. Il serait utile en guise d'étape finale qu'un ou plusieurs experts externes en modélisation et en gestion écosystémiques examinent le plan provisoire afin d'isoler les points dangereux ou de fournir une analyse des risques.

### Encadré 3

#### **Prise en compte des considérations écosystémiques dans un petit État insulaire fictif en développement**

Un petit État insulaire en développement élabore un plan de gestion des pêches fondé sur l'écosystème. Une série de discussions avec les responsables des pêches et de la gestion des zones côtières a mis à jour un problème manifeste de dégradation des récifs, notamment un manque de grands poissons et une prolifération des algues. Les consultations avec les parties prenantes confirment ce problème et permettent de connaître plus en détail les pratiques de pêche, notamment les engins utilisés, les efforts déployés et les zones de pêche préférées. Une liste des espèces comprenant des estimations des abondances relatives établies d'après les données actuelles et historiques sur les captures enregistrées ainsi que des informations connexes est dressée et étoffée à l'aide des publications traditionnelles et en ligne ainsi que des connaissances des pêcheurs et d'autres parties prenantes.

En collaboration avec un expert en modélisation écosystémique, les informations obtenues jusque-là sur les composantes et les problèmes écosystémiques servent à créer un modèle conceptuel. On recherche ensuite dans la bibliothèque de modèles écosystémiques des systèmes analogues selon la localité, la taille, la latitude, la composition des espèces, les pêches et les problèmes recensés. Dans l'idéal, on repère plusieurs modèles pouvant servir d'analogues utiles et on obtient ces modèles ainsi que les résultats et les analyses connexes. Une évaluation approfondie des résultats du modèle et de l'évaluation de la stratégie de gestion obtenus à partir de la bibliothèque permet d'établir les mesures de gestion appropriées (et inappropriées) pour le cas étudié. Étant donné que l'applicabilité des mesures de gestion se fonde sur l'analogie, les incertitudes sont plus grandes que celles reflétées dans les résultats du modèle et de l'évaluation de la stratégie de gestion. Les gestionnaires doivent donc collaborer avec les parties prenantes pour utiliser avec prudence les renseignements du modèle lorsqu'ils élaborent leurs plans de gestion.



## 6. CONCLUSIONS

Le champ d'application d'un modèle écosystémique va de l'acquisition de connaissances de base à la fourniture d'informations pour la prise de décision en matière de gestion tactique. À cet égard, on pourra prendre de meilleures décisions en explorant le même problème à l'aide de différents modèles; la confiance dans ces décisions augmentera lorsque les modèles convergeront de manière indépendante vers les mêmes décisions de gestion et lorsque les incertitudes dans les résultats auront été dûment prises en compte. À ce titre, l'élaboration de modèles de rechange est encouragée. Cependant, les incertitudes qui apparaissent habituellement dans les résultats du modèle peuvent aboutir à des avis contradictoires quant aux décisions de gestion qui seraient préférables. En menant le processus d'évaluation des résultats du modèle, il faut correctement vérifier la plausibilité des modèles, de manière à accorder davantage de poids dans le processus décisionnel aux résultats des modèles les plus plausibles par rapport à ceux qui le sont moins.

Dans la pratique, étant donné que les modèles écosystémiques/multispécifiques peuvent être complexes et que les données et les ressources pour la collecte de données et l'élaboration de modèles sont généralement limitées, l'incertitude réelle concernant l'application de ces modèles peut être supérieure à ce qui serait toléré idéalement. Néanmoins, un principe important pour les scientifiques et les gestionnaires est qu'il faut adopter les décisions et appliquer les mesures de manière à garantir une utilisation durable et optimale des ressources marines vivantes. Ces décisions doivent être éclairées par les meilleurs avis scientifiques disponibles et, dans le contexte des approches écosystémiques des pêches, ces avis scientifiques doivent inclure des considérations écosystémiques. Les modèles écosystémiques, qui reflètent dans la mesure du possible les bonnes pratiques décrites dans le présent document, seront fréquemment les meilleures sources d'information et peuvent aboutir à des conseils reposant sur des arguments explicites et rigoureux. En leur absence, les gestionnaires et les décideurs n'auront pas d'autre choix que de se replier sur leurs propres modèles mentaux, qui peuvent souvent être subjectifs, non éprouvés et incomplets, situation qui doit de toute évidence être évitée.

Les modèles écosystémiques n'en sont pas à un stade où un seul modèle peut être choisi en tant que modèle «de gestion» (c'est-à-dire, au sein

d'une procédure de gestion) et utilisé avec fiabilité au niveau tactique pour fournir des recommandations en matière de gestion dans un cas particulier. Toutefois, l'utilisation à cette fin de modèles simples ayant un fondement écosystémique pourrait se répandre dans un proche avenir. On obtiendrait ce fondement en évaluant ces modèles «de gestion» plus simples utilisant une évaluation des stratégies de gestion, dans laquelle les modèles opérationnels reflétant d'autres dynamiques sous-jacentes possibles qui sont utilisées dans ce processus d'évaluation incluraient toute une gamme de modèles écosystémiques. Ces modèles écosystémiques intégreraient le réseau trophique et d'autres processus écosystémiques afin de pouvoir établir si les objectifs relatifs à l'écosystème allant au-delà des seules préoccupations concernant les espèces ciblées pourraient être atteints si des modèles de gestion plus simples étaient appliqués dans la pratique. Les modèles de gestion tactique n'intégreraient pas nécessairement eux-mêmes ces caractéristiques écosystémiques mais ils pourraient être des modèles d'évaluation monospécifiques rattachés à des règles de contrôle dont les paramètres seraient réglés pour atteindre les objectifs relatifs à l'écosystème ainsi qu'aux espèces ciblées dans le processus d'évaluation. Une autre possibilité serait qu'ils puissent comprendre des règles de décision empirique simples utilisant les indicateurs tant des espèces ciblées que de l'écosystème en tant que données d'entrée.

L'étape suivante de ce processus d'élaboration consisterait à envisager l'utilisation de formes moins complexes de modèles écosystémiques, comme des exemples simplifiés de modèles réalistes minimaux, pour ces modèles de gestion tactique. Ces modèles simples pourraient s'avérer être des solutions viables mais ils demanderont un temps de développement plus long parce qu'un processus d'évaluation de la stratégie de gestion plus détaillé sera nécessaire.

## 7. RÉFÉRENCES

- Aydin, K.Y., McFarlane, G.A., King, J.R., Megrey, B.A., & Myers, K.W. 2005. Linking oceanic food webs to coastal production and growth rates of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.), using models on three scales. *Deep-Sea Res II*: 52:757–780.
- Aydin, K., Gaichas, S., Ortiz, I., Kinzey D. & Friday, N. (sous presses). A comparison of the Bering Sea, Gulf of Alaska, and Aleutian Islands large marine ecosystems through food web modelling. NOAA NMFS Technical Memorandum.
- Bakun, A. 2006. Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the “predator pit” topographies. *Progress in Oceanography*. 68:271–288.
- Boltdt, J. 2006. Ecosystem Considerations for 2007. Appendix C of the Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfish Resources of the Bering Sea/Aleutian Islands Regions. North Pacific Fishery Management Council, 605 W. 4th Ave., Suite 306, Anchorage, AK 99501. 360p. <http://www.afsc.noaa.gov/refm/stocks/assessments.htm>.
- Butterworth, D.S., Punt, A.E. & Smith, A.D.M. 1996. On plausible hypotheses and their weighting, with implications for selection between variants of the Revised Management Procedure. *Rapports de la Commission baleinière internationale* 46:637–640.
- Butterworth, D.S., Cochrane, K.L. & De Oliveira, J.A.A. 1997. Management procedures: a better way to manage fisheries? The South African experience. In: Pikitch, E.L., Huppert, D.D. and M.P. Sissenwine (Eds). *American Fisheries Society Symposium* no. 20, Bethesda, Maryland: pp. 83–90.
- Christensen, V. & Walter, C.J. 2005. Using ecosystem modelling for fisheries management: Where are we? *CIEM C.M.*: M19.
- Christensen, V., Walters, C. & Pauly, D. 2005. *Ecopath with Ecosim; A user’s guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada. 154 p.
- Ciannelli, L., Bailey, K.M., Chan, K.S., Belgrano, A. & Stenseth, N.C. 2005. Climate change causing phase transitions of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) recruitment dynamics, *Proceedings of the Royal Society, Series B* 272:1735–1743.

- Dambacher, J., Fulton, E.A., Wild-Allen, K., Gray, R., Parslow, P.S., Matear, R. & Okey, T.** 2007. Ecological Modelling Workshop Ecosystem Based Management Framework Project, Hobart Novembre 28–29, 2006. CSIRO Marine and Atmospheric Research, Hobart.
- Dambacher, J., Luh, H.-K., Li, H. & Rossignol, P.** 2003. Qualitative stability and ambiguity in model ecosystems. *American Naturalist*, 161:876–888.
- De Oliveira, J.A.A. & Butterworth, D.S.** 2004. Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. *Journal of Marine Sciences du CIEM*. 61:1432–1442.
- Dill, L., Heithaus, M.R. & Walters, C.J.** 2003. Behaviorally mediated indirect interactions in marine communities and their conservation implications. *Ecology* 84(5):1151–1157.
- Dorn, M., Aydin, K., Barbeaux, S., Guttormsen, M., Megrey, B., Spalinger, K. & Wilkins, M.** 2005. Gulf of Alaska Walleye Pollock. In: Appendix A of the Stock assessments and fishery evaluation reports for the groundfish resources of the Gulf of Alaska region. North Pacific Fishery Management Council, 605 W. 4th Ave., Suite 306, Anchorage, AK 99501. <http://www.afsc.noaa.gov/refm/stocks/assessments.htm>.
- Duffy-Anderson, J.T., Bailey, K., Ciannella, L., Cury, P., Belgranoc, A. & Stenseth, N.C.** 2005. Phase transitions in marine fish recruitment processes. *Ecological Complexity* Vol.2(3):205–218.
- Ellis, N. & Pantus, F.** 2001. Management Strategy Modelling: Tools to evaluate trawl management strategies with respect to impacts on benthic biota within the Great Barrier Reef Marine Park area. CSIRO Marine Research, Cleveland, Australie. ISBN 0 643 06241 6.
- FAO.** 1996. L'approche de précaution appliquée aux pêches de capture et aux introductions d'espèces. *FAO Directives techniques pour une pêche responsable*. No. 2. Rome, FAO. 1996. 73p.
- FAO.** 2003. Aménagement des pêches. 2. Approche écosystémique des pêches. *FAO Directives techniques pour une pêche responsable*. No. 4, Suppl. 2. Rome, FAO. 112 p.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. & Johnson, C.R.** 2003. Effect of complexity on marine ecosystem models. *Marine Ecology Progress Series*, 253:1–16.
- Fulton, E.A.** 2001. The effects of model structure and complexity on the behaviour and performance of marine ecosystem models. School of Zoology, University of Tasmania, Hobart, Tasmania, PhD thesis.

- Fulton, E.A., Hatfield, B., Althaus, F. & Sainsbury, K.** 2006. NWS Benthic Habitat Dynamics Data and Models. North West Shelf Joint Environmental Management Study Technical Report – Vol 17, CSIRO, Hobart, Tasmanie.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. & Smith, D.C.** 2007. Alternative Management Strategies for Southeast Australian Commonwealth Fisheries: Stage 2: Quantitative Management Strategy Evaluation. Report to the Australian Fisheries Management Authority and the Fisheries Research and Development Corporation. 330pp.
- Gray, R., Fulton, E.A., Little, L.R. & Scott, R.** 2006. Operating Model Specification Within an Agent Based Framework. North West Shelf Joint Environmental Management Study Technical Report – Vol 16, CSIRO, Hobart, Tasmanie.
- Gulland, J.A.** 1983. Species interactions. (pp. 186–201) In: Fish Stock Assessment: A manual of basic methods. Gulland, J.A. (Ed.) John Wiley and Sons, Chichester. 223 pp.
- Hill, S.L., Watters, G.M., Punt, A.E., McAllister, M.K., LeQuere, C. & Turner, J.** (sous presse). Model uncertainty in the ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries* 00:00–00.
- Hobday, A.J. & Hartmann, K.** 2006. Near real-time spatial management based on habitat predictions for a longline bycatch species. *Fisheries Management and Ecology*. 13(6):365–380.
- Hollowed, A.B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J. & Rice, J.C.** 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *Journal of Marine Sciences du CIEM*, 57:707–719.
- Horbow, J.** 2005. The dynamics of Baltic fish stocks based on a multispecies stock production model. *J. Appl. Ichthyology* 21: 198–204.
- Hsieh, Sugihara, C.H., Glaser, S.M., Lucas, A.J. & Sugihara, G. G.** 2005. Distinguishing random environmental fluctuations from ecological catastrophes for the North Pacific Ocean. *Nature* 435, 336–340.
- Jurado-Molina, J., Livingston, P.A. & Ianelli, J.N.** 2005. Incorporating predation interactions in a statistical catch-at-age model for a predator-prey system in the eastern Bering Sea. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* Vol. 62 (8):1865–1873.
- Laws, R.M.** 1977. Seals and whales of the Southern Ocean. *Phil. Trans. R. Soc. Lon. B, Biol.Sci.* 279:81–96.

- Livingston, P.A. & Methot, R.D.** 1998. Incorporation of predation into a population assessment model of eastern Bering Sea Walleye Pollock. In *Fishery Stock Assessment Models*, Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-98-01.
- Murawski, S.A.** 1984. Mixed-species yield-per-recruitment analyses accounting for technological interactions. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 41:897-916.
- Overland, J.E., Percival, D.B., & Moffeld, H.O.** 2006. Regime shifts and red noise in the North Pacific. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. Vol. 53 (4):582-588.
- Pacific Fishery Management Council.** 1998. Amendment 8 ([au plan de gestion des pêches de l'anchois du Nord comportant un changement de nom en ce qui concerne le plan de gestion des pêches des espèces pélagiques cotières]. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR, USA. Available at <http://www.pccouncil.org/cps/cpsfmp.html>).
- Pinnegar, J.K., Blanchard, J.L., Mackinson, S., Scott, R.D. & Duplisea, D.E.** 2005. Aggregation and removal of weak-links in food-web models: system stability and recovery from disturbance. *Ecological Modelling*, 184:229-248
- Plagányi, É.E.** 2004. Walking the bridge from single- to multispecies approaches in southern African fisheries management. PhD thesis, University of Cape Town, Rondebosch, Afrique du Sud.
- Plagányi, É.E.** 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Paper. No. 477. Rome, FAO. 108p.
- Preikshot, D.** 2007. The influence of geographic scale, climate and trophic dynamics upon North Pacific oceanic ecosystem models. Ph.D. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, xv+208 pp.
- Punt, A.E. & Butterworth, D.S.** 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. *South African Journal of Marine Science*, 16:255-285
- Rademeyer, R.A., Plagányi, É.E. & Butterworth, D.S.** 2007. Tips and tricks in designing management procedures. *Journal of Marine Sciences du CIEM*. 64:618-625.

- Ramos, J.A.** 2000. Characteristics of foraging habitats and chick food provisioning by tropical Roseate Terns. *Condor* 120, 795–803.
- Sainsbury, K.J.** 1991. Application of an experimental approach to management of a tropical multispecies fishery with highly uncertain dynamics. *Marine Sciences Symposium du CIEM*. 193, 301–320.
- Sainsbury, K.J., Campbell, R.A., Lindholm, R. & Whitelaw, A.W.** 1997. Experimental management of an Australian multispecies fishery: examining the possibility of trawl-induced habitat modification. In: *Global Trends: Fisheries Management*. Pikitch, E.L., Huppert, D.D. & Sissenwine, M.P. (Eds). American Fisheries Society Symposium no. 20, Bethesda, Maryland: pp. 107–112.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J. & Stevens, R.A.** 1999. Implementing effective fisheries-management systems: management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *Journal of Marine Sciences du CIEM*. 56:967–979.
- Tjelmeland, S. & Lindstrøm, U.** 2005. An ecosystem element added to the assessment of Norwegian spring spawning herring: implementing predation by minke whales. *Journal of Marine Sciences du CIEM* 62:285–294.
- Walters, C. & Kitchell, J.F.** 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 58:39–50.
- Walters, C.J.** 1986. Adaptive management of renewable resources. McMillan, New York [Réédition, Blackburn Press, 2001] s8u. 374 pp.
- Watters, G.M., Hinke, J.T., Reid, K. & Hill, S.** 2006. KPFM2, be careful what you ask for – you just might get it. Submission to SC-CAMLR WG-EMM, WG-EMM-06/22.



## APPENDICE

### ASPECTS TECHNIQUES DE LA SPÉCIFICATION DU MODÈLE

Les principales étapes de l'utilisation de modèles fondés sur des bonnes pratiques sont présentées à la Figure 2 du présent ouvrage. Si les parties prenantes se concentrent presque indubitablement sur les résultats du modèle, les concepteurs de modèles considèrent pour leur part que les étapes les plus essentielles se trouvent à l'autre bout de la boucle de modélisation, à savoir à la phase de spécification. Il est essentiel, tout au long de la boucle de modélisation, et particulièrement au cours de la phase de spécification, de rester concentré sur les raisons de la modélisation (la question à traiter); cette considération présidera essentiellement aux décisions de modélisation et orientera nombre des décisions spécifiques examinées ci-après. Elle jouera un rôle crucial lorsqu'il faudra recenser les critères de validation à utiliser pour vérifier la performance du modèle et lorsqu'il faudra élaborer les modèles conceptuels.

Les modèles conceptuels décrivent (souvent à l'aide de cases et de flèches) le mode de fonctionnement du système et doivent refléter la compréhension de la structure du système, des interactions et des vecteurs. Ils doivent être élaborés en consultation avec toutes les parties prenantes afin de refléter intégralement l'ensemble complet de leurs connaissances (au lieu de simplement mettre l'accent sur des conseils choisis d'experts). En cas d'incertitude, de litige ou de conjecture, d'autres informations ou hypothèses peuvent être proposées, mais celles-ci doivent être présentées aux parties prenantes aux fins de commentaires au cours d'un processus itératif. On s'assure ainsi que les parties prenantes comprennent parfaitement ce qui sera éventuellement représenté ou examiné aux étapes suivantes de la modélisation.

Il faut consacrer des efforts considérables à l'élaboration des modèles conceptuels, étant donné que ceux-ci sont importants pour définir les sous-systèmes pertinents, les résolutions appropriées et les processus indispensables à introduire dans le modèle final. Sans cette étape, le modèle adopté risque fort de ne pas convenir au but souhaité ou d'avoir un niveau de complexité inapproprié (par excès ou par manque de détails). La complexité est une préoccupation essentielle pour les modèles écosystémiques étant donné qu'elle est susceptible de faire dérailler le processus de modélisation. Les travaux qui ont été réalisés sur la complexité des modèles montrent qu'il existe une relation unimodale entre la performance du modèle et sa

complexité. Les modèles très simplistes qui ne comportent aucune des composantes et des interactions les plus essentielles du système ne sont pas utiles. À l'extrême opposé, les modèles très complexes ne sont pas non plus nécessairement utiles étant donné qu'ils sont particulièrement influencés par les incertitudes et le risque qu'ont les vastes modèles d'être normatifs plutôt que prédictifs. De plus, l'utilisation de modèles très vastes pose des problèmes de calcul considérables. Pour toutes ces raisons (coût du calcul, incertitudes et problèmes liés à la performance), il faut éviter d'inclure plus de détails que ce qui est absolument nécessaire pour traiter la question spécifique. Les modèles sont suffisamment détaillés si tous les processus, vecteurs et composantes essentiels à l'étude sont représentés.

La forme complète du modèle conceptuel ne doit pas automatiquement être développée en prototype ou en modèle final mais elle devrait être utilisée pour définir les sous-systèmes pertinents. On a constaté qu'une modélisation qualitative sous forme d'analyse de boucle (Dambacher *et al.*, 2003) a été extrêmement utile pour faire la transition entre les modèles conceptuels et la définition des sous-systèmes pertinents et le contrôle de l'ampleur éventuelle de l'incertitude sur la structure du modèle. Selon cette méthode, des signes positifs et négatifs sont assignés à chaque interaction du modèle conceptuel (trophique ou non trophique) en utilisant les conventions des digraphes signés (d'après la théorie des réseaux). À partir de là, il est possible d'établir (à l'aide des méthodes algébriques décrites par Dambacher *et al.*, 2003) les possibilités concernant les résultats bruts des perturbations du système, l'identification des principales composantes du système et les probabilités d'aboutir à des erreurs structurelles importantes si des composantes particulières sont omises ou agrégées. Cette méthode a aussi l'avantage d'être extrêmement flexible et de permettre une rapide exploration d'autres structures et configurations de modèles. La rapidité avec laquelle elle peut être appliquée permet assez facilement d'intégrer les avis et les contributions des parties prenantes (qui peuvent à terme améliorer la compréhension et veiller à ce que les exigences des parties prenantes soient comprises et prises en compte). Cependant, l'utilité de cette méthode a ses limites. Si cette méthode peut toujours être utilisée comme infrastructure pour examiner les modèles conceptuels quelle que soit l'étendue du réseau, elle perd sa capacité à fournir des renseignements sur les éventuelles erreurs structurelles et réactions aux perturbations brutes dès que l'on atteint un modèle de grande taille, étant donné que les résultats deviennent ambigus. Si des systèmes aussi vastes sont nécessaires,

il est plus utile de diviser le modèle global en plusieurs sous-systèmes, qui seront examinés à tour de rôle.

Les sous-systèmes pertinents à examiner aux étapes suivantes de la modélisation doivent être établis à partir des modèles conceptuels, en utilisant de préférence une méthode comme l'analyse de boucle. À partir là, les spécifications du modèle doivent être établies à l'aide d'un processus clair, logique et cohérent. Pour chaque dimension ou attribut du modèle, il faut évaluer la complexité proposée par rapport à sa contribution au modèle et à l'analyse d'ensemble. Cette démarche déterminera la structure du modèle et éventuellement le type de modèle à utiliser (voir Figure 1 du présent document). Cela déterminera à son tour les données requises.

La liste des attributs possibles du modèle est assez longue (chapitre 4 du présent document) et peut encore être allongée par la question précise visée par le modèle et les détails mis en évidence dans les modèles conceptuels. Indépendamment de la liste des attributs finalement pris en compte, un gabarit utile pour la définition du modèle comporterait les éléments suivants:

### *1) Définition de la question à traiter*

### *2) Énumération des caractéristiques potentielles importantes*

La liste des attributs présentée au chapitre 4 constitue un excellent point de départ pour ce faire, bien que les considérations spécifiques à la question doivent également être proposées (même si par la suite, on décide de les abandonner pour ce cas). Par exemple, la liste des composantes d'un système à prendre en compte au moment de définir les caractéristiques potentielles importantes du modèle pourrait comprendre l'océanographie et le climat, la biogéochimie, la biogéographie, les composantes biologiques (les groupes dominants, les groupes clés, les groupes vulnérables, la structure par âge ou par taille requise), les liens (trophiques et autres, poids, voies multiples), les processus écologiques, les pressions et les activités anthropogéniques. Les modèles conceptuels et les étapes suivantes doivent être utilisés pour ramener la liste complète des composantes potentielles à celles qui (i) doivent et (ii) devraient être incluses dans le modèle final.

### ***3) Définition de l'échelle (et de la distribution) de chaque processus et composante***

**Échelle spatiale:** pour définir l'échelle spatiale du modèle, il faut commencer par définir les limites du domaine (où la majorité des composantes écologiques existent ou se chevauchent) principal (ou de base). Il faut ensuite établir si la gamme des composantes écologiques requiert d'élargir le domaine afin de couvrir la majorité de leurs distributions; puis, il faut établir si le domaine doit encore être élargi afin d'englober les changements saisonniers ou ontogénétiques, ou si ceux-ci doivent plutôt être traités comme des importations ou des exportations du système ou comme des éléments transitoires.

Une fois les limites définies, il faut décider de la résolution spatiale interne (tant verticale qu'horizontale), notamment si une division interne est requise et, le cas échéant, s'il faut utiliser une grille homogène ou un réseau hétérogène de polygones ou de stations (nœuds) pour définir le système. Si une mosaïque hétérogène de polygones ou de nœuds est utilisée, ceux-ci doivent donc être ajustés pour correspondre à la manière dont les propriétés du système changent à l'intérieur de celui-ci (ne pas placer les ruptures dans les zones de transition mais plutôt de chaque côté) et à la puissance et à la vitesse du changement. Par exemple, on peut utiliser quelques grandes cases pour couvrir les grands espaces homogènes (comme le centre des grandes baies ou les zones de pleine mer), tandis qu'on devrait utiliser une série de petites cases pour représenter les zones dans lesquelles les conditions changent rapidement (comme dans les eaux peu profondes, les estuaires et les alentours des monts sous-marins).

La résolution utilisée doit être dictée par les échelles de grandeur écologique, environnementale et anthropogénique (y compris juridictionnelle), bien qu'il ne soit pas toujours nécessaire que toutes les composantes d'un modèle utilisent la même résolution spatiale. Il est important que la résolution spatiale saisisse les caractéristiques majeures (par exemple, les frontières ou les fronts physiques) du système, mais il faut prendre garde à ne pas choisir par défaut une résolution fine étant donné que celle-ci présente un coût de calcul très élevé et que souvent elle n'est pas nécessaire pour examiner les questions halieutiques. En poussant les choses à l'extrême, cela ne signifie pas qu'il faille automatiquement de multiples cellules, mais que si des subdivisions internes explicites sont omises, alors toute division interne existant au sein de la zone modélisée doit être représentée implicitement (par exemple, en incluant

un groupe de «poissons côtiers» et un groupe de «poissons hauturiers») sous peine de créer une dynamique erronée; cela est dû au fait que l'espace est en soi une ressource importante du système, particulièrement là où les groupes benthiques sont importants. L'auto-simplification du réseau trophique (lorsqu'une ou plusieurs composantes du réseau sont régulièrement perdues) est souvent un bon indicateur de la restriction excessive de la représentation spatiale (Fulton, Smith et Johnson, 2003). Par exemple, les caractéristiques du système qui pourraient être utilisées pour contribuer à définir les limites et la résolution sont les propriétés océanographiques (comme les courants et les fronts), les éléments fondés sur la profondeur (fleuves, côte, plateau, accore, pente, grands fonds), les distributions biologiques (groupes benthiques, pélagiques, océaniques contre groupes côtiers, migratoires), les lieux d'engorgement, et les sites majeurs d'intervention humaine. D'autres avantages et inconvénients sont abordés à la section 4.2.1.2.

**Résolution temporelle:** décider d'une résolution temporelle appropriée (par exemple, instantanée, maréale, quotidienne, hebdomadaire, mensuelle, saisonnière et annuelle) et choisir de traiter toutes les composantes du système de la même manière ou d'utiliser différentes résolutions pour différentes parties du modèle. Il pourrait arriver que certains groupes soient représentés sur une échelle temporelle plus affinée que d'autres groupes (par exemple, des niveaux trophiques inférieurs présentant des taux de renouvellement plus rapides pourraient être placés sur une échelle temporelle différente par rapport à des niveaux trophiques supérieurs où les changements sont plus lents).

De même, le mode de traitement du temps doit être examiné, étant donné qu'il peut y avoir des incidences numériques ou informatiques. Les trois modes les plus courants sont le mode synchrone (lorsque toutes les composantes se déplacent en même temps), le mode adaptatif (où la vitesse du changement instantané de chaque groupe peut dicter la taille d'une sous-étape qui est ensuite itérée et accumulée jusqu'à ce que le pas de temps complet soit atteint), et le mode asynchrone (où le pas de temps change pour chaque composante selon les mesures prises, de sorte qu'on peut se concentrer sur des événements critiques essentiels et que toutes les composantes ne doivent pas obligatoirement utiliser le même pas de temps à tout moment). Chaque mode a ses avantages et ses inconvénients, mais la considération essentielle commune est que, quelle que soit la forme

employée, il est impératif qu'aucun biais du processus ne soit introduit par l'ordre d'exécution (par exemple, un groupe de proies ne doit pas pouvoir constamment échapper à ses prédateurs en raison du pas de temps utilisé ou de la position occupée dans la boucle du modèle; en fait, l'exécution simultanée est indispensable).

**Résolution taxonomique:** choisir la résolution taxonomique à utiliser (le nombre de groupes et le degré d'agrégation). Le nombre de groupes dépend de la question à traiter et des sous-systèmes pertinents concernés. Si le sous-système est suffisamment petit (de l'ordre de 10 ou moins), une représentation explicite de l'ensemble des membres est possible (c'est le cas dans de nombreux modèles réalistes minimaux). Cependant, au-delà de 10, une certaine forme d'omission ou d'agrégation est souhaitable dans la majorité des cas. D'aucuns pourraient dire qu'il est plus facile de se montrer inclusif au départ et de simplifier par la suite au cours des cycles d'élaboration du modèle mais pareille approche a ses propres inconvénients étant donné que les grands modèles présentent d'importantes exigences en termes de calcul et de données, qu'ils sont souvent plus difficiles à utiliser et qu'ils apportent rarement une amélioration sensible de la performance. En gardant ceci à l'esprit, il faut choisir parmi les composantes celles qui seront omises («écartées») et celles qui seront conservées dans le modèle et, parmi ces dernières, celles qui seront gardées au niveau de l'espèce et celles qui seront agrégées en groupes fonctionnels («regroupées»). Les groupes fonctionnels (ou guildes) doivent être définis en fonction des liens entre prédateur et proie, de la taille et des taux, du rôle, de l'utilisation de l'habitat, du comportement, des autres interactions non trophiques et de la structure spatiale. Les espèces sont souvent prises séparément selon l'intérêt qui leur est porté (exploitation ou conservation). Si possible, il faut utiliser des méthodes claires pour cette définition de la composition du groupe (par exemple, le groupage, la coloration régulière [théorie des réseaux]). Procéder à l'agrégation au-delà du niveau des groupes fonctionnels est peu judicieux dans la plupart des cas, dans la mesure où cela peut conduire à des comportements aberrants (comme une dynamique de régénération sensiblement différente [Pinnegar *et al.*, 2005]). L'omission des groupes les moins importants est une meilleure stratégie si une plus grande simplification est nécessaire (Fulton, Smith et Johnson, 2003). À titre indicatif, simplifier un réseau écologique du sous-système à moins de 20 à 25 pour cent de sa taille originale est rarement avantageux, étant donné qu'il est généralement essentiel de représenter les

distinctions entre les grands et les petits groupes et entre les sédentaires et les mobiles (Fulton, Smith et Johnson, 2003). En outre, si l'inclusion de toutes les composantes du système n'est pas nécessaire et que nombre d'éléments poussent à recommander l'approche des modèles réalistes minimaux (par exemple, Punt et Butterworth, 1995), il faut soigneusement réfléchir aux éventuelles asymétries dans la résolution taxonomique. Les modèles agrégés en mettant l'accent sur des parties particulières du réseau trophique (poissons, mammifères marins ou invertébrés) peuvent présenter des indices systémiques sensiblement différents par rapport aux modèles qui ont le même nombre de composantes globalement mais qui ont une résolution plus uniforme (Fulton, 2001, Pinnegar *et al.*, 2005). Les modèles dans lesquels les invertébrés, les producteurs primaires et les détritiques sont fortement agrégés sont en général particulièrement résistants aux perturbations du système. De même, les modèles qui se concentrent sur les mammifères marins et qui procèdent à une forte agrégation du reste du réseau trophique se sont aussi avérés résistants aux perturbations (en raison du lent taux de renouvellement et de la faible biomasse de ces prédateurs de niveau trophique supérieur par rapport à tous les autres groupes fonctionnels du modèle). Il s'agit d'une illustration importante des raisons pour lesquelles il faut veiller à ce que les décisions relatives à l'élaboration du modèle ne dictent pas au final les résultats de celui-ci (en ce qui concerne sa performance et ses prévisions).

Une fois qu'un réseau initial a été esquissé, il faut établir si une sous-structure est requise pour chaque groupe (et la même résolution n'a pas besoin d'être utilisée pour chaque composante). Si le nombre d'individus est faible ou si la variation individuelle est importante, il peut être nécessaire de représenter les individus mais, le plus souvent, des groupes ou des ensembles suffisent. S'il existe des changements majeurs de comportement au cours du cycle biologique, l'inclusion d'une structure de l'âge ou de la taille est probablement nécessaire.

Il faut être vigilant en ce qui concerne les incidences des connections et du niveau d'agrégation choisis et il faut essayer des solutions de rechange (ceci vaut pour toute la structure du modèle mais est particulièrement vrai pour la présente dimension), car cela peut avoir une incidence assez forte sur les résultats (par exemple, la sensibilité du modèle). Par exemple, dans un système où le sous-système pertinent possède un prédateur unique et deux proies potentielles (qui elles-mêmes peuvent être en concurrence

ou se consommer mutuellement), des résultats très différents (souvent contradictoires) sont obtenus si les proies sont séparées et si les connections sont maintenues en place par rapport à une situation où tout est réduit à une simple application « un prédateur pour une proie » (par exemple, Punt et Butterworth, 1995). À l'autre extrémité de la complexité du modèle (où des centaines de groupes sont inclus), l'incertitude des paramètres peut entraîner une dégradation significative de la performance du modèle et provoquer des problèmes pathologiques comme une instabilité numérique. De plus, même dans les cas où ils peuvent être ajustés aux données (et où ils le font très bien) et où ils peuvent être stabilisés sur le plan numérique, la taille du système représenté peut rendre les résultats ambigus et peu utiles. Par conséquent, il faut trouver un compromis pratique entre des détails impartiaux, les données disponibles et l'axe de la question.

**Résolution processuelle:** il faut choisir les processus à inclure et le niveau de détail de ceux-ci. Par exemple, un couplage bidirectionnel de la prédation (incidence du prédateur sur la proie et inversement) ne sera pas toujours nécessaire, comme cela a été le cas pour évaluer l'incidence de la pêche des proies sur des prédateurs de rang supérieur en Afrique du Sud (voir la section 4.2.1.4). De même, une représentation explicite des processus de productivité primaire est rarement requise, à moins que les niveaux trophiques inférieurs et le forçage ascendant ne soient des composantes significatives du sous-système pertinent. Si tel est le cas, cela ne signifie pas pour autant que la productivité primaire ne puisse pas être représentée par l'entremise d'un forçage ou d'une autre fonction (en fait, il est toujours important d'examiner la manière dont la production des groupes de base est représentée – voir la section 4.2.1.3).

Habituellement, l'élaboration de détails du processus n'a lieu que si elle a une incidence majeure sur celui-ci (par exemple, nutriments, lumière et oxygène ou limitation spatiale de la croissance) mais des formes de rechange devraient être testées. Il faut également se demander si d'autres formes de modèle peuvent être liées pour représenter la forme du processus sans entrer dans des détails minutieux. Par exemple, il pourrait être possible d'utiliser un modèle statistique ou un autre type de modèle pour représenter les incidences ou la forme brute d'un processus essentiel même s'il n'est pas possible de représenter explicitement le fonctionnement détaillé.

**Forçage:** il faut décider si un forçage environnemental est nécessaire et quelles pressions anthropogéniques doivent être représentées (en tant qu'incidence ou en détail). Une bonne pratique à cet égard est présentée à la section 4.2.1.5, mais en règle générale les facteurs environnementaux doivent être inclus s'ils sont déterminants pour les éléments moteurs ou l'état actuel du système. Les processus anthropogéniques à prendre en compte sont notamment: les moyens de production et la pollution, le tourisme, la navigation, le défrichage et l'aménagement côtier, les ports et le dragage, l'économie et les marchés, la gestion, les ports et le transport maritime, la dégradation de l'habitat.

**Résolution du modèle de pêche:** il faut décider quelles pêches inclure, si de multiples flottilles sont nécessaires et s'il faut établir des séparations claires entre les secteurs de la pêche commerciale, de la location des bateaux de pêche, de la pêche artisanale et de la pêche récréative. Il faut également décider de la résolution du modèle de pêche utilisé, qui peut varier selon les flottilles tout comme la résolution taxonomique peut varier selon les groupes écologiques (par exemple, un simple F fixe peut être utilisé dans certains modèles, ou pour certaines flottilles dans des modèles plus grands, tandis que des modèles de la dynamique des flottilles entièrement mûs par des éléments socio-économiques sont utilisés dans d'autres modèles, ou pour des flottilles présentant un intérêt ou une incidence particuliers dans les modèles plus grands).

#### *4) Forme finale du modèle*

À la fin de ce processus, les composantes nécessaires devront être représentées à l'échelle appropriée dans le prototype ou les modèles finaux. Il est important de répéter ici qu'il n'existe pas un seul et unique «bon» modèle. Tous les modèles ont leurs problèmes et l'idéal (quand c'est possible) est d'utiliser un éventail de modèles pouvant traiter la question de différentes manières. Ces modèles se chevaucheront par leur résolution ou par leur forme mais ils peuvent se compléter mutuellement et fournir des conseils plus solides. Il existe une tension entre la prévision et la compréhension mais l'expérience montre que l'incertitude associée aux questions de nature écosystémique signifie que l'on obtient le plus grand effet de levier en prenant en considération des ensembles de modèles (des multiples modèles de différentes formes ou ayant d'autres formulations ou structures). Le continuum des types de modèles allant des

modèles qualitatifs (modèles des réseaux simples) aux modèles d'inférence statistique (établis à partir des relations des données) en passant par des modèles mécanistes quantitatifs (où la compréhension du processus est présentée dans un arbre décisionnel ou une série de questions) peut être utilisé très efficacement pour s'éclairer mutuellement et résoudre différents aspects de la réalité. L'utilisation de l'ensemble de ces types de modèles n'est pas une exigence absolue mais, si elle est possible, il a été établi que des avantages considérables pouvaient découler de l'application mutuelle. Pareille démarche peut sembler imposante ou écrasante mais au final la modélisation écosystémique doit reposer sur l'approche de précaution. L'absence de ressources et d'information ne doit pas servir de justification à l'inaction. Le meilleur moyen d'avancer consiste à faire correspondre la question à l'étude avec les ressources disponibles. Donc, même avec des ressources relativement faibles, il est possible d'obtenir des renseignements considérables grâce à l'utilisation de modèles écosystémiques et qualitatifs ou de modèles multispécifiques quantitatifs simplifiés. La plus grande contribution d'une approche de modélisation écosystémique est qu'elle élargit le champ de pensée de toutes les personnes concernées (parties prenantes et concepteurs du modèle) afin qu'elles examinent les interactions plus vastes au niveau d'un système au lieu de se limiter strictement à des considérations monospécifiques.

Les présentes directives ont été élaborées en complément des Directives techniques pour une pêche responsable de la FAO, n° 4, suppl. 2, intitulées *Aménagement des pêches. L'approche écosystémique des pêches*. L'application d'une approche écosystémique des pêches requiert l'utilisation de méthodes et d'outils qui vont au-delà des approches visant une seule espèce qui ont constitué jusqu'à présent la principale source d'avis scientifiques. Les présentes directives ont été élaborées pour aider les utilisateurs à concevoir et à appliquer des modèles écosystémiques pour guider une approche écosystémique des pêches. Elles englobent toutes les étapes du processus de modélisation, qu'il s'agisse du champ d'application, des spécifications du modèle, de l'application, de l'évaluation ou de conseils sur la façon de présenter et d'utiliser les résultats. Les directives ont pour objectif global de contribuer à garantir que les meilleurs avis et informations possibles soient générés par les modèles écosystémiques et qu'ils soient bien utilisés dans le domaine de la gestion.

ISBN 978-92-5-205995-0 ISSN 1020-5306



TC/M/10151F/1/11.08/800