



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)**

---

**Document de recherche 2024/029**

**Région de la capitale nationale**

### **Considérations techniques relatives à l'état des stocks et aux points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons**

Tim J. Barrett<sup>1</sup>, Julie R. Marentette<sup>2</sup>, Robyn E. Forrest<sup>3</sup>, Sean C. Anderson<sup>3</sup>, Carrie A. Holt<sup>3</sup>,  
Danny W. Ings<sup>2</sup>, Mary E. Thiess<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Station biologique de St. Andrews  
Pêches et Océans Canada  
125, promenade Marine Science  
St. Andrews (Nouveau-Brunswick) E5B 0E4

<sup>2</sup>Secteur des sciences des écosystèmes et des océans  
Pêches et Océans Canada  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<sup>3</sup>Station biologique du Pacifique  
Pêches et Océans Canada  
3190, chemin Hammond Bay  
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien des avis scientifiques  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/  
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-71267-3 N° cat. Fs70-5/2024-029F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Barrett, T.J., Marentette, J.R., Forrest, R.E., Anderson, S.C., Holt, C.A., Ings, D.W., et Thiess, M.E. 2024. Considérations techniques relatives à l'état des stocks et aux points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc de rech. 2024/029. v + 66 p.

### ***Also available in English :***

*Barrett, T.J., Marentette, J.R., Forrest, R.E., Anderson, S.C., Holt, C.A., Ings, D.W., and Thiess, M.E. 2024. Technical Considerations for Stock Status and Limit Reference Points under the Fish Stocks Provisions. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/029. v + 57 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION .....	1
1.1. CONTEXTE.....	1
1.2. OBJECTIFS DU PRÉSENT DOCUMENT.....	1
2. SÉLECTION DE POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES .....	3
2.1. PRL BASÉS SUR $B_0$ ET $B_{RMD}$ .....	8
2.1.1. Seuils d'épuisement relatif (proportions de $B_0$ ) .....	8
2.1.2. Seuils de baisse de la production (proportions de $B_{RMD}$ ) .....	8
2.1.3. Sélection des proportions de $B_0$ et $B_{RMD}$ comme PRL.....	11
2.1.4. Relation entre $B_0$ et $B_{RMD}$ .....	11
2.2. VALEURS APPROXIMATIVES THÉORIQUES POUR $B_{RMD}$ .....	13
2.3. PRL FONDÉS SUR UN RECRUTEMENT COMPROMIS .....	14
2.4. PRL BASÉS SUR LA DYNAMIQUE INCONNUE DES STOCKS À FAIBLE BIOMASSE .....	15
2.5. PRL BASÉS SUR LE RÉTABLISSEMENT SUITE AUX PERTURBATIONS .....	16
2.6. POINTS DE RÉFÉRENCE SPATIAUX.....	16
2.7. APPROCHE DES FEUX DE SIGNALISATION.....	17
2.8. PRL POUR LES STOCKS SÉMELPARES .....	17
2.9. PRL POUR LE SAUMON DU PACIFIQUE .....	18
2.10. PRL POUR LE SAUMON ATLANTIQUE .....	19
2.11. APPROCHES BASÉES SUR LA LONGUEUR.....	19
2.11.1. Indicateurs basés sur la longueur .....	19
2.11.2. Méthodes basées sur la longueur pour le RPR et les indicateurs basés sur la biomasse.....	21
2.12. ÉTAT BASÉ SUR LES AVIS D'EXPERTS.....	23
3. PROPRIÉTÉS DES PRL .....	24
3.1. INCERTITUDE .....	24
3.2. FIABILITÉ.....	26
3.3. VRAISEMBLANCE.....	26
4. PARAMÈTRES DE L'ÉTAT DU STOCK.....	27
4.1. GRANDE VARIABILITÉ .....	27
4.2. UN SEUL ÉTAT DES STOCKS À PARTIR DE PLUSIEURS MODÈLES.....	27
4.2.1. Approches d'ensemble.....	27
4.2.2. Simulation en boucle fermée.....	28
4.3. CHANGEMENT CONCERNANT L'ÉTAT DU STOCK.....	32
5. LES DOMAINES DANS LESQUELS DES TRAVAUX SUPPLÉMENTAIRES SONT NÉCESSAIRES .....	33
5.1. DIRECTIVES SUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE VARIABLES DANS LE TEMPS ....	33
5.2. DIRECTIVE STRATÉGIQUE POUR LES PRL EN FONCTION D'UNE PROPORTION DE $B_0$ .....	34

---

6. CONCLUSIONS.....	34
RÉFÉRENCES CITÉES .....	35
ANNEXE A : MÉTHODES D'ESTIMATION RICHES EN DONNÉES POUR $B_0$ ET $B_{RMD}$ .....	51
A.1. MODÈLES STRUCTURÉS EN FONCTION DE L'ÂGE OU DE LA TAILLE AVEC UNE RELATION STOCK-RECRUTEMENT .....	51
A.1.1. Relations stock-recrutement .....	51
A.1.2. Taux de mortalité naturelle .....	53
A.1.3. Sélectivité .....	54
A.2. MODÈLES DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE .....	54
ANNEXE B : METHODES D'ESTIMATION AVEC DES DONNEES LIMITÉES POUR $B_0$ ET $B_{RMD}$ .....	58
B.1. VALEURS APPROXIMATIVES POUR $B_0$ ET $B_{RMD}$ .....	58
B.1.1. Valeurs approximatives théoriques pour $B_{RMD}$ .....	58
B.1.2. Valeurs approximatives de $B_{RMD}$ basées sur le taux de mortalité naturelle ( $M$ ).....	58
B.1.3. Valeurs approximatives historiques, empiriques ou autres pour $B_0$ et $B_{RMD}$ .....	59
B.2. APPROCHES FONDEES UNIQUEMENT SUR LES CAPTURES .....	60
ANNEXE C : EXAMEN DES METHODES FONDEES UNIQUEMENT SUR LES CAPTURES .	61
C.1. APPROCHES GRAPHIQUES (DIAGRAMMES DE L'ETAT DES STOCKS).....	61
C.2. APPROCHES EMPIRIQUES.....	62
C.3. APPROCHES MECANISTES.....	63
C.3.1. Capture-RMD .....	63
C.3.2. Autres méthodes mécanistes fondées uniquement sur les captures .....	65

---

## RÉSUMÉ

Les révisions de la *Loi sur les pêches* ont entraîné la nécessité d'un point de référence limite (PRL) unique et d'un paramètre de l'état des stocks pour les principaux stocks de poissons, prescrits par règlement. Le Secteur des sciences a déterminé qu'il était nécessaire de fournir des directives pour estimer les PRL et l'état des stocks pour les scénarios qui ne répondent pas actuellement à l'exigence « un stock, un PRL, un état », et qu'il était nécessaire de façon plus générale de fournir des directives sur les méthodes d'estimation et de communication des PRL et de l'état des stocks dans une gamme de paramètres de disponibilité et de qualité des données et des connaissances. Afin d'étayer ces directives, nous présentons un examen de la littérature et des approches visant à définir les PRL, décrivons les considérations techniques permettant de choisir entre différentes approches pour l'estimation des PRL et des indicateurs de l'état des stocks dans l'ensemble des données, et fournissons des considérations techniques et des directives pour l'estimation d'un seul PRL et d'une seule mesure de l'état des stocks dans les cas où un seul modèle d'évaluation ou plusieurs modèles sont appliqués. Nous passons en revue les méthodes d'estimation de  $B_{RMD}$  et  $B_0$ ; les valeurs approximatives théoriques, historiques et empiriques de ces indicateurs; et quelques « règles empiriques » génériques pour d'autres PRL couramment utilisés au Canada. Nous donnons également des exemples d'indicateurs, de PRL et de méthodes d'estimation de l'état des stocks moins courants qui peuvent s'appliquer à l'ensemble des données, et nous passons en revue les approches permettant de traiter la volatilité des indicateurs de l'état des stocks. Nous présentons des aspects opérationnels et techniques qui serviront de base à la sélection ou au rejet de divers indicateurs et PRL candidats, ainsi que des options et des aspects relatifs à la communication d'un seul état par stock dans le cadre d'une évaluation ou d'une mise à jour de l'état des stocks, ainsi que par les avis et les cadres de gestion.

---

# 1. INTRODUCTION

## 1.1. CONTEXTE

La [Loi sur les pêches](#) du Canada (L.R.C. (1985), ch. F-14) a été révisée le 21 juin 2019, ce qui a donné lieu à de nouvelles considérations et dispositions relatives aux stocks de poissons (DRSP) qui concernent la gestion des pêches. Les exigences des DRSP sont interprétées à la lumière de l'ensemble des politiques du Cadre pour la pêche durable de Pêches et Océans Canada (MPO), en particulier le *Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution* (Politique de l'AP, MPO 2009). Les dispositions sont entrées en vigueur en avril 2022 avec l'ajout du premier lot de *grands stocks de poissons* et le règlement connexe concernant l'exigence d'élaborer un plan de rétablissement.

Les dispositions relatives aux stocks de poissons définissent les objectifs de conservation à la lumière de l'utilisation durable. Ces objectifs sont notamment de « maintenir les grands stocks de poissons au moins au niveau nécessaire pour favoriser la durabilité des stocks » [paragraphe 6.1(1)] ou « au-dessus [du point de référence limite ou PRL] » [article 6.1(2)]; de « rétablir le stock au-dessus [du PRL] » [paragraphe 6.2(1)]; et de « minimiser le déclin [du stock] » et d'« atténuer les [répercussions socioéconomiques ou culturelles négatives] » [paragraphe 6.2(2)]. Les dispositions font également référence à des mesures de gestion exigées (établissement d'un PRL, mise en œuvre de mesures, et élaboration et mise en œuvre d'un plan de rétablissement). Les dispositions sont censées exiger des conseils sur les points suivants :

- Un seul PRL pour chaque grand stock de poissons candidats ou prescrit (l'exigence « un stock, un PRL »);
- Un état du stock unique par rapport au PRL (fait partie de l'objectif du paragraphe 6.1(2) et, en cas de non-respect, un plan de rétablissement est déclenché en vertu de l'article 6.2);
- Soutenir l'ajout des grands stocks de poissons composés d'une espèce, qui peuvent être définis sur le plan de la géographie ou de la gestion et pour lesquels il existe un seul PRL ou un seul état du stock.

Au Canada, le PRL vise à aider à réaliser l'objectif visant à éviter des *dommages graves* aux stocks de poissons, un objectif fondamental de la Politique de l'AP (MPO 2009). Dans le cadre de la Politique de l'AP, le PRL joue plusieurs rôles. En tant que limite, il fait partie des objectifs de gestion de la pêche. Dans le cadre des mesures de l'état des stocks, le PRL définit la zone critique. Le PRL sert également de point d'inflexion pour la référence de retrait (taux limite de mortalité par pêche) et souvent de point de contrôle opérationnel pour les mesures de gestion. Enfin, le PRL a désormais un rôle conféré par la loi dans le déclenchement de la nécessité de plans de rétablissement en cas de non-respect. Les gestionnaires de la pêche jouent un rôle de premier plan pour la plupart des aspects des objectifs de gestion de la pêche et donc de la Politique de l'AP (y compris la plupart des points de référence, la tolérance au risque et les délais dans lesquels les objectifs sont évalués, et les mesures pour atteindre les objectifs), la responsabilité de l'établissement des PRL (et de l'estimation de l'état des stocks) incombe au Secteur des sciences des écosystèmes et des océans du MPO (Secteur des sciences; MPO 2009).

## 1.2. OBJECTIFS DU PRÉSENT DOCUMENT

Ce document de recherche est le deuxième d'une série de trois documents de travail présentés lors de la réunion du processus consultatif national qui s'est tenue du 21 au 29 juin 2022 et qui

---

était intitulée « Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons » (MPO 2023a). Le premier document contient un examen des approches canadiennes de l'opérationnalisation des PRL et de l'état des stocks, ainsi qu'une analyse documentaire des directives canadiennes et internationales existantes en matière d'estimation des PRL et de l'état des stocks. Une définition consolidée des préjudices graves est fournie dans le premier document et un ensemble de six principes de meilleures pratiques concernant les indicateurs, les PRL et les mesures de l'état des stocks est fourni (Marentette et al. en préparation)<sup>1</sup>. Le troisième document offre des directives et des recommandations sur la détermination d'un PRL et d'un état uniques lorsqu'il existe une relation spatiale et temporelle complexe entre la structure du stock et les processus biologiques connexes, les données de surveillance du stock et de la pêche, et les mesures de gestion appliquées au stock (Ings et al. document de travail non publié)<sup>2</sup>. Pour soutenir le processus de sélection des PRL et d'estimation de l'état des stocks, Marentette et al. (document de travail non publié) ont suggéré que l'orientation technique se concentre sur les points suivants :

- Différentes méthodes d'estimation de la biomasse au rendement maximal durable ( $B_{RMD}$ ) et de la biomasse non exploitée ( $B_0$ ) adaptées à l'ensemble des données;
- Valeurs approximatives théoriques, historiques et empiriques pour les indicateurs basés sur des modèles et pour  $B_{RMD}$  et  $B_0$  ou la capacité d'accueil ( $K$ );
- Règles empiriques génériques pour d'autres PRL couramment utilisés au Canada (p. ex., proportions de  $B_0$  ou  $K$ , la biomasse minimale qui a produit le recrutement menant au rétablissement du stock ( $B_{rétablissement}$ ), seuils de recrutement);
- Exemples d'indicateurs, de PRL et de méthodes d'estimation de l'état des stocks moins courants qui peuvent s'appliquer à l'ensemble des données (y compris les composites, les approches par « feux de signalisation » et les avis d'experts);
- Différentes approches pour gérer la volatilité des indicateurs de l'état des stocks;
- Utilisation de renseignements de base sur le cycle biologique et de méta-analyses (y compris l'extrapolation à partir d'autres stocks) pour éclairer la sélection des PRL;
- Aspects opérationnels et techniques servant de base à la sélection ou au rejet de divers indicateurs et PRL candidats, par exemple :
  - avantages et inconvénients;
  - des diagnostics pour évaluer la fiabilité de l'estimation, y compris des analyses de sensibilité;
  - les considérations permettant d'évaluer la plausibilité des PRL candidats compte tenu de l'historique du stock, des preuves antérieures de préjudices graves, d'autres renseignements biologiques ou de stocks analogues;

---

<sup>1</sup> Marentette, J.R., Barrett, T.J., Cogliati, K.M., Ings, D.W., Ladell, J. et Thiess, M.E. Opérationnalisation des seuils de préjudice grave : directives existantes et pratiques canadiennes contemporaines. Document de travail (non publié).

<sup>2</sup> Ings, D.W., Marentette, J.R., Thiess, M.E., et Barrett T.J. Considérations relatives à la structure des stocks et à l'échelle de gestion dans le cadre des dispositions relatives aux stocks halieutiques. Document de travail (non publié).

- 
- Options et considérations relatives à la communication d'un seul état par stock, dans et entre les évaluations, et dans les avis et cadres de gestion.

Ces besoins ont été pris en compte dans ce document en :

- fournissant un examen de la littérature et des approches pour définir les PRL pour les praticiens;
- décrivant les aspects techniques permettant de choisir entre diverses approches pour l'estimation des PRL et des indicateurs de l'état des stocks dans l'ensemble des données, y compris dans les situations d'incertitude des modèles et des paramètres;
- fournissant des aspects techniques et des orientations pour l'estimation d'un seul PRL et d'une seule mesure de l'état des stocks selon qu'un seul modèle d'évaluation ou plusieurs modèles sont mis en pratique.

Pour atteindre ces objectifs, nous avons examiné plusieurs méthodes d'estimation des PRL, relevé la manière dont les méthodes sont liées aux préjudices graves et décrit les relations entre les différentes méthodes en fonction de la résilience supposée du stock. La sélection des indicateurs de l'état des stocks et la sélection d'un PRL seront propres au stock dans la plupart des cas. C'est pourquoi le présent document propose des directives générales pour aider les praticiens, plutôt que des directives prescrites pour lesquelles il y aurait de nombreuses exceptions. Ces directives générales ont pour but d'aider les praticiens à déterminer les méthodes qui sont conformes aux meilleures pratiques internationales et aux principes des meilleures pratiques pour les indicateurs, les PRL et l'état des stocks définis par Marentette *et al* (document de travail non publié).

## 2. SÉLECTION DE POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES

Dans les politiques canadiennes, le PRL est généralement défini en fonction de la biomasse, en particulier la biomasse du stock reproducteur (BSR), de l'abondance ou d'une valeur approximative de ces indicateurs, mais d'autres paramètres qui représentent la capacité de reproduction du stock (p. ex. la production totale d'œufs) peuvent être utilisés. Les indicateurs choisis doivent être ceux qui représentent le mieux la capacité de reproduction du stock, en fonction du type d'évaluation analytique (p. ex. modèle structuré par âge ou modèle de production excédentaire) et de la disponibilité des données. L'indicateur de biomasse dans ce document pourrait donc représenter la BSR, la BSR femelle, la biomasse totale ou la biomasse vulnérable.

Les PRL sont généralement déterminés quant à la proportion de la  $B_0$  ou de la  $B_{RMD}$  ou d'une valeur approximative de ces points de référence. Plusieurs compétences fournissent des orientations politiques génériques sur les PRL en matière de proportion de la  $B_0$  et/ou de la  $B_{RMD}$ . En l'absence de ces orientations, le point de référence et la proportion à utiliser ne sont généralement pas clairs. La relation entre  $B_0$ ,  $B_{RMD}$  et la biomasse d'équilibre à  $F_{X\%RPR}$  (taux de mortalité par pêche qui donne un ratio du potentiel de reproduction de X %) dépendent fortement de la résilience du stock ou de la pente ( $h$ ) de la relation stock-recrutement (RSR) [section 2.1.4] et il est important de tenir compte de cette relation lorsqu'une proportion d'un point de référence est utilisée comme valeur approximative de l'autre point de référence. Comprendre comment ces mesures de l'état des stocks sont influencées par les hypothèses du modèle et les caractéristiques de l'historique de vie peut aider à orienter la détermination d'un PRL candidat. L'évaluation de plusieurs PRL candidats estimés à l'aide de différentes mesures peut donner confiance dans le choix d'un PRL lorsque les estimations concordent, mais elle peut aussi révéler des risques lorsque les estimations ne concordent pas. Par exemple, 0,4  $B_{RMD}$  pourrait se produire à un niveau d'épuisement très bas (biomasse relative à

---

$B_0$ ) où d'autres formes de préjudices graves pourraient se produire. Les avantages et les inconvénients des différents PRL candidats sont énumérés dans le tableau 1 et les raisons pour lesquelles diverses méthodes ont été choisies au Canada sont présentées dans Marentette *et al.* (document de travail non publié).

Parmi les solutions de rechange aux PRL qui ne figurent pas dans le tableau 1, on peut citer les PRL uniques pour les stocks sémelpares et les stocks de saumon atlantique (sections 2.8 et 2.10) et les autres approches pour estimer l'état des stocks à l'aide d'une approche par feux de signalisation (section 2.7) ou des avis d'expert (section 2.12). L'approche par feux de signalisation présente l'avantage d'inclure des indicateurs multiples et a été utilisée dans un cadre conforme à la Politique de l'AP pour le saumon du Pacifique (MPO 2022a). Des avis d'experts peuvent servir à déterminer l'état des stocks; cependant, il peut être difficile dans certaines situations de définir formellement le PRL et de quantifier l'incertitude. La détermination de l'état des stocks par des avis d'experts peut être biaisée en fonction du niveau d'expertise de ces derniers. Une approche fondée sur des données probantes et basée sur des avis d'experts peut servir à déterminer l'état à l'aide d'indicateurs multiples basés sur le poids cumulatif des données probantes, de manière transparente et reproductible.

Tableau 1. Les PRL candidats, leurs liens avec les préjudices graves, et quelques avantages et inconvénients.  $h$  = pente de la relation stock-recrutement (RSR).  $M$  = taux de mortalité naturelle.  $F_{RMD}$  = taux de mortalité par pêche correspondant au RMD.  $F_{X\%RPR}$  = taux de mortalité par pêche qui donne un ratio du potentiel de reproduction de  $X$  %.  $R_{max}$  = recrutement maximum.  $B_{rep}$  = BSR d'équilibre à long terme résultant de la pêche au taux de mortalité par pêche de remplacement ( $F_{rep}$ ).  $B_{loss}$  = biomasse la plus faible observée.

<b>PRL : Proportion de <math>B_{RMD}</math> (section 2.1)</b>	
<b>Liens avec les préjudices graves</b>	Perte de production excédentaire; indicateur de l'épuisement relatif (proportion de $B_0$ ) et donc de la surpêche des recrues.
<b>Avantages</b>	PRL provisoire par défaut de la Politique de l'AP du MPO (0,4 $B_{RMD}$ ).
<b>Inconvénients</b>	Peut être difficile à estimer; sensible à l'incertitude de la sélectivité, $M$ , et $h$ de la RSR; peut correspondre à une biomasse très faible où la dynamique du stock peut être moins bien connue (p. ex., validité des hypothèses de compensation) ou d'autres sources de préjudices graves peuvent devenir importantes (p. ex., effets d'Allee).
<b>PRL : Proportion de <math>B_0</math> (section 2.1)</b>	
<b>Liens avec les préjudices graves</b>	Indicateur de la surpêche des recrues; indicateur des effets d'Allee, les proportions de $B_0$ peuvent être un indicateur de $B_{RMD}$ .
<b>Avantages</b>	$B_0$ peut être estimé de manière plus fiable que $B_{RMD}$ .
<b>Inconvénients</b>	Pas de défaut provisoire explicite de la Politique de l'AP du MPO pour la proportion à choisir; $B_0$ peut être difficile à estimer; sensible à l'incertitude des hypothèses du modèle (p. ex., $M$ ); s'il est utilisé comme valeur approximative du 0,4 $B_{RMD}$ , le rapport $B_{RMD}/B_0$ dépend fortement de la productivité du stock (p. ex., $h$ , qui est souvent mal estimée), ainsi que de la relation entre la maturité selon l'âge et la sélectivité de la pêche selon l'âge.
<b>PRL : Proportion d'indicateurs théoriques pour <math>B_{RMD}</math> (section 2.2)</b>	
<b>Liens avec les préjudices graves</b>	Perte du potentiel de reproduction; indicateur de $B_{RMD}$ .
<b>Avantages</b>	Nécessite moins d'hypothèses et de données (p. ex., pas de RSR); $F_{X\%RPR}$ (avec $X = 40$ couramment utilisé) et d'autres peuvent être un indicateur de $F_{RMD}$ , et peuvent donc être utilisés pour estimer un indicateur de $B_{RMD}$ .
<b>Inconvénients</b>	$X$ dépend de la productivité du stock; une fois $X$ choisi, $F_{X\%RPR}$ est sensible à $M$ ; une estimation par recrue ne tient pas compte d'un recrutement plus faible lorsque la biomasse est faible; une estimation du recrutement d'équilibre est nécessaire pour estimer la biomasse d'équilibre à $F_{X\%RPR}$ .

---

**PRL : Proportion de  $B_{RMD}$  (section 2.1)**

---

Tableau 1 (suite). Les PRL candidats, leurs liens avec les préjudices graves, et quelques avantages et inconvénients.

**PRL : Biomasse à X %  $R_{max}$  ou autres seuils de recrutement compromis (section 2.3)**

---

**Liens avec les préjudices graves** Perte de recrutement;  $R_{max}$  estimé à partir d'une RSR de Ricker ou  $B_{rep}$  (voir section 2.3) est parfois utilisé comme indicateur de la  $B_{RMD}$ .

**Avantages** Facile à interpréter; des seuils propres aux stocks sont possibles.

**Inconvénients** Dépend de la RSR (y compris des données sur le recrutement pour les stocks de faible taille); peut se produire à un niveau d'épuisement très faible pour les stocks ayant un niveau élevé de  $h$ .

**PRL : Brétablissement (y compris  $B_{loss}$ , etc.) (section 2.4)**

---

**Liens avec les préjudices graves** Valeur approximative de la surpêche des recrues, reflétant une grande incertitude dans la dynamique de la population pour les stocks de petite taille.

**Avantages** Facile à comprendre et à communiquer; moins influencé par les hypothèses du modèle; recommandé pour les stocks dont les classes d'âge sont occasionnellement importantes (recrutement spasmodique).

**Inconvénients** Les valeurs peuvent varier considérablement d'un stock à l'autre (elles peuvent ne pas « s'échelonner » en fonction de la taille du stock ou de son cycle de vie); l'hypothèse d'un rétablissement possible à l'avenir dépend des conditions prévalant par rapport à la période de référence; le rétablissement doit également être déterminé et aucune pratique cohérente ne s'est dégagée pour définir ce qui constitue un rétablissement. Variation dans les pratiques de sélection des années utilisées pour définir ces points de référence.

**PRL : Indicateurs historiques pour  $B_{RMD}$  ou  $B_0$  (Annexe B)**

---

**Liens avec les préjudices graves** Souvent utilisés comme indicateurs d'autres points de référence tels que  $B_{RMD}$  ou  $B_0$ , bien que les PRL basés sur d'autres seuils de préjudices graves puissent être envisagés (p. ex., des états indésirables à éviter convenus).

**Avantages** Facile à comprendre et à communiquer; peut être appliqué aux stocks pour lesquels les données sont limitées; un indicateur provisoire pour  $B_{RMD}$  est 50 % de la taille maximale de la population comme le propose la politique de l'AP.

**Inconvénients** Repose sur des hypothèses concernant la relation entre l'indicateur et la caractéristique du stock qu'il représente; les pratiques de sélection des périodes historiques varient considérablement et peuvent donc ne pas être adaptées à la valeur approximative de la  $B_{RMD}$  ou la  $B_0$ .

---

---

**PRL : Proportion de  $B_{RMD}$  (section 2.1)**

---

Tableau 1 (suite). Les PRL candidats, leurs liens avec les préjudices graves, et quelques avantages et inconvénients.

**PRL : PRL empiriques (Annexe B)**

---

**Liens avec les préjudices graves** Souvent utilisés comme indicateurs d'autres points de référence tels que  $B_{RMD}$ ,  $B_0$ , ou  $B_{rétablissement}$ , bien que d'autres seuils de préjudices graves puissent être pris en compte (p. ex., des états indésirables à éviter, convenus d'un commun accord).

---

**Avantages** Facile à comprendre et à communiquer; peut être appliqué à des stocks pour lesquels les données sont limitées; repose sur des quantités observables qui ne dépendent pas d'hypothèses de modélisation.

---

**Inconvénients** Peut être plus difficile à relier aux résultats souhaités en matière de gestion, dans certains cas; repose sur des hypothèses concernant la relation entre l'indicateur et la caractéristique du stock qu'il représente.

---

---

## 2.1. PRL BASÉS SUR $B_0$ ET $B_{RMD}$

### 2.1.1. Seuils d'épuisement relatif (proportions de $B_0$ )

$B_0$  peut être définie comme la biomasse d'équilibre moyenne à long terme d'un stock en l'absence de pêche. En général,  $B_0$  est censé être stationnaire dans le temps (c'est-à-dire que le stock et les conditions environnementales dominantes sont présumés stables dans le temps). Dans certains cas, ces hypothèses peuvent ne pas être respectées (voir section 5.1).  $B_0$  peut également représenter la capacité d'accueil théorique ( $K$ ) du stock dans les modèles de production excédentaire (p. ex., Schaefer 1954; section A.2). Pour éviter toute erreur d'interprétation, il est important de bien définir  $B_0$  et les hypothèses utilisées pour la définir (p. ex., la période sur laquelle elle reflète la biomasse d'équilibre).

Une proportion de  $B_0$  (p. ex.,  $0,2 B_0$ ) est couramment adoptée comme PRL, qui peut fournir un seuil d'indicateur raisonnable pour la surpêche des recrues pour les stocks productifs, car il y a souvent au moins une certaine réduction du recrutement par tête en dessous de ce seuil (Myers *et al.* 1994; Sainsbury 2008). Un seuil de  $0,2 B_0$  est la recommandation par défaut et la valeur minimale acceptable pour un PRL en l'absence d'un choix propre au stock dans le cadre de la politique australienne de stratégie de pêche du Commonwealth (DAWR 2018). De même, il s'agit d'une valeur par défaut pour la limite souple (un déclencheur pour les plans de rétablissement) dans la stratégie de pêche de la Nouvelle-Zélande (MF 2008). Pour les stocks moins productifs, il est souvent recommandé de fixer un seuil plus élevé, par exemple  $0,3 B_0$  (Musick 1999, Mace *et al.* 2002, Sainsbury 2008; Stenson *et al.* 2012; DAWR 2018). Sainsbury (2008) recommande en outre  $0,3 B_0$  comme meilleure pratique de PRL pour les stocks à faible productivité, à moins qu'il y ait de fortes fluctuations de la productivité, auquel cas  $0,2$  de la médiane à long terme  $B_{\text{non pêché}}$  peut être plus approprié, où il définit  $B_{\text{non pêché}}$  comme un indicateur variable dans le temps pour  $B_0$  qui ne suppose pas des conditions d'équilibre.

### 2.1.2. Seuils de baisse de la production (proportions de $B_{RMD}$ )

Le concept de RMD est la norme mondiale pour une pêche durable depuis des décennies (Mace 2001; Punt et Smith 2001; Cadrin 2012) et figure dans de nombreux accords internationaux (par exemple, l'accord sur les stocks de poissons chevauchants et les stocks de poissons grands migrateurs, ONU 1995; la politique commune de la pêche de l'Union européenne, UE 2013) et lois nationales (p. ex., la loi américaine Magnuson-Stevens sur la conservation et la gestion des pêcheries, eCFR 2021). En théorie, le RMD est le rendement maximal à long terme que le stock peut produire, compte tenu de paramètres constants en matière de cycle biologique et de sélectivité. Le RMD se produit à un niveau intermédiaire de mortalité par pêche ( $F$ , variant entre  $F = 0$  et le  $F$  qui entraînerait la disparition du stock) et à une biomasse inférieure à  $K$  ou  $B_0$ . Théoriquement, avec l'augmentation à long terme de  $F$ , l'abondance et l'âge moyen d'une population diminuent et le taux de croissance par tête augmente en raison de la réduction de la concurrence ou d'effets similaires à mesure que la biomasse passe de  $K$  à  $B_{RMD}$  (Sainsbury 2008). L'augmentation du taux de croissance par tête (par exemple, en raison de l'augmentation de la croissance, de la survie et du succès de la reproduction à une densité de population plus faible) entraîne un surplus de biomasse (c'est-à-dire une production excédentaire) qui peut être pêché. La production excédentaire, comme le recrutement, est une autre mesure directe de la productivité des stocks (OPANO 2004) et des états persistants de production excédentaire faible ou négative peuvent être la preuve d'un préjudice grave (Kronlund *et al.* 2018).

Il semble qu'il y ait au moins trois interprétations de ce que les PRL basés sur les proportions de  $B_{RMD}$  sont censés représenter :

- 
1. un niveau de biomasse associé à une réduction inacceptable de la production excédentaire;
  2. un niveau de biomasse associé à des rendements moins souhaitables; ou
  3. une proportion de  $B_{RMD}$  comme indicateur d'une autre proportion de  $B_0$  et/ou un indicateur de la surpêche des recrues.

Les PRL basés sur des proportions de  $B_{RMD}$  sont courants au Canada et ailleurs (Sainsbury 2008; MPO 2016, Marentette *et al.* document de travail non publié), connus des gestionnaires et des intérêts de la pêche (McKown *et al.* 2008), et souvent donnés en association avec des orientations politiques sur les valeurs provisoires par défaut (p. ex.,  $0,4 B_{RMD}$  au Canada; MPO 2009). Certaines compétences utilisent  $0,3 B_{RMD}$  comme PRL par défaut pour les stocks dont la production est estimée (OPANO 2004, CIEM 2021a), car il s'agit de la biomasse associée à une réduction de 50 % de l'excédent maximal de production, selon les hypothèses d'un modèle de production de Schaefer (1954) (figure 1). Une réduction de 50 % de l'excédent de production pourrait sans doute servir d'interprétation littérale de la baisse de productivité. Des limites de  $0,5 B_{RMD}$  sont souvent utilisées aux États-Unis, mais dans des cadres législatifs et politiques où les états indésirables des stocks sont associés à une réduction inacceptable de la capacité à obtenir un rendement optimal plutôt qu'à un préjudice grave pour le stock (OPANO 2004). La perte de rendement seule ne serait pas compatible avec l'objectif d'éviter tout préjudice grave pour le stock (Shelton et Rice 2002), mais cela n'exclut pas nécessairement que  $0,5 B_{RMD}$  soit (également) compatible avec un seuil de préjudice grave. En fait, certains ont noté que le  $0,5 B_{RMD}$  peut se produire à très faible biomasse, p. ex.,  $0,175 B_0$  pour des espèces considérées comme très productives (Sainsbury 2008). Même pour les stocks très productifs, de tels niveaux de biomasse peuvent être incompatibles avec les objectifs de maintien de la résilience et de prévention de la perte de diversité génétique (Sainsbury 2008), ce qui peut également être considéré comme une indication de préjudice grave.

Les points de référence basés sur le RMD peuvent être estimés de plusieurs manières (Punt *et al.* 2014; annexe A). La méthode la plus simple pour estimer le RMD et les  $B_{RMD}$  et  $F_{RMD}$  connexes consiste à utiliser un modèle de production excédentaire tel que le modèle de Schaefer (Schaefer 1954; figure 1; section A.2). Le minimum requis pour adapter un modèle de production excédentaire est une série chronologique de captures et un indice d'abondance ou de biomasse qui sont utilisés pour estimer les paramètres  $r$  et  $K$ , où  $r$  est le taux intrinsèque de croissance de la population et  $K$  est la capacité d'accueil de la population. À l'aide d'un modèle structuré par âge, les points de référence du RMD sont estimés en utilisant la RSR, la croissance, la maturité,  $M$ , et les données relatives à la sélectivité de la pêche. Outre les données relatives aux captures et aux indices, les modèles structurés par âge peuvent également être adaptés aux données relatives à l'âge et/ou à la composition par longueur, ce qui permet d'obtenir des estimations des paramètres  $M$  et RSR. Pour certaines RSR, en particulier avec des valeurs élevées du paramètre de pente ( $h$ ) de la RSR ( $h$  est la proportion de recrutement inexploité,  $R_0$ , produit à  $0,2 B_0$ ; Mace et Doonan 1988),  $B_{RMD}$  peut être atteint à un niveau d'épuisement très faible, l'épuisement étant défini comme la biomasse par rapport à  $B_0$  (Mace 1994). Pour un modèle de production Schaefer symétrique,  $0,5 B_{RMD}$  se produit à 75 % du RMD (sur le côté gauche de la courbe de rendement; figure 1) et le PRL par défaut de la politique de l'AP du MPO de  $0,4 B_{RMD}$  est équivalent à  $0,2 B_0$  et se produit à 64 % du RMD (figure 1). Lors de la modélisation avec un modèle de production asymétrique (p. ex., Pella et Tomlinson 1969; Fletcher 1978) ou un modèle RSR structuré par âge, ces pourcentages varieront. Par exemple, dans un modèle structuré par âge, la relation entre  $B_0$  et  $B_{RMD}$  dépendra de facteurs tels que  $h$  (p. ex., figure 2),  $M$ , et la relation entre la sélectivité selon l'âge et la maturité selon l'âge (voir section 2.1.3).

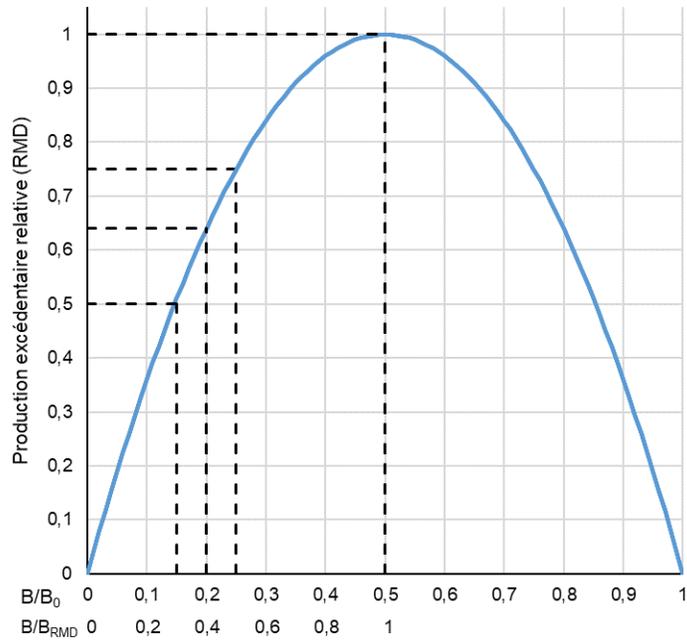


Figure 1. Graphique de la production excédentaire relative (rendement maximal durable) par rapport à la biomasse en tant que rapport de  $B_0$  (c'est-à-dire  $K$ ) et de  $B_{RMD}$  pour un modèle de production de Schaefer. 0,3, 0,4, 0,5 et 1  $B_{RMD}$  donnent respectivement 50 %, 64 %, 75 % et 100 % du RMD.

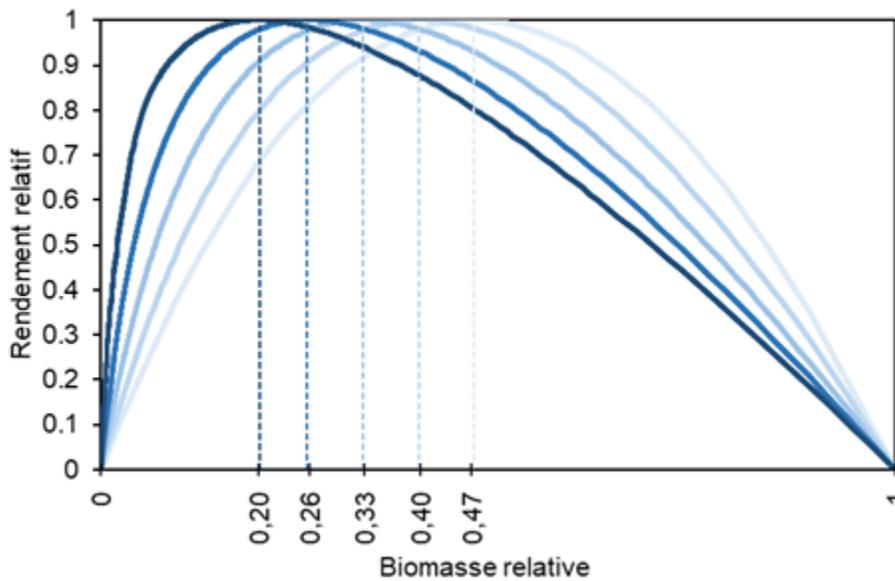


Figure 2. Exemple de changements dans la forme de la courbe du rendement relatif en fonction de la biomasse relative et de la position de  $B_{RMD}$  par rapport à  $B_0$  (étiquettes sur l'axe des x) avec des changements dans la pente ( $h$ ) pour un stock théorique de petits pélagiques avec  $h = 0,95, 0,8, 0,6, 0,4, 0,25$  (de foncé à clair).  $B_{RMD}$  par rapport à  $B_0$  est indiqué sur l'axe des x pour chaque courbe.

---

### 2.1.3. Sélection des proportions de $B_0$ et $B_{RMD}$ comme PRL

Certaines juridictions définissent des orientations génériques de politiques pour les PRL d'abord en matière de proportions de  $B_0$ , avec des proportions de  $B_{RMD}$  recommandées sous certaines conditions. Dans la politique australienne de pêche, le PRL est défini comme le niveau de biomasse où le risque pour le stock en ce qui concerne la diminution du recrutement est inacceptable et doit être fixé à ou au-dessus de  $0,2 B_0$  (DAWR 2018) en partant du principe que  $0,2 B_0$  est un seuil approprié qui évite la surpêche des recrues pour les stocks productifs (Sainsbury 2008). Pour les stocks moins productifs, la politique australienne de stratégie de pêche et Sainsbury (2008) suggèrent tous deux  $0,3 B_0$ . Un PRL de  $0,5 B_{RMD}$  n'est considéré comme une solution de rechange potentielle dans la politique australienne de stratégie de pêche que lorsque  $B_{RMD}$  est estimé de manière fiable et que  $B_{RMD}$  est également supérieur à  $0,4 B_0$  (DAWR 2018; voir section 2.1.4). La politique de pêche de la Nouvelle-Zélande recommande l'utilisation de  $0,2 B_0$  ou de  $0,5 B_{RMD}$ , selon la valeur la plus élevée, comme limite souple dans ses stratégies de pêche (et la moitié de chacune d'entre elles comme limite stricte, en dessous de laquelle la fermeture des pêches est envisagée). Le Marine Stewardship Council recommande un point par défaut d'altération de la reproduction de  $0,2 B_0 = 0,5 B_{RMD}$  pour les stocks ayant une « productivité moyenne », en l'absence d'un choix propre au stock, en faisant l'hypothèse que  $B_{RMD}$  se produit à  $0,4 B_0$  (Agnew *et al.* 2014), mais il élabore des recommandations plus complexes lorsque davantage de renseignements sont disponibles. Si  $B_{RMD}$  est supérieur à  $0,4 B_0$ , alors  $0,5 B_{RMD}$  est conseillé, et si  $B_{RMD}$  est inférieur à  $0,4 B_0$ , alors  $0,2 B_0$  est privilégié (sauf si  $B_{RMD} < 0,27 B_0$ , auquel cas  $0,75 B_{RMD}$  est recommandé; MSC 2018).

Certaines compétences ne fournissent que des directives politiques par défaut pour les limites basées sur  $B_{RMD}$ . Les directives américaines concernant les seuils de taille minimale des stocks sont un minimum de  $0,5 B_{RMD}$  (eCFR 2021). L'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (OPANO) et le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) recommandent tous deux  $0,3 B_{RMD} = 0,15 B_0$  comme PRL pour les stocks évalués à l'aide de modèles de production excédentaire basés sur une perte de 50 % de la production maximale (OPANO 2004, CIEM 2021a), bien que des choix différents soient soutenus pour les stocks évalués à l'aide de modèles d'évaluation plus complexes. Le choix de  $0,4 B_{RMD}$  comme PRL provisoire par défaut pour le Canada a été jugé conforme aux meilleures pratiques internationales de l'époque (MPO 2009). Si l'on suppose que  $B_{RMD} = 0,5 B_0$  (c'est-à-dire comme pour un modèle de production Schaefer; MPO 2016), alors  $0,4 B_{RMD}$  serait théoriquement équivalent à  $0,2 B_0$  (Figure 1).

### 2.1.4. Relation entre $B_0$ et $B_{RMD}$

Une proportion de  $B_0$  est parfois utilisée comme indicateur de  $B_{RMD}$  lorsque  $B_{RMD}$  ne peut être estimé directement ou de manière fiable. La relation entre  $B_{RMD}$  et  $B_0$  est déterminée par la forme du graphique du rendement par rapport à la biomasse (p. ex., figure 2) et cette forme dépend de la résilience du stock à la pression de la pêche. Lorsqu'une proportion de  $B_0$  est utilisée comme valeur approximative de la  $B_{RMD}$ , une hypothèse implicite sur la productivité du stock est émise. La résilience d'un stock à la pêche est fonction de sa productivité. En général, les stocks à faible productivité (p. ex., âge élevé à la maturité, longue durée de vie, taux de croissance lent) ont tendance à être moins résistants à la pression de la pêche (MF 2011). Dans un modèle simple de production excédentaire (Schaefer 1954), la résilience est représentée par le paramètre de croissance intrinsèque de la population,  $r$ . Dans des modèles plus complexes, les composantes de la productivité comprennent le taux de croissance des individus,  $M$ , et  $h$ , qui mesurent le degré de dépendance compensatoire de la densité dans la survie des juvéniles. La résilience à la pêche est également déterminée en partie par la relation entre la sélectivité de la pêche en fonction de l'âge et la maturité en fonction de l'âge, où les

stocks seront plus résistants s'il existe une partie de la population mature qui est invulnérable à la pêche (Myers et Mertz 1998).

Dans le cadre d'une RSR de Beverton-Holt,  $h$  est limité entre 0,2 et 1. Ceci peut se traduire par des valeurs de  $B_{RMD}/B_0$  allant de  $< 0,1$  à un  $h$  très élevé ( $> 0,95$ ), à 0,5 lorsque  $h$  s'approche de 0,2. Pour les modèles structurés par âge ou par taille,  $B_{RMD}/B_0$  est fortement influencé par  $h$ , mais est également influencé par  $M$ , la maturité, la sélectivité et le poids selon l'âge (Figure 3). Punt *et al.* (2008) ont illustré la variabilité de la relation entre  $B_{RMD}/B_0$  et  $h$  parmi quatre stocks de poissons de fond. Leurs estimations de  $B_{RMD}/B_0$  de  $\sim 0,25$  et  $\sim 0,35$  correspondent aux valeurs  $h$  de  $\sim 0,8$  à  $0,9$  et  $\sim 0,5$  à  $0,6$ , respectivement (Punt *et al.* 2008). Punt *et al.* (2014) ont montré que  $B_{RMD}/B_0$  était sensible à la maturité selon l'âge et à la sélectivité selon l'âge pour deux espèces de poissons de fond où  $B_{RMD}/B_0$  peut varier de  $\sim 0,2$  à  $\sim 0,4$  pour  $h$  élevé en fonction de la fécondité des âges non sélectionnés. Ces études démontrent l'importance de comprendre l'influence des paramètres halieutiques et biologiques sur les estimations du point de référence du RMD. La pente est généralement mal estimée dans les RSR et il est courant de fixer des priors pour  $h$ . Haltuch *et al.* (2008) ont montré que  $B_0$  et l'épuisement actuel pouvaient être estimés de manière plus fiable que  $B_{RMD}$ .

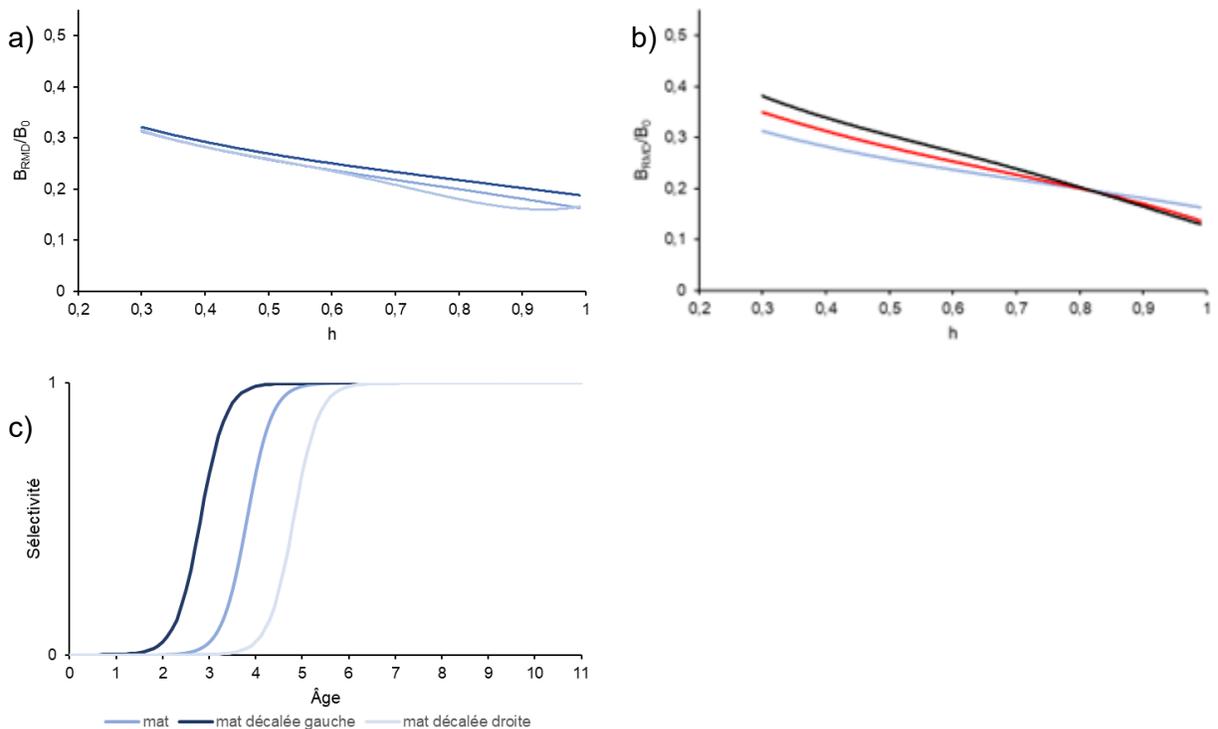


Figure 3. Relation entre  $B_{RMD}/B_0$  et la pente ( $h$ ) de la relation de recrutement du stock de Beverton-Holt pour un petit stock pélagique avec a)  $M = 0,2$  et trois modèles de sélectivité : sélectivité = ogive de maturité (mat), ogive de maturité décalée (un an) vers la gauche et ogive de maturité décalée (un an) vers la droite et b)  $M = 0,2, 0,3$  (rouge),  $0,4$  (noir) avec sélectivité = ogive de maturité. Les courbes de sélectivité sont représentées en c).

Diverses proportions comprises entre 0,3 et 0,6 de  $B_0$  ont été utilisées pour approximer  $B_{RMD}$ , alors que le véritable rapport du RMD de  $B/B_0$  est inconnu, des proportions plus élevées de  $B_0$  étant utilisées pour les espèces moins résistantes (Restrepo *et al.* 1998, Gabriel et Mace 1999). Une méta-analyse de 147 stocks a estimé une moyenne  $B_{RMD}/B_0$  de 0,40, mais une large gamme de rapports moyens (0,26 à 0,46) parmi les groupes taxonomiques (Thorson *et al.* 2012). Une étude menée par Punt *et al.* (2014) sur une gamme d'incertitudes a révélé que les

indicateurs  $B_{RMD}$  dans la gamme de 0,35 à 0,4  $B_0$  minimisaient la perte potentielle de rendement par rapport à cela si  $B_{RMD}$  était connu avec exactitude.

En Australie, il est recommandé de considérer 0,4  $B_0$  comme l'indicateur  $B_{RMD}$  (DAWR 2018) et le Marine Stewardship Council conseille également cette hypothèse par défaut pour les stocks ayant une productivité moyenne. Une équivalence par défaut des limites douces de 0,2  $B_0$  avec 0,5  $B_{RMD}$  en Nouvelle-Zélande suppose également une hypothèse de politique par défaut selon laquelle  $B_{RMD} = 0,4 B_0$  (MF 2008), bien que les indicateurs recommandés pour  $B_{RMD}$  varient également de 0,25 à plus de 0,45  $B_0$  en fonction de la productivité du stock dans les directives opérationnelles qui l'accompagnent (MF 2011; tableau 2). La classification de la productivité utilisée dans MF (2011) et présentée dans le tableau 2 a été déterminée par divers paramètres du cycle de vie, en utilisant les catégories définies par la FAO (2001).

L'utilisation des rapports  $B_{RMD}/B_0$  du tableau 2 conjointement avec le PRL par défaut de la politique de l'AP de 0,4  $B_{RMD}$  a pour conséquence une gamme de PRL allant de 0,1  $B_0$  à 0,16  $B_0$  pour les stocks à forte et à faible productivité. Ces niveaux d'épuisement peuvent être incompatibles avec les objectifs visant à éviter les préjudices graves (section 2.1.2). Dans une évaluation récente des stocks du CIEM (CIEM 2022), 50 % des 69 stocks de catégorie 1 du CIEM avaient des estimations  $B_{lim}$  (c'est-à-dire des PRL basés sur la biomasse) inférieures à 0,1  $B_0$ , et on a recommandé pendant un atelier d'envisager de fixer les PRL à un *minimum* de 0,1  $B_0$ , ce qui est cohérent avec la limite stricte définie dans la politique de pêche de la Nouvelle-Zélande (MF 2008). L'établissement d'une limite politique minimale de 0,2  $B_0$  (DAWR 2018) ou de 0,1  $B_0$  (CIEM 2022) en tant que PRL, ou l'établissement de relations minimales supposées entre  $B_0$  et  $B_{RMD}$  (MF 2008), pourrait éviter des états de préjudice grave résultant d'un épuisement très faible.

Le MPO n'a pas d'orientation politique par défaut pour les points de référence basés sur  $B_0$ . Compte tenu de la prévalence des PRL basés sur la proportion de  $B_0$  ou de ses indicateurs au Canada (Marentette *et al.* document de travail non publié), cette orientation politique par défaut serait bénéfique.

Tableau 2. Indicateurs recommandés pour  $B_{RMD}/B_0$  et  $F_{RMD}$  basés sur  $F_{X\%RPR}$  (voir section 2.2) en fonction des catégories de productivité de MF (2011), et du taux intrinsèque de croissance de la population ( $r$ ).

Productivité	$r$	$B_{RMD}/B_0$	$F_{RMD} \approx F_{X\%RPR}$
Très faible	-*	$\geq 0,45$	$F_{\geq 50\%}$
Faible	$< 0,14$	0,40	$F_{45\%}$
Moyenne	0,14-0,35	0,35	$F_{40\%}$
Élevée	$>0,35$	0,25	$F_{30\%}$

\* Déterminée en fonction de  $M < 0,1$  et l'âge de maturation  $> 15$  ans.

## 2.2. VALEURS APPROXIMATIVES THÉORIQUES POUR $B_{RMD}$

Les modèles par recrue (également appelés « agrégation dynamique ») (Beverton et Holt 1957) sont des estimations de la durée de vie des contributions d'une seule recrue à diverses mesures telles que le rendement, la biomasse (ou BSR) ou la production d'œufs, et peuvent être utilisés comme de simples indicateurs pour les points de référence du RMD (MPO 2016). L'avantage d'utiliser des modèles d'agrégation dynamiques est qu'ils nécessitent moins de

---

données, car ils ne prennent pas en compte la dynamique du recrutement et ne nécessitent pas de séries chronologiques de données sur les captures ou l'abondance. Ils nécessitent toutefois de faire des hypothèses sur la croissance des individus et  $M$  (Kronlund *et al.* 2018) et sont sensibles aux changements de sélectivité des pêches (Wakeford *et al.* 2018). L'inconvénient des points de référence par recrue est qu'ils ne tiennent pas compte des réductions du nombre de recrues à mesure que la BSR diminue, et ne fournissent donc pas de base interne pour définir un seuil de surpêche des recrues (Sainsbury 2008). Cela a conduit à l'utilisation généralisée de « règles empiriques » concernant la proportion de points de référence par recrue à utiliser comme indicateur pour  $B_{RMD}$  (MF 2011). Les points de référence par recrue sont généralement calculés en utilisant la BSR comme mesure du potentiel de reproduction (p. ex., la BSR décrite ci-dessous). Cependant, la BSR doit être considérée comme interchangeable avec les reproducteurs, la production d'œufs, la production de larves ou toute autre mesure du potentiel de reproduction (Brooks 2013).

Le rapport du potentiel de reproduction (RPR; Gabriel *et al.* 1989; Clark 1991; Mace et Sissenwine 1993) est défini comme la BSR par recrue ( $\varphi$ ) à une valeur constante à long terme de  $F$  divisée par la  $\varphi$  à long terme  $F = 0$  ( $\varphi_0$ ).  $F_{X\%RPR}$  représente le  $F$  qui aboutit à  $X$  % de  $\varphi_0$ . La valeur de  $X$  qui aboutit à  $F_{RMD}$  est une fonction inverse de  $h$  (Williams 2002; Punt *et al.* 2008; Forrest *et al.*, 2010). Cependant, alors que  $F_{RMD}$  est une fonction à la fois de  $h$  et de  $M$ , une fois que  $X$  est sélectionné,  $F_{X\%RPR}$  est estimé indépendamment de  $h$ , bien que toujours sensible à  $M$  (Forrest *et al.* 2018).  $F_{40\%RPR}$  est couramment utilisé comme valeur approximative de  $F_{RMD}$  (Mace 1994; Clark 2002; Sainsbury 2008). Les points de référence basés sur  $F$  peuvent être interprétés sur le plan des points de référence basés sur la biomasse comme la biomasse d'équilibre résultant de la pêche à long terme à la constante précisée  $F$ . Ainsi, la biomasse d'équilibre  $F_{40\%RPR}$  est une valeur approximative de  $B_{RMD}$ ; toutefois, les valeurs SPR de l'ordre de 30 à 50 % sont des valeurs approximatives relativement courantes pour  $F_{RMD}$  (MF 2011; CPMP 2014). Dans les directives opérationnelles de la Nouvelle-Zélande,  $F_{40\%RPR}$  correspond à un  $F_{RMD}$  pour les stocks à « productivité moyenne » (tableau 2), tandis que le SPR pour les stocks à « faible » et à « forte » productivité est de 45 % et 30 %, respectivement (MF 2011).  $F_{50\%RPR}$  a également été suggéré par Sainsbury (2008) comme indicateur par défaut pour  $F_{RMD}$  lorsque  $h$  est inconnu, puisqu'il fournit une fraction élevée de RMD pour  $h$  supérieure à 0,3. Dorn (2002) a recommandé d'envisager des taux de mortalité par pêche compris entre  $F_{40\%RPR}$  et  $F_{60\%RPR}$  pour les sébastes de la côte ouest dont les données sont limitées.

Des valeurs approximatives théoriques supplémentaires pour  $B_{RMD}$  figurent à l'annexe B.

### 2.3. PRL FONDÉS SUR UN RECRUTEMENT COMPROMIS

Lorsqu'une RSR est supposée, les points de référence du RMD peuvent être estimés (section A.1); toutefois, des estimations directes des seuils permettant d'éviter la surpêche des recrues peuvent également être réalisées. Il s'agit d'estimations non paramétriques basées sur le  $F$  permettant le remplacement (Sissenwine et Shepherd 1987) ou de méthodes d'estimation de la biomasse en dessous de laquelle le déclin du recrutement moyen ou la dynamique du stock sont très incertains (CIEM 2018). Par exemple, le document d'orientation du CIEM propose différentes méthodes d'estimation des PRL en fonction des caractéristiques de la RSR. Le CIEM (2021) a défini six types de stocks en fonction des RSR et a prescrit des méthodes pour estimer  $B_{lim}$  (équivalent à un PRL) pour chaque type en fonction des points de changement dans les régressions segmentées ou des estimations de la biomasse en fonction de la plus faible biomasse observée (CIEM 2021a, section A.1).

Les points de référence de remplacement non-paramétriques basés sur  $F$  peuvent être utilisés comme seuil pour la surpêche des recrues en l'absence d'une RSR bien ajustée (Sissenwine et Shephard 1987), en fonction de la théorie selon laquelle la persistance d'une population exige

---

que chaque classe d'âge recrutée remplace en moyenne la biomasse de ses parents (c.-à-d. la BSR). La pente d'une ligne droite passant par chaque point du graphique RSR et par l'origine (pente de  $1/\varphi_F$ ) correspond à une valeur de  $F$  qui serait appliquée pendant toute la durée de vie de ces recrues afin d'obtenir la BSR. Les auteurs définissent la surpêche des recrues comme un niveau de  $F$  qui réduit la BSR produite par une classe d'âge à un niveau inférieur à celui de la BSR de ses parents en moyenne. La pente de la ligne de remplacement est définie comme le rapport médian du recrutement par rapport à la BSR. La BSR moyenne à long terme résultant de la pêche à  $F_{\text{rep}}$  (c'est-à-dire  $B_{\text{rep}}$ ) est estimée comme étant la BSR à l'endroit où la ligne médiane de remplacement croise la courbe RSR. En l'absence d'une RSR, la courbe peut être représentée comme le recrutement médian (p. ex. MPO 2002). La pêche à  $F_{\text{rep}}$  se traduira par  $B_{\text{rep}}$  en moyenne, une valeur approximative de  $B_{\text{RMD}}$ . Un seuil inférieur pour la surpêche des recrues en matière de biomasse peut être défini comme la biomasse d'équilibre de la pêche à  $F_{\text{rep90}}$  qui est le 90<sup>e</sup> centile du rapport entre le recrutement et la BSR (Serebryakov 1991, MPO 2002). Les points de référence  $F_{\text{rep}}$  et  $F_{\text{rep90}}$  sont compatibles avec les points de référence  $F_{\text{moyen}}$  et  $F_{\text{faible}}$  définis par le CIEM (1988).

La RSR en bâton de hockey (ou régression segmentée) permet d'estimer un seuil de surpêche des recrues en déterminant une biomasse en dessous de laquelle le taux de recrutement commence à décliner (p. ex., CIEM 2021, figure A.1). Diverses formes de RSR en bâton de hockey ont été appliquées (p. ex., régression segmentée, CIEM 2018; crosse de hockey lisse, Mesnil et Rochet 2010) et diverses méthodes d'estimation du point de rupture ont été utilisées (p. ex., méthode de recherche en grille, Barrowman et Myers 2000). La forme de la RSR en bâton de hockey est pratique, car elle permet de déterminer une biomasse en dessous de laquelle le recrutement décline linéairement, conformément à la définition de la surpêche des recrues lorsqu'il n'y a plus de tampon compensatoire dans la survie des juvéniles (Hilborn et Walters 1992).

La biomasse produisant 50 % du recrutement maximal (Myers *et al.* 1994) ou 50 % du recrutement maximal prévu par la RSR ( $R_{\text{max}}$ ) peut également être estimée en tant que PRL candidat (MPO 2002; OPANO 2004). Le choix de 50 % est quelque peu arbitraire et ne tient pas compte de la variabilité de la RSR ou de  $h$ , mais il a été utilisé comme règle générale pour le seuil de surpêche des recrues. Toutefois, si le recrutement moyen est presque constant pour tous les niveaux de biomasse (c'est-à-dire que  $h$  est élevé), alors 50 % du recrutement maximal peut se produire à un faible niveau d'épuisement (Myers *et al.* 1994) qui pourrait être associé à un plus grand risque de préjudices graves.

## **2.4. PRL BASÉS SUR LA DYNAMIQUE INCONNUE DES STOCKS À FAIBLE BIOMASSE**

L'incertitude concernant la dynamique des populations peut être élevée lorsque la taille des stocks est faible et, dans ce cas, des seuils peuvent être définis pour délimiter les états des stocks dont la dynamique est inconnue (OPANO 2004, MPO 2006). La biomasse la plus faible observée ( $B_{\text{loss}}$ ) et celle à partir de laquelle il y a eu un rétablissement (souvent désignée comme  $B_{\text{rétablissement}}$  ou  $B_{\text{rét}}$ ) sont des points de référence historiques qui peuvent représenter ce concept (MPO 2016, CIEM 2021a, Rivard et Rice 2003). Ces points de référence sont également faciles à comprendre et à communiquer (MPO 2004) et peuvent être appliqués à des indicateurs empiriques (p. ex., les indices du relevé et les séries chronologiques des CPUE). Ce type de point de référence peut être recommandé pour les stocks dont les classes d'âge sont occasionnellement importantes (p. ex., les stocks spasmodiques, CIEM 2021a) ou qui n'ont montré aucun signe d'altération du recrutement (RSR non informative). Ces démarches ne conviennent pas aux stocks dont le recrutement semble augmenter en fonction de la taille du stock ni aux stocks dont la biomasse estimée se situe dans des plages étroites (CIEM 2021a).

---

S'il est utilisé, ce point de référence ne doit pas être tiré des dernières années si le stock est en déclin (CIEM 2021a).

La biomasse la plus faible pour laquelle un « recrutement important » a été observé a également été utilisée comme PRL (p. ex., pour les stocks spasmodiques, CIEM 2021a). Un recrutement important peut être interprété différemment (p. ex., le 50<sup>e</sup> ou le 80<sup>e</sup> centile dans une série temporelle, van Deurs *et al.* 2021) et la détermination d'un recrutement important peut être effectuée par des avis d'expert (CIEM 2015). En utilisant les centiles des répartitions de données pour estimer les points de référence, van Deurs *et al.* (2021) ont montré que la longueur de la série temporelle peut fortement influencer les estimations des points de référence.

Une hypothèse commune à l'utilisation des points de référence historiques, comme des points de référence empiriques, est celle de la stationnarité (Kronlund *et al.* 2018, MPO 2004) et les périodes associées à  $B_{loss}$  ou à un « grand recrutement » peuvent correspondre à des conditions environnementales favorables et/ou à un faible risque d'exploitation excessive (MPO 2008). Il peut être impossible de déterminer si les stocks épuisés jusqu'à des niveaux historiquement bas seront à nouveau en mesure de se reconstituer à partir de ce niveau si l'on s'attend à ce que le stock se trouve dans des conditions de productivité défavorables (Rivard et Rice 2003). Des solutions de rechange devraient être envisagées s'il existe des preuves solides de l'existence de telles conditions (MPO 2016) lorsque les connaissances sur la productivité des stocks le permettent (MPO 2008).

## 2.5. PRL BASÉS SUR LE RÉTABLISSEMENT SUITE AUX PERTURBATIONS

La résilience, ou la capacité à se remettre d'une perturbation, est sans doute le paramètre du stock le plus pertinent pour le risque d'effondrement, mais elle peut être difficile à définir et à mesurer (MF 2011). Le manque de résilience pourrait être défini comme une capacité réduite à dépasser le remplacement et à évoluer dans le sens du rétablissement des stocks, par exemple jusqu'à des niveaux cibles capables de produire le RMD (MPO 2016, Sainsbury 2008). L'évaluation de la capacité altérée nécessite un cadre temporel souvent lié au temps de génération, c'est-à-dire dans un délai d'une (OPANO 2004) ou de deux (Rivard et Rice 2003) générations dans de bonnes conditions, ou sur des échelles de temps significatives pour l'équité intergénérationnelle humaine (Sainsbury 2008), où le temps de génération peut être défini comme l'âge moyen des individus contribuant à la reproduction du stock. Un exemple d'un tel PRL serait  $S_{gen}$ , l'abondance des reproducteurs qui entraînera un recrutement égal aux reproducteurs à  $S_{RMD}$  (abondance des reproducteurs à RMD) en une génération en l'absence de pêche dans des conditions d'équilibre (MPO 2016). Il convient d'être prudent dans la définition des PRL basés sur le rétablissement, car l'estimation dépendra de la manière dont l'état et la période de rétablissement sont déterminés, ainsi que des hypothèses relatives à la productivité. Ces PRL peuvent toutefois servir de base pour comparer la plausibilité d'autres PRL (Rice et Rivard 2003), la plausibilité consistant à déterminer si les estimations, les suppositions ou les hypothèses correspondent aux données empiriques et à la théorie de la dynamique des écosystèmes et des populations (p. ex., les trajectoires passées des indicateurs de stock ou de la productivité à la lumière de la pression exercée par la pêche et des conditions environnementales passées ou futures).

## 2.6. POINTS DE RÉFÉRENCE SPATIAUX

Les points de référence spatiaux peuvent être plus importants pour les espèces dont la dispersion des premiers stades du cycle de vie est limitée (OPANO 2004). Un groupe de travail de l'OPANO a défini un seuil de préjudices graves comme étant une diminution de l'aire de répartition de 75 % (OPANO 2004), ce qui repose sur l'hypothèse d'un modèle de répartition

---

semblable à celui du bassin de MacCall (1990). L'hypothèse du modèle de bassin repose sur le fait qu'une réduction de la répartition spatiale surestimera la réduction de la taille de la population. En effet, on suppose que la densité dans l'habitat privilégié augmente avec la diminution de la taille de la population (c'est-à-dire que la population se regroupera plus densément dans l'habitat privilégié ou « la partie la plus profonde du bassin » dans le modèle de répartition du bassin de MacCall). Les 25 % de l'aire de répartition maintiendraient donc au moins 25 % de la taille de la population.

Reuchlin-Hugenholtz *et al.* (2016) ont élaboré une méthodologie pour estimer le seuil en dessous duquel les diminutions de la BSR deviennent rapidement de plus en plus importantes par rapport à un indicateur spatial. Ils ont défini l'ADH<sub>X</sub> % comme la proportion des traits totaux du relevé au cours d'une année donnée qui se situent dans les X % les plus élevés de traits non nuls sur l'ensemble de la répartition des traits de la série temporelle. L'ADH<sub>X</sub> % est donc un indice pour les zones contenant la plus forte concentration de biomasse, où des valeurs de X comprises entre 2,5 et 15 ont été explorées. Reuchlin-Hugenholtz *et al.* (2016) ont cerné une relation concave entre la BSR normalisée et l'indicateur ADH normalisé et ont constaté que pour six stocks de poissons de fond, 0,2 à 0,3 ADH, une perte de 70 à 80 % des zones à haute densité, conforme au seuil défini ci-dessus par l'OPANO (2004), était associée à des baisses potentiellement importantes de la BSR.

## 2.7. APPROCHE DES FEUX DE SIGNALISATION

L'expression « approche des feux de signalisation » (Caddy 2002) a été utilisée pour décrire un cadre de gestion qui utilise un système de feux verts, jaunes et rouges (p. ex., Halliday *et al.* 2001) ou simplement des feux rouges et verts (p. ex., CIEM 2018) pour catégoriser des indicateurs multiples de l'état de la pêche. Un seuil de préjudice grave (ou d'état indésirable) est déterminé pour chaque indicateur. En l'absence d'une base objective pour définir un seuil pour un indicateur, il est possible de recourir aux avis d'experts (Halliday *et al.* 2001; Harford *et al.* 2021). Une certaine forme d'intégration des indicateurs est nécessaire pour soutenir une estimation de l'état général du stock. L'intégration peut comprendre la mise à l'échelle des indicateurs pour les rendre comparables et l'utilisation d'une opération pour combiner les indicateurs (Halliday *et al.* 2001).

Les avantages de l'approche par feux de signalisation sont notamment sa simplicité et sa capacité à prendre en compte des indicateurs multiples, y compris ceux qui sont directement observables. L'approche par feux de signalisation peut être envisagée dans les situations où plusieurs ensembles de données ne peuvent pas être combinés statistiquement, mais peuvent fournir des renseignements sur différents aspects de l'état des stocks qui sont pertinents pour les objectifs en matière de gestion (Harford *et al.* 2021). Les indicateurs multiples peuvent être intéressants lorsqu'un seul indicateur peut être ambigu (p. ex., une diminution de la longueur moyenne peut être due à un fort recrutement ou à une perte d'individus plus âgés dans la population). Les difficultés peuvent résider dans la définition d'une méthode d'intégration des indicateurs dans une mesure globale de l'état des stocks. Différentes approches ont été utilisées, notamment la proportion d'indicateurs dans la catégorie rouge et l'utilisation d'une méthode de pondération pour combiner plusieurs indicateurs qui sont des valeurs approximatives de la même variable (Harford *et al.* 2021).

## 2.8. PRL POUR LES STOCKS SÉMELPARES

Pour les espèces sémelpares, les RSR peuvent être utilisées pour décrire l'ensemble du cycle de vie d'un stock. Les estimations de l'abondance des reproducteurs au RMD ( $S_{RMD}$ ), le taux d'exploitation optimal au RMD et l'abondance des reproducteurs qui produit un recrutement maximal ( $R_{max}$ ) peuvent être estimés directement à partir des estimations des paramètres RSR

(Hilborn et Walters 1992; tableau 3). Les PRL candidats peuvent être déterminés sur la base d'une proportion du  $S_{RMD}$  (p. ex.,  $0,4 S_{RMD}$ ), l'abondance des reproducteurs à 50 %  $R_{max}$ , ou  $S_{gen}$ , l'abondance des reproducteurs qui entraîne un recrutement égal à celui des reproducteurs au RMD en une génération en l'absence de pêche dans des conditions d'équilibre (p. ex., Holt *et al.* 2009; Chaput 2015). Les points de référence basés sur  $S_{RMD}$  et  $S_{gen}$  ont été adoptés dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) du Canada (Holt *et al.* 2009) et ont également été utilisés comme points de contrôle opérationnel (PCO) pour le saumon, en dessous desquels la pêche est limitée à de faibles niveaux (MPO 2016).

Tableau 3. Points de référence pour les stocks sémelpares estimés à partir des relations de recrutement des stocks de Beverton-Holt (BH) et de Ricker paramétrées comme dans les équations A.1 et A.2 de l'annexe A. (Adapté de Hilborn et Walters 1992, en fonction des paramétrages des équations A.1 et A.2.)

Point de référence	BH (équation A.1)	Ricker (équation A.2)*
$R_{RMD}$	$\frac{\sqrt{\alpha} - 1}{\beta}$	$\frac{\ln(\alpha)}{\beta} (0,5 - 0,07 \ln(\alpha))$
$R_{max}$	$\frac{\alpha}{\beta}$	$\frac{\alpha}{\beta} e^{-1}$
$U_{RMD}$	$1 - \sqrt{1/\alpha}$	$0,5 \ln(\alpha) - 0,07 (\ln(\alpha))^2$

\* Les formules  $S_{RMD}$  et  $U_{RMD}$  sont des valeurs approximatives valables pour  $0 < \alpha < 3$  (Hilborn 1985).

## 2.9. PRL POUR LE SAUMON DU PACIFIQUE

Le saumon du Pacifique (*Oncorhynchus* spp.) est unique parmi les espèces de poissons marins en raison de son haut niveau de diversité intraspécifique, ce qui donne lieu à un large éventail de données disponibles, de considérations et d'approches pour les évaluations et l'élaboration du PRL. Pour le saumon du Pacifique, les PRL ont été élaborés pour s'aligner sur l'objectif de la PSS du Canada de préserver la diversité adaptative du saumon à l'échelle des unités de conservation (UC), qui sont imbriquées dans les principaux stocks, ou « unités de gestion des stocks » de saumon (UGS) (Holt *et al.* 2023a, Holt *et al.* 2023b). Les méthodes d'évaluation de l'état des UC sont bien établies et utilisent des repères biologiques pour délimiter trois zones d'état : vert, jaune, et rouge représentant une préoccupation croissante en matière de conservation et d'intervention de gestion. Compte tenu de la diversité des données disponibles et des types d'UC, une approche par feux de signalisation (section 2.7) est utilisée pour estimer le statut, où les statuts de plusieurs mesures sont combinés en une évaluation globale de vert, jaune ou rouge (Holt *et al.* 2009; MPO 2024).

Aux fins des DRSP, les PRL peuvent être déterminés à partir de la proportion d'UC dont le statut est supérieur à la zone rouge pour les évaluations du statut de la PSS (Holt *et al.* 2023a). Cette approche permet d'assurer une certaine cohérence avec les évaluations de l'état d'avancement déjà produites dans le cadre de la PSS, et peut éclairer les décisions de gestion concernant la récolte, l'habitat et les écloséries qui se produisent souvent à des échelles plus fines, celles des UC. Pour compléter l'approche par défaut, des PRL basés sur des mesures d'abondances regroupées pour l'ensemble de l'UGS ont également été proposés (Holt *et al.* 2023a; Holt *et al.* 2023b), qui peuvent être nécessaires à des fins de gestion de la pêche dans certains cas. Pour cette approche, les PRL sont dérivés de manière à avoir une probabilité souhaitée que toutes les UC constitutives soient au-dessus du statut rouge et supposent une

---

relation entre l'abondance globale et la proportion d'UC dont le statut est supérieur à la zone rouge.

Ces méthodes de PLR peuvent être adaptées à d'autres espèces et contextes de gestion des évaluations où les données sont limitées, où les approches d'estimation traditionnelles ne peuvent être appliquées ou les unités biologiques d'évaluation sont imbriquées dans les principaux stocks. L'approche « feux de signalisation » est particulièrement utile pour les espèces pour lesquelles les mesures théoriques ou historiques basées sur l'abondance ne sont pas estimables ou applicables, ou pour lesquelles les données sont limitées (Dowling *et al.* 2015).

## 2.10. PRL POUR LE SAUMON ATLANTIQUE

Les PRL pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) au Canada ont été définis en fonction de la conservation de la population de saumon en fixant des objectifs d'échappés (MPO 2015). Les PRL candidats compatibles avec la politique de l'AP ont été définis en fonction de la RSR en termes de  $S_{RMD}$ ,  $S_{gen}$ , l'abondance des reproducteurs à 50 %  $R_{max}$ , ou l'abondance des reproducteurs qui se traduit par une probabilité inférieure à 25 % que le recrutement soit inférieur à 50 % de  $R_{max}$ . Dans les populations de saumon atlantique, il y a un fort biais sexuel dans l'âge à la maturité en mer (O'Connell *et al.* 2006) et des différences dans l'abondance des groupes d'âge en mer dans les remontées annuelles dans une rivière (MPO 2015). Les taux de dépôt d'œufs sont donc couramment utilisés comme indicateurs de l'état des stocks de saumon atlantique. Le PRL le plus récemment défini pour le saumon atlantique au Canada était le taux de dépôt d'œufs (c.-à-d. le nombre d'œufs par zone d'habitat) qui donne moins de 25 % de chances que la production de saumoneaux réalisée en eau douce soit inférieure à 50 % de  $R_{max}$  (MPO 2015; 2018b).

## 2.11. APPROCHES BASÉES SUR LA LONGUEUR

Les approches basées sur la longueur comprennent des indicateurs de l'état du stock basés sur la longueur et des méthodes d'évaluation basées sur la longueur uniquement qui ne permettent généralement que l'estimation des points de référence basés sur  $F$  (Pons *et al.* 2020). Certaines approches basées sur la longueur incluent toutefois l'estimation de points de référence basés sur la biomasse (p. ex., Froese *et al.* 2018) ou d'autres indicateurs de l'état des stocks (p. ex., basés sur le ratio du potentiel de reproduction). La théorie qui sous-tend les indicateurs basés sur la longueur est qu'il y a une diminution de la longueur moyenne des captures en raison d'une mortalité par pêche élevée qui tronque la répartition des tailles, ou d'une mortalité par pêche sélective en fonction de la taille où les individus les plus grands sont retirés de la population. La plupart des approches basées sur la longueur supposent des conditions d'équilibre et les méthodes sont influencées par de fortes classes d'âge (qui réduisent la longueur moyenne et supposent une mortalité élevée). Il est donc essentiel de comprendre si des classes d'âge extrêmes influencent les répartitions des longueurs (CIEM 2018).

### 2.11.1. Indicateurs basés sur la longueur

Froese (2004) a d'abord introduit trois indicateurs basés sur la longueur, basés sur la répartition des fréquences de longueur des captures avec les objectifs suivants :

- $P_{mat}$ , le pourcentage de poissons matures dans les captures (objectif 100 %),
- $P_{opt}$ , le pourcentage de poissons ayant une longueur optimale (taille à laquelle le rendement le plus élevé d'une cohorte se produit) dans les captures (objectif de 100 %),

- $P_{\text{mega}}$ , le pourcentage de « super reproducteurs » dans les captures (objectif 0 %), 30 à 40 % de super reproducteurs représentent une structure d'âge saine et < 20 % représentent une préoccupation.

Ces paramètres étaient destinés à éviter la surpêche des individus en croissance et des recrues; toutefois, ils n'ont aucun lien quantitatif avec les paramètres de l'état des stocks (p. ex.,  $B_{\text{RMD}}$  ou  $B_0$ ). Cope et Punt (2009) ont exploré les relations entre ces indicateurs et les mesures de  $F$  et BSR en utilisant des simulations à partir d'un modèle structuré par âge. Ils ont constaté que chaque paramètre présentait un large éventail de valeurs possibles en fonction de la sélectivité, de  $h$ , et du rapport entre la longueur à maturité et la longueur de pêche optimale, et qu'un seul paramètre n'était pas suffisant pour garantir une pêche durable. Même avec  $P_{\text{opt}} = 100\%$ , des diminutions importantes de la biomasse peuvent encore se produire en fonction de la sélectivité. Cope et Punt (2009) ont donc fourni un arbre de décision pour interpréter l'état des stocks lorsque la pêche ne fonctionne pas avec une sélectivité optimale. Les auteurs ont proposé une nouvelle mesure ( $P_{\text{obj}} = P_{\text{mat}} + P_{\text{opt}} + P_{\text{mega}}$ ) pour identifier des points de référence en ce qui concerne la biomasse par rapport à une biomasse cible, sur la base du type de sélectivité qui est déterminé par la valeur de  $P_{\text{obj}}$ .

Le CIEM utilise un ensemble d'indicateurs basés sur la longueur (IBL) pour évaluer les stocks pour lesquels les données sont limitées, en suivant l'approche des feux de signalisation (Caddy 2002; section 2.7). L'approche par feux de signalisation utilisée par le CIEM pour les IBL est un système de feux rouges et verts permettant de classer plusieurs indicateurs en fonction de l'état souhaité des stocks. Les IBL du CIEM nécessitent les données suivantes : longueur à la maturité ( $L_{\text{mat}}$ ); longueur asymptotique ( $L_{\text{inf}}$ ); capture à la longueur par année; et les paramètres poids-longueur ( $a$  et  $b$ ) à partir de la capture. Les IBL sont regroupés en fonction des indicateurs de conservation/durabilité, de rendement optimal et de RMD (tableau 4). L'approche suppose des conditions d'équilibre et que la courbe de sélectivité des pêches est plate (logistique) (CIEM 2018). La longueur optimale ( $L_{\text{opt}}$ ) est estimée en supposant que  $M/k = 1,5$ , où  $k$  est le paramètre du taux de croissance de von Bertalanffy. Toutefois, si des estimations directes de  $M$  et  $k$  sont disponibles, les points de référence  $L_{\text{opt}}$  et  $L_{F=M}$  peuvent être estimés comme suit :

$$L_{\text{opt}} = L_{\text{inf}} \frac{3}{3 + M/k} \quad (1)$$

$$L_{F = \gamma M, k = \theta M} = \frac{\theta L_{\text{inf}} + L_c(p + 1)}{\theta + \gamma + 1} \quad (2)$$

Où les paramètres sont définis dans le tableau 4 et où  $\gamma$  et  $\theta$  sont des proportions définies par l'utilisateur de  $M$  utilisées comme valeurs approximatives pour  $F_{\text{RMD}}$  et  $k$ , respectivement, lorsque les hypothèses de  $F_{\text{RMD}} = M$  et  $M/k = 1,5$  ne sont pas étayées. Les valeurs attendues des IBL pour le rendement optimal et le RMD reflètent en théorie les répartitions longueur-fréquence des captures dans des conditions d'équilibre de pêche à  $F_{\text{RMD}}$ . Les indicateurs sont sensibles aux valeurs supposées de  $L_{\text{mat}}$  et  $L_{\text{inf}}$ , et des analyses de sensibilité sont recommandées pour évaluer l'influence de ces valeurs sur les estimations de l'état (Shephard *et al.* 2018). Il convient également d'évaluer la pertinence du rapport supposé de  $M/k = 1,5$ . Bien que le rapport  $M/K$  soit considéré comme moins variable entre les stocks/espèces que  $M$  (Prince *et al.* 2015), il peut se situer en dehors des limites de 1,2 à 1,8 pour de nombreuses espèces exploitées (Hordyk *et al.* 2019). Les répartitions longueur-fréquence doivent être examinées pour vérifier la présence d'une répartition unimodale afin d'étayer l'hypothèse de conditions d'équilibre (CIEM 2018).

Les points de référence possibles pour chaque indicateur sont inscrits dans le tableau 4. Une estimation globale de l'état du stock serait obtenue en utilisant une approche par feux de signalisation (section 2.7) ou une approche par poids de la preuve (section 2.12).

Tableau 4. Indicateurs basés sur la longueur utilisés par le CIEM (2018).

Type d'indicateur	Indicateur	Calcul	Point de référence*	Valeur attendue du rapport entre l'indicateur et le point de référence
Conservation (grands individus)	$L_{\max 5\%}$	Longueur moyenne du plus grand 5 %	$L_{\inf}$	> 0,8
	$L_{95\%}$	95 <sup>e</sup> centile	$L_{\inf}$	> 0,8
	$P_{\text{mega}}$	Proportion d'individus > 1,1 $L_{\text{opt}}$	0,3 à 0,4	$P_{\text{mega}} > 0,3$
Conservation (juvéniles)	$L_{25\%}$	25 <sup>e</sup> centile	$L_{\text{mat}}$	> 1
	$L_c$	Longueur à 50 % de l'abondance modale	$L_{\text{mat}}$	> 1
Rendement optimal	$L_{\text{moyenne}}$	Longueur moyenne > $L_c$	$L_{\text{opt}} = 2/3 L_{\inf}$	$\approx 1$
	$L_{\text{maxy}}$	Classe de longueur avec biomasse maximale dans les captures	$L_{\text{opt}} = 2/3 L_{\inf}$	$\approx 1$
RMD	$L_{\text{moyenne}}$	Longueur moyenne > $L_c$	$L_{F=M} = 0,75 L_c + 0,25 L_{\inf}$	$\geq 1$

\* $L_{\text{opt}}$  et  $L_{F=M}$  signalé pour  $M/k = 1,5$

### 2.11.2. Méthodes basées sur la longueur pour le RPR et les indicateurs basés sur la biomasse

Une méthode du rapport du potentiel de reproduction (RPR) basée sur la longueur a été élaborée par Hordyk *et al.* (2015a, 2015b) et a été adoptée par le CIEM (2018) dans ses directives pour les stocks à données limitées. Pour cette approche, l'indicateur de l'état du stock est le % du RPR annuel estimé et une estimation de  $F/M$  (une valeur approximative de  $F/F_{\text{RMD}}$ ) est également produite. Le RPR est estimé à partir d'un échantillon représentatif de la répartition par taille des captures et de certaines hypothèses sur les caractéristiques du cycle de vie de l'espèce. La méthode du RPR basée sur la longueur suppose des conditions d'équilibre et que les données relatives à la répartition des longueurs constituent un échantillon représentatif de la population exploitable. La méthode utilise le rapport  $M/k$  (moins variable entre les stocks/espèces que  $M$ ; Prince *et al.* 2015), les estimations de la longueur asymptotique ( $L_{\inf}$ ) et le paramètre de croissance de von Bertalanffy  $k$ , la maturité à la longueur (c'est-à-dire la longueur à 50 % et 95 % de maturité), les paramètres de la relation poids-

---

longueur ( $a$ ,  $b$ ), et la sélectivité de la pêche à la longueur (supposée être en forme de couteau, logistique, ou en forme de dôme). Le RPR est estimé à l'aide d'une estimation du maximum de vraisemblance afin de trouver les valeurs de  $F/M$  et de la sélectivité à la longueur qui réduisent la différence entre la composition en longueur observée et la composition en longueur attendue de la capture. Le RPR annuel peut être estimé et utilisé comme indicateur de l'état du stock. Un RPR de 40 % est un point de référence commun (c'est-à-dire que  $F_{40\%}$  est une valeur approximative de  $F_{RMD}$ ; voir section 2.2), bien que le pourcentage dépende fortement de la résilience supposée du stock (tableau 1). Goodyear (1993) propose une fourchette de 20 à 30 % du RPR comme niveaux minimaux acceptables au-dessus desquels les stocks maintiennent une productivité acceptable, la valeur minimale de cette fourchette correspondant à 0,5 d'un objectif de 40 % du RPR. De même, Mace et Sissenwine (1993) proposent une fourchette de 20 à 35 % du RPR comme seuil de surpêche des recrues et recommandent 30 % de RPR comme PRL lorsque la résilience du stock n'est pas connue.

Une méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur (Rudd et Thorson 2018) utilise également des données sur la composition des longueurs provenant des captures et des données sur l'historique biologique pour estimer  $F$  et RPR, mais ne repose pas sur l'hypothèse d'équilibre de la méthode du RPR basée sur la longueur. La méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur utilise des effets mixtes pour estimer les changements dans le recrutement et  $F$  séparément au fil du temps et estime une courbe de sélectivité pour l'ensemble de la série chronologique (Rudd et Thorson 2018). Toutes les autres exigences en matière de données sont les mêmes que pour la méthode du RPR basée sur la longueur.

Une méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur (Froese *et al.* 2018) permet d'estimer  $B/B_0$  et  $B/B_{RMD}$  à partir de l'analyse des répartitions de fréquence de longueur des captures. Cette méthode repose sur l'équation de croissance de von Bertalanffy. Son cadre est basé sur des taux relatifs (au lieu de taux absolus), ce qui réduit le nombre de paramètres. L'augmentation de la longueur d'une cohorte est utilisée comme une valeur approximative du temps et, en utilisant des rapports au lieu de valeurs absolues, les unités de temps et de biomasse s'annulent (Froese *et al.* 2018). Les taux  $M/k$  et  $F/k$  sont utilisés dans la méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur pour estimer  $F/M$  (ici  $M$  est une valeur approximative de  $F_{RMD}$ ) et  $B/B_0$ . Hordyk *et al.* (2019) notent que cette méthode est très sensible à la longueur asymptotique supposée.

Pons *et al.* (2020) ont testé par simulation les méthodes du RPR basées sur la longueur, la méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur et la méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur pour trois scénarios de cycle biologique (court, moyen et long) croisés avec trois tendances de capture ( $F$  augmentant jusqu'à un maximum puis diminuant,  $F$  augmentant puis restant constant, et  $F$  augmentant constamment), et trois scénarios d'épuisement (épuisement final 0,2, 0,4, et 0,6) pour évaluer le biais et la précision. En général, la méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur était la méthode la moins biaisée. La méthode du RPR basée sur la longueur a généralement sous-estimé les taux de capture. Pour les espèces dont le cycle biologique est court, c'est la méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur qui a donné les meilleurs résultats, tandis que la méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur a présenté la plus grande variabilité dans les estimations de  $F$ . Pour les espèces dont le cycle de vie est moyen, c'est la méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur qui a donné les meilleurs résultats et les résultats pour la méthode RPR basée sur la longueur et la méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur étaient similaires, mais la méthode du RPR basée sur la longueur était plus précise. Pons *et al.* (2020) ont montré que la méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur était très biaisée et imprécise pour les espèces dont le cycle biologique est long. Ce résultat a également été noté par les auteurs de

---

la méthode bayésienne d'estimation de la biomasse basée sur la longueur, qui ne recommandent pas son utilisation pour les espèces dont le cycle biologique est long (Froese *et al.* 2018). La méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur était également très imprécise pour les espèces dont le cycle biologique est long, un résultat également noté par les auteurs de la méthode (Rudd et Thorson 2018). La méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur était cependant la méthode la moins biaisée des trois pour tous les cycles biologiques. La recommandation générale de Pons *et al.* (2020) était d'utiliser la méthode intégrée d'effets mixtes basée sur la longueur, sauf pour les espèces dont le cycle biologique est long, pour lesquelles la méthode du RPR basée sur la longueur était recommandée. Cependant, une longue série de données est généralement nécessaire pour tirer des conclusions sur les espèces dont le cycle biologique est long à l'aide de cette méthode.

## 2.12. ÉTAT BASÉ SUR LES AVIS D'EXPERTS

Le recours aux seuls avis d'experts pour attribuer l'état des stocks a parfois été invoqué lorsque toutes les autres méthodes semblaient irréalisables. Les avis d'experts ont servi dans des scénarios riches en données, où l'expertise est largement appliquée dans des cadres bayésiens pour élaborer des priorités sur l'état des stocks (Chrysaï *et al.* 2019), où l'expertise est utilisée pour sélectionner une biomasse minimale qui a connu un « bon » recrutement (CIEM 2015), pour sélectionner une biomasse historique indésirable à éviter à l'avenir (p. ex., MPO 2019b), ou pour intégrer des estimations de l'état sur des mesures multiples, souvent contradictoires, dans une approche « composite » (p. ex., Grant et Pestal 2012). Les méthodes faisant appel à des experts varient des techniques Delphi formalisées (Rowe et Wright 2001), où les experts sont consultés de manière anonyme et itérative pour fournir des avis sur un sujet donné, entrecoupé de discussions sur les contributions des experts au niveau du groupe, des outils logiciels moins intensifs, mais normalisés affichant les informations disponibles (Chrysaï *et al.* 2019). Quelle que soit la méthode utilisée, il convient de faire preuve de rigueur dans la collecte de l'expertise afin de garantir que les avis des experts sont à la fois transparents et reproductibles (Drescher *et al.* 2013).

Un autre exemple de méthodes d'avis d'experts est l'utilisation de cadres de poids de la preuve. Le poids de la preuve est utilisé dans l'évaluation des risques dans divers domaines et peut être résumé en principes généraux comme suit, chaque activité étant étayée par une documentation suffisante (Santé Canada 2018) :

- rassemblement de « toutes » les données probantes disponibles;
- évaluation des études individuelles en vue de leur inclusion/exclusion en fonction de critères de sélection (pertinence, qualité, fiabilité, etc.);
- regroupement de sources de données (c'est-à-dire des groupes d'études ou de sources de données liées entre elles);
- évaluation de la force ou la solidité des éléments de preuve en faveur ou à l'encontre d'une hypothèse particulière;
- intégration de plusieurs sources de données en vue d'une conclusion globale par des processus qualitatifs ou quantitatifs, y compris l'utilisation de systèmes de pondération.

En 2009, le ministère australien de l'Agriculture, de la Pêche et des Forêts a lancé le projet RUSS (réduire les incertitudes liées à l'état des stocks), qui comporte deux volets. Le volet 1 a élaboré un cadre du poids de la preuve pour classer systématiquement l'état des stocks dont les données sont limitées (Larcombe *et al.* 2015), qui a ensuite été utilisé pour étayer les désignations de l'état des stocks pour le rapport sur l'état des stocks de poissons en Australie (Flood *et al.* 2016). Le volet 2 a effectué des simulations en boucle fermée pour évaluer si les

---

stratégies de capture limitées par les données pouvaient encore atteindre l'objectif des politiques applicables (Haddon 2012). Le volet 2 a été motivé par le plus grand nombre de contrôles d'entrée et de sortie généralement utilisés pour les stocks pauvres en données, y compris les indicateurs qui diffèrent des stratégies « traditionnelles » reposant sur des estimations de la mortalité par pêche et de la taille des stocks pour fixer les limites de capture.

Dans le cadre du projet RUSS, le poids de la preuve visait à fournir une structure pour un examen scientifique et une interprétation des indicateurs de biomasse et  $F$  (évalués séparément), ce qui mène à une détermination de l'état pour chaque caractéristique par une pondération cumulative du poids de la preuve, de manière transparente et reproductible (Larcombe *et al.* 2015). Il comprenait :

- la compilation de données probantes des éléments suivants :
  - les caractéristiques du stock et de la pêche liés à la productivité,  $M$ , à la répartition, à l'agrégation, à la mobilité, à la structure, à l'existence d'une pêche ciblée, au nombre de pêches et à l'existence d'une pêche multi-espèces;
  - des indicateurs empiriques tels que les tendances des captures, l'effort de pêche, les taux de capture, la répartition spatiale de la pêche et la structure par âge et par taille des captures;
  - des relevés indépendants sur les pêches, s'ils sont disponibles;
  - les modèles d'évaluation des stocks, s'ils sont disponibles;
  - les évaluations des risques, telles que l'approche SAFE (évaluation de la durabilité concernant les effets de la pêche) ou les analyses de sensibilité à la productivité; mais voir Hordyk et Carruthers 2018);
- la documentation et l'évaluation des données probantes, en :
  - déterminant les principales sources de données, leur interprétation et la justification de leur utilisation;
  - décrivant si des poids différents ont été attribués à différentes sources de données probantes, et pourquoi;
  - déterminant des sources de données incohérentes, y compris la question de savoir si elles ont été pondérées différemment;
  - déterminant les principaux domaines d'incertitude;
- la conclusion par l'attribution d'un état, y compris une évaluation par les pairs.

Quel que soit le cadre, il est important de noter que le niveau d'expérience des experts et l'état « réel » du stock peuvent tous deux avoir une incidence sur la qualité des méthodes d'attribution de l'état du stock basées sur les avis des experts. Il a été démontré que les avis d'experts étaient les plus fiables pour les stocks dont l'état est intermédiaire (autour de  $B_{RMD}$ ), tandis que les experts avaient tendance à sous-estimer l'état des stocks sous-exploités et à surestimer l'état des stocks épuisés. En outre, les experts avec moins d'expérience ayant peu ou pas d'expérience en matière d'évaluation des stocks peuvent être à la fois plus partiaux et plus sûrs de leurs choix (Chrysafi *et al.* 2019, Chrysafi et Cope 2019).

### 3. PROPRIÉTÉS DES PRL

#### 3.1. INCERTITUDE

L'incertitude dans le contexte des pêcheries peut être définie comme « le caractère incomplet des connaissances sur l'état ou les processus (passés, présents et futurs) de la nature » (FAO 1995). Six types d'incertitude ont été définis dans la gestion des pêches et examinés dans

---

Francis et Shotton (1997) : incertitudes associées au processus, à l'observation, au modèle, à l'estimation, à la mise en œuvre et aux institutions. Les quatre premiers types d'incertitude peuvent être considérés comme des incertitudes scientifiques et les deux derniers comme des incertitudes en matière de gestion (p. ex., Privitera-Johnson et Punt 2020). L'incertitude d'estimation dans les PRL et les estimations de l'état des stocks sont liées à l'incertitude scientifique et résultent des effets combinés des incertitudes liées aux processus, à l'observation et aux modèles. L'incertitude du processus résulte de la stochasticité sous-jacente ou de la variabilité naturelle de la dynamique de la population, telle que la variabilité annuelle du recrutement. Les incertitudes d'observation découlent du processus de collecte des données et se traduisent par une erreur de mesure ou d'échantillonnage lors de l'observation d'un échantillon d'une population statistique. L'incertitude du modèle fait référence aux hypothèses sur les formes structurelles du modèle (p. ex., la forme de la RSR, la forme de l'ogive de sélectivité, les hypothèses sur la variation des paramètres en fonction de l'âge ou du temps). Certaines méthodes de calcul des PRL intègrent l'incertitude de l'estimation, d'autres non. Lorsque les points de référence sont estimés dans le cadre d'un modèle d'évaluation, l'incertitude de l'estimation peut être prise en compte dans les points de référence estimés au niveau interne. Dans les modèles d'évaluation où les paramètres clés qui déterminent les points de référence sont fixes (p. ex.,  $h$  et/ou  $M$ ), l'incertitude des points de référence sera sous-estimée et les points de référence seront potentiellement biaisés (Mangel *et al.* 2013).

Les estimations des PRL peuvent également être réalisées en dehors du modèle d'évaluation (p. ex., en introduisant les résultats de l'évaluation des stocks dans des logiciels de points de référence), mais les hypothèses telles que la forme de la RSR peuvent ne pas être cohérentes avec le modèle d'évaluation d'origine (CIEM 2022). L'incertitude des estimations des PRL en dehors d'un modèle d'évaluation peut être estimée à l'aide de diverses méthodes (p. ex., simulations de Monte Carlo, Braccini *et al.* 2015; bootstrapping, Cadigan 2013, CIEM 2022; simulation en boucle fermée, Merino *et al.* 2020). Cependant, ces méthodes peuvent ne pas maintenir les corrélations entre les paramètres du modèle (Trijoulet *et al.* 2022). Lorsque les paires stock-recrutement estimées par le modèle sont traitées comme des observations indépendantes dans les analyses ultérieures, les relations erronées et les sous-estimations de l'incertitude peuvent introduire un biais dans les estimations des points de référence (Link 1999; Maunder et Punt 2013; Brooks et Deroba 2015).

La caractérisation de l'incertitude de l'état des stocks est essentielle, car les propriétés statistiques de l'incertitude saisies dans une estimation de l'état des stocks modifient les conclusions sur l'état des stocks par rapport aux points de référence et le choix des mesures de gestion visant à atteindre les objectifs liés aux points de référence. La politique de l'AP est axée sur la tolérance à l'égard de la diminution des stocks. En ce qui concerne le PRL, l'objectif de gestion est d'éviter des niveaux de biomasse inférieurs au PRL avec une forte probabilité.

Les analyses de sensibilité peuvent servir à caractériser qualitativement l'incertitude en démontrant le comportement du modèle et à évaluer la fiabilité des résultats du modèle à des formulations précises du modèle ou à d'autres sources de données (Privitera-Johnson et Punt 2020). Souvent, un modèle de base ou de référence est sélectionné sur la base d'avis d'experts, et les conseils sont basés sur ce modèle. Les analyses de sensibilité peuvent être utilisées pour évaluer les conséquences de l'incertitude liée à des hypothèses de modèle de rechange sur les résultats et les conseils du modèle. L'incertitude du modèle peut également être prise en compte dans une estimation de l'état des stocks en combinant les estimations de plusieurs modèles à l'aide d'une approche de moyenne de modèle ou d'ensemble (Section 4.2). Il peut s'agir d'autres modèles d'évaluation ou de modèles d'exploitation qui représentent d'autres hypothèses dans une approche de simulation en boucle fermée.

---

Lorsque l'incertitude sur l'état du stock peut être estimée, une distribution de probabilité pour la biomasse actuelle ou projetée peut être générée et la probabilité d'être au-dessus du PRL peut être estimée. Il existe une distribution de probabilité sous-jacente pour la biomasse actuelle ou projetée ainsi que pour l'estimation du PRL. Pour tenir compte de cette variabilité, le rapport entre la biomasse et le PRL devrait être plus précis et plus exact que l'utilisation des valeurs absolues en ce qui concerne la biomasse (OPANO 2004).

### 3.2. FIABILITÉ

Une estimation fiable des PRL ou des mesures de l'état des stocks peut être interprétée comme étant d'une fiabilité acceptable (compte tenu de la cohérence, de la variance et du biais) par rapport aux principales incertitudes et hypothèses du cadre de l'avis (Marentette *et al.* document de travail non publié). Les valeurs réelles des points de référence étant inconnues, les évaluations de la précision des estimations sont effectuées dans le cadre de tests de simulation de systèmes dont les valeurs sont connues. La pression historiquement exercée sur la pêche et la disponibilité des données influencent la fiabilité des estimations des points de référence. Dans une étude de simulation, Magnusson et Hilborn (2007) ont constaté qu'une forte diminution de l'abondance est la caractéristique la plus importante dans la série chronologique de la pêche pour informer sur la fiabilité des points de référence, suivie d'une série chronologique avec un contraste dans les taux de capture. La fiabilité des estimations du PRL dépend de la méthode utilisée pour estimer l'incertitude des estimations. Une évaluation des méthodes de quantification de l'incertitude peut également être réalisée à l'aide de tests de simulation. Par exemple, Magnusson *et al.* (2013) ont mené une étude de simulation pour évaluer le biais et la largeur des intervalles de confiance pour les points de référence en utilisant trois méthodes de quantification des points de référence dans un modèle structuré par âge. Des études de simulation ont également été utilisées pour estimer le biais et la précision des méthodes fondées sur des données limitées afin d'estimer des paramètres tels que  $B_{RMD}$  et RPR (p. ex., Pons *et al.* 2020).

La fiabilité des estimations de  $B_{RMD}$  dépend de la qualité de l'estimation de  $h$ . Les estimations de  $h$  dans une étude de simulation étaient plus fiables lorsque les données de composition par âge et un indice d'abondance étaient disponibles pour des périodes où l'abondance était très faible (Magnusson et Hilborn 2007), ce qui a permis d'estimer le recrutement à une faible biomasse. Compte tenu des défis que pose l'estimation de  $h$ , des *a priori* pour  $h$  sont couramment utilisés lors de l'ajustement des modèles d'évaluation (p. ex., Myers *et al.* 1999; Mangel *et al.* 2010). Les estimations de  $h$  pour des stocks similaires à partir de méta-analyses (p. ex., Thorson *et al.* 2020), ou les estimations des caractéristiques du cycle biologique (Wiff *et al.* 2018) peuvent être utilisées pour orienter les estimations ou les distributions *a priori* pour  $h$ . Des analyses de sensibilité peuvent être menées pour évaluer l'influence des paramètres du modèle sur les estimations du point de référence.

### 3.3. VRAISEMBLANCE

La vraisemblance des indicateurs candidats de l'état des stocks et des PRL consiste à déterminer si les estimations, les suppositions ou les hypothèses sont cohérentes avec les données empiriques et la théorie de la dynamique des écosystèmes et des populations (p. ex., les trajectoires passées des indicateurs des stocks ou de la productivité à la lumière de la pression exercée sur la pêche et des conditions environnementales passées ou futures). Lors de la comparaison de plusieurs PRL candidats, une évaluation de la vraisemblance de chaque approche candidate peut aider à la sélection du PRL. Par exemple, les proportions des estimations basées sur le modèle de  $B_0$  et  $B_{RMD}$  peuvent être comparées à la perte de  $B$  et à

---

Brétablissement ou à des états antérieurs associés à une faible production excédentaire afin d'évaluer si la récupération de ces valeurs candidates s'est produite dans le passé.

## 4. PARAMÈTRES DE L'ÉTAT DU STOCK

### 4.1. GRANDE VARIABILITÉ

Les approches permettant de traiter la variabilité élevée des estimations de l'état des stocks comprennent l'utilisation de lisseurs (p. ex., *loess* : lissage du nuage de points pondéré localement ou une moyenne mobile de 3 ou 5 ans) qui sont couramment utilisés pour les indices empiriques de l'état des stocks canadiens (Marentette *et al.* document de travail non publié). Les méthodes de lissage peuvent également être utilisées pour les estimations de l'état des stocks basées sur des modèles. Par exemple, le progiciel R pour la méthode du RPR basée sur la longueur utilise un lisseur pour réduire la variabilité annuelle du RPR et *FIM* (Hordyk 2021).

### 4.2. UN SEUL ÉTAT DES STOCKS À PARTIR DE PLUSIEURS MODÈLES

#### 4.2.1. Approches d'ensemble

Une approche d'ensemble (également connue sous le nom de moyenne de modèle) s'entend de toute méthode de combinaison de l'inférence pour les quantités d'intérêt dans plusieurs modèles (p. ex., Dietterich 2000; Anderson *et al.* 2017; Jardim *et al.* 2021). Dans le cadre de l'évaluation des stocks, les quantités d'intérêt peuvent être le PRL ou l'état des stocks par rapport au PRL. Un ensemble peut combiner des modèles avec, par exemple, des hypothèses structurelles de rechange, des plateformes de modélisation distinctes, des paramètres établis à des valeurs différentes, ou des modèles avec d'autres *a priori*. Tous les modèles qui produisent la même quantité d'intérêt peuvent être combinés dans un ensemble, sauf si l'ensemble repose sur une pondération statistique (p. ex., à partir critère d'information d'Akaike, [CIA]), auquel cas il faut utiliser le même cadre statistique.

Lors de l'utilisation d'un ensemble de modèles, une décision doit être prise sur la façon d'attribuer des facteurs de pondération aux modèles qui composent l'ensemble. Les options comprennent :

- pondération égale;
- pondération tactique (p. ex., sur la base d'une opinion d'expert ou rendement historique);
- pondération basée sur les probabilités du modèle (p. ex., facteurs de Bayes);
- pondération basée sur les valeurs de la théorie de l'information (p. ex., CIA); ou
- pondération basée sur la capacité prédictive.

Une autre forme plus complexe de pondération par un modèle de deuxième niveau ajusté à des données connues ou fiables est également possible (« superensembles », Anderson *et al.* 2017). La sélection des modèles peut être considérée comme une version extrême de la modélisation d'ensemble, où un seul modèle se voit attribuer toute la pondération (Jardim *et al.* 2021).

Plusieurs éléments doivent être pris en compte lors du choix des modèles à inclure dans un ensemble. Tout d'abord, il est essentiel que tous les modèles constitutifs soient vraisemblables et satisfassent aux hypothèses du modèle (p. ex., distributions résiduelles, vérifications prédictives a posteriori, convergence). Ensuite, il y a des problèmes liés à la composition des

---

modèles dans l'ensemble. Les problèmes de composition des modèles comprennent un chevauchement insuffisant entre les modèles, un chevauchement trop important entre les modèles ou une combinaison des deux (p. ex., une « agglutination » entre les modèles). Avec trop peu de chevauchement, on risque d'occulter des réalités plausibles distinctes qui nécessiteraient des mesures de gestion de rechange - la meilleure réponse ne se trouve pas nécessairement au milieu (p. ex., Anderson *et al.* 2017, Maunder *et al.* 2020). Les solutions pourraient inclure des ensembles de sous-groupes ou ne pas utiliser d'ensembles du tout. Si le chevauchement est trop important, l'avantage d'utiliser une approche d'ensemble peut être réduit, car les modèles de composant peuvent ne pas représenter une diversité suffisante d'hypothèses structurelles. Cela peut poser un problème. Toutefois, un chevauchement trop important au sein des groupes de modèles peut entraîner une pondération inégale non souhaitée entre les hypothèses les plus larges. Les solutions consistent à peaufiner la composition de l'ensemble afin que les groupes modèles soient en fonction d'hypothèses plus larges ou à envisager un cadre hiérarchique pour regrouper les hypothèses et leur attribuer une pondération (Maunder *et al.* 2020).

Si l'on combine plusieurs modèles pour obtenir une estimation unique du PRL ou de la situation par rapport au PRL, plusieurs bonnes pratiques sont recommandées :

- ne pas utiliser les ensembles comme une excuse pour éviter une validation rigoureuse des modèles;
- prendre des décisions sur la composition de l'ensemble avant de faire correspondre les modèles aux données, si possible;
- envisager des modèles qui peuvent s'étendre ou se simplifier en fonction des données, si possible (p. ex. en estimant les effets comme des effets aléatoires ou en laissant les paramètres varier selon une fonction restreinte) plutôt que d'inclure plusieurs modèles dans un ensemble.

#### **4.2.2. Simulation en boucle fermée**

La simulation en boucle fermée est un processus qui consiste à évaluer le rendement de procédures de gestion (PG) de rechange (algorithmes pour formuler des recommandations de gestion) au moyen de la simulation pour évaluer les compromis entre de multiples objectifs de pêche et de conservation (Butterworth et Punt 1999; Punt *et al.* 2016). Ce processus est communément appelé évaluation de la stratégie de gestion (ESG); toutefois, nous avons réservé le terme « ESG » dans le présent document pour représenter l'ensemble du processus axé sur les parties prenantes. La simulation en boucle fermée est la composante de modélisation technique de l'ESG, qui peut être utilisée dans le cadre d'un processus d'ESG consultatif complet ou de manière autonome. Dans la simulation en boucle fermée, plusieurs modèles opérationnels (MO) sont généralement utilisés pour saisir une gamme d'incertitudes dans la dynamique des stocks et des pêches; toutefois, un seul MO peut être utilisé. Chaque MO possède sa propre biomasse implicite, ses points de référence et l'état des stocks selon les suppositions et les hypothèses du MO. L'objectif de la simulation en boucle fermée est de déterminer les PG dont le rendement est acceptable par rapport aux objectifs de gestion, et non pas précisément d'estimer l'état du stock par rapport au PRL.

L'évaluation des stocks et la gestion des pêches ont évolué vers des approches de simulation en boucle fermée dans le monde entier (p. ex., de La Mare 1998; Butterworth et Punt 1999; Plagányi *et al.* 2007; Rademeyer *et al.* 2007; Berkson et Thorson 2015; Geromont et Butterworth 2015; Carruthers *et al.* 2014; Punt *et al.* 2016). L'approche de simulation en boucle fermée peut être utilisée pour fournir des conseils de gestion conformes aux objectifs de la politique de l'AP consistant à éviter le PRL avec une forte probabilité, et peut être utilisée

---

comme outil pour examiner les conséquences d'autres mesures de gestion visant la gestion durable ou le rétablissement des stocks épuisés (MPO 2019a). Les avantages de la simulation en boucle fermée sont notamment la nécessité d'une déclaration explicite des objectifs de conservation et de pêche, par rapport à laquelle les rendements d'autres PG sont mesurés, et la capacité d'intégrer le test de rendement des PG dans une gamme d'autres hypothèses sur la dynamique des stocks et des pêches représentées dans les MO. Pour cette dernière raison, la simulation en boucle fermée est également un outil utile pour évaluer le rendement des PG dans des situations où les données sont limitées (Carruthers *et al.* 2014; Carruthers et Hordyk 2019; MPO 2020a; Anderson *et al.* 2021; Haggarty *et al.* 2022). Les tests de simulation des PG permettent d'évaluer le rendement en fonction d'une série d'incertitudes dans la dynamique des stocks de poissons et des pêches, des erreurs d'observation, des erreurs d'estimation et des erreurs de mise en œuvre (p. ex., Kell *et al.* 2006; Carruthers *et al.* 2016). Bien que les MO soient conditionnés au mieux par les données disponibles, l'une des forces de la simulation en boucle fermée dans un contexte de données limitées est que les MO peuvent également explorer la robustesse des PG à des dynamiques vraisemblables des stocks et des pêches basées sur des connaissances d'experts (Carruthers et Hordyk 2019; Anderson *et al.* 2021).

Les points de référence et l'état des stocks font partie intégrante de la simulation en boucle fermée; toutefois, le concept de PRL peut jouer plusieurs rôles ou définitions dans la simulation en boucle fermée :

1. composante d'un objectif de gestion mesurable (p. ex., une probabilité supérieure à 95 % de  $BSR > PRL$  à long terme) qui est définie dans chaque MO et qui est utilisée pour évaluer le rendement des PG par rapport à l'objectif;
2. en tant que mesure explicite de l'état du stock à utiliser pour déterminer si un plan de rétablissement est déclenché en vertu de l'article 6.2 des DRSP;
3. un point de contrôle opérationnel (PCO) dans une PG (p. ex., tel qu'il est utilisé dans la RCP provisoire dans la politique des AP du MPO; MPO 2009).

Chacun de ces trois rôles est examiné ci-dessous.

#### **4.2.2.1. Rôle 1 du PRL : composante des objectifs de gestion et des mesures de rendement**

Le premier rôle du PRL est de servir d'objectif entièrement précisé dans le cadre de la simulation en boucle fermée, qui comprend une probabilité et un délai. Par exemple, l'objectif opérationnel peut être «  $P(BSR > PRL) > 95\%$  pour chacune des années de la composante à long terme de la période de projection ». Dans ce contexte, le PRL est défini comme un seuil théorique compatible avec l'objectif d'éviter tout préjudice grave au stock (p. ex., comme une proportion fixe de  $B_{RMD}$  ou  $B_0$ , ou comme une biomasse historique minimale).

La meilleure pratique consiste à séparer les MO en ensembles de référence et de robustesse des MO (Rademeyer *et al.* 2007; Punt *et al.* 2016; Anderson *et al.* 2021), l'ensemble de référence des MO étant constitué des hypothèses les plus vraisemblables et l'ensemble de robustesse des MO étant constitué des hypothèses moins probables, mais qui ne peuvent pas être éliminées complètement et qui peuvent avoir des conséquences importantes. Les valeurs précises des PRL sont propres à chaque MO et à chaque réplique de simulation étudiée dans le cadre. Dans ce rôle, le PRL est donc une composante implicite des mesures de rendement utilisées pour évaluer les PG au sein de chaque MO et l'état des stocks n'est généralement pas explicitement mentionné dans l'avis. Les conseils fournis se réfèrent aux PG qui répondent aux objectifs de gestion et aux compromis qui en découlent par rapport aux autres objectifs.

---

Dans les simulations en boucle fermée avec plusieurs MO, les MO peuvent être pondérés, les pondérations pouvant être basées sur des critères qualitatifs (Butterworth *et al.* 1996) ou quantitatifs basés sur des critères de sélection de modèles (p. ex., CIA). Cependant, Punt *et al.* (2016) ont recommandé la prudence dans l'utilisation des critères de sélection des modèles pour pondérer les MO, sauf si l'on a confiance dans la fiabilité de la fonction de vraisemblance, ce qui n'est probablement pas le cas dans les situations où les données sont limitées. Mettre les MO moins plausibles dans l'ensemble de robustesse peut être une solution de rechange à la pondération des MO. Par exemple, Anderson *et al.* (2021) ont calculé les mesures de rendement en moyenne sur un ensemble non pondéré de modèles opérationnels dans l'ensemble de référence et ont présenté les mesures de rendement de chaque modèle opérationnel dans l'ensemble de robustesse en calculant les mesures de rendement sur les modèles opérationnels (MO) séparément. Le CIEM (2020) a défini deux approches générales pour le calcul des mesures de rendement des MO :

- l'approche de la Commission baleinière internationale (CBI);
- l'approche de la Commission pour la conservation du thon rouge du Sud (CCSBT).

L'approche de la CBI prend en compte un nombre raisonnable de MO et présente les probabilités séparément pour chaque MO. Les PG doivent atteindre des objectifs de gestion obligatoires liés au PRL pour chaque MO dans l'ensemble de référence (CIEM 2020). C'est ce que l'on appelle le « principe du seuil de satisfaction » (Miller et Shelton 2010), qui simplifie l'ensemble des résultats en éliminant les PG qui ne répondent pas à des critères de rendement minimaux prédéfinis (voir également Anderson *et al.* 2021). L'approche de la CCSBT peut être appliquée à un plus grand nombre de MO (mais aussi à un petit nombre de MO) dans un ensemble de référence et comprend l'application d'une pondération à chaque MO (p. ex., en fonction de la probabilité d'ajustement ou d'avis d'experts). Les statistiques de rendement utilisant l'approche de la CCSBT sont calculées pour tous les MO pondérés de l'ensemble de référence (CIEM 2020).

Il existe également de multiples façons de quantifier la probabilité de tomber en dessous du PRL dans une mesure de rendement. Le CIEM (2013) décrit trois approches qui ont été utilisées dans le passé :

- $P(\text{BSR} < \text{PRL})$  annuelle moyenne au cours de la période de projection,
- $P(\text{BSR} < \text{PRL})$  au moins une fois au cours de la période de projection, ou
- $P(\text{BSR} < \text{PRL})$  annuelle maximale au cours de la période de projection.

Ces probabilités peuvent être calculées pour l'ensemble des MO (p. ex., l'approche de la CCSBT) ou séparément pour chaque MO (p. ex., l'approche de la CBI) afin d'évaluer le rendement. Le choix de l'approche affectera les valeurs des mesures de rendement, qui à leur tour affecteront les critères de sélection des PG tels que les compromis avec d'autres mesures de rendement.

#### **4.2.2.2. Rôle 2 du PRL : mesure de l'état des stocks**

Étant donné que la simulation en boucle fermée se concentre sur le rôle 1 du PRL, l'un des défis à relever dans le cadre des DRSP est de savoir comment estimer l'état des stocks et déterminer si un plan de rétablissement doit être déclenché. Les DRSP exigent le rapport d'une seule estimation de l'état des stocks pour chaque stock de poisson candidat ou prescrit. Il est parfois proposé d'utiliser une estimation du PRL et de l'état du stock à partir des MO conditionnés en utilisant l'une des méthodes examinées dans le présent document. Lorsqu'un cadre de simulation en boucle fermée utilise un seul MO, cela peut être approprié; cependant, lorsque plusieurs MO sont utilisés, ces mécanismes peuvent ne pas représenter un ensemble

---

équilibré de modèles à combiner ou avoir un seul meilleur modèle à choisir. Dans les cas où les données sont limitées, une approche de simulation en boucle fermée peut avoir été choisie parce que l'état estimé à l'aide d'autres méthodes était considéré comme peu fiable (p. ex., Carruthers et Hordyk 2019, Anderson *et al.* 2021). Dans ces cas, il est possible de sélectionner une PG qui réponde aux objectifs de conservation et de pêche avec un degré de confiance élevé, même si l'état n'est pas bien estimé, et l'utilisation des MO pour signaler l'état compromettrait cette forme d'avis scientifique.

Plusieurs approches de la définition d'un indicateur de l'état des stocks peuvent être utilisées lorsqu'un cadre de simulation en boucle fermée fournit des avis sur les captures. Un seul MO (p. ex., le cas de base) peut être sélectionné pour informer sur l'état du stock qui peut avoir les « meilleures » estimations des paramètres du modèle (p. ex., le hareng du Pacifique, *Clupea pallasii*, MPO 2021); cependant, toute la gamme d'incertitude quant à l'état ne sera pas prise en compte par un seul MO. Lorsque les MO ont été pondérés en fonction de la vraisemblance du modèle (p. ex., l'approche de la CCSBT consistant à calculer le rendement entre les MO), ou peuvent être considérés comme également plausibles, une approche d'ensemble utilisant la moyenne pondérée de l'état des stocks parmi les MO peut être utilisée (p. ex., la morue charbonnière, *Anoplopoma fibria*; MPO 2020b). Bien que cette approche permette d'obtenir une estimation de l'état du stock à partir des MO pour la période historique, les mises à jour de l'état du stock ne seraient pas estimées au cours de la période pour laquelle une PG est sélectionnée et appliquée. Un déclencheur de changements dans l'état des stocks au cours de cette période pourrait être déterminé par des circonstances exceptionnelles dans le processus du cadre (p. ex., Carruthers et Hordyk 2019; MPO 2018a), ce qui pourrait entraîner une évaluation de la PG et un reconditionnement des MO.

Lorsque les MO ne représentent pas un ensemble équilibré de modèles à combiner ou qu'il n'est pas possible de déterminer un seul meilleur modèle (p. ex. scénarios à données limitées ou approche de la CIA consistant à calculer le rendement des MO), l'état du stock peut être déterminé à l'aide d'une approche fondée sur le poids de la preuve (section 2.12) basée sur les MO conditionnés (p. ex. sébaste aux yeux jaunes à l'intérieur et à l'extérieur, *Sebastes ruberrimus*, MPO 2020a, MPO 2020c, Anderson *et al.* 2021). Cette approche suit l'avis de Kronlund *et al.* (2021), qui s'appuie sur le précédent de Santé Canada (2018), en faveur d'une approche fondée sur le poids de la preuve. Si les MO conditionnées indiquent une forte probabilité qu'un stock de poissons soit inférieur à son PRL dans une gamme d'hypothèses de MO plausibles ou si les PG ayant le meilleur rendement ont une faible probabilité de maintenir le stock au-dessus du PRL interne (rôle 1) dans un avenir proche, cela contribue au poids de la preuve qui peut déclencher un plan de rétablissement.

Une autre approche pour rendre compte de l'état des stocks lorsqu'un cadre de simulation en boucle fermée est utilisé consiste à utiliser un indicateur empirique (p. ex., l'indice du relevé ou l'indice empirique de biomasse), en dehors du cadre de modélisation analytique. Cette approche a été utilisée pour la goberge de la composante Ouest (*Pollachius virens*; MPO 2011), le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*; MPO 2022b) et le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*; MPO 2023b), où un indice de relevé est utilisé comme indicateur de l'état du stock et sert également à déterminer les limites de capture dans la PG.

#### **4.2.2.3. Rôle 3 du PRL : points de contrôle opérationnels**

Lorsqu'un point de référence est utilisé comme PCO dans une PG (p. ex., la RCP provisoire dans la politique de l'AP, MPO 2009), il est important de distinguer son rôle de déclencheur de mesures de gestion de celui de seuil d'un objectif mesurable. Pour éviter toute confusion, d'autres termes, par exemple « PCO inférieur » ou simplement « seuil de pêche », ont été

---

utilisés pour représenter le rôle du PRL en tant que PCO dans une règle de contrôle des captures (Kronlund *et al.* 2018; Forrest *et al.* 2018).

### 4.3. CHANGEMENT CONCERNANT L'ÉTAT DU STOCK

Les estimations de l'état des stocks (biomasse par rapport au PRL :  $B/PRL$ ) peuvent changer d'une évaluation à l'autre en raison de nombreux facteurs, notamment : l'acquisition de nouvelles données ou de données qui n'étaient pas disponibles auparavant; un changement dans les méthodes analytiques ou les hypothèses du modèle; ou un changement dans le choix des points de référence. Les changements peuvent être classés par source, en tant que changements dus à l'état surveillé (c'est-à-dire le numérateur de  $B/PRL$ ) ou à l'objectif politique (c'est-à-dire le dénominateur de  $B/PRL$ ) (Silvar-Viladomiu *et al.* 2021), ou à la fois au numérateur et au dénominateur par des changements dans les méthodes d'analyse. Les changements dans l'état des stocks entre deux évaluations peuvent être fréquents. Silvar-Viladomiu *et al.* (2021) ont constaté que les points de référence (basés sur  $F$  ou la biomasse) ont changé entre les évaluations séquentielles pour 64 % des 124 stocks du CIEM évalués entre 2011 et 2019. Les deux prédicteurs les plus importants des changements de l'état des points de référence de la biomasse étaient la réévaluation de la base technique du PRL et la manière dont l'incertitude de l'évaluation était prise en compte. Il n'y a pas eu de tendance directionnelle dans le changement de l'état du stock qui représenterait un mouvement vers ou loin de la durabilité (Silvar-Viladomiu *et al.* 2021).

La compréhension et la communication des causes générales de l'évolution de l'état entre les évaluations s'alignent sur la compréhension et la communication des sources d'incertitude (section 3.1), influant sur les avis. Même de légères modifications de l'estimation d'un paramètre du modèle (p. ex.,  $h$ ) pourraient avoir des conséquences importantes sur l'état estimé du stock. La prise en compte des sources d'erreur peut permettre d'obtenir des estimations plus fiables de l'état des stocks, qui peuvent s'écarter des évaluations précédentes.

Les modèles rétrospectifs sont des changements systématiques dans les estimations de la biomasse ou d'autres quantités estimées par le modèle qui se produisent à la suite de l'ajout ou de la suppression séquentielle d'une année complète de données (Mohn 1999). L'évaluation des tendances rétrospectives potentielles dans l'évaluation d'un stock est une façon courante de diagnostiquer les répercussions des nouvelles données et des erreurs structurelles possibles dans le modèle. Les changements temporels dans les mesures du modèle (p. ex., la non-stationnarité due aux changements de productivité) sont l'une des causes des modèles rétrospectifs qui peuvent entraîner une mauvaise spécification du modèle (p. ex., Hurtado-Ferro *et al.* 2015; Szuwalski *et al.* 2018). L'influence de la rétrospective sur les conseils de gestion peut être étudiée à l'aide d'une simulation en boucle fermée (Huynh *et al.* 2022).

Les meilleures données scientifiques disponibles et les directives fournies par le MPO évoluent au fil du temps. Les modifications de l'état des stocks dues à des changements dans le PRL peuvent refléter un changement de méthodes (p. ex., d'une proportion de la  $B_{RMD}$  à une proportion de la  $B_0$ ) ou des changements qui reflètent la non-stationnarité due à des changements dans la productivité (p. ex., des changements de régime et une dérive climatique à long terme; CIEM 2022). Les changements de productivité peuvent avoir une grande influence sur les points de référence estimés (p. ex.,  $B_{RMD}$ ,  $B_0$ ) en raison de la modification de paramètres tels que la croissance et le recrutement (p. ex., Barrett *et al.* 2022). L'approche du CIEM pour faire face à l'incertitude des paramètres biologiques (p. ex., la dépendance à l'égard de la densité et les changements de productivité) consiste à mettre à jour les points de référence à chaque réunion de référence d'évaluation (c'est-à-dire le cadre d'évaluation, 3 à 5 ans; CIEM 2022); toutefois, les directives précises du MPO diffèrent de cette approche. Par exemple, la politique de l'AP (MPO 2009) propose d'utiliser les séries chronologiques les plus

---

longues possibles et d'inclure les périodes de forte productivité dans la prise en compte des points de référence. Les conclusions d'un atelier du MPO (2013) sur les points de référence du RMD et de l'AP lorsque la productivité varie comprenaient « *On considère que les changements du taux de recrutement, de la mortalité naturelle, de la fécondité ou du taux de croissance ne sont pas des motifs appropriés pour changer les points de référence de la biomasse* ». Les directives relatives à la définition des points de référence en cas de changements de productivité sortent du cadre du présent document (voir section 5.1), mais les changements de productivité peuvent constituer un facteur explicatif important des changements de l'état des stocks.

Marentette *et al.* (document de travail non publié) recommandent de réévaluer les indicateurs et les PRL lorsqu'un nouveau cadre consultatif (p. ex., un nouveau modèle d'évaluation) ou un nouveau paradigme de gestion (p. ex., le lancement d'une ESG) est mis en place. L'approche recommandée pour aborder les changements dans l'état des stocks est fournie par Marentette *et al.* (document de travail non publié) et est basée sur la communication claire de l'avis scientifique : (i) étayer les spécifications techniques et les justifications du choix de l'indicateur et du PRL; (ii) étayer les incertitudes et les hypothèses clés; (iii) rapporter l'état des stocks comme le rapport entre l'indicateur et le PRL; et iv) évaluer l'influence de diverses sources (p. ex., les données supplémentaires, les hypothèses du modèle, la base technique du PRL) sur les changements dans l'état des stocks.

## **5. LES DOMAINES DANS LESQUELS DES TRAVAUX SUPPLÉMENTAIRES SONT NÉCESSAIRES**

### **5.1. DIRECTIVES SUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE VARIABLES DANS LE TEMPS**

Les points de référence de l'équilibre sont influencés par des changements non stationnaires ou de régime dans les paramètres clés de la productivité du modèle, tels que  $M$  (Punt *et al.* 2021; O'Leary *et al.* 2020), la croissance (Barrett *et al.* 2022) et le recrutement (A'mar 2009a,b; Maunder et Thorson 2019; Holt et Michielsens 2020). Les hypothèses d'équilibre peuvent également sous-tendre de nombreux points de référence historiques ou empiriques. Les décisions en matière de gestion basées sur des points de référence d'équilibre statique peuvent ne pas refléter la dynamique des stocks à l'avenir (Haltuch *et al.* 2009; O'Leary *et al.* 2020). Des points de référence dynamiques ont été proposés comme solution aux changements temporels dans les paramètres de productivité (Berger 2019). Une  $B_0$  dynamique peut être déterminée comme la biomasse à tout moment, qui aurait été obtenue s'il n'y avait pas eu de pêche (MacCall *et al.* 1985). La série chronologique dynamique de  $B_0$  peut être estimée en utilisant les paramètres d'un modèle d'évaluation des stocks et en projetant la population sur la même période avec  $F = 0$ , ce qui suppose implicitement que les changements temporels des paramètres biologiques (p. ex.,  $M$ , poids à l'âge, maturité à l'âge et recrutement) sont indépendants de la pêche et ne dépendent pas de la densité (Berger 2019). Ces hypothèses peuvent être contestées, et une diminution constante des points de référence au fil du temps en raison d'un changement dans la productivité semble aller à l'encontre de l'objectif de la définition du PRL qui consiste à éviter les préjudices graves. Les changements fréquents de points de référence peuvent miner la confiance dans le processus de gestion (Walters 1998; Collie *et al.* 2012) et détourner l'attention d'éléments plus importants du processus de gestion (Hilborn 2002). Il n'y a probablement pas de règle unique sur le moment et la manière d'utiliser des points de référence variables dans le temps, et leur utilisation dépendra du degré de compréhension des facteurs de la dynamique des populations (Basson 1999; Haltuch et Punt

---

2011). Les directives sur les points de référence variables dans le temps n'entrent pas dans le champ d'application du présent document, mais des directives seront nécessaires à l'avenir.

## 5.2. DIRECTIVE STRATÉGIQUE POUR LES PRL EN FONCTION D'UNE PROPORTION DE $B_0$

Au Canada, la directive stratégique pour les PRL par défaut correspond à  $0,4 B_{RMD}$ . Dans certaines situations, par exemple lorsque  $h$  est élevé,  $0,4 B_{RMD}$  peut se produire à un faible niveau d'épuisement lorsque d'autres formes de préjudices graves peuvent se produire (section 2). D'autres juridictions ont fixé des PRL minimaux sur le plan de  $B_0$  (p. ex., DAWR 2018 :  $0,2 B_0$ ) ou ont formulé des recommandations pour envisager l'établissement d'un PRL minimal (CIEM 2022,  $0,1 B_0$ ) pour cette raison. Étant donné que les points de référence basés sur  $B_0$  sont couramment utilisés au Canada (Marentette *et al.* document de travail non publié), il est recommandé de prendre en compte les directives stratégiques par défaut pour les PRL basés sur  $B_0$  dans la stratégie de pêche canadienne (en plus des directives existantes de  $0,4 B_{MSY}$ ).

## 6. CONCLUSIONS

Pour soutenir le processus de sélection des PRL et d'estimation de l'état des stocks, Marentette *et al.* (document de travail non publié) ont indiqué qu'une orientation technique était nécessaire sur les différents aspects de l'estimation des points de référence, les aspects relatifs à la sélection des indicateurs candidats de l'état des stocks et des PRL, et les options concernant la déclaration de l'état d'un seul stock (section 1.2). Ces questions ont été abordées dans le présent document et les recommandations suivantes ont été formulées :

- évaluer plusieurs PRL candidats et rechercher les accords/désaccords entre les méthodes (van Deurs *et al.* 2021; CIEM 2022);
- lorsque la forme fonctionnelle de la RSR et/ou les estimations de  $h$  sont très incertaines, il convient d'envisager la définition d'un PRL :
  - en utilisant une méthode de substitution de  $B_{RMD}$  (CIEM 2022);
  - à l'aide d'un ensemble de modèles multiples qui tiennent compte de l'incertitude (structurelle) du modèle.
- Lorsqu'on suppose que  $h$  est élevé, un PRL fondé sur une proportion de  $B_{RMD}$  peut être inférieur à la biomasse historique minimale observée ou inférieur à un seuil pour d'autres sources de dommages graves, il faut donc envisager :
  - de fixer un PRL minimum sur le plan de  $B_0$  (p. ex.,  $0,2 B_0$ , DAWR 2018;  $0,1 B_0$ , MF 2008; CIEM 2022) pour éviter un faible épuisement ou des effets d'Allee potentiels (p. ex., un seuil de  $0,15$  à  $0,25 B_0$ , Perälä et Kuparinen 2017; Perälä *et al.* 2022);
  - d'utiliser une méthode de substitution de  $B_{RMD}$  (p. ex.,  $B_0$  ou la biomasse d'équilibre à  $F_{X\%RPR}$ ); ou
  - d'utiliser une biomasse historique (p. ex.,  $B_{rétablissement}$ ,  $B_{loss}$ ) ou un autre seuil représentant un état indésirable.
- Envisager l'utilisation d'une simulation en boucle fermée avec de multiples MO pour saisir une gamme d'incertitudes dans la dynamique des stocks et des pêches, incorporer un retour d'information entre les PG et les résultats des stocks, et fournir des avis sur la pêche en conformité avec la politique de l'AP et les DRSP.
- Il existe de nombreuses approches basées sur des données limitées pour estimer les PRL et l'état des stocks, qui nécessitent toutes des hypothèses qu'il convient d'examiner

---

attentivement en fonction du cycle de vie du stock, des antécédents de pêche et de la disponibilité des données.

- Les méthodes fondées uniquement sur les captures ne sont généralement pas recommandées pour évaluer l'état de chaque stock, mais elles peuvent constituer une première source d'information dans les situations où les données sont limitées.
- Concernant les stocks pour lesquels les données sont limitées, il convient d'envisager l'utilisation de méthodes de simulation en boucle fermée afin d'évaluer le rendement d'autres PG pour lesquelles les données sont limitées pour une gamme d'incertitudes dans la dynamique des stocks et des pêches.
- Lorsque plusieurs modèles (modèles d'évaluation ou MO) peuvent être pondérés de manière égale ou que des pondérations de vraisemblance ont été déterminées, ces pondérations peuvent être utilisées dans une approche d'ensemble pour estimer l'état des stocks tout en tenant compte de l'incertitude des modèles.
- Si les pondérations de vraisemblance ne sont pas disponibles pour plusieurs modèles (p. ex., l'approche de la CIA consistant à estimer le rendement à l'aide d'une simulation en boucle fermée), un indicateur de l'état des stocks peut être sélectionné à partir d'un seul modèle de référence ou du modèle le plus pessimiste (étant entendu que l'incertitude du modèle n'est pas prise en compte) ou à l'aide d'un indicateur empirique.
- Les PRL doivent être réévalués lors de chaque révision du cadre consultatif de l'évaluation.
- Communiquer clairement l'avis sur l'état des stocks et le PRL afin que les sources de toute modification de l'état des stocks entre les évaluations puissent être comprises.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- A'mar, Z.T., Punt, A.E., and Dorn, M.W. 2009a. The impact of regime shifts on the performance of management strategies for the Gulf of Alaska walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66: 2222-2242.
- A'mar, Z.T., Punt, A.E., and Dorn, M.W. 2009b. The evaluation of two management strategies for the Gulf of Alaska walleye pollock fishery under climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1614-1632.
- Agnew, D.J., Gutiérrez, N.L., Stern-Pirlot, A., and Hoggarth, D.D. 2014. The MSC experience: developing an operational certification standard and a market incentive to improve fishery sustainability. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 216-225.
- Albertsen, C.M., and Trijoulet, V. 2020. Model-based estimates of reference points in an age-based state-space stock assessment model. *Fisheries Research*, 230: 105618.
- Anderson, S.C., Branch, T.A., Ricard, D., and Lotze, H.K., 2012. Assessing global marine fishery status with a revised dynamic catch-based method and stock-assessment reference points. *ICES Journal of Marine Science*, 69: 1491-1500.
- Anderson, S.C., Cooper, A.B., Jensen, O.P., Minto, C., Thorson, J.T., Walsh, J.C., Afflerbach, J., Dickey-Collas, M., Kleisner, K.M., Longo, C., Osio, G.C., Ovando, D., Mosqueira, I., Rosenberg, A.A., and Selig, E.R. 2017. Improving estimates of population status and trend with superensemble models. *Fish and Fisheries*, 18: 732-741.
- Anderson, S.C., Forrest, R.E., Huynh, Q.C., Keppel, E.A. 2021. [Un cadre des procédures de gestion pour le poisson de fond en Colombie-Britannique.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/007. vi + 150 p.

- 
- Barrett, T.J., Hordyk, A.R., Barrett, M.A., and van den Heuvel, M.R. 2022. Spatial and temporal differences in fecundity of Atlantic herring (*Clupea harengus*) off Nova Scotia and consequences for biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79: 1086-1096.
- Barrowman, N.J., and Myers, R.A. 2000. Still more spawner-recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 665-676.
- Basson, M. 1999. The importance of environmental factors in the design of management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 933-942.
- Berger, A.M. 2019. Character of temporal variability in stock productivity influences the utility of dynamic reference points. *Fisheries Research*, 217: 185-197.
- Berkson, J., and Thorson, J.T. 2015. The determination of data-poor catch limits in the United States: is there a better way? *ICES Journal of Marine Science*, 72: 237-242.
- Berkson, J., Barbieri, L., Cadrin, S., Cass-Calay, S.L., Crone, P., Dorn, M., Friess, C., Kobayashi, D., Miller, T.J., Patrick, W.S., Pautzke, S., Ralston, S., and Trianni, M. 2011. Calculating acceptable biological catch for stocks that have reliable catch data only (Only reliable catch stocks – ORCS). NOAA Tech. Memo. 1–56 NMFS-SEFSC-616.
- Beverton, R.J.H., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Chapman and Hall, London, Fish and Fisheries Series No. 11, Reprint 1993.
- Bouch, P., Minto, C., and Reid, D.G. 2021. Comparative performance of data-poor CMSY and data-moderate SPiCT stock assessment methods when applied to data-rich, real-world stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1): 264-276.
- Braccini, M., Brooks, E.N., Wise, B., and McAuley, R. 2015. Displaying uncertainty in the biological reference points of sharks. *Ocean and Coastal Management*, 116: 143-149.
- Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y., and Hilborn, R. 2011. Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology*, 25: 777-786.
- Brooks, E.N. 2013. Effects of variable reproductive potential on reference points for fisheries management. *Fisheries Research*, 138: 152-158.
- Brooks, E.N., and Deroba, J.J. 2015. When “data” are not data: the pitfalls of post hoc analyses that use stock assessment model output. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 634-641.
- Brosset, P., Doniol-Valcroze, T., Swain, D.P., Lehoux, C., Van Beveren, E., Mbaye, B.C., Emond, K., and Plourde, S. 2019. Environmental variability controls recruitment but with different drivers among spawning components in Gulf of St. Lawrence herring stocks. *Fisheries Oceanography*, 28: 1-17.
- Butterworth, D.S., and Punt, A.E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 985-998.
- Butterworth, D.S., Punt, A.E., and Smith, A.D.M. 1996. On plausible hypotheses and their weighting, with implications for selection between variants of the Revised Management Procedure. *Reports of the International Whaling Commission*, 46: 637-640.
- Caddy, J.F. 2002. Limit reference points, traffic lights, and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fisheries Research*, 56: 133-137.

- 
- Cadigan, N.G. 2013. Fitting a non-parametric stock-recruitment model in R that is useful for deriving MSY reference points and accounting for model uncertainty. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 56-67.
- Cadrin, S.X. 2012. Unintended consequences of MSY proxies for defining overfishing. *ICES Evolution of management frameworks to prevent overfishing*. ICES CM 2012/L:23.
- Carruthers, T.R., and Hordyk, A.R. 2018. The Data-Limited Methods Toolkit (DLMtool): An R package for informing management of data-limited populations. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(12): 2388-2395.
- Carruthers, T.R., Walters, C.J., and McAllister, M.K. 2012. Evaluating methods that classify fisheries stock status using only fisheries catch data. *Fisheries Research*, 119-120: 66-79.
- Carruthers, T.R., Punt, A.E., Walters, C.J., MacCall, A., McAllister, M.K., Dick, E.J., and Cope, J. 2014. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fisheries Research*, 153: 48-68.
- Carruthers, T.R., and Hordyk, A.R. 2019. Using management strategy evaluation to establish indicators of changing fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76: 1653-1668.
- Carruthers, T.R., Kell, L.T., Butterworth, D.D., Maunder, M.N., Geromont, H.F., Walters, C., McAllister M.K. *et al.* 2016. Performance review of simple management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 464-482.
- Chaput, G. 2015. [Considerations for defining reference points for Atlantic salmon that conform to the precautionary approach](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/074.
- Chrysafi, A., and Cope, J.M. 2019. Testing approaches to determine relative stock abundance priors when setting catch recommendations using data-limited methods. *Fisheries Research*, 219: 105343.
- Chrysafi, A., Cope, J.M., and Kuparinen, A. 2019. Eliciting expert knowledge to inform stock status for data-limited stock assessments. *Marine Policy*, 101: 167-176.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 734–750.
- Clark, W.G. 2002. F35% revisited ten years later. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 251-257.
- Collie, J.S., Peterman, R.M., and Zuehlke, B.M. 2012. A fisheries risk-assessment framework to evaluate trade-offs among management options in the presence of time-varying productivity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69, 209-223.
- Cook, A.M., Hubley, P.B., Denton, C., et Howse, V. 2020. [Évaluation de 2018 du cadre pour le homard d'Amérique \(\*Homarus americanus\*\) dans les ZPH 27 à 33](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/017. vi + 263 p.
- Cope, J.M. 2013. Implementing a statistical catch-at-age model (Stock Synthesis) as a tool for deriving overfishing limits in data-limited situations. *Fisheries Research*, 142: 3-14.
- Cope, J.M., and Punt, A.E. 2009. Length-based reference points for data-limited situations: Applications and restrictions. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management and Ecosystem Science*, 1(1): 169-186.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S.D., Deschenes, O., and Lester, S.E. 2012. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338: 517-520.

- 
- DAWR (Department of Agriculture and Water Resources, Australian Government). 2018. [Guidelines for the Implementation of the Commonwealth Fisheries Harvest Strategy Policy](#). 2nd edition. Canberra, June. CC BY 4.0. 42 p.
- de la Mare, W.K. 1998. Tidier fisheries management requires a new MOP (management oriented paradigm). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8: 349-356.
- Deriso, R.B. 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 268-282
- Dietterich, T.G. 2000. Ensemble methods in machine learning. In *Multiple classifier systems*. Springer, Berlin Heidelberg. pp. 1-15.
- Dorn, M.W. 2002. Advice on west coast rockfish harvest rates from Bayesian meta-analysis of stock-recruit relationships. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 280-300.
- Dowling, N.A., Dichmont, C.M., Haddon, M., Smith, D.C., Smith, A.D.M., and Sainsbury, K. 2015. Empirical harvest strategies for data-poor fisheries: a review of the literature. *Fisheries Research*, 171: 141-153.
- Drescher, M., Perera, A.H., Johnson, C.J., Buse, L.J., Drew, C.A., and Burgman, M.A. 2013. Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. *Ecosphere*, 4: 1-26.
- eCFR (Electronic Code of Federal Regulations) 2021. [Title 50: Wildlife and Fisheries, Part 600: Magnuson-Stevens Act Provisions, Subpart D: National Standards](#).
- EU (European Union). 2013. [European Union: Common fisheries policy](#).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1995. Code of Conduct for responsible Fisheries. Rome, FAO.
- FAO. 2001. BAYES-SA, Bayesian stock assessment methods in fisheries management – User manual. FAO Corporate Document Repository Y1958E.
- Fletcher, R.I. 1978. On the restructuring of the Pella-Tomlinson system. *Fishery Bulletin*, 76: 515-521.
- Flood, M.J., Stobutzki, I., Andrews, J., Ashby, C., Begg, G.A., Fletcher, R., Gardner, C., Georgeson, L., Hansen, S., Hartmann, K. and Hone, P. 2016. Multijurisdictional fisheries performance reporting: how Australia's nationally standardised approach to assessing stock status compares. *Fisheries Research*, 183: 559-573.
- Forrest, R.E., McAllister, M.K., Dorn, M., Martell, S.J.D, Stanley, R. 2010. Hierarchical Bayesian estimation of productivity and reference points for Pacific rockfishes (*Sebastes* spp.) under alternative assumptions about the stock-recruit function. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 1611-1634.
- Forrest, R.E., Holt, K.E, and Kronlund, A.R. 2018. Performance of alternative harvest control rules for two Pacific groundfish stocks with uncertain natural mortality: Bias, robustness and trade-offs. *Fisheries Research*, 206: 259-286.
- Forrest, R.E., Anderson, S.C., Grandin, C.J., and Starr, P.J. 2020. [Évaluation de la morue du Pacifique \(\*Gadus macrocephalus\*\) pour le détroit d'Hécate et le bassin de la Reine-Charlotte \(zone 5ABCD\), ainsi que pour la côte ouest de l'île de Vancouver \(zone 3CD\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/070. v + 226 p.
- Fox, W.W., Jr. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99: 80-88.

- 
- Francis, R.C. 1974. Relationship of fishing mortality to natural mortality at the level of maximum sustainable yield under the logistic stock production model. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31(9):1539-1542.
- Free, C.M., Jensen, O.P., Wiedenmann, J., and Deroba, J.J. 2017. The refined ORCS approach: A catch-based method for estimating stock status and catch limits for data-poor fish stocks. *Fisheries Research*, 193: 60-70.
- Free, C.M., Jensen, O.P., Anderson, S.C., Gutierrez, N.L., Kleisner, K.M., Longo, C., Minto, C., Osio, G.C., and Walsh, J.C. 2020. Blood from a stone: Performance of catch-only methods in estimating stock biomass status. *Fisheries Research*, 223: 105452.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries*, 5: 86-91.
- Froese, R., and Kesner-Reyes, K. 2002. [Impact of fishing on the abundance of marine species](#). ICES CM 12, 1–12 2002/L.
- Froese, R. and Pauly, D. 2022. FishBase. Version (02/2022).
- Froese, R., Coro, G., Kleisner, K., and Demirel, N. 2016. Revisiting safe biological limits in fisheries. *Fish and Fisheries*, 17: 193-209.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K. M., and Winker, H. 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18, 506-526.
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A.C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Probst, W.N., Dureuil, M., and Pauly, D. 2018. A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, 75: 2004-2015.
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Palomares, M.L., Tsikliras, A.C., Dimarchopoulou, D., Touloumis, K., Demirel, N., Vianna, G.M.S., Scarcella, G., Schijns, R., Liang, C., and Pauly, D. 2022. Catch time series as the basis for fish stock assessments: the CMSY++ method. Added to the GEOMAR repository January 12, 2022. [Accessed December 13, 2022].
- Gabriel, W.L., and Mace, P.M. 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. In: *Proceedings of the fifth national NMFS stock assessment workshop: providing scientific advice to implement the precautionary approach under the Magnuson-Stevens fishery conservation and management act*. NOAA Tech Memo NMFSF/SPO-40. pp. 34-45.
- Gabriel, W.L., Sissenwine, M.P., and Overholtz, W.J. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank haddock. *North American Journal of Fisheries Management*, 9: 383-391.
- Geromont, H.F., and Butterworth, D.D. 2015. Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 251-261.
- Goodyear, C.P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In: *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. Eds: Smith, S.J., Hunt, J.J., and Rivard, D. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 120: 67-82.
- Grant, S.C.H., and Pestal, G. 2012. [Integrated biological status assessments under the Wild Salmon Policy using standardized metrics and expert judgement: Fraser River sockeye salmon \(\*Oncorhynchus nerka\*\) case studies](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/106: v + 132 pp.
-

- 
- Gulland, J.A., and Boerema, L.K. 1973. Scientific advice on catch levels. *Fish Bulletin*, 71: 325-335.
- Haddon, M. 2012. [Reducing Uncertainty in Stock Status: Harvest Strategy Testing, Evaluation, and Development. General Discussion and Summary.](#) CSIRO Marine and Atmospheric Research. 42 pp.
- Haggarty, D.R., Huynh, Q.C., Forrest, R.E., Anderson, S.C., Bresch, M.J., Keppel, E.A. 2022. [Évaluation des stratégies de rétablissement possibles pour le sébaste aux yeux jaunes \(\*Sebastes ruberrimus\*\) des eaux intérieures de la Colombie-Britannique.](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/008. vi + 149 p.
- Halliday, R.G., Fanning, L.P., and Mohn, R.K. 2001. [Use of the traffic light method in fishery management planning.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/108. vii + 42 p.
- Haltuch, M.A., and Punt, A.E. 2011. The promises and pitfalls of including decadal-scale climate forcing of recruitment in groundfish stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 912-926.
- Haltuch, M.A., Punt, A.E., and Dorn, M.W. 2008. Evaluating alternative estimators of fishery management reference points. *Fisheries Research*, 94: 290-303.
- Haltuch, M.A., Punt, A.E., and Dorn, M.W. 2009. Evaluating the estimation of fishery management reference points in a variable environment. *Fisheries Research*, 100: 42-56.
- Hamel, O.S. 2015. A method for calculating a meta-analytical prior for the natural mortality rate using multiple life history correlates. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 62-69.
- Harford, W.J., Amoroso, R., Bell, R.J., Caillaux, M., Cope, J.M., Dougherty, D., *et al.* 2021. Multi-indicator harvest strategies for data-limited fisheries: a practitioner guide to learning and design. *Frontiers in Marine Science*, 8: 757877.
- He, X., Ralston, S., and MacCall, A.D. 2011. Interactions of age-dependent mortality and selectivity functions in age-based stock assessment models. *Fishery Bulletin*, 109: 198-216.
- Health Canada. 2018. [Weight of evidence: general principles and current applications at Health Canada. Prepared for the Task Force on Scientific Risk Assessment by the Weight of Evidence Working Group.](#) 18 pp.
- Hilborn, R. 1985. Simplified calculation of optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment curve. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1833-1834.
- Hilborn, R. 2002. The dark side of reference points. *Bulletin of Marine Science*, 70(2): 403-408.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty.* Chapman and Hall, New York. 570 pp.
- Holt, C.A., and Michielsens, C.G.J. 2020. Impact of time-varying productivity on estimated stock–recruitment parameters and biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77: 836-847.
- Holt, C.A., Cass, A., Holtby, B., and Riddell, B. 2009. [Indicators of status and benchmarks for conservation units in Canada's wild salmon policy.](#) DFO Can. Sci. Advis. Res. Doc. 2009/058.
- Holt, K.R., Starr, P.J., Haigh, R., and Krishka, B. 2016. [Stock assessment and harvest advice for Rock Sole \(\*Lepidopsetta\* spp.\) in British Columbia.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/009. ix+256p.
-

- 
- Holt, C.A., Holt, K., Warkentin, L., Wor, C., Connors, B., Grant, S., Huang, A.-M., et Marentette, J. 2023. [Lignes directrices pour la définition des points de référence limites pour les unités de gestion des stocks de saumons du Pacifique](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/009. iv + 79 p.
- Holt, K.R., Holt, C.A., Warkentin, L., Wor, C., Davis, B., Arbeider, M., Bokvist, J., Crowley, S., Grant, S., Luedke, W., McHugh, D., Picco, C., et Van Will, P. 2023. [Application de méthodes d'estimation des points de référence limites à des unités de gestion des stocks de saumons du Pacifique dans le cadre d'études de cas](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/010. v + 150 p.
- Hordyk, A.R. 2021. LBSPR: An R package for simulation and estimation using life-history ratios and length composition data. [Accessed May 22, 2022].
- Hordyk, A.R., and Carruthers, T.R. 2018. A quantitative evaluation of a qualitative risk assessment framework: Examining the assumptions and predictions of the Productivity Susceptibility Analysis (PSA). PLOS ONE 13: e0198298.
- Hordyk, A., Ono, K., Valencia, S., Loneragan, N., and Prince, J. 2015a. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. ICES Journal of Marine Science, 72: 217-231.
- Hordyk, A.R., Loneragan, N.R., and Prince, J.D. 2015b. An evaluation of an iterative harvest strategy for data-poor fisheries using the length-based spawning potential ratio assessment methodology. Fisheries Research, 171: 20-32.
- Hordyk, A.R., Prince, J.D., Carruthers, T.R., and Walters, C.J. 2019. Comment on "A new approach for estimating stock status from length frequency data" by Froese *et al.* (2018). ICES Journal of Marine Science, 76: 457-460.
- Hurtado-Ferro, F., Szuwalski, C.S., Valero, J.L., Anderson, S.C., Cunningham, C.J., Johnson, K. F., Licandeo, R. *et al.* 2015. Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models. ICES Journal of Marine Science, 72: 99-110.
- Huynh, Q.C., Legault, C.M., Hordyk, A.R., and Carruthers, T.R. 2022. A closed-loop simulation framework and indicator approach for evaluating impacts of retrospective patterns in stock assessments. ICES Journal of Marine Science, 79: 2003-2016.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea). 1988. [Reports of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 1987](#). ICES Co-operative Research Report, 153. 415 pp.
- ICES. 2013. [Report of the Workshop on guidelines for management strategy evaluations \(WKG MSE\)](#). 21-23 January 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:39. 122 pp.
- ICES. 2015. [Report of the benchmark workshop on North Sea stocks \(WKNSEA\)](#). 2-6 February 2015, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2015/ACOM:32. 253 pp.
- ICES. 2018. 16.4.3.2. [ICES reference points for stocks in categories 3 and 4](#). ICES Technical Guidelines, published 13 February 2018. 50 pp.
- ICES. 2020. [The third workshop on guidelines for management strategy evaluations \(WKG MSE3\)](#). ICES Scientific Reports. 2:116. 112 pp.
- ICES. 2021a. 16.4.3.1. [ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks](#). ICES Technical Guidelines, published 1 March 2021. 19 pp.
-

- 
- ICES. 2021b. [Advice on fishing opportunities](#). In: Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, section 1.1.1, published 21 July 2021. 9 pp.
- ICES. 2022. [Workshop on ICES reference points \(WKREF1\)](#). ICES Scientific Reports. 4:2. 70 pp.
- Jardim, E., Azevedo, M., Brodziak, J., Brooks, E.N., Johnson, K.F., Klibansky, N., Millar, C.P., Minto, C., Mosqueira, I., Nash, R.D.M., Vasilakopoulos, P., and Wells, B.K. 2021. Operationalizing ensemble models for scientific advice to fisheries management. ICES Journal of Marine Science, 78: 1209-1216.
- Johnson, K.F., Monnahan, C.C., McGilliard, C.R., Vert-Pre, K.A., Anderson, S.C., Cunningham, C.F., *et al.* 2015. Time-varying natural mortality in fisheries stock assessment models: identifying a default approach. ICES Journal of Marine Science, 72: 137-150.
- Kell, L.T., De Oliveira, J.A.A., Punt, A.E., McAllister, M.K., and Kuikka, S. 2006. Operational management procedures: an introduction to the use of evaluation frameworks. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, 36: 379-407.
- Kleisner, K., and Pauly, D. 2011. Stock catch status plots of fisheries for regional seas. In: The state of biodiversity and fisheries in regional seas. Fisheries Centre Research Reports. Eds: Christensen, V., Lai, S., and Palomares, M. University of British Columbia, Vancouver, Canada, pp. 37-40.
- Kleisner, K., Zeller, D., Froese, R., and Pauly, D. 2013. Using global catch data for inference on the world's marine fisheries. Fish and Fisheries, 14: 293-311.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., Grinnell, M.H. 2018. [The selection and role of limit reference points for Pacific herring \(\*Clupea pallasii\*\) in British Columbia, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009. ix + 125 p.
- Kronlund, A.R., Marentette, J.R., Olmstead, M., Shaw, J. et Beauchamp, B. 2021. [Considérations pour la conception des stratégies de rétablissement des stocks de poissons canadiens](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/051. ix + 160 p.
- Larcombe, J., Noriega, R., and Stobutzi, I. 2015. Reducing uncertainty in fisheries stock status. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences, Canberra, xi+220 pp
- Link, W.A. 1999. Modeling pattern in collections of parameters. Journal of Wildlife Management, 63: 1017-1027.
- MacCall, A.D. 1990. Dynamic Geography of Marine Fish Populations. University of Washington Sea Grant Program, Seattle. 158 pp.
- MacCall, A.D., Klingbeil, R.A., and Methot, R.D. 1985. Recent increased abundance and potential productivity of Pacific mackerel (*Scomber japonicus*). California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report, 26: 119-129.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51: 110-122.
- Mace, P.M. 2001. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. Fish and Fisheries, 2: 2-32.
- Mace, P.M., and Doonan, I.J. 1988. [A generalised bioeconomic simulation model for fish population dynamics](#). New Zealand Fishery Assessment Research Document 88/4. Fisheries Research Centre, MAFFish, POB 297, Wellington, NZ.

- 
- Mace, P.M., and Sissenwine, M.P. 1993. How much spawning per recruit is enough? *In* S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard (ed.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 101-118.
- Magnusson, A., and Hilborn, R. 2007. What makes fisheries data informative? *Fish and Fisheries*, 8: 337-358.
- Magnusson, A., Punt, A.E., and Hilborn, R. 2013. Measuring uncertainty in fisheries stock assessment: the delta method, bootstrap, and MCMC. *Fish and Fisheries*, 14: 325-342.
- Mangel, M., Brodziak, J., and DiNard, G. 2010. Reproductive ecology and scientific inference of steepness: a fundamental metric of population dynamics and strategic fisheries management. *Fish and Fisheries*, 11: 89-104.
- Mangel, M., MacCall, A.D., Brodziak, J., Dick, E.J., Forrest, R.E., Pourzand, R., and Ralston, S. 2013. A perspective on steepness, reference points, and stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 930-940.
- Martell, S., and Froese, R. 2013. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 14: 504-515.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research*, 142: 61-74.
- Maunder, M.N., and Thorson, J.T. 2019. Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: A review of theory and practice. *Fisheries Research*, 217: 71-86.
- Maunder, M.N., Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., and Minte-Vera, C. 2020. Implementing reference point-based fishery harvest control rules within a probabilistic framework that considers multiple hypotheses. *Inter-American Tropical Tuna Commission. 11<sup>th</sup> Meeting.* 54pp.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., and Babcock, E.A. 2001. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1871-1890.
- Mesnil, B., and Rochet, M.J. 2010. A continuous hockey stick stock–recruit model for estimating MSY reference points. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1780-1784.
- MF (New Zealand Government, Ministry of Fisheries). 2008. Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries. October 2008. 30p.
- MF. 2011. Operational Guidelines for New Zealand’s Harvest Strategy Standard, Revision 1, June 2011. 78 p.
- Michielsens, C.G.J., and McAllister, M.K. 2004. A Bayesian hierarchical analysis of stock–recruit data: quantifying structural and parameter uncertainties. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 1032-1047.
- Miller, D.C.M., and Shelton, P.A. 2010. "Satisficing" and trade-offs: Evaluating rebuilding strategies for Greenland halibut off the east coast of Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1896-1902.
- Miller, T.J., and Brooks, E.N. 2020. Steepness is a slippery slope. *Fish and Fisheries*, 22: 634-645.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 473-488.

- 
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2002. [Atelier national sur les points de référence concernant les gadidés: Ottawa, 5-8 novembre 2002](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2002/033.
- MPO. 2004. [Compte rendu de la réunion nationale sur l'application du principe de précaution en gestion des pêches; du 10 au 12 février 2004](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2004/003.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. De consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2008. [Compte rendu de l'atelier sur l'approche de précaution pour les stocks et pêcheries canadiens de crevette](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2008/031.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Dernière mise à jour 2009-03-23.
- MPO. 2011. [Évaluation de la stratégie de gestion de la goberge de la composante Ouest \(4Xopqrs5\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/054.
- MPO. 2014. [Évaluation de la fausse limande \(\*Lepidopsetta sp.\*\) et avis sur les prélèvements en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/039.
- MPO. 2015. [Élaboration de points de référence pour le saumon de l'Atlantique \(\*Salmo salar\*\) conformes à l'approche de précaution](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/058.
- MPO. 2016. [Compte rendu de l'examen national par les pairs sur l'Élaboration des directives techniques pour la prestation d'un avis scientifique portant sur les divers éléments du cadre de l'approche de précaution de Pêches et Océans Canada; du 28 février au 1er mars 2012](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2015/005.
- MPO. 2018a. [Évaluation des stratégies de gestion du sébaste des unités 1 et 2](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. Sci. 2018/033.
- MPO. 2018b. [Points de Référence Limite pour les rivières à saumon atlantique dans la Région du Golfe du MPO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/015.
- MPO. 2019a. [Guidance for the development of rebuilding plans under the precautionary approach framework: growing stocks out of the critical zone](#).
- MPO. 2019b. [Évaluation de la morue du Pacifique de la Colombie-Britannique dans les zones 3CD et 5ABCD en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/008.
- MPO. 2020a. [Évaluation des procédures de gestion pour le plan de rétablissement de la population de sébaste aux yeux jaunes des eaux intérieures en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/056.
- MPO. 2020b. [Évaluation de la robustesse des procédures de gestion proposées pour la pêche à la morue charbonnière \(\*Anoplopoma fimbria\*\) en C.-B., 2019-2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/025.
- MPO. 2020c. [Évaluation des stratégies de rétablissement possibles pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/024.
- MPO. 2021. [Mise à jour de l'état des stocks avec application des procédures de gestion pour le hareng du Pacifique \(\*Clupea pallasii\*\) en Colombie-Britannique: État en 2021 et prévisions pour 2022](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/039.
-

- 
- MPO. 2022a. [Méthodologies et lignes directrices pour l'élaboration de points de référence limites pour le saumon du Pacifique](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2022/030.
- MPO. 2022b. [Évaluation du hareng des divisions 4VWX de 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO, Avis sci. 2022/050.
- MPO. 2023a. [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- MPO. 2023b. [Mise à jour de l'état du stock de flétan \(\*Hippoglossus hippoglossus\*\) du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs dans les divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO pour 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/020.
- MPO. 2024. Valeurs approximatives rapides de l'état des stocks à partir d'évaluations d'experts intégrées dans le cadre de la politique canadienne sur le saumon sauvage. Secr. can. des avis can. MPO (sous presse).
- MSC (Marine Stewardship Council) 2018. MSC Fisheries Standard. Version 2.01, 31 August 2018.
- Murray, L.G., and Seed, R. 2010. Determining whether catch per unit effort is a suitable proxy for relative crab abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 401: 173-182.
- Musick, J.A. 1999. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *Fisheries*, 24: 6-14.
- Myers, R.A., and Mertz, G. 1998. The limits of exploitation: a precautionary approach. *Ecological Applications*, 8 Supplement, s165-s169.
- Myers, R.A., Bowen, K.G., and Barrowman, N.J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 2404-2419.
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N., and Restrepo, V.R. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal of Marine Science*, 51: 191-205
- Myers, R.A., Barrowman, N.J., Hutchings, J.A., and Rosenberg, A.A. 1995a. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science*, 269: 1106-1108.
- Myers, R.A., Bridson J., and Barrowman, N.J. 1995b. Summary of world-wide stock and recruitment data. *Canadian Technical Reports of Fisheries and Aquatic Sciences* 2024. iv+ 327p.
- Myers, R.A., Barrowman, B., Hilborn, R., and Kehler, D. 2002. Inferring Bayesian priors with limited direct data: applications to risk analysis. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 351-364.
- NAFO (Northwest Atlantic Fisheries Organization). 2004. Report of the NAFO Study Group on Limit Reference Points. NAFO SCS Doc. 04/12, Serial No. N4980.
- O'Connell, M.F., Dempson, J.B., and Chaput, G. 2006. [Aspects of the life history, biology, and population dynamics of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) in Eastern Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/014.
- O'Leary, C.A., Thorson, J.T., Miller, T.J., and Nye, J.A. 2020. Comparison of multiple approaches to calculate time-varying biological reference points in climate-linked population-dynamics models. *ICES Journal of Marine Science*, 77: 930-941.
- Ovando, D., Hilborn, R., Monnahan, C., Rudd, M., Sharma, R., Thorson, J.T., Rousseau, Y., and Ye, Y. 2021. Improving estimates of the state of global fisheries depends on better data. *Fish and Fisheries*, 22: 1377-1391.
-

- 
- Ovando, D., Free, C.M., Jensen, O.P., and Hilborn, R. 2022. A history and evaluation of catch-only stock assessment models. *Fish and Fisheries*, 23: 616-630.
- Palomares, M.L.D., and Pauly, D. 2019. On the creeping increase of vessels' fishing power. *Ecology and Society*, 24:31.
- Palomares, M.L.D., Froese, R., Derrick, B., Meeuwig, J.J., Noël, S.-L., Tsui, G., Woroniak, J., Zeller, D., and Pauly, D. 2020. Fishery biomass trends of exploited fish populations in marine ecoregions, climatic zones and ocean basins. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 243: 106896.
- Patterson, K. 1992. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2: 321-338.
- Pauly, D., Hilborn, R., and Branch, T.A. 2013. Fisheries: Does catch reflect abundance? *Nature*, 494, 303-306.
- Pedersen, M.W., and Berg, C.W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, 18: 226-243.
- Pella, J.J., and Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 13: 419-496.
- Perälä, T., and Kuparinen, A. 2017. Detection of Allee effects in marine fishes: analytical biases generated by data availability and model selection. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284: 20171284.
- Perälä, T., Hutchings, J.A., and Kuparinen, A. 2022. Allee effects and the Allee-effect zone in northwest Atlantic cod. *Biology Letters*, 18: 20210439.
- PEW (The Pew Charitable Trusts). 2016. Reference points: measuring success in fisheries management. [Accessed May 22, 2022].
- PFMC (Pacific Fishery Management Council). 2014. Pacific coast groundfish fishery management plan for the California, Oregon and Washington Groundfish Fishery. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR, USA.
- Plagányi, É.E., Rademeyer, R.A., Butterworth, D.S., Cunningham, C.L., and Johnston, S.J. 2007. Making management procedures operational—innovations implemented in South Africa. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 626-632.
- Pons, M., Cope, J.M., and Kell, L.T. 2020. Comparing performance of catch-based and length-based stock assessment methods in data-limited fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77: 1026-1037.
- Preece, A., Hillary, R., and Davies, C. 2011. Identification of candidate limit reference points for the key target species in the WCPFC. WCPFC-SC7-2011/MI-WP-03. 33pp.
- Prince, J., and Hordyk, A. 2019. What to do when you have almost nothing: A simple quantitative prescription for managing extremely data-poor fisheries. *Fish and Fisheries*, 20: 224-238.
- Prince, J.D., Hordyk, A., Valencia, S.V., Loneragan, N., and Sainsbury, K. 2015. Revisiting the concept of Beverton-Holt life history invariants with the aim of informing data-poor fisheries assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 194-203.
- Punt, A.E. 2008. Refocusing stock assessment in support of policy evaluation. In: *Fisheries for Global Welfare and Environment, 5<sup>th</sup> World Fisheries Congress 2008*. Eds: Tsukamoto, K., Kawamura, T., Takeuchi, T., Beard, T.D., and Kaiser, M.J. 139-152pp.

- 
- Punt, A.E., and Smith, A.D.M. 2001. The gospel of Maximum Sustainable Yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. In: Conservation of Exploited Species (eds. J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford & J.G. Robinson), pp. 41-66. Cambridge University Press, Cambridge.
- Punt, A.E., and Szuwalski, C. 2012. How well can FMSY and BMSY be estimated using empirical measures of surplus production? *Fisheries Research*, 134-136: 113-124.
- Punt, A.E., Dorn, M.W., and Haltuch, M.A. 2008. Evaluation of threshold management strategies for groundfish off the U.S. West Coast. *Fisheries Research*, 94: 251-266.
- Punt, A.E., Smith, A.D., Smith, D.C., Tuck, G.N., and Klaer, N.L. 2014. Selecting relative abundance proxies for  $B_{MSY}$  and  $B_{MEY}$ . *ICES Journal of Marine Science*, 71: 469-483.
- Punt A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., Oliveira, J.A.A., and Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries*, 17: 303-334.
- Punt, A.E., Castillo-Jordan, C., Hamel, O.S., Cope, J.M., Maunder, M.N., and Ianelli, J.N. 2021. Consequences of error in natural mortality and its estimation in stock assessment models. *Fisheries Research*, 233: 105759.
- Quinn, T.J., and Deriso, R.B. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, Oxford.
- Rademeyer, R.A., Plagányi, É.E., and Butterworth, D.S. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 618-625.
- Restrepo, V.R., Thompson, G.G., Mace, P.M., Gabriel, W.L., Low, L.L., MacCall, A.D., Methot, R.D., Powers, J.E., Taylor, B.L., Wade, P.R., and Witzig, J.F. 1998. Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing national standard 1 of the Magnuson-Stevens fishery conservation and management act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-31.
- Reuchlin-Hugenholtz, E., Shackell, N.L., and Hutchings, J.A. 2016. Spatial reference points for groundfish. *ICES Journal of Marine Science*, 73(10): 2468-2478.
- Ricard, D., Minto, D., Jensen, O.P., and Baum, J.K. 2012. Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database. *Fish and Fisheries*, 13: 380-398.
- Rice, J.C. and Rivard, D.S. 2007. The dual role of indicators in optimal fisheries management strategies. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 775-778.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11: 559-623.
- Rivard, D., and Rice, J., 2003. National workshop on reference points for gadoids. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proc. Ser. 2002/003. 16 pp.
- Rosenberg, A.A., Fogarty, M.J., Cooper, A.B., Dickey-Collas, M., Fulton, E.A., Gutiérrez, N.L., *et al.* 2014. Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1086. Rome, FAO. 175 pp.
- Rowe, G., and Wright, G. 2001. Expert opinions in forecasting: the role of the Delphi technique. In *Principles of forecasting* (pp. 125-144). Springer, Boston, MA.
- Rudd, M.B., and Thorson, J.T. 2018. Accounting for variable recruitment and fishing mortality in length-based stock assessments for data-limited fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75: 1019-1035

- 
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. Australian Fisheries Management Authority Report R2001/0999.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of the populations important to the management of the commercial marine fisheries. Inter-American Tropical Tuna Commission, 1: 27-56.
- Schnute, J. 1985. A general theory for analysis of catch and effort data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42: 414-429.
- Schnute, J.T. and Richards, L.J. 2002. Surplus production models. In: Handbook of Fish Biology and Fisheries. P.J.B. Hart and J.D. Reynolds, eds. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK. pp 105-126.
- Serebryakov, V.P. 1991. Predicting year-class strength under uncertainties related to the survival in the early life history of some North Atlantic commercial fish. NAFO Science Council Studies, 16: 49-56.
- Sharma, R., Winker, H., Levontin, P., Kell, L., Ovando, D., Palomares, M.L.D., Pinto, C., and Ye, Y. 2021. Assessing the potential of catch-only models to inform on the state of global fisheries and the UN's SDGs. Sustainability, 13: 6101.
- Shelton, P.A., and Rice, J.C. 2002. [Limits to overfishing: reference points in the context of the Canadian perspective on the precautionary approach](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/084. 29 pp.
- Silvar-Viladomiu, P., Minto, C., Halouanu, G., Batts, L., Brophy, D., Lordan, C., and Reid, D.G. 2021. Moving reference point goalposts and implications for fisheries sustainability. Fish and Fisheries, 22: 1345-1358.
- Simmonds, J., Hjørleifsson, E., and Millar, C. 2019. MSY: estimation of equilibrium reference points for fisheries. R package version 0.1.19. [Accessed May 22, 2022].
- Sissenwine, M.P., and Shepherd, J.G. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 44: 913-918.
- Smith, S.J., Bourdages, H., Choi, J., Dawe, E., Dunham, J.S., Gendron, L., *et al.* 2012. [Technical guidelines for the provision of scientific advice on the precautionary approach for Canadian fish stocks: Section 7 – Invertebrate Species](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/117. iv + 30 p.
- Stenson, G.B., Hammill, M., Ferguson, S., Stewart, R., and Doniol-Valcroze, T. 2012. [Applying the precautionary approach to marine mammal harvests in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/107. ii + 15 p.
- Szuwalski, C., and Punt, A.E. 2012. Identifying research priorities for management under uncertainty: the estimation ability of the stock assessment method used for eastern Bering Sea snow crab (*Chionoecetes opilio*). Fisheries Research, 134-136, 82-94.
- Szuwalski C., Ianelli J. N., and Punt A. E. 2018. Reducing retrospective patterns in stock assessment and impacts on management performance. ICES Journal of Marine Science, 75: 596-609.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., and Hewitt, D.A. 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. ICES Journal of Marine Science, 72: 82-92.

- 
- Thorson, J.T., Cope, J.M., Branch, T.A., and Jensen, O.P. 2012. Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 1556-1568.
- Thorson, J.T., Minto, C., Minto-Vera, C.V., Kleisner, K.M., Longo, C., and Jacobson, L. 2013. A new role for effort dynamics in the theory of harvested populations and data-poor stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 1829-1844.
- Thorson, J.T. 2020. Predicting recruitment density dependence and intrinsic growth rate for all fishes worldwide using a data-integrated life-history model. *Fish and Fisheries*, 21: 237-251.
- Trijoulet, V., Berg, C.W., Miller, D.C.M., Nielsen, A., Rindorf, A., and Albertsen, C.M. 2022. Turning reference points inside out: comparing MSY reference points estimated inside and outside the assessment model. *ICES Journal of Marine Science*, 79: 1232-1244.
- UN (United Nations). 1995. [Agreement for the implementation of the provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December, 1982 relating to the conservation and management of straddling fish stocks and highly migratory fish stocks](#). UN Rome, Italy.
- UN. 2002. [Report of the world summit on sustainable development](#). Technical report, A/CONF.199/20. United Nations Publication, Johannesburg, South Africa. 26 August - 4 September 2002.
- van Deurs, M., Brooks, M.E., Lindengren, M., Henriksen, O., and Rindorf, A. 2021. Biomass limit reference points are sensitive to estimation method, time-series length and stock development. *Fish and Fisheries*, 22: 18-30.
- Vasconcellos, M., and Cochrane, K. 2005. Overview of world status of data-limited fisheries: inferences from landings statistics. In: Kruse, G.H., Gallucci, V.F., Hay, D.E., Perry, R.I., Peterman, R.M., Shirley, T.C., Spencer, P.D., Wilson, B., Woodby, D. (Eds.), *Fisheries Assessment and Management in Data-Limited Situations*. Alaska Sea Grant College Program.
- Vasilakopoulos, P., and Maravelias, C.D. 2016. Application of data-limited assessment methods on black anglerfish (*Lophius budegassa*; Spinola, 1807) stocks in the Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 32: 277-287.
- Vasilakopoulos, P., Jardim, E., Konrad, C., Rihan, D., Mannini, A., Pinto, C., Casey, J., *et al.* 2020. Selectivity metrics for fisheries management and advice. *Fish and Fisheries*, 21: 621-638.
- Wakeford, R., Merino, G., Apostolaki, P., Skerritt, D., and Davies, T. 2019. [Reference points, harvest control rules, and management strategy evaluation in tuna Regional Fisheries Management Organizations](#). WCPFC-SC15-2019/MI-WP-14 (Rev.01)
- Walters, C.J. 1987. Nonstationarity of production relationships in exploited populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(S2), s156–s165.
- Walters, C., and Martell, S.J.D. 2002. Stock assessment needs for sustainable fisheries management. *Bulletin of Marine Science*, 70: 629-638.
- Wiff, R., Flores, A., Neira, S. and Caneco, B. 2018. Estimating steepness of the stock-recruitment relationship in Chilean fish stocks using meta-analysis. *Fisheries Research*, 200: 61-67.

- 
- Williams, E.H. 2002. The effects of unaccounted discards and misspecified natural mortality on harvest policies based on estimates of spawners per recruit. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 311-325.
- Worm B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S. *et al.* 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, J.T., Smith, A.D., and Fuller, M. 2012. Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 1292-1301.
- Zhou, S., Punt, A.E., Ye, Y., Ellis, N., Dichmont, C.M., Haddon, M., Smith, D.C., and Smith, A.D.M. 2017. Estimating stock depletion level from patterns of catch history. *Fish and Fisheries*, 18: 742-751.
- Zhou, S., Punt, A.E., Smith, A.D.M., Ye, Y., Haddon, M., Dichmont, C.M., and Smith, D.C. 2018. An optimized catch-only assessment method for data poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 75: 964-976.

---

## ANNEXE A : MÉTHODES D'ESTIMATION RICHES EN DONNÉES POUR $B_0$ ET $B_{RMD}$

Nous définissons ici les méthodes riches en données pour l'estimation de  $B_0$  et  $B_{RMD}$ , comme celles utilisées dans les évaluations analytiques (c'est-à-dire soutenues par des modèles de production structurés selon l'âge, structurés selon la taille ou excédentaires). Les estimations des paramètres des stocks (p. ex.,  $h$  et  $M$ ) et des points de référence peuvent être très incertaines même lorsqu'on dispose d'une grande quantité de données. Les estimations du stock-recrutement sont généralement très variables et la forme fonctionnelle de la RSR est généralement inconnue. Les estimations de  $B_{RMD}$  dépendent des hypothèses du modèle et les valeurs approximatives de  $B_{RMD}$  peuvent être estimées de manière plus fiable. Différents seuils de surpêche du recrutement ont été déterminés sur la base de la variable de remplacement  $F$ , des points de changement estimés à partir de régressions segmentées et de règles empiriques génériques (p. ex., 0,2  $B_0$  ou biomasse à 50 % du recrutement maximal estimé par le modèle à partir d'une RSR). Les solutions possibles pour intégrer l'incertitude de la RSR dans les estimations de l'état des stocks consistent à adapter plusieurs modèles d'évaluation avec différentes RSR ou à intégrer différentes hypothèses sur la RSR dans d'autres modèles d'exploitation. Les estimations de l'état des stocks à partir de plusieurs modèles peuvent être combinées à l'aide de méthodes d'ensemble (calcul de la moyenne des modèles).

### A.1. MODÈLES STRUCTURÉS EN FONCTION DE L'ÂGE OU DE LA TAILLE AVEC UNE RELATION STOCK-RECRUTEMENT

#### A.1.1. Relations stock-recrutement

Les stocks qui utilisent des modèles analytiques structurés selon l'âge ou la taille supposent généralement une RSR et décrivent le modèle d'exploitation de la population et de la pêche sur la base de la structure par âge ou par taille. Cette section traite des RSR des espèces itéropares, mais les espèces semelpares utilisent également des RSR pour lesquelles des points de référence peuvent être estimés directement à partir des estimations des paramètres des RSR (voir section 2.8). Le modèle BH (Beverton et Holt 1957) est une RSR courante :

$$R(B) = \frac{\alpha B}{1 + \beta B} \quad (\text{A.1})$$

où le recrutement ( $R$ ) est modélisé en fonction de deux paramètres (la pente près de l'origine, ou taux de survie maximal) et  $\beta$  (qui détermine le degré de dépendance à la densité), et de la biomasse ( $B$ , habituellement BSR) pour laquelle le recrutement augmente jusqu'à une valeur asymptotique de  $\alpha/\beta$ .

Le modèle de Ricker (Ricker 1954) est une autre RSR courante :

$$R(B) = \alpha B e^{-\beta B} \quad (\text{A.2})$$

est également fonction de  $\alpha$  et  $\beta$ . Le  $\alpha$  a la même interprétation que le modèle BH, tandis que le paramètre  $\beta$  est également un paramètre indépendant de la densité qui détermine le degré de densité-dépendance, y compris la « surcompensation », où  $R$  peut diminuer à une biomasse élevée (figure A.1). D'autres paramétrages de (A.1) et (A.2) sont aussi couramment utilisés (p. ex., Hilborn et Walters 1992; Mangel *et al.* 2010), y compris les paramétrages basés sur  $h$ . Par exemple, une version du modèle BH utilisant le paramétrage  $h$  est (Dorn 2002; Miller et Brooks 2021) :

$$R(B) = \frac{4R_0 h B}{(1-h)R_0 \varphi_0 + (5h-1)B} \quad (\text{A.3})$$

où  $\varphi_0$  est le stock (reproducteur) non pêché  $B$  par recrue (où  $\varphi_0 = B_0/R_0$ ). Voici une version du modèle de Ricker utilisant le paramétrage  $h$  (Miller et Brooks 2021) :

$$R(B) = \frac{B}{R_0} (5h)^{\frac{5}{4}} \left(1 - \frac{B}{R_0 \varphi_0}\right) \quad (\text{A.4})$$

Le paramétrage de la RSR fondé sur  $h$  est utile aux praticiens en raison de l'interprétation de  $h$  en termes de résilience du stock (une plus grande résilience correspond à une  $h$  plus élevée), où  $h$  est une mesure normalisée de la productivité qui semble être comparable entre les stocks (Dorn 2002; Miller et Brooks 2021). Le paramétrage  $h$  de la RSR de BH suppose implicitement que la productivité des individus recrutés (par le terme  $\varphi_0$  d'équation A.3 et A.4) est constante, en plus du taux de mortalité constant supposé avant le recrutement. Avec les estimations de  $h$  et  $R_0$ , on peut obtenir  $B_0$  (à partir de l'équation A.3 ou A.4) et préciser la RSR. Les estimations de  $h$  peuvent être étayées par des résultats obtenus à partir de méta-analyses (p. ex., Myers *et al.* 2002; Dorn 2002; Michielesens et McAllister 2004; Forrest *et al.* 2010; Sherzer et Conn 2012; FishBase, Froese et Pauly 2022) ou  $h$  peut être défini explicitement ou comme une gamme de valeurs plausibles dans une approche bayésienne (Mangel *et al.* 2010). En général, l'une de ces approches est utilisée pour élaborer une distribution de probabilité a priori dans le cadre d'un modèle bayésien d'évaluation des stocks.

Dans certains cas, les paramètres RSR peuvent varier dans le temps (van Deurs *et al.* 2021), ce qui complique l'estimation des points de référence. Miller et Brooks (2021) notent que de nombreuses applications des RSR ne respectent pas les hypothèses importantes qui sous-tendent le calcul de la RSR (p. ex., constante  $\varphi_0$ ). Lorsque les composantes de  $\varphi_0$  (c'est-à-dire  $M$  selon l'âge, l'âge à la maturité et le poids selon l'âge) changent au fil du temps,  $h$  change implicitement aussi au fil du temps. Dans cette situation, le paramétrage  $\alpha$ ,  $\beta$  de la RSR pourrait être une approche permettant d'éviter une mauvaise interprétation de la RSR (Miller et Brooks 2021) et le biais qui en résulte dans les estimations des points de référence du RMD.

La variabilité des données RSR, l'incertitude de la forme fonctionnelle de la RSR et/ou l'incertitude des estimations des paramètres RSR peuvent être si importantes que les PRL potentielles qui s'appuient sur les estimations des paramètres RSR peuvent ne pas être fiables (Myers *et al.* 1994; van Deurs *et al.* 2021). La fiabilité des estimations de  $B_{RMD}$  dépend fortement des paramètres du modèle, en particulier  $h$  et  $M$ . Lorsque les hypothèses concernant  $h$  de la RSR ne sont pas étayées, d'autres mesures et valeurs approximatives pour  $B_{RMD}$  (p. ex. les proportions de  $B_0$  ou la biomasse d'équilibre à  $F_{X\%RPR}$ ; section 2.2) peuvent être plus crédibles que les estimations directes de  $B_{RMD}$  (MF 2011). De même, lorsque  $h$  est fixe (c'est-à-dire qu'il n'est pas estimé dans un modèle d'évaluation),  $B_{RMD}$  ne doit pas être utilisé comme base pour les points de référence (Punt 2008). Trijoulet *et al.* (2021) ont suggéré que les points de référence basés sur le RMD ne devraient pas être utilisés si la RSR est mal estimée ou si les points de référence du RMD ne sont pas fiables. Cette suggestion est confirmée par les directives de la Commission des pêches du Pacifique occidental et central (WCPFC) pour définir les PRL sur la base de la fiabilité de  $h$  dans la RSR (Preece *et al.* 2011). La WCPFC recommande : d'utiliser une proportion de  $B_{RMD}$  si une estimation fiable de  $h$  est disponible; 0,2  $B_0$ , 0,2  $B_{\text{non pêché}}$ , ou une proportion de la biomasse d'équilibre basée sur  $F_{X\%RPR}$  si  $h$  n'est pas bien estimée ou est inconnue; et 0,2  $B_0$  ou 0,2  $B_{\text{non pêché}}$  si les paramètres biologiques et halieutiques clés ne sont pas bien estimés ou connus (Preece *et al.* 2011).

La grande variabilité du recrutement est typique des petits poissons pélagiques dont le cycle biologique est court, dont la croissance est rapide et dont la maturation est précoce (van Deurs *et al.* 2021). Les facteurs extrinsèques peuvent être des moteurs de recrutement plus importants que la RSR pour certains stocks. Par exemple, Brosset *et al.* (2019) ont constaté que la variabilité environnementale physique et biologique était un facteur prédictif important du recrutement du hareng frayant au printemps (*Clupea harengus*) dans le golfe du Saint-Laurent, alors que la RSR n'était pas un facteur prédictif important du recrutement. Les stocks dont le cycle biologique est court avec une dynamique volatile peuvent poser des problèmes pour

l'estimation du PRL en raison des changements dans la SRS au fil du temps (van Deurs *et al.* 2021).

La forte variabilité du recrutement et le manque de données de stock-recrutement à une faible biomasse peuvent masquer la RSR sous-jacente. Lorsqu'il n'y a pas de RSR apparente dans les données de stock-recrutement, l'hypothèse de  $h$  approchant 1 implique une productivité approchant l'infini, ce qui est irrationnel sur le plan biologique et présente un risque en ce qui concerne l'établissement de points de référence (Mangel *et al.* 2013). Si l'on suppose un  $h$  élevé, les estimations de  $B_{RMD}$  peuvent être extrêmement faibles (Myers *et al.* 1994) et il peut être nécessaire d'envisager des PRL potentiels fondés sur des variables de remplacement (voir les sections B.1 et 2.4).

Une autre approche de l'estimation de l'état des stocks, qui tient compte de l'incertitude de la RSR, consiste à combiner les estimations provenant de plusieurs modèles ayant des hypothèses structurelles différentes, en utilisant des approches d'ensemble de modèles (voir la section 4.2).

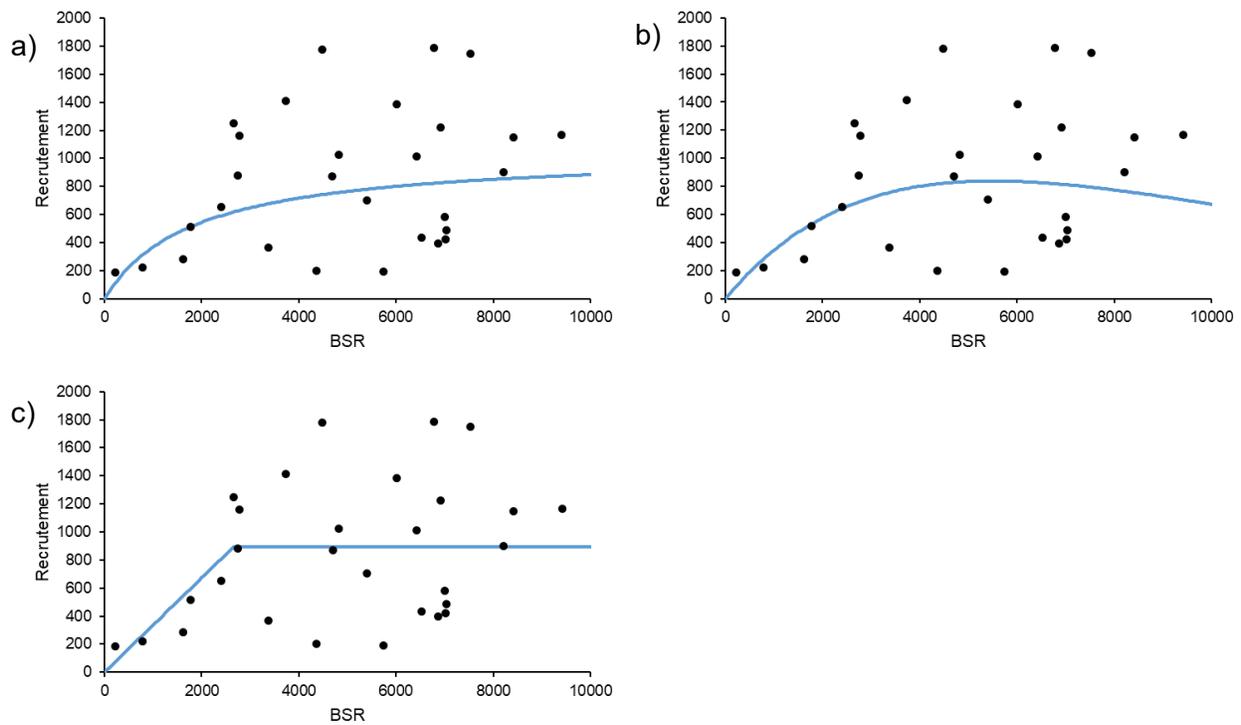


Figure A.1. Exemple d'ensemble de paires de données sur les stocks (BSR) et les recrues (recrutement) ajustées à différentes formes fonctionnelles de la relation stock-recrutement a) Beverton-Holt, b) Ricker, et c) bâton de hockey (régression segmentée).

### A.1.2. Taux de mortalité naturelle

$M$  est considéré comme l'un des paramètres les plus importants dans l'évaluation des stocks, mais il est difficile à estimer (Hamel 2015; Then *et al.* 2015; Punt *et al.* 2021). L'incertitude dans  $M$  est influencée par des processus variant dans le temps tels que la prédation, la disponibilité de la nourriture, les maladies et les effets environnementaux (Punt *et al.* 2021). Un défi supplémentaire dans l'estimation de  $M$  est qu'il est confondu avec  $h$  et le taux de croissance, et qu'il diminue également en sélectivité avec l'augmentation de l'âge (Punt *et al.* 2021).  $M$  est une fonction de l'âge et du sexe, mais il est généralement considéré comme une constante dans les

---

modèles d'évaluation.  $M$  peut être fixé ou estimé dans le cadre d'un modèle d'évaluation pour lequel des a priori sur  $M$  peuvent être supposés. Les estimations de  $M$  influencent les estimations de  $B_0$  et les points de référence du RMD. En général, une valeur plus élevée de  $M$  entraîne une estimation plus élevée de  $B_0$ , une valeur plus élevée de  $F_{RMD}$ , une estimation plus faible de  $B_{RMD}$ , et un rapport plus faible de  $B_{RMD}/B_0$  (He *et al.* 2011; Szuwalski et Punt 2012; Punt *et al.* 2021). Bien que l'ampleur des points de référence soit influencée par  $M$ , les estimations de  $B_{RMD}$  dépendent fortement de  $h$  et ne sont pas influencées de manière substantielle par  $M$  lorsque  $h$  est correctement spécifié (Punt *et al.* 2021). He *et al.* (2011) ont mené une étude de simulation en utilisant un modèle structuré par âge et ont constaté que la mauvaise spécification de  $M$  influençait les estimations de  $B_0$ , mais avait un effet négligeable sur les estimations d'épuisement (c'est-à-dire que les changements de  $M$  mettent à l'échelle à la fois la biomasse actuelle et  $B_0$ ). Cependant, lorsque  $M$  varie dans le temps, le biais dans  $M$  peut influencer les estimations de l'épuisement si l'année terminale  $M$  diffère de  $M$  supposé sur la période utilisée pour définir  $B_0$  (Johnson *et al.* 2015).

### A.1.3. Sélectivité

La sélectivité des pêches en fonction de l'âge par rapport à la maturité en fonction de l'âge influence les estimations des points de référence basés sur le RMD (Myers et Mertz 1998; Punt *et al.* 2014). L'augmentation des rendements et la diminution des probabilités d'effondrement des stocks ont été démontrées par l'ajustement de la sélectivité à l'âge ou de la sélectivité à la taille, généralement pour réduire la récolte des juvéniles (p. ex., Myers et Mertz 1998, Froese *et al.* 2016; Vasilakopoulos *et al.* 2016; Prince et Hordyk 2019). Le mécanisme par lequel l'augmentation de l'âge ou de la taille à la première capture favorise la durabilité est la prévention de la surpêche de croissance et de la surpêche de recrutement (Vasilakopoulos 2020). Il existe un compromis entre le taux de mortalité par pêche et la sélectivité, de sorte qu'un taux plus élevé de  $F$  peut être maintenu lors de la capture de poissons plus grands, mais la capture d'un trop grand nombre de poissons juvéniles peut conduire à l'épuisement du stock à des niveaux modérés de  $F$  (Prince et Hordyk 2019; Vasilakopoulos *et al.* 2016). Par conséquent, une sélectivité ciblant les poissons plus grands entraînera une augmentation de  $F_{RMD}$  et donc une diminution de  $B_{RMD}$ . Les modifications de la sélectivité n'influencent pas les estimations de  $B_0$ .

## A.2. MODÈLES DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE

En l'absence de données structurées par taille ou par âge, les modèles de production excédentaire saisissent implicitement les effets combinés du recrutement, de la croissance et de  $M$  dans un seul paramètre  $r$  (le taux intrinsèque de croissance de la population). Dans ces modèles, le taux d'exploitation est simplement le rapport entre les captures et la biomasse du stock, de sorte que la biomasse du stock est censée être la biomasse exploitable. Les modèles de production excédentaire reposent sur l'hypothèse que la production excédentaire prévue d'une population dépend de sa taille. Les modèles de production nécessitent au minimum une série chronologique de captures par unité d'effort (CPUE) et de captures totales et sont plus efficaces lorsqu'il existe un contraste considérable entre l'effort, la biomasse et le taux de capture (Hilborn et Walters 1992; CIEM 2018). On peut reprocher à ces modèles d'être trop simplistes, car ils ne tiennent pas compte de la structure de la taille, des variations du recrutement ou des changements de sélectivité, ce qui peut entraîner des décalages dans les réponses de la population à des perturbations telles que la pêche (MPO 2016); cependant, ils peuvent constituer la meilleure approche disponible lorsque seules des données agrégées par taille sont disponibles et que les RSR ne peuvent pas être estimées. Les points de référence du RMD peuvent être estimés directement à partir des modèles de production excédentaire. Le

modèle de production excédentaire le plus courant est basé sur le modèle de production de Schaefer (1954) :

$$B_{T+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t \quad (\text{A.5})$$

où  $B_t$  dans ce cas représente la biomasse totale au temps  $t$ ,  $r$  a été déterminé ci-dessus,  $K$  représente la capacité d'accueil de la population, et  $C_t$  est la capture au cours de l'année  $t$ . Cette version du modèle de production excédentaire suppose une courbe production/biomasse symétrique de sorte que  $B_{RMD} = 0,5 K$ . Il existe des modèles de production plus souples qui s'écartent de la courbe symétrique de la production par rapport à la biomasse. Un autre modèle courant est basé sur le modèle de production de Fox (1970) :

$$B_{T+1} = rB_t \ln(K) \left(1 - \frac{\ln(B_t)}{\ln(K)}\right) - C_t \quad (\text{A.6})$$

dont la courbe de production par rapport à la biomasse est inclinée vers la droite, de sorte que  $B_{RMD} \sim 0,37 K$  ( $0,4 B_{RMD} = 0,144 B_0$ ). Le modèle de production de Pella-Tomlinson (Pella et Tomlinson, 1969) est plus flexible, avec un paramètre de forme supplémentaire qui est équivalent au modèle de production de Schaefer lorsque  $m = 2$  et se réduit au modèle de Fox lorsque  $m$  s'approche de 1 (Quinn et Deriso 1999) :

$$B_{T+1} = B_t + \frac{r}{m-1} B_t \left(1 - \left(\frac{B_t}{K}\right)^{m-1}\right) - C_t \quad (\text{A.7})$$

$B_{RMD}$  peut être calculé directement à partir du paramètre  $m$  (tableau A.1). L'orientation par défaut de la Politique de l'AP du MPO de 0,4  $B_{RMD}$  en tant que PRL peut entraîner un faible épuisement pour les modèles de Fox et Pella-Tomlinson (MPO 2016). Un PRL de 0,2  $K$  a été suggéré comme PRL pour ces modèles par le MPO (2016).

Tableau A.1. Estimations de  $B_{RMD}$  et de  $F_{RMD}$  à partir de modèles de dynamique de la biomasse.

Modèle	$B_{RMD}$	$F_{RMD}$
Schaefer	0,5 $K$	0,5 $r$
Fox	$e^{-1}K$	$r$
Pella-Tomlinson	$m^{-\left(\frac{1}{m-1}\right)}K$	$\frac{r}{m-1} \left(1 - \frac{1}{m}\right)$

*Remarques* :  $K$  = capacité d'accueil ( $B_0$ );  $r$  = taux intrinsèque de croissance de la population;  $m$  = paramètre de forme de Pella-Tomlinson;  $e$  = nombre d'Euler; le RMD est estimé comme le produit de  $B_{RMD}$  et  $F_{RMD}$ .

Les critiques formulées à l'encontre des modèles de production excédentaire portent notamment sur le fait qu'ils ne tiennent pas compte des réductions du taux de recrutement à faible biomasse (Froese *et al.* 2017) et qu'ils supposent que le taux de variation de la biomasse au fil du temps augmente à mesure que la biomasse se rapproche de zéro (Schnute et Richards 2002). Une solution à cette lacune consiste à ajouter une RSR au modèle de production. Il existe de multiples approches pour y parvenir (p. ex., McAllister *et al.* 2001; Schnute et Richards 2002, Mangel *et al.* 2013). Une approche simple proposée par Froese *et al.* (2016) suppose un recrutement constant au-dessus d'une proportion ( $P_{lim}$ ) de  $K$  et un déclin linéaire du recrutement en dessous de  $P_{lim}$  jusqu'à zéro, ce qui est cohérent avec la RSR en

forme de bâton de hockey (CIEM 2021a; figure A.1). Cette approche aboutit au modèle suivant (Froese *et al.* 2016) :

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{m-1} \left( \frac{B_t}{P_{lim}K} \right) B_t \left( 1 - \left( \frac{B_t}{K} \right)^{m-1} \right) - C_t \quad \text{si } \frac{B_t}{K} < P_{lim} \quad (\text{A.8})$$

Où  $P_{lim}$  dans l'intervalle de 0,2 à 0,25 représente un seuil de surpêche des recrues (c'est-à-dire que le recrutement décline linéairement jusqu'à zéro en dessous de 0,2 à 0,25  $B_0$ ).

Le modèle stochastique de production excédentaire en temps continu (SPiCT; Pedersen et Berg, 2017) est un modèle plus avancé basé sur la formulation de Pella-Tomlinson, mais il tient compte de l'erreur d'observation dans les captures et inclut un ou plusieurs indices d'abondance (p. ex., CPUE, biomasse, indices tirés des relevés) pour estimer les paramètres du stock tels que l'épuisement, la biomasse et  $F$ . La formulation en temps continu du modèle peut s'adapter à un échantillonnage de données arbitraire et irrégulier (p. ex., lorsque les indices de capture et de biomasse ne correspondent pas dans le temps). Les modèles de production excédentaire de SPiCT utilisent des indices de biomasse pour estimer  $K$ , ce qui permet de mettre à l'échelle les tendances de  $F$  et de la biomasse (au lieu de s'appuyer sur des antécédents d'épuisement comme les méthodes fondées uniquement sur les captures; annexe C). Le paramètre  $K$  ne peut pas être bien estimé lorsque la série temporelle de l'indice ne remonte pas au début de la pêche (Punt et Szuwalski, 2012) ou ne présente pas un contraste suffisant entre les biomasses au cours de la série temporelle (Ono *et al.* 2012). Les a priori d'épuisement au début de la série temporelle sont importants lorsque les séries temporelles de captures et d'indices commencent après une période de forte exploitation (Bouch *et al.* 2021). Les modèles SPiCT fournissent des estimations des points de référence du RMD et incluent des estimations de l'incertitude (intervalles de confiance à 95 %). Bouch et ses collaborateurs (2021) ont comparé les évaluations de SPiCT à la détermination de l'état des stocks du CIEM pour 17 stocks évalués de la mer Celtique, de la mer d'Irlande et de la mer du Nord et ont constaté que SPiCT prédisait un  $F$  relatif plus faible (15 des 17 stocks) et une biomasse relative plus élevée (15 des 17 stocks) par rapport à leurs résultats d'évaluation respectifs du CIEM; ce qui suggère un risque accru de présenter des résultats trop optimistes. Le progiciel de modélisation SPiCT (Pedersen et Berg, 2017) comprend des diagnostics permettant d'évaluer les hypothèses du modèle. En outre, le SPiCT est inclus en tant que ressource suggérée dans les orientations pour les stocks de catégories 3 et 4 du CIEM (CIEM 2018).

Un modèle intermédiaire entre les modèles structurés par âge et les modèles dynamiques de la biomasse est le modèle de type différence-délai (Deriso 1980; Schnute 1985; Hilborn et Walters 1992). Le modèle de type différence-délai est essentiellement un modèle structuré par âge réduit qui suit les effets du recrutement, de la survie et de la croissance sur la biomasse, sans nécessiter un cadre entièrement structuré par âge, et peut donner de bons résultats, tant que ses principales hypothèses sont respectées, à savoir : la croissance du poids corporel moyen suit l'équation de Ford-Walford; la sélectivité de la pêche à l'âge et la maturité à l'âge suivent une fonct abrupte (c'est-à-dire que les poissons arrivent à maturité au même âge,  $a_k$ , ils deviennent vulnérables à la pêche, et tous les poissons âgés de  $a_k$  et plus sont également vulnérables aux engins de pêche); et  $M$  constant à l'âge (Hilborn et Walters 1992). Les points de référence dans le modèle de type différence-délai sont calculés en utilisant les mêmes équations que pour les modèles structurés par âge, avec l'avantage que les modèles peuvent être ajustés sans données de taille ou de composition par âge (p. ex., Forrest *et al.* 2020). Toutefois, il est avantageux de disposer de suffisamment de données sur la taille et l'âge pour estimer les paramètres de croissance et comprendre l'âge probable auquel les poissons atteignent la maturité et deviennent vulnérables à la pêche. Les estimations des points de référence fondés sur le RMD réalisées à l'aide de modèles de type différence-délai sont sujettes

---

aux mêmes incertitudes que celles décrites pour les modèles structurés par âge (p. ex., RSR non informative) et peuvent également être biaisées si les hypothèses du modèle de type différence-délai ne sont pas respectées. Par exemple, Forrest *et al.* (2018) ont utilisé un modèle de type différence-délai pour estimer la biomasse des stocks de morue du Pacifique (*Gadus macrocephalus*), mais ont utilisé des points de référence basés sur des estimations historiques de la biomasse et de la mortalité par pêche.

---

## ANNEXE B : MÉTHODES D'ESTIMATION AVEC DES DONNÉES LIMITÉES POUR $B_0$ ET $B_{RMD}$

Nous définissons ici les méthodes d'estimation de l'état des stocks avec des données limitées, par exemple celles qui n'ont pas les données ou la qualité de données typiques des méthodes riches en données de l'annexe A (c'est-à-dire des données structurées par âge ou par taille, ou l'indice d'abondance utilisé dans les modèles de dynamique de la biomasse). Il s'agit notamment de celles qui utilisent des valeurs approximatives empiriques ou théoriques pour  $B_0$  et  $B_{RMD}$ , des niveaux de biomasse historiques, des méthodes fondées sur les captures uniquement, ou qui évaluent le rendement des stratégies d'exploitation à l'aide de simulations en boucle fermée. De nombreux stocks canadiens pour lesquels il n'existe pas de points de référence font l'objet de données limitées. Des valeurs approximatives empiriques et théoriques pour  $B_0$  et  $B_{RMD}$  peuvent être estimées dans certains cas. Les méthodes fondées uniquement sur les captures peuvent fournir des estimations de l'état des stocks par rapport à  $B_0$  et  $B_{RMD}$ ; cependant, elles ont généralement été utilisées pour estimer les tendances globales de l'état des stocks et se sont révélées ne pas être une méthode fiable pour évaluer les stocks individuellement. Une approche de simulation en boucle fermée est une solution de rechange solide à l'utilisation de valeurs approximatives empiriques (qui peuvent ne pas refléter l'incertitude dans l'estimation de l'état des stocks) ou de méthodes qui reposent sur des hypothèses de modèle fortes (qui peuvent ne pas être valides) ou sur des a priori (qui peuvent ne pas être déterminés de manière fiable).

### B.1. VALEURS APPROXIMATIVES POUR $B_0$ ET $B_{RMD}$

#### B.1.1. Valeurs approximatives théoriques pour $B_{RMD}$

Le point de référence  $F$  qui maximise le rendement par recrue est  $F_{max}$  et a été utilisé comme base pour les points de référence. Cependant,  $F_{max}$  représente un seuil de surpêche de croissance (où les poissons sont pêchés avant d'atteindre une taille permettant à la population d'atteindre les niveaux de biomasse nécessaires pour le RMD) et, en tant que tel, peut dépasser un seuil de surpêche des recrues (Shelton et Rice 2002).  $F_{max}$  est toujours supérieur ou égal à  $F_{RMD}$ , ce qui peut conduire à une surpêche et entraîner un épuisement excessif (Sainsbury 2008), et n'est donc pas recommandé comme indicateur de  $F_{RMD}$ . Une solution de rechange plus conservatrice à  $F_{max}$  est  $F_{0,1}$  (proposé par Gulland et Boerema 1973) qui est le niveau de  $F$  obtenu lorsque la pente de la courbe du rendement par recrue par rapport à  $F$  est 10 % de la pente de la courbe à son origine. La Politique de l'AP du MPO suggère que la biomasse d'équilibre à  $F_{0,1}$  est une valeur approximative possible de  $B_{RMD}$  (MPO 2009), mais le choix de 10 % est arbitraire et sensible aux hypothèses sur la croissance et sur  $M$ .  $F_{0,1}$  peut surestimer  $F_{RMD}$  dans certains cas (Mace et Sissenwine 1993, Myers *et al.* 1995b). Mace (2001) a recommandé de ne pas utiliser  $F_{0,1}$  si le lien avec  $F_{RMD}$  n'est pas bien compris.

#### B.1.2. Valeurs approximatives de $B_{RMD}$ basées sur le taux de mortalité naturelle ( $M$ )

Une règle générale consiste à supposer que  $F_{RMD}$  est approximativement égal à  $M$  et que, par conséquent,  $B_{RMD}$  est approximativement égal à la biomasse d'équilibre à  $F = M$  (p. ex., Francis 1974, Mace 1994; Froese *et al.* 2016). Toutefois, on constate que de tels indicateurs sont souvent pris en compte dans des scénarios où les données sont largement limitées et où il n'est pas toujours possible d'estimer de manière fiable  $M$  (Gabriel et Mace 1999). Zhou *et al.* (2012) ont réalisé une méta-analyse de 245 espèces de poissons afin d'étudier les relations entre  $F_{RMD}$  (et les valeurs approximatives de  $F_{RMD}$ ) et les paramètres du cycle biologique, y compris  $M$ . Ils ont conclu que  $M$  était le paramètre du cycle biologique le plus important influençant les points

---

de référence  $F$  et que le meilleur modèle pour les téléostéens était  $F_{RMD} = 0,87M$  (écart-type = 0,05). Bien qu'il s'agisse d'un résultat moyen d'une méta-analyse,  $F_{RMD}$  s'est avéré plus proche de  $0,5M$  pour certains stocks (Walters et Martell 2002), en particulier pour les espèces pélagiques (Patterson 1992).

### **B.1.3. Valeurs approximatives historiques, empiriques ou autres pour $B_0$ et $B_{RMD}$**

Les PRL historiques ou empiriques potentiels peuvent être déterminés sur la base des éléments suivants :

- une valeur approximative  $B_{RMD}$ , définie par
  - la valeur moyenne ou médiane d'un indicateur sur une période historique lorsque l'indicateur est élevé et que les captures sont élevées; ou
  - la valeur moyenne ou médiane d'un indicateur sur une période productive.
- une valeur approximative  $B_0$ , définie par
  - la valeur moyenne/médiane (ou maximale) de l'indicateur sur une période historique reflétant le début de l'exploitation.
- Un état historique de faible biomasse
  - à partir duquel le stock s'est rétabli pour atteindre des niveaux supérieurs à la moyenne;
  - ou qui est considéré par les gestionnaires et les utilisateurs des ressources comme un état indésirable à éviter.

Il peut être raisonnable de choisir une période historique pour estimer soit  $B_0$ , soit  $B_{RMD}$  en utilisant soit l'abondance ou la biomasse estimée, soit un indicateur de stock empirique (p. ex., l'indice de relevé ou la CPUE) qui est censé être proportionnel à la biomasse ou à l'abondance. Une compréhension de la pression exercée par la pêche historique est nécessaire pour interpréter correctement les valeurs approximatives historiques pour  $B_0$  ou  $B_{RMD}$  (OPANO 2004). Il est important de comprendre la relation entre un indicateur empirique et la biomasse (ou l'abondance) et de tenir compte de la variabilité environnementale lors de l'examen des indicateurs potentiels de l'état des stocks. Par exemple, Murray et Seed (2010) ont constaté que la CPUE ne pouvait pas être utilisée comme indicateur de l'abondance du crabe vert (*Carcinus maenas*) en raison de l'influence de la température sur les niveaux d'activité des crabes et sur les captures. La normalisation d'un indicateur (par saison ou température) peut être nécessaire pour s'assurer que l'indicateur reflète l'abondance (p. ex., Cook *et al.* 2020).

La taille maximale de la population (estimée ou déduite) peut servir d'indicateur historique pour  $B_0$  ou  $K$  (p. ex. mammifères marins; Stenson *et al.* 2012, MPO 2016), en particulier si l'indicateur commence au début de la série chronologique de l'exploitation. Une estimation provisoire pour  $B_{RMD}$  est 50 % de la taille maximale de la population comme suggéré par la Politique de l'AP (MPO 2009). En l'absence de données sur le recrutement, on peut utiliser une fonction de la CPUE, mais uniquement si l'on dispose de renseignements sur les conditions des ressources avant ou peu après le début de la pêche (Gabriel et Mace 1999, Restrepo *et al.* 1998).

Si le stock a déjà fait l'objet d'une exploitation et qu'il est passé de  $B_0$  à une biomasse stable censée être la  $B_{RMD}$ , la valeur de l'indicateur la plus élevée observée peut alors servir de valeur approximative à  $B_{RMD}$  (OPANO 2004). Par conséquent, l'utilisation de la valeur de l'indicateur la plus élevée observée en tant que valeur approximative de  $B_0$  ou  $B_{RMD}$  repose sur des avis d'experts concernant l'interprétation du rapport  $B/B_0$  au début de la série chronologique de l'indice.

---

Au lieu d'utiliser une valeur maximale comme valeur approximative de  $B_{RMD}$ , la valeur moyenne ou médiane d'un indicateur sur une période considérée productive (MPO 2009) peut servir de valeur approximative pour  $B_{RMD}$  (MPO 2016), étant donné que  $B_{RMD}$  est atteint lors de la pêche à  $F_{RMD}$  en moyenne, dans des conditions d'équilibre. Le choix de la période productive peut être subjectif (Smith *et al.* 2012), mais il doit correspondre à une période où les indicateurs et les captures sont élevés (MF 2011). Si l'on dispose à la fois d'estimations de la biomasse et de données sur les captures, il est possible d'étudier les estimations de la production excédentaire pour vérifier la présence du RMD (MPO 2016). Si une période de référence est utilisée pour estimer le RMD à partir d'indices dépendant de la pêche, tels que la CPUE, les captures ou les indicateurs de débarquement, rien ne doit indiquer que l'abondance était en déclin pendant cette période (Gabriel et Mace 1999). En d'autres termes, la CPUE et les captures auraient dû être relativement élevées et la CPUE est considérée comme raisonnablement proportionnelle à la taille du stock (MF 2011), ce qui indique que la biomasse était relativement élevée et le recrutement stable (MPO 2008). Quelle que soit l'approche choisie, un avis d'expert est nécessaire pour étayer le choix du PRL.

Les PRL peuvent également être basés sur des états historiques estimés de la biomasse sans tenir compte de leur relation avec  $B_0$  ou  $B_{RMD}$ . Par exemple, un PRL historique pour la limande du Pacifique (*Lepidopsetta* spp.) a été fixé à la biomasse minimale pour la période 1996-2005, lorsqu'il a été convenu que le stock était faible (MPO 2014; Holt *et al.* 2016). Le PRL pour la morue du Pacifique de la zone 3CD (Forrest *et al.* 2020; MPO 2019b) est basé sur l'estimation de la biomasse historique la plus faible à partir de laquelle le stock s'est rétabli à des niveaux supérieurs à la moyenne. Le PRL pour la morue du Pacifique de la zone 5ABCD est basé sur un état de faible biomasse historique convenu à éviter, l'année de cet état (2000) ayant été convenue lors de la réunion régionale d'examen par les pairs (MPO 2019b).

## **B.2. APPROCHES FONDÉES UNIQUEMENT SUR LES CAPTURES**

De nombreuses méthodes d'évaluation des stocks ont été mises au point pour les stocks pour lesquels les données sont limitées et qui reposent uniquement sur les données de capture. Ces méthodes peuvent produire des estimations de la biomasse par rapport à  $B_{RMD}$  ou  $B_0$ . L'utilisation de méthodes fondées uniquement sur les captures pour estimer l'état des stocks est toutefois controversée (p. ex., Branch *et al.* 2011, Pauly *et al.* 2013). Les méthodes fondées uniquement sur les captures supposent que les tendances en matière de captures sont révélatrices des tendances en matière d'abondance ou de biomasse. Dans les pêches en développement, on suppose que les captures sont faibles au départ, qu'elles augmentent au fil du temps dans les pêches fortement exploitées, qu'elles diminuent dans les pêches surexploitées et qu'elles déclinent lorsque la pêche s'effondre (Branch *et al.* 2011). Cette hypothèse a fait l'objet de débats (p. ex., Worm *et al.* 2006, Branch *et al.* 2011) car de nombreux autres facteurs peuvent influencer les taux de capture (p. ex., les règlements en matière de gestion, les changements dans la demande du marché et les prix du carburant, les catastrophes naturelles; Branch *et al.* 2011; Kleisner *et al.* 2013). En outre, les stocks pour lesquels les données sont limitées ne disposent parfois que de données sur les débarquements et des hypothèses doivent être formulées concernant l'ampleur des rejets (Rosenberg *et al.* 2014).

Un examen récent de 11 méthodes d'estimation de l'état des stocks pour lesquels les données sont limitées a évalué leur rendement sur des stocks riches en données ainsi que sur des données de pêche simulées (Free *et al.* 2020). Les auteurs ont constaté que les méthodes fondées uniquement sur les captures qu'ils ont évaluées produisaient des estimations biaisées et imprécises de l'épuisement relatif, en particulier pour les stocks faiblement exploités. Les méthodes fondées uniquement sur les captures ont été développées principalement pour

---

évaluer l'état global des stocks non évalués (p. ex., Costello *et al.* 2012; Kleisner *et al.* 2013; Palomares *et al.* 2020). Compte tenu de l'intérêt actuel pour l'application des méthodes fondées uniquement sur les captures pour l'estimation de l'état des stocks, un bref examen des méthodes fondées uniquement sur les captures décrites par Free *et al.* (2020) est fourni à l'annexe C. Toutefois, ces méthodes ne se sont pas avérées être fiables et constantes en matière d'évaluation de chaque stock (Carruthers *et al.* 2014; Free *et al.* 2020; Sharma *et al.* 2021; Ovando *et al.* 2022). Par conséquent, d'autres approches devraient être privilégiées lorsque cela est possible (p. ex., les approches de simulation en boucle fermée; Carruthers et Hordyk 2019, voir la section 4.4.2), les efforts de collecte de données permettant l'utilisation d'autres méthodes d'évaluation devraient être prioritaires (Ovando *et al.* 2021), et les méthodes fondées uniquement sur les captures ne devraient être utilisées qu'après un examen minutieux de leurs hypothèses et des a priori choisis.

## **ANNEXE C : EXAMEN DES MÉTHODES FONDÉES UNIQUEMENT SUR LES CAPTURES**

### **C.1. APPROCHES GRAPHIQUES (DIAGRAMMES DE L'ÉTAT DES STOCKS)**

Les diagrammes de l'état des stocks (DES) fondés sur les captures sont utilisés pour définir l'état d'une pêche par rapport aux captures maximales de la série chronologique. Divers critères et catégories de l'état ont été définis par différents auteurs (p. ex., Froese et Kesner-Reyes (2002), Kleisner et Pauly (2011), Kleisner *et al.* (2013)). Les catégories définies par Kleisner *et al.* (2013) sont présentées dans le tableau C.1. Les méthodes DES ont été évaluées à l'aide de tests de simulation et se sont révélées être des prédicteurs médiocres et intrinsèquement pessimistes de l'état des stocks (Branch *et al.* 2011; Carruthers *et al.* 2012). Des modifications des méthodes visant à surmonter certains des pièges ont été proposées (p. ex., lissage des séries chronologiques de captures; Anderson *et al.* 2012), mais les méthodes restent limitées, car la classification de l'état des stocks est basée sur des relations supposées entre l'abondance, l'effort de pêche et les captures au fil du temps. On suppose que l'abondance diminue d'abord à mesure que les captures et l'effort augmentent au cours de la phase de développement. Au fur et à mesure que la pêche devient pleinement exploitée et se dirige vers la surexploitation, la relation entre les captures et l'abondance se rompt jusqu'à ce qu'un effort important entraîne une diminution de l'abondance et que les captures finissent par décliner (Free *et al.* 2020).

L'application générale des méthodes DES a consisté à attribuer des états à de nombreux stocks pour en déduire des tendances globales (p. ex., Anderson *et al.* 2012, Kleisner *et al.* 2013) et les méthodes n'ont pas été conçues pour être utilisées pour évaluer chaque stock pour la gestion des pêches (Froese *et al.* 2022). Bien que Kleisner *et al.* (2013) reconnaissent qu'il peut être difficile d'attribuer un changement dans les prises aux seuls changements dans la biomasse, ils notent qu'il y aurait peu de cas où une forte baisse des prises (p. ex., le passage de la catégorie exploitée à la catégorie surexploitée ou à l'effondrement) ne serait pas liée à une baisse de la biomasse.

Les catégories de l'état de la méthode DES (p. ex., le tableau C.1) sont définies sur la base des captures maximales. Un indicateur de l'état des stocks pourrait être déterminé de manière à être cohérent avec l'objectif d'un PRL (p. ex., une proportion des captures maximales). L'avantage de cette méthode est qu'elle est simple, mais son inconvénient est qu'elle dépend d'une relation entre l'abondance, l'effort de pêche et les captures au fil du temps. Cette méthode n'est pas recommandée, sauf si ces hypothèses peuvent être étayées par des données probantes empiriques ou des avis d'experts.

Tableau C.1. Catégories utilisées par Kleisner et al. (2013) pour définir l'état des pêches d'après les séries chronologiques sur les captures.

État	Critère
En cours de développement	Années où les captures sont inférieures à l'année de capture maximale ET où les captures sont $\leq 50\%$ des captures maximales OU année de capture maximale = année finale de capture.
Exploitation	Années où les captures sont supérieures à $50\%$ des captures maximales
Surexploitation	Années où les captures sont supérieures à l'année des captures maximales ET où les captures sont comprises entre $10\%$ et $50\%$ des captures maximales
Effondrement	Années où les captures sont supérieures à l'année de captures maximales ET où les captures sont inférieures à $10\%$ des captures maximales
Rétablissement	Années où les captures sont supérieures à l'année des captures minimales après les captures maximales ET où les captures minimales après les captures maximales sont inférieures à $10\%$ des captures maximales ET où les captures sont comprises entre $10\%$ et $50\%$ des captures maximales.

## C.2. APPROCHES EMPIRIQUES

Les modèles empiriques prédisent l'état des stocks ( $B/B_{RMD}$  ou épuisement relatif) à partir des captures et d'autres renseignements (p. ex., les paramètres du cycle de vie, le lieu ou les caractéristiques de la pêche) en utilisant des modèles qui sont ajustés à l'aide de données pour les stocks riches en données (Free et al. 2020). Les approches empiriques établissent des relations entre l'état des stocks et les données relatives aux captures afin de renseigner l'état des stocks à partir des données relatives aux captures de stocks pour lesquels les données sont limitées, dans le but de tirer des enseignements de l'expérience. Les méthodes font généralement l'objet d'une validation croisée en les testant sur un ensemble de stocks riches en données.

La méthode du groupe de travail « uniquement les stocks de prises fiables » (ORCS) estime l'état du stock (sous-exploité, pleinement exploité ou surexploité) sur la base de la moyenne de 14 variables prédictives catégorielles pour le stock et la pêche (Berkson et al. 2011). La méthode a été affinée par Free et al. (2017) en utilisant un modèle d'arbre de classification stimulé qui a été formé sur des stocks riches en données dans la RAM Legacy Database (Ricard et al. 2012), en utilisant 12 des 14 prédicteurs originaux. La méthode ORCS affinée a correctement classé  $74\%$  des stocks dans l'ensemble de données d'entraînement et  $74\%$  des stocks dans un ensemble de données d'essai et a surpassé les autres méthodes évaluées par Free et al. (2017); cependant, le taux de classification était plus faible pour les stocks surexploités ( $62\%$  et  $50\%$ , respectivement). La méthode ORCS affinée peut être appliquée en cas de données manquantes pour l'une des 12 variables prédictives, et les variables prédictives les plus importantes étaient la valeur de la pêche (\$/lb), l'état des stocks évalués dans la pêche, l'intensité du ciblage, ainsi que le taux de rejet et l'occurrence dans la capture.

Une approche de l'estimation de l'état des stocks à l'aide d'un modèle de régression en panel (PRM) a été développée par Costello et al. (2012). Les PRM ont été déterminés pour prédire  $B/B_{RMD}$  pour les stocks pour lesquels les données sont limitées à l'aide de la série chronologique des captures et de variables prédictives pour les traits du cycle biologique. Les modèles ont été définis à l'aide de données issues d'un ensemble de pêches évaluées (de la

---

RAM Legacy Database; Ricard *et al.* 2012), puis utilisés pour estimer  $B/B_{RMD}$  concernant les pêches pour lesquelles les données sont limitées. Cette méthode part du principe que l'état d'un stock est fonction de ses traits du cycle biologique et de l'historique des captures, et que la manière dont ces paramètres influencent l'état du stock est cohérente entre les stocks présentant des caractéristiques similaires (Costello *et al.* 2012). Un PRM modifié a été défini par Rosenberg *et al.* (2014) et est une version simplifiée du PRM utilisant uniquement la série chronologique des captures et une variable prédictive catégorielle pour la catégorie du cycle biologique (démersale, petite pélagique et grande pélagique). Le MRP modifié peut être appliqué à un plus grand nombre de stocks étant donné qu'il ne nécessite pas de renseignements détaillés sur le cycle biologique.

Un modèle d'arbres de régression stimulés basé uniquement sur les captures a été développé par Zhou *et al.* (2017). Il utilise des variables prédictives fondées sur l'historique des captures pour estimer l'épuisement relatif et a été entraîné sur des stocks riches en données dans la base de données RAM Legacy. Dans l'ensemble, le modèle a été plus performant que les méthodes de classification PRM modifiée et fondée sur les captures (Kleisner *et al.* 2013), mais la classification globale a été déterminée par les résultats obtenus pour les stocks pleinement exploités. La classification des stocks en développement, surexploités et effondrés était faible (8 %, 32 % et 52 %, respectivement), contre 72 % pour les stocks pleinement exploités. Zhou *et al.* (2017) décrivent l'application du modèle d'arbres de régression stimulés basé uniquement sur les captures comme une méthode d'estimation de l'épuisement de la dernière année avant d'être utilisée dans d'autres méthodes basées uniquement sur les captures, et non comme une méthode d'estimation de l'état des stocks.

Comme pour la méthode SES d'estimation de l'état d'un stock, les approches empiriques décrites ici visaient à estimer l'état d'un stock pour en déduire des tendances globales et non pour évaluer chaque stock. L'une des limites de ces méthodes est qu'elles supposent l'existence de relations empiriques entre l'historique des captures et l'état observé des stocks. Elles reposent sur l'hypothèse que ces relations existent et sont cohérentes entre les stocks ayant fait l'objet d'évaluations formelles (stocks fortement gérés) et ceux qui n'ont pas fait l'objet d'évaluations. Les méthodes empiriques ne sont donc pas recommandées pour l'estimation des indicateurs de l'état des stocks (p. ex.,  $B/B_{RMD}$  ou  $B/B_0$ ). Bien que les approches empiriques puissent ne pas être fiables pour estimer l'état de chaque stock, elles peuvent être utiles pour estimer les a priori de l'épuisement relatif pour d'autres méthodes (Free *et al.* 2020) ou l'inclusion dans des méthodes d'ensemble (p. ex. Anderson *et al.* 2017; voir ci-dessous).

### **C.3. APPROCHES MÉCANISTES**

Les approches mécanistes sont celles qui reposent sur un modèle sous-jacent de dynamique des populations. Ces approches s'adaptent à un modèle de dynamique de la population ou à un modèle couplé de dynamique de la population et de l'effort de pêche si les données sur l'effort sont également disponibles (Free *et al.* 2020). Des hypothèses sont nécessaires pour l'effort de pêche et des valeurs a priori sont généralement fixées pour l'épuisement de la première et de la dernière année, le taux intrinsèque de croissance de la population ( $r$ ) et la capacité d'accueil ( $K$ ). Une série de points de référence peut être estimée, notamment  $B/B_{RMD}$  et  $F/F_{RMD}$ .

#### **C.3.1. Capture-RMD**

Les méthodes capture-RMD (capture-RMD, Martell et Froese 2013; CRMD, Froese *et al.* 2017; et CRMD++, Froese *et al.* 2022) sont basées sur le modèle de production de Schaefer (équation A.5; annexe A). Des estimations initiales de  $r$  et  $K$  sont nécessaires (p. ex.,  $r$  basées sur les traits de cycle biologique de fishbase.org, Froese et Pauly 2022; ou Fishlife, Thorson 2020) et les séries chronologiques de la biomasse et des captures peuvent être projetées avec

---

$F_{RMD} = r/2$  et  $B_{RMD} = K/2$  (Froese *et al.* 2022) en utilisant des analyses de réduction des stocks qui reconstituent la biomasse historique et  $F$  en estimant les trajectoires de la biomasse qui auraient pu produire la série chronologique des captures historiques. La méthode capture-RMD crée des milliers de trajectoires de biomasse à partir de paires « viables »  $r$ - $K$  (notez que  $r$  et  $K$  sont négativement corrélées) qui n'ont pas conduit à une population en dehors de la fourchette d'épuisement prévue (Froese *et al.* 2022).

Capture-RMD a été mis à jour pour CRMD (Froese *et al.* 2017) avec une modification de la méthode d'identification des paires les plus probables  $r$ - $K$ . Le 75<sup>e</sup> percentile des valeurs viables  $r$  a été sélectionné (au lieu du centre des valeurs viables  $r$ ) et une valeur centrale avec les limites de confiance des valeurs sélectionnées de  $r$  a été utilisée (Froese *et al.* 2022). La modification de la méthode a permis d'améliorer les estimations du  $B/B_{RMD}$  et du  $F/F_{RMD}$ . CRMD a également été révisé pour tenir compte de la réduction du recrutement à faible biomasse (c'est-à-dire  $B/K < 0,25$ ), en incluant une relation de recrutement du stock (équation A.8, annexe A). CRMD a été mis à jour pour CRMD++ (Froese *et al.* 2022) avec quelques améliorations des a priori par défaut, de la méthode d'estimation des paires  $r$ - $K$  (désormais échantillonnées à partir d'une distribution lognormale multivariée qui tient compte de la corrélation négative entre  $r$  et  $K$ ), et d'une option permettant de prendre en compte les augmentations de CPUE au fil du temps qui ne sont pas liées aux augmentations de la biomasse (c.-à-d. repli technologique, Palomares et Pauly, 2019).

Ovando et ses collaborateurs (2021) ont constaté que les estimations de l'état des stocks basées principalement sur l'historique des captures (approche CRMD) n'étaient que 25 % plus performantes qu'une estimation aléatoire et attribuaient les stocks à la mauvaise catégorie d'état de la FAO (sous-exploité,  $B/B_{RMD} \geq 1,2$ ; pêche maximale durable,  $0,8 \leq B/B_{RMD} < 1,2$ ; surpêche,  $B/B_{RMD} < 0,8$ ) dans 57 % des cas. Bouch et ses collaborateurs (2021) ont comparé les évaluations CRMD à la détermination de l'état des stocks par le CIEM pour 17 stocks évalués dans les mers celtique, irlandaise et du Nord et ont constaté que CRMD prédisait une  $F$  relative plus élevée (11 des 17 stocks) et une biomasse relative plus faible (12 des 17 stocks). La simplicité des méthodes basées uniquement sur les captures est intéressante; cependant, leur application pour obtenir l'état de chaque stock peut fournir des résultats très imprécis et biaisés (Ovando *et al.* 2021). Les captures sont fonction de la capturabilité, de l'effort et de la biomasse, de sorte que l'utilisation des seules données sur les captures pour déduire les tendances de la biomasse nécessite des hypothèses de capturabilité et des efforts constants. Chaque combinaison unique de  $r$  et  $K$ , associée à un modèle et à l'historique des captures, produit un état propre au stock à chaque étape. Étant donné qu'un a priori est également fourni pour l'épuisement récent du stock, deux a priori sont effectivement définis dans la méthode Capture-RMD (Ovando *et al.* 2021; 2022). Il peut en résulter une situation où un a priori approprié sur l'épuisement récent est fourni, mais où les a priori sur la biologie de la population ( $r$  et  $K$ ), qui semblent être indépendants de l'état du stock, influencent fortement la répartition a posteriori de l'état du stock (Ovando *et al.* 2021). Ovando *et al.* (2021) proposent cependant une méthode pour ajuster les a priori  $r$ - $K$  afin qu'ils soient cohérents avec l'a priori d'épuisement explicitement défini.

Plusieurs tentatives de validation des méthodes mécanistes basées uniquement sur les captures ont systématiquement abouti à des résultats médiocres (Free *et al.* 2020; Pons *et al.* 2020; Bouch *et al.* 2021; Sharma *et al.*, 2021). Par exemple, l'évaluation de Bouch *et al.* (2021) de la méthode sur les stocks riches en données a révélé que le rendement de l'évaluation CRMD dépend fortement de la manière dont les fourchettes de biomasse correspondent à la « véritable » évaluation (riche en données). Une analyse a été réalisée par Bouch *et al.* (2021) afin d'évaluer la sensibilité des a priori à un changement de 10 %. Les auteurs ont constaté que l'a priori sur l'épuisement supérieur au début et à la fin de la série chronologique avait la plus

---

grande influence sur  $B/B_{RMD}$ . Froese *et al.* (2022) soulignent que si l'éventail des valeurs de  $B/K$  utilisées comme a priori est trop large, cela indique au modèle qu'il est tout aussi probable que le stock soit effondré ou inexploité (ce qui est peu probable).

Pons *et al.* (2020) ont constaté que la méthode CRMD offre une piètre qualité pour les stocks activement gérés où  $F$  a diminué au cours des dernières années et où des captures plus importantes sont interprétées comme une augmentation de  $F$  au lieu d'une gestion réussie. Sharma *et al.* (2021) ont constaté que les méthodes CRMD donnaient de bons résultats lorsque des estimations fiables de l'épuisement initial étaient disponibles, mais que les estimations de l'état des stocks étaient biaisées lorsque l'on utilisait les a priori par défaut fournis dans le logiciel CRMD. Sharma *et al.* (2021) suggèrent que la méthode CRMD pourrait convenir pour catégoriser les stocks pauvres en données dans l'ensemble, étant donné que les biais globaux seraient faibles pour un certain nombre de stocks, mais que les méthodes fondées uniquement sur les captures ne sont pas une alternative à une évaluation riche en données.

Sur la base des résultats de plusieurs tentatives de validation des méthodes CRMD, Ovando *et al.* (2021) suggèrent que les améliorations de la compréhension de l'état des stocks des pêches mondiales viendront de l'amélioration de la collecte des données et non du seul développement de méthodes dont les données sont limitées. Ovando *et al.* (2022) ont montré que la série chronologique des captures ne permet guère d'actualiser les prévisions d'état au-delà des a priori. La qualité des méthodes CRMD dépend donc de la fiabilité des antécédents d'épuisement (c'est-à-dire que l'état du stock en termes d'épuisement relatif est connu). Si l'état du stock en termes d'épuisement est connu, un avantage des méthodes CRMD pourrait être qu'elles peuvent fournir une estimation de l'état du stock par rapport à  $B_{RMD}$ , cependant, la politique d'AP du MPO n'exige pas que le PRL soit défini en termes de  $B_{RMD}$ , et un PRL peut être défini en termes de  $B_0$  ( $K$ ) sans conversion en un rapport relativement à  $B_{RMD}$ . Comme l'indiquent Bouch *et al.* (2020), « l'évaluation des stocks sert à déterminer le niveau d'épuisement du stock, et non à le connaître à l'avance ». La relation entre  $B/B_0$  à  $B/B_{RMD}$  dépend fortement de  $r$  ou de la pente ( $h$ ) de la RSR (section 2.1.4), de sorte qu'une estimation de l'état du stock par rapport à  $B_{RMD}$  fondée sur l'épuisement pourrait être obtenue sans utiliser les méthodes CRMD.

### C.3.2. Autres méthodes mécanistes fondées uniquement sur les captures

Le modèle optimisé fondé uniquement sur les captures (OCOM, Zhou *et al.* 2018) est une version modifiée de l'approche CRMD pour laquelle l'a priori pour  $r$  est issu d'une estimation du taux de mortalité naturelle et l'a priori pour l'épuisement est estimé à l'aide du modèle d'arbres de régression stimulés de Zhou *et al.* (2017) fondé uniquement sur les captures. La méthode a donné de bons résultats pour 14 stocks de poissons évalués à l'aide de la synthèse des stocks (Zhou *et al.* 2018).

Deux autres approches mécanistes comprennent le modèle fondé uniquement sur les captures avec échantillonnage-importance-rééchantillonnage (COM-SIR; Vasconcellos et Cochrane, 2005) et le modèle fondé uniquement sur les captures d'état-espace (SSCOM; Thorson *et al.* 2013). COM-SIR est un modèle couplé de dynamique de capture dans lequel la dynamique de la biomasse suit un modèle de Schaefer et la capture suit un modèle logistique. Un algorithme d'échantillonnage-importance-échantillonnage est utilisé pour l'ajustement du modèle. SSCOM est un modèle couplé de dynamique de la pêche qui estime la dynamique de la biomasse et de la pêche en se fondant sur la série chronologique des captures, des valeurs a priori de  $r$ , du taux maximal d'augmentation de l'effort de pêche et de l'ampleur de la stochasticité pour la variation de l'effort, de la dynamique de la population et de l'efficacité de la pêche. Le modèle est ajusté dans un cadre état-espace bayésien et a été validé par simulation (Thorson *et al.* 2013).

---

L'OCOM a été évalué par Free *et al.* (2020) et le COM-SIR et le SSCOM ont été évalués par Anderson *et al.* (2017) et les trois méthodes ont été considérées comme fournissant des estimations imprécises et biaisées de l'état des stocks lorsqu'elles sont appliquées à des évaluations riches en données provenant de la base de données RAM Legacy Database et d'un ensemble de stocks simulés.

Deux méthodes de synthèse simple des stocks (SSS) ont été développées pour les scénarios fondés uniquement sur les captures afin d'imiter une analyse de réduction des stocks basée sur l'épuisement (DBSRA) (Cope 2013). SSS-MC utilise une approche de Monte Carlo comme DBSRA en tirant des valeurs des distributions de probabilité des paramètres d'entrée ( $M$ ,  $h$ , et épuisement) et estime  $R_0$  et répète cette opération de nombreuses fois pour obtenir des distributions de probabilité pour les résultats du modèle. SS-MCMC utilise les distributions DBSRA comme distributions a priori pour les paramètres et une approche de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCMC) pour calculer les distributions postérieures pour toutes les sorties du modèle. SS-MCMC estime  $M$ ,  $h$ ,  $R_0$ , tout en s'adaptant à un relevé d'abondance artificiel représentant l'épuisement du stock avec une distribution d'erreur équivalente à l'a priori d'épuisement utilisé dans le DB-SRA (Cope 2013). Les modèles SSS nécessitent 4 paramètres d'entrée (a priori) : distribution de l'épuisement relatif dans l'année en cours, distribution de  $M$ , distributions de  $F_{RMD}/M$ , et distributions de  $B_{RMD}/B_0$  (ces rapports sont la façon dont la productivité/ $h$  est incorporée).

Pons et ses collaborateurs (2020) ont évalué le biais et la précision des méthodes SSS et DBSRA et de deux versions de la méthode CRMD dans le cadre d'une étude de simulation (configuration de la simulation décrite à la section 2.11.2). La méthode SSS a généralement obtenu les meilleurs résultats parmi les méthodes fondées uniquement sur les captures, mais elle a sous-estimé les taux de capture pour les espèces dont la durée de vie est moyenne et courte lorsque la taille des stocks est élevée. La méthode DBSRA était la plus précise parmi les méthodes fondées uniquement sur les captures, mais elle sous-estimait généralement les taux de capture (Pons *et al.* 2020). Les méthodes CRMD étaient les plus biaisées et les plus imprécises parmi les quatre méthodes fondées uniquement sur les captures évaluées.