



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/007

Région du Pacifique

Un cadre des procédures de gestion pour le poisson de fond en Colombie-Britannique

Sean C. Anderson¹, Robyn E. Forrest¹, Quang C. Huynh², Elise A. Keppel¹

¹Station biologique du Pacifique
Pêches et Océans Canada, 3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7, Canada

²Institut des océans et des pêches
LRAE de l'Université de la Colombie-Britannique, 2202, Main Mall
Victoria (Colombie-Britannique) V6T 1Z4, Canada

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 de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa ON 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 la Reine du chef du Canada, 2021

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-38697-3 N° cat. Fs70-5/2021-007F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English:

Anderson, S.C., Forrest, R.E., Huynh, Q.C., Keppel, E.A. 2020. A management procedure framework for groundfish in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/007. vi + 139 p.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|----|
| RÉSUMÉ..... | v |
| 1 INTRODUCTION..... | 1 |
| 1.1 CONTEXTE..... | 1 |
| 1.2 MOTIVATION..... | 1 |
| 1.3 APPROCHES À PLUSIEURS NIVEAUX..... | 3 |
| 1.4 APPROCHES AXÉES SUR LA GESTION..... | 3 |
| 1.5 OBJET DU PRÉSENT DOCUMENT..... | 4 |
| 1.6 AVANTAGES ESCOMPTÉS..... | 5 |
| 2 PRATIQUES EXEMPLAIRES POUR LES APPROCHES RELATIVES AUX PROCÉDURES DE GESTION..... | 6 |
| 2.1 ÉTAPE 1 : DÉFINIR LE CONTEXTE DÉCISIONNEL..... | 6 |
| 2.2 ÉTAPE 2 : CHOIX DES OBJECTIFS ET DES PARAMÈTRES DE RENDEMENT..... | 8 |
| 2.3 ÉTAPE 3 : CHOIX DES INCERTITUDES/SPÉCIFICATION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS..... | 9 |
| 2.4 ÉTAPE 4 : DÉTERMINATION DES PROCÉDURES DE GESTION POSSIBLES..... | 10 |
| 2.5 ÉTAPE 5 : SIMULATION DE L'APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION..... | 11 |
| 2.6 ÉTAPE 6 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET CHOIX DE LA PROCÉDURE DE GESTION..... | 12 |
| 3 MÉTHODES : LE CADRE PROPOSÉ..... | 13 |
| 3.1 ÉTAPE 1 : DÉFINIR LE CONTEXTE DÉCISIONNEL..... | 14 |
| 3.2 ÉTAPE 2 : CHOIX DES OBJECTIFS ET DES PARAMÈTRES DE RENDEMENT..... | 14 |
| 3.3 ÉTAPE 3 : CHOIX DES INCERTITUDES/SPÉCIFICATION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS..... | 18 |
| 3.4 ÉTAPE 4 : DÉTERMINATION DES PROCÉDURES DE GESTION POSSIBLES..... | 20 |
| 3.5 ÉTAPE 5 : SIMULATION DE L'APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION..... | 24 |
| 3.6 ÉTAPE 6 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET CHOIX DE LA PROCÉDURE DE GESTION..... | 26 |
| 4 SOMMAIRE DE L'ÉTUDE DE CAS DE LA PLIE ROYALE..... | 36 |
| 5 DISCUSSION..... | 38 |

| | | |
|-----|---|-----|
| 5.1 | CONNAISSANCE IMPLICITE ET EXPLICITE DES POINTS DE RÉFÉ- RENCE LIMITES | 38 |
| 5.2 | RÉGLAGE DES PROCÉDURES DE GESTION | 39 |
| 5.3 | FRÉQUENCE ET DÉCLENCHEURS DES RÉÉVALUATIONS | 40 |
| 5.4 | INCLUSION DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX | 41 |
| 5.5 | ÉVALUATION DE LA VALEUR DE L'INFORMATION | 42 |
| 5.6 | PLANS DE RÉTABLISSEMENT | 43 |
| 5.7 | STOCKS À DONNÉES MODÉRÉES ET À DONNÉES ABONDANTES..... | 44 |
| 5.8 | LIMITES DU CADRE | 44 |
| 6 | REMERCIEMENTS | 45 |
| | REFERENCES | 46 |
| | ANNEXE A. MODÈLE OPÉRATIONNEL DE DLMTOOL..... | 55 |
| | ANNEXE B. ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS POUR CONDITIONNER LES MODÈLES OPÉRATIONNELS | 68 |
| | ANNEXE C. TIROIRS PAR DÉFAUT | 76 |
| | ANNEXE D. PROCÉDURES DE GESTION À DONNÉES LIMITÉES | 84 |
| | ANNEXE E. ÉTUDE DE CAS DE LA PLIE ROYALE SUR LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER | 95 |
| | ANNEXE F. DÉFINITION DU MODÈLE OPÉRATIONNEL DE LA PLIE ROYALE..... | 138 |
| | ANNEXE G. LE PROGICIEL R EN APPUI AU CADRE DES PROCÉDURES DE GES- TION..... | 147 |
| | ANNEXE H. ENVIRONNEMENT INFORMATIQUE | 150 |

RÉSUMÉ

Le Plan de gestion intégrée des pêches du poisson de fond de la région du Pacifique énumère environ 80 stocks de poissons pour lesquels il faut fixer des totaux autorisés des captures annuels, dont la plupart sont appliqués sous forme de quotas individuels transférables dans la pêche intégrée du poisson de fond de la Colombie-Britannique (C.-B.). Pour la majorité des stocks rencontrés dans la pêche intégrée du poisson de fond, les données sont considérées comme limitées; les stocks définis comme étant à données limitées sont ceux pour lesquels les données sont insuffisantes pour que l'on puisse en estimer de façon fiable l'état, l'abondance ou la productivité au moyen de méthodes classiques d'évaluation des stocks comme les modèles statistiques des prises selon l'âge. Dans les dernières décennies, les évaluations des stocks de poisson de fond menées par Pêches et Océans Canada (MPO) se sont concentrées sur les stocks riches en données, ce qui a donné un sous-ensemble de stocks pour lesquels on dispose d'évaluations complètes, tandis que de nombreux stocks sur lesquels on a moins de données informatives ne sont toujours pas évalués.

En vertu du Cadre pour la pêche durable du MPO, légiféré par les dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*, les stocks de poissons doivent être gérés à des niveaux durables, plus précisément à des niveaux de biomasse supérieurs au point de référence limite (PRL). Dans le cas des stocks à données limitées, les données sont souvent insuffisantes pour que l'on puisse tenir compte adéquatement de l'incertitude dans l'évaluation de l'état des stocks par rapport aux points de référence biologiques dans les évaluations classiques. Au lieu de nous concentrer sur la connaissance explicite de l'état actuel des stocks, nous proposons une approche axée sur la gestion qui met l'accent sur le choix de procédures de gestion (PG) offrant une probabilité élevée de maintenir les stocks de poissons au-dessus des points de référence implicitement connus dans différents états de la nature possibles, quelles que soient la qualité et la quantité des données disponibles.

À l'échelle mondiale, on se tourne vers des approches de procédures de gestion (ou d'évaluation des stratégies de gestion) pour fournir des avis scientifiques sur les stocks de poissons par simulation en boucle fermée. La simulation en boucle fermée diffère de l'évaluation classique des stocks parce qu'elle simule la rétroaction entre la mise en œuvre des procédures de gestion et un système simulé représentant le stock de poisson et son environnement, décrite par un ou plusieurs modèles opérationnels (MO). Le présent document décrit une méthodologie pour élaborer des modèles opérationnels appropriés, mettre à l'essai des séries de procédures de gestion et déterminer celles qui répondent le mieux aux objectifs de la gestion des pêches et des intervenants. Nous présentons six étapes de pratiques exemplaires pour les approches de procédures de gestion : 1) la définition du contexte décisionnel, 2) l'établissement des objectifs et des paramètres de rendement, 3) la spécification des modèles opérationnels, 4) la sélection des procédures de gestion possibles, 5) la réalisation des simulations en boucle fermée et 6) la présentation des résultats pour évaluer les compromis. Nous décrivons ensuite l'approche que nous proposons (le « Cadre des procédures de gestion ») et comment elle cherche à réaliser chacune de ces étapes de pratiques exemplaires. Le Cadre comprend des objectifs de pêche et de conservation provisoires et des paramètres de rendement fondés sur les politiques du Cadre pour la pêche durable, une bibliothèque provisoire de procédures de gestion à données limitées qui sont appropriées pour les stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique et des visualisations provisoires pour aider les décideurs à évaluer le rendement des procédures et les compromis entre elles.

Nous effectuons une étude de cas du stock de plie royale (*Glyptocephalus zachirus*) dans la

zone de gestion du poisson de fond de la côte ouest de l'île de Vancouver (zone 3CD) pour faire la démonstration d'une application du Cadre des procédures de gestion. Cette étude de cas utilise six modèles opérationnels de l'ensemble de référence et deux modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse. Elle présente un ensemble de procédures de gestion fondées sur des indices de relevé, de prises constantes et de procédures de gestion fondées sur la production excédentaire qui offrent une probabilité supérieure à 0,9 (neuf fois sur dix) de maintenir la biomasse au-dessus du PRL à long terme (35 à 50 ans dans le futur) tout en conservant une probabilité supérieure à 0,8 (quatre fois sur cinq) de maintenir les prises au moins aux niveaux moyens récents (5 ans) dans le futur proche (1 à 10 ans) dans les modèles opérationnels de l'ensemble de référence. Nous présentons également des paramètres de rendement liés à la probabilité à long terme que la biomasse demeure au-dessus du point de référence supérieur du stock, la probabilité à long terme de pêcher en deçà de F_{RMD} (mortalité par pêche au rendement maximal durable), la probabilité à long terme de maintenir les prises au-dessus des niveaux moyens récents et la probabilité que la variabilité des prises demeure sous les niveaux historiques. Pour quatre des procédures de gestion, les paramètres de rendement n'étaient que légèrement inférieurs dans les modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse, comparativement à ceux de l'ensemble de référence, tandis que les autres procédures de gestion étaient plus sensibles à ces scénarios de robustesse des modèles opérationnels.

Nous mettons en lumière les problèmes liés aux points de référence, à l'ajustement des procédures de gestion, à la fréquence et aux déclencheurs des évaluations, à l'inclusion des effets environnementaux, à l'évaluation de la valeur de l'information et à l'utilisation de ce Cadre dans les plans de rétablissement des stocks. Dans l'ensemble, notre Cadre met l'accent sur la transparence et la reproductibilité et, à cette fin, nous élaborons un progiciel connexe pour le logiciel statistique R qui facilite les applications du Cadre. Globalement, notre intention est d'améliorer la capacité de la Direction des sciences de la région du Pacifique à fournir des avis sur les prises fondés sur des données probantes pour un plus grand nombre de stocks de poisson de fond — quelles que soient les limites des données — d'une manière normalisée et transparente, conformément au Cadre pour la pêche durable du MPO, aux dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* et aux pratiques exemplaires internationales.

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Dans le cadre des relevés indépendants des pêches effectués par Pêches et Océans Canada (MPO), plus de 200 espèces de poisson de fond ont été observées dans la région du Pacifique. Parmi celles-ci, une centaine sont pêchées régulièrement dans le cadre de la pêche intégrée du poisson de fond en Colombie-Britannique (C.-B.). Le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) du poisson de fond de la région du Pacifique (MPO 2017a) énumère environ 80 stocks de poissons pour lesquels il faut fixer des totaux autorisés des captures (TAC) annuels, dont la plupart sont appliqués sous forme de quotas individuels transférables (QIT) dans la pêche intégrée du poisson de fond de la Colombie-Britannique.

Dans les dernières décennies, les avis sur les TAC pour les espèces de poisson de fond du Pacifique ont été élaborés à l'aide de modèles statistiques d'évaluation des stocks qui s'appuient sur les indices de l'abondance, la composition selon l'âge, les prises commerciales et des données biologiques qui permettent d'estimer les paramètres clés de la population comme l'état du stock, l'épuisement relatif, le recrutement, la croissance, la sélectivité de la pêche ainsi que la mortalité naturelle et par pêche. Ces modèles d'évaluation des stocks exigent beaucoup de données et de ressources, et seules quelques évaluations sont produites chaque année avec les données disponibles et les ressources de la Direction des sciences.

La majorité des stocks de poissons rencontrés dans la pêche intégrée du poisson de fond sont considérés comme ayant des données limitées, c'est-à-dire que les données ne sont pas suffisantes pour : 1) estimer de façon fiable l'état des stocks ; ou 2) estimer l'abondance ou la productivité à l'aide de méthodes classiques d'évaluation des stocks comme les modèles statistiques des prises selon l'âge (Dowling et al. 2015a, 2015b). Il n'existe pas d'avis d'évaluation valide pour beaucoup de ces stocks.

1.2 MOTIVATION

Le Cadre pour la pêche durable (CPD) du Canada jette les bases de l'approche de précaution (AP) en matière de gestion des pêches au Canada (MPO 2006, 2009). Le Cadre de l'approche de précaution (MPO 2009) repose sur la définition des points de référence biologiques (PRB) qui définissent les cibles de la biomasse ainsi que les seuils de biomasse faible à éviter avec une probabilité élevée. L'approche exige que la mortalité par pêche soit ajustée par rapport à deux niveaux de l'état des stocks : un point de référence supérieur des stocks (RSS) et un point de référence limite (PRL) (figure 1). Le PRL et le RSS délimitent trois zones d'état des stocks (« saine », « de prudence » et « critique »). Le PRL, qui est défini comme la biomasse reproductrice en dessous de laquelle des dommages graves peuvent être causés au stock, est particulièrement important. Le Cadre de l'approche de précaution comprend d'autres éléments clés, notamment une règle de contrôle des prises (RCP), qui détermine les taux de prélèvement admissibles dans chacune des trois zones d'état des stocks (p. ex. figure 1), et la nécessité de tenir compte du risque et de l'incertitude pour élaborer les points de référence biologiques et déterminer l'état des stocks par rapport à ceux-ci (MPO 2006, 2009).

Le 21 juin 2019, d'importantes modifications à la [Loi sur les pêches](#) du Canada ont reçu la sanction royale, ce qui leur a donné force de lois canadiennes. Parmi bien d'autres modifications, les dispositions de la nouvelle *Loi sur les pêches* exigent que les stocks de poissons soient gérés à des niveaux durables, plus précisément à des niveaux de biomasse supérieurs au PRL. Ci-après appelées les « dispositions relatives aux stocks de poisson », ces dispositions

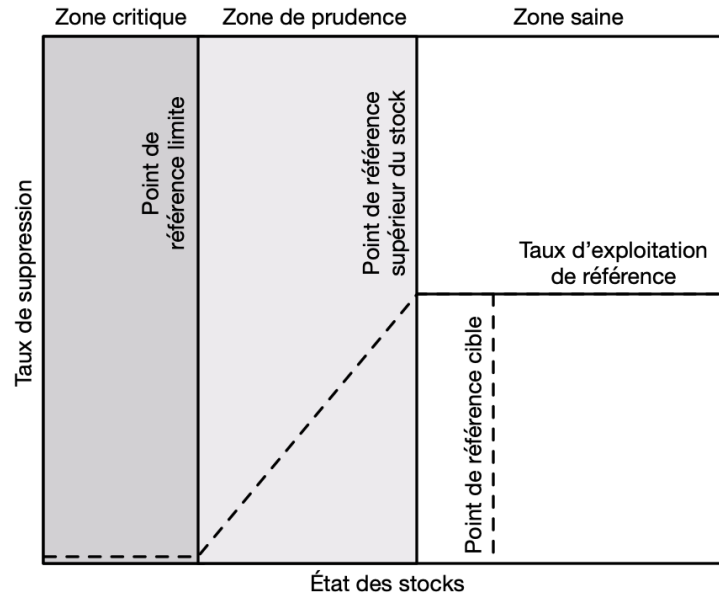


Figure 1. Illustration du Cadre de l'approche de précaution du MPO. D'après MPO (2009).

législatives portent sur des éléments du Cadre pour la pêche durable et du Cadre de l'approche de précaution du Canada et énoncent ce qui suit :

Mesures pour maintenir les stocks de poissons 6.1(1) Dans sa gestion des pêches, le ministre met en œuvre des mesures pour maintenir les grands stocks de poissons au moins au niveau nécessaire pour favoriser la durabilité des stocks, en tenant compte de la biologie du poisson et des conditions du milieu qui touchent les stocks.

Point de référence limite 6.1(2) S'il estime qu'il n'est pas possible ou qu'il n'est pas indiqué, en raison de facteurs culturels ou de répercussions socioéconomiques négatives, de mettre en œuvre les mesures visées au paragraphe (1), le ministre établit un point de référence limite et met en œuvre des mesures pour maintenir le stock de poissons au moins à ce point, en tenant compte de la biologie du poisson et des conditions du milieu qui touchent le stock.

Plan de rétablissement 6.2(1) Si un grand stock de poissons a diminué jusqu'au point de référence limite pour ce stock ou se situe sous cette limite, le ministre élabore un plan visant à rétablir le stock au-dessus de ce point de référence dans la zone touchée, en tenant compte de la biologie du poisson et des conditions du milieu qui touchent le stock, et met en œuvre ce plan dans la période qui y est prévue.

Dans le cas des stocks à données limitées, les données sont généralement insuffisantes pour tenir compte adéquatement de l'incertitude pour élaborer les points de référence biologiques et pour évaluer l'état des stocks par rapport à ceux-ci. Afin de respecter les exigences juridiques définies dans les dispositions sur les stocks de poissons pour les espèces à données limitées, il est donc nécessaire d'élaborer des méthodes défendables et un cadre pour l'établissement de limites de prises qui favorisent la durabilité et le maintien des stocks au-dessus de leur PRL, tout en reconnaissant que, dans de nombreux cas, il n'est pas possible d'estimer le PRL et l'état du stock de manière fiable.

L'objectif du cadre proposé dans le présent document est de préserver *l'intention* du Cadre de l'approche de précaution prévu par les dispositions sur les stocks de poissons, et de fournir aux décideurs une caractérisation quantifiée du risque en ce qui concerne la probabilité de maintenir les stocks au-dessus du PRL, quelles que soient la qualité et la quantité des données disponibles.

1.3 APPROCHES À PLUSIEURS NIVEAUX

De nombreux autres pays et organes de gouvernance ont établi des cadres d'évaluation des stocks de poissons à données limitées, souvent au moyen d'approches « à plusieurs niveaux » (p. ex. États-Unis (Newman et al. 2015), CIEM (ICES 2012), Australie [(Smith et al. 2009)]). Une approche à plusieurs niveaux classe les stocks dans des catégories (niveaux) en fonction des types et de la qualité des données disponibles. Des méthodes précises pour l'établissement de limites de prises avec des données limitées sont définies pour chaque niveau. Il est également possible d'ajouter des tampons arbitraires aux limites de prises recommandées dans chaque niveau (p. ex. réduire la limite de prises recommandée de 20 %), afin de tenir compte de l'incertitude supplémentaire inhérente aux niveaux à données plus limitées.

En 2016, la région du Pacifique a tenu un atelier du SCCS pour examiner les approches internationales à plusieurs niveaux, à titre d'évaluation préliminaire de la pertinence d'une approche à plusieurs niveaux pour la pêche intégrée du poisson de fond en Colombie-Britannique (MPO 2016)]. Au lieu de recommander une approche à niveaux distincts fondée sur la disponibilité des données, l'atelier a recommandé de tenir compte de la richesse des données sur une échelle continue et de mettre à l'essai par simulation plusieurs procédures de gestion (PG) de rechange pour chaque stock, en s'appuyant sur une approche axée sur la gestion, ou l'évaluation des stratégies de gestion (ESG), afin de déterminer les procédures de gestion à données limitées qui répondraient le mieux aux objectifs en matière de politiques et de pêche, en tenant explicitement compte du risque.

1.4 APPROCHES AXÉES SUR LA GESTION

À l'échelle mondiale, on se tourne vers des approches axées sur la gestion pour évaluer les stocks et gérer les pêches (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 2015a ; Carruthers et al. 2016 ; Punt et al. 2016). Alors que les méthodes traditionnelles d'évaluation des stocks mettent explicitement l'accent sur l'estimation des paramètres biologiques et de l'état des stocks, une approche axée sur la gestion cherche à déterminer les procédures de gestion qui donnent les meilleurs résultats pour les objectifs en matière de politiques et de pêche lorsqu'elles sont mises en œuvre dans un environnement de simulation en boucle fermée (figure 2).

La simulation en boucle fermée diffère de l'évaluation classique des stocks parce qu'elle simule la rétroaction entre la mise en œuvre des procédures de gestion et le système simulé représentant le stock de poisson et son environnement, décrite par un ou plusieurs modèles opérationnels (MO). Cette approche tient compte non seulement de l'effet des procédures de gestion sur le système, mais aussi des données futures recueillies dans le système et de leur utilisation dans les procédures de gestion (Punt et al. 2016). Les procédures de gestion à données limitées peuvent être représentées par une règle empirique simple, comme un ajustement des prises en fonction du changement d'un indice de l'abondance, ou être fondées sur des méthodes plus complexes intégrant plusieurs sources de données et modèles statistiques.

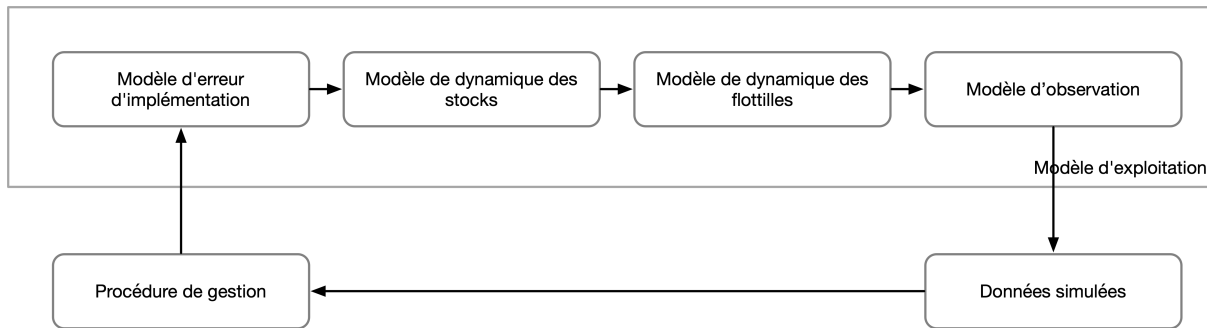


Figure 2. Illustration du processus de simulation en boucle fermée de la pêche selon Punt et al. (2016). La procédure de gestion peut être fondée sur une règle de données simple (p. ex. réduire les prises autorisées de x % si l'indice du relevé diminue de y %) ou peut être un modèle d'estimation combiné à une règle de contrôle des prises.

La documentation scientifique fait état d'un grand nombre de procédures de gestion dont les données sont limitées. Lorsqu'elles ont été mises à l'essai dans des environnements de simulation en boucle fermée, les procédures de gestion à données limitées ont donné un rendement variable selon les conditions comme le cycle biologique de l'espèce et les niveaux d'épuisement de la biomasse (p. ex. Carruthers et al. 2014, 2016). La mise à l'essai par simulation en boucle fermée des procédures de gestion à données limitées permet d'évaluer le rendement relatif des procédures de gestion avec une gamme d'incertitudes entourant, par exemple, la biologie sous-jacente des poissons, l'erreur d'observation, l'erreur d'estimation et l'erreur de mise en œuvre (p. ex. Kell et al. 2006 ; Carruthers et al. 2016). Surtout, une approche axée sur la gestion qui utilise la simulation en boucle fermée permet de classer les procédures de gestion par rapport à l'atteinte des objectifs et d'évaluer les compromis entre des objectifs concurrents (p. ex. des objectifs de conservation fondés sur les politiques et des objectifs économiques).

Depuis 2017, une entente de partenariat entre l'Université de la Colombie-Britannique (UBC) et le MPO (MPO 2017b) a facilité l'élaboration de deux progiciels à accès libre pour l'évaluation des stratégies de gestion, mis en œuvre dans R (R Core Team 2019) : la trousse Data Limited Methods toolkit (DLMtool) (Carruthers et Hordyk 2018a ; Carruthers et Hordyk 2018b) et la trousse d'évaluation des stratégies de gestion (MSEtool) (Huynh et al. 2019). Après plusieurs années de développement, ces progiciels offrent certains des logiciels les plus rapides, les plus souples et les plus extensibles pour évaluer les stratégies de gestion pour les pêches, allant de systèmes pauvres en données à riches en données, permettant d'évaluer rapidement plusieurs procédures de gestion en fonction d'objectifs de conservation et de pêche personnalisables et d'évaluer les principaux compromis.

1.5 OBJET DU PRÉSENT DOCUMENT

Le présent document vise à élaborer un cadre relatif aux procédures de gestion (Cadre des procédures de gestion) qui permet de choisir les méthodes utilisées pour fournir des avis sur les prises pour les stocks de poisson de fond du Pacifique sur lesquels on ne dispose pas de données suffisantes pour estimer les paramètres nécessaires à une évaluation statistique complète du stock. Ainsi, le Cadre permettra de produire des avis pour les stocks pour lesquels il n'est pas possible d'estimer les points de référence biologiques et l'état du stock de manière fiable. Ce faisant, il vise à améliorer la capacité du MPO de répondre aux exigences du Cadre pour la pêche durable du Canada et des dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les*

pêches pour les espèces à données limitées. Le Cadre des procédures de gestion appliquera la simulation en boucle fermée pour officialiser le processus d'essai et de sélection des procédures de gestion pour les stocks de poisson de fond à données limitées, et facilitera ainsi la production des avis scientifiques pour les gestionnaires des pêches. Nous insistons sur le fait que les points de référence biologiques et l'état du stock, qui font partie intégrante du Cadre pour la pêche durable et des dispositions sur les stocks de poissons, font également partie intégrante du Cadre des procédures de gestion, même s'ils ne sont pas explicitement énoncés dans les avis sur les prises. Les points de référence et l'état du stock sont plutôt intégrés dans les modèles opérationnels (voir l'annexe A) et les procédures de gestion sont choisies en fonction de probabilités explicitement définies de maintenir l'état du stock dans le modèle opérationnel au-dessus des points de référence. Nous avons choisi le terme Cadre des procédures de gestion pour indiquer clairement que l'accent est mis sur la sélection des procédures de gestion les plus performantes, plutôt que sur les données disponibles.

Le présent document décrit une méthodologie pour élaborer des modèles opérationnels appropriés et pour mettre à l'essai des séries de procédures de gestion et déterminer celles qui répondent le mieux aux objectifs de gestion des pêches et aux objectifs des Premières Nations et des intervenants. Ce travail s'appuie sur des travaux récents de Anderson et al. (2019), qui constituent un synopsis de données complet et reproductible pour presque toutes les espèces de poisson de fond du Pacifique rencontrées dans les relevés du MPO et les pêches commerciales en Colombie-Britannique. Bien que le cadre proposé soit indépendant du logiciel, dans la mise en œuvre actuelle, les données et les analyses empiriques des progiciels de synopsis sur le poisson de fond (Anderson et al. 2020c ; Keppel et al. 2020) sont utilisées pour élaborer des modèles opérationnels à l'aide des progiciels DLMtool (Carruthers et Hordyk 2018a) et MSEtool (Huynh et al. 2019), mis en œuvre dans le logiciel statistique R (R Core Team 2019). Les modèles opérationnels sont ensuite utilisés dans la mise à l'essai par simulation d'un éventail de procédures de gestion à données limitées par rapport aux paramètres de rendement. Bien que le présent document porte sur les procédures de gestion à données limitées, les principales caractéristiques du Cadre pourraient être étendues à des espèces plus riches en données afin d'évaluer le rendement des procédures de gestion à données modérées ou abondantes (p. ex. différentes configurations de modèles statistiques des prises selon l'âge couplés à des règles de contrôle des prises). Un progiciel en R produit par les auteurs pour ce cadre, ggmse (Anderson et al. 2020b) (anciennement gfdlm), contient de nombreux outils et des visualisations personnalisées pour faciliter le processus. Les étapes du processus sont décrites plus en détail dans les sections suivantes du document.

1.6 AVANTAGES ESCOMPTÉS

Ce projet comporte plusieurs avantages escomptés. Comparativement au statu quo, ce cadre permettra au MPO de :

- fournir des avis sur les prises fondés sur des données probantes pour davantage de stocks, y compris des stocks pour lesquels des avis n'étaient pas disponibles auparavant ;
- élaborer une approche normalisée et transparente pour l'ensemble des stocks ;
- tester le rendement des procédures de gestion à données limitées pour donner des avis sur les prises quant à l'atteinte des objectifs de durabilité et de pêche ;
- aider à mieux comprendre les besoins en données et les priorités de recherche les plus importants pour réduire l'incertitude dans les avis sur l'évaluation des stocks.

Fondamentalement, le Cadre permettra d'élaborer des méthodes pour améliorer la capacité de la Direction des sciences du MPO à fournir des avis sur les prises durables et à données limitées, conformément au Cadre de l'approche de précaution du Canada prévu par les dispositions sur les stocks de poissons, et ainsi de mettre les stocks à données limitées en conformité avec les dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*.

Les extensions du Cadre pourraient venir étayer :

- les plans de rétablissement et les évaluations du potentiel de rétablissement (p. ex. Haggarty et al. 2021)];
- des méthodes pour prendre en compte des conditions environnementales dans les décisions de gestion, comme l'exigent les dispositions sur les stocks de poissons ;
- l'évaluation de la valeur de la collecte de davantage d'informations ;
- l'évaluation du rendement des procédures de gestion à données modérées et à données abondantes.

Voir l'examen de ces points dans la section 5.

Nous soulignons que, bien que le Cadre ne fasse pas explicitement état des points de référence biologiques et de l'état des stocks, qu'il n'est souvent pas possible d'estimer de manière fiable pour les stocks à données limitées, il est conçu pour évaluer les procédures de gestion par rapport à la probabilité de maintenir les stocks au-dessus des points de référence pour une gamme définie d'incertitudes. Les points de référence font donc partie intégrante du Cadre.

2 PRATIQUES EXEMPLAIRES POUR LES APPROCHES RELATIVES AUX PROCÉDURES DE GESTION

Punt et al. (2016) ont examiné les pratiques exemplaires pour l'évaluation des stratégies de gestion (ESG) et défini cinq étapes clés du processus (étapes 2 à 6 ci-après). En grande partie, le logiciel DLMtool a été conçu pour permettre aux praticiens de suivre ces étapes [figure 3 ; Carruthers et Hordyk (2018a)]. Nous définissons également une première étape essentielle (étape 1 ci-après) : définir le contexte décisionnel (Gregory et al. 2012 ; Cox et Benson 2016). Dans la plupart des applications pratiques, les étapes du processus d'ESG seront itératives. Par exemple, on peut préciser les objectifs ou les paramètres de rendement une fois que l'on connaît mieux leur rendement grâce à l'expérience tirée de simulations ou de la réalité (de La Mare 1998 ; Plagányi et al. 2007 ; Cox et Kronlund 2008 ; Punt et al. 2016). On peut également affiner ou réviser les modèles opérationnels et les procédures de gestion à la lumière de nouveaux renseignements ou de changements touchant les activités de pêche ou l'écosystème (p. ex. Plagányi et al. 2007 ; Pestal et al. 2008).

Dans cette section, nous donnons un aperçu des six étapes des pratiques exemplaires. Nous décrivons comment chacune des six étapes est mise en œuvre dans le Cadre des procédures de gestion à la section 3.

2.1 ÉTAPE 1 : DÉFINIR LE CONTEXTE DÉCISIONNEL

Les principales questions qui guident la définition du contexte décisionnel de l'évaluation des stratégies de gestion sont les suivantes :

- Quelle est la décision exacte à prendre ?
- Quel est le délai pour prendre la décision ?

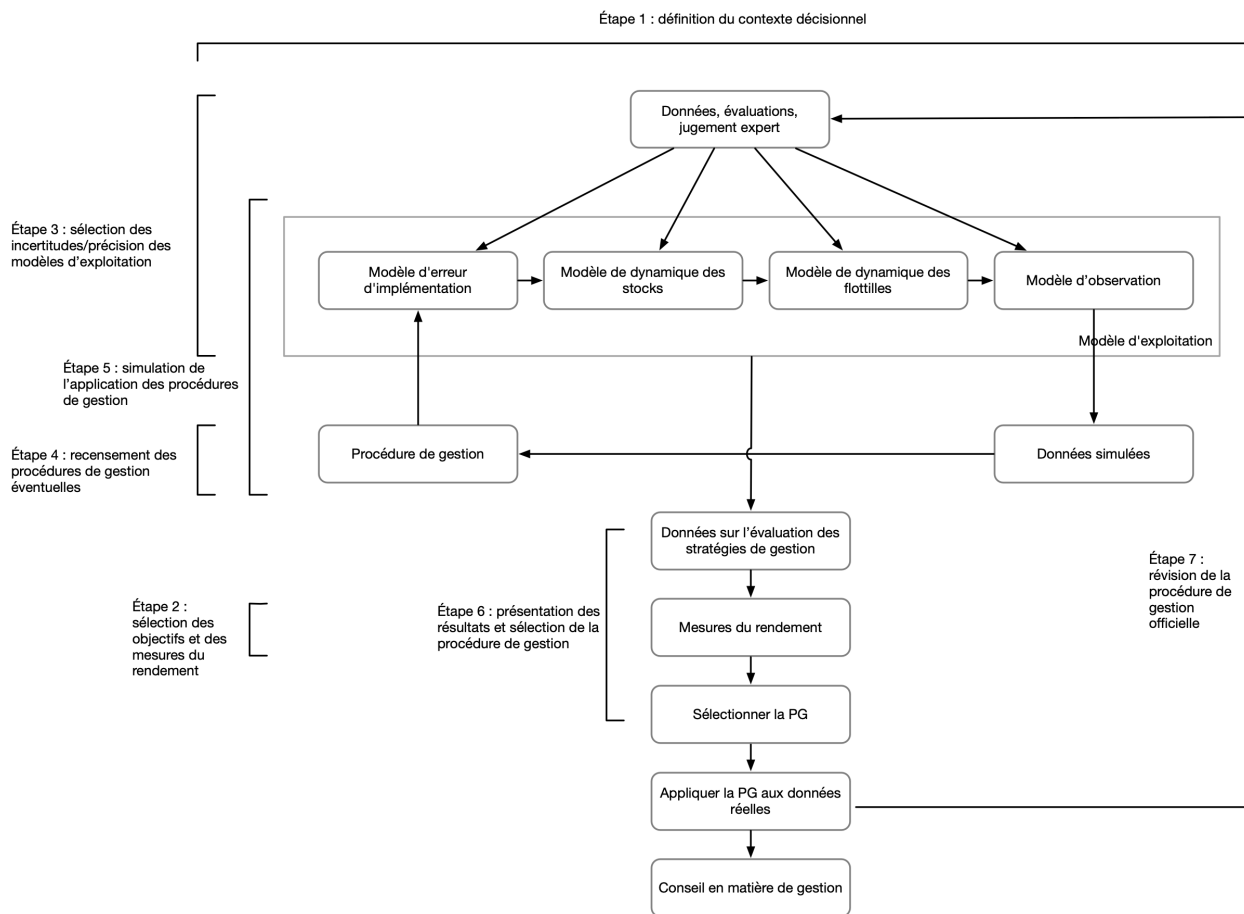


Figure 3. Les étapes du processus d'évaluation des stratégies de gestion selon Punt et al. (2016), telles que mises en œuvre dans DLMtool. Adapté de Carruthers et Hordyk (2018a). Cette figure complète la figure 2.

- À quelle fréquence la décision sera-t-elle évaluée et mise à jour ? Par exemple, une décision sur le TAC sera-t-elle en vigueur pendant un an ou plusieurs années ?
- Quelles sont les limites du projet et de la décision ?
- Quelles sont les exigences législatives et politiques ?
- Quels sont les rôles et responsabilités précis des parties concernées ? Les parties sont les Sciences, la Gestion, les Premières Nations, l'industrie, le milieu universitaire et des organisations non gouvernementales (ONG).
- Comment la décision finale sera-t-elle prise ? Par exemple, il pourrait être nécessaire de classer ou de pondérer les objectifs s'il y a d'importants compromis en ce qui concerne le rendement pour différents objectifs.
- Comment le processus sera-t-il gouverné ? Par exemple, comment déterminera-t-on l'acceptabilité des compromis ? Comment les réunions seront-elles animées ? Comment la consultation sera-t-elle gérée ? Les lacunes dans la gouvernance du processus décisionnel peuvent déboucher sur des décisions moins fructueuses sur le plan de l'acceptation et de la conformité (Smith et al. 1999 ; Armitage et al. 2019).

La définition du contexte décisionnel revient aux gestionnaires, aux intervenants, aux Premières Nations et aux autres principales parties concernées. La participation des utilisateurs de la

ressource à toutes les étapes de l'évaluation des stratégies de gestion est essentielle, car elle augmente la probabilité que le processus soit jugé crédible, que les objectifs reflètent les objectifs réels et que les procédures de gestion soient mises en œuvre avec succès comme prévu (Smith et al. 1999 ; Punt et al. 2016 ; Armitage et al. 2019).

2.2 ÉTAPE 2 : CHOIX DES OBJECTIFS ET DES PARAMÈTRES DE RENDEMENT

Il faut établir des objectifs clairs en matière de gestion et de pêche ainsi que des paramètres de rendement qui permettent de les mesurer. Les objectifs peuvent être initialement généraux et « stratégiques » (p. ex. parvenir à des pêches durables, maintenir la prospérité économique, maintenir l'accès culturel), mais ils doivent être convertis en objectifs opérationnels « tactiques » qui peuvent être exprimés sous forme de paramètres de rendement quantitatifs (de La Mare 1998 ; Hilborn 2007 ; Punt et al. 2016). Les objectifs entièrement quantifiés comprennent un paramètre, la probabilité de réussite souhaitée, et un délai pour atteindre l'objectif (p. ex. la probabilité de maintenir le stock au-dessus du PRL est supérieure à 0,95 [19 fois sur 20] chaque année pendant 50 ans).

Comme on connaît exactement les propriétés du système sous-jacent représenté par le modèle opérationnel, il est possible de calculer un large éventail de paramètres biologiques et économiques à partir du modèle opérationnel (Carruthers et Hordyk 2018a). Toutefois, un trop grand nombre de paramètres de rendement peut compliquer le processus décisionnel final. Il faut choisir les paramètres de rendement de façon à ce qu'ils puissent être compris par les décideurs et les participants, et de manière à faciliter un environnement décisionnel souple (Punt et al. 2016).

Les objectifs devraient être élaborés avec la participation des gestionnaires, des intervenants, des Premières Nations et des autres parties concernées (p.ex. Smith et al. 1999 ; Plagányi et al. 2007 ; Cox et Kronlund 2008 ; Mapstone et al. 2008). Hilborn (2007) a cerné quatre catégories d'objectifs de pêche : les objectifs biologiques, économiques, sociaux et politiques. Il fait observer que de nombreux conflits dans le secteur des pêches découlent en fait d'objectifs contradictoires. Dans chacune de ces catégories, différents utilisateurs de la ressource et groupes d'intérêt attribueront de la valeur à différentes composantes, ce qui entraînera des compromis inévitables. Par exemple, alors que la plupart des utilisateurs de la ressource peuvent accorder une grande valeur à l'augmentation de la production biologique, certains groupes d'utilisateurs de la ressource, comme les utilisateurs autochtones, peuvent préférer un accès plus stable aux récoltes et une participation accrue (Plagányi et al. 2013), ou avoir des objectifs spatiaux (Okamoto et al. 2020). Les utilisateurs récréatifs peuvent préférer des récoltes plus faibles et des poissons trophées plus gros (Hilborn 2007). Il est essentiel de s'entendre sur la liste des objectifs et des paramètres de rendement, surtout lorsqu'il y a plusieurs groupes d'utilisateurs. Cette démarche peut prendre du temps et devrait être répétée plusieurs fois, à mesure que les participants apprennent à se connaître les uns les autres et se familiarisent avec le processus. Il peut être particulièrement important d'intégrer des objectifs sociaux et culturels, et cela fait défaut dans de nombreux processus décisionnels (Stephenson et al. 2017 ; Benson et Stephenson 2018 ; Okamoto et al. 2020 ; mais voir, par exemple, Plagányi et al. 2013 ; MPO 2019, 2020). Au cours de l'étape 1 (section 2.1), il faut accorder une attention particulière à la gouvernance du processus afin de s'assurer qu'il y a une participation significative des différents groupes et que les participants peuvent s'entendre sur un ensemble final d'objectifs pour représenter adéquatement leurs intérêts et caractériser les principaux compromis (Stephenson et al. 2017 ;

Okamoto et al. 2020). Un aperçu des approches possibles est présenté dans le rapport de Benson et Stephenson (2018).

2.3 ÉTAPE 3 : CHOIX DES INCERTITUDES/SPÉCIFICATION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Les incertitudes inhérentes au système sous-jacent sont représentées dans le modèle opérationnel. L'incertitude dans les modèles opérationnels peut être liée à la biologie du stock (p. ex. croissance, mortalité naturelle, recrutement, migration), à la dynamique de la flottille (p. ex. comportement de ciblage, sélectivité des engins de pêche), au processus d'observation (p. ex. biais ou imprécision dans les données de relevé ou les données sur la composition selon l'âge et la longueur) ou au processus de mise en œuvre (p. ex. dépassement des limites de prises) (Carruthers et Hordyk 2018a).

Il est possible de rendre compte d'une partie de ces incertitudes (p. ex. plage de valeurs de la mortalité naturelle ou d'autres paramètres) dans un seul modèle opérationnel en exprimant des distributions pour ces paramètres. Il est toutefois peu probable que l'on puisse refléter la gamme complète des incertitudes susceptibles d'influencer le système dans un seul modèle opérationnel. Par conséquent, la pratique exemplaire recommande de diviser les essais d'évaluation des stratégies de gestion en deux ensembles, à savoir un « ensemble de référence », qui regroupe des modèles opérationnels de base intégrant les incertitudes les plus importantes (p. ex. épuisement du stock ou plage des valeurs de la mortalité naturelle), et un « ensemble de robustesse », qui représente d'autres formules de modèles opérationnels possibles correspondant à des hypothèses structurelles de rechange (Rademeyer et al. 2007). Ces auteurs recommandent d'inclure dans l'ensemble de référence des modèles opérationnels les incertitudes les plus importantes, c'est-à-dire qui sont à la fois très possibles et ont des effets majeurs sur les résultats. Bien qu'il n'existe pas de moyen officiel établi pour sélectionner les modèles opérationnels pour l'ensemble de référence, Punt et al. (2016) proposent que les pratiques exemplaires partent d'un ensemble commun de facteurs qui ont habituellement un grand impact sur le rendement de l'évaluation des stratégies de gestion en raison des incertitudes. Ils dressent une liste des facteurs qui ont habituellement une grande incidence sur le rendement de l'ESG en raison de l'incertitude (leur tableau 3) et suggèrent qu'au minimum, les processus d'ESG devraient tenir compte de l'incertitude des paramètres (liée à la productivité et à la taille du stock), de l'incertitude du processus et de l'erreur d'observation (voir aussi Cooke 1999). L'incertitude liée à la mise en œuvre est une autre source importante d'incertitude, par exemple l'incertitude des prises réelles par rapport aux TAC. Lorsqu'elles sont disponibles, on peut consulter les évaluations des stocks pour connaître les principales sources d'incertitude. Par exemple, l'ensemble de référence initial peut être fondé sur l'ensemble des analyses de sensibilité présentées dans l'évaluation des stocks (peut-être avec d'autres scénarios), tandis que l'ensemble de robustesse peut comprendre un ensemble plus vaste et plus exploratoire d'incertitudes [p. ex. thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*), T. Carruthers, communication personnelle 12 mai 2020].

On peut prendre en compte les interactions entre les incertitudes en évaluant toutes les combinaisons de facteurs d'incertitude (p. ex. Rademeyer et Butterworth 2006a). Elles peuvent être présentées sous forme de grille (p. ex. Carruthers et al. 2020). Toutefois, ce n'est pas toujours possible sur le plan informatique, et il est plus courant de sélectionner des niveaux de « base » pour chaque facteur, puis de développer d'autres modèles opérationnels qui varient d'un (ou plus) facteur à leur tour (Punt et al. 2016). Une approche itérative peut être nécessaire, afin d'exécuter des tests de sensibilité pour déterminer les combinaisons qui produisent les plus

grandes différences dans les résultats (p. ex. Rademeyer et Butterworth 2006b ; Carruthers et al. 2020).

Une fois que l'on s'est entendu sur un ensemble de référence de modèles opérationnels, un éventail plus large de modèles opérationnels (l'ensemble de robustesse) devrait être élaboré afin d'exprimer une plus large gamme d'incertitudes, qui sont peut-être moins plausibles, mais devraient néanmoins être explorées (Rademeyer et al. 2007). Ces effets peuvent comprendre les effets liés aux changements environnementaux (p. ex. mortalité variable dans le temps, recrutement dicté par le climat, relations prédateur-proie), la représentation structurelle de la dynamique des populations (p. ex. forme de la relation stock-recrue) ou la dynamique de la flottille (p. ex. sélectivité). Punt et al. (2016) notent également que, dans certains cas, lorsque les données utilisées pour paramétrer le modèle opérationnel sont en conflit (p. ex. deux indices de l'abondance contradictoires), la pratique exemplaire peut consister à élaborer d'autres modèles opérationnels en fonction des différentes sources de données. D'autres incertitudes relatives à la fiabilité des données antérieures ou à la disponibilité des données dans le futur peuvent également être reflétées dans l'ensemble de robustesse (Rademeyer et al. 2007).

On peut choisir les ensembles de référence et de robustesse à l'aide d'un processus itératif examinant l'incidence des incertitudes sur le rendement de l'ESG. Par exemple, Rademeyer et Butterworth (2006b) a évalué 28 tests préliminaires de robustesse pour une étude de cas de merlu d'Afrique du Sud, mais a interrompu ceux qui produisaient des résultats très semblables aux essais de l'ensemble de référence. Il est possible de pondérer les modèles opérationnels, et les pondérations peuvent être fondées sur des critères de plausibilité qualitatifs (Butterworth et al. 1996) ou être quantitatives et fondées sur des critères de sélection du modèle reposant sur les ajustements aux données (p. ex. le CIA [critère d'information d'Akaike]). Toutefois, Punt et al. (2016) invitent à la prudence dans l'utilisation des critères de sélection du modèle pour pondérer les modèles opérationnels, à moins que la fiabilité de la fonction de probabilité ne soit très élevée, ce qui est peu probable dans des situations où les données sont limitées. L'inclusion de modèles opérationnels moins plausibles dans l'ensemble de référence pourrait atténuer quelque peu la nécessité d'envisager de pondérer les modèles opérationnels.

Idéalement, il faudrait conditionner les modèles opérationnels aux données réelles afin de s'assurer qu'ils peuvent reproduire les observations historiques (p. ex. Cox et Kronlund 2008 ; Forrest et al. 2018). Dans les cas où les données sont limitées et où il n'existe pas d'observations historiques fiables, cela pourrait être impossible. La pratique exemplaire consisterait alors à élaborer un ensemble de modèles opérationnels qui diffèrent sur le plan des principales incertitudes, en particulier celles liées à la productivité du stock et au niveau d'épuisement actuel.

L'élaboration des modèles opérationnels relève principalement de la Direction des sciences, mais il est souhaitable que les intervenants, les Premières Nations et d'autres parties y contribuent, surtout pour déterminer les principales incertitudes et garantir la plausibilité des modèles opérationnels.

2.4 ÉTAPE 4 : DÉTERMINATION DES PROCÉDURES DE GESTION POSSIBLES

La documentation scientifique fait état maintenant de nombreuses procédures de gestion pour les pêches à données limitées, dont plus de 80 ont été intégrées dans le logiciel DLMtool (Carruthers et al. 2016 ; Carruthers et Hordyk 2018a). Les procédures de gestion pour les pêches gérées par des limites de prises sont généralement soit fondées sur un modèle, où les données sont intégrées dans un modèle d'évaluation des stocks et les sorties sont utilisées pour calculer les limites de prises, soit empiriques, où les données sont utilisées dans un algorithme pour

déterminer directement la limite de prises (p. ex. ajustement des prises en fonction des changements d'un indice d'abondance) (Punt et al. 2016). Les procédures de gestion empiriques peuvent utiliser divers types de données, dont celles sur les prises, les indices de population, la longueur des poissons et l'âge des poissons.

Les procédures de gestion empiriques extraient des données échantillonnées du système, comme un indice de relevé, leur appliquent un algorithme et formulent une recommandation sur les prises. Un exemple est la procédure de gestion « Iratio » (ICES 2012 ; Jardim et al. 2015), dans laquelle la valeur moyenne de l'indice de relevé des deux dernières années est divisée par la valeur moyenne de l'indice de relevé sur les trois à cinq années avant le moment présent. On obtient ainsi un ratio indiquant si le relevé a augmenté ou diminué, lequel est ensuite multiplié par les prises de l'année précédente pour générer une nouvelle recommandation sur les prises. Si l'indice de relevé suit une tendance à la hausse, la recommandation sur les prises augmentera, et vice versa. Les procédures de gestion fondées sur un modèle font correspondre un modèle de population statistique (p. ex. un modèle de production excédentaire) aux données observées pour estimer les points de référence biologiques et la biomasse du stock. On les intègre ensuite à une règle de contrôle des prises (p. ex. figure 1) pour déterminer la limite des prises pour l'année suivante.

Étant donné le grand nombre d'options de procédures de gestion disponibles, une étape de présélection est souhaitable. Par exemple, les procédures de gestion qui ne produisent pas une limite de prises (p. ex. les fermetures de zones ou les procédures de gestion axées sur l'effort) peuvent être immédiatement écartées si la gestion exige une limite de prises. De plus, à moins que le contexte décisionnel ne nécessite de tenir compte de la valeur de la collecte de nouveaux renseignements, il est important de mettre à l'essai les procédures de gestion pour lesquelles des renseignements ou des données sont disponibles (Punt et al. 2016). Par exemple, les procédures de gestion qui reposent sur des données sur la composition selon l'âge ou sur une estimation de l'épuisement actuel pourraient ne pas convenir pour de nombreux stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique à données limitées. Il est également important de tenir compte de la période pendant laquelle les procédures de gestion resteront en place. À moins qu'elles ne soient mises à jour chaque année, il sera important de concevoir des procédures de gestion qui restent en place pendant plusieurs années et de tester leur rendement (p. ex. Haggarty et al. 2021). Bien qu'il soit important de travailler avec un ensemble gérable de procédures de gestion, il est également important de ne pas procéder à une présélection trop agressive, afin de ne pas écarter de bonnes possibilités trop tôt.

En général, c'est la Direction des sciences qui est chargée de définir les procédures de gestion disponibles. Les gestionnaires, les intervenants et les Premières Nations devraient participer à la détermination des procédures de gestion souhaitables (p. ex. Cox et Kronlund 2008 ; Plagányi et al. 2013) et fournir des commentaires sur la faisabilité de la mise en œuvre de certaines d'entre elles et leur succès probable sur le plan de l'acceptation et de la conformité (Armitage et al. 2019).

2.5 ÉTAPE 5 : SIMULATION DE L'APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION

Une fois que le modèle opérationnel et les procédures de gestion sont entièrement spécifiés, on peut exécuter les répétitions de simulations en boucle fermée, en suivant le processus illustré à la figure 3. Fondamentalement, les simulations comprennent une rétroaction entre le modèle opérationnel et la procédure de gestion : le modèle opérationnel génère des données à chaque étape temporelle, et ces données sont utilisées pour appliquer la procédure de gestion, laquelle

génère une recommandation sur les prises, qui est supprimée du modèle opérationnel, ce qui génère le prochain pas de temps de données, et ainsi de suite jusqu'à la fin de la période de projection.

En général, on effectue un grand nombre de simulations répétées pour chaque combinaison modèle opérationnel-procédure de gestion. Les répétitions peuvent différer quant à l'erreur de processus du modèle opérationnel, aux erreurs d'observation et aux tirages aléatoires à partir des fourchettes des paramètres des modèles opérationnels, ce qui signifie que chaque répétition fournit un ensemble différent de données simulées aux procédures de gestion. Il convient de choisir le nombre de répétitions de manière à pouvoir calculer les paramètres de rendement avec une précision adéquate (Punt et al. 2016), qui peut être dénotée par le fait que les procédures de gestion sont systématiquement classées dans le même ordre, quelles que soient les répétitions supplémentaires (Carruthers et Hordyk 2018a). L'évaluation des stratégies de gestion devrait produire suffisamment d'information pour calculer les paramètres de rendement pour les procédures de gestion, ainsi que pour évaluer le comportement et le rendement de l'ESG elle-même (p. ex. si tous les essais convergeaient, les plages de valeurs des paramètres des modèles opérationnels, et les trajectoires des principales variables des modèles opérationnels comme la biomasse et les prises).

Il pourrait être nécessaire de réduire le nombre de procédures de gestion possibles à un ensemble gérable. Les analystes peuvent éliminer les procédures de gestion qui ne satisfont pas à un ensemble d'exigences de base pour un large éventail de stocks (p. ex. les procédures de gestion qui entraînent une forte probabilité que les stocks soient inférieurs au PRL). Cette étape visant à écarter les procédures de gestion dont le rendement laisse à désirer est dite « de satisfaction », c'est-à-dire que les procédures de gestion doivent respecter une norme minimale définie pour être acceptées. Les critères de satisfaction peuvent être utilisés à l'étape de la présélection et également à l'étape du choix de la procédure de gestion finale pour simplifier le processus décisionnel. Les critères de satisfaction peuvent être moins stricts à l'étape préliminaire de la présélection, afin que des procédures de gestion qui pourraient être efficaces ne soient pas exclues du processus trop tôt.

L'exécution des simulations est le rôle du Secteur des sciences. Il faut obtenir la rétroaction des gestionnaires, des intervenants et des Premières Nations tout au long du processus afin de permettre l'affinage itératif des modèles et des sorties (p. ex. Cox et Kronlund 2008).

2.6 ÉTAPE 6 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET CHOIX DE LA PROCÉDURE DE GESTION

Le choix d'une procédure de gestion implique de faire des compromis (p. ex. entre les paramètres de rendement économique et de conservation) et, par conséquent, est du ressort des gestionnaires, des intervenants, des Premières Nations et des parties intéressées (Punt et al. 2016). En fin de compte, le choix d'une procédure de gestion peut être un processus subjectif, selon l'ampleur des compromis. Il peut être nécessaire de classer les paramètres de rendement par ordre de priorité avant le début du processus. Le rôle de la Direction des sciences à cette étape est de veiller à ce que les résultats soient clairement présentés aux décideurs. Dans l'idéal, cette étape devrait comporter la présentation de graphiques qui permettent une comparaison claire des procédures de gestion pour ce qui est des paramètres de rendement et des compromis (Punt 2017).

Deux approches de base peuvent être utilisées pour choisir la procédure de gestion finale : l'évaluation de la satisfaction et des compromis, la satisfaction nécessitant de définir des normes

de rendement minimales (décrites à la section 2.5) et l'évaluation des compromis nécessitant que les décideurs et les intervenants trouvent un équilibre entre des paramètres de rendement concurrents (Punt 2017). Nous avons déjà décrit une étape de présélection fondée sur des critères de satisfaction qui permet d'éliminer les procédures de gestion dont le rendement laisse à désirer au début du processus. Une étape de sélection semblable peut être répétée vers la fin du processus, pour éliminer d'autres procédures de gestion qui ne satisfont pas à une norme minimale et pour simplifier l'environnement décisionnel (Miller et Shelton 2010). Par la suite, la sélection de la procédure de gestion peut passer à une étape de compromis avec un dernier groupe réduit de procédures de gestion. Un processus itératif peut également être nécessaire, où l'on va affiner les procédures de gestion ou les modèles opérationnels après l'examen des résultats (p. ex. Cox et Kronlund 2008). Dans les cas où il y a un ensemble de référence et un ensemble de robustesse des modèles opérationnels, les modèles opérationnels peuvent être pondérés en fonction de la plausibilité, mais cela peut nécessiter une approche qualitative axée sur l'expertise, ce qui n'est pas toujours simple (Punt et al. 2016).

Carruthers et Hordyk (2018a) envisagent également une dernière étape (étape 7 sur la figure 3), qui est un examen officiel de la procédure de gestion sélectionnée une fois qu'elle a été mise en œuvre avec des données réelles. L'examen officiel comprend l'évaluation de la procédure de gestion pour vérifier si elle donne le rendement prévu. Par exemple, on pourrait comparer si les indices réels de l'abondance relative suivent des trajectoires semblables à celles prédites par les modèles opérationnels avec la procédure de gestion sélectionnée. Dans le présent document, nous ne faisons pas la démonstration de cet examen officiel, mais nous reconnaissons que l'examen continu du rendement des procédures de gestion après leur application est une composante essentielle de l'ESG, les modèles opérationnels et les procédures de gestion pouvant être continuellement améliorés à mesure que de nouvelles données deviennent disponibles (Cox et Kronlund 2008; Carruthers et Hordyk 2018b).

Le choix de la procédure de gestion finale devrait idéalement découler de la spécification minutieuse des objectifs et des paramètres de rendement. Dans les cas où il reste un compromis, ou si plusieurs procédures de gestion donnent un rendement suffisant, c'est le rôle des gestionnaires — avec la contribution des intervenants et des Premières Nations et l'avis de la Direction des sciences — de choisir la procédure de gestion finale.

3 MÉTHODES : LE CADRE PROPOSÉ

Nous présentons les étapes d'un cadre proposé pour sélectionner les procédures de gestion en fonction des compromis de rendement entre elles. Les sections 3.1 à 3.6 décrivent les méthodes du Cadre, telles qu'elles s'appliqueraient à la production des avis sur les prises, organisées selon les six étapes des pratiques exemplaires décrites à la section 2. Nous soulignons que les éléments du Cadre qui sont présentés ici représentent principalement le rôle de la Direction des sciences. Lorsque ce Cadre est appliqué à la production d'avis de gestion, les décideurs, les intervenants et les autres parties concernées (p. ex. les Premières Nations, les organisations non gouvernementales [ONG] et le milieu universitaire) devraient participer tout au long du processus, particulièrement pour définir le contexte décisionnel, établir les objectifs et les paramètres de rendement, et choisir les procédures de gestion (p. ex. Cox et Kronlund 2008).

3.1 ÉTAPE 1 : DÉFINIR LE CONTEXTE DÉCISIONNEL

En ce qui concerne les espèces de poisson de fond assujetties à des quotas en Colombie-Britannique, la décision porte sur la procédure de gestion à utiliser pour déterminer les limites de prises pendant la période allant jusqu'au prochain avis sur les prises disponible. Le délai pour prendre la décision devrait être précisé dans la demande d'avis scientifique. Les limites du projet devraient être fixées par un « comité technique », convoqué pour chaque évaluation, et composé habituellement de représentants de la Direction des sciences et de la gestion des pêches du MPO, des Premières Nations, des représentants des pêches commerciales et récréatives, des ONG et d'autres parties intéressées, au besoin. Les éléments du projet dont la portée doit être définie sont par exemple les principales incertitudes à inclure et à exclure dans les modèles opérationnels, les données à inclure et à exclure, et les compromis explicites à envisager. Ils sont décrits de manière plus détaillée dans les prochaines sections.

La décision finale sur la procédure de gestion à utiliser pour déterminer les limites de prises devrait être prise par consensus du Comité régional d'examen par les pairs, après examen du contenu scientifique de l'avis (y compris la structure et le contenu des modèles opérationnels) et prise en compte du rendement relatif des procédures de gestion en ce qui concerne l'atteinte des objectifs énoncés et les compromis entre les paramètres de rendement. Le Comité régional d'examen par les pairs sera habituellement composé du comité technique et d'un éventail beaucoup plus vaste de parties intéressées représentant les Sciences et la Gestion des pêches du MPO, les Premières Nations, les représentants de la pêche commerciale et récréative, des ONG et d'autres parties concernées.

Le cadre de simulation met à l'essai le rendement de certaines procédures de gestion et, à la fin, une seule limite de prises à partir de la procédure de gestion finale choisie. Il ne teste pas les ajustements apportés après coup à la limite de prises recommandée par une procédure de gestion. Cela contraste avec les tableaux de décision présentés dans la plupart des évaluations des stocks de poisson de fond de la région du Pacifique, qui présentent une fourchette de limites de prises possibles avec prévision de l'état futur des stocks pour chacune d'elles en vue de la prise de décisions. Quel que soit le cadre utilisé pour l'avis, nous notons qu'il demeure du ressort du ministre des Pêches d'apporter des ajustements après coup aux limites de prises, en fonction des considérations culturelles, sociales ou économiques, conformément à la *Loi sur les pêches* (articles 2 et 6).

3.2 ÉTAPE 2 : CHOIX DES OBJECTIFS ET DES PARAMÈTRES DE RENDEMENT

Nous décrivons ici un ensemble d'objectifs provisoires et les paramètres de rendement connexes, peaufinés à la suite des discussions tenues avec notre groupe consultatif technique. Pour appliquer le cadre, il faut préciser les objectifs et les paramètres de rendement en fonction des stocks, avec l'avis de la Gestion des pêches, des Premières Nations, des représentants de la pêche commerciale et récréative, des ONG et d'autres parties touchées. D'autres objectifs et paramètres de rendement pourraient être ajoutés (p. ex. objectifs culturels), en fonction de chaque stock. Le délai pour établir les objectifs et calculer les paramètres de rendement peut également être déterminé pour chaque stock, à mesure que les compromis changent au fil du temps (Cox et Kronlund 2008).

Les principaux objectifs de conservation provisoires sont guidés par le Cadre de l'approche de précaution (MPO 2006, 2009), dont les éléments sont intégrés aux dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* (voir la section 1.2). D'autres objectifs liés aux prises de la pêche et à la variabilité des prises annuelles sont fondés sur des précédents tirés d'autres

analyses de la région du Pacifique du MPO (p. ex. Cox et Kronlund 2008 ; Forrest et al. 2018 ; Cox et al. 2019).

Nous proposons les objectifs tactiques provisoires de conservation et de pêche suivants :

1. Maintenir l'état des stocks au-dessus du PRL à long terme avec une probabilité convenue ;
2. Maintenir l'état du stock au-dessus du point de référence supérieur du stock (RSS) à long terme avec une probabilité convenue ;
3. Maintenir un taux d'exploitation de la pêche inférieur au taux du rendement maximal durable avec une probabilité convenue ;
4. Si les objectifs de conservation ci-dessus sont atteints, augmenter au maximum les prises à court et à long termes ;
5. Si les objectifs de conservation ci-dessus sont atteints, réduire au minimum la variabilité des prises d'une année à l'autre.

L'objectif 1 est implicite dans le paragraphe 6.1(1) de la *Loi sur les pêches* et explicite dans le paragraphe 6.1(2) (voir la section 1.2 du présent document). Les objectifs 2 et 3 sont des interprétations du paragraphe 6.1(1) de la *Loi sur les pêches*, où il est dit que « ... le ministre met en œuvre des mesures pour maintenir les grands stocks de poissons au moins au niveau nécessaire pour favoriser la durabilité des stocks. . . ». Le terme « durabilité » a de nombreuses définitions en ce qui concerne les pêches (Hilborn et al. 2015 ; Marentette et Kronlund 2020). La Direction des sciences du MPO évalue actuellement le libellé des dispositions sur les stocks de poisson afin de clarifier les définitions de la durabilité en ce qui a trait à la gestion des pêches canadiennes. Ici, nous supposons que l'objectif de maintenir le stock dans la zone saine (figure 1) avec une probabilité non nulle est conforme à la formulation « maintenir les grands stocks de poissons au moins au niveau nécessaire pour favoriser la durabilité des stocks ». Nous utilisons des valeurs provisoires du $PRL = 0,4B_{RMD}$ et du $RSS = 0,8B_{RMD}$, suggérées dans le Cadre de l'approche de précaution (MPO 2009) (nous utilisons ici B pour faire référence à la biomasse féconde). Voir Marentette et al. (2021) pour une discussion sur l'évolution actuelle de la réflexion sur le rôle de ces points de référence dans les politiques et la législation canadiennes.

Il faudra probablement examiner stock par stock les probabilités précises attribuées à la réalisation de chaque objectif. Pour l'objectif 1, les pratiques exemplaires internationales suggèrent que la probabilité de maintenir les stocks au-dessus du PRL devrait être de 90 à 95 % (Sainsbury 2008 ; McIlgorm 2013 ; ICES 2018 ; Marentette et Kronlund 2020), tandis que la probabilité d'atteindre une biomasse cible (p. ex. le seuil pour la zone saine ou une cible prédéfinie au-dessus du RSS) peut être inférieure, à environ 50 % (McIlgorm 2013).

Nous proposons les paramètres de rendement provisoires suivants, où RMD fait référence au rendement maximal durable, B_{RMD} à la biomasse féconde à l'équilibre à RMD et F_{RMD} à la mortalité par pêche qui produit RMD à long terme :

1. LT PRL : Probabilité que $B > 0,4B_{RMD}$ (sur une durée de plusieurs années)
2. LT RSS : Probabilité que $B > 0,8B_{RMD}$ (sur une durée de plusieurs années)
3. FRMD : Probabilité que $F < F_{RMD}$ (sur l'ensemble de la projection)
4. STC : Probabilité que les prises $>$ prises de référence (sur les années 1 à 10)
5. LTC : Probabilité que les prises $>$ prises de référence (sur une durée de plusieurs années)
6. AADC : Probabilité que l'AADC (différence interannuelle absolue moyenne des prises) $<$ AADC historique (sur l'ensemble de la projection)

Tous les paramètres de rendement ci-dessus sont exprimés sous forme de probabilités d'être au-dessus ou au-dessous de certains critères, la probabilité étant calculée comme le nombre

moyen de fois où les critères sont respectés dans les répétitions et les années, p. ex.

$$\text{LT PRL} = \frac{\sum_{n=1}^{n_{\text{rep}}} \sum_{t=t_1}^{t_2} B_t > 0, 4B_{\text{R.MD}}}{t_2 - t_1 + 1},$$

où t_1 et t_2 sont les première et dernière années sur lesquelles le paramètre est calculé, et n_{rep} est le nombre de simulations répétées. Les autres paramètres de rendement sont calculés de la même façon.

Dans la liste de paramètres de rendement ci-dessus, LT PRL et LT RSS sont des paramètres de conservation mesurant les objectifs 1 et 2 à long terme. FRMD est un paramètre de rendement de conservation qui mesure l'objectif 3 sur toute la période de projection. LTC et STC sont des paramètres économiques qui représentent l'objectif 4, mesuré à court et à long terme, respectivement. AADC est un paramètre économique représentant l'objectif 5, mesuré sur toute la période de projection (voir la description ci-après).

Nous suggérons de calculer la moyenne des paramètres de rendement à long terme sur une courte période (p. ex. de 5 à 15 ans) avant la dernière année. La période de projection et la fourchette à long terme connexe devraient être définies pour chaque stock, sachant que l'on pourrait utiliser une période plus brève pour les stocks à plus courte durée de vie, tandis que les stocks vivant plus longtemps comme les sébastes (*Sebastes* spp.) pourraient nécessiter une période de projection plus longue (MPO 2009, 2013). Toutefois, à moins d'une autre exigence précise concernant une définition à long terme (p. ex. un processus connexe du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC]), nous proposons de considérer le « long terme » comme un minimum de 1,5 à 2 durées de génération de l'espèce (MPO 2009, 2013) et 50 ans, selon la période la plus longue. Nous avons choisi 50 ans comme délai qui devrait mener à un comportement relativement stable des procédures de gestion pour les stocks à courte durée de vie comme les poissons plats (p. ex. étude de cas de la plie royale à l'annexe E ; Forrest et al. (2018)). Cox et Kronlund (2008) ont utilisé une période de projection de 40 ans pour la morue charbonnière (*Anopoploma fimbria*) et calculé la moyenne des paramètres de rendement à long terme pour les années 21 à 40. Cox et al. (2019) ont appliqué une période de projection de 20 ans pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) et calculé la moyenne des paramètres de rendement à long terme pour toute la période de projection. Dans le cas d'un stock à plus grande durée de vie, ce cadre a été appliqué pour la première fois à la prise de décisions pour une évaluation des stratégies de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux intérieures (*S. ruberrimus*) (Haggarty et al. 2021). Ces auteurs ont évalué les paramètres de rendement à long terme sur 1,5 temps de génération (dans la 56e année). Ils ont également calculé les paramètres de probabilité d'extinction requis pour l'évaluation du COSEPAC, après 100 ans. Des essais par simulation préliminaires peuvent être nécessaires pour évaluer la stabilité des projections afin de vérifier si une période suffisamment longue a été choisie.

Dans la plupart des études, les paramètres de conservation ne sont présentés qu'à long terme, reflétant les objectifs de durabilité dictés par la loi ou les politiques. Toutefois, dans certains cas, des paramètres de conservation à court terme peuvent également être utiles, par exemple pour s'assurer que les plans de rétablissement à long terme des stocks épuisés ne se traduisent pas par un épuisement plus important du stock à court terme (p. ex. Haggarty et al. 2021).

Nous pensons que la fourchette des années « à court terme », qui dans les exemples ci-dessus ne s'applique qu'au paramètre de rendement économique STC (prises à court terme), devrait refléter une certaine période qui présente un intérêt à court terme pour les participants actuels à la pêche. Notre suggestion de 1 à 10 ans est un point de départ et pourrait être modifiée pour les différentes pêches.

Les objectifs de prises à court terme STC et à long terme LTC sont définis provisoirement en fonction de certaines prises de référence jugées nécessaires ou souhaitables pour des raisons économiques afin de maintenir la pêche en question ou de maintenir la pêche plurispécifique du poisson de fond de la Colombie-Britannique dans son ensemble. Ce niveau de référence pourrait être obtenu en consultant les intervenants ou en déterminant les prises moyennes ou minimales des dernières années (p. ex. prises minimales dans les cinq dernières années).

Le paramètre de rendement AADC représente la différence interannuelle absolue moyenne des prises. Nous avons choisi cette représentation de la variabilité pour qu'elle soit facile à comprendre et simple à comparer aux valeurs historiques. Ce paramètre est calculé en soustrayant les prises de chaque année de celles de l'année précédente et en prenant la moyenne de la valeur absolue de ces nombres, c'est-à-dire :

$$AADC = \frac{\sum_{t=t_1}^{t_2} |C_t - C_{t-1}|}{t_2 - t_1 + 1},$$

où t_1 et t_2 sont les première et dernière années pour lesquelles le paramètre est calculé. Autrement dit, AADC représente l'écart prévu des prises d'une année à l'autre. Des solutions de rechange comme les écarts-types dans l'espace logarithmique ou les coefficients de variation ont une signification plus abstraite et se sont révélés difficiles à interpréter pour certains intervenants (Punt 2017). Nous suggérons de déclarer AADC par rapport à sa valeur au cours d'une période historique pour laquelle les intervenants considèrent que la variation annuelle des prises est acceptable. Nous constatons que la variabilité des prises est probablement plus importante pour les espèces ciblées que pour les espèces capturées accidentellement. Cependant, de fortes fluctuations des espèces capturées accidentellement peuvent représenter un problème dans les pêches plurispécifiques, où des augmentations soudaines de l'abondance d'espèces à faible quota qui coexistent avec les espèces ciblées peuvent limiter la capacité de la pêche à atteindre les TAC des espèces ciblées.

Les paramètres de rendement du Cadre des procédures de gestion sont facilement personnalisables. Pour les applications du Cadre, ils peuvent, par exemple, refléter un plus large éventail d'objectifs, comme ceux associés aux plans de rétablissement ou aux critères du COSEPAC (p. ex. Haggarty et al. 2021).

Dans les cas où les paramètres de rendement sont calculés sur plusieurs années, il faut prendre soin d'indiquer clairement la façon dont les statistiques sommaires sont calculées. À titre provisoire, nous suggérons de calculer les statistiques sur le rendement pour les répétitions et pour l'ensemble de la période définie pour ce paramètre de rendement. Par exemple, nous avons calculé le paramètre de rendement F_{RMD} pour toutes les répétitions et toutes les années simultanément. On pourrait aussi calculer les statistiques de rendement pour une année d'intérêt donnée, calculer la proportion d'années pendant lesquelles le paramètre de rendement est atteint (Australian Government 2018), en vérifiant que le seuil du paramètre de rendement est atteint chaque année (ICES 2016) ou à chaque répétition. Les pratiques exemplaires pour ces calculs varient d'une administration à l'autre (Marentette et Kronlund 2020), et différentes méthodes peuvent signifier des tolérances au risque différentes. Par exemple, exiger qu'un seuil soit atteint chaque année (ICES 2016) est une exigence plus stricte que le fait d'exiger qu'un seuil soit atteint en moyenne sur les répétitions et les années. C'est pourquoi il peut être nécessaire de déterminer la méthode de calcul des paramètres de rendement de façon itérative, en consultation avec les gestionnaires, les intervenants et les Premières Nations.

3.3 ÉTAPE 3 : CHOIX DES INCERTITUDES/SPÉCIFICATION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Les modèles opérationnels de DLMtool sont organisés en quatre composantes principales représentant un véritable système exploité :

1. la dynamique des populations du stock (p. ex. croissance, recrutement, mortalité) ;
2. la dynamique de la pêche (p. ex. sélectivité, ciblage spatial) ;
3. les processus d'observation (p. ex. biais et précision des indices des relevés) ;
4. la mise en œuvre de la gestion (p. ex. pourcentage de dépassement des limites de prises).

Les paramètres de ces quatre composantes sont entrés dans des « tiroirs » [terminologie faisant référence à une caractéristique du système de programmation orienté objet « S4 » dans R ; R Core Team (2019)], décrits en détail dans notre annexe A et dans l'annexe B de Carruthers et Hordyk (2018a).

L'outil DLMtool permet d'intégrer l'incertitude dans la plupart des paramètres du modèle opérationnel par la spécification optionnelle d'une distribution. Une liste complète des paramètres pour lesquels une distribution peut être spécifiée est présentée dans l'annexe B de Carruthers et Hordyk (2018a). Pour isoler les effets de certaines sources d'incertitude sur le rendement des procédures de gestion, nous recommandons d'élaborer des modèles opérationnels de rechange qui modifient la valeur (ou la distribution) d'un ou de plusieurs paramètres ou sources de données d'intérêt (Punt et al. 2016). En général, nous recommandons d'élaborer plus d'un modèle opérationnel, en les divisant en un ensemble de référence de modèles opérationnels de base représentant les incertitudes plausibles du modèle les plus importantes, et un ensemble de robustesse pour tester la sensibilité à un plus large éventail d'incertitudes liées à la structure (Rademeyer et al. 2007). Nous n'essayons pas de pondérer les modèles opérationnels dans ce Cadre. Pour les stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique, les incertitudes de l'ensemble de référence seront probablement fondées sur les principales incertitudes relevées dans les évaluations classiques des stocks de poisson de fond, à savoir la mortalité naturelle (M), le taux de variation de la relation stock-recrue (h) et l'épuisement initial (c.-à-d. l'épuisement à partir d'un état sans exploitation au début de la période de projection). Lorsque des évaluations de stocks sont disponibles, il faut les consulter pour déterminer les principales sources d'incertitude.

Les incertitudes possibles à inclure dans les modèles opérationnels dans l'ensemble de robustesse peuvent comprendre :

- Les changements du taux de prédation (p. ex. prédation par les phoques) ;
- Les changements de la disponibilité des proies ;
- L'efficacité ou les changements apportés aux zones fermées, comme les aires de conservation du sébaste (ACS) ;
- D'autres représentations de la sélectivité du relevé et de la taille de la flottille commerciale ;
- D'autres historiques des prises (p. ex. pour des espèces comme les sébastes, qui étaient autrefois déclarés sous des noms d'espèces génériques) ;
- L'erreur de mise en œuvre (les prises réelles sont supérieures ou inférieures au TAC).

Dans les pêches commerciales du poisson de fond en Colombie-Britannique, 100 % des chalutiers ont des observateurs à bord depuis 1996 (Turris 2000) et 100 % des palangriers ont des systèmes de surveillance électronique (SE) depuis 2006 (Stanley et al. 2015). Les données récentes sur les prises sont donc considérées comme fiables et devraient le demeurer à l'avenir,

à moins de changements importants ou d'interruptions des programmes des observateurs. Pour certaines espèces importantes pour les pêches récréatives ou pour les Premières Nations, d'autres incertitudes peuvent être associées aux données sur les prises. Nous suggérons d'élaborer les scénarios d'erreur de mise en œuvre concernant la déclaration des prises en collaboration avec les gestionnaires des pêches, y compris les gestionnaires des Premières Nations, et l'industrie commerciale ou récréative, selon le cas, pour le stock.

Dans certains cas, les incertitudes susmentionnées peuvent être incluses dans l'ensemble de référence. En général, une approche itérative peut être nécessaire pour réduire la robustesse à un ensemble de modèles opérationnels qui offrent un contraste avec les résultats obtenus avec les modèles opérationnels de l'ensemble de référence (Rademeyer et al. 2007). Nous discutons des recommandations de traitement et de présentation des résultats des ensembles de référence et de robustesse dans la section 3.6. Dans un souci de transparence et de reproductibilité, nous recommandons que la spécification complète des paramètres du modèle opérationnel soit clairement documentée dans les annexes jointes au document de travail et que la version du code pour effectuer les simulations soit contrôlée et que le code soit archivé lors de la publication.

Nous précisons que les modèles opérationnels de DLMtool comprennent un grand nombre de paramètres qui peuvent varier dans le temps ou qui peuvent être définis de manière à être délibérément biaisés. Pour simplifier le modèle opérationnel et nous concentrer sur les axes d'incertitude qui sont probablement les plus importants, nous suggérons de fixer la plupart des paramètres pour qu'ils ne varient pas dans le temps et ne soient pas biaisés (annexe C). Il y aurait des exceptions lorsqu'un ou plusieurs de ces paramètres représentent des axes d'incertitude pour certains stocks ou lorsque certains paramètres variables dans le temps sont déjà des composantes acceptées de l'évaluation du stock.

La pratique exemplaire recommande de conditionner les modèles opérationnels avec les données observées afin qu'ils puissent reproduire les observations historiques (p. ex. indices de l'abondance, données sur la composition selon l'âge). Le progiciel d'accompagnement de DLMtool, MSEtool (Huynh et al. 2019), comprend une mise en œuvre efficace d'une analyse de la réduction des stocks (ARS) (Kimura et Tagart 1982 ; Walters et al. 2006) pour faciliter ce processus (annexe B). Une analyse de la réduction des stocks est effectivement un modèle de prises selon l'âge qui estime les combinaisons du recrutement non exploité, de l'épuisement, de l'effort de pêche, des écarts du recrutement et de la sélectivité qui seraient conformes aux données observées compte tenu des hypothèses formulées pour d'autres paramètres (p. ex. croissance, mortalité naturelle). Elle est exécutée n fois, le nombre de répétitions n correspondant à celui des simulations en boucle fermée. L'analyse de la réduction des stocks s'appuie sur les plages des paramètres spécifiées dans le modèle opérationnel (par exemple, annexe F), estime les paramètres clés et les met à jour dans le modèle opérationnel (voir l'annexe A pour plus de détails). Les répétitions de l'analyse de la réduction des stocks qui ne convergent pas (la convergence étant définie comme une matrice de covariance positive-définie) sont rejetées. La mise en œuvre de l'analyse de la réduction des stocks dans MSEtool peut être conditionnée par des séries chronologiques des prises ou de l'effort (annexe B). Pour la plupart des applications pour les stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique, nous suggérons de conditionner sur les prises, car les trajectoires historiques des prises ont tendance à être plus fiables que les séries chronologiques de l'effort, surtout compte tenu des incertitudes quant à la meilleure façon de représenter et d'interpréter l'effort dans les pêches plurispécifiques. De plus amples détails sur le modèle de conditionnement du modèle opérationnel par l'analyse de la réduction des stocks sont fournis à l'annexe B.

Pour certains stocks à données limitées, les indices de l'abondance peuvent être considérés comme moins fiables en raison des difficultés d'échantillonnage ou de la rareté. Dans ces cas, tant qu'il y a une série chronologique de données sur les prises, nous recommandons encore d'utiliser le modèle d'analyse de la réduction des stocks pour le conditionnement, sachant qu'il faudra tenir compte d'une gamme beaucoup plus vaste d'incertitudes dans l'ensemble de modèles opérationnels, y compris une grande incertitude quant à la taille, à la productivité et au niveau d'épuisement actuel du stock. Lorsqu'il n'y a pas d'indice de l'abondance, nous recommandons d'élaborer un large éventail de modèles opérationnels conditionnés en fonction des données disponibles sur les prises, qui diffèrent sur le plan des incertitudes majeures, particulièrement en ce qui concerne la productivité et le niveau actuel d'épuisement du stock.

Nous reconnaissons que, pour certains stocks à données limitées, l'élaboration de modèles opérationnels plus génériques, exprimant les principales caractéristiques biologiques, de la flottille et de l'observation d'un ensemble de stocks semblables, pourrait offrir des gains d'efficacité. Toutefois, nous recommandons de mettre l'accent d'abord sur les espèces pour lesquelles on peut élaborer des modèles opérationnels personnalisés, qui sont conditionnés sur des données observées.

3.4 ÉTAPE 4 : DÉTERMINATION DES PROCÉDURES DE GESTION POSSIBLES

Nous avons examiné toutes les procédures de gestion disponibles dans l'outil DLMtool en date de novembre 2019, ainsi que celles qui ont été utilisées récemment dans les rapports sur le poisson de fond de la Colombie-Britannique, afin de déterminer si elles convenaient au Cadre. Il s'agit d'un ensemble assez complet de procédures de gestion à données limitées et disponibles dans la documentation primaire ou les rapports d'organismes à ce jour. Nous décrivons ici les types de procédures de gestion disponibles et le processus par lequel nous avons déterminé un ensemble provisoire de procédures de gestion, puis nous expliquons comment certaines ont été adaptées aux besoins des stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique. Nous décrivons les procédures de gestion provisoires possibles en détail à l'annexe D.

L'outil DLMtool comprend des procédures de gestion qui formulent de nombreux types de recommandations de gestion. Ces recommandations comprennent des ajustements au total autorisé des captures (TAC), à l'effort ou à la répartition spatiale des prises ou de l'effort. Pour ce qui est du Cadre, nous nous concentrons sur les procédures de gestion qui formulent des recommandations sur le TAC parce que le poisson de fond de la Colombie-Britannique est géré en général par des quotas. Par conséquent, toutes les procédures de gestion prises en considération ici utilisent un sous-ensemble des données générées par un modèle opérationnel pour fournir une recommandation de prises pour l'année suivante.

Nous nous intéressons à deux principaux types de procédures de gestion : les procédures de gestion empiriques et les procédures de gestion fondées sur des modèles. En choisissant parmi les procédures de gestion empiriques et fondées sur des modèles disponibles, nous en avons exclu en fonction d'un certain nombre d'exigences qui seraient rarement respectées pour nos stocks. Nous avons exclu les procédures de gestion qui nécessitaient de connaître l'abondance absolue puisqu'il est peu probable que nous ayons de telles connaissances dans un cas à données limitées. Nous avons exclu les procédures de gestion qui exigeaient des données récentes sur la composition selon l'âge, parce que nous voulons que ce Cadre s'applique aux stocks pour lesquels des données récentes sur la composition selon l'âge ne sont pas disponibles. Nous avons exclu les procédures de gestion qui exigeaient de connaître l'épuisement et le taux de variation de la relation stock-recrue, car il s'agit probablement de grands axes d'incertitude

pour les stocks auxquels ce Cadre sera appliqué. Bien qu'il soit nécessaire d'explorer ces axes d'incertitude dans le modèle opérationnel, d'autres hypothèses seraient requises pour mettre en œuvre une procédure de gestion sur des données réelles lorsque cette procédure nécessite une connaissance de l'épuisement et du taux de variation. Dans quelques cas, nous avons exclu les procédures de gestion que nous trouvions difficiles à communiquer (p. ex. les procédures de gestion fondées sur la valeur de l'indice par rapport à la moyenne de la série chronologique et à l'erreur type, Jardim et al. 2015). Le rendement de ces procédures de gestion n'était pas sensiblement différent de celui des procédures de gestion incluses, et nous étions d'avis que leur exclusion n'entraînerait pas une perte de rendement global du cadre.

Une bibliothèque des procédures de gestion provisoires incluses dans ce Cadre figure à l'annexe D

3.4.1 Procédures de gestion empiriques

Les données sur les prises commerciales sont disponibles pour tous les stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique avec une certitude relative depuis 1996 pour les pêches au chalut et depuis 2008 pour les pêches à la ligne et à l'hameçon. Des relevés au chalut et à la palangre indépendants des pêches sont effectués systématiquement depuis le début des années 2000 pour le poisson de fond de la Colombie-Britannique, et les indices de la population qui en sont tirés représentent probablement certaines des données les plus informatives pour de nombreux stocks de poisson de fond à données limitées en Colombie-Britannique. Les longueurs des poissons sont recueillies dans le cadre des relevés et des sorties de pêche commerciale pour de nombreuses espèces. Cependant, les procédures de gestion fondées sur la longueur nécessitent souvent des hypothèses solides et exigent que les données simulées sur la composition selon la longueur soient suffisamment « désordonnées » pour refléter les données réelles sur la composition selon la longueur, qui présentent souvent des écarts importants et incohérents entre les années et les catégories de longueur. Il est difficile de simuler des données réalistes sur la composition selon la longueur, et nous n'avons pas suffisamment étudié les pratiques exemplaires pour simuler les compositions selon la longueur dans le logiciel DLMtool. En outre, les procédures de gestion empiriques fondées sur la longueur peuvent être moins sensibles aux changements des indices de l'abondance et donner de moins bons résultats que les autres procédures de gestion à données limitées (Sagarese et al. 2018). Des données fiables et abondantes sur la composition selon l'âge ne sont généralement pas disponibles pour les espèces à données limitées pour lesquelles ce cadre est conçu. Pour les raisons susmentionnées, nous proposons de retenir les procédures de gestion qui n'utilisent que les données sur les prises et l'indice de la population comme procédures de gestion possibles provisoires.

Nous pouvons répartir les procédures de gestion qui utilisent les données sur les prises ou l'indice de la population en quatre catégories : les procédures de gestion à prises constantes, les procédures de gestion indice-ratio, les procédures de gestion indice-pente et les procédures de gestion indice-cible :

1. Les procédures de gestion à prises constantes établissent les prises recommandées à un niveau fixé, habituellement en fonction des prises récentes ou historiques. Surtout, les procédures de gestion à prises constantes ne tiennent pas compte de la réaction entre le système de gestion et la population — elles font la même recommandation, quelles que soient les tendances de l'indice de population. Néanmoins, elles constituent des procédures de gestion simples qui, dans bien des cas, représentent le statu quo ou de légères modifications au statu quo.

-
2. Les procédures de gestion indice-ratio fondent leur recommandation de prises sur le ratio d'un indice de la population dans une période comparativement à une autre période - généralement une période récente (p. ex. l'année dernière) par rapport à une courte période antérieure (p. ex. les deux ou trois années précédentes).
 3. Les procédures de gestion indice-pente ajustent une régression des données de l'indice de la population comparées au temps et produisent une recommandation de prises fondée sur la pente de la régression. Elles sont étroitement liées aux procédures de gestion indice-ratio.
 4. Les procédures de gestion indice-cible comparent les valeurs récentes de l'indice de la population à la valeur de l'indice à une période historique fixe convenue afin de formuler une recommandation de prises qui cherche à maintenir l'indice de la population à la valeur historique fixe. À cet égard, les procédures de gestion indice-cible diffèrent subtilement, mais de façon importante, des procédures de gestion indice-ratio et indice-pente, qui comparent les valeurs récentes de l'indice à un créneau mobile de valeurs de l'indice dans le temps.

Nous avons adapté bon nombre des procédures de gestion empiriques disponibles aux stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique (annexe D). Par exemple, la plupart des données de relevé disponibles pour le poisson de fond de la Colombie-Britannique sont recueillies tous les deux ans dans les différentes régions spatiales. Nous avons donc modifié un grand nombre de procédures de gestion fondées sur des indices pour tenir compte de cette réalité. Habituellement, il s'agissait d'ajouter des variantes de procédures de gestion comportant des périodes plus longues pour calculer les moyennes ou les pentes afin de tenir compte du fait que seule la moitié des données étaient disponibles comparativement à un relevé annuel. Dans d'autres cas, nous avons ajouté d'autres versions des procédures de gestion qui englobaient un plus large éventail de variables de contrôle. Par exemple, les procédures de gestion Islope (Geromont et Butterworth 2015a), telles qu'elles ont été décrites et mises en œuvre à l'origine dans DLMtool, établissaient implicitement la recommandation de prises pour la première année de 60 à 80 % des prises moyennes des cinq dernières années (en supposant un indice de relevé neutre). Comme nous ne nous attendons pas a priori à ce que les stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique soient surpêchés, nous avons ajusté les paramètres de contrôle pertinents dans nos procédures de gestion provisoires afin d'explorer un plus large éventail de recommandations de prises initiales.

3.4.2 Procédures de gestion fondées sur des modèles

En plus des procédures de gestion empiriques, nous suggérons d'envisager un modèle de production excédentaire parmi les procédures de gestion possibles. Nous incluons provisoirement le modèle de production excédentaire codé dans MSEtool (Huyhn et al. 2019) et fondé sur Fletcher (1978) (annexe D, section D.4.1), associé à un certain nombre de règles de contrôle des prises (RCP) possibles. Nous proposons d'envisager les modèles de production de Schaefer (1954) et de Fox (1970) puisque nous ne savons pas, tant qu'ils n'ont pas été mis à l'essai par simulation, lequel produira de meilleures statistiques de rendement pour un stock donné. Nous suggérons d'établir une distribution de probabilité a priori faiblement informative sur le taux intrinsèque d'augmentation de la population r , peut-être en suivant des recommandations comme celles de McAllister et al. (2001). D'autres distributions de probabilité a priori pourraient être envisagées dans le réglage des paramètres d'autres procédures de gestion. Les estimations du modèle de production excédentaire doivent être jumelées à une règle de contrôle des prises pour former une procédure de gestion complète. Nous suggérons provisoirement un certain nombre de règles de contrôle des prises dans la section D.4 de l'annexe D.

3.4.3 Traitement de plusieurs indices de relevé dans les procédures de gestion

La grande majorité des procédures de gestion à données limitées qui sont publiées sont fondées sur des indices uniques de l'abondance. Cela représente un défi pour les stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique, puisque les relevés au chalut et à l'hameçon et à la ligne indépendants des pêches ont lieu tous les deux ans sur notre côte, en alternant entre les zones. Nous proposons les trois solutions suivantes :

1. Créer et tester des modèles opérationnels pour les zones associées à un seul indice. Si ces zones sont prises en compte simultanément dans une seule application du Cadre des procédures de gestion, nous suggérons alors de comparer le rendement des procédures de gestion entre toutes les zones et, si possible, de choisir une procédure de gestion qui donne des résultats raisonnablement bons dans toutes les zones. Cela pourrait se faire, par exemple, au moyen d'une solution de type minimax, où on choisit une procédure de gestion qui donne les résultats les moins mauvais entre toutes les zones. Si le rendement de la procédure de gestion varie considérablement d'une zone à l'autre, il peut être nécessaire d'avoir des procédures de gestion différentes pour différentes zones. Cette approche peut poser un problème lorsque les stocks sont plus grands que la zone du relevé et que l'information saisie dans un seul indice ne représente pas l'ensemble du stock.
2. Élaborer un indice unique en « assemblant » plusieurs indices de relevés ensemble, probablement en recourant à la modélisation spatiotemporelle géostatistique. Il s'agit d'un domaine de recherche actif (p. ex. Shelton et al. 2014 ; Thorson et al. 2015 ; Anderson et al. 2019 ; Anderson et Ward 2019) qui deviendra probablement plus courant dans la documentation sur les pêches et dans les évaluations des stocks. On pourrait élaborer des procédures de gestion qui calculent la moyenne de plusieurs indices de relevé ou les combinent d'une certaine façon, mais la modélisation géostatistique offrira probablement une méthode plus cohérente de combiner les données de relevé issues de différents protocoles de relevé ou zones spatiales.
3. Élaborer des procédures de gestion qui intègrent plusieurs indices de relevé (p. ex. Cox et al. 2019). De nombreuses procédures de gestion existantes à données limitées, comme celles décrites dans le présent document (annexe D), pourraient être modifiées pour intégrer l'information provenant de plusieurs indices. Par exemple, des indices distincts pourraient être transmis aux algorithmes de la procédure de gestion indépendamment et permettre de formuler la recommandation de TAC la plus prudente sur le plan biologique.

3.4.4 Procédures de gestion de référence

En plus des procédures de gestion possibles, il est important d'inclure des procédures de gestion de référence. Nous suggérons provisoirement les procédures de gestion de référence suivantes :

- Pas de pêche
- Pêche à F_{RMD}
- Pêche à $0,75 F_{RMD}$
- Maintien du TAC actuel

Le but des procédures de gestion de référence n'est pas d'explorer des stratégies de gestion viables, mais de limiter l'éventail du rendement attendu ou possible et de contextualiser si les différences entre les statistiques de rendement entre les procédures de gestion sont significatives (Punt et al. 2016). Par exemple, la procédure de gestion de référence « Pas de pêche »

renseigne sur les niveaux maximaux du stock possibles et le taux de rétablissement maximal possible dans un scénario de rétablissement. La procédure de gestion « Pêche à $0,75 F_{RMD}$ » illustre le rendement pour un gestionnaire omniscient avec des informations parfaites. La procédure de gestion qui maintient le TAC actuel est incluse parce qu'elle illustre ce qui serait probablement la position par défaut à court terme si le Cadre n'avait pas été mis en œuvre, et les attentes de rendement à long terme compte tenu des niveaux d'exploitation actuels.

3.4.5 Inclusion de nouvelles procédures de gestion

Les procédures de gestion possibles proposées ici sont une bibliothèque provisoire dont on peut s'inspirer. L'élaboration de procédures de gestion à données limitées est un riche domaine de recherche, qui en est probablement encore à ses balbutiements et, au-delà des ajustements mineurs apportés aux procédures de gestion existantes, la mise au point des procédures de gestion n'est pas le centre d'intérêt de ce document. L'application de ce Cadre permet d'élaborer davantage de procédures de gestion et ce sera certainement fait ailleurs dans la documentation. Les procédures de gestion utilisées pour appliquer ce Cadre peuvent également être « réglées » pour donner un bon rendement pour certains stocks en ajustant les paramètres de l'algorithme ou les valeurs a priori. Le Cadre présenté ici a été conçu pour tenir compte des nouvelles procédures de gestion et nous pensons que la bibliothèque de procédures de gestion possibles s'agrandira au fil du temps, le Cadre fournissant un moyen de mettre rigoureusement à l'essai les nouvelles procédures de gestion grâce au processus de simulation en boucle fermée.

3.5 ÉTAPE 5 : SIMULATION DE L'APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION

Une fois que les objectifs, les paramètres de rendement, les modèles opérationnels conditionnés et les procédures de gestion sont entièrement spécifiés, on peut appliquer un cadre de simulation en boucle fermée (figures 2 et 3) pour tester le rendement relatif des procédures de gestion par rapport à l'atteinte des objectifs énoncés.

Nous recommandons de commencer par une étape de satisfaction, où des simulations d'essai sont effectuées pour éliminer les procédures de gestion qui ne répondent pas à un ensemble de critères de rendement de base (Miller et Shelton 2010). Par exemple, dans notre étude de cas de la plie royale (annexe E), nous avons éliminé les procédures de gestion qui n'atteignaient pas une probabilité à long terme de 90 % de maintenir le stock au-dessus du PRL ($LT\ PRL > 0,9$) et une probabilité à court terme de 80 % de prises supérieures à la moyenne récente des prises ($STC > 0,8$). Nous recommandons une approche itérative pour choisir les critères de satisfaction pour chaque stock. Le but est de simplifier le processus décisionnel en mettant l'accent sur un nombre gérable de procédures de gestion. Dans la mesure du possible, les critères ne devraient pas être assez stricts pour exclure les procédures de gestion ayant un rendement généralement acceptable ou pour exclure presque toutes les procédures de gestion. De même, les critères devraient être suffisamment stricts pour éliminer systématiquement les procédures de gestion dont le rendement est insuffisant. Nous recommandons de sélectionner les critères de satisfaction de façon itérative avec le comité technique.

L'outil DLMtool est conçu pour suivre la procédure opérationnelle normalisée de l'évaluation des stratégies de gestion (figure 3). Pour chaque procédure de gestion, on utilise le modèle opérationnel pour simuler les divers flux de données requis par la procédure de gestion à chaque pas de temps, puis on projette la biomasse de la population avec la procédure de gestion prescrite à chaque pas de temps subséquent jusqu'à ce que la fin de la période de projection. On évalue ensuite le rendement en calculant les statistiques de rendement dans le modèle opérationnel.

L'outil DLMtool utilise le langage de programmation C++ et le traitement parallèle, ce qui donne des calculs efficaces des simulations (Carruthers et Hordyk 2018a).

Pour chaque combinaison modèle opérationnel-procédure de gestion, on exécute plusieurs projections répétées pour tenir compte des erreurs d'observation et de processus dans les flux de données. Pour ce faire, on ajoute du bruit stochastique aux données (p. ex. indices de l'abondance) avant de les envoyer dans la procédure de gestion. Les coefficients de variation des données devraient correspondre à ceux des observations historiques (Rademeyer et al. 2007). Nous suggérons de choisir un nombre suffisant de répétitions pour que l'ordre de classement des procédures de gestion dans les paramètres de rendement demeure uniforme, quelles que soient les répétitions supplémentaires (Carruthers et Hordyk 2019). On peut le vérifier en comparant les statistiques de rendement cumulées au nombre de répétitions, afin de s'assurer que l'ordre de classement des procédures de gestion pour les statistiques de rendement ne change pas lorsqu'on ajoute des répétitions (p. ex. figure 4). D'après notre expérience avec le poisson de fond en Colombie-Britannique, le nombre de répétitions requises sera probablement d'au moins 100.

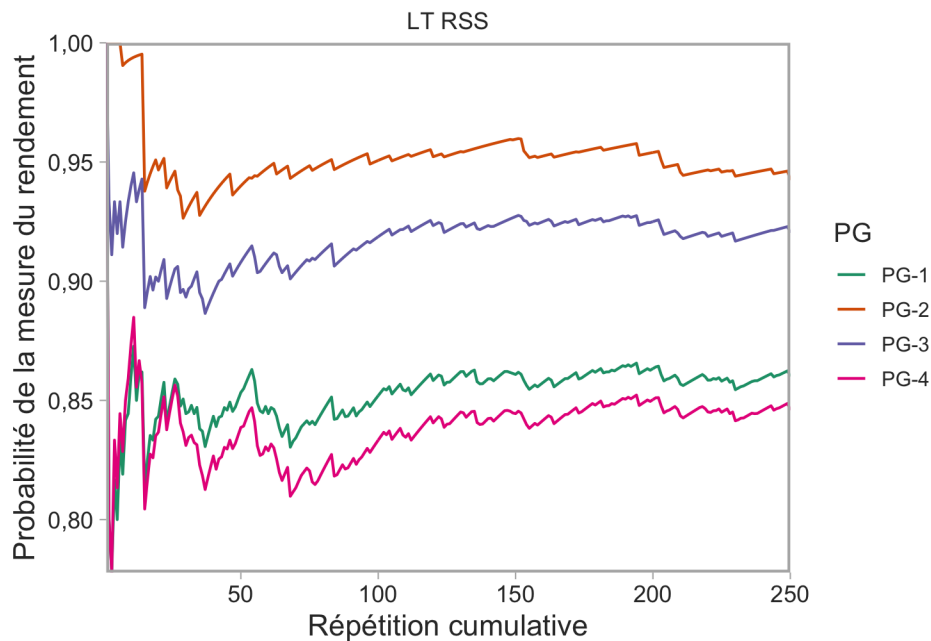


Figure 4. Cette visualisation illustre la mesure dans laquelle les répétitions de la simulation en boucle fermée ont atteint la convergence dans l'ordre de classement du rendement de la procédure de gestion. L'axe des ordonnées représente la proportion de répétitions cumulatives qui ont atteint le paramètre de rendement. Les répétitions cumulatives sont affichées sur l'axe des abscisses. Chaque graphique représente un paramètre de rendement différent et les couleurs illustrent les diverses procédures de gestion. Une ligne ondulée indique que la valeur du paramètre de rendement d'une procédure de gestion donnée varie encore lorsqu'on ajoute d'autres répétitions. Les lignes qui se croisent indiquent des changements dans l'ordre de classement du rendement de la procédure de gestion lorsqu'on ajoute des répétitions. Une courbe correspond à une convergence lorsque les lignes demeurent à peu près horizontales et parallèles et ne se croisent pas vers la droite du graphique.

3.6 ÉTAPE 6 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET CHOIX DE LA PROCÉDURE DE GESTION

3.6.1 Ensembles de référence et de robustesse

À l'étape 3 (section 3.3), nous avons recommandé de répartir les scénarios des modèles opérationnels en un ensemble de référence, qui comprend une gamme de scénarios de modèles opérationnels possibles qui ont une incidence sur les résultats, et un ensemble de robustesse, qui comprend un plus large éventail d'autres scénarios de modèles opérationnels, qui peuvent être moins étayés par les données disponibles, mais peuvent avoir une incidence sur les résultats (Rademeyer et al. 2007). Ces auteurs ont recommandé de réduire les scénarios de l'ensemble de robustesse de modèles opérationnels à ceux qui donnent les résultats les plus contrastants par rapport à l'ensemble de référence. Par conséquent, avant de choisir la procédure de gestion finale, le rôle de l'ensemble de robustesse consiste à vérifier que la procédure de gestion finale fonctionne bien dans un ensemble plus diversifié de scénarios de modèles opérationnels. Un mauvais rendement d'une procédure de gestion dans l'un de ces scénarios de modèles opérationnels peut pousser un décideur à choisir une autre procédure de gestion qui donne de bons résultats dans les scénarios des ensembles de référence et de robustesse de modèles opérationnels.

Nous recommandons de présenter séparément les paramètres de rendement des ensembles de référence et de robustesse. Pour la plupart des visualisations, il est recommandé de faire la moyenne des paramètres de rendement de l'ensemble de référence pour tous les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. Le tableau des paramètres de rendement, qui se présente de deux façons, constitue une exception (p. ex. figure 5) : (i) la valeur minimale du paramètre de rendement pour tous les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels ; et (ii) la valeur moyenne du paramètre de rendement pour tous les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. La première est une approche de « scénario de la pire éventualité », tandis que la seconde est intégrée dans l'ensemble de référence complet. Nous recommandons de présenter séparément les paramètres de rendement des différents scénarios de l'ensemble de robustesse de modèles opérationnels. Cela facilite la visualisation du rendement des procédures de gestion qui donnent de bons résultats dans l'ensemble de référence sous certaines hypothèses plus diversifiées (Rademeyer et al. 2007).

3.6.2 Présentation visuelle des paramètres de rendement

Nous cherchons ici à élaborer un ensemble de visualisations provisoires qui facilitent la comparaison des paramètres de rendement de toutes les procédures de gestion et l'évaluation des compromis entre elles. Nous avons mis au point un progiciel ggmse en R (Anderson et al. 2020b) (annexe G pour générer ces visualisations. Nous prévoyons qu'une partie ou la totalité des visualisations seront peaufinées au fil du temps à mesure que les utilisateurs se familiariseront avec le système et que des besoins particuliers se présenteront.

Nous proposons d'abord une représentation graphique d'un tableau de probabilité (figure 5) pour visualiser les résultats des paramètres de rendement. Cette visualisation se prête à un grand nombre de procédures de gestion et donne donc de bons résultats pour afficher les résultats de *toutes* les procédures de gestion — pas forcément uniquement de celles qui sont satisfaisantes. En attribuant une couleur aux cellules selon la valeur sous-jacente de leur paramètre de rendement, la visualisation attire l'attention sur les similitudes et les différences entre les procédures de gestion. Nous suggérons de trier les rangées selon les paramètres de rendement qui

présentent un intérêt particulier, d'afficher le nom de la procédure de gestion avec une couleur différente pour les procédures de gestion de référence, et de mettre en évidence tout critère de satisfaction en décrivant les cellules qui répondent aux seuils de satisfaction. L'ombrage de couleurs par défaut convient aux personnes daltoniennes, s'imprime avec précision sur l'échelle de gris et est linéaire visuellement dans son gradient (Garnier 2018).

Nous suggérons ensuite une visualisation qui facilite la récapitulation du rendement d'un petit ensemble de procédures de gestion satisfaisantes parmi les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels (figure 6). Cette figure présente le rendement moyen dans les scénarios de modèles opérationnels (points) et la fourchette des valeurs du rendement observées dans les scénarios de modèles opérationnels (lignes fines). Elle illustre également la gamme de rendements après l'abandon des scénarios de modèles opérationnels ayant les valeurs de paramètre de performance les plus élevées et les plus basses (lignes plus épaisses).

Nous suggérons deux visualisations possibles pour mettre en évidence les compromis des paramètres de rendement (figures 7 et 8). La première est un semis de points à deux variables, qui permet de comparer deux paramètres de rendement. La seconde est un diagramme en radar (aussi appelé « en cerf-volant » ou « en araignée »). Les diagrammes en radar permettent de comparer de nombreux paramètres de rendement, mais ils deviennent difficiles à interpréter lorsque le nombre de paramètres de rendement augmente (p. ex. au-dessus de six) et la prudence est de mise pour les interpréter, car la disposition des « rayons » peut influencer la perception des formes ainsi obtenues et il a été prouvé que les humains interprètent moins vite et moins précisément les représentations radiales des données que les représentations cartésiennes (Diehl et al. 2010 ; Feldman 2013 ; Albo et al. 2016).

Pour comprendre les processus menant aux paramètres de rendement, nous recommandons d'inclure dans les résultats de l'application du Cadre des procédures de gestion des visualisations des valeurs historiques et projetées de B/B_{RMD} , F/F_{RMD} et des prises. Nous suggérons deux versions : l'une qui permet une inspection minutieuse des différents scénarios de modèles opérationnels et une compréhension du comportement de répétition individuel (figure 9), et l'autre qui permet de comparer les séries chronologiques entre les scénarios de modèles opérationnels (figure 10). L'inspection de ces séries chronologiques peut fournir une vérification diagnostique permettant de vérifier que les répétitions échantillonnent adéquatement l'espace des paramètres. Par exemple, une série chronologique bifurquée pourrait indiquer qu'une condition limite est atteinte dans certaines répétitions et qu'il peut être nécessaire d'échantillonner un ou plusieurs paramètres à partir d'une distribution plus vaste. L'inspection de ces séries chronologiques peut aussi améliorer la compréhension du rendement des procédures de gestion et mener à l'ajout de nouveaux paramètres de rendement si l'ensemble existant ne saisit pas certains comportements importants qui deviennent évidents dans les séries chronologiques. Par exemple, si certaines procédures de gestion créent des recommandations de TAC variables dans les premières années de mise en œuvre, il pourrait être nécessaire de définir un objectif de variabilité du TAC à court terme et un paramètre de rendement. Par ailleurs, si certaines procédures de gestion entraînent des baisses à court terme de B/B_{RMD} qui finissent par se rétablir dans le créneau à long terme, cela peut indiquer la nécessité d'un objectif de conservation et d'un paramètre de rendement à court terme ou le calcul des probabilités des paramètres de rendement par la probabilité minimale d'une année (p. ex. ICES 2016). Ces courbes peuvent également indiquer des procédures de gestion qui mèneront probablement à l'extinction du stock, même si ce comportement est masqué par la moyenne des paramètres de rendement à long terme. Par exemple, comme beaucoup de modèles opérationnels, le modèle opérationnel de l'outil DLMtool empêche une biomasse négative dans le cas où les TAC sont supérieurs à la

biomasse du stock. Par conséquent, les procédures de gestion qui ne tiennent pas compte de la rétroaction de l'indice de l'abondance, comme les procédures de gestion à prises constantes, peuvent parfois produire des TAC plus élevés que la biomasse disponible, contre lesquels le modèle opérationnel les protégerait. L'examen de la figure 9 dénoterait ce comportement.

Il est particulièrement important de visualiser les séries chronologiques simulées de l'indice de la population lorsqu'on utilise des procédures de gestion qui dépendent de l'indice de la population (p. ex. figure 11). Tout d'abord, pour les procédures de gestion simples qui ressemblent beaucoup à la gestion récente, les simulations futures de l'indice de la population peuvent être utilisées comme un type de contrôle prédictif a posteriori (Gelman et al. 2014) pour demander si les simulations futures semblent plausibles compte tenu des observations historiques du même indice de la population. Ensuite, la fourchette des valeurs futures de l'indice projeté peut être utilisée comme déclencheur pour réévaluer un modèle opérationnel. Par exemple, si un futur indice de relevé observé s'écarte d'un certain quantile des valeurs simulées de cet indice, l'état de la nature observé peut être considéré comme improbable compte tenu des modèles opérationnels présumés (parfois appelés « circonstances exceptionnelles » (Butterworth 2008)). Nous remarquons que la probabilité cumulative que l'indice observé dépasse un certain quantile des valeurs simulées augmente avec le temps, de sorte qu'une telle règle générera plus que la probabilité de queue des faux déclencheurs d'une réévaluation. Par exemple, même si le modèle opérationnel a parfaitement exprimé la réalité, il y a une probabilité approximative de 1 (2 chances sur 5) que l'indice observé dépassera à un moment donné le quantile de 95 % des valeurs de l'indice simulées après 10 ans. La simulation en boucle fermée elle-même peut être utilisée pour établir les déclencheurs appropriés avec une puissance statistique acceptable (Carruthers et Hordyk 2018b).

Enfin, nous suggérons deux visualisations qui illustrent le compromis entre F/F_{RMD} et B/B_{RMD} entre les répétitions pour les diverses procédures de gestion (figure 12 et 13). La première est un graphique standard de Kobe représentant F/F_{RMD} par rapport à B/B_{RMD} la dernière année de la projection (figure 12). Cette visualisation met en évidence l'espace des paramètres ayant la densité de probabilité la plus élevée selon les lignes de contour de l'estimation par noyau de densité du quantile. L'autre visualisation illustre la trajectoire de F/F_{RMD} par rapport à B/B_{RMD} dans le temps (figure 13). La dernière année de la figure 13 est une autre représentation de la figure 12. La figure 13 présente également une autre vérification diagnostique du comportement des procédures de gestion dans le temps, par exemple en indiquant à quelle fréquence le stock se trouve dans la zone critique. Il est possible que certaines procédures de gestion puissent respecter les paramètres de conservation à long terme, mais qu'elles puissent causer des problèmes de conservation à plus court terme, ce qui pourrait indiquer la nécessité d'envisager d'autres paramètres de conservation à court terme.

| | LT PRL | LT RSS | FRMD | STC | LTC | AADC |
|--------|--------|--------|------|------|------|------|
| PG-1 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,05 | 0,34 | 0,58 |
| PG-5 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,12 | 0,83 |
| PG-3 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,04 | 0,90 |
| PG-4 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,01 | 0,98 |
| PG-2 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| PG-ref | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-13 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-12 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-11 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-10 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-9 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-8 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-7 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-6 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| PG-17 | 1,00 | 0,98 | 1,00 | 0,09 | 0,45 | 0,86 |
| PG-18 | 1,00 | 0,96 | 0,99 | 0,94 | 0,68 | 0,60 |
| PG-15 | 0,99 | 0,94 | 0,98 | 1,00 | 0,82 | 0,85 |
| PG-14 | 0,99 | 0,92 | 0,97 | 0,97 | 0,71 | 0,50 |
| PG-19 | 0,98 | 0,86 | 0,91 | 0,96 | 0,71 | 0,38 |
| PG-16 | 0,98 | 0,85 | 0,90 | 0,97 | 0,74 | 0,41 |

Figure 5. Ce tableau de probabilité illustre les valeurs des paramètres de rendement pour un certain nombre de procédures de gestion. Voir les définitions des divers paramètres de rendement (colonnes) à la section 3.2. Les procédures de gestion sont classées par valeur décroissante du paramètre de rendement, de haut en bas, en commençant par le paramètre de rendement le plus à gauche et en utilisant les colonnes de gauche à droite pour départager les égalités. L'ombrage de couleur reflète les nombres sous-jacents et est inclus pour rendre les différences dans les valeurs plus facilement visibles. Les cellules encadrées représentent les procédures de gestion qui répondent à un critère de satisfaction donné. Les noms des procédures de gestion en gris représentent les procédures de gestion de référence.

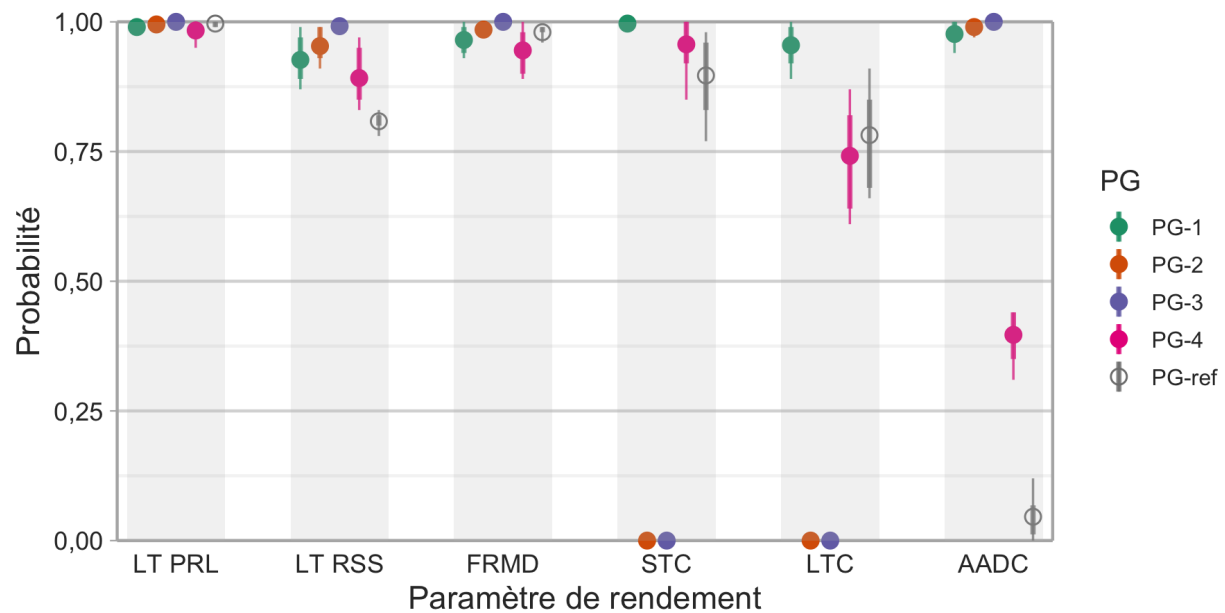


Figure 6. Cette visualisation résume le rendement d'un petit nombre de procédures de gestion (p. ex. des procédures de gestion satisfaisantes) dans les scénarios de modèles opérationnels. Les points représentent le rendement moyen des scénarios de modèles opérationnels. Les lignes fines représentent l'éventail des rendements dans les scénarios de modèles opérationnels. Les lignes plus épaisses représentent l'éventail des rendements dans les scénarios de modèles opérationnels après l'abandon des scénarios de modèles opérationnels le plus élevé et le plus bas dans chaque paramètre de rendement. Cette visualisation peut également être utilisée sans les segments linéaires pour représenter le rendement pour différents scénarios de modèles opérationnels (p. ex. des scénarios de robustesse de modèles opérationnels). Les procédures de gestion de référence sont indiquées par des cercles ouverts (vrai). Les procédures de gestion autres que de référence sont indiquées par des cercles fermés (faux).

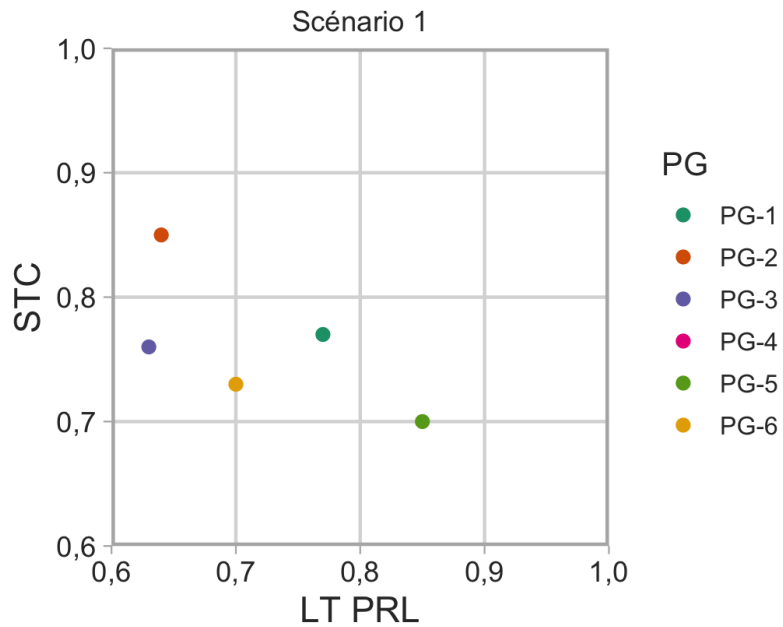


Figure 7. Cette visualisation montre les compromis à deux variables entre deux paramètres de rendement pour un scénario de modèles opérationnels donné ou une moyenne des scénarios de modèles opérationnels. Les axes inférieur et gauche correspondent à deux paramètres de rendement et les points individuels représentent les procédures de gestion.

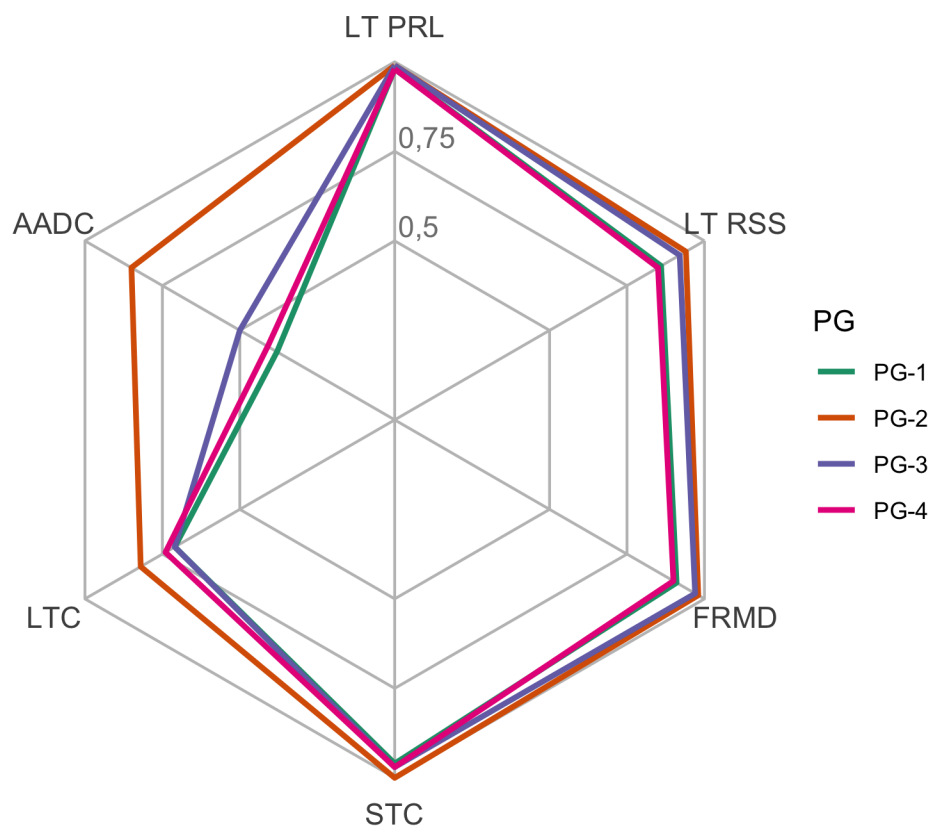


Figure 8. Ce diagramme en radar illustre les compromis des paramètres de rendement dans un ensemble de procédures de gestion. Chaque rayon représente un paramètre de rendement (section 3.2). Chaque ligne représente une procédure de gestion. La position de chaque ligne sur chaque rayon représente la probabilité que cette procédure de gestion atteigne ce paramètre de rendement. Les lignes plus près de l'extérieur correspondent donc aux procédures de gestion dont il a été déterminé qu'elles ont une probabilité plus élevée d'atteindre ce paramètre de rendement. Il faut faire attention lorsqu'on interprète ces tracés, car la disposition des « rayons » peut influencer la perception des formes obtenues (Diehl et al. 2010 ; Feldman 2013 ; Albo et al. 2016).

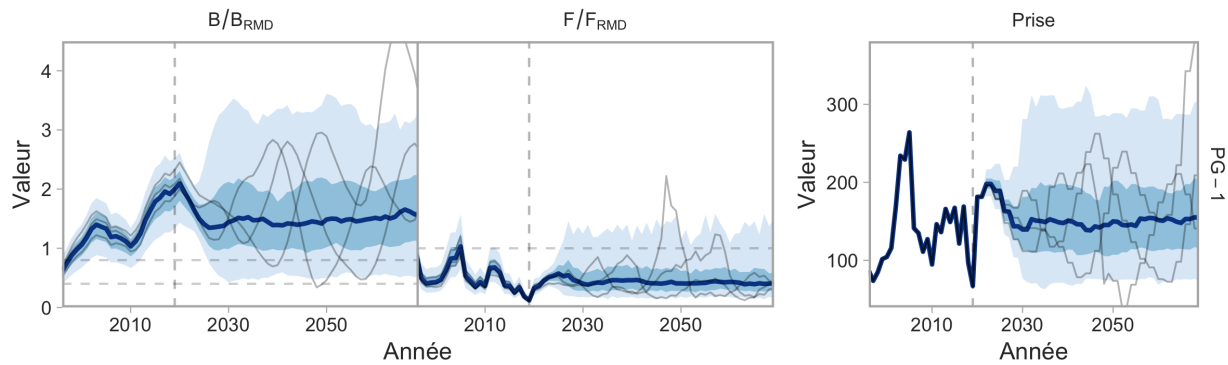


Figure 9. Cette visualisation illustre les valeurs historiques et projetées de B/B_{RMD} (où B représente la biomasse féconde), de F/F_{RMD} et des prises pour diverses procédures de gestion pour un seul modèle opérationnel. Une seule procédure de gestion est représentée ici. Dans les applications du Cadre, toutes les procédures de gestion satisfaisantes seraient présentées dans des graphiques distincts. Les lignes foncées indiquent la valeur médiane et les rubans ombrés plus foncés et plus pâles indiquent les quantiles de 50 % et 90 %. Les fines lignes grises représentent des répétitions de simulation à titre d'illustration. La ligne verticale tiretée indique la dernière année de la période historique. Les lignes horizontales tiretées indiquent $B/B_{RMD} = 0,8$ et $0,4$, et $F/F_{RMD} = 1$. Il est à noter que les simulations sont sans biais moyen et que les médianes de B/B_{RMD} et de F/F_{RMD} ne devraient pas se superposer parfaitement à la ligne du 1, même si la pêche est parfaitement à F_{RMD} .

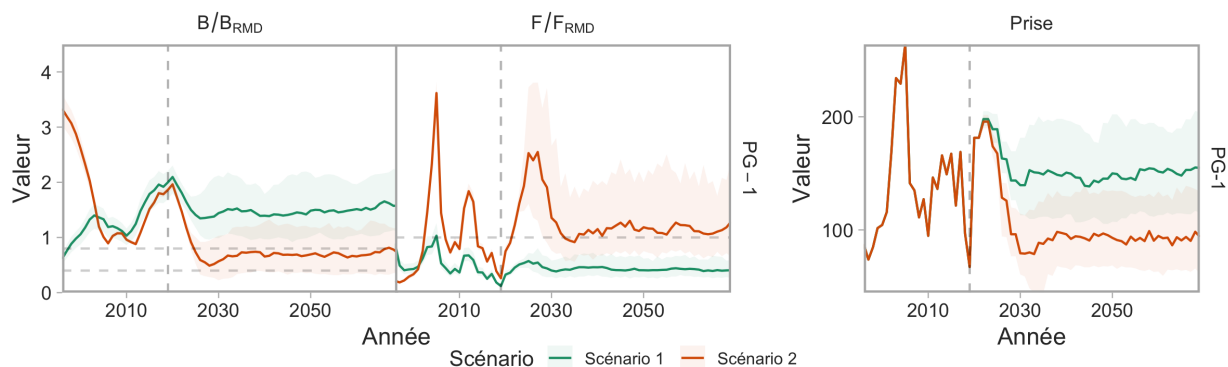


Figure 10. Cette visualisation met en évidence la sensibilité des séries chronologiques historiques conditionnées et projetées entre les scénarios de modèles opérationnels pour deux scénarios de modèles opérationnels hypothétiques. Dans les applications du Cadre comportant plus de deux scénarios de modèles opérationnels, plus de lignes seraient affichées. Une seule procédure de gestion est représentée ici. Dans les applications du Cadre, toutes les procédures de gestion satisfaisantes seraient présentées dans des graphiques distincts. Les lignes pleines correspondent aux valeurs médianes et les rubans ombrés aux quantiles de 50 % pour indiquer la variabilité entre les répétitions. La ligne verticale tiretée indique la dernière année de la période historique. Si la figure 9 permet de comparer les procédures de gestion dans un scénario de modèle opérationnel donné et met en évidence un exemple de rendement de répétition, cette visualisation permet de comparer les séries chronologiques d'une procédure de gestion donnée entre les scénarios de modèles opérationnels. Elle permet d'avoir plusieurs rangées représentant chacune une procédure de gestion différente. Il convient de noter que la sensibilité des séries chronologiques aux scénarios de modèles opérationnels ne correspond pas nécessairement à la sensibilité relative à l'ordre de classement des procédures de gestion, qui est finalement le résultat important dans une approche axée sur la gestion.

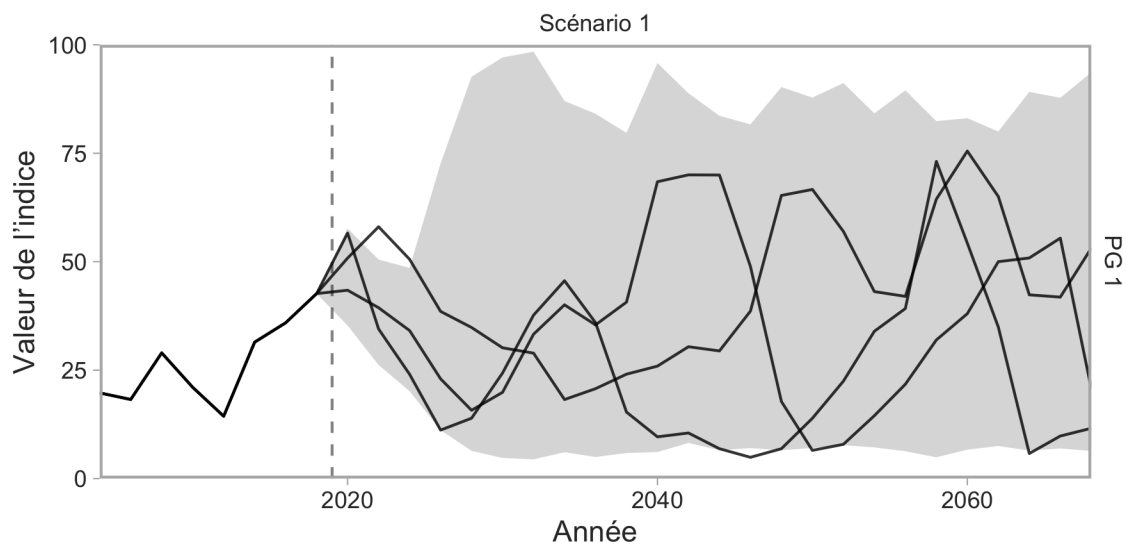


Figure 11. Cette visualisation illustre les valeurs historiques et projetées de l'indice de la population relatif. Les lignes noires représentent des exemples de répétitions. La zone grisée représente le quantile à 95 % des valeurs de l'indice simulées. La ligne verticale tiretée représente la dernière année historique des données observées (dernière année de la série des prises dans le temps, voir l'annexe A). Dans la période historique, l'indice représente l'indice observé (habituellement un indice de relevé). Dans des cas comme celui illustré ici, le relevé est effectué tous les deux ans. Pour les procédures de gestion fondées sur des indices, il est important de comprendre l'enveloppe prévue des tendances futures possibles du relevé pour évaluer si le système reste conforme aux hypothèses du modèle opérationnel à l'avenir. Pour les procédures de gestion simples, cette visualisation est également utile pour évaluer si la simulation produit des projections futures de l'indice qui sont conformes aux tendances historiques observées.

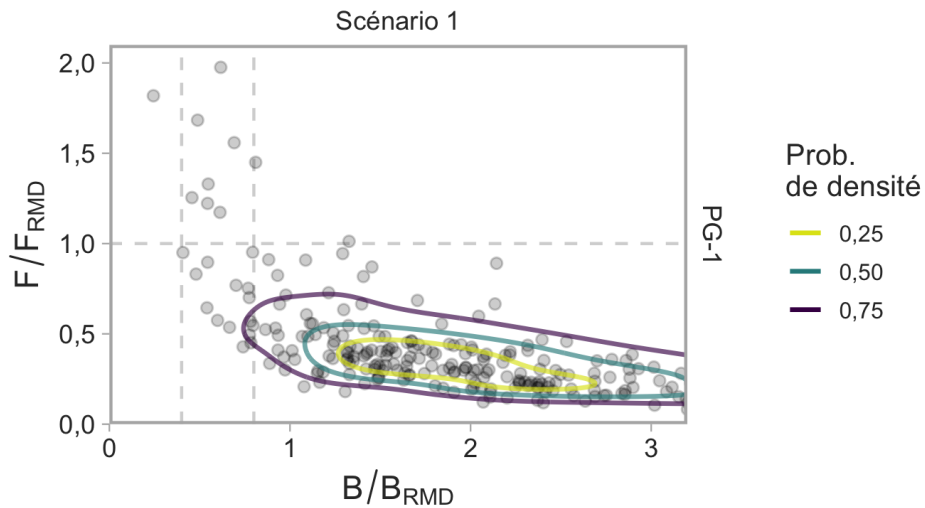


Figure 12. Graphiques de Kobe (B/B_{RMD} par rapport à F/F_{RMD}) pour la dernière année des projections pour toutes les répétitions. Les points représentent les différentes répétitions. Les lignes de contour indiquent des quantiles lissés par noyau de densité en deux dimensions, calculés dans l'espace logarithmique. Par exemple, les lignes de contour de 0,50 englobent environ 50 % des répétitions. Les lignes verticales tiretées représentent $B/B_{RMD} = 0,4$ (à gauche) et $0,8$ (à droite). La ligne horizontale tiretée représente $F/F_{RMD} = 1$. Les répétitions dont les valeurs sortent des limites extérieures de l'axe sont indiquées sur la limite de l'axe par un cercle vide (p. ex. angle inférieur droit).

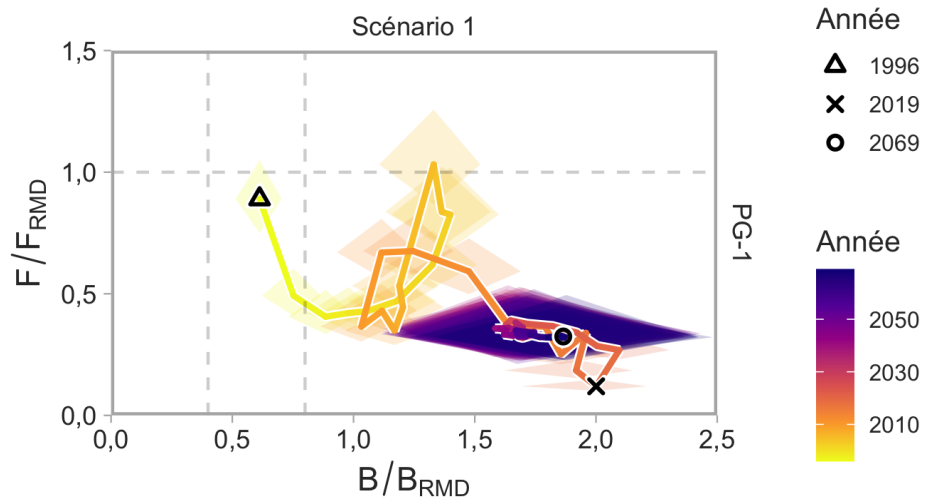


Figure 13. Cette visualisation illustre la trajectoire temporelle des valeurs de F/F_{RMD} par rapport à B/B_{RMD} résumées entre les répétitions pour une seule procédure de gestion. La ligne pleine correspond à la valeur médiane. Les lignes verticales tiretées représentent $B/B_{RMD} = 0,4$ (à gauche) et $0,8$ (à droite). La ligne horizontale tiretée représente $F/F_{RMD} = 1$. Chaque diamant représente le quantile de 50 % de B/B_{RMD} (à l'horizontale) et de F/F_{RMD} (à la verticale). Il y a un diamant par année de la période historique et de projection. Les lignes et les diamants changent de couleur dans le temps et des points précis dans le temps sont illustrés par des symboles (première année, dernière année historique et dernière année projetée). À titre de référence, les données sous-jacentes à la dernière tranche de temps de cette figure sont les mêmes que celles de la figure 12.

4 SOMMAIRE DE L'ÉTUDE DE CAS DE LA PLIE ROYALE

Nous avons entrepris une étude de cas du stock de plie royale (*Glyptocephalus zachirus*) dans la zone de gestion du poisson de fond (zone 3CD) de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) afin de démontrer l'application du Cadre des procédures de gestion. Nous avons choisi ce stock parce qu'il n'a pas de données récentes sur la détermination de l'âge, qu'il n'a pas d'avis d'évaluation à jour et qu'il a un cycle biologique contrastant avec celui du sébaste aux yeux jaunes du détroit de Georgie (*Sebastes ruberrimus*), un stock de poisson auquel ce Cadre a été appliqué simultanément (Haggarty et al. 2021). Nous résumons brièvement ici l'étude de cas de la plie royale. Tous les détails sont disponibles dans les annexes E et F. L'étude de cas est présentée pour illustrer le cadre et ses sorties, mais *ne vise pas à fournir des avis sur les prises pour le moment*.

La plie royale est un poisson plat pêché principalement au chalut de fond en Colombie Britannique. Elle peut vivre jusqu'à 29 ans, mesurer jusqu'à 58 cm et peser 1,44 kg. Des otolithes ont été recueillis régulièrement durant les relevés menés en Colombie Britannique, mais on n'en a pas déterminé l'âge. La plie royale est capturée régulièrement dans les relevés synoptiques au chalut de fond du MPO et les indices de la biomasse relative calculés à partir de ces relevés ont un niveau relativement faible d'erreur d'observation (CV [coefficient de variation] = 0,07—0,12) comparativement à de nombreux autres stocks de poisson de fond capturés dans le même relevé. Il n'existe pas d'évaluation des stocks ni de TAC pour la plie royale de la côte ouest de l'île de Vancouver.

Contexte de la décision : La décision à prendre consistait à déterminer la procédure de gestion à utiliser pour définir les limites de prises pour la période allant jusqu'au prochain avis disponible sur les prises.

Objectifs et paramètres de rendement : Nous avons défini des objectifs et des paramètres de rendement selon les suggestions provisoires présentées dans la section 3.2, qui sont guidées par le Cadre de l'approche de précaution. Étant donné que la durée de 1,5 à 2 générations de plie royale serait de moins de 50 ans, nous avons choisi d'exécuter nos projections sur 50 ans (section 3.2).

Nous avons défini les paramètres de rendement comme suit :

1. LT PRL : Probabilité que $B > 0,4B_{RMD}$ (années 35–50)
2. LT RSS : Probabilité que $B > 0,8B_{RMD}$ (années 35–50)
3. FRMD : $P(F < F_{RMD})$ (années 1–50)
4. STC : Probabilité que les prises > prises de référence (années 1–10)
5. LTC : Probabilité que les prises > prises de référence (années 35–50)
6. AADC : Probabilité que l'AADC (différence interannuelle absolue moyenne des captures) < AADC historique (années 1–50)

où les prises de référence étaient définies comme les prises moyennes des cinq dernières années.

4.0.1 Spécification des modèles opérationnels

Nous avons établi six modèles opérationnels de l'ensemble de référence englobant l'incertitude relative à l'épuisement du stock avant 1996, la mortalité naturelle (M), le taux de variation stock-recrue (h), la sélectivité selon la longueur dans la pêche et le relevé, ainsi que l'inclusion ou l'exclusion des données sur l'effort de CPUE dans la pêche commerciale (annexe E section E.4.1).

Nous avons également établi deux modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse incluant des sources supplémentaires d'incertitude liées à la structure, moins plausibles mais possibles : 1) un scénario de modèle opérationnel qui suppose que le stock était légèrement exploité avant 1996 et exclut les données sur les CPUE ; et 2) un scénario de modèle opérationnel qui évalue la robustesse aux augmentations futures de la mortalité naturelle (pouvant être dues aux changements climatiques ou à des changements dans l'abondance des prédateurs) (annexe E, section E.4.2).

Nous avons documenté le paramétrage initial des modèles opérationnels (annexe F) et le conditionnement des modèles opérationnels à l'aide de l'analyse stochastique de la réduction des stocks (ARS ; annexe B). Le conditionnement a permis d'estimer l'épuisement de la biomasse durant la dernière année historique, l'ampleur du recrutement non exploité, la mortalité par pêche selon l'âge par année, et les écarts historiques du recrutement. Nous n'avons retenu que les combinaisons de paramètres qui présentaient des ajustements plausibles aux données observées dans l'analyse de la réduction des stocks (annexe E, section E.4.3).

Spécification des procédures de gestion possibles : Nous avons travaillé avec tout l'ensemble des procédures de gestion possibles provisoires décrites à l'annexe D. Nous avons modifié les procédures de gestion pour n'observer que les années paires de l'indice de relevé afin de refléter la nature biennale du relevé synoptique du chalut de fond sur la côte ouest de l'île de Vancouver.

Application de la simulation en boucle fermée : Nous avons appliqué des critères de satisfaction fondés sur le point de référence limite à long terme (LT PRL) et les paramètres de rendement des prises à court terme (STC) (LT PRL minimum > 0,9, STC minimum > 0,8). Nous avons écarté certaines procédures de gestion qui avaient un rendement presque identique pour avoir un groupe gérable de sept procédures de gestion pour poursuivre notre examen. Ces procédures de gestion comprenaient des procédures de gestion indice-cible, des modèles de production excédentaires jumelés à une règle de contrôle des prises, et deux procédures de gestion à prises constantes.

Présentation des résultats : Nous avons présenté un certain nombre de visualisations illustrant les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels pour aider à évaluer les compromis entre les sept procédures de gestion satisfaisantes pour la prise de décision finale. Nous avons établi la moyenne des résultats pour les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels, afin d'intégrer les diverses incertitudes représentées par ces modèles opérationnels. Nous avons présenté les résultats de probabilité en termes de moyenne (figures E.13) et de rendement minimal (figures E.14), où ce dernier représente le pire des scénarios parmi les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. Nous suggérons que les figures E.13 et E.14 constituent la principale source d'information utilisée par les décideurs pour sélectionner la procédure de gestion finale. Pour faciliter cette décision, nous avons inclus un certain nombre d'autres visualisations pour aider les décideurs à comprendre la dynamique sous-jacente et les compromis des divers modèles opérationnels parmi toutes les procédures de gestion satisfaisantes.

Enfin, nous avons évalué le rendement des procédures de gestion satisfaisantes selon les scénarios de robustesse de modèles opérationnels. Nous présentons séparément les résultats des deux scénarios de robustesse de modèles opérationnels pour permettre aux décideurs de voir le rendement des procédures de gestion dans ces scénarios moins plausibles de modèles opérationnels. Un mauvais rendement d'une procédure de gestion dans l'un de ces scénarios de modèles opérationnels peut pousser un décideur à choisir une autre procédure de gestion qui

donne de bons résultats dans les scénarios des ensembles de référence et de robustesse de modèles opérationnels. Quatre procédures de gestion Itarget (annexe D, section D.3.2) étaient relativement robustes par rapport au scénario de modèle opérationnel où le stock était peu exploité avant 1996 et la mortalité naturelle augmentait dans le futur. À l'inverse, les procédures de gestion à prises constantes et de production excédentaire affichaient des probabilités beaucoup plus faibles d'atteindre l'objectif du point de référence limite à long terme dans le scénario de robustesse de modèle opérationnel avec un faible taux d'exploitation.

Un ensemble complet de résultats et l'interprétation des résultats sont fournis à l'annexe E.

5 DISCUSSION

Dans ce document, nous avons présenté un cadre pour la mise en œuvre d'une approche fondée sur des procédures de gestion pour produire des avis scientifiques sur le poisson de fond en Colombie-Britannique. Nous y décrivons une approche pour élaborer des modèles opérationnels appropriés, mettre à l'essai des séries de procédures de gestion, et déterminer celles qui répondent le mieux aux objectifs de la gestion des pêches et des intervenants. Notre objectif final est que le Cadre des procédures de gestion améliore la capacité du MPO à répondre aux exigences du Cadre pour la pêche durable du Canada et des dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* pour les espèces à données limitées. Bien que le Cadre des procédures de gestion ne mette pas l'accent sur la connaissance explicite des points de référence des stocks de poissons, il privilégie le choix d'approches de gestion qui offrent une forte probabilité de maintenir les stocks de poissons au-dessus des points de référence implicitement connus dans différents états de la nature possibles. Dans la discussion qui suit, nous mettons en lumière les problèmes liés aux points de référence, à l'ajustement des procédures de gestion, à la fréquence et aux déclencheurs des évaluations, à l'inclusion des effets environnementaux, à l'évaluation de la valeur de l'information, et à l'utilisation de ce Cadre dans les plans de rétablissement des stocks.

5.1 CONNAISSANCE IMPLICITE ET EXPLICITE DES POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES

Ce Cadre des procédures de gestion et tous les processus d'évaluation des stratégies de gestion diffèrent des évaluations classiques des stocks pour ce qui est de la façon dont les avis scientifiques sont fournis. Dans la plupart des évaluations des stocks de poisson de fond de la Colombie-Britannique (p. ex. Yamanaka et al. 2011 ; Starr et Haigh 2017 ; Forrest et al. 2020), les avis sur les prises sont présentés sous forme de tableaux de décision, où les probabilités de dépassement des points de référence (p. ex. la probabilité que les stocks tombent en deçà du PRL) sont présentées pour un éventail de futurs TAC possibles. L'incertitude peut être intégrée au processus principalement de deux façons : 1) dans un seul modèle, en traitant les paramètres du modèle (p. ex. M , R_0 , h , termes d'erreur de processus et d'observation) comme des variables aléatoires ; et/ou 2) en élaborant d'autres modèles pour tester la sensibilité aux hypothèses du modèle. Dans ce dernier cas, on peut moyenner les résultats de certains de ces modèles de sensibilité pour produire un tableau de décision fondé sur la moyenne des modèles (p. ex. Forrest et al. 2020), en intégrant les incertitudes entre plusieurs modèles. Cette approche dépend de la déclaration explicite des points de référence et de l'estimation de l'état des stocks. À la suite de la production d'un tableau de décision, il incombe aux décideurs de choisir un TAC futur en fonction des probabilités présentées dans le tableau de décision et en tenant compte d'autres facteurs comme les besoins économiques de la pêche combinés à leur tolérance au risque.

Dans ce processus, la prise en compte du risque (c.-à-d. la probabilité de dépasser les points de référence et les impacts qui en découlent) se fait à l'étape finale du processus décisionnel et n'est pas toujours transparente ou liée à des objectifs convenus.

Les cadres de procédures de gestion diffèrent des évaluations conventionnelles de deux manières principales : 1) les points de référence et l'état des stocks ne sont pas explicitement indiqués (ou du moins ne sont pas mis en relief) ; et 2) les objectifs relatifs à la probabilité de dépasser les points de référence doivent être convenus au début du processus, c'est-à-dire à l'étape 2 des pratiques exemplaires (section 2.2). Les points de référence et l'état des stocks font donc toujours partie intégrante du cadre—they sont calculés dans les modèles opérationnels et intégrés dans les paramètres de rendement. Il est essentiel de s'entendre sur le risque acceptable (p. ex. les probabilités acceptables de dépassement des points de référence) au début du processus afin de pouvoir établir les paramètres de rendement et les critères de satisfaction. Le point de décision final dans ce processus est la procédure de gestion qui produit un TAC atteignant les objectifs, tout en réalisant idéalement aussi des compromis acceptables entre d'autres objectifs comme les prises ou la variabilité des prises. L'un des avantages des cadres de procédures de gestion est que tous les objectifs doivent être énoncés de façon transparente et faire partie intégrante de l'avis final sur les prises.

Nous précisons que, pour de nombreux stocks, en particulier les stocks à données limitées, il n'est pas possible d'estimer de façon fiable leurs points de référence biologiques ou leur état. Des cadres des procédures de gestion comme celui-ci peuvent être particulièrement importants pour ces stocks. Le Cadre pour la pêche durable et les dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* exigent que les stocks de poissons soient maintenus à des niveaux durables, et en particulier au-dessus du PRL (section 1.2). Ce cadre préserve implicitement l'intention de ces politiques, bien que les points de référence et l'état du stock ne soient pas explicitement fournis. Le Cadre des procédures de gestion améliore donc la capacité de produire des avis sur les prises conformes au Cadre pour la pêche durable et aux dispositions sur les stocks de poissons pour les stocks à données limitées. Nous recommandons que des produits comme l'étude sur la durabilité réalisée par le MPO soient souples pour tenir compte des rapports d'étape des processus fondés sur des procédures de gestion, qui peuvent utiliser d'autres formulations comme : « Selon la procédure de gestion actuelle, la probabilité que le stock soit inférieur au PRL moyenné sur une période de [Z]-années est inférieure à [X] ([Y] chances sur [N]). » Sinon, si on calcule un rendement minimal par année (ICES 2016) : « [...] la probabilité que le stock soit inférieur au PRL chaque année pendant une période de [Z] années est inférieure à [X] ([Y] chances sur [N]). »

5.2 RÉGLAGE DES PROCÉDURES DE GESTION

Bon nombre des procédures de gestion de ce Cadre sont caractérisées par un ou plusieurs paramètres qui contrôlent la façon dont le TAC devrait changer en réponse aux variations de l'indice du relevé (annexe D). Par exemple, les procédures de gestion I_{target} ont quatre paramètres de « réglage », w , x , λ et δ qui contrôlent le taux et l'échelle des ajustements du TAC en réponse aux variations de l'indice (annexe D, section D.3.2). Dans notre étude de cas de la plie royale, nous avons mis à l'essai six versions des procédures de gestion I_{target} sur une échelle assez grossière des paramètres de réglage. Dans ce cas particulier, plusieurs procédures de gestion ont donné de bons résultats en ce qui concerne les critères de satisfaction, de sorte que nous n'avons pas exploré d'autres combinaisons. Cependant, dans certaines applications du Cadre, il peut être souhaitable de régler avec précision les procédures de gestion de façon itérative pour

atteindre les résultats de rendement visés (voir la discussion sur le réglage des procédures de gestion dans Sagarese et al. 2018).

Il y a un compromis à faire entre la mise à l'essai d'un plus grand ensemble de procédures de gestion génériques en fonction d'un ensemble approximatif de paramètres de réglages et l'intégration de procédures de gestion plus performantes au moyen de l'étape relative à la satisfaction, plutôt que de concentrer les efforts sur quelques procédures de gestion qui sont très « précises » pour atteindre les résultats souhaités. Dans les cas où les procédures de gestion génériques donnent de mauvais résultats, la deuxième approche peut être préférable. Cette dernière approche peut également être privilégiée dans des processus plus matures avec une forte mobilisation des intervenants, où les procédures de gestion peuvent être réglées de façon itérative pour atteindre un ensemble d'objectifs plus précis (p. ex. Cox et Kronlund 2008). En fin de compte, la décision d'évaluer des procédures de gestion génériques ou plus précises sera prise au cas par cas pour chaque stock. Le processus peut commencer avec des procédures de gestion plus génériques et passer peu à peu à des procédures de gestion plus précises à mesure que l'expérience est acquise avec le rendement de certaines procédures de gestion.

5.3 FRÉQUENCE ET DÉCLENCHEURS DES RÉÉVALUATIONS

En général, l'objectif d'un cadre des procédures de gestion est de déterminer et de choisir une procédure de gestion solide qui peut être laissée en place pendant une période convenue. Nous ne recommandons pas d'intervalle précis entre les évaluations dans ce Cadre et suggérons de le faire stock par stock. Selon nous, le Cadre des procédures de gestion lui-même peut être utilisé pour mettre à l'essai des intervalles de réévaluation appropriés pour les différents stocks de poissons (p. ex. Huynh et al. 2020). Des vérifications provisoires entre les évaluations sont également recommandées pour s'assurer que la procédure de gestion choisie fonctionne comme prévu.

En plus des étapes des pratiques exemplaires décrites dans la section 2, Carruthers et Hordyk (2018a) présentent une étape d'évaluation finale, où le rendement de la procédure de gestion choisie est examiné officiellement une fois qu'elle a été mise en œuvre. Les écarts par rapport au rendement prévu d'une procédure de gestion ont été qualifiés de « circonstances exceptionnelles », lorsque la dynamique observée du système se situe en dehors de l'éventail des scénarios de modèles opérationnels précisés dans le ou les modèles opérationnels, pour lesquels la robustesse des procédures de gestion a été démontrée (Butterworth 2008). Les circonstances exceptionnelles peuvent être causées soit par une mauvaise spécification du ou des modèles opérationnels originaux, soit par des changements imprévus dans la dynamique future du système qui n'ont pas été saisis dans le modèle opérationnel original (p. ex. changements dans la mortalité naturelle, la croissance, le recrutement ou la dynamique de la pêche). La preuve de circonstances exceptionnelles, survenant dans l'intervalle recommandé entre les évaluations, déclencherait un examen des modèles opérationnels et de la procédure de gestion, ce qui pourrait entraîner un nouveau modèle opérationnel ou un ajustement de la procédure de gestion choisie (Carruthers et Hordyk 2018b).

Dans les processus établis d'évaluation des stratégies de gestion (p. ex. Cox et Kronlund 2008), une évaluation informelle du rendement des procédures de gestion peut être effectuée à intervalles réguliers à mesure que la procédure de gestion est appliquée et que de nouvelles données sont recueillies (p. ex. relevé et renseignements sur les CPUE dans la pêche commerciale). Carruthers et Hordyk (2018b) donnent plusieurs exemples d'évaluations des stratégies de

gestion où des protocoles officiels de détection de circonstances exceptionnelles ont été établis. En général, les protocoles officiels comprenaient la surveillance de l'indice de la biomasse, des prises et parfois d'autres types de données, comme les données sur la composition selon l'âge, et la comparaison des observations aux prévisions du modèle opérationnel. Les données observées qui se situent à l'extérieur d'un certain intervalle de confiance des données prédites par le modèle opérationnel (p. ex. 90 % ou 95 %) sont des exemples de déclencheurs de réévaluation. Carruthers et Hordyk (2018b) recommandent de tester la puissance statistique des protocoles formels pour détecter les circonstances exceptionnelles. Cela peut être particulièrement important pour les espèces à données limitées, où la puissance statistique peut être faible en raison d'une grande incertitude dans la dynamique du modèle opérationnel. Par exemple, si l'intervalle de confiance d'un indice prédit est extrêmement important en raison des incertitudes du modèle opérationnel, la probabilité que les indices observés dans l'avenir se situent à l'extérieur de sa fourchette peut être faible. Il peut donc être nécessaire d'utiliser des statistiques d'essai plus rigoureuses, peut-être fondées sur plusieurs sources de données (p. ex., exemples donnés dans Carruthers et Hordyk 2018b).

Nous préconisons d'évaluer régulièrement le rendement des procédures de gestion recommandées par ce Cadre, mais nous reconnaissons qu'un protocole formel n'a pas encore été établi. Nous recommandons donc aussi d'autres analyses pour évaluer les protocoles de détection des circonstances exceptionnelles en priorité.

5.4 INCLUSION DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX

Les dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* stipulent que les décisions de gestion des pêches doivent tenir « compte de la biologie du poisson et des conditions environnementales qui influent sur le stock » (section 1.2). Les conditions environnementales changeantes peuvent avoir de nombreuses répercussions sur les stocks de poissons, notamment sur les taux de mortalité naturelle, les taux de croissance et l'état, le succès du recrutement et la répartition spatiale, ce qui peut avoir une incidence sur la capturabilité ou la sélectivité des pêches. Les milieux décisionnels des pêches ne disposent pas de méthodes solides bien établies pour inclure des considérations environnementales dans les avis sur les prises d'une seule espèce (mais voir Haltuch et Punt 2011 ; Crone et al. 2019 ; Haltuch et al. 2019). Cela est dû aux grandes incertitudes associées à l'observation d'environnements marins complexes et à la compréhension des mécanismes reliant la dynamique des populations de poissons aux changements environnementaux (Myers et al. 1995). À moins que les mécanismes soient bien compris (p. ex. Swain et Benoît 2015), l'intégration des variables environnementales dans les évaluations des stocks ne permet pas nécessairement d'améliorer les avis (Punt et al. 2014).

Les essais par simulation en boucle fermée sont un moyen important d'évaluer le rendement des procédures de gestion en présence d'incertitude et d'un environnement changeant (p. ex. Haltuch et al. 2009 ; Haltuch et Punt 2011 ; Punt 2011). Dans cette approche, les hypothèses concernant l'impact des variables environnementales sur la dynamique des populations sont intégrées dans les modèles opérationnels, et le rendement des procédures de gestion de rechange (qui peuvent ou non inclure des variables environnementales) est évalué de la façon présentée dans ce Cadre. Il est possible d'élaborer plusieurs modèles opérationnels qui représentent différentes hypothèses pour les effets environnementaux. Les modèles opérationnels pourraient inclure explicitement des variables environnementales (p. ex. établir un lien entre la température de l'océan et les écarts du recrutement ou entre l'abondance des prédateurs et M) ou pourraient ne pas comporter de mécanisme (p. ex. laisser les paramètres de croissance ou M varier dans

le temps sans facteur particulier). Ces dernières approches sans mécanisme sont déjà faciles à intégrer dans les modèles opérationnels de DLMtool, au moyen de paramètres de croissance ou de mortalité (voir la section A.6). L'étude de cas de la plie royale comprenait un scénario de modèle opérationnel dans l'ensemble de robustesse où M augmentait linéairement dans le temps. Dans ce cas, aucun mécanisme précis n'était fourni pour faire varier M .

Les changements environnementaux peuvent aussi accroître la fréquence des événements imprévus comme les épisodes de recrutement très fort ou très faible. Ces événements sont parfois appelés « cygnes noirs » (p. ex. Taleb 2007 ; Anderson et al. 2017 ; Anderson et Ward 2019) ou « recrutement spasmodique » (Caddy et Gulland 1983), et on peut les intégrer aux modèles opérationnels en ajoutant d'autres distributions pour les anomalies de recrutement afin de tenir compte de ces événements occasionnels. Une application prochaine du Cadre des procédures de gestion pour le stock de sébaste aux yeux jaunes des eaux intérieures comprendra un scénario de modèle opérationnel qui incorporera des épisodes occasionnels et soudains de recrutement important (Haggarty et al. 2021). Nous recommandons d'utiliser les outils élaborés aux fins de ce Cadre pour explorer plus à fond les méthodes d'essai par simulation pour déterminer des procédures de gestion qui demeurent valides dans des conditions environnementales changeantes.

5.5 ÉVALUATION DE LA VALEUR DE L'INFORMATION

Le Cadre des procédures de gestion fournit les outils nécessaires pour évaluer la « valeur de l'information » par rapport au rendement des procédures de gestion. Les analyses de la valeur de l'information permettent d'évaluer si l'ajout de ressources investies dans la collecte de données permet d'améliorer le rendement. Ces analyses peuvent également permettre d'évaluer, à l'inverse, si un rendement semblable pourrait être atteint si moins de données étaient disponibles. Il s'agit essentiellement d'analyses de sensibilité à l'ajout ou l'élimination de sources de données ou aux changements touchant la quantité ou la qualité des données.

Les types de données classiques qui pourraient être incluses dans les analyses de la valeur de l'information dans les applications du Cadre des procédures de gestion pour le poisson de fond de la Colombie-Britannique sont les données sur les indices de relevé et sur la composition selon l'âge. En ce qui concerne les données sur les indices de relevé, ce cadre pourrait servir à vérifier la sensibilité du rendement de la procédure de gestion aux changements de précision des indices de la population. Par exemple, les applications du Cadre pourraient quantifier le changement prévu de la probabilité de maintenir un stock au-dessus de son PRL à long terme, compte tenu des réductions ou des expansions des programmes de relevés à stratification aléatoire.

Le Cadre des procédures de gestion pourrait également être utilisé pour évaluer si la détermination de l'âge à partir des otolithes pourrait améliorer le rendement des procédures de gestion pour un stock donné. Pour ce faire, on utiliserait le modèle opérationnel pour simuler les données sur la composition selon l'âge, peut-être avec des tailles effectives de l'échantillon différentes, et on vérifierait si les procédures de gestion qui dépendent des données sur la composition selon l'âge (p. ex. un modèle complet structuré selon l'âge) ont un rendement supérieur aux procédures de gestion plus simples et à données limitées, comme celles qui sont mises à l'essai dans le présent document. Le progiciel d'accompagnement de DLMtool, MSETool, contient un grand nombre de procédures de gestion riches en données (modèles structurés selon l'âge) qui pourraient être utilisées à cette fin (Huynh et al. 2019). Ce type d'analyse pourrait servir à déterminer si des procédures de gestion riches en données répondraient mieux aux objectifs

de gestion d'un stock de poissons donné et, le cas échéant, de la quantité de données sur la détermination de l'âge nécessaire pour une évaluation complète (p. ex. Sagarese et al. 2018). Les effets des biais et de l'imprécision de la détermination de l'âge sur le rendement de l'évaluation pourraient également être évalués. Nous soulignons qu'il peut être difficile de simuler des données sur la composition selon l'âge et la longueur avec un « bruit » suffisamment réaliste. L'évaluation du rendement des procédures de gestion à l'aide de données sur la composition qui représentent la composition sous-jacente réelle plus étroitement que les données réelles peut surestimer le rendement des procédures de gestion qui dépendent des données sur la composition.

À notre avis, l'élargissement du Cadre pour inclure des considérations sur la valeur de l'information pourrait également nécessiter l'élaboration de nouveaux objectifs et paramètres de rendement liés aux coûts associés à l'expansion des programmes de recherche, à la collecte de plus de données ou à des avantages comme des améliorations marginales de l'exactitude des avis et des améliorations de l'accessibilité des prises.

5.6 PLANS DE RÉTABLISSEMENT

La [Politique sur l'approche de précaution](#) et les dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* (section 1.2) exigent que des mesures de gestion soient mises en place si l'on évalue que les stocks de poissons se trouvent dans la zone critique (c.-à-d. sous le PRL). Les plans de rétablissement requièrent que les mesures de gestion fassent sortir les stocks de la zone critique dans un délai précis (p. ex. une ou deux générations), avec une probabilité déterminée. Le Cadre des procédures de gestion peut être facilement modifié pour tester le rendement des autres procédures de gestion en ce qui concerne l'atteinte des objectifs de rétablissement des stocks nécessitant des plans de rétablissement. Les seules véritables modifications nécessaires sont les objectifs et les paramètres de rendement, qui sont déjà personnalisables dans ce Cadre.

Pour les espèces à données limitées, l'un des défis est de déterminer si un stock se trouve dans la zone critique, ce qui est nécessaire pour déclencher un plan de rétablissement. À la lumière des nouvelles exigences législatives concernant le rétablissement dans les dispositions sur les stocks de poissons, la Direction des sciences du MPO élabore actuellement des directives plus détaillées sur les facteurs à prendre en considération pour concevoir des programmes de rétablissement (Kronlund et al. 2021). En s'appuyant sur les précédents établis par Santé Canada, (Weight of Evidence Working Group 2018), Kronlund et al. (2021) suggère une approche fondée sur le « poids de la preuve » pour déterminer si le rétablissement est nécessaire. Une approche fondée sur le poids de la preuve peut comprendre la prise en compte des contributions combinées de différentes études (ensemble de la preuve) et des valeurs attribuées par jugement d'expert à chaque source de données, lorsqu'une source de données peut comprendre une ou plusieurs études. Nous sommes d'avis que, dans les cas où les modèles opérationnels conditionnés établissent une forte probabilité qu'un stock de poissons se trouve dans la zone critique pour une gamme d'hypothèses plausibles de modèles opérationnels, cela pourrait contribuer aux sources de données utilisées pour déclencher un plan de rétablissement.

Ce cadre est actuellement appliqué pour évaluer d'autres procédures de gestion à données limitées pour le plan de rétablissement du stock de sébaste aux yeux jaunes des eaux intérieures en Colombie-Britannique (Haggarty et al. 2021).

5.7 STOCKS À DONNÉES MODÉRÉES ET À DONNÉES ABONDANTES

Ce Cadre décrit les étapes nécessaires pour évaluer le rendement des procédures de gestion à données limitées, en mettant l'accent sur les espèces de poisson de fond de la Colombie-Britannique. La richesse en données se produit le long d'un gradient et il peut être souhaitable d'appliquer le Cadre pour évaluer le rendement des procédures de gestion à données modérées ou abondantes. Les principes de ce Cadre sont les mêmes dans le continuum de la richesse en données. Le progiciel MSEtool dans R (Huynh et al. 2019) contient des procédures de gestion à données modérées (p. ex. modèles de type différence-délai) et abondantes (p. ex. modèles statistiques des prises selon l'âge) qui pourraient facilement être intégrées à ce Cadre avec quelques modifications. Cependant, nous précisons encore une fois que le Cadre est indépendant du logiciel. D'autres logiciels ont été utilisés de la même façon pour des espèces à données riches en Colombie-Britannique (p. ex. la morue charbonnière : Cox et Kronlund 2008 ; hareng du Pacifique : Cox et al. 2019).

5.8 LIMITES DU CADRE

Comme pour tous les processus d'évaluation des stratégies de gestion, les résultats de ce Cadre dépendront de la mesure dans laquelle les incertitudes du système réel sont exprimées dans les modèles opérationnels. C'est pourquoi nous avons recommandé d'élaborer plusieurs modèles opérationnels pour saisir les hypothèses clés les plus plausibles au sujet du système dans l'ensemble de référence, ainsi qu'un plus large éventail d'incertitudes dans l'ensemble de robustesse. Cependant, il est inévitable que certaines incertitudes ne soient pas prises en compte, soit parce qu'elles sont inconnues, soit parce que leur inclusion créerait une complexité inapplicable dans l'environnement de modélisation et de prise de décisions, comme les espèces pour lesquelles les considérations spatiales sont importantes (p. ex. les espèces hautement migratrices) ou les espèces dont la productivité est fortement influencée par l'environnement. Certaines considérations seront inévitablement prises en compte en dehors de la portée du processus en raison des limites des données disponibles, du temps ou de l'expertise. Il est donc important d'évaluer le rendement de certaines procédures de gestion une fois qu'elles sont mises en œuvre, par des moyens informels ou formels (section 5.3).

Nos modèles opérationnels ont été conditionnés en fonction des données observées, à l'aide du modèle d'analyse de la réduction des stocks dans MSEtool. Les sorties du modèle dépendent de la qualité des données disponibles, ainsi que des distributions présumées de ses paramètres d'entrée. En particulier, les hypothèses sur la sélectivité constitueront une source d'incertitude clé pour les espèces pour lesquelles il y a peu ou pas de données sur la composition selon l'âge. Il faudrait donc traiter la sélectivité comme un axe d'incertitude dans la plupart des applications. De plus, comme un modèle d'analyse de la réduction des stocks suppose qu'il n'y a presque pas d'erreur d'observation dans les données historiques sur les prises, l'incertitude peut être sous-estimée dans ses sorties. Pour le poisson de fond de la Colombie-Britannique pêché au chalut, les estimations des prises sont considérées comme fiables depuis l'introduction, en 1996, du niveau de présence à 100 % des observateurs en mer. Pour les espèces capturées à la ligne, les données sur les prises sont considérées comme fiables depuis l'introduction de la surveillance électronique à 100 % en 2006. Pour certaines espèces, surtout celles qui ont une faible valeur monétaire, les données sur les prises avant ces années peuvent être plus incertaines et il peut être nécessaire d'inclure d'autres scénarios pour tenir compte de l'incertitude dans les prises (p. ex. Haggarty et al. 2021).

Enfin, le succès de ce Cadre et de tout processus d'évaluation des stratégies de gestion dépendra de la participation adéquate des gestionnaires des pêches, des Premières Nations et des intervenants. Pour certaines espèces, différents groupes d'utilisateurs peuvent avoir des objectifs variés, ce qui crée d'importants compromis et un environnement décisionnel complexe. Dans ces cas, il sera particulièrement important de bien gérer le processus et de porter attention aux étapes 1 et 2 (section 2).

6 REMERCIEMENTS

Nous remercions les membres de notre groupe consultatif technique, Rob Kronlund, Adam Keizer, Chris Grandin, Ashleen Benson, Dana Haggarty, Rowan Haigh, Roger Kanno, Paul Starr, Rob Tadey et Greg Workman, pour leurs discussions et commentaires utiles sur les versions antérieures de ce document.

Nous remercions Chris Grandin, qui a mis au point un certain nombre de fonctions de visualisation et de génération de rapports dans le progiciel ggmse R, qui ont grandement amélioré ce document et qui seront d'une valeur inestimable dans les applications du Cadre.

Nous remercions Tom Carruthers et Adrian Hordyk de leur travail de développement de DLMtool et MSEtool. Ce projet aurait été beaucoup plus vaste sans ces outils. Les conseils utiles de Tom et d'Adrian et leur disponibilité pour ajouter de nombreuses nouvelles fonctions sur demande ont grandement amélioré ce cadre.

Nous remercions John Holmes, qui a soutenu notre travail sur ce Cadre dans la Division de l'évaluation des stocks et de la recherche à la Station biologique du Pacifique.

Nous remercions Jaclyn Cleary et Ann-Marie Huang pour leurs conseils utiles sur d'autres processus d'évaluation des stratégies de gestion en Colombie-Britannique.

Nous remercions le Programme de contribution aux sciences marines et d'eaux douces du MPO, qui a appuyé l'élaboration de DLMtool et de MSEtool.

Enfin, nous remercions Carrie Holt et Meaghan Bryan pour leurs commentaires judicieux qui ont grandement amélioré ce document.

REFERENCES

- Abookire, A.A. 2006. Reproductive biology, spawning season, and growth of female rex sole (*Glyptocephalus zachirus*) in the Gulf of Alaska. *Fishery Bulletin* 104(3) : 350-359.
- Albo, Y., Lanir, J., Bak, P., et Rafaeli, S. 2016. Off the Radar : Comparative Evaluation of Radial Visualization Solutions for Composite Indicators. *IEEE Trans. Vis. Comput. Graph.* 22(1) : 569-578.
- Anderson, S.C., Branch, T.A., Cooper, A.B., et Dulvy, N.K. 2017. Black-Swan Events in Animal Populations. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 114(12) : 3252-3257.
- Anderson, S.C., Grandin, C., Edwards, A.M., Grinnell, M.H., Ricard, D., et Haigh, R. 2020a. csasdown : Reproducible CSAS Reports with bookdown. R package version 0.0.8.
- Anderson, S.C., Grandin, C., et Forrest, R.E. 2020b. ggmse : Tools for Working with openMSE (Including DLMtool, MSEtool, and SAMtool). R package version 0.0.1.9000.
- Anderson, S.C., Keppel, E.A., et Edwards, A.M. 2019. Synthèse des données reproductibles pour plus de 100 espèces de poissons de fond de la Colombie-Britannique. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2019/041. vii + 333 p.
- Anderson, S.C., Keppel, E.A., Edwards, A.M., et Grandin, C. 2020c. gplot : Data Extraction and Plotting for DFO PBS Groundfish Stocks. R package version 0.1.4.
- Anderson, S.C., et Ward, E.J. 2019. Black Swans in Space : Modelling Spatiotemporal Processes with Extremes. *Ecology* 100(1) : e02403.
- Armitage, D.R., Okamoto, D.K., Silver, J.J., Francis, T.B., Levin, P.S., Punt, A.E., Davies, I.P., Cleary, J.S., Dressel, S.C., Jones, R.R., Kitka, H., Lee, L.C., MacCall, A.D., McIsaac, J.A., Poe, M.R., Reifensuhl, S., Shelton, A.O., Schmidt, J.O., Thornton, T.F., Voss, R., et Woodruff, J. 2019. Integrating Governance and Quantitative Evaluation of Resource Management Strategies to Improve Social and Ecological Outcomes. *BioScience* 69(7) : 523-532.
- Australian Government, D. of A. and W.R. 2018. Guidelines for the Implementation of the Commonwealth Fisheries Harvest Strategy Policy. Canberra.
- Bache, S.M., et Wickham, H. 2014. magrittr : A Forward-Pipe Operator for R. R package version 1.5.
- Benson, A.J., et Stephenson, R.L. 2018. Options for integrating ecological, economic, and social objectives in evaluation and management of fisheries. *Fish Fish.* 19(1) : 40-56.
- Berger, A.M., Edwards, A.M., Grandin, C.J., et Johnson, K.F. 2019. Status of the Pacific Hake (Whiting) stock in U.S. and Canadian waters in 2019. Prepared by the Joint Technical Committee of the U.S. and Canada Pacific Hake/Whiting Agreement. National Marine Fisheries Service ; Fisheries and Oceans Canada.
- Berkson, J., et Thorson, J.T. 2015. The Determination of Data-Poor Catch Limits in the United States : Is There a Better Way ? *ICES J. Mar. Sci.* 72(1) : 237-242.

-
- Beverton, R. J. H., et Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fisheries Investigations*, 19, 1-533.
- Botsford, L.W. 1981. Optimal fishery policy for size-specific, density-dependent population models. *J. Math. Biol.* 12(3) : 265-293.
- Butterworth, D., Punt, A., et Smith, A. 1996. On Plausible Hypotheses and Their Weighting, with Implications for Selection between Variants of the Revised Management Procedure. *Rep.-Int. Whal. Comm.* 46 : 637-642.
- Butterworth, D.S. 2008. Some lessons from implementing management procedures. Edited by K. Tsukamoto, T. Kawamura, T. Takeuchi, T.D. Beard, Jr., and M.J. Kaiser. *Dans Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress 2008*. TERRAPUB, Toyko. p. 381-397.
- Butterworth, D.S., et Punt, A.E. 1999. Experiences in the Evaluation and Implementation of Management Procedures. *ICES J. Mar. Sci.* 56(6) : 985-998.
- Caddy, J.F., et Gulland, J.A. 1983. Historical Patterns of Fish Stocks. *Mar. Policy* 7(4) : 267-278.
- Carruthers, T., et Hordyk, A. 2019. Data-Limited Methods Toolkit (DLMtool 5.4.0). User Guide.
- Carruthers, T.R., et Hordyk, A. 2018a. The Data-Limited Methods Toolkit (DLMtool) : An R package for informing management of data-limited populations. *Methods Ecol. Evol.* 9 : 2388-2395.
- Carruthers, T.R., et Hordyk, A.R. 2018b. Using management strategy evaluation to establish indicators of changing fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* : 1-16.
- Carruthers, T.R., Hordyk, A.R., Huynh, Q.C., Singh, R., et Barrett, T.J. 2020. A Framework for Conditioning Operating Models for the Southwest Nova Scotia/Bay of Fundy Spawning Component of 4VWX Herring.
- Carruthers, T.R., Kell, L.T., Butterworth, D.D.S., Maunder, M.N., Geromont, H.F., Walters, C., McAllister, M.K., Hillary, R., Levontin, P., Kitakado, T., et Davies, C.R. 2016. Performance Review of Simple Management Procedures. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 73(2) : 464-482.
- Carruthers, T.R., Punt, A.E., Walters, C.J., MacCall, A., McAllister, M.K., Dick, E.J., et Cope, J. 2014. Evaluating Methods for Setting Catch Limits in Data-Limited Fisheries. *Fish. Res.* 153 : 48-68.
- Cooke, J.G. 1999. Improvement of Fishery-Management Advice through Simulation Testing of Harvest Algorithms. *ICES J. Mar. Sci.* 56(6) : 797-810.
- Cope, J., Dick, E.J., MacCall, A., Monk, M., Soper, B., et Wetzel, C. 2015. Data-moderate stock assessments for brown, China, copper, sharpchin, stripetail, and yellowtail rockfishes and English and rex soles in 2013. Pacific Fishery Management Council, 7700 NE Ambassador Pl, Suite 101, Portland, OR 97220.
- Cox, S.P., et Benson, A.J. 2016. Roadmap to More Sustainable Pacific Herring Fisheries in Canada : A Step-by-Step Guide to the Management Strategy Evaluation Approach.

-
- Cox, S.P., Benson, A.J., Cleary, J.S., et Taylor, N.G. 2019. Points de référence limites potentiels comme base pour choisir parmi les autres règles de contrôle des prises pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/050. viii + 52 p.
- Cox, S.P., Doherty, B., Benson, A.J., Johnson, S.D., et Haggarty, D. 2020. 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. Doc. de rech. 2020/069. ix + 151 p.
- Cox, S.P., et Kronlund, A.R. 2008. Practical Stakeholder-Driven Harvest Policies for Groundfish Fisheries in British Columbia, Canada. Fish. Res. 94(3) : 224-237.
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., et Benson, A.J. 2013. The Roles of Biological Reference Points and Operational Control Points in Management Procedures for the Sablefish (*Anoplopoma fimbria*) Fishery in British Columbia, Canada. Environ. Conserv. 40(04) : 318-328.
- Crone, P.R., Maunder, M.N., Lee, H., et Piner, K.R. 2019. Good practices for including environmental data to inform spawner-recruit dynamics in integrated stock assessments : Small pelagic species case study. Fish. Res. 217 : 122-132.
- de La Mare, W.K. 1998. Tidier Fisheries Management Requires a New MOP (Management-Oriented Paradigm). Reviews in Fish Biology and Fisheries 8(3) : 349-356.
- Diehl, S., Beck, F., et Burch, M. 2010. Uncovering Strengths and Weaknesses of Radial Visualizations — an Empirical Approach. IEEE Trans. Vis. Comput. Graph. 16(6) : 935-942.
- Dowling, N.A., Dichmont, C.M., Haddon, M., Smith, D.C., Smith, A.D.M., et Sainsbury, K. 2015a. Empirical Harvest Strategies for Data-Poor Fisheries : A Review of the Literature. Fish. Res. 171 : 141-153.
- Dowling, N.A., Dichmont, C.M., Haddon, M., Smith, D.C., Smith, A.D.M., et Sainsbury, K. 2015b. Guidelines for Developing Formal Harvest Strategies for Data-Poor Species and Fisheries. Fish. Res. 171 : 130-140.
- Fargo, J.J. 2012. Biomass Estimates and Biological Reference Points for Flatfish Species Resident to the Coast of British Columbia, Canada. DFO Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2995 : 88 p.
- Feldman, R. 2013. Filled Radar Charts Should Not Be Used to Compare Social Indicators. Soc. Indic. Res. 111(3) : 709-712.
- Fletcher, R.I. 1978. On the restructuring of the Pella-Tomlinson system. Fish. Bull. 76 : 515-521.
- Forrest, R.E., Anderson, S.C., Grandin, C.J., et 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. DFO Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/070. v + 226 p.
- Forrest, R.E., Holt, K.R., et Kronlund, A.R. 2018. Performance of Alternative Harvest Control Rules for Two Pacific Groundfish Stocks with Uncertain Natural Mortality : Bias, Robustness and Trade-Offs. Fish. Res. 206 : 259-286.
-

-
- Fox, W.W. 1970. An Exponential Surplus-Yield Model for Optimizing Exploited Fish Populations. *Transactions of the American Fisheries Society* 99(1) : 80-88.
- Garnier, S. 2018. *viridis* : Default Color Maps from 'matplotlib'. R package version 0.5.1.
- Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S., Dunson, D.B., Vehtari, A., et Rubin, D.B. 2014. *Bayesian Data Analysis*. Dans Third edition. Chapman & Hall, Boca Raton, FL.
- Geromont, H.F., et Butterworth, D.S. 2015a. Complex Assessments or Simple Management Procedures for Efficient Fisheries Management : A Comparative Study. *ICES J. Mar. Sci.* 72(1) : 262-274.
- Geromont, H.F., et Butterworth, D.S. 2015b. Generic Management Procedures for Data-Poor Fisheries : Forecasting with Few Data. *ICES J. Mar. Sci.* 72(1) : 251-261.
- Goodrich, B., Gabry, J., Ali, I., et Brilleman, S. 2018. *rstanarm* : Bayesian applied regression modeling via Stan. R package version 2.17.4.
- Grandin, C.J., et Forrest, R.E. 2017. Arrowtooth Flounder (*Atheresthes stomias*) stock assessment for the West Coast of British Columbia. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/25. v + 87 p.
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., et McDaniels, T.L. (*Éditeurs*). 2012. *Structured Decision Making : A Practical Guide to Environmental Management Choices*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Haggarty, D.R., Huynh, Q.C., Anderson, S.C., Bresch, M., Keppel, E.A., et Forrest, R.E. 2021. Évaluation des stratégies de rétablissement potentielles du sébaste aux yeux jaunes (*Sebastes ruberrimus*) en Colombie-Britannique. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* : Sous presse.
- Haltuch, M.A., Brooks, E.N., Brodziak, J., Devine, J.A., Johnson, K.F., Klibansky, N., Nash, R.D.M., Payne, M.R., Shertzer, K.W., Subbey, S., et Wells, B.K. 2019. Unraveling the recruitment problem : A review of environmentally-informed forecasting and management strategy evaluation. *Fish. Res.* 217 : 198-216.
- Haltuch, M.A., et Punt, A.E. 2011. The promises and pitfalls of including decadal-scale climate forcing of recruitment in groundfish stock assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68(5) : 912-926.
- Haltuch, M.A., Punt, A.E., et Dorn, M.W. 2009. Evaluating the estimation of fishery management reference points in a variable environment. *Fish. Res.* 100(1) : 42-56.
- Hilborn, R. 2007. Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy* 31(2) : 153-158.
- Hilborn, R., Fulton, E.A., Green, B.S., Hartmann, K., Tracey, S.R., et Watson, R.A. 2015. When is a fishery sustainable ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72(9) : 1433-1441.
- Huynh, Q.C., Hordyk, A.R., et Carruthers, T. 2019. *MSEtool* : Management Strategy Evaluation Toolkit. R package version 1.4.3.

-
- Huynh, Q.C., Hordyk, A.R., Forrest, R.E., Porch, C.E., Anderson, S.C., et Carruthers, T.R. 2020. The interim management procedure approach for assessed stocks : Responsive management advice and lower assessment frequency. Fish Fish. In press.
- ICES. 2012. ICES Implementation of Advice for Data-limited Stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM 68.
- ICES. 2016. ICES Criteria for Defining Multi-Annual Plans as Precautionary. ICES Advice Technical Guidelines, Section 12.4.10. *Dans* ICES Advice 2016, Book 12.
- ICES. 2018 [ICES Advice Basis](#).
- Jardim, E., Azevedo, M., et Brites, N.M. 2015. Harvest Control Rules for Data Limited Stocks Using Length-Based Reference Points and Survey Biomass Indices. Fish. Res. 171 : 12-19.
- Kell, L.T., De Oliveira, J.A.A., Punt, A.E., McAllister, M.K., et Kuikka, S. 2006. Chapter 15 Operational Management Procedures : An Introduction to the Use of Evaluation Frameworks. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science* 36 : 379-407.
- Keppel, E.A., Anderson, S.C., Edwards, A.M., et Grandin, C. 2020. gfddata : Data Extraction for DFO PBS Groundfish Stocks. R package version 0.0.0.9000.
- Kimura, D.K., et Tagart, J.V. 1982. Stock Reduction Analysis, Another Solution to the Catch Equations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39(11) : 1467-1472.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., et Bell, B.M. 2016. TMB : Automatic Differentiation and Laplace Approximation. J. Stat. Softw. 70(5) : 1-21.
- 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. : In press.
- Mace, P., M., et Doonan, I.J. 1988. A generalized bioeconomic simulation model for fish population dynamics. N.Z. Fish. Assess. Res. Doc. 88/4.
- Mapstone, B.D., Little, L.R., Punt, A.E., Davies, C.R., Smith, A.D.M., Pantus, F., McDonald, A.D., Williams, A.J., et Jones, A. 2008. Management strategy evaluation for line fishing in the Great Barrier Reef : Balancing conservation and multi-sector fishery objectives. Fish. Res. 94(3) : 315-329.
- Marentette, J.R., et Kronlund, A.R. 2020. A Cross-Jurisdictional Review of International Fisheries Policies, Standards and Guidelines : Considerations for a Canadian Science Sector Approach. DFO Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3342 : xii + 169 p. Ottawa.
- Marentette, J.R., Kronlund, A.R., et Cogliati, K.M. 2021. Spécification des points de référence de l'approche de précaution et des règles de contrôle des prises dans les principaux stocks exploités gérés et évalués au niveau national au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. : Sous presse.
- Maunder, M.N. 2012. Evaluating the Stock-Recruitment Relationship and Management Reference Points : Application to Summer Flounder (*Paralichthys Dentatus*) in the U.S. Mid-Atlantic. Fish. Res. 125-126 : 20-26.

-
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., et 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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58(9) : 1871-1890.
- McGilliard, C.R., et Palsson, W. 2017. Assessment of the rex sole stock in the Gulf of Alaska.
- McIlgorm, A. 2013. Literature study and review of international best practice in fisheries harvest strategy policy approaches. A Report to the Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF) Canberra, by the Australian National Centre for Ocean Resources and Security (ANCORS), University of Wollongong. Final Report, March 26, 2013.
- Miller, D.C.M., et Shelton, P.A. 2010. "Satisficing" and trade-offs : evaluating rebuilding strategies for Greenland halibut off the east coast of Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 67(9) : 1896-1902.
- MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009 [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution.](#)
- MPO. 2013. Directives d'élaboration d'un plan de rétablissement conforme à la Politique Cadre de l'approche de précaution : assurer la croissance d'un stock pour le faire sortir de la zone critique.
- MPO. 2016. Proceedings of the Pacific Regional Peer Review on A Review of International Best Practices to Assigning Species to Tiers for the Purposes of Stock Assessment Based on Data Availability and Richness. Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS) Proceedings Series.
- MPO. 2017a. [Poissons de fond, Région du Pacifique 2021. Résumé du plan de gestion intégrée des pêches.](#)
- MPO. 2017b. DLMtool Phase II : Developing a Management Strategy Evaluation Package for Advancing the Science and Management of Data-limited and at-risk Canadian Fish Stocks. PAC2016.12.
- MPO. 2019. Évaluation des procédures de gestion du hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) dans le détroit de Georgie et sur la côte ouest de l'île de Vancouver dans les zones de gestion de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. sci. 2019/001
- MPO. 2020. Évaluation des procédures de gestion du hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) dans les zones de gestion à Haida Gwaii, du district de Prince Rupert et de la côte centrale de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2020/003.
- Munk, K.M. 2001. Maximum Ages of Groundfishes in Waters off Alaska and British Columbia and Considerations of Age Determination. *Alaska Fishery Research Bulletin* 8(1).
- Myers, R.A., Bowen, K.G., et Barrowman, N.J. 1999. The maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 2404-2419.
- Myers, R., Barrowman, N., et Thompson, K. 1995. Synchrony of recruitment across the North Atlantic : an update.(Or, "now you see it, now you don't!"). *ICES J. Mar. Sci.* 52(1) : 103-110.

-
- Newman, D., Berkson, J., et Suatoni, L. 2015. Current Methods for Setting Catch Limits for Data-Limited Fish Stocks in the United States. *Fish. Res.* 164 : 86-93.
- Okamoto, D.K., Poe, M.R., Francis, T.B., Punt, A.E., Levin, P.S., Shelton, A.O., Armitage, D.R., Cleary, J.S., Dressell, S.C., Jones, R., Kitka, H., Lee, L.C., MacCall, A.D., Mclsaac, J.A., Reifensstuhl, S., Silver, J.J., Schmidt, J.O., Thornton, T.F., Voss, R., et Woodruff, J. 2020. Attending to spatial social–ecological sensitivities to improve trade-off analysis in natural resource management. *Fish Fish.* 21(1) : 1-12.
- Pestal, G., Ryall, P., et Cass, A. 2008. Collaborative Development of Escapement Strategies for Fraser River Sockeye : Summary Report 2003 - 2008.
- Plagányi, É.E., Putten, I. van, Hutton, T., Deng, R.A., Dennis, D., Pascoe, S., Skewes, T., et Campbell, R.A. 2013. Integrating indigenous livelihood and lifestyle objectives in managing a natural resource. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 110(9) : 3639-3644.
- Plagányi, É.E., Rademeyer, R.A., Butterworth, D.S., Cunningham, C.L., et Johnston, S.J. 2007. Making Management Procedures Operational—Innovations Implemented in South Africa. *ICES J. Mar. Sci.* 64(4) : 626-632.
- Porch, C.E., Turner, S.C., et Schirripa, M.J. 2004. The commercial landings of red snapper in the Gulf of Mexico from 1872 to 1962. *SEDAR*, North Charleston, South Carolina.
- Punt, A.E. 2011. The impact of climate change on the performance of rebuilding strategies for overfished groundfish species of the U.S. west coast. *Fish. Res.* 109(2-3) : 320-329.
- Punt, A.E. 2017. Strategic Management Decision-Making in a Complex World : Quantifying, Understanding, and Using Trade-Offs. *ICES J. Mar. Sci.* 74.
- Punt, A.E., A'mar, T., Bond, N.A., Butterworth, D.S., Moor, C.L. de, De Oliveira, J.A.A., Hal-tuch, M.A., Hollowed, A.B., et Szuwalski, C. 2014. Fisheries management under climate and environmental uncertainty : control rules and performance simulation. *ICES J. Mar. Sci.* 71(8) : 2208-2220.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Oliveira, J.A.A., et Haddon, M. 2016. Management Strategy Evaluation : Best Practices. *Fish Fish.* 17(2) : 303-334.
- R Core Team. 2019. R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Founda-tion for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rademeyer, R.A., et Butterworth, D.S. 2006a. Summary of the most recent South African hake assessments. BCLME Joint Hake Research Planning workshop, Cape Town, South Africa.
- Rademeyer, R.A., et Butterworth, D.S. 2006b. Management procedure robustness tests for the South African *Merluccius paradoxus* and *M. capensis* resources under a constant catch scenario.
- Rademeyer, R.A., Plagányi, É.E., et Butterworth, D.S. 2007. Tips and Tricks in Designing Management Procedures. *ICES J. Mar. Sci.* 64(4) : 618-625.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *J Fish. Res. Board Can.* 11(5) : 559-623.

-
- Sagarese, S.R., Harford, W.J., Walter, J.F., Bryan, M.D., Isely, J.J., Smith, M.W., Goethel, D.R., Rios, A.B., Cass-Calay, S.L., Porch, C.E., Carruthers, T.R., et Cummings, N.J. 2018. Lessons learned from data-limited evaluations of data-rich reef fish species in the Gulf of Mexico : implications for providing fisheries management advice for data-poor stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* : 1-16.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. Report to the Australian Fisheries Management Authority.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 1(2) : 27-56.
- Shelton, A.O., Thorson, J.T., Ward, E.J., et Feist, B.E. 2014. Spatial semiparametric models improve estimates of species abundance and distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71(11) : 1655-1666.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J., et Stevens, R.A. 1999. Implementing Effective Fisheries-Management Systems – Management Strategy Evaluation and the Australian Partnership Approach. *ICES J. Mar. Sci.* 56(6) : 967-979.
- Smith, D., Punt, A., Dowling, N., Smith, A., Tuck, G., et Knuckey, I. 2009. Reconciling Approaches to the Assessment and Management of Data-Poor Species and Fisheries with Australia's Harvest Strategy Policy. *Marine and Coastal Fisheries : Dynamics, Management, and Ecosystem Science* : 244-254.
- Stan Development Team. 2020. RStan : the R interface to Stan. R package version 2.19.3.
- Stanley, R.D., Karim, T., Koolman, J., et McElderry, H. 2015. Design and implementation of electronic monitoring in the British Columbia groundfish hook and line fishery : a retrospective view of the ingredients of success. *ICES Journal of Marine Science* 72(4) : 1230-1236.
- Starr, P.J., et Haigh, R. 2017. Stock assessment of the coastwide population of Shortspine Thornyhead (*Sebastolobus alascanus*) in 2015 off the British Columbia coast. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/015. ix + 174 p.
- Stephenson, R.L., Benson, A.J., Brooks, K., Charles, A., Degnbol, P., Dichmont, C.M., Kraan, M., Pascoe, S., Paul, S.D., Rindorf, A., et Wiber, M. 2017. Practical steps toward integrating economic, social and institutional elements in fisheries policy and management. *ICES J. Mar. Sci.* 74(7) : 1981-1989.
- Swain, D.P., et Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519 : 165-182.
- Taleb, N.N. 2007. *The Black Swan : The Impact of the Highly Improbable*. Random House Inc., New York.
- Thorson, J.T., Jensen, O.P., et Zipkin, E.F. 2014. How variable is recruitment for exploited marine fishes ? A hierarchical model for testing life history theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71(7) : 973-983.

-
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., et Skaug, H.J. 2015. Geostatistical Delta-Generalized Linear Mixed Models Improve Precision for Estimated Abundance Indices for West Coast Groundfishes. *ICES J. Mar. Sci.* 72(5) : 1297-1310.
- Turris, B.R. 2000. A comparison of British Columbia's ITQ fisheries for groundfish trawl and sablefish : similar results from programmes with differing objectives, designs and processes. Food ; Agriculture Organization (FAO). p. 254-261.
- Walters, C.J., Martell, S.J.D., et Korman, J. 2006. A stochastic approach to stock reduction analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63(1) : 212-223.
- Weight of Evidence Working Group. 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. Health Canada.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wilderbuer, T.K., et Nichol, D.G. 2015. Assessment of the other flatfish stock complex in the Bering Sea and Aleutian Islands. *Dans* Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfish Resources of the Bering Sea/Aleutian Islands Regions. North Pacific Fishery Management Council, 605 W 4 th Ave, Suite 306, Anchorage AK 99501. p. 1047-1064.
- Yamanaka, K.L., McAllister, M.K., Olesiuk, P.F., Etienne, M.-P., Obdradovich, S.G., et Haigh, R. 2011. Stock Assessment for the inside population of Yelloweye Rockfish (*Sebastes ruberrimus*) in British Columbia, Canada for 2010. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/129. xiv + 131.

ANNEXE A. MODÈLE OPÉRATIONNEL DE DLMTOOL

Le modèle opérationnel (MO) de la dynamique des populations, tel qu'il est mis en œuvre dans DLMtool, est un modèle structuré selon l'âge décrit ci-après. Le modèle opérationnel est flexible et offre des options permettant à un certain nombre de paramètres (p. ex. mortalité naturelle, croissance, sélectivité) de varier dans le temps (voir la section A.6). Il est aussi possible de décrire plusieurs sous-zones, ainsi que de représenter l'incertitude des résultats en ajoutant des paramètres d'incertitude de la mise en œuvre et de biais. La documentation complète du modèle opérationnel de DLMtool, y compris la gamme des paramétrages possibles, est décrite dans les annexes de Carruthers et Hordyk (2018a) et adaptée ici pour le Cadre des procédures de gestion. Ici, nous adaptons la documentation indiquée dans Carruthers et Hordyk (2018a), en suivant leurs conventions de notation autant que possible dans un souci de cohérence. Nous présentons la version la plus simple du modèle opérationnel, sans paramètres variables dans le temps ou sous-zones multiples. Cette structure simple de modèle opérationnel devrait convenir comme modèle opérationnel de base pour la plupart des stocks destinés à être évalués dans le Cadre. Des hypothèses structurelles plus complexes, y compris des paramètres variables dans le temps, pourraient être élaborées comme scénarios de modèles opérationnels lorsqu'elles sont justifiées pour des stocks en particulier.

En suivant l'exemple de Carruthers et Hordyk (2018a), nous désignons les paramètres définis par l'utilisateur et échantillonnés de façon stochastique sur les répétitions par un tilde (p. ex. \widetilde{M}). Par exemple, $\widetilde{M}_i \sim f(\theta)$ représente le i^{th} tirage dans la simulation du paramètre M échantillonné à partir de la fonction de distribution f et des paramètres θ . Dans la plupart des cas, les paramètres stochastiques pourraient être échantillonnés à partir d'une distribution uniforme ou précisés directement après l'échantillonnage à partir d'une distribution ou d'un modèle quelconque.

Le cadre de simulation comporte deux périodes distinctes : 1) la période historique, qui comprend les années allant de la première année de la série chronologique des prises t_1 à la dernière année de la série chronologique des prises t_c (où « c » représente l'année « en cours ») ; 2) la période de projection, qui va de la première année suivant t_c à la dernière année de la projection t_N . La période historique est conditionnée en fonction des observations historiques à l'aide d'une analyse de la réduction des stocks structurée selon l'âge [ARS ; Kimura et Tagart (1982) ; Walters et al. (2006)], décrite à l'annexe B. La simulation en boucle fermée, avec application des procédures de gestion et calcul des paramètres de rendement, commence la première année de la période de projection (année $t_c + 1$).

L'élaboration d'un modèle opérationnel dans le Cadre des procédures de gestion comporte trois étapes :

1. Établir les valeurs et les plages des paramètres du MO—Les équations du MO sont fournies dans cette annexe ; les principaux paramètres sont définis dans le tableau A.1 ; les réglages par défaut des paramètres figurent à l'annexe C. Les valeurs des paramètres peuvent être tirées de données biologiques et halieutiques, d'évaluations des stocks locaux, de la documentation scientifique, de méta-analyses d'espèces semblables, d'évaluations des stocks dans d'autres régions, de jugements d'experts ou d'autres sources, le cas échéant. Des exemples de réglages de paramètres définis par l'utilisateur et tirés d'une gamme de sources sont fournis à l'annexe F, et dans Haggarty et al. (2021).
2. Envoyer les paramètres du modèle opérationnel dans le modèle d'analyse de la réduction des stocks, qui conditionne le modèle opérationnel en ajustant une analyse de la réduction des stocks structurée selon l'âge aux prises observées et aux indices de l'abondance (avec

des options pour l'ajuster aux données sur la composition selon l'âge ou la longueur si elles sont disponibles). On obtient des estimations conditionnées des paramètres du modèle et des estimations de la biomasse historique et de la mortalité historique par pêche (les années t_1 à t_c), qui sont conformes aux observations historiques. Les équations pour le modèle d'analyse de la réduction des stocks sont fournies à l'annexe B.

3. Renvoyer les valeurs des paramètres conditionnés au modèle opérationnel (maintenant le modèle opérationnel « conditionné ») pour les utiliser dans les projections de simulation en boucle fermée, à partir de l'année $t_c + 1$.

L'analyse de la réduction des stocks met à jour un ou plusieurs des paramètres suivants du modèle opérationnel, en fonction de la disponibilité des données (voir plus de détails à l'annexe B)~ :

- B_{t_c}/B_0 (ou « D » ; épuisement au cours de la dernière année historique t_c)
- R_0 (recrutement non exploité)
- θ_{AC} (ou « AC » ; autocorrélation de premier ordre des écarts de recrutement)
- $\varepsilon_{R,y}$ pour les années t_1 à t_c (écarts annuels de recrutement pour la période historique)
- $F_{a,y}$ (mortalité par pêche selon l'âge, par année, pour la période historique)
- Paramètres de sélectivité (fondés sur l'âge ou la longueur).

Ces paramètres sont définis en contexte dans les sections qui suivent. Les paramètres non mis à jour sont utilisés comme spécifié dans le modèle opérationnel.

Il convient de noter que la covariance entre les estimations des paramètres de l'analyse de la réduction des stocks est préservée lorsqu'elles sont renvoyées dans le modèle opérationnel. En général, la covariance entre d'autres paramètres spécifiés n'est pas prise en compte puisque les paramètres sont précisés par des valeurs ou des distributions uniques. Toutefois, il est possible d'inclure la covariance entre les paramètres si cette information est disponible. Par exemple, les distributions des paramètres de croissance et de maturité pour l'étude de cas de la plie royale sont tirées de leurs distributions de probabilité a posteriori (annexe F, section F).

A.1 MODÈLE DE DYNAMIQUE DES POPULATIONS

A.1.1 CROISSANCE ET MATURITÉ

Le modèle opérationnel suppose que la croissance suit un modèle de von Bertalanffy :

$$L_a = \tilde{L}_\infty (1 - \exp(-\tilde{\kappa}(a - \tilde{t}_0))), \quad (\text{A.1})$$

où L_a représente la longueur selon l'âge, a , $\tilde{\kappa}$ le taux de croissance, \tilde{L}_∞ la longueur maximale et \tilde{t}_0 l'âge théorique où la longueur est de zéro.

On suppose que le poids selon l'âge (w_a) est lié à la longueur selon l'âge (L_a) par la formule :

$$w_a = \tilde{\alpha}_W L_a^{\tilde{\beta}_W}, \quad (\text{A.2})$$

où α_W et β_W sont des coefficients longueur-poids propres à l'espèce. La maturité est précisée en fonction de la longueur, à l'aide d'un modèle logistique avec des paramètres décrivant la longueur à 50 % de maturité ($\tilde{\theta}_{150}$) et l'augmentation de la longueur de 50 % à 95 % de maturité ($\tilde{\theta}_{150-95}$). La maturité (m_l) à la longueur (l) est alors calculée comme suit :

$$m_l = \frac{1}{1 + e^{-\ln 19 \left(\frac{l - \tilde{\theta}_{150}}{\tilde{\theta}_{150-95}} \right)}}, \quad (\text{A.3})$$

où la maturité (m_a) selon l'âge est calculée à partir de la longueur selon l'âge :

$$m_a = \frac{1}{1 + e^{-\ln 19 \left(\frac{a - \theta_{a50}}{\theta_{a95} - \theta_{a50}} \right)}}, \quad (\text{A.4})$$

et θ_{a50} and θ_{a95} représentent l'âge à 50% et 95% de maturité donné par la courbe de croissance inverse de von Bertalanffy :

$$\theta_{a50} = \frac{-\ln \left(1 - \tilde{\theta}_{l50} / \tilde{L}_\infty \right)}{\tilde{\kappa}} + \tilde{t}_0, \quad (\text{A.5})$$

$$\theta_{a95} = \frac{-\ln \left(1 - \left(\tilde{\theta}_{l50} / \tilde{L}_\infty + \tilde{\theta}_{l50_95} / \tilde{L}_\infty \right) \right)}{\tilde{\kappa}} + \tilde{t}_0. \quad (\text{A.6})$$

A.1.2 DYNAMIQUE DES POPULATIONS

Les paramètres avancés du modèle de dynamique des populations, définis comme des valeurs fixes ou des fourchettes par l'utilisateur, sont les suivants : recrutement non exploité R_0 , paramètre du taux de variation de la relation stock-recrue (h) (Mace et Doonan 1988) et mortalité naturelle (M). Le recrutement et le nombre selon l'âge sont initialisés la première année historique à l'aide du modèle d'analyse de la réduction des stocks (annexe B, équations B.3 à B.6). Pendant la période de projection (années $y = t_c + 1$ à $y = t_N$), le nombre de poissons recrutés dans le premier groupe d'âge au début de chaque année $N_{y,a=1}$ est calculé comme une fonction de la biomasse féconde de l'année précédente B_{y-1} . Le Cadre suppose une relation stock-recrue de Beverton-Holt (Beverton et Holt 1957) avec écarts de recrutement annuels log-normaux $\varepsilon_{R,y}$, mais les analystes peuvent également choisir une fonction de Ricker (Ricker 1954) :

$$N_{y,a=1} = R_y = \begin{cases} \frac{\alpha^B B_{y-1}}{1 + \beta^B B_{y-1}} \varepsilon_{R,y} & \text{Beverton-Holt} \\ \alpha^R B_{y-1} \exp(-\beta^R B_{y-1}) \varepsilon_{R,y} & \text{Ricker,} \end{cases} \quad (\text{A.7})$$

où α^B et β^B sont les paramètres de la relation stock-recrue de Beverton-Holt, et α^R et β^R sont les paramètres de la relation stock-recrue de Ricker, dérivés du taux de variation des paramètres définis par l'utilisateur (\tilde{h}) and \tilde{R}_0 , où $\alpha^B = \frac{4\tilde{h}}{(1-\tilde{h})\phi_0}$, $\beta^B = \frac{5\tilde{h}-1}{(1-\tilde{h})B_0}$ et $\alpha^R = \frac{(5\tilde{h})^{1.25}}{\phi_0}$, $\beta^R = \frac{\log(5\tilde{h})}{B_0}$. Le paramètre ϕ_0 est le nombre de reproducteurs par recrue non exploités (voir l'équation A.41, avec $F^e = 0$) et B_0 est la biomasse féconde non exploitée, calculée comme suit :

$$B_0 = \sum_{a=1}^A m_a w_a \tilde{R}_0 e^{-\tilde{M}(a-1)}, \quad (\text{A.8})$$

où A est l'âge maximal défini par l'utilisateur et $\tilde{R}_0 e^{-\tilde{M}(a-1)}$ donne les nombres selon l'âge non exploités. La biomasse féconde B_y d'une année donnée est calculée comme suit :

$$B_y = \sum_{a=1}^A w_a m_a N_{y,a}, \quad (\text{A.9})$$

où $N_{y,a}$ correspond aux nombres selon l'âge annuels, donnés dans l'équation A.13.

Les écarts de recrutement annuels logarithmiques ($\log \varepsilon_{R,y}$) sont générés par le premier échantillonnage selon une distribution normale avec l'écart-type $\tilde{\sigma}_R$:

$$\log \delta_{R,y} \sim \text{Normal} \left(\frac{-0.5\tilde{\sigma}_R^2(1 - \tilde{\theta}_{AC})}{\sqrt{1 - \tilde{\theta}_{AC}^2}}, \tilde{\sigma}_R \right), \quad (\text{A.10})$$

où le terme moyen comprend une correction de biais moyen pour les variables log-normales autocorrélées et le terme $\tilde{\theta}_{AC}$ représente l'autocorrélation de premier ordre. Nous utilisons la notation Normal (moyenne, écart-type) plutôt que Normal (moyenne, variance) ici et dans tout le document. L'autocorrélation temporelle $\tilde{\theta}_{AC}$ est ajoutée à ces tirages initiaux comme suit :

$$\log \varepsilon_{R,y} = \tilde{\theta}_{AC} \log \varepsilon_{R,y-1} + \delta_{R,y} \sqrt{(1 - \tilde{\theta}_{AC}^2)}, \quad (\text{A.11})$$

$$\varepsilon_{R,y} = \exp(\log \varepsilon_{R,y}). \quad (\text{A.12})$$

On calcule ensuite le nombre de poissons N chaque année à partir des chiffres de l'année précédente et de la catégorie d'âge, en fonction du taux de mortalité totale instantanée (Z) à l'âge (a) :

$$N_{y,a} = \begin{cases} R_y & a = 1 \\ N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}} & 1 < a < A \\ N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}} + N_{y-1,a} e^{-Z_{y-1,a}} & a = A, \end{cases} \quad (\text{A.13})$$

où A est la classe d'âge maximale et le taux de mortalité annuelle totale $Z_{y,a}$ est donné par la formule :

$$Z_{y,a} = \tilde{M} + v_a F_{y,a}, \quad (\text{A.14})$$

où $F_{y,a}$ est la mortalité selon l'âge par pêche au cours de l'année y , définie dans l'équation A.24 et v_a est la sélectivité selon l'âge, définie dans l'équation A.16.

Il convient de noter que l'équation A.13 traite la classe d'âge maximale A comme un groupe plus (c.-à-d. que la classe d'âge A comprend tous les poissons d'âge A et plus). Ce n'est pas la valeur par défaut dans DLMtool, qui pose habituellement l'hypothèse que A est suffisamment grande pour inclure toutes les classes d'âge (c.-à-d. qu'on utilise $N_{y,a} = N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}}$ pour toutes les classes d'âge, y compris $a = A$). Cependant, lorsque le modèle est conditionné à l'aide de l'analyse de la réduction des stocks (annexeB), l'analyse de la réduction des stocks traite par défaut A comme un groupe plus (équation B.9) et, pour assurer la cohérence entre les périodes historiques et de projection, l'analyse de la réduction des stocks force DLMtool à traiter également A comme un groupe plus pour les simulations en boucle fermée dans la période de projection. Comme nous recommandons de toujours conditionner les modèles opérationnels pour le poisson de fond de la Colombie-Britannique à l'aide de l'analyse de la réduction des stocks, nous incluons le groupe plus dans l'équation A.13.

A.2 DYNAMIQUE DE LA FLOTTILLE

Pendant la période de projection, le taux de mortalité selon l'âge par pêche ($F_{y,a}$) est calculé à partir du TAC prescrit par la procédure de gestion ($\text{TAC}_{MP,y}$). Pour répartir les prises entre

les âges, il faut d'abord calculer la distribution de la biomasse vulnérable ($B_{y,a}^V$) entre les âges :

$$B_{y,a}^V = N_{y,a} w_a v_a \dot{R}_a \quad (\text{A.15})$$

où \dot{R}_a représente le taux de rétention selon l'âge et la sélectivité selon l'âge v_a (ou la vulnérabilité selon l'âge) est calculée selon que les utilisateurs définissent la sélectivité comme étant asymptotique (logistique) ou en forme de dôme, en utilisant la fonction de longueur suivante :

$$v_a = \begin{cases} 2 \frac{(\tilde{L}_a - \tilde{L}^{\text{FS}})^2}{\tilde{\sigma}_{\text{asc}}^2} & \text{if } L_a < \tilde{L}^{\text{FS}}, \\ 1 & \text{if logistic and } L_a \geq \tilde{L}^{\text{FS}}, \\ 2 \frac{(\tilde{L}_a - \tilde{L}^{\text{FS}})^2}{\tilde{\sigma}_{\text{des}}^2} & \text{if dome-shaped and } L_a \geq \tilde{L}^{\text{FS}} \end{cases} \quad (\text{A.16})$$

où \tilde{L}^{FS} représente la longueur à la sélectivité totale définie par l'utilisateur. L'écart-type du membre ascendant ($\tilde{\sigma}_{\text{asc}}^2$) est donné par la formule :

$$\sigma_{\text{asc}} = \frac{\tilde{L}^5 - \tilde{L}^{\text{FS}}}{\sqrt{-\log_2 0.05}} \quad (\text{A.17})$$

où \tilde{L}^5 est la longueur à 5 % de sélectivité définie par l'utilisateur.

L'écart-type du membre descendant est donné par la formule :

$$\sigma_{\text{des}} = \frac{\tilde{L}_\infty - \tilde{L}^{\text{FS}}}{\sqrt{-\log_2 \tilde{V}_{L_\infty}}}, \quad (\text{A.18})$$

où \tilde{V}_{L_∞} est la sélectivité à la longueur maximale définie par l'utilisateur. Le réglage de ce paramètre à 1 force la sélectivité à être logistique (l'équation A.18 n'est pas définie lorsque $\tilde{V}_{L_\infty} = 1$).

L'outil DLMtool modélise actuellement toutes les prises comme si elles provenaient d'une seule flottille. Toutefois, si le modèle opérationnel est conditionné à l'aide du modèle d'analyse de la réduction des stocks (annexe B), l'analyse de la réduction des stocks peut intégrer plusieurs flottilles, et la sélectivité est propre à la flottille. La sélectivité propre à la flottille dans l'analyse de la réduction des stocks est calculée à l'aide de l'équation B.1 avec des paramètres propres à la flottille définis par l'utilisateur pour \tilde{L}^5 , \tilde{L}^{FS} et \tilde{V}_{L_∞} , ou elle est estimée si des données sur la composition selon l'âge ou la longueur sont fournies. Dans ce cas, la sélectivité dans le modèle opérationnel de DLMtool pendant la période de projection est remplacée dans l'équation A.14 par l'estimation conditionnée par l'analyse de la réduction des stocks de la mortalité selon l'âge par pêche la dernière année (t_c) de la période historique ($\sum_f v_{a,f} F_{t_c,f}$), normalisée en la divisant par la valeur apicale de F (F maximale entre les âges) cette année-là. On obtient des fractions de F selon l'âge dérivées de la sélectivité relative selon l'âge entre les flottilles (c.-à-d. la sélectivité selon l'âge pondérée par les prises). Les projections de simulation en boucle fermée supposent donc que les sélectivités relatives entre les flottilles demeurent constantes pendant la période de projection.

De même, si le modèle opérationnel est conditionné à l'aide du modèle d'analyse de la réduction des stocks, les analystes peuvent également préciser (ou estimer) les paramètres de sélectivité pour les différents indices de l'abondance. Dans ce cas, l'analyse de la réduction des stocks renvoie tous les indices dans DLMtool, en conservant les sélectivités selon l'âge estimées

ou définies par l'utilisateur pour chaque indice. C'est le codage de certaines procédures de gestion qui détermine l'indice qui est utilisé dans les procédures de gestion pendant la période de projection.

Les prises prévues réalisées $C_{y,a}$ sont les recommandations de TAC pour tous les âges (avec une erreur de mise en œuvre possible). Les prises prévues peuvent tenir compte du taux de rétention ($\dot{R}_{y,a}$) et du taux de mortalité des rejets après leur remise à l'eau $\tilde{\theta}_{Mdisc}$ en cas de rejets. L'incertitude liée à la mise en œuvre (I_{TAC} , équation A.37) peut également être prise en compte (p. ex. en cas de constante sous-utilisation des TAC) :

$$C_{y,a} = \frac{B_{y,a}^V}{\sum_a B_{y,a}^V} TAC_{MP,y} I_{TAC,y} \frac{\dot{R}_{y,a} + (1 - \dot{R}_{y,a}) \tilde{\theta}_{Mdisc}}{\dot{R}_{y,a}} \quad (A.19)$$

où (I_{TAC}) est définie par l'utilisateur (selon d'autres paramètres ; équation A.37) et le taux global de rétention selon l'âge $\dot{R}_{y,a}$, est une combinaison d'une rétention propre à l'âge $r_{y,a}$ avec une valeur maximale de 1 (équation A.21) et un taux constant de rejets $\tilde{\gamma}$:

$$\dot{R}_{y,a} = r_{y,a} (1 - \tilde{\gamma}). \quad (A.20)$$

où la rétention propre à l'âge $r_{y,a}$ est modélisée à l'aide de la même forme de courbe double-normale que la sélectivité :

$$r_{y,a} = \begin{cases} 2^{-\frac{(L_{y,a} - \tilde{L}_{rmax})^2}{\sigma_{rasc}^2}} & L_{y,a} \leq \tilde{L}_{rmax}, \\ 2^{-\frac{(L_{y,a} - \tilde{L}_{rmax})^2}{\sigma_{rdesc}^2}} & L_{y,a} > \tilde{L}_{rmax}, \end{cases} \quad (A.21)$$

où \tilde{L}_{rmax} est la longueur à la rétention maximale. Le paramètre d'écart-type du membre ascendant est donné par la longueur à 5 % de rétention \tilde{L}_{r5} :

$$\sigma_{rasc} = \frac{\tilde{L}_{r5} - \tilde{L}_{rmax}}{\sqrt{-\log_2 0.05}} \quad (A.22)$$

alors que l'écart-type du membre descendant est donné par la rétention $\tilde{r}_{L\infty}$ de la longueur du poisson \tilde{L}_{∞} :

$$\sigma_{rdesc} = \frac{\tilde{L}_{\infty} - \tilde{L}_{rmax}}{\sqrt{-\log_2 \tilde{r}_{L\infty}}}. \quad (A.23)$$

La courbe de rétention s'approche d'une courbe asymptotique à mesure que $\tilde{r}_{L\infty} \rightarrow 1$.

On calcule ensuite les taux de mortalité par pêche à partir des prises réalisées $C_{y,a}$ avec la contrainte qu'elles ne dépassent pas F_{max} :

$$F_{y,a} = \min \left(-\ln \left(1 - \frac{C_{y,a}}{N_{y,a} w_a} \right), \tilde{F}_{max} \right). \quad (A.24)$$

F_{max} peut être ajustée, mais est réglée à 3 par défaut.

A.3 DYNAMIQUE DES OBSERVATIONS

La dynamique des observations émule la collecte des données à utiliser dans les procédures de gestion. Le modèle opérationnel simule deux types fondamentaux de données : 1) les données des séries chronologiques (p. ex. les prises annuelles de 1970 à 2017) ; et 2) les données sur la composition des prises (p. ex. échantillons de longueur ou d'âge).

A.3.1 DONNÉES DES SÉRIES CHRONOLOGIQUES

Les données des séries chronologiques sont simulées à l'aide de divers types d'erreurs qui seraient possibles dans l'échantillonnage en temps réel des données sur les pêches (p. ex. erreur d'observation log-normale sur les indices de l'abondance). L'indice standard de l'abondance dans l'outil DLML est calculé en ajoutant l'erreur d'observation et le biais à la biomasse totale annuelle (B_y^T) au moyen d'un terme $\omega_{I,y}$ qui inclut le biais et l'imprécision des observations de l'indice :

$$I_y^{\text{obs}} = \omega_{I,y} \frac{B_y^{T\tilde{\beta}}}{\frac{1}{t_c} \sum_{i=1}^{t_c} B_i^{T\tilde{\beta}}} \quad (\text{A.25})$$

où B_y^T est la biomasse totale donnée par la somme des âges du poids selon l'âge w_a , et des nombres selon l'âge $N_{y,a}$:

$$B_y^T = \sum_{a=1}^A w_a N_{y,a} \quad (\text{A.26})$$

et où $\tilde{\beta}$ est un paramètre d'hyperstabilité/hyperépuisement. Quand $\tilde{\beta}$ est 1, l'indice est lié linéairement à la biomasse féconde B_y . Quand $\tilde{\beta}$ est supérieur à 1, l'indice est hyperépuisé et se déplace plus rapidement que les véritables changements de la biomasse féconde. Quand $\tilde{\beta}$ est inférieur à 1, l'indice est hyperstable et se déplace plus lentement que les véritables changements de la biomasse féconde. Lorsque l'indice observé est calculé, il est normalisé pour avoir une valeur moyenne de 1 sur toutes les années.

Le terme $\omega_{I,y}$ représente une imprécision dans les observations par $\tilde{\sigma}_I$:

$$\omega_{I,y} = \exp\left(\varepsilon_{I,y} - \frac{\tilde{\sigma}_I^2}{2}\right), \quad (\text{A.27})$$

où le terme de l'erreur log-normale, ε , est tiré d'une distribution normale dont l'écart-type σ_I peut être échantillonné au hasard dans chaque simulation :

$$\varepsilon_{I,y} \sim \text{Normal}(0, \tilde{\sigma}_I). \quad (\text{A.28})$$

Le modèle opérationnel de l'outil DLML peut également être réglé pour refléter un ou plusieurs indices réels observés de la biomasse ou de l'abondance de la période historique, et appliquer à la période projetée la sélectivité du relevé selon l'âge qui a été spécifiée. Nous recommandons cette approche pour le Cadre des procédures de gestion en supposant que le modèle opérationnel a été conditionné par un modèle d'analyse de la réduction des stocks (annexe B). Dans ce cas, les valeurs de l'indice pour les années t_1 à t_c sont définies comme des données et les valeurs de l'indice I (sans erreur d'observation) l'année y (pour $y > t_c$) et pour le relevé s sont calculées comme suit :

$$I_{y,s} = q_s \sum_{a=1}^A v_{a,s} N_{y,a} w_{y,a} \quad (\text{A.29})$$

pour un indice fondé sur la biomasse et comme suit :

$$I_{y,s} = q_s \sum_{a=1}^A v_{a,s} N_{y,a} \quad (\text{A.30})$$

pour un indice fondé sur l'abondance. Le symbole q_s représente la capturabilité estimée par l'analyse de la réduction des stocks (équation B.19 ou B.20). La sélectivité selon l'âge ($v_{a,s}$)

est modélisée à l'aide de la même forme logistique que pour la flotte commerciale (équations A.16–A.18), mais avec sa propre forme spécifiée par l'utilisateur ou estimée par l'analyse de la réduction des stocks (équations B.1).

Le modèle opérationnel met ensuite une erreur d'observation à l'échelle et l'ajoute à chaque index comme suit :

$$I_{y,s}^{\text{obs}} = \omega_{I,y,s} \frac{I_{y,s}^{\tilde{\beta}}}{\frac{1}{t_c} \sum_{i=1}^{t_c} I_{i,s}}, \quad (\text{A.31})$$

avec le terme $\omega_{I,y,s}$ calculé comme suit :

$$\omega_{I,y,s} = \exp\left(\varepsilon_{I,y,s} - \frac{\tilde{\sigma}_I^2}{2}\right), \quad (\text{A.32})$$

où le terme de l'erreur log-normale ε , est tiré d'une distribution normale dont l'écart-type $\tilde{\sigma}_I$ est échantillonné au hasard dans chaque simulation :

$$\varepsilon_{I,y,s} \sim \text{Normal}(0, \tilde{\sigma}_I). \quad (\text{A.33})$$

A.3.2 DONNÉES SUR LA COMPOSITION DES PRISES

Deux types d'observations de la composition des prises sont simulés : les prises par classe d'âge par année (CAA) et les prises par classe de longueur par année (CAL). Bien que nous ne proposons pas de procédures de gestion provisoires qui utilisent CAA ou CAL, de futures applications pourraient explorer la valeur de l'information de ces types de données, p. ex. en ce qui concerne la détermination de l'âge à l'aide des otolithes des poissons. Nous décrivons donc la composante modèle d'observation de CAA. Nous ne décrivons pas le modèle d'observation de CAL pour le moment.

Le modèle d'observation de CAA utilise une distribution multinomiale simple pour générer les prises observées selon l'âge pour la période de projection $C_{y,a}^{\text{obs}}$, en tenant compte de la taille effective de l'échantillon définie par l'utilisateur ($\widetilde{\text{ESS}}_{\text{CAA}}$, le nombre d'observations indépendantes) et du nombre annuel moyen d'échantillons (n_{CAA} , nombre d'individus dont l'âge a été déterminé). Par exemple, les échantillons selon l'âge indépendant des prises $\widetilde{\text{ESS}}_{\text{CAA}}$ (p. ex. 20 par année) sont échantillonnés dans la proportion p_a par rapport aux prises selon l'âge prédites par le modèle ($C_{y,a}$, équation A.19) :

$$C_{y,a}^{\text{obs}} \sim \text{Multinomial}\left(\widetilde{\text{ESS}}_{\text{CAA}}, p_a = C_{y,a}\right). \quad (\text{A.34})$$

Pour chaque année, on gonfle ensuite la proportion d'échantillons selon l'âge pour la faire correspondre à la taille totale de l'échantillon \tilde{n}_{CAA} et on l'arrondit au nombre entier le plus proche (nint) :

$$C_{y,a}^{\text{obs}} = \text{nint}\left(\frac{C_{y,a}^{\text{obs}} \tilde{n}_{\text{CAA}}}{\widetilde{\text{ESS}}_{\text{CAA}}}\right). \quad (\text{A.35})$$

En raison de l'arrondissement, ce modèle génère des données sur la fréquence selon l'âge qui sont à peu près égales à la taille moyenne annuelle de l'échantillon :

$$\sum_a^A C_{y,a}^{\text{obs}} \approx \tilde{n}_{\text{CAA}}. \quad (\text{A.36})$$

A.4 DYNAMIQUE DE LA MISE EN ŒUVRE

Ce Cadre ne tient compte que des procédures de gestion qui produisent des avis de TAC pour les pêches du poisson de fond assujetties à des quotas. Étant donné que la pêche du poisson de fond en Colombie-Britannique est assujettie à un niveau de présence des observateurs de 100 % en mer et à quai, nous supposons que la sous-déclaration des prises sera négligeable dans les années de projection. Cependant, pour les espèces non ciblées, il est possible que les TAC ne soient pas pleinement utilisés. L'incertitude liée à la mise en œuvre des TAC est appliquée dans l'équation A.19.

Le terme de l'incertitude de la mise en œuvre du TAC (I_{TAC}) est le produit d'une fraction définie par l'utilisateur du TAC capturé \tilde{b}_{TAC} et d'un degré de variabilité interannuelle contrôlé par $\tilde{\sigma}_{TAC}$.

$$I_{TAC,y} = \tilde{b}_{TAC} \cdot \exp\left(\varepsilon_{TAC,y} - \frac{\tilde{\sigma}_{TAC}^2}{2}\right). \quad (A.37)$$

Par exemple, $b_{TAC} = 0,7$ équivaut à des déficits de 30 % des prises. Le terme de l'erreur $\varepsilon_{TAC,y}$ est tiré d'une distribution normale dont l'écart-type $\tilde{\sigma}_{TAC}$ est défini par l'utilisateur et peut être échantillonné au hasard dans chaque simulation :

$$\varepsilon_{TAC,y} \sim \text{Normal}(0, \tilde{\sigma}_{TAC}). \quad (A.38)$$

A.5 CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR RMD

Les points de référence biologiques (PRB) du Cadre des procédures de gestion sont actuellement fondés sur les points de référence provisoires suggérés dans le Cadre de l'approche de précaution du Canada (MPO 2006, 2009), où le point de référence limite (PRL) est défini comme la valeur dans le modèle opérationnel de $0,4B_{RMD}$ et le point de référence supérieur du stock (RSS) est défini comme la valeur dans le modèle opérationnel de $0,8B_{RMD}$. B_{RMD} est définie comme la biomasse féconde à l'équilibre B^e qui se produirait si le stock était exploité au taux constant de la mortalité par pêche F^e qui produit le rendement maximal durable RMD.

Le calcul des PRB est effectué à l'aide des paramètres estimés à l'étape du conditionnement, décrits dans l'annexe B. En l'absence de variabilité annuelle dans les paramètres du cycle biologique ou de la sélectivité, on calcule F_{RMD} en résolvant numériquement la valeur à l'équilibre F^e qui maximise le rendement à l'équilibre Y^e

$$Y^e = F^e R^e \phi^b, \quad (A.39)$$

où R^e est le recrutement à l'équilibre (équation A.40) et ϕ^b est la biomasse vulnérable par recrue à l'équilibre, définie dans l'équation A.44 ci-dessous.

Dans ce Cadre, nous supposons une relation stock-recrue de Beverton-Holt (Beverton et Holt 1957), bien que DLMtool permette également aux utilisateurs de sélectionner une forme de Ricker (Ricker 1954) :

$$R^e = \begin{cases} \frac{\alpha^B \phi - 1}{\beta^B \phi} & \text{Beverton-Holt} \\ \frac{\log(\alpha^R \phi)}{\beta^R \phi} & \text{Ricker,} \end{cases} \quad (A.40)$$

où α^B et β^B sont les paramètres de la relation stock-recrue de Beverton-Holt, et α^R et β^R sont les paramètres de la relation stock-recrue de Ricker, définis ci-dessus (voir l'équation B.10).

Selon l'approche de Botsford (1981), on calcule la biomasse féconde par recrue à l'équilibre comme suit :

$$\phi = \sum_{a=1}^A \iota_a w_a m_a, \quad (\text{A.41})$$

où ι_a est la survie selon l'âge à l'équilibre :

$$\iota_a = \begin{cases} 1, & a = 1 \\ \iota_{a-1} e^{-Z_{a-1}^e}, & 1 < a < A \\ \frac{\iota_{a-1} e^{-Z_{a-1}^e}}{1 - e^{-Z_a^e}}, & a = A, \end{cases} \quad (\text{A.42})$$

et Z_a^e est la mortalité totale selon l'âge à l'équilibre :

$$Z_a^e = \widetilde{M} + F_a^e v_a. \quad (\text{A.43})$$

Enfin, en utilisant la même approche, on calcule ϕ^b comme suit :

$$\phi^b = \sum_{a=1}^A \iota_a w_a v_a. \quad (\text{A.44})$$

Après avoir résolu numériquement l'équation A.39 pour F_{RMD} , B_{RMD} est calculée comme suit :

$$B_{\text{RMD}} = \phi \text{RMD} R^e, \quad (\text{A.45})$$

avec $F^e = F_{\text{RMD}}$ dans l'équation A.42.

Il convient de noter que, comme pour l'équation A.13, la classe d'âge maximale A est traitée comme un groupe plus dans l'équation A.42. Bien qu'il ne s'agisse pas du paramètre par défaut dans DLMtool, il devient le paramètre par défaut lorsqu'on utilise l'analyse de la réduction des stocks pour conditionner le modèle opérationnel (voir l'explication dans la section A.1).

A.6 PARAMÈTRES VARIABLES DANS LE TEMPS

Le modèle opérationnel décrit ci-dessus suppose que les paramètres du modèle représentant la croissance, la sélectivité et la capturabilité de la pêche ne varient pas dans le temps. DLMtool permet aux utilisateurs de définir un certain nombre de paramètres clés qui varient dans le temps, en fonction des paramètres de pente et de variation qu'ils ont spécifiés. Par exemple, si les paramètres de croissance \widetilde{L}_∞ et $\widetilde{\kappa}$ sont définis comme variables dans le temps (Carruthers et Hordyk 2018a, équations 7 et 8 de leur annexe C), alors la courbe de croissance de von Bertalanffy variera dans le temps. Cela aura une incidence sur d'autres variables du modèle qui dépendent de la longueur, y compris le poids selon l'âge (équation A.2), la maturité selon la longueur et l'âge (équations A.3 et A.4) et la sélectivité selon l'âge (équation A.16).

De même, M peut être définie comme variable dans le temps, soit comme une fonction : 1) d'une augmentation annuelle en pourcentage définie par l'utilisateur ou 2) du poids selon l'âge par rapport au poids maximal, ou les deux (Carruthers et Hordyk 2018a, équation 4 de l'annexe C). La capturabilité de la pêche q peut également varier au fil du temps pendant la période de

projection, (Carruthers et Hordyk 2018a, équation 42 de leur annexe D). Il est à noter que le fait de définir des paramètres de croissance et de mortalité variables dans le temps dans le modèle opérationnel de DLMtool les transférera dans le modèle d'analyse de la réduction des stocks.

En présence de paramètres variables dans le temps, on calcule B_0 comme suit :

$$B_0 = \frac{\sum_{y=1}^{\theta_{a50}} B_{\text{unfished}}^y}{\theta_{a50}}, \quad (\text{A.46})$$

qui est la biomasse féconde moyenne non exploitée les premières années θ_{a50} (âge à la maturité) de la période historique (arrondie au nombre entier le plus proche) et B_{unfished}^y est B_0 calculée (équation A.8). On peut aussi programmer d'autres interprétations de B_0 (p. ex. B_0 moyenne sur toute la période historique ou à la fin de la période historique), en fonction de la cible ou du point de référence désiré.

Une croissance, une mortalité naturelle ou une sélectivité variables dans le temps se traduiront par des points de référence fondés sur le rendement maximal durable qui varient dans le temps, car DLMtool calcule RMD et les paramètres connexes (comme B_{RMD}) à chaque pas de temps du modèle, auquel cas les paramètres de rendement annuel seront fondés sur des estimations annuelles des points de référence. Les analystes doivent faire preuve de prudence avec B_{RMD} et B_0 variables dans le temps. La diminution des points de référence peut entraîner une amélioration de l'état du stock par rapport aux points de référence inférieurs, ce qui peut causer un effet « d'abaissement » à mesure que le stock et les points de référence diminuent. Sinon, il est possible de baser les paramètres du rendement sur une B_{RMD} moyenne tirée de la période historique ou sur un autre point de référence souhaité (p. ex. la biomasse moyenne estimée d'une période historique productive MPO 2009 ; Forrest et al. 2018).

Il est recommandé de résoudre des cibles ou des points de référence appropriés en cas de productivité variable dans le temps en collaboration avec les gestionnaires des pêches, les intervenants et les Premières Nations, car les paramètres de rendement fondés sur des points de référence tels que B_{RMD} et B_0 seront influencés par les méthodes utilisées pour les calculer. Ces décisions devraient être documentées pour assurer la transparence.

Le traitement des points de référence lorsque les paramètres, en particulier les paramètres de productivité comme \tilde{M} ou $\tilde{\kappa}$, sont variables dans le temps, est un domaine de recherche actif (p. ex. Haltuch et al. 2009 ; Punt et al. 2014 ; Haltuch et al. 2019). Nous sommes d'avis que le Cadre des procédures de gestion est un environnement approprié pour d'autres approches d'essais par simulation plus poussées pour les points de référence variables dans le temps, et qu'il s'agit d'un important domaine de recherche pour les applications futures du Cadre.

A.7 TIROIRS DE DLMT00L

Tableau A.1. Tiroirs, symboles des paramètres et brèves descriptions du modèle opérationnel de DLMtool. Dans la colonne « Éléments du modèle opérationnel », « Obs. » et « MEO » renvoient respectivement aux composantes d'observation et de mise en œuvre. « Tiroirs » est le nom technique des éléments des paramètres dans le progiciel DLMtool R. Tous les paramètres de ce tableau (sauf n_a , α_W et β_W) peuvent être définis comme stochastiques avec des tirages à partir d'une distribution pour chaque répétition de la simulation.

| Élément du modèle opérationnel | Tiroir | Paramètre | Description |
|--------------------------------|---------|-------------------|---|
| Stock | maxage | n_a | L'âge maximal des individus qui est simulé. |
| Stock | R0 | R_0 | L'ampleur du recrutement non exploité. |
| Stock | M | M | Taux de mortalité naturelle. |
| Stock | h | h | Taux de variation de la relation stock-recrue. |
| Stock | Perr | σ_R | ET de écarts de recrutement dans l'espace logarithmique. |
| Stock | AC | θ_{AC} | Autocorrélation dans les écarts de recrutement. |
| Stock | Linf | L_∞ | Longueur maximale prévue de von Bertalanffy. |
| Stock | K | κ | Coefficient de croissance de von Bertalanffy. |
| Stock | t0 | t_0 | Âge théorique de von Bertalanffy à la longueur zéro. |
| Stock | L50 | θ_{l50} | Longueur à 50% de maturité. |
| Stock | L50_95 | θ_{l50-95} | Augmentation de longueur de 50 % à 95 % de maturité. |
| Stock | a | α_W | Paramètre longueur-poids. |
| Stock | b | β_W | Paramètre longueur-poids. |
| Flotille | L5 | L^5 | Longueur la plus courte correspondant à une vulnérabilité de 5%. |
| Flotille | LFS | L^{FS} | Longueur la plus courte pleinement vulnérable à la pêche. |
| Flotille | Vmaxlen | V_{L_∞} | Vulnérabilité des poissons à la longueur maximale prévue. |
| Flotille | LR5 | L_{r5} | Longueur la plus courte des poissons correspondant à une rétention de 5%. |
| Flotille | LFR | L_{rmax} | Longueur la plus courte des poissons qui sont entièrement conservés. |
| Flotille | Rmaxlen | r_{L_∞} | Rétention des poissons à L_∞ . |
| Obs. | Iobs | σ_I | ET de l'erreur d'observation de l'indice de l'abondance relative dans l'espace logarithmique. |
| Obs. | Cobs | σ_C | ET de l'erreur d'observation des prises dans l'espace logarithmique. |
| Obs. | Cbiascv | b_C | CV contrôlant l'échantillonnage du biais dans les observations des prises. |
| Obs. | beta | β | Paramètre d'hyperstabilité/hyperépuisement. |
| Obs. | CAA_ESS | ESS_{CAA} | Taille effective de l'échantillon du modèle d'erreur d'observation multinomiale des prises selon l'âge. |

| Élément du modèle opéra- tionnel | Tiroir | Paramètre | Description |
|---|---------------|------------------|--|
| Obs. | CAA_nsamp | n_{CAA} | Nombre d'observations des prises selon l'âge par pas de temps. |
| MEO | TACFrac | b_{TAC} | Fraction moyenne du TAC prélevée. |
| MEO | TACSD | σ_{bTAC} | ET de la fraction log-normale du TAC prélevée. |

ANNEXE B. ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS POUR CONDITIONNER LES MODÈLES OPÉRATIONNELS

B.1 RENSEIGNEMENTS GÉNÉRAUX SUR L'ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS

Le modèle opérationnel (MO) défini à l'annexe A est conditionné en ajustant une analyse de la réduction des stocks (ARS) structurée selon l'âge (Kimura et Tagart 1982 ; Walters et al. 2006) aux données historiques sur les prises observées et les indices de l'abondance (et aux données sur la composition selon l'âge et la longueur, si elles sont disponibles). Cette étape donne des estimations de paramètres conditionnés pour produire des trajectoires des séries chronologiques conformes aux observations historiques. Cela est particulièrement important dans les situations où les données sont limitées ou modérées, où l'absence d'évaluation acceptée rend difficile le paramétrage de l'épuisement et de la mortalité par pêche historiques F .

Dans la documentation, le terme « analyse de la réduction des stocks » a été utilisé pour décrire un modèle dans lequel les prises totales prévues correspondent aux prises observées. Kimura et Tagart (1982) ont présenté l'analyse de la réduction des stocks comme une solution de rechange à des modèles d'analyse de production virtuelle (APV) ou de production excédentaire. L'approche de l'analyse de la réduction des stocks s'applique davantage aux espèces à données limitées que, par exemple, l'analyse de production virtuelle, qui exige des données annuelles sur les prises selon l'âge. L'analyse de la réduction des stocks utilise une approche de modélisation structurée selon l'âge qui intègre des données sur la mortalité naturelle et le recrutement pour reconstituer l'historique du stock, plutôt que d'adopter une approche regroupée biomasse-dynamique (p. ex. modèle de production excédentaire). Un autre avantage de l'approche de l'analyse de la réduction des stocks pour les pêches du poisson de fond en Colombie-Britannique est qu'elle permet le conditionnement en fonction de plusieurs indices de l'abondance (p. ex. les indices de différents relevés indépendants de la pêche ou les séries de CPUE des pêches commerciales).

Dans le cas des espèces à données limitées, où il n'est peut-être possible de fournir que des fourchettes de valeurs pour les paramètres clés, l'approche de l'analyse de la réduction des stocks tente de réduire la plage des valeurs de paramètres plausibles afin qu'elle soit cohérente avec les observations historiques, grâce à ses fonctions de vraisemblance. Autrement dit, elle aide à répondre à la question plus générale suivante : quelles sont les combinaisons de données historiques sur la mortalité par pêche et le recrutement qui auraient pu générer les données observées (Walters et al. 2006) ?

Nous notons qu'une analyse de la réduction des stocks n'exige pas nécessairement des données sur la composition selon l'âge, dans la mesure où des estimations crédibles de la maturité selon la longueur ou l'âge et de la vulnérabilité selon la longueur ou l'âge peuvent être fournies. Toutefois, si des données sur la composition selon l'âge ou la longueur sont disponibles, même pour une ou quelques années, on peut les utiliser pour étayer la vulnérabilité selon l'âge dans le modèle.

B.2 ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS DANS LE CONTEXTE DE DLM-TOOL

L'analyse de la réduction des stocks décrite ici peut être ajustée à l'aide de TMB (Kristensen et al. 2016) avec le progiciel MSEtool dans R via la fonction `SRA_scope()`. Cette fonction prend

un objet du modèle opérationnel de DLMtool (annexe A) et les données historiques observées (captures observées, indices de l'abondance et, si elles sont disponibles, données sur la composition), ajuste l'analyse de la réduction des stocks aux données observées, et produit une liste avec un modèle opérationnel mis à jour et des sorties de l'analyse de la réduction des stocks.

Cette approche peut être stochastique (avec échantillonnage Monte Carlo) si le modèle opérationnel est spécifié avec des plages pour les paramètres clés. Par exemple, le paramètre du taux de variation de la relation stock-recrue (h) est habituellement très incertain. Le modèle opérationnel initial peut préciser une plage de valeurs pour h , par exemple : $h \sim \text{Uniform}(0, 6, 0, 9)$. Dans ce cas, avec $i = 1$ à n (p. ex., $n = 250$) répétitions dans la simulation en boucle fermée, la fonction d'analyse de la réduction des stocks échantillonnera n valeurs du taux de variation à partir de cette distribution et ajustera le modèle d'analyse de la réduction des stocks n fois. La reconstruction du modèle d'analyse de la réduction des stocks à partir du i^{th} ajustement sera conditionnée à la i^{th} valeur échantillonnée de h . Les valeurs échantillonnées de h (ainsi que tous les autres paramètres d'entrée de l'analyse de la réduction des stocks) sont ensuite enregistrées avec les paramètres estimés pour former le modèle opérationnel conditionné.

B.3 LE MODÈLE D'ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS

Le modèle d'analyse de la réduction des stocks peut être conditionné en fonction des prises ou de l'effort de pêche. Pour les espèces de poisson de fond de la Colombie-Britannique, nous recommandons de conditionner le modèle en fonction des prises. Depuis l'introduction du niveau de présence à 100 % des observateurs en mer et à quai en 1996, les données sur les prises sont connues avec très peu d'erreurs. Les données sur l'effort dans les pêches plurispécifiques sont plus difficiles à interpréter. Si le modèle est conditionné en fonction des prises, l'analyse de la réduction des stocks produira des prises prévues qui correspondront aux prises observées. Une série chronologique complète de la variable de conditionnement (c.-à-d. les prises) est requise.

Si la série chronologique sur les prises est suffisamment longue, on peut supposer que la période historique commence à un état non exploité ($B_{t=1} = B_0$, où $B_{t=1}$ est la biomasse féconde la première année historique et B_0 représente la taille du stock à l'équilibre à l'état non exploité). Toutefois, pour certaines espèces de poisson de fond de la Colombie-Britannique, il se peut que les registres des prises soient moins fiables avant l'introduction du système complet de surveillance des prises (p. ex. en 1996 pour la flottille de chalutiers de poisson de fond). Dans ces cas, le modèle d'analyse de la réduction des stocks est configuré de manière à supposer une valeur pour les prises à l'équilibre dans chaque flottille f avant la première année de la série chronologique sur les prises (C_f^{eq}). Nous précisons qu'il n'est pas nécessaire que C_f^{eq} soit les véritables prises avant la première année—des facteurs comme le recrutement, la mortalité causée par les prédateurs ou toute autre tendance du nombre de prises auraient pu causer l'épuisement initial estimé—mais que C_f^{eq} représente les prises correspondantes à l'équilibre. L'analyse de la réduction des stocks utilisera ensuite cette valeur pour estimer l'épuisement initial ($\frac{B_{t=1}}{B_0}$) la première année de la période historique. C_f^{eq} est donc un moyen pratique d'initialiser le modèle à différents niveaux d'épuisement.

L'épuisement initial est difficile à estimer avec précision sans d'autres sources d'information (p. ex. un long indice de l'abondance ou des données sur la composition selon l'âge). C'est pourquoi nous recommandons de traiter C_f^{eq} comme un axe majeur d'incertitude si cette ap-

proche est adoptée. Une autre approche consiste à utiliser des méthodes de reconstitution des prises (p. ex. Porch et al. 2004 ; Starr et Haigh 2017) pour reconstituer la série chronologique sur les prises à l'époque où le stock était considéré comme non exploité. Bien que cette approche évite l'incertitude associée à l'estimation de l'épuisement en fonction de C_f^{eq} , elle peut introduire d'autres sources d'incertitude associées à l'approche de reconstitution.

Outre la série chronologique sur le conditionnement, on peut utiliser d'autres types de données, qui n'ont pas besoin d'être disponibles chaque année de la série chronologique :

- Séries chronologiques des indices de l'abondance (sous forme de biomasse du relevé ou de CPUE dépendantes de la pêche) ;
- Données sur la composition selon l'âge ;
- Données sur la composition selon la longueur ;
- Longueur moyenne (données des pêches commerciales ou des relevés).

L'analyse de la réduction des stocks peut intégrer plusieurs relevés et flottilles. Il est généralement nécessaire d'inclure un de ces types de données en plus de la série chronologique sur les prises utilisée pour le conditionnement afin d'étayer les estimations de l'épuisement. Même dans les cas où les données disponibles sont sporadiques, elles peuvent être utiles pour estimer l'épuisement. Par exemple, un échantillon de composition selon l'âge d'une seule année récente qui révèle une structure selon l'âge très tronquée peut dénoter un stock fortement épuisé. Les données sur la composition selon l'âge d'une année ou de quelques années peuvent également renseigner sur la sélectivité, qui à son tour éclaire les estimations de la taille du stock.

B.3.1 PARAMÈTRES DU MODÈLE D'ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS

Les paramètres spécifiés à l'avance du modèle opérationnel qui sont requis pour définir la portée de l'analyse de la réduction des stocks sont les suivants (les noms des tiroirs de DLMtool sont fournis dans le tableau A.1) :

- Paramètres de la croissance L_∞ , κ et a_0 ;
- Facteurs de conversion longueur-poids α_W et β_W ;
- Paramètres de la maturité θ_{150} et θ_{150-95} ;
- Mortalité naturelle M ;
- Taux de variation h .

Si la croissance, la maturité ou la mortalité naturelle sont définies comme étant variables dans le temps durant la période historique, l'analyse de la réduction des stocks mettra également en œuvre un cycle biologique variable dans le temps dans le modèle d'estimation.

- Type de relation stock-recrue (Beverton-Holt ou Ricker) ;
- Recrutement non exploité (R_0), qui est utilisé comme valeur de départ pour l'estimation si le modèle est conditionné en fonction des prises ;
- Paramètres de la sélectivité L_5 , L_{LFS} et V_{L_∞} .

S'il n'y a pas de données sur l'âge ou la composition selon la longueur, la sélectivité dans le modèle est fixée à ces valeurs. Sinon, le membre ascendant de la sélectivité est estimé à l'aide des données sur la composition selon l'âge ou la longueur. Si l'on suppose que la sélectivité est en forme de dôme, alors le membre descendant peut être fixé ou estimé dans l'analyse de la réduction des stocks. Voir l'équation B.1.

- L'autocorrélation de premier ordre de l'écart de recrutement (θ_{AC}) est estimée après coup à partir des estimations de l'écart de recrutement.

- L'écart-type des écarts de recrutement σ_R est intégré comme donnée d'entrée. Les écarts de recrutement historiques sont mis à jour par le modèle d'analyse de la réduction des stocks (équation B.10), tandis que les écarts de recrutement dans la période de projection sont échantillonnés avec autocorrélation (équation A.10).

Si l'épuisement initial (équation B.7) est estimé, on ajuste alors les écarts annuels de recrutement pour la première année afin de produire l'abondance estimée selon l'âge pour la première année du modèle d'analyse de la réduction des stocks (équation B.10).

Si plusieurs flottilles sont utilisées pour le conditionnement, on mettra à jour la sélectivité selon l'âge ($v_{a,f}$, équation B.1) en fonction de la mortalité relative par pêche dans les flottilles. L'hypothèse par défaut dans la période de projection de la simulation en boucle fermée est que la sélectivité et la mortalité relative par pêche dans les flottilles sont identiques à celles de la dernière année historique t_c . Voir la section A.2.

B.4 DESCRIPTION DU MODÈLE D'ANALYSE DE LA RÉDUCTION DES STOCKS

B.4.1 VULNÉRABILITÉ SELON L'ÂGE ET MORTALITÉ

La sélectivité selon l'âge (ou vulnérabilité selon l'âge) propre à la flottille ($v_{a,f}$) est fondée sur la longueur et modélisée de la même manière que dans le modèle opérationnel de DLMtool (annexe A), la seule différence étant que plusieurs flottilles (f) peuvent être prises en compte. Pour la flottille f avec une sélectivité asymptotique, on utilise une fonction logistique à deux paramètres, avec des paramètres qui définissent la longueur à 5 % de sélectivité (L_f^5) et la longueur à pleine sélectivité L_f^{FS} . Pour la sélectivité en forme de dôme, on utilise aussi un troisième paramètre, la sélectivité à L_∞ , $v_f^{L_\infty}$. La sélectivité fondée sur la longueur est convertie en sélectivité fondée sur l'âge comme suit :

$$v_{a,f} = \begin{cases} 2^{-[(L_a - L_f^{\text{FS}})/(\sigma_f^{\text{asc}})]^2} & \text{si } L_a < L_f^{\text{FS}} \\ 1 & \text{si logistique et } L_a \geq L_f^{\text{FS}} \\ 2^{-[(L_a - L_f^{\text{FS}})/(\sigma_f^{\text{des}})]^2} & \text{si en forme de dôme et } L_a \geq L_f^{\text{FS}}, \end{cases} \quad (\text{B.1})$$

où $L_{y,a}$ est la longueur moyenne selon l'âge, et $\sigma_f^{\text{asc}} = (L_f^5 - L_f^{\text{FS}})/\sqrt{-\log_2(0.05)}$ et $\sigma_f^{\text{des}} = (L_\infty - L_f^{\text{FS}})/\sqrt{-\log_2(v_f^{L_\infty})}$ contrôlent la forme des membres ascendant et descendant, respectivement, de la fonction de sélectivité. Dans ce paramétrage, la sélectivité fondée sur la longueur est constante dans le temps. La sélectivité correspondante fondée sur l'âge est constante dans le temps si la croissance ne varie pas dans le temps.

Voir la description du traitement de plusieurs flottilles dans le modèle opérationnel de DLMtool pendant la période de projection à l'annexe A, section A.2.

La mortalité totale Z de l'année y et pour l'âge a est donnée par la formule

$$Z_{y,a} = M + \sum_f v_{a,f} F_{y,f}, \quad (\text{B.2})$$

où $F_{y,f}$ est la mortalité par pêche l'année y dans la flottille f , et M est la mortalité naturelle, supposée constante ici.

B.4.2 RÉPARTITION DE LA POPULATION INITIALE

On suppose que les nombres selon l'âge la première année du modèle $y = 1$ sont en état d'équilibre :

$$N_{1,a} = \begin{cases} R^{\text{eq}} & a = 1 \\ N_{1,a-1} \exp(-Z_a^{\text{eq}}) & a = 2, \dots, A-1 \\ \frac{N_{1,a-1} \exp(-Z_a^{\text{eq}})}{1 - \exp(-Z_A^{\text{eq}})} & a = A, \end{cases} \quad (\text{B.3})$$

où R^{eq} est le recrutement à l'équilibre (équation B.6) et Z_a^{eq} est le taux de mortalité totale à l'équilibre :

$$Z_a^{\text{eq}} = M + \sum_f v_{a,f} F_f^{\text{eq}}. \quad (\text{B.4})$$

Si l'on suppose que le stock n'est pas exploité la première année de la période historique ($y = t_1$), on modélise les conditions sans exploitation en fixant $F_f^{\text{eq}} = 0$. Dans la pratique, c'est l'utilisateur qui règle à zéro les prises à l'équilibre pour chaque flottille ($C_f^{\text{eq}} = 0$).

Si le stock n'était pas non exploité l'année t_1 , on suppose que la population est dans un état d'équilibre avec des prises égales à des prises à l'équilibre définies par l'utilisateur (C_f^{eq}), définies comme une fraction des prises observées l'année t_1 . Dans ce cas, l'analyse de la réduction des stocks estime les prises prévues à l'équilibre ($C_f^{\text{eq,pred}}$), qui sont ajustées à C_f^{eq} , avec un écart-type très faible (0,01) dans la fonction de vraisemblance (équation B.27). Les prises à l'équilibre sont prédites à l'aide de l'équation de Baranov, additionnées entre les flottilles ($f = 1 : n.f$) et les âges ($a = 1 : A$) :

$$C_f^{\text{eq,pred}} = \sum_{a=1}^A \frac{v_{a,f} F_f^{\text{eq}}}{Z_a^{\text{eq}}} (1 - \exp^{-Z_a^{\text{eq}}}) N_{1,a} w_a, \quad (\text{B.5})$$

où F_f^{eq} sont les paramètres estimés.

Après avoir obtenu Z_a^{eq} , on calcule le recrutement à l'équilibre à l'aide d'une relation stock-recrue de Beverton-Holt (Beverton et Holt 1957) ou de Ricker (Ricker 1954) :

$$R^{\text{eq}} = \begin{cases} \frac{\alpha^{\text{B}} \phi - 1}{\beta^{\text{B}} \phi} & \text{Beverton-Holt} \\ \frac{\log(\alpha^{\text{R}} \phi)}{\beta^{\text{R}} \phi} & \text{Ricker,} \end{cases} \quad (\text{B.6})$$

où ϕ correspond aux reproducteurs par recrue à l'équilibre (voir l'équation A.41), α^{B} et β^{B} sont les paramètres de la relation stock-recrue de Beverton-Holt, et α^{R} et β^{R} sont les paramètres de la relation stock-recrue de Ricker, dérivés du taux de variation des paramètres définis par l'utilisateur (h) et R_0 , où $\alpha^{\text{B}} = \frac{4h}{(1-h)\phi_0}$, $\beta^{\text{B}} = \frac{5h-1}{(1-h)B_0}$ et $\alpha^{\text{R}} = \frac{(5h)^{1.25}}{\phi_0}$, $\beta^{\text{R}} = \frac{\log(5h)}{B_0}$, et où ϕ_0 et B_0 sont les reproducteurs par recrue non exploités et la biomasse féconde non exploitée, respectivement, et B_0 est dérivée de $R_0 \phi_0$.

L'épuisement initial du stock reproducteur est alors donné par la formule suivante :

$$\frac{B_1}{B_0}, \quad (\text{B.7})$$

où

$$B_1 = \sum_a^A w_a m_a N_{1,a}. \quad (\text{B.8})$$

Il devrait être évident à partir des équations B.5, B.6 et A.41 que, dans les cas où les données sont limitées, les paramètres R_0 et F_f^{eq} sont très confusionnels car ils informent tous deux la taille de la population par R^{eq} . Dans de tels cas, il est fortement recommandé de traiter C^{eq} comme un axe majeur d'incertitude, car il déterminera fortement l'épuisement initial et la taille du stock. Nous notons également que les paramètres (q_s) de mise à l'échelle des observations des relevés par rapport à la biomasse vulnérable (équation B.19) seront également confusionnels avec R_0 et F_f^{eq} .

B.4.3 ÉQUATIONS DES DYNAMIQUES

Après avoir établi la distribution selon l'âge de la population à l'équilibre pour la première année du modèle, l'abondance de la population $N_{y,a}$ pour les années suivantes est donnée par la formule

$$N_{y,a} = \begin{cases} R_y & a = 1 \\ N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}} & a = 2, \dots, A-1, \\ N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}} + N_{y-1,a} e^{-Z_{y-1,a}} & a = A, \end{cases} \quad (\text{B.9})$$

où R_y est le recrutement annuel (équation B.10) et A est l'âge maximal, traité comme un groupe plus.

Le recrutement annuel R_y est modélisé comme suit :

$$R_y = \begin{cases} \frac{\alpha^B B_{y-1}}{1 + \beta^B B_{y-1}} \exp(\varepsilon_y - 0.5\tau^2) & \text{Beverton-Holt} \\ \alpha^R B_{y-1} \exp(-\beta^R B_{y-1}) \exp(\varepsilon_y - 0.5\tau^2) & \text{Ricker,} \end{cases} \quad (\text{B.10})$$

où ε_y correspond aux écarts de recrutement (ici dans l'espace logarithmique par rapport à l'espace naturel dans l'annexe A) et τ est l'écart-type des écarts aléatoires et B_y est la biomasse féconde annuelle, donnée par :

$$B_y = \sum_a^A w_a m_a N_{y,a}, \quad (\text{B.11})$$

où $m_{y,a}$ et $w_{y,a}$ sont respectivement la maturité selon l'âge et le poids selon l'âge (équations A.1 et A.2).

B.4.4 PRISES SELON L'ÂGE

Si le modèle est ajusté aux données sur la composition selon l'âge, les prises (en nombres) C^N selon l'âge pour la flottille f sont

$$C_{y,a,f}^N = \frac{v_{a,f} F_{y,f}}{Z_{y,a}} N_{y,a} (1 - \exp(-Z_{y,a})). \quad (\text{B.12})$$

On peut estimer $F_{y,f}$ comme des paramètres (ou la résoudre itérativement pour la faire correspondre aux prises observées).

B.4.5 PRISES SELON LA LONGUEUR

Si le modèle est ajusté aux données sur la composition selon la longueur, on calcule les prises selon la longueur en supposant une longueur selon l'âge à distribution normale $P(\ell, a)$, où

$$C_{y,\ell,f}^N = \sum_a C_{y,a,f}^N P(\ell|a), \quad (\text{B.13})$$

et

$$P(\ell|a) = \begin{cases} \phi^L(L'_{\ell+1}) & \ell = 1 \\ \phi^L(L'_{\ell+1}) - \phi(L'_\ell) & \ell = 2, \dots, L-1, \\ 1 - \phi^L(L'_\ell) & \ell = L, \end{cases} \quad (\text{B.14})$$

où L'_ℓ est la longueur à la limite inférieure de la catégorie de longueur ℓ et $\phi^L(L'_\ell)$ est la fonction de distribution cumulative d'une variable normale dont la moyenne est $\tilde{L}_{y,a}$ (la longueur moyenne prévue à l'âge a) et l'écart-type est $\tilde{L}_{y,a} \times CV^L$, CV^L étant le coefficient de variation de la longueur moyenne selon l'âge.

Les prises ajustées en poids $C_{y,f}$ sont

$$C_{y,f} = \sum_a C_{y,a,f}^N w_{y,a}. \quad (\text{B.15})$$

La longueur moyenne des prises $\bar{L}_{y,f}$ est

$$\bar{L}_{y,f} = \frac{\sum_\ell L_\ell C_{y,\ell,f}^N}{\sum_\ell C_{y,\ell,f}^N}, \quad (\text{B.16})$$

où L_ℓ est le milieu de la catégorie de longueur ℓ .

La proportion des prises selon l'âge est

$$p_{y,a,f} = \frac{C_{y,a,f}^N}{\sum_a C_{y,a,f}^N}. \quad (\text{B.17})$$

La proportion de prises selon la longueur est

$$p_{y,\ell,f} = \frac{C_{y,\ell,f}^N}{\sum_\ell C_{y,\ell,f}^N}. \quad (\text{B.18})$$

B.5 RELEVÉ

Si le s^{th} relevé est fondé sur la biomasse, la valeur $I_{y,s}$ du relevé est calculée comme suit :

$$I_{y,s} = q_s \sum_a v_{a,s} N_{y,a} w_{y,a}, \quad (\text{B.19})$$

où q est le coefficient d'échelle et s indexe chaque relevé.

Si le relevé est fondé sur l'abondance, alors

$$I_{y,s} = q_s \sum_a v_{a,s} N_{y,a}. \quad (\text{B.20})$$

B.6 VRAISEMBLANCES

Si le modèle est conditionné en fonction des prises et que les taux de mortalité par pêche sont des paramètres estimés, alors la composante de log-vraisemblance Λ_1 des prises est

$$\Lambda_1 = \sum_f \left[\lambda_f^C \sum_y \left(-\log(0.01) - \frac{[\log(C_{y,f}^{\text{obs}}) - \log(C_{y,f}^{\text{pred}})]^2}{2 \times 0,01^2} \right) \right], \quad (\text{B.21})$$

où *obs* et *pred* indiquent les quantités observées et prévues, respectivement, et λ sont les poids de la vraisemblance. Avec un très petit écart-type pour la vraisemblance des prises (0,01) par rapport à la variance dans d'autres composantes de la vraisemblance, les prises prévues devraient correspondre presque parfaitement aux prises observées.

La composante de log-vraisemblance Λ_2 des données de relevé est

$$\Lambda_2 = \sum_s \left[\lambda_s^I \sum_y \left(-\log(\sigma_{y,s}) - \frac{[\log(I_{y,s}^{\text{obs}}) - \log(I_{y,s}^{\text{pred}})]^2}{2\sigma_{y,s}^2} \right) \right]. \quad (\text{B.22})$$

La composante de log-vraisemblance Λ_3 des données sur les prises selon l'âge est

$$\Lambda_3 = \sum_f \lambda_f^A \left[\sum_y O_{y,f}^A \sum_a p_{y,a,f}^{\text{obs}} \log(p_{y,a,f}^{\text{pred}}) \right], \quad (\text{B.23})$$

où O^A est la taille des échantillons annuels pour les compositions selon l'âge.

La composante de log-vraisemblance Λ_4 des données sur les prises selon la longueur est

$$\Lambda_4 = \sum_f \lambda_f^L \left[\sum_y O_{y,f}^L \sum_\ell p_{y,\ell,f}^{\text{obs}} \log(p_{y,\ell,f}^{\text{pred}}) \right], \quad (\text{B.24})$$

où O^L est la taille des échantillons annuels pour les compositions selon la longueur.

La composante de log-vraisemblance Λ_5 des longueurs moyennes observées dans les prises est

$$\Lambda_5 = \sum_f \lambda_f^{\bar{L}} \left[\sum_y \left(-\log(\omega_f) - \frac{[\bar{L}_{y,f}^{\text{obs}} - \bar{L}_{y,f}^{\text{pred}}]^2}{2\omega_f^2} \right) \right], \quad (\text{B.25})$$

où ω_f est l'écart-type des longueurs moyennes.

La composante de log-vraisemblance Λ_6 des écarts aléatoires annuels estimés du recrutement ε_y dans l'espace logarithmique est

$$\Lambda_6 = \sum_y \left(-\log(\tau) - \frac{\varepsilon_y^2}{2\tau^2} \right), \quad (\text{B.26})$$

où τ est l'écart-type des écarts aléatoires du recrutement.

La composante de log-vraisemblance Λ_7 des prises à l'équilibre est

$$\Lambda_7 = \sum_f \lambda_f^C \left(-\log(0.01) - \frac{[\log(C_f^{\text{eq,obs}}) - \log(C_f^{\text{eq,pred}})]^2}{2 \times 0,01^2} \right). \quad (\text{B.27})$$

La log-vraisemblance totale LL à maximiser est

$$\text{LL} = \sum_{i=1}^7 \Lambda_i. \quad (\text{B.28})$$

ANNEXE C. TIROIRS PAR DÉFAUT

Voici les valeurs du modèle opérationnel ou « tiroirs » que nous suggérons par défaut de désactiver ou de définir aux valeurs par défaut pour plus de simplicité. Au cas par cas, un analyste pourrait choisir de régler certains de ces tiroirs à d'autres valeurs ou d'inclure d'autres valeurs dans un ensemble de robustesse. Toutefois, sauf indication contraire, on peut supposer que les tiroirs suivants sont spécifiés comme suit.

C.1 TIROIRS PAR DÉFAUT RELATIFS AU STOCK

C.1.1 M2

(Facultatif) Taux de mortalité naturelle selon l'âge. Vecteur de longueur maxage. Nombre réel positif.

Par défaut, nous ne précisons pas le taux de mortalité naturelle par âge.

```
stock_default@M2  
#> numeric(0)
```

C.1.2 MEXP

Exposant de la fonction de Lorenzen supposant une relation inverse entre M et le poids. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels ≤ 0 .

Par défaut, nous n'utiliserons pas cette fonction.

```
stock_default@Mexp <- c(NA_real_, NA_real_)
```

C.1.3 MSD

Variabilité interannuelle du taux de mortalité naturelle exprimée sous forme de coefficient de variation. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Par défaut, nous supposons que la mortalité naturelle ne varie pas dans le temps, bien qu'il pourrait s'agir d'un tiroir important à explorer dans un ensemble de robustesse pour certains stocks.

```
stock_default@Msd  
#> numeric(0)
```

C.1.4 PERIOD

(Facultatif) Période pour le profil de recrutement cyclique en années. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs

Par défaut, nous ne supposons pas un profil de recrutement cyclique.

```
stock_default@Period  
#> numeric(0)
```

C.1.5 AMPLITUDE

(Facultatif) Amplitude de l'écart par rapport au recrutement moyen à long terme pendant le cycle de recrutement (p. ex. une plage de 0 à 1 signifie que le recrutement diminue ou augmente de 100 % au maximum à chaque cycle). Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. $0 < \text{Amplitude} < 1$.

Par défaut, nous ne supposons pas un profil de recrutement cyclique.

```
stock_default@Amplitude
#> numeric(0)
```

C.1.6 KSD

Variabilité interannuelle du paramètre de croissance k exprimée sous forme de coefficient de variation. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Par défaut, nous supposons que la croissance ne varie pas dans le temps.

```
stock_default@Ksd
#> numeric(0)
```

C.1.7 LINFSD

Variabilité interannuelle de la longueur maximale exprimée sous forme de coefficient de variation. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Par défaut, nous supposons que la croissance ne varie pas dans le temps.

```
stock_default@Linfsd
#> numeric(0)
```

C.1.8 SIZE_AREA_1

Taille de la zone 1 par rapport à la zone totale (zone 1 + zone 2). Réglée à 0,5 pour lisser un modèle à une seule zone. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels positifs.

Nous réglerons ce paramètre à 0,5 pour imiter un modèle à une seule zone.

```
stock_default@Size_area_1 <- c(0.5, 0.5)
```

C.1.9 FRAC_AREA_1

Fraction de la biomasse non exploitée dans la zone 1 par rapport à la zone totale (zone 1 + zone 2). Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels positifs.

Nous réglerons ce paramètre à 0,5 pour imiter un modèle à une seule zone.

```
stock_default@Frac_area_1 <- c(0.5, 0.5)
```

C.1.10 PROB_STAYING

La probabilité que les individus de la zone 1 restent dans la zone 1 au cours d'une année. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Fraction positive.

Nous réglerons ce paramètre à 0,5 pour imiter un modèle à une seule zone.

```
stock_default@Prob_staying <- c(0.5, 0.5)
```

C.1.11 SRREL

*Type de relation stock-recrue. Valeur entière unique, changement (1) Beverton-Holt (2) Ricker.

Nous utiliserons une relation stock-recrue de Beverton-Holt comme dans la plupart des évaluations du poisson de fond en Colombie-Britannique et comme on le suppose dans les estimations du taux de variation définies dans ce modèle opérationnel.

```
stock_default@SRrel <- 1L
```

C.1.12 FDISC

Fraction des poissons rejetés qui meurent. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Comme décrit ci-après, nous suggérons de configurer provisoirement le modèle opérationnel de sorte que tous les rejets soient considérés comme faisant partie des prises. Comme le taux de rejet sera réglé à zéro, ce paramètre n'aura aucun effet. On pourrait explorer cette option pour certains scénarios de modèles opérationnels.

```
stock_default@Fdisc <- c(1, 1)
```

C.2 TIROIRS PAR DÉFAUT RELATIFS À LA FLOTTILLE

C.2.1 EFFYEARS

Années représentant les points de jonction (sommets) de l'effort variable dans le temps. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Par défaut, nous remplirons ce champ à partir du modèle d'analyse de la réduction des stocks.

```
fleet_default@EffYears  
#> numeric(0)
```

C.2.2 EFFLOWER

Limite inférieure de l'effort relatif correspondant à EffYears. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Par défaut, nous remplirons ce champ à partir du modèle d'analyse de la réduction des stocks.

```
fleet_default@EffLower  
#> numeric(0)
```

C.2.3 EFFUPPER

Limite supérieure de l'effort relatif correspondant à EffYears. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Par défaut, nous remplirons ce champ à partir du modèle d'analyse de la réduction des stocks.

```
fleet_default@EffUpper  
#> numeric(0)
```

C.2.4 ESD

Variabilité interannuelle supplémentaire du taux de mortalité par pêche. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Nous supposons que la mortalité par pêche ne varie pas dans le temps par défaut.

```
fleet_default@Esd <- c(0, 0)
```

C.2.5 QINC

Variation moyenne en pourcentage de l'efficacité de la pêche (applicable uniquement à la projection prospective et au contrôle des entrées). Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Nous supposons que l'efficacité de la pêche ne varie pas dans le temps par défaut.

```
fleet_default@qinc <- c(0, 0)
```

C.2.6 QCV

Variabilité interannuelle de l'efficacité de la pêche (applicable uniquement à la projection prospective et au contrôle des entrées). Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Nous supposons que l'efficacité de la pêche ne varie pas dans le temps par défaut.

```
fleet_default@qcv <- c(0, 0)
```

C.2.7 SELYEARS

(Facultatif) Années représentant les points de jonction (sommets) où le profil de sélectivité historique change. Vecteur. Nombres réels positifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@SelYears  
#> numeric(0)
```

C.2.8 ABSSELYEARS

(Facultatif) Années civiles correspondant à SelYears (p. ex. 1951, plutôt que 1), utilisées uniquement pour les courbes. Vecteur (de même longueur que SelYears). Nombres réels positifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@AbsSelYears  
#> numeric(0)
```

C.2.9 L5LOWER

(Facultatif) Limite inférieure de L5. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@L5Lower  
#> numeric(0)
```

C.2.10 L5UPPER

(Facultatif) Limite supérieure de L5. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@L5Upper  
#> numeric(0)
```

C.2.11 LFSLOWER

(Facultatif) Limite inférieure de LFS. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@LFSLower  
#> numeric(0)
```

C.2.12 LFSUPPER

(Facultatif) Limite supérieure de LFS. Vecteur. Nombres réels non négatifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@LFSUpper  
#> numeric(0)
```

C.2.13 VMAXLOWER

(Facultatif) Limite inférieure de Vmaxlen. Vecteur. Fraction.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@VmaxLower  
#> numeric(0)
```

C.2.14 VMAXUPPER

(Facultatif) Limite supérieure de Vmaxlen. Vecteur. Fraction.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@VmaxUpper  
#> numeric(0)
```

C.2.15 MPA

(Facultatif) Matrice spécifiant les fermetures spatiales pendant les années historiques.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
fleet_default@MPA  
#> <0 x 0 matrix>
```

C.2.16 DR

Taux de rejet : la fraction des poissons capturés qui sont rejetés. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Fraction.

Comme tous les rejets sont inclus dans les prises, nous le réglerons à 0.

C.2.17 LR5

Longueur la plus courte correspondant à une rétention de 5 %. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce paramètre ne devrait pas avoir d'incidence sur les résultats, car nous supposons une mortalité par rejet de 100 % et la déclaration de toutes les prises par défaut.

```
fleet_default@LR5  
#> numeric(0)
```

C.2.18 LFR

La longueur la plus courte qui est entièrement conservée. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce paramètre ne devrait pas avoir d'incidence sur les résultats, car nous supposons une mortalité par rejet de 100 % et la déclaration de toutes les prises par défaut.

```
fleet_default@LFR  
#> numeric(0)
```

C.2.19 RMAXLEN

La rétention du poisson à L_{inf} . Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce paramètre ne devrait pas avoir d'incidence sur les résultats, car nous supposons une mortalité par rejet de 100 % et la déclaration de toutes les prises par défaut.

```
fleet_default@Rmaxlen <- c(1, 1)
```

C.2.20 VMAXLEN

La vulnérabilité des poissons à L_{inf} . Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Fraction.

Nous réglerons ce paramètre à 1 par défaut. Si ce paramètre est réglé à une valeur inférieure à 1, cela suppose une sélectivité en forme de dôme.

```
fleet_default@Vmaxlen <- c(1, 1)
```

C.3 TIROIRS PAR DÉFAUT RELATIFS AUX OBSERVATIONS

C.3.1 CREFBIASCV

Coefficient de variation log-normal pour le biais persistant d'échantillonnage dans RMD. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Les procédures de gestion provisoires n'utilisent pas ce tiroir.

```
obs_default@Crefbiascv  
#> numeric(0)
```

C.4 TIROIRS PAR DÉFAUT RELATIFS À LA MISE EN ŒUVRE

C.4.1 TACFRAC

Fraction moyenne pêchée du total autorisé des captures (TAC). Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombre réel positif.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
imp_default@TACFrac  
#> [1] 1 1
```

C.4.2 TACSD

Coefficient de variation log-normal dans la fraction pêchée du TAC. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
imp_default@TACSD  
#> [1] 0 0
```

C.4.3 SIZELIMFRAC

La taille minimale réelle qui est conservée, exprimée en fraction de la taille. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombre réel positif.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
imp_default@SizeLimFrac  
#> [1] 1 1
```

C.4.4 SIZELIMSD

Coefficient de variation log-normal contrôlant le décalage entre une limite de taille minimale et la taille minimale réelle conservée. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme. Nombres réels non négatifs.

Nous n'utiliserons pas cette fonction par défaut.

```
imp_default@SizeLimSD  
#> [1] 0 0
```

C.4.5 CAA_NSAMP

Nombre d'observations des prises selon l'âge par pas de temps. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce tiroir ne sera pas pertinent dans le modèle opérationnel principal puisqu'aucune des procédures de gestion proposées n'utilise les données sur l'âge. Il pourrait être réactivé si on évalue

la valeur de l'information inhérente à la détermination de l'âge du poisson et en utilisant les procédures de gestion qui s'en servent.

```
obs_default@CAA_nsamp  
#> numeric(0)
```

C.4.6 CAA_ESS

Taille effective de l'échantillon (tirages de l'âge indépendants) du modèle multinomial d'erreur d'observation des prises selon l'âge. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce tiroir ne sera pas pertinent dans les modèles opérationnels à moins que les procédures de gestion n'utilisent les données sur la composition selon l'âge.

```
obs_default@CAA_ESS  
#> numeric(0)
```

C.4.7 CAL_NSAMP

Nombre d'observations des prises selon la longueur par pas de temps. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce tiroir ne sera pas pertinent dans les modèles opérationnels à moins que les procédures de gestion n'utilisent les données sur la composition selon la longueur.

```
obs_default@CAL_nsamp  
#> numeric(0)
```

C.4.8 CAL_ESS

Taille effective de l'échantillon (tirages de la longueur indépendants) du modèle multinomial d'erreur d'observation des prises selon la longueur. Limites inférieure et supérieure de la distribution uniforme.

Ce tiroir ne sera pas pertinent dans les modèles opérationnels à moins que les procédures de gestion n'utilisent les données sur la composition selon la longueur.

```
obs_default@CAL_ESS  
#> numeric(0)
```

ANNEXE D. PROCÉDURES DE GESTION À DONNÉES LIMITÉES

Nous donnons ici un aperçu des procédures de gestion qui peuvent être utilisées dans ce Cadre. Les procédures de gestion sont une combinaison de celles qui proviennent de la documentation et de celles qui ont été utilisées dans des évaluations récentes pour d'autres poissons de fond de la Colombie-Britannique. Nous nous concentrons sur les procédures de gestion « à production contrôlée »—les procédures de gestion qui recommandent un TAC—pour assurer la cohérence avec l'approche de gestion du poisson de fond en Colombie-Britannique. La liste n'est pas exhaustive et s'allongera probablement ou sera adaptée au fil du temps.

Nous précisons que la notation entre les procédures de gestion n'est pas toujours uniforme (p. ex. différents symboles peuvent être utilisés pour la pente d'un indice de l'abondance relative), mais nous avons cherché à maintenir la cohérence avec la documentation de DLMtool ou les publications de source primaire dans la mesure du possible.

D.1 PROCÉDURES DE GESTION À PRISES CONSTANTES

Les procédures de gestion de cette catégorie établissent des prises constantes, souvent fondées sur des prises historiques moyennes. Ce type de procédures de gestion est statique et ne tient donc pas compte de la rétroaction entre l'état du stock subséquent et les recommandations de la procédure de gestion. Néanmoins, ces procédures de gestion sont simples, peuvent ne constituer qu'une modification mineure du statu quo et, dans certains cas, peuvent satisfaire aux paramètres de rendement.

D.1.1 CC_HIST20 : PRISES HISTORIQUES MOYENNES

Il s'agit d'une procédure de gestion simple dans laquelle on calcule les prises historiques moyennes pour les utiliser afin de définir un TAC constant (« CC » indiquant des prises constantes). Le TAC de l'année y est calculé comme suit :

$$\text{TAC}_y = \frac{\sum_{i=1}^n C_i}{n}, \quad (\text{D.1})$$

où n est le nombre d'années historiques et C_i les prises dans l'année historique i . Pour le cas qui nous intéresse en Colombie-Britannique, nous suggérons d'utiliser les prises moyennes des 20 dernières années, ce qui comprend une période après la mise en œuvre des QIT dans la pêche au chalut en 1996. Nous appelons cette procédure de gestion « CC_hist20 » :

$$\text{TAC}_y = \frac{\sum_{i=n-20+1}^n C_i}{20}. \quad (\text{D.2})$$

Pour des stocks précis, les analystes pourraient envisager d'autres années de départ qui sont pertinentes pour les stocks en question.

D.1.2 CC : PRISES CONSTANTES

Pour ces procédures de gestion, le TAC est calculé comme une fraction de la moyenne des prises historiques des cinq dernières années (Geromont et Butterworth 2015a) :

$$\text{TAC}_y = \alpha \frac{\sum_{i=n-5+1}^n C_i}{5}, \quad (\text{D.3})$$

où α est une valeur supérieure à zéro. Le TAC est constant pour toutes les projections futures. Nous suggérons les procédures de gestion « CC » provisoires suivantes, qui diffèrent de par leur valeur de α :

- CC1.2 : $\alpha = 1,2$
- CC1.1 : $\alpha = 1,1$
- CC1.0 : $\alpha = 1,0$
- CC0.9 : $\alpha = 0,9$
- CC0.8 : $\alpha = 0,8$
- CC0.7 : $\alpha = 0,7$
- CC0.6 : $\alpha = 0,6$

D.2 PROCÉDURES DE GESTION INDICE-PENTE ET INDICE-RATIO

Les procédures de gestion de cette catégorie formulent une recommandation de TAC fondée sur la variation d'un indice de l'abondance relative dans le temps. Le terme « pente » est utilisé parce que de nombreuses procédures de gestion dans cette catégorie ajustent une régression linéaire à l'indice de l'abondance relative (habituellement dans l'espace logarithmique) et produisent une recommandation qui diminue généralement le TAC si la pente est négative et l'augmente si la pente est positive. Certaines procédures de gestion sont fondées sur des ratios de l'abondance relative certaines années.

D.2.1 IRATIO : RATIO DE L'INDICE MOYEN

Cette procédure de gestion ajuste le TAC selon un ratio, α , dont le numérateur est l'indice moyen des deux dernières années de la série chronologique et le dénominateur est l'indice moyen des trois années précédant celles du numérateur. Cette procédure de gestion est fondée sur la méthode 3.2 utilisée par le CIEm pour les stocks à données limitées (ICES 2012 ; Jardim et al. 2015). Le TAC est calculé comme suit :

$$\text{TAC}_y = \alpha C_{y-1}, \quad (\text{D.4})$$

$$\alpha = \frac{I_{y-1} + I_{y-2}}{2} \bigg/ \frac{I_{y-3} + I_{y-4} + I_{y-5}}{3}, \quad (\text{D.5})$$

où C_{y-1} correspond aux prises de l'année précédente et α est le ratio de l'indice moyen des deux dernières années de la série chronologique et de l'indice moyen des 3–5 dernières années. En raison de la nature biennale de la plupart des relevés menés en Colombie-Britannique pour une zone, nous proposons une autre version de cette procédure de gestion, « Iratio2 », qui calcule le ratio avec les deux dernières années d'observations de relevé disponibles au numérateur et les trois dernières années d'observations de relevé disponibles au dénominateur.

D.2.2 GB_SLOPE : PENTE DE L'INDICE DE GEROMONT ET BUTTERWORTH

Cette procédure de gestion ajuste le TAC en fonction des prises antérieures et de la tendance d'un indice de l'abondance relative pour viser des taux de prises relativement stables (Geromont et Butterworth 2015a) (figure D.1). Le TAC est calculé comme suit :

$$\text{TAC}_y = C_{y-1}(1 + \lambda\beta_I), \quad (\text{D.6})$$

où C_{y-1} est les prises de l'année précédente, β_I est la pente d'une régression linéaire de l'indice de l'abondance \ln au cours des n années précédentes (valeur par défaut de $n = 5$) et λ est un paramètre de contrôle entre 0 et 1 qui ajuste la rapidité de l'ajustement du TAC en fonction de la pente de l'indice. Le TAC est assujéti aux conditions suivantes qui limitent le taux auquel il peut être ajusté à la hausse ou à la baisse :

- si le TAC suivant $> 1,2$ les dernières prises, alors le TAC = $1,2 \times$ les dernières prises
- si le TAC suivant $< 0,8$ les dernières prises, alors le TAC = $0,8 \times$ les dernières prises.

La valeur λ par défaut est 1 dans l'outil DLMtool.

Nous proposons ici d'ajouter une version avec une valeur plus basse de λ ($\lambda = 0,66$), qui est donc moins sensible aux variations de l'indice de l'abondance relative. De plus, nous proposons d'étendre la régression linéaire à six ou huit ans, en raison de la nature biennale des relevés synoptiques au chalut, ce qui engloberait un nombre constant d'années pour lesquelles des données sont disponibles. Nous désignons ces procédures de gestion par « GB_slope_6_1 », « GB_slope_6_0,66 », « GB_slope_8_1 » et « GB_slope_8_0,66 », où les chiffres indiquent le nombre d'années et la valeur de λ , respectivement. Le nombre d'années et le paramètre λ pourraient être explorés comme paramètres de réglage pour certains stocks.

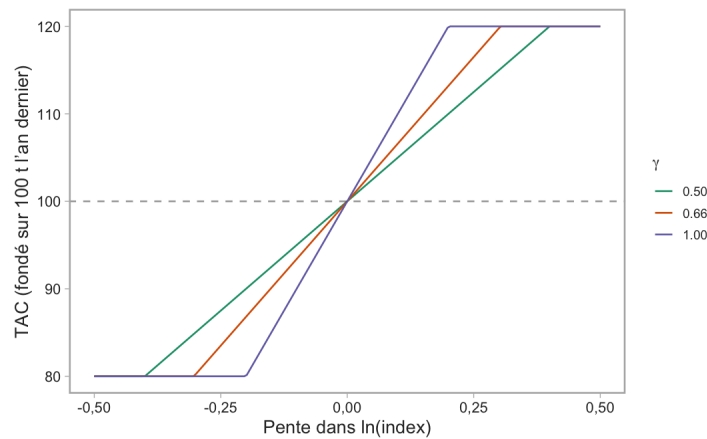


Figure D.1. Illustration de GB_slope pour différentes valeurs de λ , le paramètre de gain ou de lissage qui détermine dans quelle mesure les recommandations relatives au TAC sont sensibles aux changements de l'indice d'abondance relative.

D.2.3 ISLOPE : SUIVI DE LA PENTE DE L'INDICE

Ces procédures de gestion ajustent progressivement le TAC pour tenter de maintenir un indice de l'abondance relative constant (figure D.2). Les procédures de gestion sont semblables à « GB_slope » avec l'ajout d'un paramètre qui détermine le TAC pour la première année de projection et différents choix du paramètre λ . Le TAC est calculé comme suit :

$$\text{TAC}_y = \text{TAC}^*(1 + \lambda\beta_I), \quad (\text{D.7})$$

où, dans la première année de projection, TAC^* est $(1 - x)$ multiplié par les prises moyennes des cinq dernières années historiques. Les années suivantes, TAC^* est le TAC de l'année précédente. Encore une fois, λ est un paramètre de gain ou de lissage, et β_I est la pente de l'indice de l'abondance \ln les n dernières années (nous avons fixé $n = 6$).

Quatre variantes de cette procédure sont décrites dans Geromont et Butterworth (2015b) :

- Islope1 : La moins prudente sur le plan biologique, avec $\lambda = 0,4$ et $x = 0,2$
- Islope2 : De plus en plus prudente sur le plan biologique, avec $\lambda = 0,4$ et $x = 0,3$
- Islope3 : De plus en plus prudente sur le plan biologique, avec $\lambda = 0,4$ et $x = 0,4$
- Islope4 : La plus prudente sur le plan biologique, avec $\lambda = 0,2$ et $x = 0,4$

En raison de ces valeurs de x , les quatre versions commencent à un TAC de 60–80 % des prises moyennes récentes. En ce qui concerne les pêches du poisson de fond en Colombie-Britannique, nous ne nous attendons pas à ce que les stocks soient surexploités actuellement. Nous proposons donc l'ensemble suivant, avec un TAC de début à 80 % ou 100 % des prises moyennes au cours des cinq dernières années historiques :

- Islope0.4_100 : $\lambda = 0,4$ et $x = 0$
- Islope0.4_80 : $\lambda = 0,4$ et $x = 0,2$
- Islope0.2_100 : $\lambda = 0,2$ et $x = 0$
- Islope0.2_80 : $\lambda = 0,2$ et $x = 0,2$

Nous avons en outre modifié cette procédure de gestion pour ajouter une augmentation proportionnelle maximale du TAC de 1,2 d'une année à l'autre.

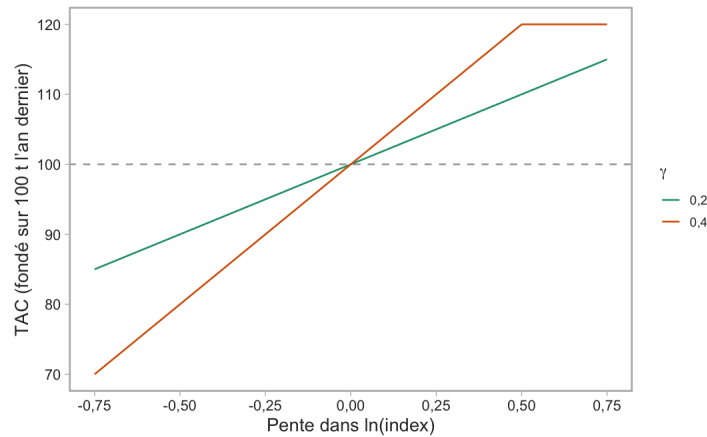


Figure D.2. Illustration des procédures de gestion Islope pour 2 valeurs de λ . Le paramètre x a seulement une incidence sur le TAC dans l'année de projection initiale, et par conséquent il n'est pas illustré.

D.2.4 IDX : PROCÉDURE DE GESTION FONDÉE SUR UN INDICE DE COX ET AL. (2020)

Cette procédure de gestion a été utilisée dans le plan de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures en Colombie-Britannique (Cox et al. 2020) (figure D.3). Elle attribue le TAC selon la formule suivante :

$$TAC_y = \begin{cases} TAC_{Floor}, & \text{if } \Delta I_y \leq \delta_{min} \\ (1 + \Delta I_y)TAC_{y-1}, & \text{if } \delta_{min} < \Delta I_y \leq \delta_{max} \\ (1 + \delta_{max})TAC_{y-1}, & \text{if } \Delta I_y > \delta_{max}, \end{cases} \quad (D.8)$$

où δ_{min} est la baisse la plus négative autorisée dans l'indice de la biomasse relative avant la fermeture de la pêche cette année-là (en supposant par défaut que TAC_{Floor} est de 20 % des prises moyennes des cinq dernières années historiques) et ΔI_y est la valeur de l'indice actuel divisée par la dernière valeur de l'indice observée moins 1. Nous avons fixé $\delta_{min} = -0,5$ comme

dans (Cox et al. 2020), mais cette valeur peut être réglée pour les différents stocks. L'augmentation maximale du TAC est plafonnée à $\delta_{\max}0,25$ par défaut.

Cette procédure de gestion peut être lissée davantage :

$$TAC_y = \lambda \cdot TAC_y + (1 - \lambda)TAC_{y-1}, \quad (D.9)$$

où λ contrôle le degré de lissage et peut varier entre 0 et 1. Cox et al. (2020) ont utilisé $\lambda = 0,5$. Nous définissons ces procédures de gestion pour DLMtool comme "IDX" ($\delta_{\min} = -0,5$, $\delta_{\max} = 0,25$) et « IDX_smooth » (identique à IDX, mais avec $\lambda = 0,5$ pour répartir la différence entre le TAC proposé potentiellement et celui précédemment recommandé).

Dans l'idéal, TAC_{Floor} serait fixé selon une base propre au stock à une valeur raisonnable nécessaire pour maintenir les autres pêches du poisson de fond. Provisoirement, en l'absence d'une valeur plancher propre au stock, « IDX » fixera le plancher à 20 % des prises moyennes des cinq dernières années historiques.

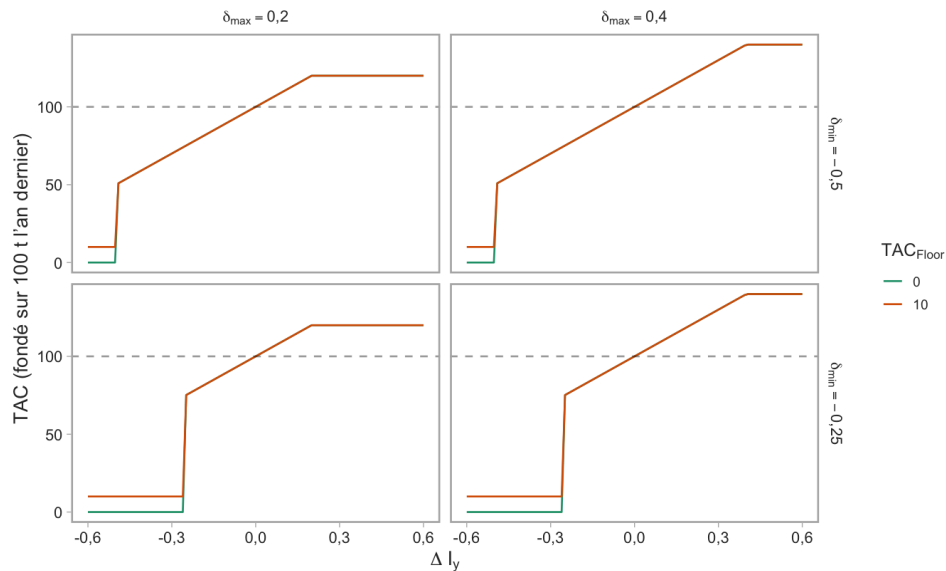


Figure D.3. Illustration des procédures de gestion IDX pour deux valeurs de δ_{\min} et δ_{\max} , montrant également deux valeurs de TAC_{Floor} .

D.3 PROCÉDURES DE GESTION INDICE-CIBLE

Les procédures de gestion de cette catégorie visent à maintenir un indice de l'abondance relative à un certain niveau de référence. Habituellement, ce niveau de référence est fixé en fonction d'une hypothèse de ce que serait l'indice si le stock était à B_{RMD} . Comme il serait difficile de l'appliquer aux données réelles d'une manière conforme à cette hypothèse, nous proposons plutôt de modifier cette procédure de gestion pour fixer le niveau de l'indice cible à un niveau historique de l'indice, qui serait choisi stock par stock. Nous fixons provisoirement le niveau de référence à la valeur moyenne de l'indice pour les 10 années précédant la période de projection. Les analystes, en consultation avec les gestionnaires et les intervenants, peuvent choisir d'ajuster cette période de référence ou fixer une autre valeur de l'indice de référence.

Le rendement des choix de l'indice de référence peut être évalué dans la simulation en boucle fermée.

D.3.1 IT : INDICE CIBLE ITÉRATIF

Il s'agit de procédures de gestion indice-cible où le TAC est modifié en fonction des niveaux actuels de l'indice (l'indice moyen des cinq dernières années) par rapport à un niveau cible. Traditionnellement, le niveau cible est fixé à la valeur de l'indice à B_{RMD} , sous réserve de l'erreur d'observation. Comme nous l'avons mentionné ci-dessus, nous avons modifié cette procédure de gestion pour fixer le niveau cible à la valeur moyenne de l'indice sur les 10 ans précédant la période de projection.

Le TAC est calculé comme suit :

$$\text{TAC}_y = C_{y-1} I_\delta, \quad (\text{D.10})$$

où C_{y-1} correspond aux prises de l'année précédente et I_δ est le ratio de l'indice moyen des cinq dernières années par rapport au niveau de l'indice de référence.

Il existe deux versions de cette procédure :

- IT5, où les variations annuelles maximales du TAC sont de 5 % ;
- IT10, où les variations annuelles maximales du TAC sont de 10 %.

Nous désignons nos variantes historiques « IT5_hist » et « IT10_hist ».

D.3.2 ITARGET : INDICE CIBLE PROGRESSIF

Les procédures de gestion « Itarget » (Geromont et Butterworth 2015a, 2015b) ajustent progressivement le TAC en fonction des valeurs de référence des prises et de l'indice de l'abondance (figure D.4).

Si $I_{\text{recent}} \geq I_0$ le TAC est calculé comme suit :

$$\text{TAC}_{y+1} = \text{TAC}^* \left[w + (1 - w) \left(\frac{I_{\text{recent}} - I_0}{I_{\text{target}} - I_0} \right) \right], \quad (\text{D.11})$$

Sinon :

$$\text{TAC}_{y+1} = w \cdot \text{TAC}^* \left(\frac{I_{\text{recent}}}{I_0} \right)^2, \quad (\text{D.12})$$

Ces calculs dépendent de :

- I_{recent} , l'indice moyen sur les cinq dernières années ;
- I_{ave} , l'indice moyen sur les 10 années précédant la période de projection ;
- C_{ave} , les prises historiques moyennes des cinq dernières années de la période historique ;
- λ , la fraction de I_{ave} sous laquelle les TAC futurs sont réduits quadratiquement (figure D.4) ;
- δ , la fraction de I_{ave} définissant la valeur de l'indice cible ;
- x , la différence proportionnelle entre les prises futures et C_{ave} ;
- w , un paramètre de lissage qui définit le « taux de variation » de la pente de l'ajustement.

puis de :

- $I_0 = \lambda I_{\text{ave}}$;
- $I_{\text{target}} = \delta I_{\text{ave}}$;
- $\text{TAC}^* = x C_{\text{ave}}$, la cible des prises.

Geromont et Butterworth (2015a) et Geromont et Butterworth (2015b) proposent un certain nombre de configurations de ces procédures de gestion. Nous suggérons de commencer par les versions provisoires suivantes et d'étudier le réglage d'une gamme plus complète de valeurs des paramètres si l'une des versions provisoires donne de bons résultats.

Nous recommandons les valeurs de base provisoires suivantes : $\lambda = 0,2$, $\delta = 1$, $w = 0,5$, $x = 1$. Elles représentent :

- l'ajustement du TAC diminuant quadratiquement à 20 % de l'indice moyen au cours des 10 dernières années historiques ($\lambda = 0,2$) ;
- un indice cible de la valeur moyenne de l'indice au cours des 10 dernières années ($\delta = 1$) ;
- un taux de variation modéré de la pente de l'ajustement ($w = 0,5$) ;
- des prises cibles égales aux prises historiques moyennes des cinq dernières années de la période historique ($x = 1$).

Nous recommandons ensuite de faire varier chacun des paramètres tout en maintenant les autres à leur valeur par défaut (figure D.5) :

- Itarget_base : $\lambda = 0,2$, $\delta = 1$, $w = 0,5$, $x = 1$
- Itarget_w0.8 : $\lambda = 0,2$, $\delta = 1$, $w = 0,8$, $x = 1$
- Itarget_x0.2 : $\lambda = 0,2$, $\delta = 1$, $w = 0,5$, $x = 1,2$
- Itarget_x0.8 : $\lambda = 0,2$, $\delta = 1$, $w = 0,5$, $x = 0,8$
- Itarget_d1.2 : $\lambda = 0,2$, $\delta = 1,2$, $w = 0,5$, $x = 1$
- Itarget_d0.8 : $\lambda = 0,2$, $\delta = 0,8$, $w = 0,5$, $x = 1$

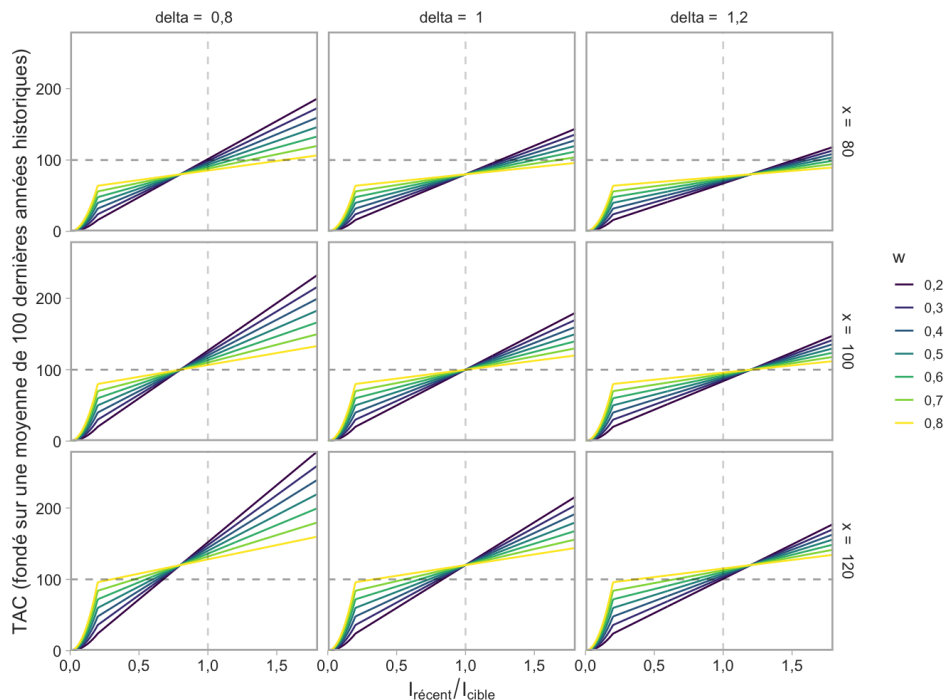


Figure D.4. Illustration des procédures de gestion Itarget possibles pour un éventail de paramètres de réglage range d'après $I_{ave} = 1$, qui montre les effets de la variation de w . Dans tous les cas, $I_0 = \lambda I_{ave} = 0,2$, valeur sous laquelle le TAC est réduit quadratiquement. À noter que delta correspond à δ .

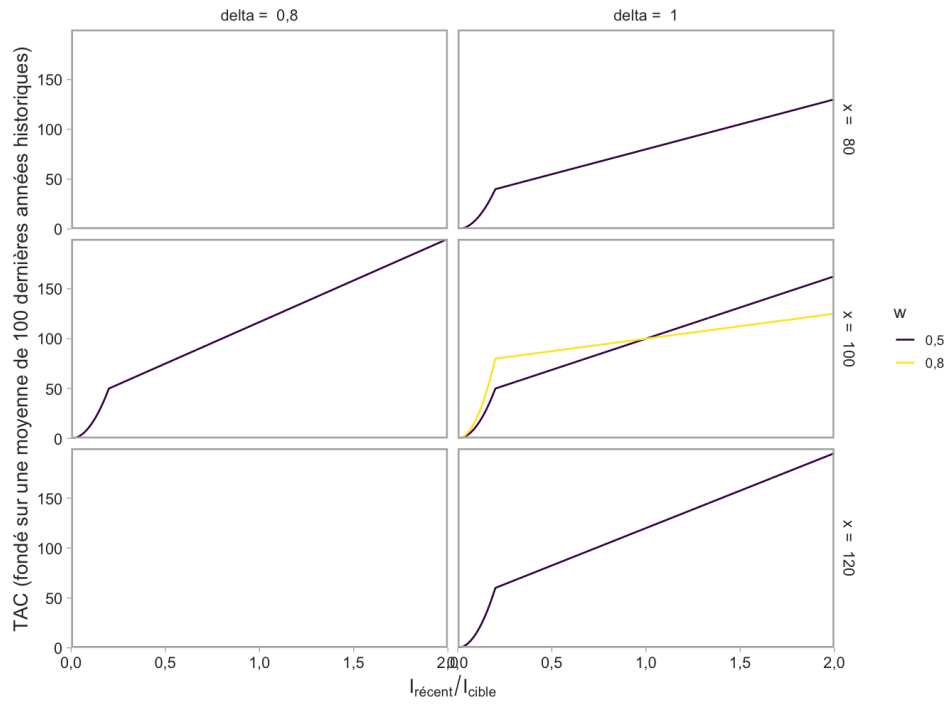


Figure D.5. Illustration de procédures de gestion I_{target} provisoires d'après $I_{ave} = 1$, avec les combinaisons de paramètres provisoires recommandées. Dans tous les cas, $I_0 = \lambda I_{ave} = 0,2$, valeur sous laquelle le TAC est réduit quadratiquement. À noter que delta correspond à δ .

D.3.3 ITM : INDICE-CIBLE FONDÉ SUR LE TAUX DE MORTALITÉ NATURELLE

« ITM » est une procédure de gestion indice-cible où le TAC est modifié en fonction des niveaux actuels de l'indice, la fenêtre définissant « actuel » en fonction de la mortalité naturelle présumée M (figures D.6).

La procédure de gestion est définie comme suit :

$$TAC_y = TAC_{y-1} \delta I, \quad (D.13)$$

où δI est le ratio de l'indice moyen sur 4 $(1/M)^{1/4}$ années par rapport à l'indice de référence. La variation fractionnelle maximale du TAC est déterminée par x , défini comme $x = \max((5 + 25M)/100, 0, 2)$. Comme pour les autres procédures de gestion de l'indice de référence, nous utilisons une période historique de l'indice pour établir le niveau de l'indice de référence—provisoirement les 10 dernières années avant la période de projection.

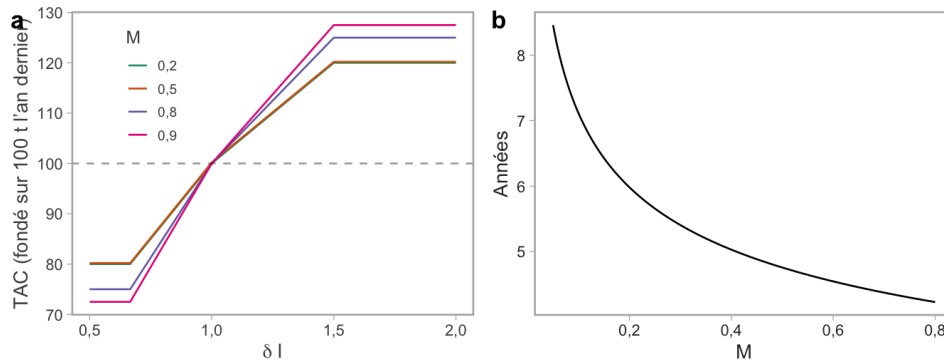


Figure D.6. Illustration de la procédure de gestion ITM. (a) Illustration de la façon dont le TAC est fondé sur la mortalité naturelle (M) et sur δI , le changement proportionnel de l'indice d'abondance relative par rapport à un niveau de référence. À noter que l'effet de M n'apparaît que pour les valeurs élevées de M —0,2 et 0,5 se chevauchent dans cette figure. (b) Illustration du rapport entre M et le nombre d'années utilisé pour calculer l'indice d'abondance relative moyen récent.

D.4 PROCÉDURES DE GESTION FONDÉES SUR UN MODÈLE

D.4.1 MODÈLE DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE

En plus des procédures de gestion empiriques décrites ci-dessus, nous proposons d'inclure un modèle de production excédentaire jumelé à une règle de contrôle des prises comme procédure de gestion fondée sur un modèle. Ici, nous utilisons le modèle de production excédentaire mis en œuvre dans MSEtool (Huynh et al. 2019) et TMB (Kristensen et al. 2016), d'après Fletcher (1978).

La biomasse B de l'année y est calculée comme suit :

$$B_y = B_{y-1} + P_{y-1} - C_{y-1}, \quad (D.14)$$

où C_y correspond aux prises observées et P_y est la production excédentaire donnée par la formule

$$P_y = \gamma \times \text{RMD} \times \left(\frac{B_y}{K} - \left[\frac{B_y}{K} \right]^n \right), \quad (D.15)$$

où K est la capacité de charge, RMD est le rendement maximal durable estimé et n est le paramètre qui contrôle la forme de la courbe de production, γ étant défini comme

$$\gamma = \frac{1}{n-1} n^{n/(n-1)}. \quad (\text{D.16})$$

Le paramètre de production n est habituellement fixe, produisant le modèle de Schaefer (Schaefer 1954) avec une courbe de production symétrique ($B_{\text{RMD}}/K = 0,5$) lorsque $n = 2$. Le modèle de Fox est le cas limitatif du paramétrage de Fletcher quand $n \rightarrow 1$, où

$$K = e \times B_{\text{RMD}}, \quad (\text{D.17})$$

$$r = F_{\text{RMD}}, \quad (\text{D.18})$$

et

$$P_y = -e \times \text{RMD} \times \frac{B_y}{K} \times \log\left(\frac{B_y}{K}\right). \quad (\text{D.19})$$

En conditionnant le modèle sur les prises observées, l'indice prévu \hat{I}_y est

$$\hat{I}_y = \hat{q}\hat{B}_y \quad (\text{D.20})$$

et le taux de récolte est

$$\hat{F}_y = \frac{C_y}{\hat{B}_y}. \quad (\text{D.21})$$

La vraisemblance de l'indice observé I_y , en supposant une distribution log-normale, est

$$\log(I_y) \sim \text{Normal}(\log[\hat{I}_y], \sigma), \quad (\text{D.22})$$

où σ représente l'écart-type.

Nous jumelons ces modèles de production excédentaire avec les règles de contrôle des prises suivantes (figure D.7) :

1. HCR-4010 : Au-delà de 40 % de B/B_0 estimée (biomasse divisée par la biomasse féconde à l'équilibre non exploitée), $F_y = \hat{F}_{\text{RMD}}$; à 10 % de B/B_0 , $F_y = 0$; estimée ; entre 10 % et 40 %, interpoler le facteur d'ajustement de façon linéaire. Cette règle de contrôle des prises est couramment appliquée dans la documentation sur les pêches et sur la côte Ouest des États-Unis (p. ex. Berger et al. 2019).
2. HCR-8040 : Au-dessus de 80 % de B/B_{RMD} estimée, $F_y = \hat{F}_{\text{RMD}}$; à 40 % de B/B_{RMD} estimée, $F_y = 0$; entre 40 % et 80 %, interpoler le facteur d'ajustement de façon linéaire. Il convient de noter que ce point de référence est fondé sur B_{RMD} alors que HCR-4010 repose sur B_0 . Cette règle de contrôle des prises crée des points de contrôle opérationnels qui imitent les points de référence biologiques provisoires (point de référence supérieur du stock et point de référence limite) du Cadre pour la pêche durable du MPO (figure 1), les points de contrôle opérationnels définissant les seuils des mesures de gestion (c.-à-d. réduction de la mortalité par pêche). Nous notons toutefois que les points de contrôle opérationnels ne doivent pas nécessairement correspondre aux points de référence biologiques (PRB) pour être conformes au Cadre pour la pêche durable. Par exemple, un modèle peut générer des estimations biaisées de B/B_{RMD} et être mieux jumelé avec des points de contrôle opérationnel qui diffèrent des points de référence biologiques pour obtenir un rendement qui répond aux objectifs de durabilité définis par les points de référence biologiques (p. ex. Cox et al. 2013).

3. HCR-6040 : Une règle de contrôle des prises légèrement moins prudente sur le plan biologique que la HCR-8040 (Cox et al. 2013). Cette règle ne commence pas à abaisser le TAC de RMD jusqu'à ce que $B/B_{RMD} < 0,6$.

Nous désignons ces procédures de gestion comme suit : « SP8040 » (modèle de production excédentaire de Schaefer, RCP 8040), « SP8040_Fox » (modèle de production excédentaire de Fox, RCP 8040), etc. Nous incluons seulement le modèle de production excédentaire de Schaefer avec la règle 4010, puisque le choix de la fonction de production ne devrait pas avoir d'incidence sur une règle de contrôle des prises fondée sur l'épuisement.

Nous incluons également les règles RCP « méta » suivantes (e.g., Cox et al. 2020), qui peuvent être modifiées au besoin pour des stocks particuliers :

- L'augmentation maximale du TAC pour une année donnée est de 20 %.
- La diminution maximale du TAC pour une année donnée est de 50 %.
- Le TAC minimum est de 10 % des prises de la dernière année historique.
- Le TAC n'est pas augmenté à moins que la procédure de gestion ne recommande de l'augmenter d'au moins 5 %.

Nous incluons ces règles (modifiables) dans une procédure de gestion définie comme 'SP_gf()' dans le progiciel gfdlm en R (Anderson et al. 2020b).

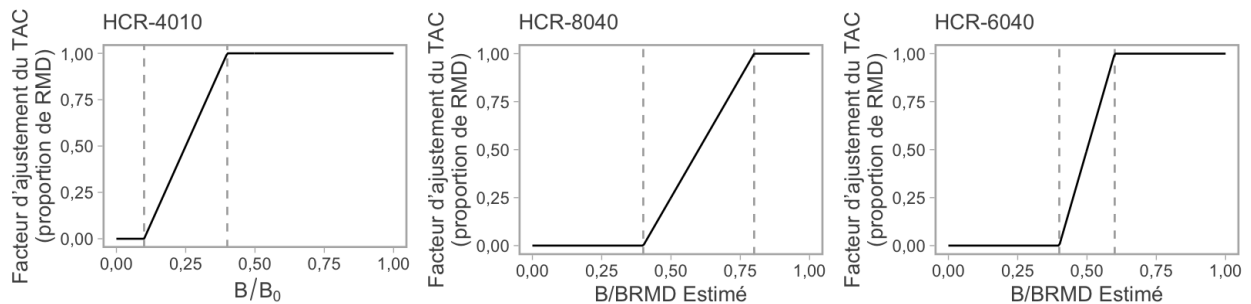


Figure D.7. Règles de contrôle des prises provisoires proposées associées aux procédures de gestion fondées sur un modèle.

ANNEXE E. ÉTUDE DE CAS DE LA PLIE ROYALE SUR LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER

E.1 CONTEXTE

La plie royale (*Glyptocephalus zachirus*) est présente du centre de la Basse-Californie jusqu'à l'ouest de la mer de Béring et est généralement répartie dans toute la région côtière de la Colombie-Britannique. Elle est parfois appelée « sole américaine ». La plie royale est principalement capturée dans la pêche au chalut de fond du poisson de fond en Colombie-Britannique, pour laquelle un niveau de 100 % de présence des observateurs en mer et de vérification à quai a été instauré en 1996.

En Colombie-Britannique, les captures de plie royale ont lieu à des profondeurs comprises entre 20 m et plus de 1 000 m, le plus souvent entre 75 et 450 m. Des plies royales allant jusqu'à 58 cm de longueur et pesant jusqu'à 1,44 kg ont été pêchées dans les eaux de la Colombie-Britannique. L'individu le plus âgé dont l'âge a été déterminé était une femelle de 34 cm âgée de 15 ans ; cependant, il existe très peu de données sur la détermination de l'âge pour cette espèce, les seules données provenant du relevé au chalut de fond de la communauté plurispécifique du détroit d'Hécate en 1998. Des otolithes sont prélevés dans le cadre de relevés menés en Colombie-Britannique depuis 2000, mais leur âge n'a pas été déterminé. L'âge maximal relevé dans le golfe d'Alaska pour la plie royale est de 29 ans (femelle) (Abookire 2006).

Le relevé synoptique au chalut de fond de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) capture fréquemment des plies royales (figure E.1 et E.2). Bien qu'elle soit capturée dans le cadre de la pêche commerciale d'espèces mélangées au chalut de fond (figures E.3 et E.4), elle ne fait pas l'objet d'une pêche dirigée ni de quotas. Elle est couramment pêchée avec la morue du Pacifique (*Gadus macrocephalus*), la limande-sole (*Microstomus pacificus*), le carlottin anglais (*Parophrys vetulus*) et la plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*). La plie royale n'a jamais été officiellement évaluée en Colombie-Britannique. Cependant, on a estimé la biomasse de la plie royale dans le détroit d'Hécate en 2012 à l'aide des données des relevés de recherche recueillies entre 1984 et 2003 (Fargo 2012). Le relevé synoptique au chalut de fond sur la côte ouest de l'île de Vancouver a révélé une diminution modérée de la densité de la biomasse de ~2008 à 2012 et une augmentation de 2014 à 2018 (figures E.1 et E.2). Les CPUE (captures par unité d'effort) normalisées des pêches commerciales au chalut ont augmenté à la fin des années 1990, diminué modérément de ~2004 à 2010 et augmenté modérément jusqu'à environ 2016 (figure E.2). Il existe de nombreux échantillons de longueur, de poids, d'otolithes et de maturité de plie royale provenant du relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver, mais aucun âge n'a été déterminé (figure E.5). Il existe peu d'échantillons biologiques de quelque sorte que ce soit provenant de la flottille commerciale (figure E.5).

Aux États-Unis, la plie royale est pêchée au chalut de fond et est considérée comme formant trois stocks distincts : le stock du golfe d'Alaska (McGilliard et Palsson 2017), le stock de la mer de Béring et des îles Aléoutiennes (Wilderbuer et Nichol 2015), et le stock de la côte Ouest de Washington à la Californie (Cope et al. 2015).

Nous faisons ici la démonstration du Cadre des procédures de gestion, au moyen d'une étude de cas portant sur le stock de plie royale dans la zone de gestion du poisson de fond de la côte ouest de l'île de Vancouver (zone 3CD). Cette étude de cas détaillée est présentée à titre indicatif et ne vise pas à produire un avis sur les prises pour le moment. Nous avons réalisé notre étude de cas en suivant les étapes décrites dans la section 3.

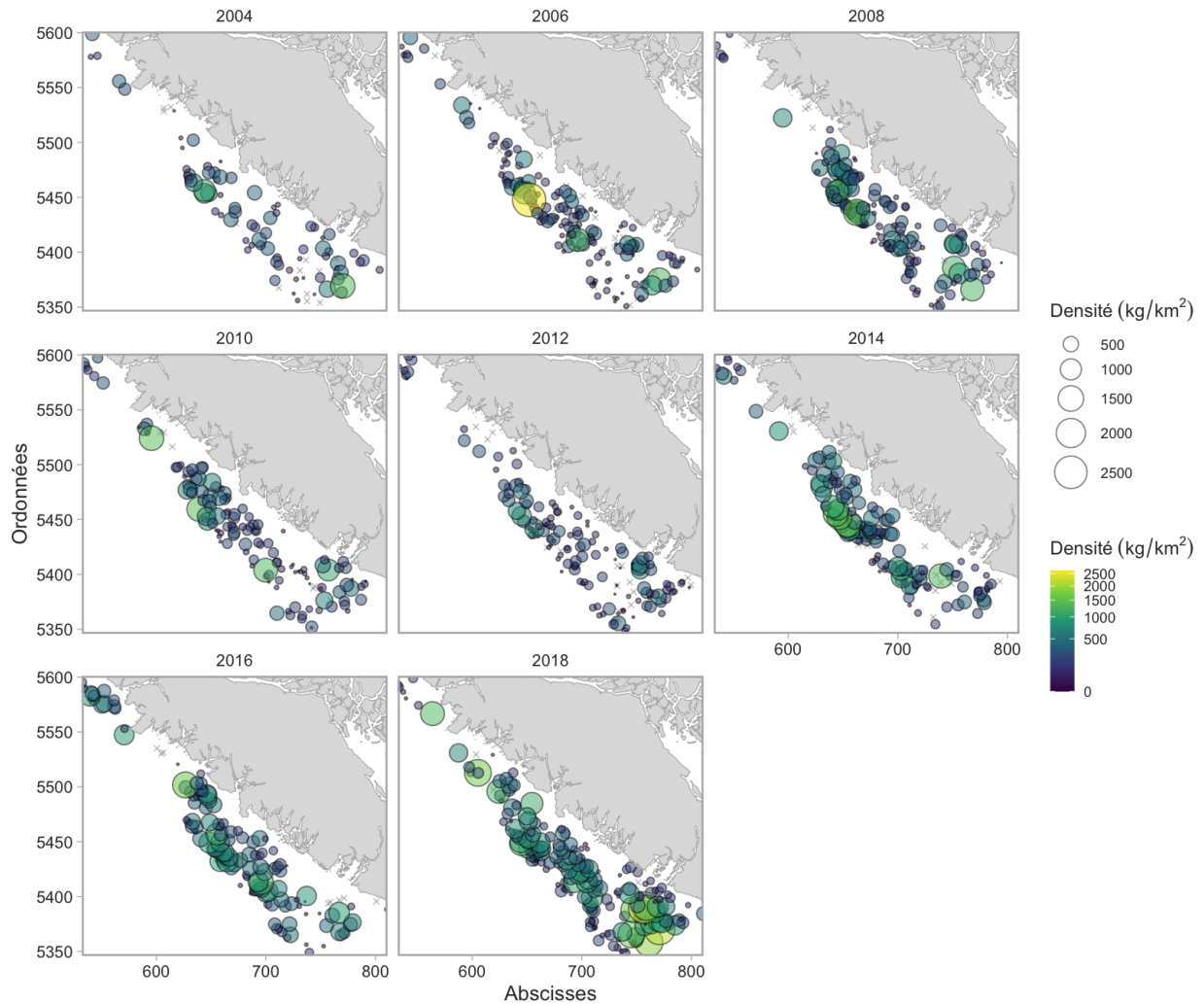


Figure E.1. Traits individuels du relevé synoptique au chalut de fond sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Les croix gris pâle indiquent les traits du relevé qui n'ont pas capturé de plie royale. La superficie et la couleur des cercles sont proportionnelles à la densité de la plie royale pour cette calée du relevé. Les coordonnées en abscisse et en ordonnée sont indiquées pour la zone 9 UTM.

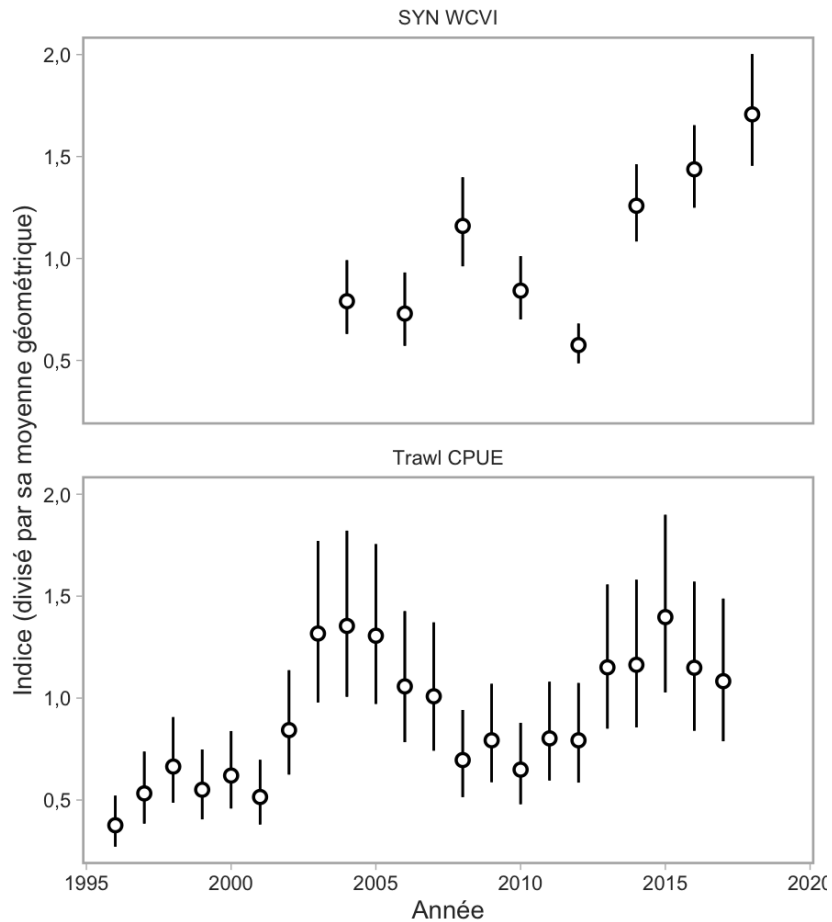


Figure E.2. Relevé synoptique au chalut de fond sur la côte ouest de l'île de Vancouver et CPUE normalisées des pêches commerciales au chalut de fond de la plie royale, normalisés selon les méthodes décrites dans Anderson et al. (2019). Chaque indice est divisé par sa moyenne géométrique pour les années 2004–2019 à des fins de visualisation. Les points représentent les estimations moyennes et les segments linéaires représentent les intervalles de confiance de 95 %. L'indice du graphique supérieur est dérivé des données de la figure E.1 avec des intervalles de confiance générés par une procédure d'auto-amorçage stratifié (pour plus de détails, voir, par exemple, Anderson et al. 2019).

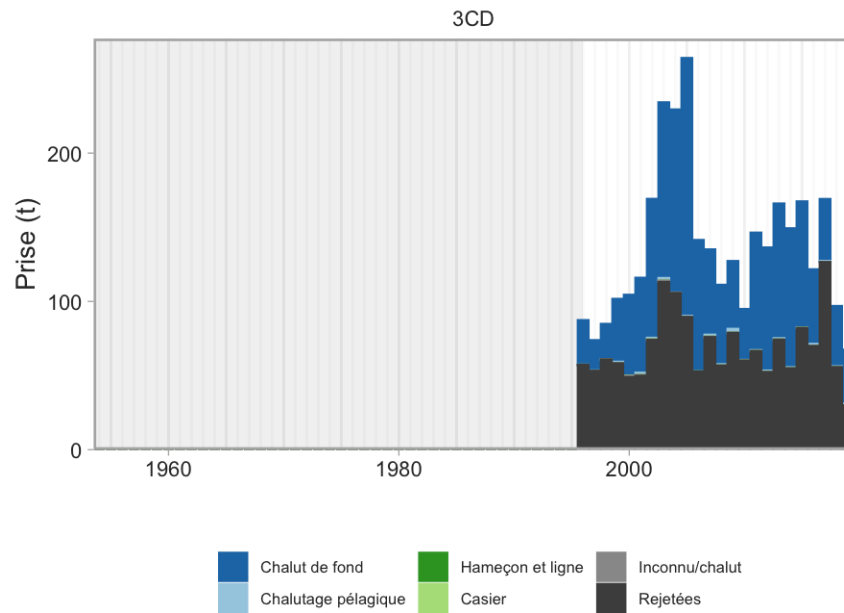


Figure E.3. Prises commerciales de plie royale. Il est à noter que les prises limitées au début des années 1990 sont considérées comme non fiables et ne sont pas représentées. La région ombrée avant 1996 indique la période précédant la mise en œuvre du programme des observateurs en mer pour les flottilles de chalutiers de fond et de chalutiers pélagiques.

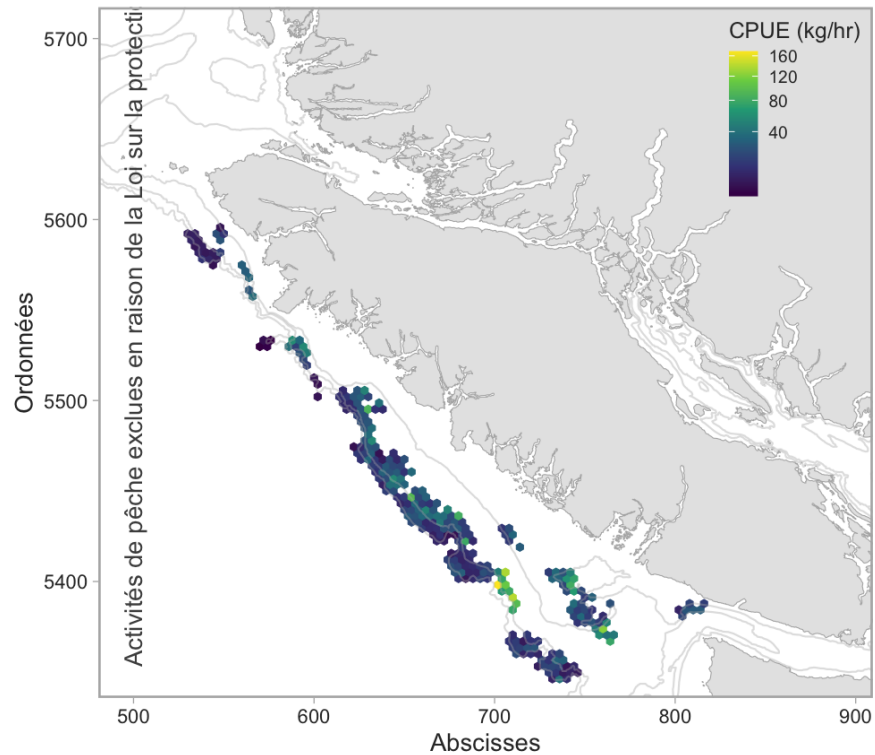


Figure E.4. CPUE spatiales de la pêche commerciale au chalut de la plie royale pour les traits qui ont capturé des plies royales de 2013 à 2019. Les cellules mesurent 4 km de largeur et ne sont indiquées que dans les cas où il y a au moins trois bateaux uniques dans une cellule donnée pour satisfaire aux exigences en matière de confidentialité. Les CPUE sont calculées en divisant le poids des prises (débarquements plus rejets) par le nombre d'heures de pêche pour tous les traits positifs du secteur de la pêche au chalut au poisson de fond. Les données relatives au chalutage sont présentées à partir de 2013, après le gel de l'empreinte du chalut.

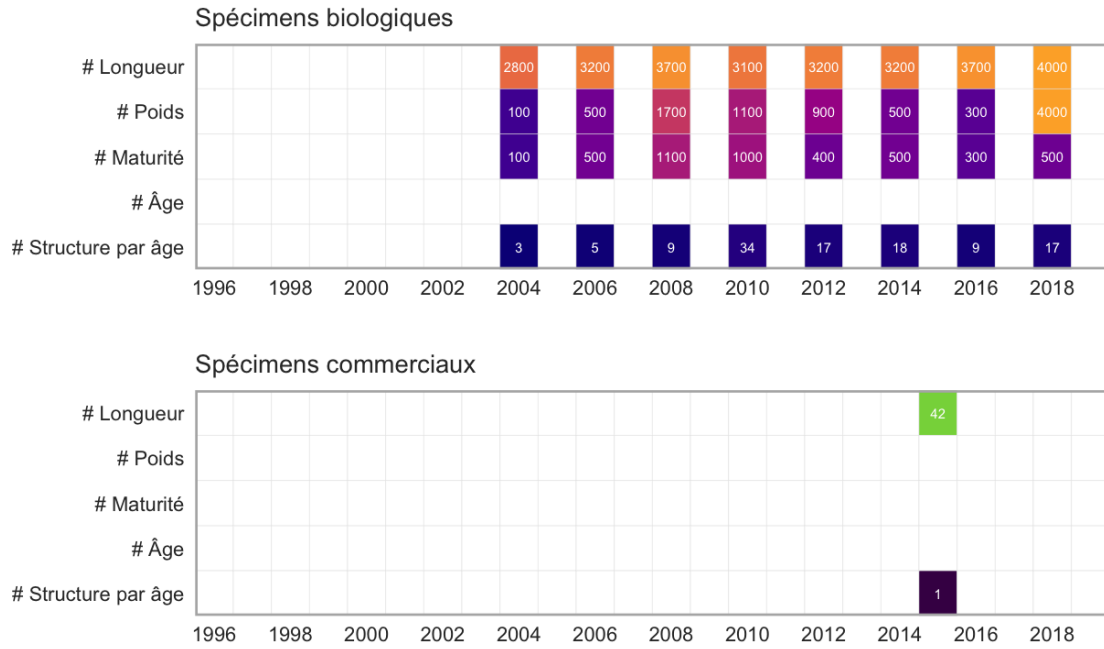


Figure E.5. Disponibilité des spécimens de plie royale. Le nombre de spécimens disponibles dont la longueur a été mesurée, qui ont été pesés, dont la maturité a été évaluée, dont l'âge a été évalué et pour lesquels des structures de détermination de l'âge sont disponibles est présenté. Les panneaux vides indiquent les combinaisons année-mesure sans données. L'ombrage de ces cellules reflète le nombre relatif de spécimens disponibles, avec le nombre réel de spécimens indiqué dans les cellules au nombre arrondi le plus proche.

E.2 ÉTAPE 1 : DÉFINIR LE CONTEXTE DÉCISIONNEL

La décision à prendre consiste à déterminer la procédure de gestion à utiliser pour déterminer les limites de prises pour la période jusqu'au prochain avis disponible sur les prises. Le délai pour prendre la décision serait précisé dans la demande d'avis scientifique. Dans les applications du Cadre des procédures de gestion, d'autres aspects du contexte décisionnel seraient établis par un comité technique. Voir la section 3.1.

E.3 ÉTAPE 2 : CHOIX DES OBJECTIFS ET DES PARAMÈTRES DE RENDEMENT

Nous avons défini les objectifs pour la plie royale en fonction des objectifs provisoires présentés à la section 3.2. Ces objectifs sont guidés par le Cadre de l'approche de précaution, dont les éléments sont intégrés aux dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*.

1. Maintenir l'état des stocks au-dessus du PRL à long terme avec une probabilité élevée ;
2. Maintenir l'état des stocks au-dessus du PRL à long terme avec une probabilité modérément élevée ;
3. Maintenir un taux d'exploitation de la pêche inférieur au taux du rendement maximal durable avec une certaine probabilité ;
4. Si les objectifs de conservation ci-dessus sont atteints, augmenter au maximum les captures à court et à long terme ;
5. Si les objectifs de conservation ci-dessus sont atteints, réduire au minimum la variabilité des captures d'une année à l'autre.

Notre estimation de la longueur à 50 % de maturité (25,8 cm), associée à nos paramètres de croissance estimés, se traduit par un âge à 50 % de maturité d'environ 4 à 5 ans. Étant donné que 1,5 à 2 générations correspondraient à moins de 50 ans, nous avons choisi de fonder nos paramètres de rendement à long terme sur une projection de 50 ans.

Les paramètres de rendement qui mesureraient les objectifs étaient les suivants :

1. LT PRL : Probabilité que $B > 0,8B_{RMD}$ (années 35–50).
2. LT RSS : Probabilité que $B > 0,8B_{RMD}$ (années 35–50).
3. FRMD : $P(F < F_{RMD})$ (années 35–50).
4. STC : Probabilité que les prises $>$ prises de référence (années 1–10).
5. LTC : Probabilité que les prises $>$ prises de référence (années 35–50).
6. AADC : Probabilité que l'AADC (différence interannuelle absolue moyenne des prises) $<$ AADC historique (années 1–50).

Les prises de référence ont été définies comme étant les prises moyennes des cinq dernières années. Nous avons mesuré les paramètres de rendement à mesure que les probabilités étaient intégrées dans les années et les répétitions simultanément.

E.4 ÉTAPE 3 : CHOIX DES INCERTITUDES ET SPÉCIFICATION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Nous avons considéré que les principaux axes d'incertitude pour la plie royale étaient les suivants :

1. L'ampleur des prises commerciales avant 1996 (influence sur l'épuisement initial en 1996).

2. L'influence de l'indice des CPUE dans les pêches commerciales.
3. La valeur du paramètre du taux de variation (h) de la relation stock-recrue.
4. La valeur de la mortalité naturelle (M).
5. Le profil de sélectivité selon l'âge des engins de la flottille commerciale et des relevés.

Nous avons réparti les scénarios de modèles opérationnels en un ensemble de référence et un ensemble de robustesse (section 2.3). Nous avons défini six scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels qui différaient l'un de l'autre à ces égards et deux scénarios de l'ensemble de robustesse de modèles opérationnels (tableau E.1), avec les valeurs des paramètres fournis à l'annexe F. Nous décrivons chacun des scénarios de modèles opérationnels ci-après.

Tableau E.1. Scénarios du modèle opérationnel de la plie royale. " C^{eq} " fait référence à "l'équilibre des prises" en 1995 et sert à paramétrer le niveau d'épuisement de la biomasse au début de l'historique des prises enregistrées. Sauf indication contraire, " C^{eq} " a été réglé à 200 % dans tous les scénarios.

| Nom du scénario de modèle opérationnel | Type d'ensemble |
|--|-----------------|
| 1 - C^{eq} 200% | Référence |
| 2 - C^{eq} 250% | Référence |
| 3 - M plus élevée | Référence |
| 4 - Taux de variation plus élevé | Référence |
| 5 - Plus faible sélectivité | Référence |
| 6 - Pas de CPUE C^{eq} 250% | Référence |
| 7 - Pas de CPUE C^{eq} 50% | Robustesse |
| 8 - M croissante | Robustesse |

E.4.1 ENSEMBLE DE RÉFÉRENCE

E.4.1.1 Ampleur des prises commerciales avant 1996 et importance des CPUE dans les pêches commerciales

Avant 1996, les prises déclarées de plie royale sur la côte ouest de l'île de Vancouver étaient beaucoup plus faibles qu'après 1995, et aucun rejet n'a été signalé. Nous avons retiré ces prises de la figure E.3 parce que ces données sont considérées comme non fiables en raison du manque d'exigences en matière de déclaration et de niveau de présence des observateurs en mer avant 1996. Les hypothèses sur les niveaux de prises avant 1996 influencent les estimations du niveau d'épuisement en 1996 par le modèle d'analyse de la réduction des stocks (annexe B). Le paramètre C^{eq} du modèle d'analyse de la réduction des stocks décrit les prises à l'équilibre, en poids, avant la première année du modèle (1996 pour la plie royale), qui sont utilisées pour estimer la mortalité par pêche à l'équilibre F^{eq} avant la première année du modèle qui, à son tour, sert à calculer la mortalité totale Z^{eq} nécessaire pour calculer les recrues et les nombres au cours de la première année du modèle (équation B.5). Nous constatons que l'utilisation de F^{eq} et de C^{eq} présume que la biomasse de la population et la pêche étaient à l'équilibre avant 1996. Bien qu'il s'agisse probablement d'une hypothèse irréaliste, c'est un moyen pratique d'initialiser un modèle de population en présence de pêche. C'est pourquoi nous avons traité la valeur de C^{eq} comme un axe majeur d'incertitude.

Nous avons tenté d'ajuster les valeurs de C^{eq} de 0 à 2,5 fois les prises de 1996, ce qui signifie que les prises à l'équilibre en 1995 représentaient de 0 à 250 % des prises de 1996, respecti-

vement. Le modèle d'analyse de la réduction des stocks a estimé des valeurs de mortalité par pêche invraisemblablement élevées ($F_{a,y} > 3$) pour les prises de $C^{eq} < 200\%$ de 1996, ce qui donne à penser qu'il y a peut-être eu beaucoup de prises non enregistrées, peut-être rejetées, avant 1996, ce qui laisse également entendre qu'il est peu probable que le stock ait été proche de B_0 en 1995. Par conséquent, notre ensemble de référence ne comprend que deux niveaux de C^{eq} qui, selon nous, ont donné un conditionnement plausible du modèle opérationnel. Nous incluons un scénario supplémentaire de modèle opérationnel avec le stock de 1995 plus près de B_0 dans l'ensemble de robustesse (section E.4.2).

Nous croyons que l'hypothèse des prises non enregistrées avant 1996 correspond aux données et aux connaissances sur la pêche plurispécifique du poisson de fond pour trois raisons. Tout d'abord, l'indice normalisé des CPUE dans les pêches commerciales affiche une tendance à la hausse de 1996 à 2003 avant le début du relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver (figure E.2). Étant donné que la plie royale n'était pas une espèce ciblée, il semble peu probable que la pêche ait commencé à la capturer au moment même de l'introduction d'une couverture de 100 % des observateurs en mer et de la surveillance à quai. L'augmentation des CPUE est également compatible (mais sans nécessairement en être indicatrice) avec le rétablissement d'un stock à partir d'un état d'épuisement. Bien que de nombreuses mises en garde soient associées aux séries chronologiques des CPUE dans les pêches commerciales, deux facteurs laissent croire que cette tendance est plausible : a) les CPUE dans les pêches commerciales ont en quelque sorte reflété les grandes tendances observées dans l'indice du relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver depuis son début (figure E.2) ; b) la plie royale n'était pas ciblée par la flottille de chalutiers commerciaux. L'absence de ciblage élimine certaines des raisons pour lesquelles les tendances des CPUE peuvent ne pas refléter celles de l'abondance. Ensuite, la valeur de l'indice relatif pour la plie royale dans le relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver a à peu près doublé depuis le début des années 2000, ce qui correspondrait au stock commençant dans un état quelque peu épuisé en 1996. Enfin, d'autres espèces qui sont couramment capturées avec la plie royale dans les registres des prises depuis 1996 ont été déclarées comme ayant été pêchées en quantités importantes avant 1996 (Anderson et al. 2019). Il semble donc raisonnable de supposer que les prises non enregistrées étaient très importantes avant 1996.

Nous avons examiné trois scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels et un scénario de l'ensemble de robustesse de modèles opérationnels dont la valeur présumée de C^{eq} variait (tableau E.1). Pour l'ensemble de référence :

- Le scénario « $C^{eq} 200\%$ » du modèle opérationnel suppose que les prises à l'équilibre avant 1996 étaient deux fois plus élevées qu'en 1996.
- Le scénario « $C^{eq} 250\%$ » du modèle opérationnel suppose que les prises à l'équilibre avant 1996 étaient 2,5 fois plus élevées qu'en 1996.
- Le scénario « Pas de CPUE $C^{eq} 250\%$ » du modèle opérationnel exclut l'indice des CPUE dans les pêches commerciales du modèle d'analyse de la réduction des stocks (figure E.2). Lorsqu'on a exclu les données des CPUE dans les pêches commerciales, les valeurs de $C^{eq} < 2,5$ ont rendu les ajustements ($F_{a,y} > 3$) du modèle d'analyse de la réduction des stocks invraisemblables sans d'autres changements au modèle, comme le décalage de la sélectivité selon la longueur.

Pour tous les autres scénarios de modèles opérationnels, la valeur de C^{eq} a été fixée à 200 %. Nous avons exploré certains scénarios de modèles opérationnels avec $C^{eq} > 250\%$ (non illustrés). Ces scénarios de modèles opérationnels n'ont pas donné un plus grand contraste en

ce qui concerne le classement des procédures de gestion et nous avons choisi de plafonner C^{eq} à 250 % dans cette étude de cas.

E.4.1.2 Taux de variation de la relation stock-recrue (h)

Nous avons envisagé un autre scénario du modèle opérationnel qui différerait de par la valeur de h (tableau E.1). Sauf indication contraire, tous les autres scénarios du modèle opérationnel ont été établis à partir d'une distribution bêta de référence $h \sim \text{beta}(13.4, 2.4)$, qui donne une moyenne et un écart-type de 0,85 et 0,09 (voir la section F.1.4).

- Le scénario « Taux de variation plus élevé » du modèle opérationnel utilise la valeur $h = 0,95$.

E.4.1.3 Mortalité naturelle (M)

Nous avons envisagé un autre scénario du modèle opérationnel qui différerait de par la valeur de M (tableau E.1). Sauf indication contraire, tous les autres scénarios du modèle opérationnel ont été établis à partir d'une distribution uniforme de référence $M = 0,17-0,25 \text{ y}^{-1}$, qui commence à la valeur de $0,17 \text{ y}^{-1}$ utilisée pour l'évaluation des stocks de plie royale dans le golfe d'Alaska (McGilliard et Palsson (2017), voir la section F.1.3) et explore une fourchette légèrement plus élevée, car M sera probablement un peu plus élevée à une latitude plus basse.

- Le scénario « M plus élevée » du modèle opérationnel considère que M pourrait dépendre de la latitude et être beaucoup plus élevée pour les stocks des eaux plus chaudes de la Colombie-Britannique ($M = 0,3 \text{ y}^{-1}$).

E.4.1.4 Sélectivité

Nous avons envisagé un autre scénario du modèle opérationnel qui différerait de par la sélectivité selon la longueur et l'âge dans la flottille commerciale le relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver (tableau E.1). Sauf indication contraire, tous les autres scénarios du modèle opérationnel ont été établis à partir d'une courbe de sélectivité selon la longueur qui correspondait approximativement à l'ogive de maturité ($L^5 = 22$, $L^{FS} = 32$).

- Le scénario « Sélectivité plus basse » du modèle opérationnel considère que la courbe de sélectivité pourrait être décalée vers la gauche, de sorte que le relevé et la flottille commerciale capturent des poissons plus jeunes ($L^5 = 17$, $L^{FS} = 28$).

Nous avons envisagé les six scénarios du modèle opérationnel ci-dessus pour représenter les scénarios du modèle opérationnel d'incertitude les plus plausibles pour la plie royale et les avons regroupés dans « l'ensemble de référence » des modèles opérationnels (voir la section 2.3).

E.4.2 ENSEMBLE DE ROBUSTESSE

Pour illustrer l'application du Cadre en présence de sources supplémentaires d'incertitude structurelle, nous avons inclus deux scénarios de robustesse du modèle opérationnel (tableau E.1) :

- Le scénario « Pas de CPUE C^{eq} 50% » du modèle opérationnel suppose que les prises à l'équilibre en 1995 représentaient 50 % des prises en 1996 ($C^{eq} = 0,5$). Autrement dit, ce scénario du modèle opérationnel présume que le stock a commencé dans un état beaucoup moins épuisé que les autres scénarios du modèle opérationnel. Afin d'ajuster le modèle d'analyse de la réduction des stocks à des valeurs plausibles de $F_{a,y}$, nous avons

également dû omettre les CPUE dans les pêches commerciales et utiliser la courbe de sélectivité décrite dans le scénario du modèle opérationnel « Sélectivité plus basse ».

- Le scénario « M croissante » du modèle opérationnel suppose que M a été fixée à $0,2 \text{ y}^{-1}$ dans la période historique et qu'elle augmente de façon monotone de $0,2$ à $0,4 \text{ y}^{-1}$ pendant la période de projection. Cela pourrait représenter une augmentation de la mortalité naturelle due à un processus comme les changements climatiques ou des changements dans l'abondance des prédateurs. Nous incluons ce scénario du modèle opérationnel simplement pour illustrer l'inclusion d'un paramètre variable dans le temps dans la période de projection du modèle opérationnel qui reflète un processus environnemental sous-jacent, ainsi que pour évaluer la robustesse des procédures de gestion à un tel scénario.

Les résultats de l'ensemble de robustesse seront présentés séparément dans la section E.7 et serviront à montrer si ces autres sources d'incertitude ont une grande influence sur le rendement des procédures de gestion.

Nous incluons une explication détaillée de la spécification initiale du modèle opérationnel à l'annexe F.

E.4.3 CONDITIONNEMENT DU MODÈLE OPÉRATIONNEL

Après avoir spécifié la plupart des paramètres des modèles opérationnels (annexe F), nous avons conditionné les modèles opérationnels en utilisant le modèle d'analyse de la réduction des stocks (avec 250 répétitions) décrit à l'annexe B. Nous avons conditionné les modèles en utilisant : 1) les données sur les prises commerciales de 1996–2019 ; 2) l'indice du relevé synoptique au chalut de la biomasse relative sur la côte ouest de l'île de Vancouver (SYN COIV) (un relevé à stratification aléatoire de la profondeur) ; 3) les CPUE dans les pêches commerciales au chalut de fond. Nous avons pondéré à la baisse l'indice des CPUE dans les pêches commerciales en gonflant les erreurs types 1,5 fois, puisque nous jugeons plus fiables les données du relevé synoptique de la côte ouest de l'île de Vancouver qui reflètent les tendances sous-jacentes de la biomasse. Nous avons spécifié une plage de valeurs de C^{eq} , comme nous l'avons décrit ci-dessus, pour tenir compte de l'incertitude liée à l'épuisement initial du stock.

L'analyse de la réduction des stocks a permis d'ajuster raisonnablement bien l'indice de la biomasse relative du relevé synoptique au chalut sur la côte ouest de l'île de Vancouver et les CPUE dans les pêches commerciales au chalut de fond pour tous les scénarios de modèle opérationnel (figure E.6). Le relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver était mieux ajusté que les CPUE dans les pêches commerciales, probablement en raison des erreurs types plus petites (figure E.6). Les modèles d'analyse de la réduction des stocks ajustent presque parfaitement les données sur les prises, en fixant les écarts-types de l'erreur d'observation à une valeur de 0,01 (équation B.21).

Nous avons utilisé l'analyse de la réduction des stocks pour remplir les paramètres suivants dans les modèles opérationnels conditionnés :

- B_{t_c}/B_0 (ou « D » ; épuisement au cours de la dernière année historique)
- R_0 (recrutement non exploité)
- θ_{AC} (ou « AC » ; autocorrélation de premier ordre des écarts de recrutement)
- $F_{a,y}$ (mortalité par pêche selon l'âge, par année)
- $\varepsilon_{R,y}$ pour les années t_1 à t_c (écarts historiques du recrutement)

Les scénarios de référence et de robustesse du modèle opérationnel ont donné une plage de valeurs de paramètres estimées (figures E.7, E.10, E.11). En ajustant l'analyse de la réduction

des stocks aux tirages répétés à partir des modèles opérationnels initiaux, nous avons rejeté tous les modèles qui ne convergeaient pas (la convergence étant définie comme une matrice de covariance positive-définie) ou qui avaient $F_{a,y} > 3$. La majorité des répétitions ont été retenues (tableau E.2). Cependant, en éliminant les répétitions des modèles qui ne convergeaient pas, les paramètres d'entrée transmis aux modèles opérationnels conditionnés ont légèrement varié (figure E.8). Les valeurs des paramètres rejetés représentent des combinaisons de paramètres invraisemblables selon le modèle d'analyse de la réduction des stocks. Les trajectoires implicites de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur pendant la période historique à partir des huit modèles opérationnels étaient semblables, à l'exception du scénario « Pas de CPUE C^{eq} 50% » du modèle opérationnel (figure E.9).

Tableau E.2. Fraction des répétitions conservée après le conditionnement avec le modèle d'analyse de la réduction des stocks.

| Scénario | Fraction |
|----------------------------------|----------|
| 1 - Ceq. 200% | 1.00 |
| 2 - Ceq. 250% | 1.00 |
| 3 - M plus élevée | 1.00 |
| 4 - Taux de variation plus élevé | 1.00 |
| 5 - Plus faible sélectivité | 0.99 |
| 6 - Pas de CPUE Ceq. 250% | 1.00 |
| 7 - Pas de CPUE Ceq. 50% | 0.92 |
| 8 - M croissante | 1.00 |

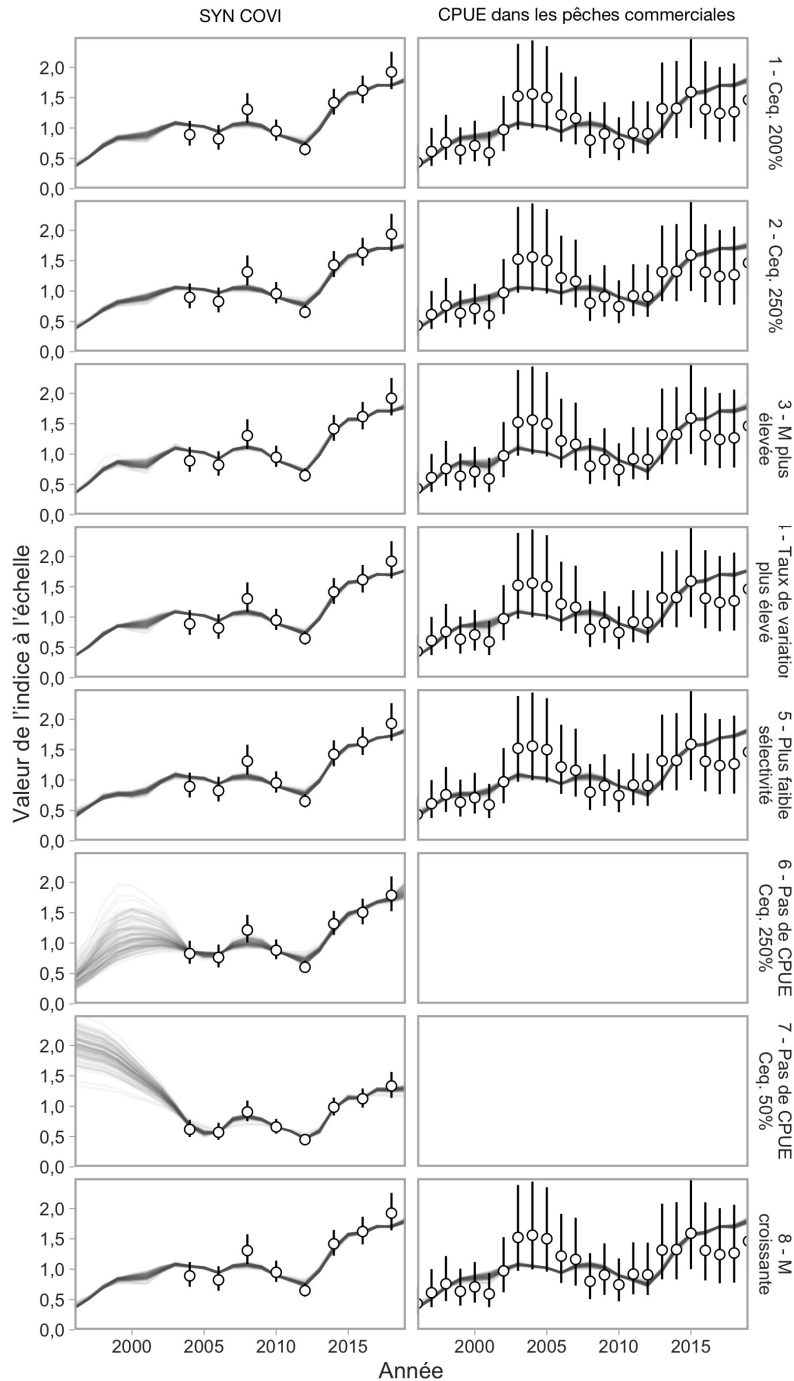


Figure E.6. Le modèle d'analyse de la réduction des stocks correspond aux indices de la biomasse relative du relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver et des CPUE dans les pêches commerciales au chalut de fond. Les graphiques de haut en bas représentent les scénarios de modèle opérationnel. Les lignes fines représentent les différents ajustements du modèle d'analyse de réduction du stock parmi les tirages stochastiques des divers paramètres du modèle opérationnel. Les points représentent la moyenne de l'indice et les segments de lignes représentent deux fois les erreurs types entrées dans les modèles d'analyse de réduction du stock. Pour les CPUE dans les pêches commerciales, ces erreurs types ont été multipliées par 1,5 à partir des erreurs types ajustées afin de pondérer à la baisse l'indice des CPUE dans les pêches commerciales par rapport à l'indice de relevé.

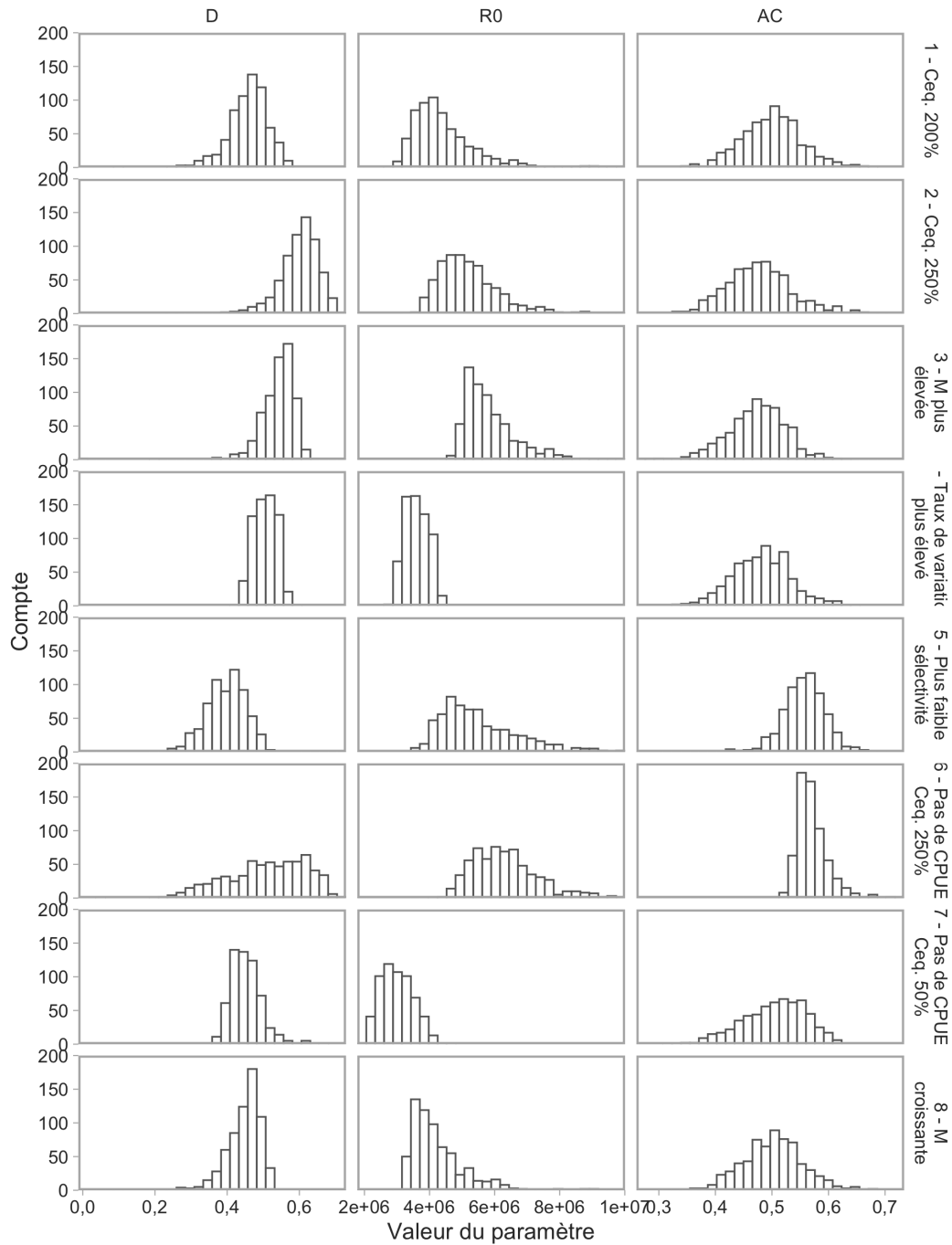


Figure E.7. Histogrammes des paramètres estimés par l'analyse de réduction du stock. La mortalité par pêche selon l'âge, la trajectoire de l'épuisement historique et les écarts historiques du recrutement sont également dérivés du modèle d'analyse de la réduction des stocks. Les trajectoires de l'épuisement historique sont illustrées sur la figure E.9, la mortalité apicale par pêche par année sur la figure E.10 et les écarts historiques du recrutement sur la figure E.11. D fait référence à l'épuisement. AC fait référence à θ_{AC} .

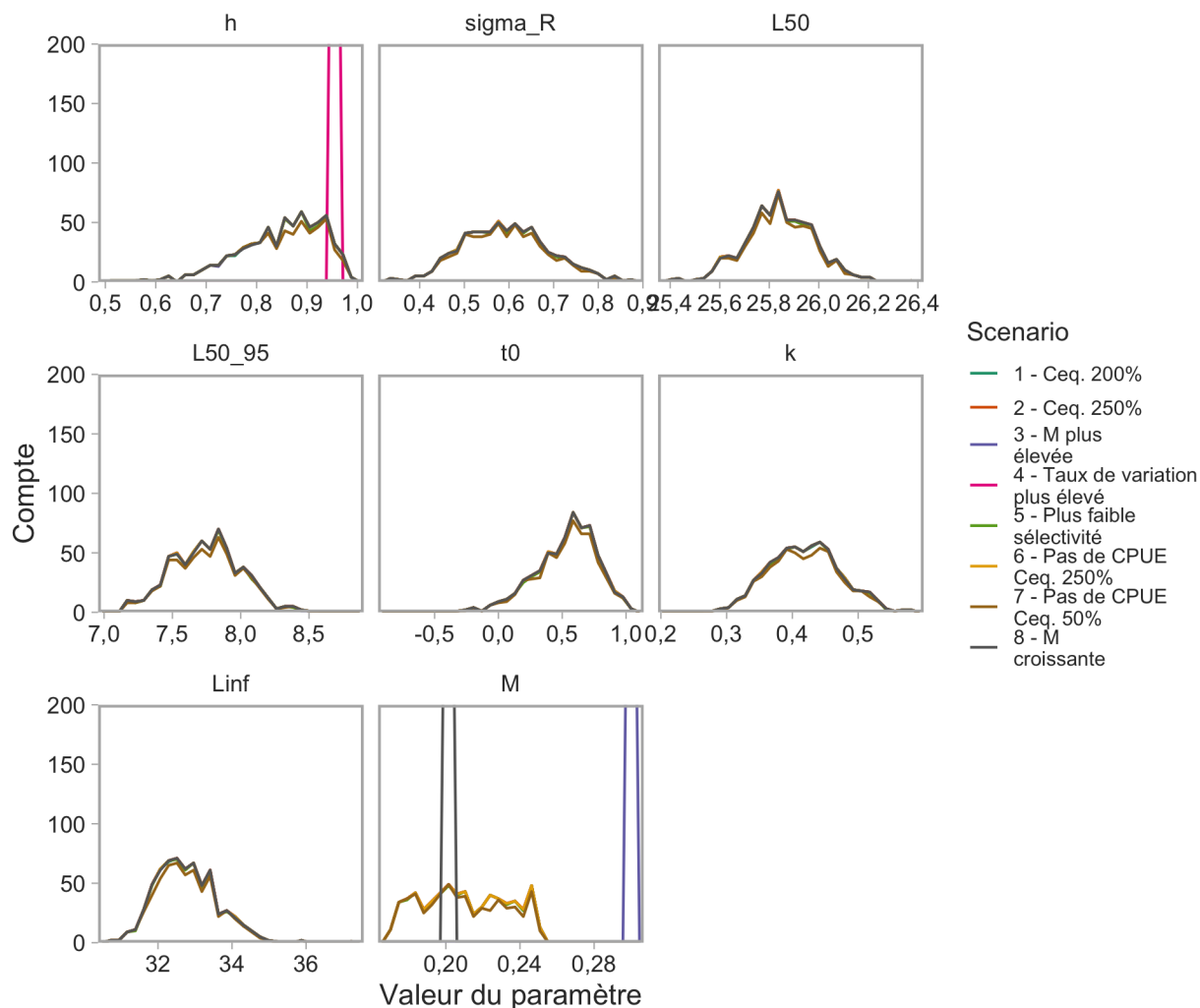


Figure E.8. Polygones de fréquence pour les paramètres d'entrée dans l'analyse de la réduction des stocks. Les paramètres ont été échantillonnés de façon stochastique en tant que paramètres d'entrée dans l'analyse de la réduction des stocks (voir l'annexe F for ranges). Tous les échantillons associés aux modèles d'analyse de la réduction des stocks qui ne convergeaient pas ont été rejetés. Étant donné que la plupart des modèles d'analyse de la réduction des stocks convergeaient, ces distributions sont semblables dans tous les scénarios du modèle opérationnel, à moins qu'elles n'aient été spécifiées différemment dans le modèle opérationnel. Les pics importants représentent des valeurs de paramètres fixes dans le modèle opérationnel. σ_R fait référence à σ_R .

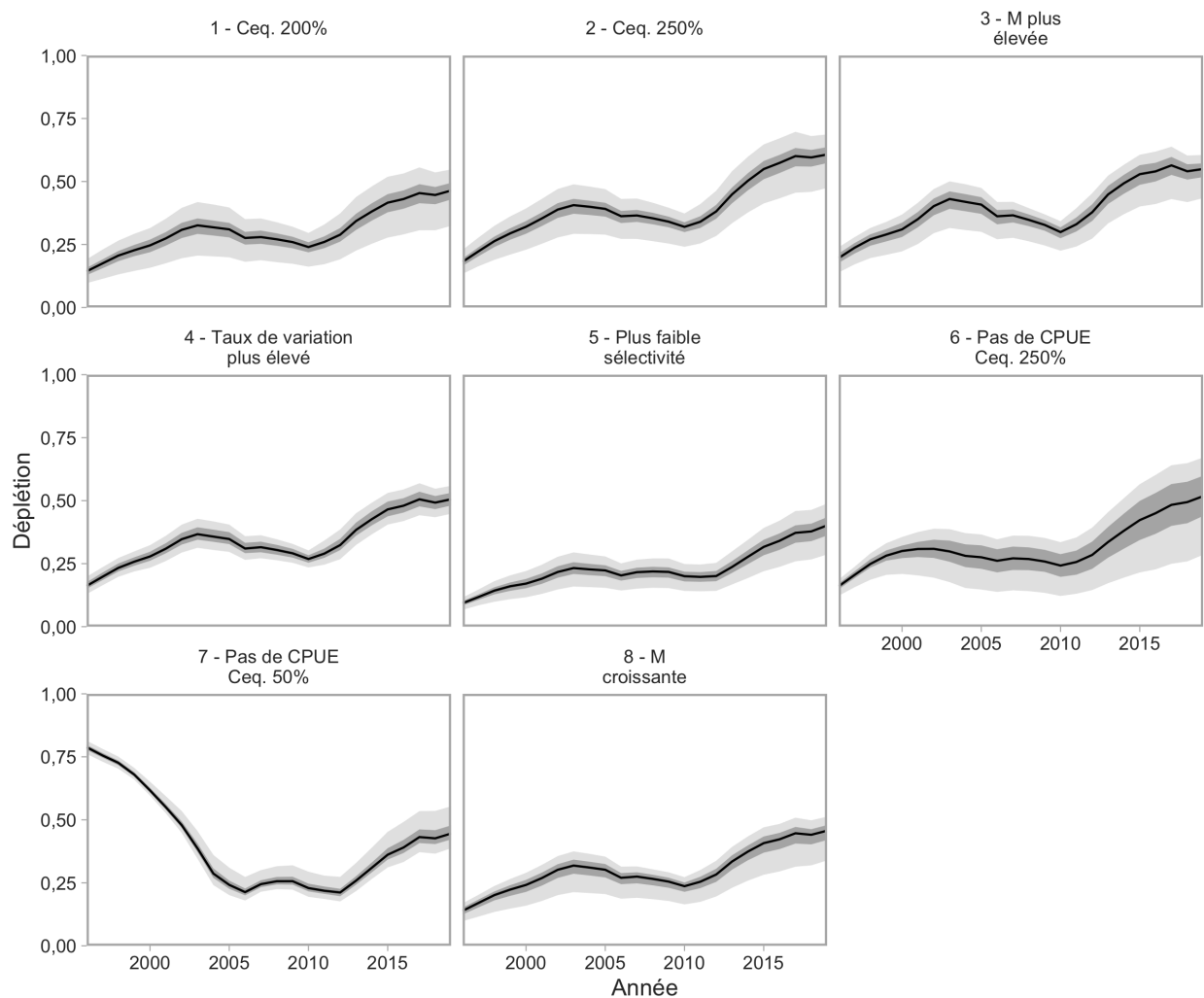


Figure E.9. Trajectoires de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (B) pour les modèles opérationnels de l'ensemble de référence et de l'ensemble de robustesse. L'épuisement est représenté sous la forme d'une fraction de B_0 (biomasse du stock reproducteur à l'équilibre non exploité). Il convient de noter que le scénario du modèle opérationnel « M croissante » ne représente que l'augmentation de M dans les projections futures—pas la période historique illustrée ici—et utilise une valeur fixe de M dans la période historique. Les lignes représentent les médianes, et les ombres gris foncé et gris pâle représentent les quantiles de 50 % et 95 % entre les répétitions.

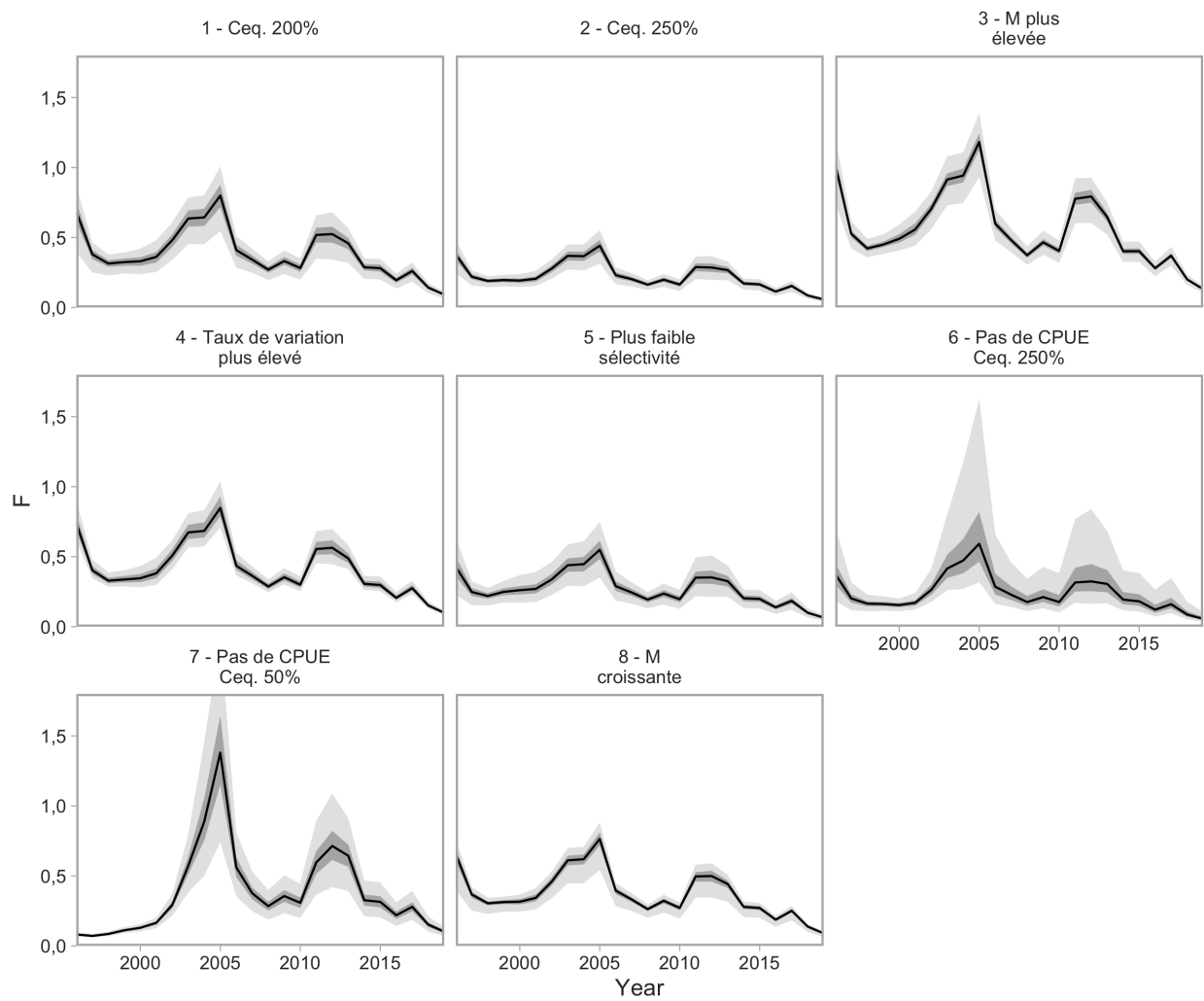


Figure E.10. Trajectoires de la mortalité apicale par pêche (F_y) pour les modèles opérationnels des ensembles de référence et de robustesse. La mortalité apicale par pêche est la valeur maximale de $F_{a,f}$ subie par les poissons de tout âge une année donnée. Les lignes représentent les médianes, et les ombres gris foncé et gris pâle représentent les quantiles de 50 % et 95 % entre les répétitions.

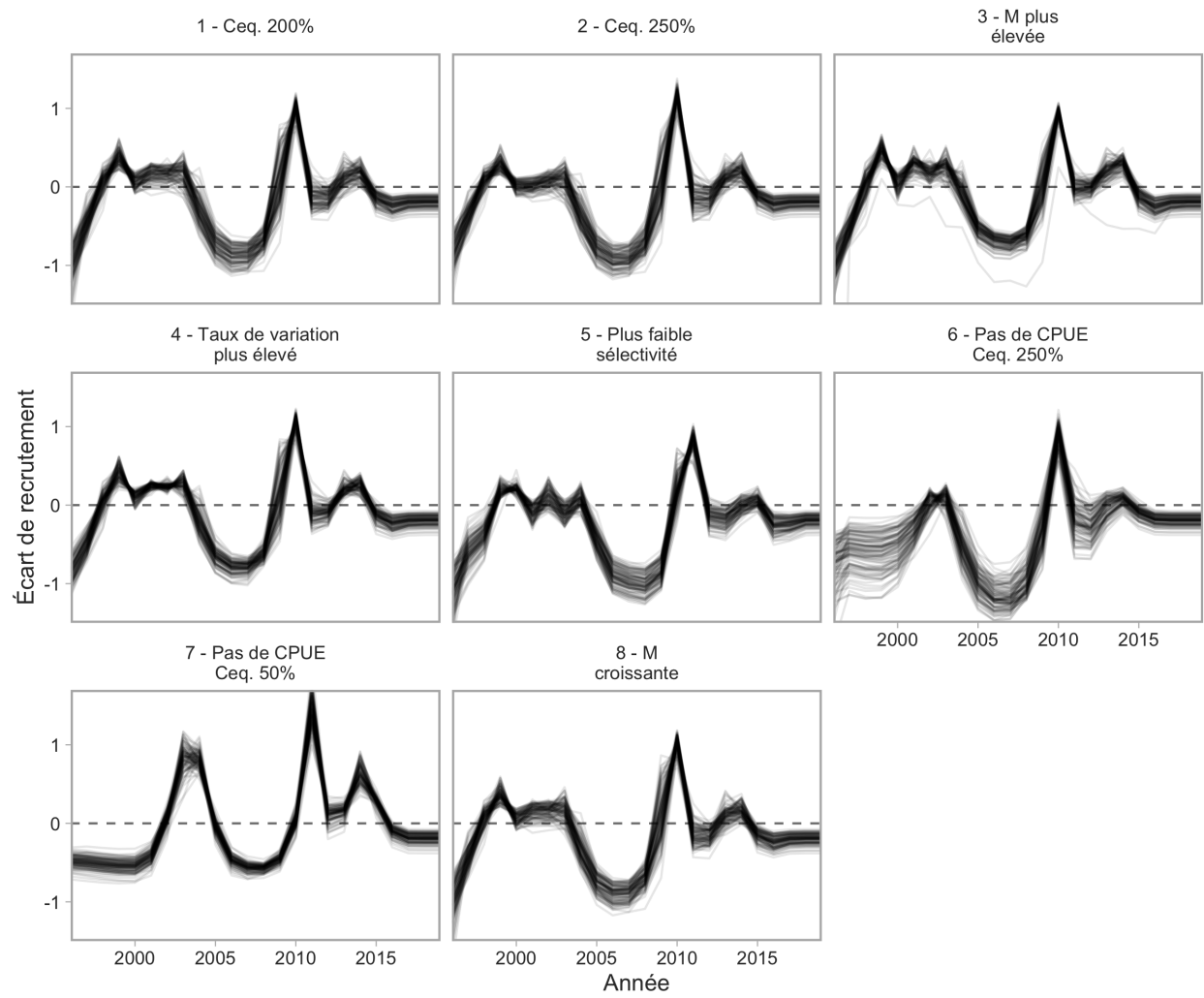


Figure E.11. Écarts historiques de recrutement estimés par le modèle d'analyse de réduction du stock (dans l'espace logarithmique). Les lignes représentent 100 échantillons aléatoires des répétitions.

E.5 ÉTAPE 4 : DÉTERMINATION DES PROCÉDURES DE GESTION POSSIBLES

Nous avons commencé avec l'ensemble complet des procédures de gestion provisoires possibles décrites à l'annexe D (tableau E.3). Les premières explorations avec les modèles de production excédentaire ont montré que les trois autres règles de contrôle des prises (RCP) décrites à la section D.4.1 n'avaient pas beaucoup d'effet (probablement parce que la biomasse projetée passait peu de temps sur la « rampe » de la règle de contrôle des prises). Il y avait aussi très peu de différence de rendement entre les modèles de production de Fox et de Schaefer. C'est pourquoi, pour les modèles de production excédentaire, nous nous sommes surtout intéressés au réglage de la valeur a priori sur r , le taux de croissance intrinsèque de la population. Nous avons évalué trois valeurs a priori sur r : $\text{Normal}(0, 4, 0, 1)$, $\text{Normal}(0, 5, 0, 1)$, et $\text{Normal}(0, 6, 0, 1)$. Avec la fonction de production excédentaire de Schaefer, celles-ci correspondent à $F_{\text{RMD}} = 0,2$, $F_{\text{RMD}} = 0,25$ et à $F_{\text{RMD}} = 0,3$, soit approximativement les valeurs de M explorées dans les modèles opérationnels. Nous avons inclus les règles provisoires de contrôle des prises « méta » décrites dans la section D.4.1 de l'annexe D et, étant donné que le stock n'a pas de TAC existant, nous avons fixé le TAC initial aux fins des règles « méta » aux prises moyennes des cinq dernières années de la période historique. Dans les applications du Cadre, on pourrait explorer d'autres réglages des modèles de production excédentaire et des procédures de gestion fondées sur des indices, au besoin.

Tableau E.3. Procédures de gestion possibles. Le '.' devant certaines procédures de gestion indique des versions des procédures de gestion qui n'observent l'indice du relevé qu'une fois tous les deux ans pour imiter notre relevé synoptique biennal sur la côte ouest de l'île de Vancouver. .SP6040_0.4 fait référence à un modèle de production excédentaire avec une valeur a priori sur r de 0,4, etc.

| Procédure de gestion | Type de PG |
|----------------------|-------------------|
| CC_hist20 | Prises constantes |
| CC1.2 | Prises constantes |
| CC1.1 | Prises constantes |
| CC1.0 | Prises constantes |
| CC0.9 | Prises constantes |
| CC0.8 | Prises constantes |
| CC0.7 | Prises constantes |
| CC0.6 | Prises constantes |
| .Iratio2 | Indice-ratio |
| .GB_slope6_0.66 | Indice-pente |
| .GB_slope6_1 | Indice-pente |
| .GB_slope8_0.66 | Indice-pente |
| .GB_slope8_1 | Indice-pente |
| .Islope0.2_80 | Indice-pente |
| .Islope0.2_100 | Indice-pente |
| .Islope0.4_80 | Indice-pente |
| .Islope0.4_100 | Indice-pente |
| .IDX | Indice-ratio |
| .IDX_smooth | Indice-ratio |
| .IT10_hist | Indice-cible |
| .IT5_hist | Indice-cible |
| .Itarget_base | Indice-cible |

| Procédure de gestion | Type de PG |
|----------------------|-------------------------|
| .Itarget_w0.8 | Indice-cible |
| .Itarget_x0.2 | Indice-cible |
| .Itarget_x0.8 | Indice-cible |
| .Itarget_d1.2 | Indice-cible |
| .Itarget_d0.8 | Indice-cible |
| .ITM_hist | Indice-cible |
| .SP6040_0.4 | Production excédentaire |
| .SP6040_0.5 | Production excédentaire |
| .SP6040_0.6 | Production excédentaire |
| .SP8040_0.6 | Production excédentaire |
| .SP4010_0.6 | Production excédentaire |
| .SP6040_0.6_fox | Production excédentaire |
| NFref | Référence |
| FMSYref | Référence |
| FMSYref75 | Référence |

E.6 ÉTAPE 5 : SIMULATION DE L'APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION

Nous avons effectué des simulations en boucle fermée à l'aide de 250 répétitions stochastiques dans la version 5.4.2 de DLMtool, R version 4.0.4, et avec la graine aléatoire établie à 1, avec les modèles opérationnels et les procédures de gestion décrits plus haut. Nous avons évalué la convergence de la simulation en boucle fermée en traçant les paramètres de rendement cumulatifs à mesure que des répétitions étaient ajoutées (figure E.12). Nous avons jugé que 250 répétitions étaient suffisantes puisque l'ordre de classement des procédures de gestion était cohérent pour ce nombre de répétitions (figure E.12).

Pour déterminer les procédures de gestion qui seraient retenues comme procédures de gestion satisfaisantes (Miller et Shelton 2010), nous avons commencé par évaluer le rendement moyen et minimal de toutes les procédures de gestion possibles pour l'ensemble de référence des modèles opérationnels (figures E.13 et E.14). Pour obtenir un nombre gérable de procédures de gestion en vue d'un examen plus poussé, nous avons établi des seuils de satisfaction de LT $PRL > 0,9$ (9 fois sur 10) et $STC > 0,8$ (4 fois sur 5). Nous pourrions appliquer ces critères à la moyenne (figures E.13) ou au rendement minimal (figures E.14) et il est probablement préférable de laisser une telle décision à un groupe de travail technique ou aux décideurs associés à des intervenants dans un contexte appliqué. Dans notre étude de cas, le choix des paramètres de rendement moyens ou minimaux pour appliquer les critères de satisfaction avait peu d'importance. Aux fins de la présente étude de cas, nous avons choisi d'appliquer les critères de satisfaction aux paramètres de rendement minimaux. Cela signifie que les procédures de gestion satisfaisantes répondent à ces critères même dans le pire des scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. L'application de ces critères a laissé eleven procédures de gestion (.Itarget_base, .Itarget_d0.8, .Itarget_w0.8, .Itarget_x0.2, .SP4010_0.6, .SP6040_0.6, .SP6040_0.6_fox, .SP8040_0.6, CC_hist20, CC1.1, and CC1.2).

Nous avons également décidé d'exclure quatre procédures de gestion pour la poursuite de l'examen. Tout d'abord, nous avons choisi de ne retenir qu'une seule procédure de gestion

satisfaisante du modèle de production excédentaire (.SP8040_0.6) puisque les procédures de gestion du modèle de production excédentaire qui différaient uniquement de par la forme de la fonction de production (.SP6040_0.6_fox) ou la règle de contrôle des prises (.SP6040_0.6 et .SP4010_0.6) affichaient des rendements presque identiques (figure E.14). Ensuite, nous avons retiré CC_hist20, car elle a été surclassée par les autres procédures de gestion à prises constantes—LT_PRL et STC ont toutes deux été dépassées par toutes les autres procédures de gestion à prises constantes (figure E.14). Il restait donc seven procédures de gestion .ltarget_base, .ltarget_d0.8, .ltarget_w0.8, .ltarget_x0.2, .SP8040_0.6, CC1.1, and CC1.2).

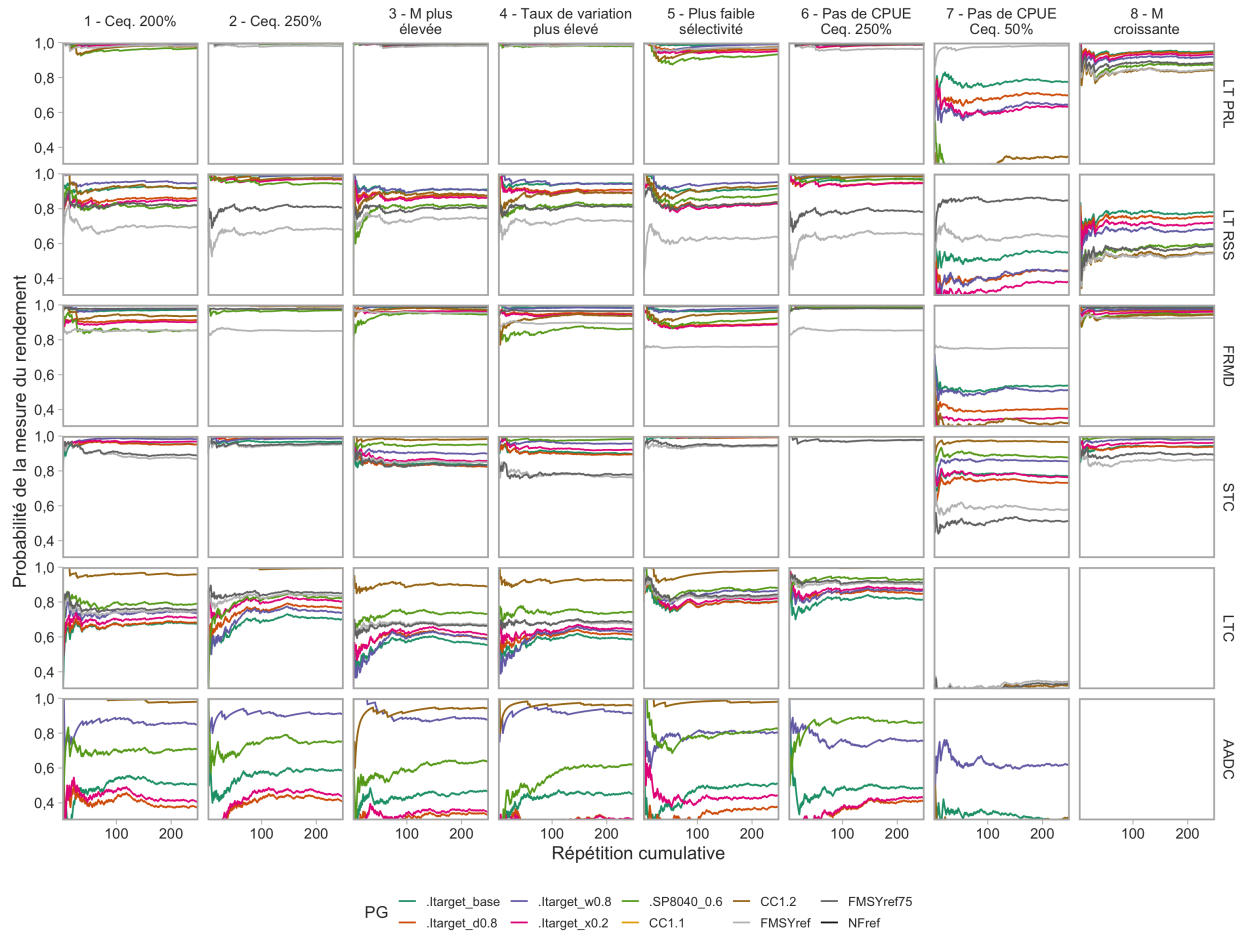


Figure E.12. Évaluation de la convergence des simulations en boucle fermée pour la plie royale sur le classement uniforme des procédures de gestion dans les paramètres de rendement. Les couleurs représentent les différentes procédures de gestion satisfaisantes et de référence. Les lignes qui ne se croisent pas avant les répétitions finales indiquent que le classement des répétitions avait convergé. Bien que cela ne soit pas illustré, nous avons également vérifié que les règles de satisfaction avaient convergé (c.-à-d. que la sélection des procédures de gestion satisfaisantes ne changeait pas avec des répétitions supplémentaires). Il convient de noter que dans le scénario « M croissante » du modèle opérationnel, les paramètres LTC et AADC n'apparaissent pas parce qu'ils sont en dessous de la limite inférieure de l'axe des ordonnées (ou parfaitement à 1 dans le cas d'AADC et de NFref).

| | LT PRL | LT RSS | FRMD | STC | LTC | AADC |
|-----------------|--------|--------|------|------|------|------|
| .GB_slope8_1 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,07 | 0,84 |
| .GB_slope6_1 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,02 | 0,92 |
| .GB_slope8_0.66 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,01 | 0,97 |
| .GB_slope6_0.66 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .lslope0.4_80 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .lslope0.4_100 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .lslope0.2_80 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .lslope0.2_100 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| NFref | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| CC0.6 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .ITM_hist | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IT5_hist | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IT10_hist | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IDX_smooth | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IDX | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .lratio2 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,03 | 0,28 | 0,61 |
| CC0.7 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| CC0.8 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .ltarget_x0.8 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,03 | 0,34 | 0,86 |
| .ltarget_d1.2 | 1,00 | 0,96 | 0,99 | 0,88 | 0,63 | 0,59 |
| CC0.9 | 1,00 | 0,98 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| FMSYref75 | 1,00 | 0,81 | 0,98 | 0,90 | 0,78 | 0,05 |
| CC1.0 | 1,00 | 0,95 | 0,98 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .ltarget_w0.8 | 1,00 | 0,95 | 0,99 | 0,97 | 0,74 | 0,85 |
| .ltarget_base | 1,00 | 0,94 | 0,98 | 0,94 | 0,69 | 0,50 |
| CC1.2 | 0,99 | 0,93 | 0,96 | 1,00 | 0,96 | 0,98 |
| CC1.1 | 0,99 | 0,93 | 0,96 | 1,00 | 0,96 | 0,98 |
| .ltarget_d0.8 | 0,98 | 0,90 | 0,95 | 0,94 | 0,72 | 0,37 |
| .ltarget_x0.2 | 0,98 | 0,89 | 0,94 | 0,96 | 0,74 | 0,40 |
| CC_hist20 | 0,98 | 0,90 | 0,94 | 0,99 | 0,94 | 0,96 |
| .SP8040_0.6 | 0,98 | 0,87 | 0,92 | 0,99 | 0,81 | 0,73 |
| .SP4010_0.6 | 0,98 | 0,87 | 0,92 | 0,99 | 0,82 | 0,73 |
| FMSYref | 0,98 | 0,69 | 0,86 | 0,89 | 0,77 | 0,02 |
| .SP6040_0.6_fox | 0,97 | 0,86 | 0,92 | 0,99 | 0,82 | 0,73 |
| .SP6040_0.6 | 0,97 | 0,86 | 0,92 | 0,99 | 0,82 | 0,73 |
| .SP6040_0.4 | 0,94 | 0,82 | 0,85 | 0,98 | 0,68 | 0,50 |
| .SP6040_0.5 | 0,94 | 0,81 | 0,88 | 0,98 | 0,69 | 0,55 |

Figure E.13. Rendement moyen de toutes les procédures de gestion possibles dans l'ensemble de référence de modèles opérationnels. Les procédures de gestion sont classées par valeur décroissante du paramètre de rendement, de haut en bas, en commençant par le paramètre de rendement le plus à gauche (LT PRL) et en utilisant les colonnes de gauche à droite pour départager les égalités. L'ombrage de couleur reflète les probabilités. Les cellules décrites représentent les procédures de gestion qui répondent aux critères de satisfaction d'un paramètre de rendement donné. À l'aide de cet ensemble de critères, les procédures de gestion seraient « satisfaisantes » si les cellules à la fois de « LT PRL » et de « STC » étaient mises en évidence. Les procédures de gestion en gris pâle indiquent les procédures de gestion de référence.

| | LT PRL | LT RSS | FRMD | STC | LTC | AADC |
|-----------------|--------|--------|------|------|------|------|
| .GB_slope8_1 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,03 | 0,75 |
| .GB_slope6_1 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,85 |
| NFref | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| CC0.6 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .ITM_hist | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IT5_hist | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IT10_hist | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IDX_smooth | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .IDX | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .Islope0.4_80 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .Islope0.4_100 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .Islope0.2_80 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .Islope0.2_100 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .GB_slope6_0.66 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,97 |
| .GB_slope8_0.66 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,94 |
| .lratio2 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,01 | 0,18 | 0,50 |
| CC0.7 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| CC0.8 | 1,00 | 0,98 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| .Itarget_x0.8 | 1,00 | 0,97 | 1,00 | 0,01 | 0,24 | 0,78 |
| .Itarget_d1.2 | 1,00 | 0,93 | 0,99 | 0,76 | 0,50 | 0,55 |
| CC0.9 | 0,99 | 0,94 | 0,99 | 0,00 | 0,00 | 0,99 |
| .Itarget_base | 0,99 | 0,91 | 0,97 | 0,83 | 0,55 | 0,45 |
| CC1.0 | 0,99 | 0,91 | 0,97 | 0,00 | 0,00 | 0,97 |
| .Itarget_w0.8 | 0,99 | 0,90 | 0,98 | 0,90 | 0,58 | 0,76 |
| FMSYref75 | 0,99 | 0,78 | 0,96 | 0,77 | 0,66 | 0,00 |
| CC1.2 | 0,98 | 0,87 | 0,93 | 0,98 | 0,89 | 0,94 |
| CC1.1 | 0,98 | 0,87 | 0,93 | 0,98 | 0,89 | 0,94 |
| .Itarget_d0.8 | 0,96 | 0,84 | 0,89 | 0,82 | 0,59 | 0,30 |
| FMSYref | 0,96 | 0,64 | 0,76 | 0,76 | 0,67 | 0,00 |
| CC_hist20 | 0,95 | 0,84 | 0,90 | 0,97 | 0,85 | 0,90 |
| .Itarget_x0.2 | 0,95 | 0,83 | 0,89 | 0,85 | 0,61 | 0,31 |
| .SP8040_0.6 | 0,93 | 0,81 | 0,85 | 0,95 | 0,73 | 0,62 |
| .SP4010_0.6 | 0,93 | 0,81 | 0,85 | 0,95 | 0,73 | 0,62 |
| .SP6040_0.6_fox | 0,93 | 0,80 | 0,85 | 0,95 | 0,73 | 0,62 |
| .SP6040_0.6 | 0,93 | 0,80 | 0,85 | 0,95 | 0,73 | 0,62 |
| .SP6040_0.4 | 0,84 | 0,72 | 0,74 | 0,92 | 0,57 | 0,35 |
| .SP6040_0.5 | 0,81 | 0,70 | 0,79 | 0,94 | 0,57 | 0,47 |

Figure E.14. Rendement minimal de toutes les procédures de gestion possibles dans l'ensemble de référence de modèles opérationnels. Cette figure est la même que la figure E.13, mais elle illustre le paramètre de rendement **minimum** dans les modèles opérationnels de l'ensemble de référence aux fins de l'application des règles de satisfaction. En d'autres termes, elle montre le pire rendement de chaque procédure de gestion dans l'ensemble de référence de modèles opérationnels.

E.7 ÉTAPE 6 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET CHOIX DE LA PROCÉDURE DE GESTION

E.7.1 RÉSULTATS DE L'ENSEMBLE DE RÉFÉRENCE

Le rendement dans l'ensemble de référence de modèles opérationnels variait entre les procédures de gestion et les paramètres de rendement (figures E.13, E.14, E.15 et E.16). Le rendement variait entre les différents scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels, la plus grande variabilité étant observée dans les paramètres de rendement à long terme et pour toute la période de projection : LT RSS, FRMD, LTC et AADC (figure E.15). Entre les deux paramètres de rendement utilisés à l'étape de la satisfaction initiale, le point de référence limite à long terme (LT PRL) *moyen* variait entre 0.98 et 1.00, et les prises à court terme (STC) entre 0.94 et 1.00 parmi les procédures de gestion de l'ensemble de référence (figure E.13 et E.15). Le point de référence limite à long terme *minimum* variait entre 0.93 et 0.99, et les prises à court terme entre 0.82 et 0.98 parmi les procédures de gestion dans l'ensemble de référence (figure E.14 et E.15).

Une représentation graphique par des points et des lignes des paramètres de rendement regroupés des scénarios de modèles opérationnels aide à comparer le rendement entre les procédures de gestion satisfaisantes (figure E.14). Les prises à long terme (LTC) étaient à peu près comparables entre une stratégie de pêche à F/F_{RMD} et les procédures de gestion satisfaisantes I_{target} ou .SP8040_0.6 (figure E.16). Les prises à court terme (STC) de toutes les procédures de gestion satisfaisantes dépassaient ces procédures de gestion de référence (figure E.16). Les procédures de gestion à prises fixes de 1,1 ou 1,2 fois la moyenne des prises des cinq dernières années donnaient un rendement semblable à celui d'autres procédures de gestion satisfaisantes pour la plupart des paramètres de rendement dans les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels, avec des paramètres un peu plus élevés pour les prises à long terme et la différence interannuelle absolue moyenne des prises (AADC) (figure E.16). Ces procédures de gestion à prises fixes ne tiennent pas compte de la rétroaction entre la gestion et les systèmes biologiques.

Les compromis entre les paramètres de rendement pour la plupart des procédures de gestion satisfaisantes étaient relativement mineurs dans les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels (figures E.17 et E.18). Dans le scénario du modèle opérationnel « C^{eq} 200 % », il y avait un léger compromis entre les prises à court terme et le point de référence limite à long terme (figure E.17). Les trajectoires des séries chronologiques de l'indice de relevé projeté (figure E.19), B/B_{RMD} , F/F_{RMD} , et des prises (figures E.20–E.25) illustrent en outre le rendement des diverses procédures de gestion et des modèles opérationnels de l'ensemble de référence. Les graphiques de Kobe montrent l'état final B/B_{RMD} par rapport à F/F_{RMD} dans les répétitions (figure E.26) ou la trajectoire de ces valeurs de l'état du stock dans le temps (figure E.27).

| | 1 - Ceq. 200% | | | | | | | 2 - Ceq. 250% | | | | | | | | |
|---------------|---------------|------|------|------|------|------|------|---------------|------|------|------|------|------|-----|-----|------|
| | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC |
| .Itarget_w0.8 | 0,99 | 0,94 | 0,98 | 0,98 | 0,98 | 0,73 | 0,85 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,99 | 0,74 | 0,91 | | | |
| .Itarget_base | 0,99 | 0,92 | 0,97 | 0,95 | 0,95 | 0,67 | 0,50 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,97 | 0,70 | 0,59 | | | |
| CC1.1 | 0,98 | 0,91 | 0,94 | 1,00 | 0,95 | 0,98 | 1,00 | 0,97 | 0,99 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | | | | |
| CC1.2 | 0,98 | 0,91 | 0,94 | 1,00 | 0,95 | 0,98 | 1,00 | 0,97 | 0,99 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | | | | |
| .Itarget_d0.8 | 0,98 | 0,86 | 0,91 | 0,95 | 0,68 | 0,38 | 1,00 | 0,97 | 1,00 | 0,99 | 0,77 | 0,41 | | | | |
| .Itarget_x0.2 | 0,98 | 0,85 | 0,90 | 0,97 | 0,71 | 0,41 | 1,00 | 0,97 | 1,00 | 1,00 | 0,80 | 0,44 | | | | |
| .SP8040_0.6 | 0,97 | 0,82 | 0,85 | 0,99 | 0,79 | 0,70 | 0,99 | 0,94 | 0,97 | 1,00 | 0,82 | 0,75 | | | | |

| | 3 - M plus élevée | | | | | | | 4 - Taux de variation plus élevé | | | | | | | | |
|---------------|-------------------|------|------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|------|-----|-----|------|
| | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC |
| .Itarget_w0.8 | 0,99 | 0,90 | 0,99 | 0,90 | 0,58 | 0,88 | 1,00 | 0,94 | 0,98 | 0,96 | 0,63 | 0,92 | | | | |
| .Itarget_base | 0,99 | 0,91 | 0,99 | 0,83 | 0,55 | 0,46 | 1,00 | 0,95 | 0,98 | 0,90 | 0,58 | 0,45 | | | | |
| CC1.1 | 0,99 | 0,87 | 0,97 | 0,98 | 0,89 | 0,94 | 0,99 | 0,89 | 0,93 | 1,00 | 0,92 | 0,96 | | | | |
| CC1.2 | 0,99 | 0,87 | 0,97 | 0,98 | 0,89 | 0,94 | 0,99 | 0,89 | 0,93 | 1,00 | 0,92 | 0,96 | | | | |
| .Itarget_d0.8 | 0,99 | 0,87 | 0,96 | 0,82 | 0,59 | 0,33 | 0,99 | 0,91 | 0,95 | 0,89 | 0,61 | 0,30 | | | | |
| .Itarget_x0.2 | 0,99 | 0,86 | 0,96 | 0,85 | 0,61 | 0,35 | 0,99 | 0,89 | 0,94 | 0,92 | 0,64 | 0,31 | | | | |
| .SP8040_0.6 | 0,99 | 0,81 | 0,94 | 0,95 | 0,73 | 0,63 | 0,98 | 0,81 | 0,86 | 0,98 | 0,74 | 0,62 | | | | |

| | 5 - Plus faible sélectivité | | | | | | | 6 - Pas de CPUE Ceq. 250% | | | | | | | | |
|---------------|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|---------------------------|------|------|------|------|------|-----|-----|------|
| | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC |
| .Itarget_w0.8 | 0,99 | 0,95 | 0,98 | 1,00 | 0,87 | 0,80 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 1,00 | 0,86 | 0,76 | | | | |
| .Itarget_base | 0,99 | 0,92 | 0,97 | 0,99 | 0,80 | 0,51 | 1,00 | 0,97 | 0,99 | 1,00 | 0,81 | 0,48 | | | | |
| CC1.1 | 0,98 | 0,93 | 0,96 | 1,00 | 0,98 | 0,98 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | | | |
| CC1.2 | 0,98 | 0,93 | 0,96 | 1,00 | 0,98 | 0,98 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | | | |
| .Itarget_d0.8 | 0,96 | 0,84 | 0,89 | 0,99 | 0,80 | 0,38 | 0,99 | 0,95 | 0,98 | 1,00 | 0,85 | 0,41 | | | | |
| .Itarget_x0.2 | 0,95 | 0,83 | 0,89 | 1,00 | 0,82 | 0,44 | 0,99 | 0,95 | 0,98 | 1,00 | 0,87 | 0,43 | | | | |
| .SP8040_0.6 | 0,93 | 0,88 | 0,92 | 1,00 | 0,88 | 0,83 | 0,99 | 0,96 | 0,99 | 1,00 | 0,93 | 0,86 | | | | |

Figure E.15. Rendement des procédures de gestion satisfaisantes pour les modèles opérationnels de l'ensemble de référence. Les procédures de gestion sont classées par valeur décroissante du paramètre de rendement à partir de l'ensemble de référence moyenné (figure E.13). Il s'agit des mêmes données qui sous-tendent la figure E.13 et la figure E.14, mais elles sont indiquées pour les différents scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels, et seulement pour les procédures de gestion satisfaisantes.

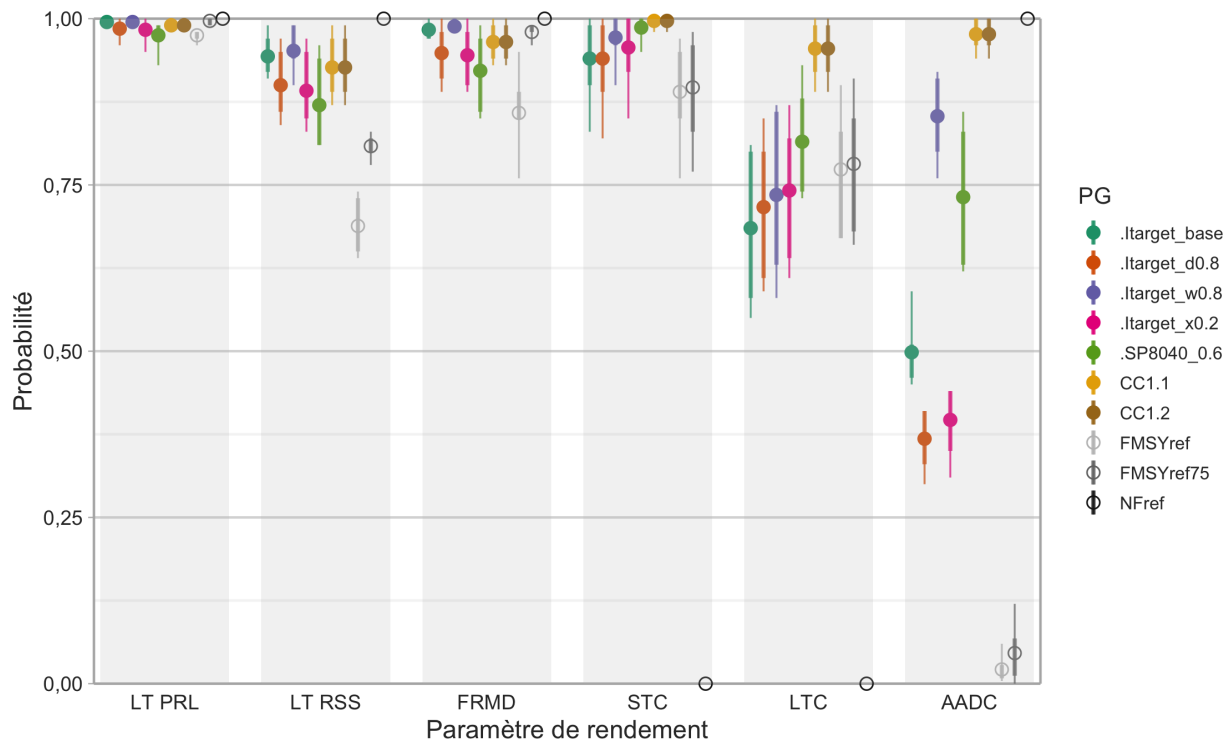


Figure E.16. Représentation graphique par des points et des lignes des paramètres de rendement moyennés dans les scénarios de modèles opérationnels. Les points représentent les valeurs moyennes des paramètres de rendement et les lignes fines représentent la plage de valeurs dans les scénarios de modèles opérationnels. Les lignes épaisses représentent la plage de valeurs dans les scénarios de modèles opérationnels après avoir écarté les valeurs les plus élevées et les plus faibles. Les procédures de gestion de référence sont indiquées par des cercles ouverts (Vrai). Les procédures de gestion autres que de référence sont indiquées par des cercles fermés (Faux).

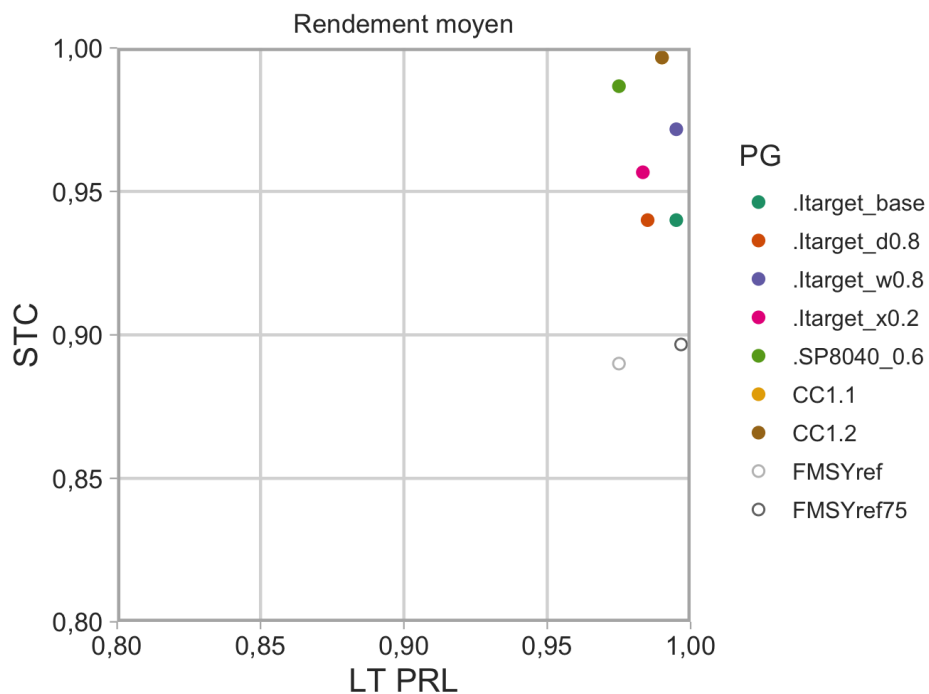


Figure E.17. Compromis entre les paramètres de rendement moyen entre LT PRL et STC dans les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. Les procédures de gestion de référence sont indiquées par des cercles ouverts (Vrai). Les procédures de gestion autres que de référence sont indiquées par des cercles fermés (Faux).

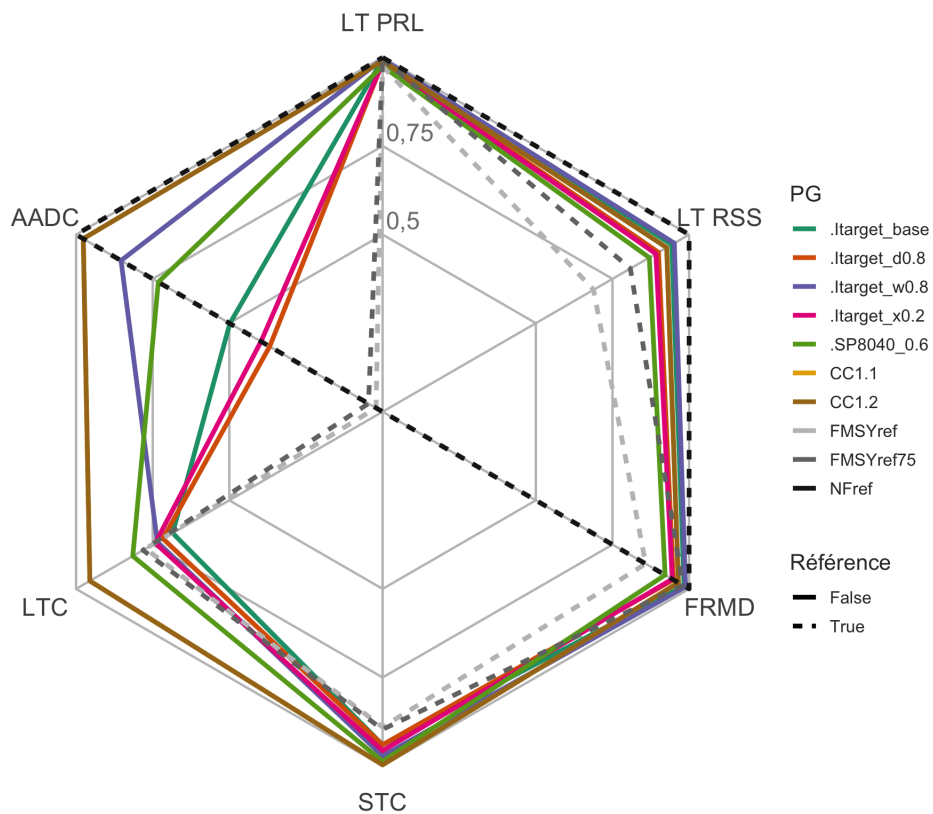


Figure E.18. Diagramme en radar des compromis des paramètres de rendement moyens pour les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. L'extérieur de l'hexagone représente une probabilité de 1,0 du paramètre de rendement et le milieu représente une valeur de 0. Les lignes tiretées représentent les procédures de gestion de référence.

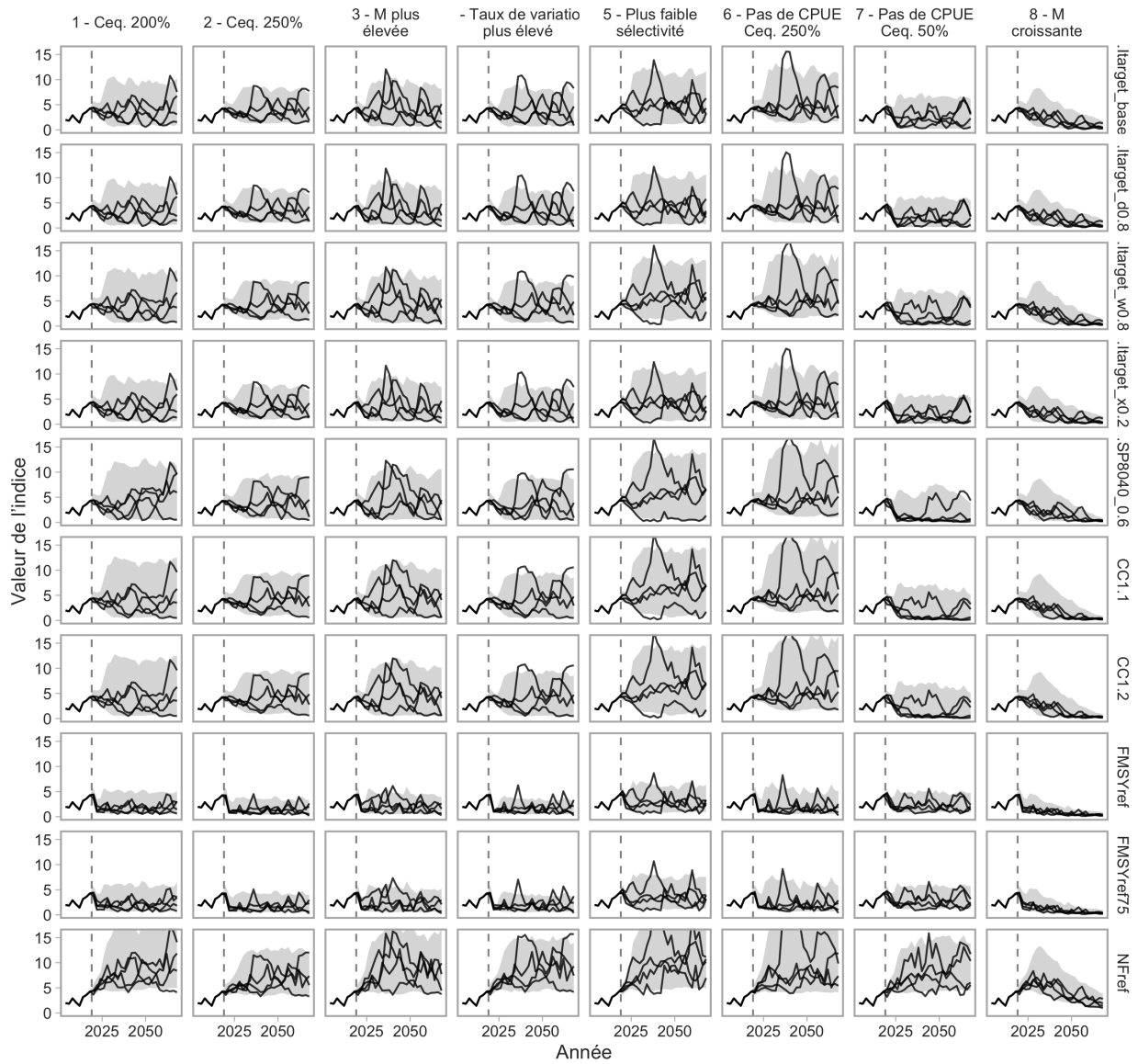


Figure E.19. Valeurs historiques et projetées de l'indice de la biomasse du relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La ligne verticale tiretée représente 2019. La région ombrée représente le quantile de 95% et les lignes individuelles représentent quatre répétitions d'échantillons.

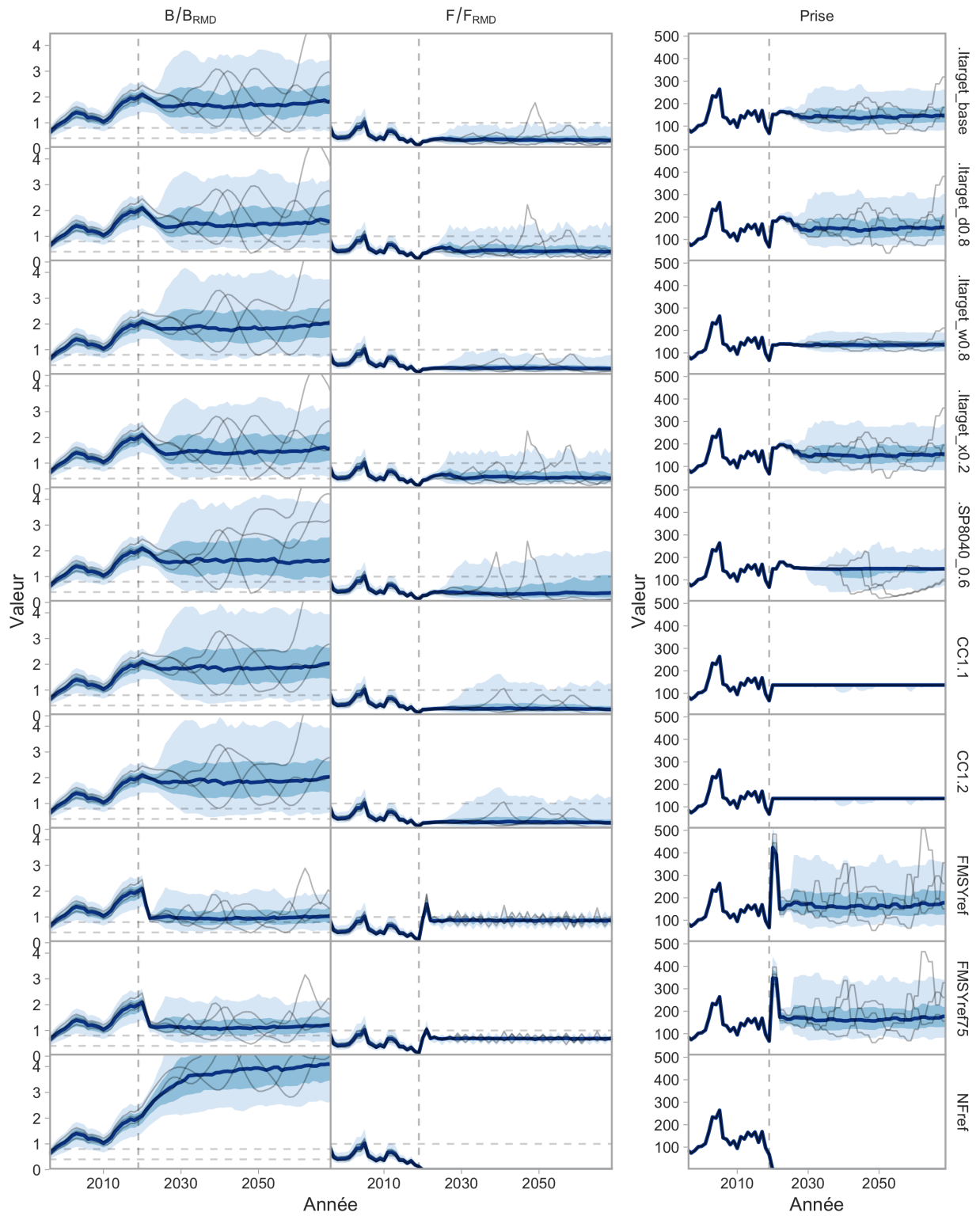


Figure E.20. B/B_{RMD} , F/F_{RMD} , et les prises des périodes historique et projetée pour le modèle opérationnel « C^{eq} 200 % ». La ligne foncée indique la valeur médiane et les rubans ombrés plus foncés et plus pâles indiquent les quantiles de 50 % et 90 %. Les fines lignes grises représentent des répétitions de simulation à titre d'illustration. La ligne verticale tirée indique la dernière année de la période historique. Les lignes horizontales tirées indiquent $B/B_{RMD} = 0,8$ et $0,4$, et $F/F_{RMD} = 1$.

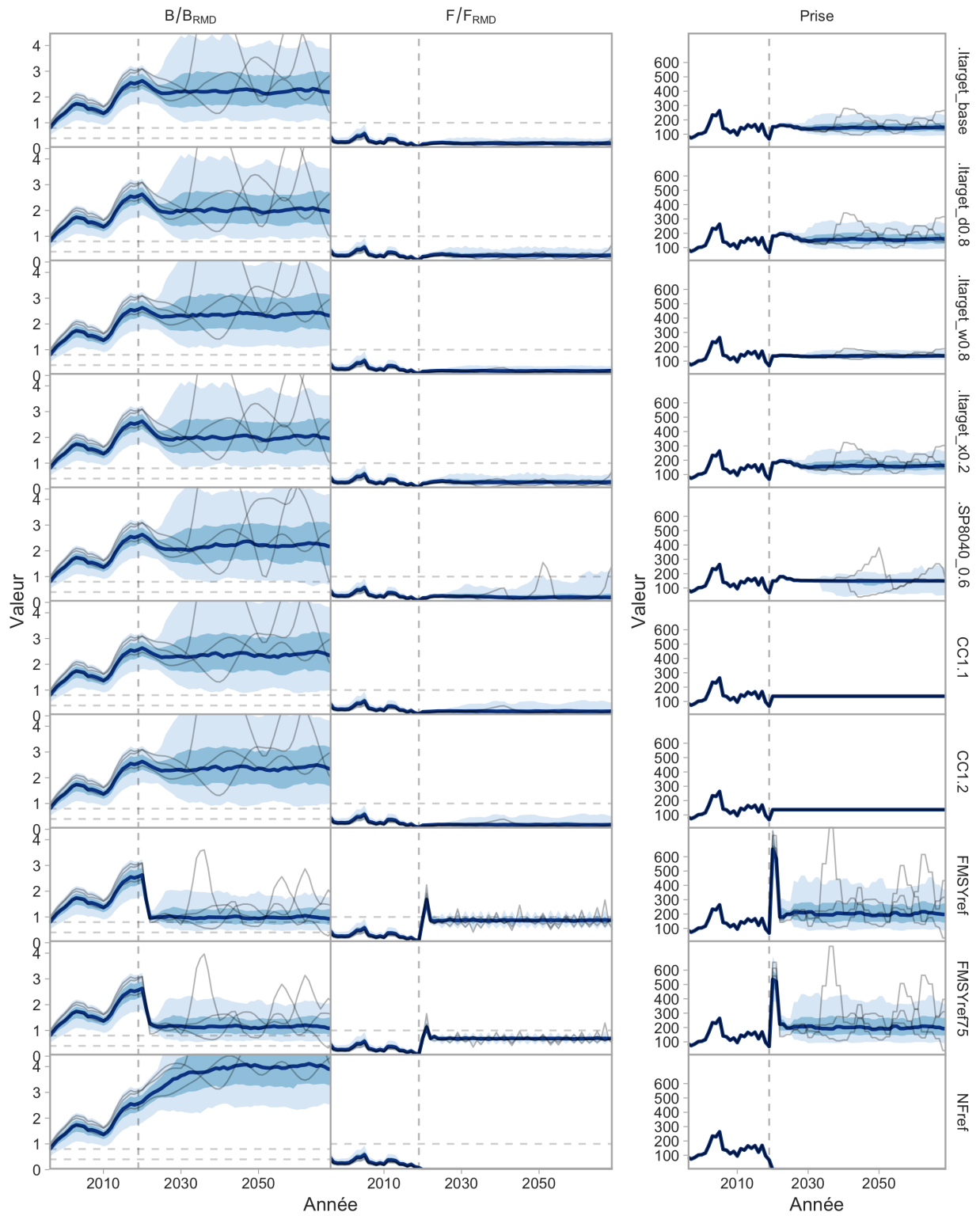


Figure E.21. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel "C^{eq} 250%".

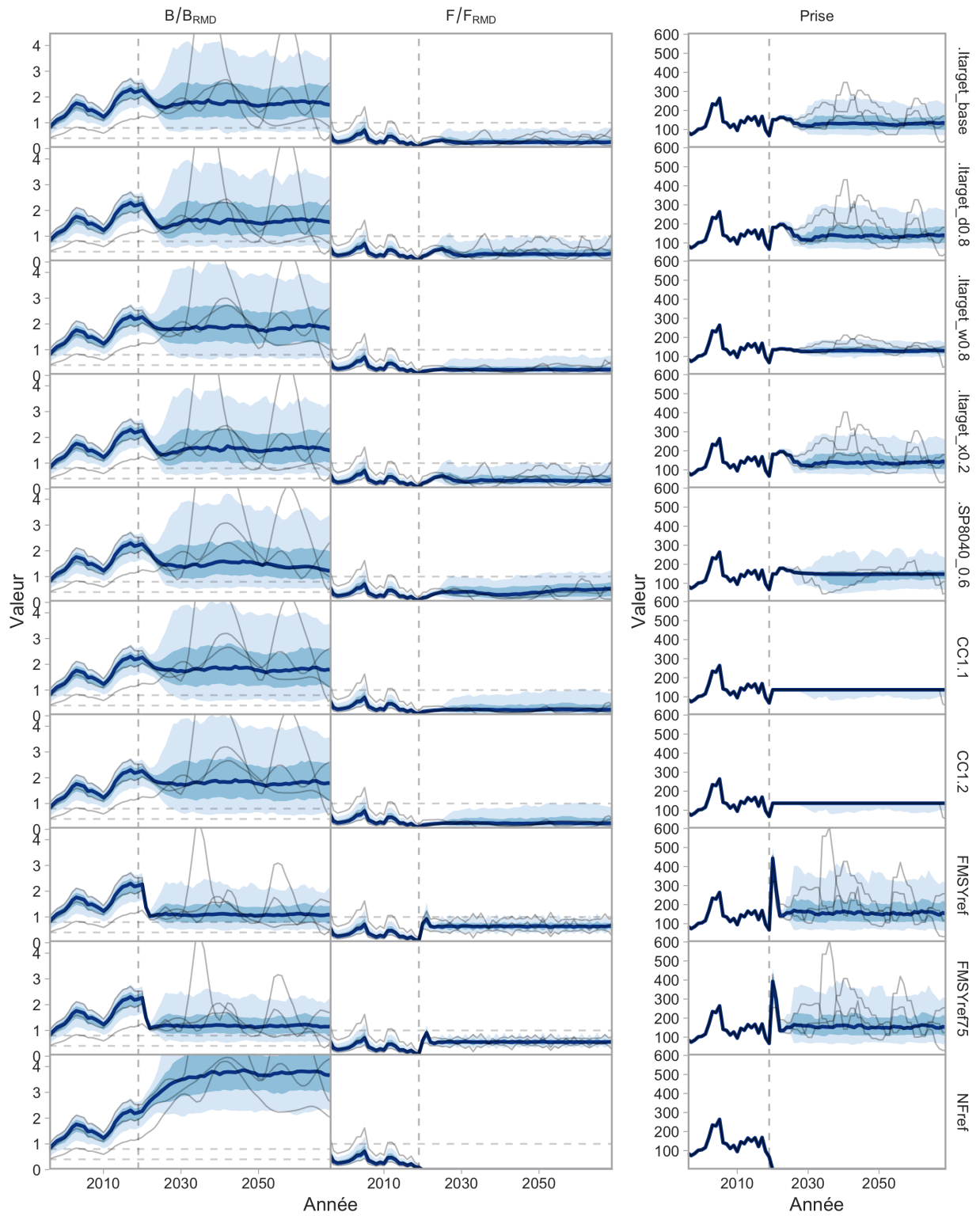


Figure E.22. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel « M plus élevée ».

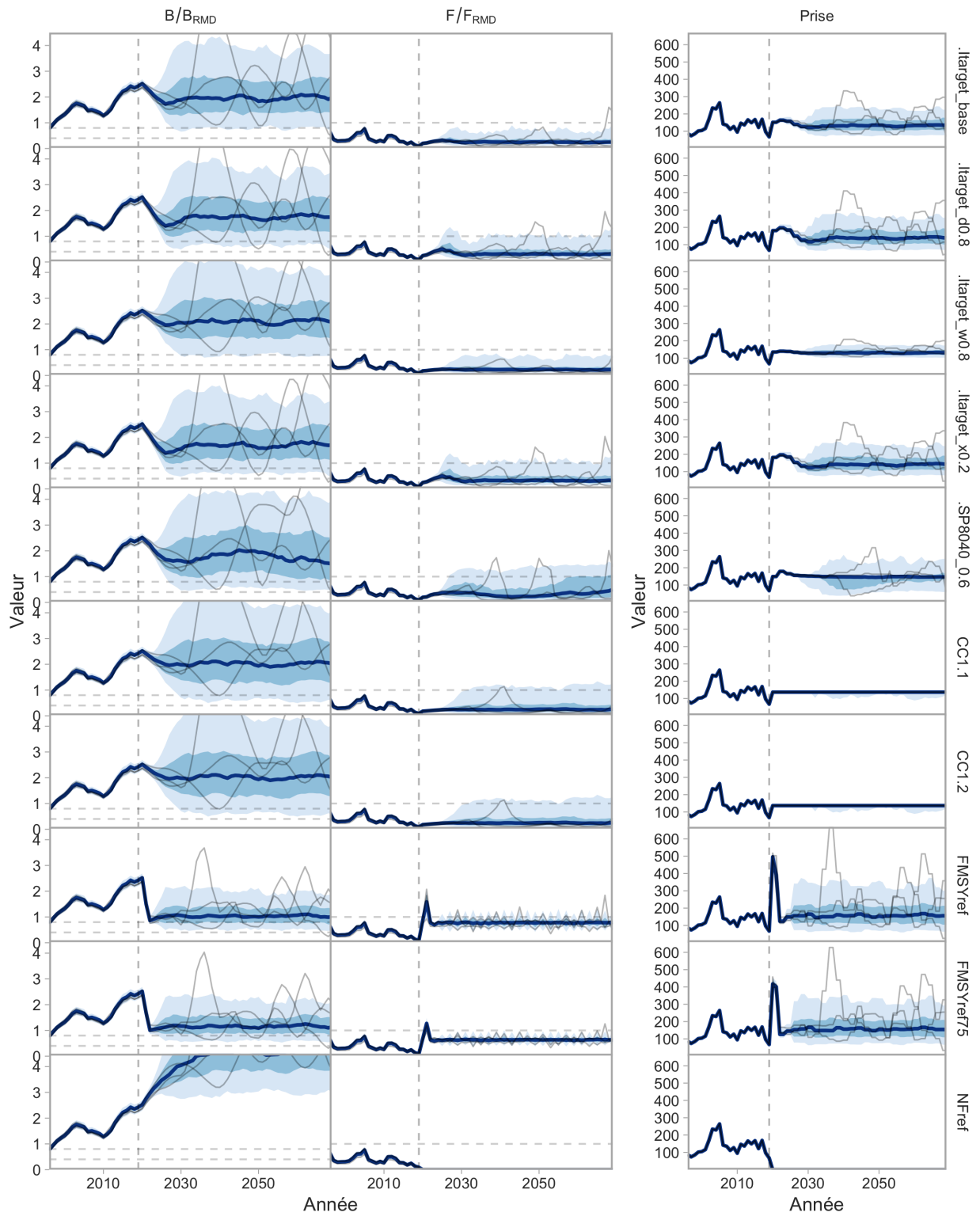


Figure E.23. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel « Taux de variation plus élevé ».

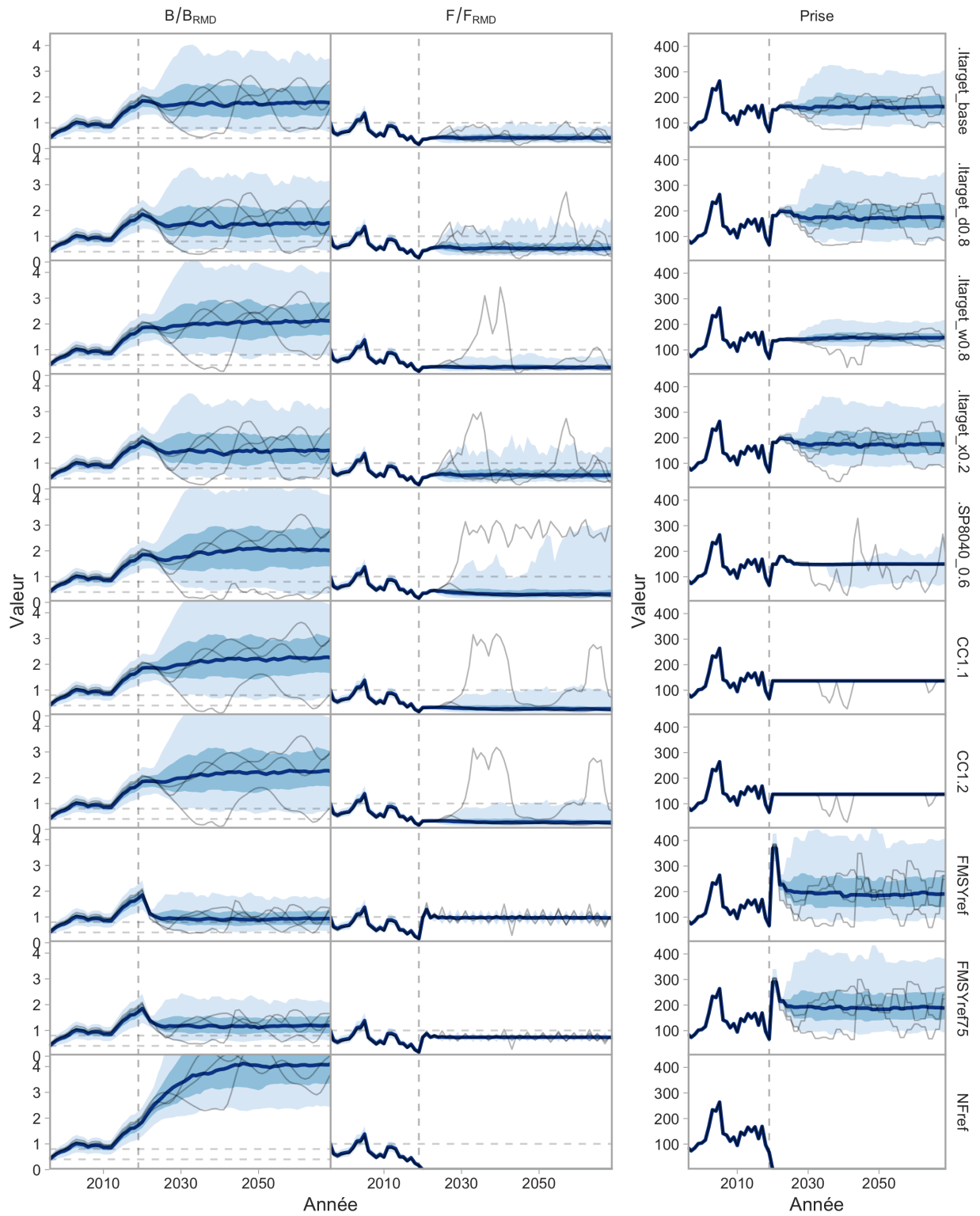


Figure E.24. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel « Sélectivité plus basse ».

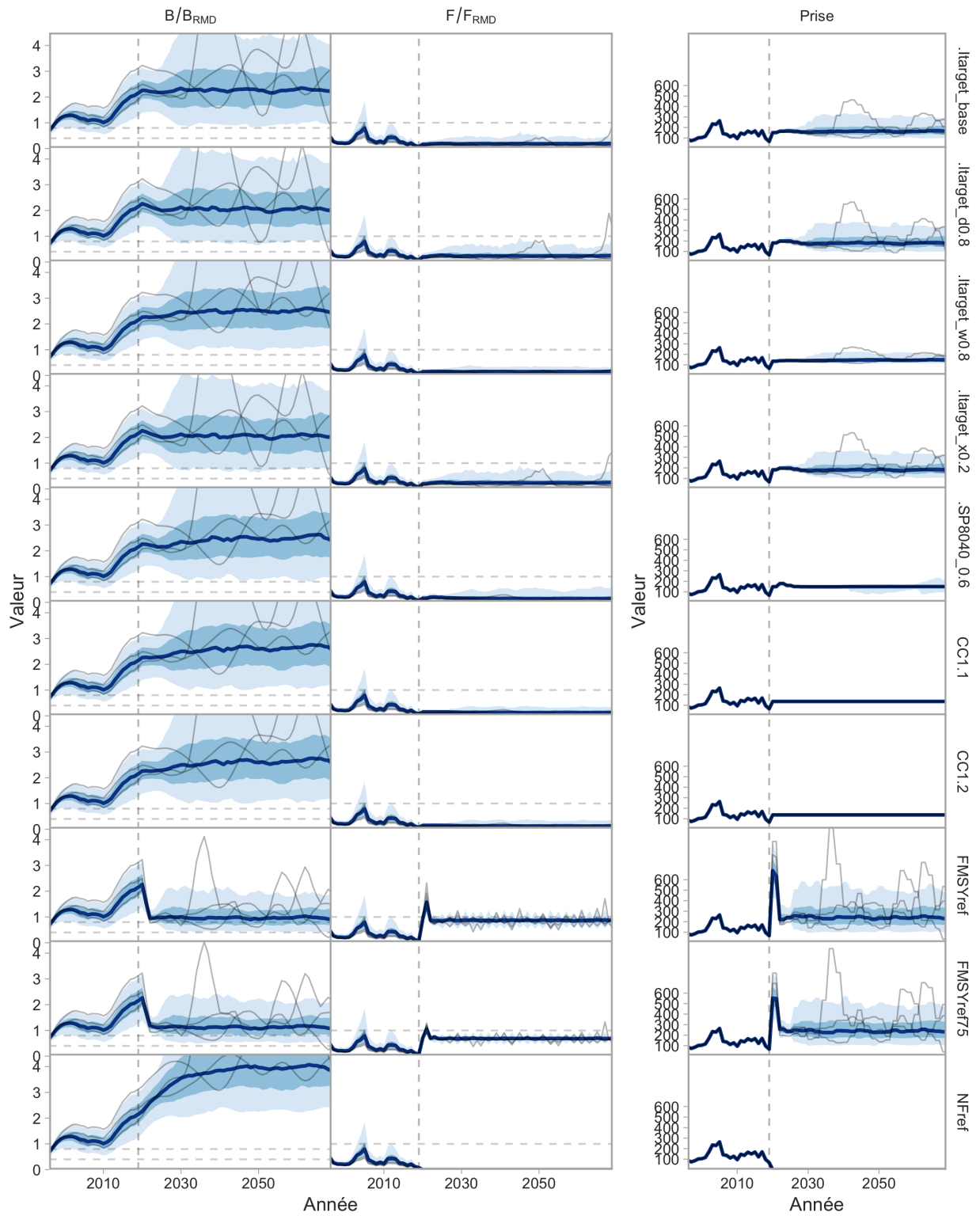


Figure E.25. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel « Pas de CPUE C^{eq} 250 % ».

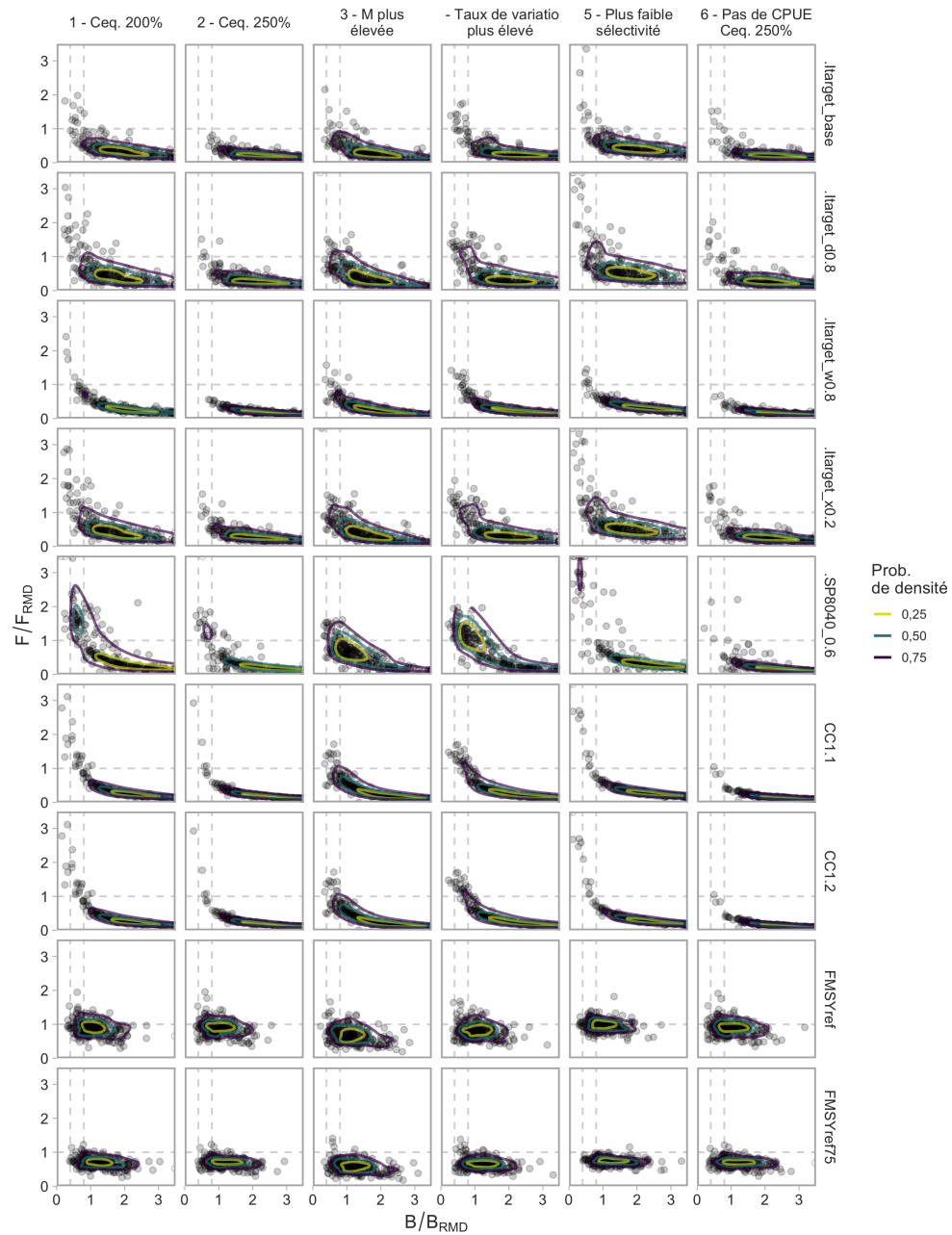


Figure E.26. Valeurs de B/B_{RMD} et F/F_{RMD} pour la dernière année des projections pour toutes les répétitions. Les points représentent les différentes répétitions. Les lignes verticales tiretées représentent $B/B_{RMD} = 0,4$ (à gauche) et $0,8$ (à droite). La ligne horizontale tiretée représente $F/F_{RMD} = 1$. Les lignes de contour indiquent les quantiles à 0,25, 0,50 et 0,75 lissés par noyau de densité en deux dimensions, calculés dans l'espace logarithmique.

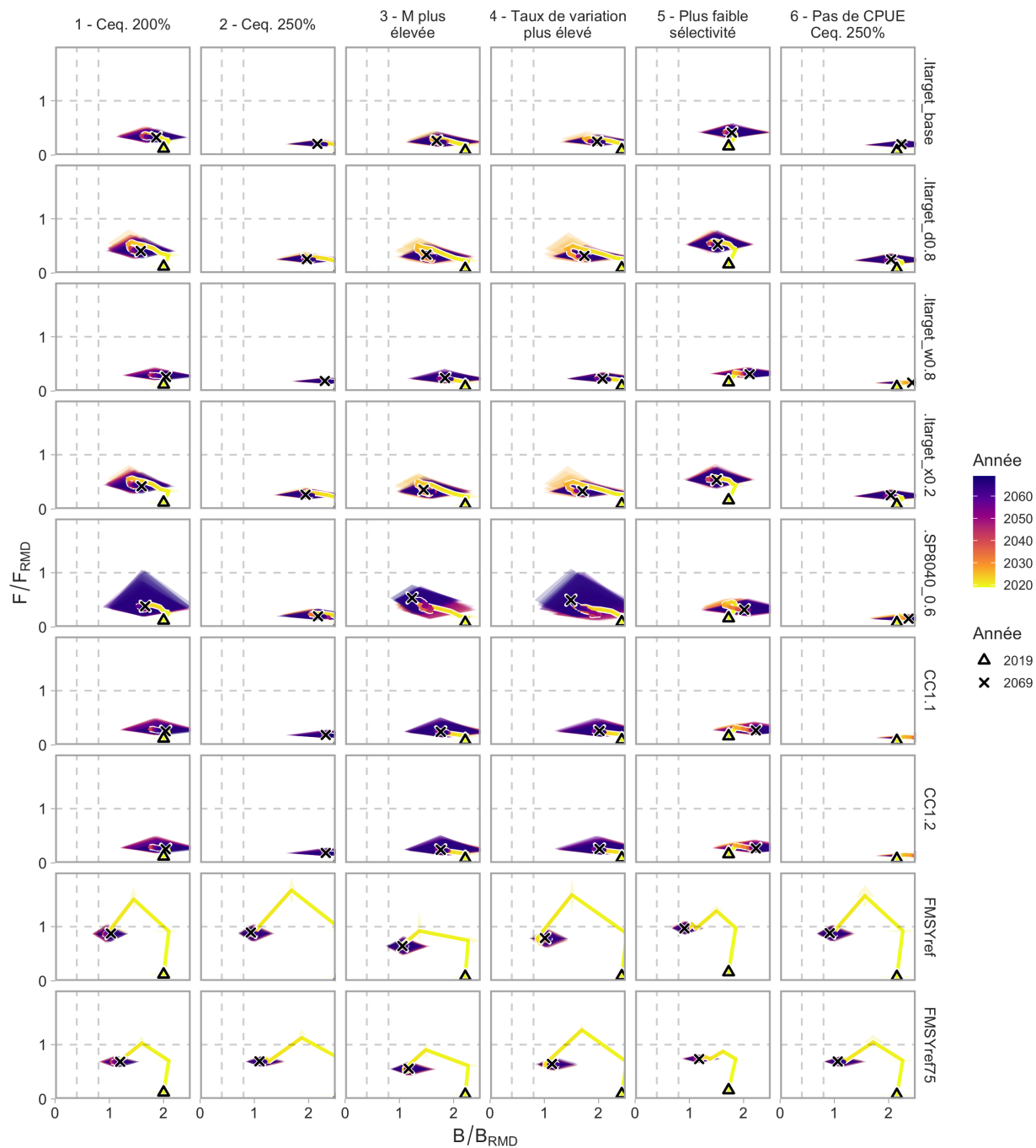


Figure E.27. Trajectoire des valeurs de B/B_{RMD} et de F/F_{RMD} résumées entre les répétitions. La ligne pleine correspond à la valeur médiane. Les lignes verticales tiretées représentent $B/B_{RMD} = 0,4$ (à gauche) et $0,8$ (à droite). La ligne horizontale tiretée représente $F/F_{RMD} = 1$. Chaque diamant représente le quantile de 50 % de B/B_{RMD} (à l'horizontale) et de F/F_{RMD} (à la verticale).

E.7.2 RÉSULTATS DE L'ENSEMBLE DE ROBUSTESSE

Le scénario de robustesse du modèle opérationnel « Pas de CPUE C^{eq} 50 % » représente des trajectoires historiques de la biomasse et de la mortalité par pêche nettement différentes de celles des scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels. Ce scénario du modèle opérationnel estime que le stock est plus petit (valeurs de R_0 plus faibles sur la figure E.7) avec des valeurs élevées de F_y (F apicale par année) vers 2005 (figure E.10). Dans ce scénario du modèle opérationnel, les procédures de gestion Itarget sont capables d'atteindre un point de référence limite à long terme $> 0,60$ (3 fois sur 5), tandis que le modèle de production excédentaire et de prises constantes atteint un point de référence limite à long terme $< 0,35$ (7 fois sur 20) (figures E.28 et E.29). Les autres paramètres de rendement affichent un contraste moins grand entre les procédures de gestion, bien que le point de référence supérieur du stock à long terme (LT RSS) demeure également plus élevé pour les procédures de gestion Itarget par rapport aux procédures de gestion à prises constantes ou à production excédentaire (figures E.28 et E.29).

Ce scénario de robustesse du modèle opérationnel démontre des compromis plus solides entre les paramètres de rendement que les scénarios de l'ensemble de référence du modèle opérationnel (figures E.30 et E.31). En particulier, il y a un compromis évident entre les prises à court terme et le point de référence limite à long terme (figures E.30). Les procédures de gestion à prises constantes ont atteint les valeurs les plus élevées de prises à court terme, mais au détriment de valeurs plus basses du point de référence limite à long terme. Les procédures de gestion Itarget parvenaient à un meilleur équilibre entre le point de référence limite à long terme et les prises à court terme (figures E.30). Les figures de la projection montrent les valeurs sous-jacentes aux paramètres de rendement (figure E.32). Dans ce scénario, au fil du temps, les procédures de gestion SP8040_0.6, CC1.1, et CC1.2 avaient toutes tendance à surpêcher le stock (figure E.32).

Pour le scénario du modèle opérationnel « M croissante », les procédures de gestion satisfaisantes étaient relativement robustes aux augmentations linéaires de la mortalité naturelle pendant la période de projection, mais elles avaient toutes une probabilité considérablement plus faible d'atteindre le paramètre des prises à long terme (LTC) (figures E.28–E.31). En particulier, les procédures de gestion satisfaisantes Itarget maintenaient un point de référence limite à long terme $> 0,9$ malgré l'augmentation de M , tandis que les procédures de gestion à prises fixes et de production excédentaire donnaient toutes un point de référence limite à long terme $< 0,9$. Les procédures de gestion Itarget ont permis de réduire les prises à mesure que M augmentait (figure E.33) afin de maintenir la plupart des répétitions au-dessus du point de référence limite.

En traçant les projections à partir de tous les scénarios de modèles opérationnels (figures E.20–E.25 et E.32–E.33) sur les mêmes graphiques, nous pouvons examiner la sensibilité des projections aux diverses conditions du scénario du modèle opérationnel (figure E.34). Les trajectoires historiques étaient les plus sensibles aux hypothèses du scénario du modèle opérationnel « Pas de CPUE C^{eq} 50 % » comparativement aux autres scénarios de modèles opérationnels. Les trajectoires projetées étaient relativement semblables dans tous les scénarios de l'ensemble de référence de modèles opérationnels, mais différentes pour les scénarios de robustesse des modèles opérationnels « Pas de CPUE C^{eq} 50 % » et « M croissante ». Il est à noter que la sensibilité des projections ne correspond pas nécessairement à la sensibilité de l'ordre de classement des procédures de gestion (figure E.28), qui est en fin de compte la caractéristique importante pour la prise de décisions.

| | 7 - Pas de CPUE Ceq. 50% | | | | | | 8 - M croissante | | | | | | | | |
|---------------|-----------------------------|------|------|------|------|------|---------------------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC | AADC | LT | PRL | LT | RSS | FRMD | STC | LTC |
| .Itarget_base | 0,77 | 0,55 | 0,54 | 0,77 | 0,29 | 0,30 | 0,95 | 0,78 | 0,99 | 0,94 | 0,02 | 0,01 | | | |
| .Itarget_d0.8 | 0,70 | 0,45 | 0,40 | 0,73 | 0,29 | 0,17 | 0,94 | 0,75 | 0,97 | 0,94 | 0,04 | 0,00 | | | |
| .Itarget_w0.8 | 0,64 | 0,44 | 0,51 | 0,85 | 0,26 | 0,62 | 0,92 | 0,68 | 0,98 | 0,98 | 0,02 | 0,16 | | | |
| .Itarget_x0.2 | 0,63 | 0,38 | 0,35 | 0,76 | 0,28 | 0,17 | 0,93 | 0,72 | 0,96 | 0,96 | 0,04 | 0,00 | | | |
| CC1.1 | 0,34 | 0,21 | 0,32 | 0,97 | 0,32 | 0,32 | 0,84 | 0,54 | 0,94 | 1,00 | 0,15 | 0,09 | | | |
| CC1.2 | 0,34 | 0,21 | 0,32 | 0,97 | 0,32 | 0,32 | 0,84 | 0,54 | 0,94 | 1,00 | 0,15 | 0,09 | | | |
| .SP8040_0.6 | 0,29 | 0,12 | 0,19 | 0,88 | 0,23 | 0,17 | 0,87 | 0,59 | 0,94 | 0,99 | 0,12 | 0,07 | | | |

Figure E.28. Rendement des procédures de gestion satisfaisantes des modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse.

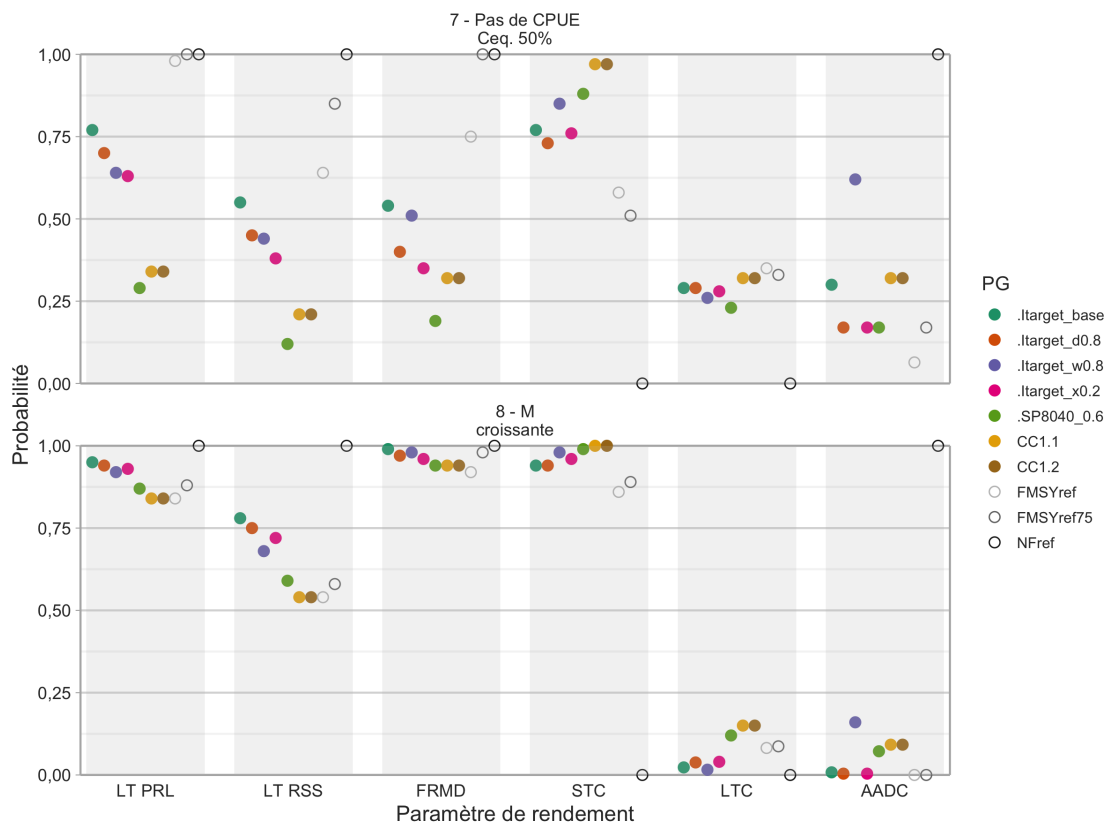


Figure E.29. Rendement des procédures de gestion satisfaisantes des modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse.

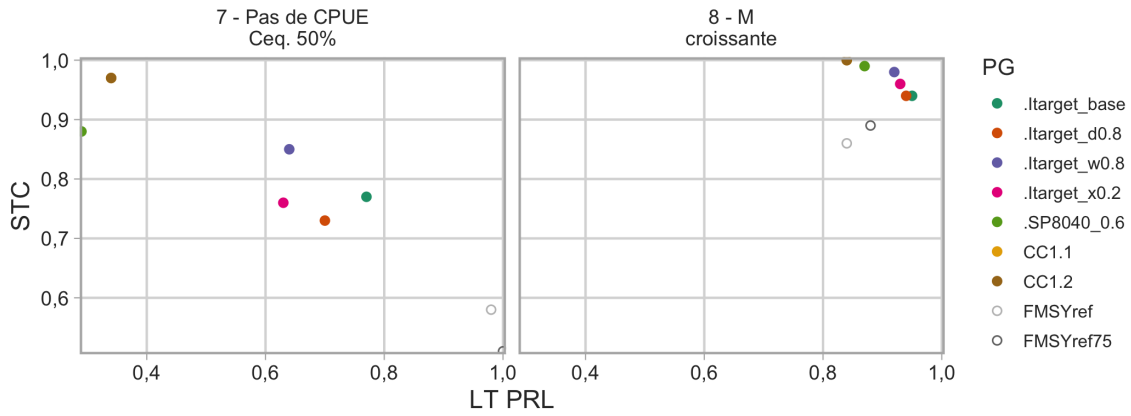


Figure E.30. Compromis entre les paramètres de rendement de LT PRL et STC pour les procédures de gestion satisfaisantes des modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse.

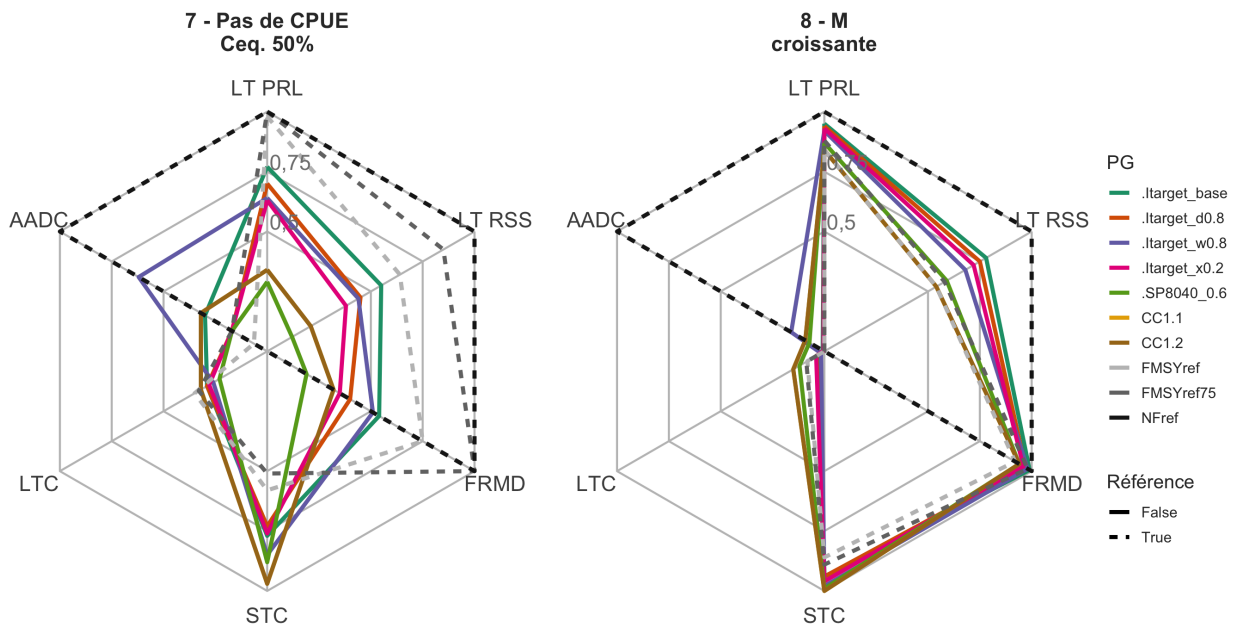


Figure E.31. Diagramme en radar des compromis des paramètres de rendement pour les procédures de gestion satisfaisantes des modèles opérationnels de l'ensemble de robustesse.

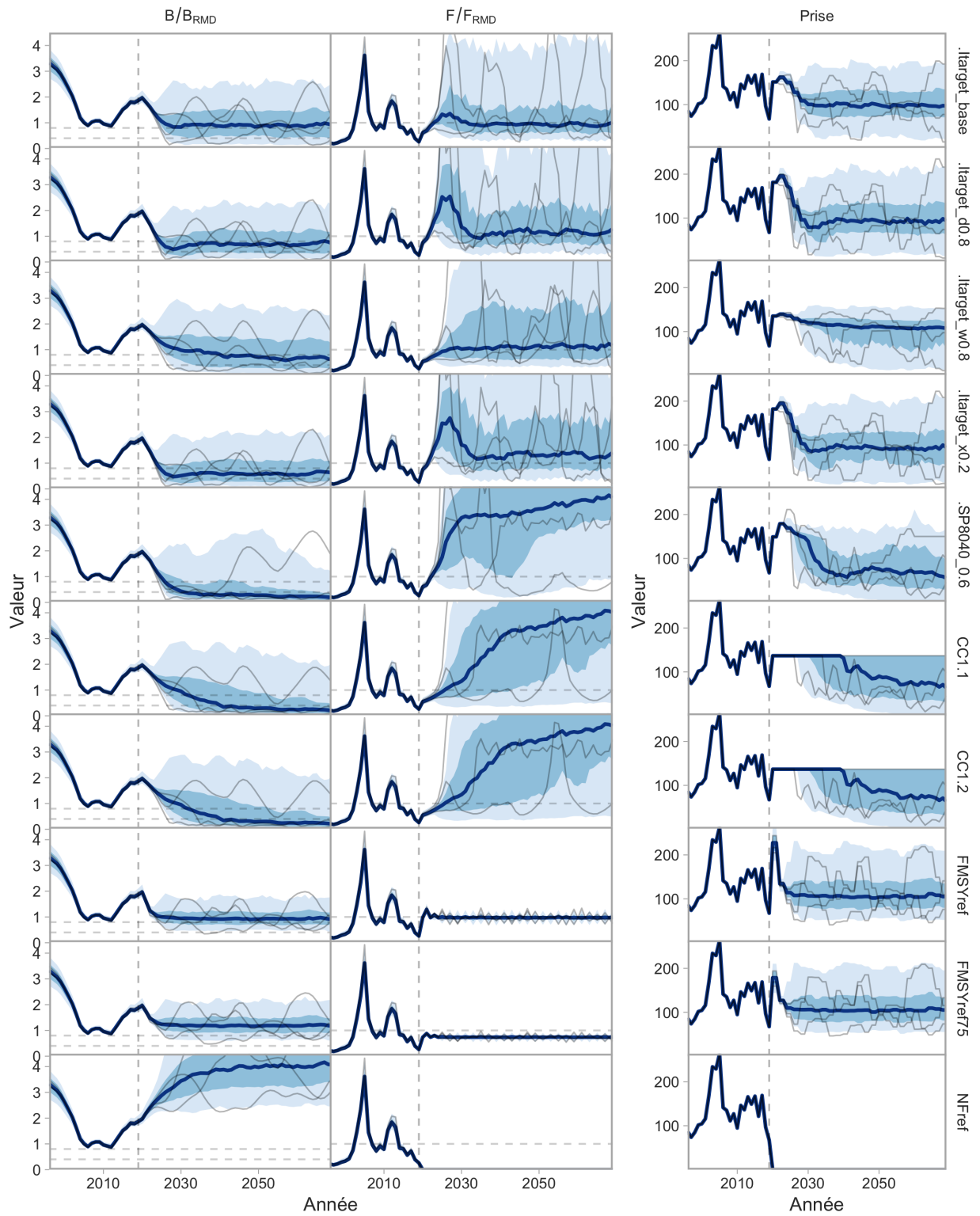


Figure E.32. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel « Pas de CPUE C^{eq} 50 % » de l'ensemble de robustesse.

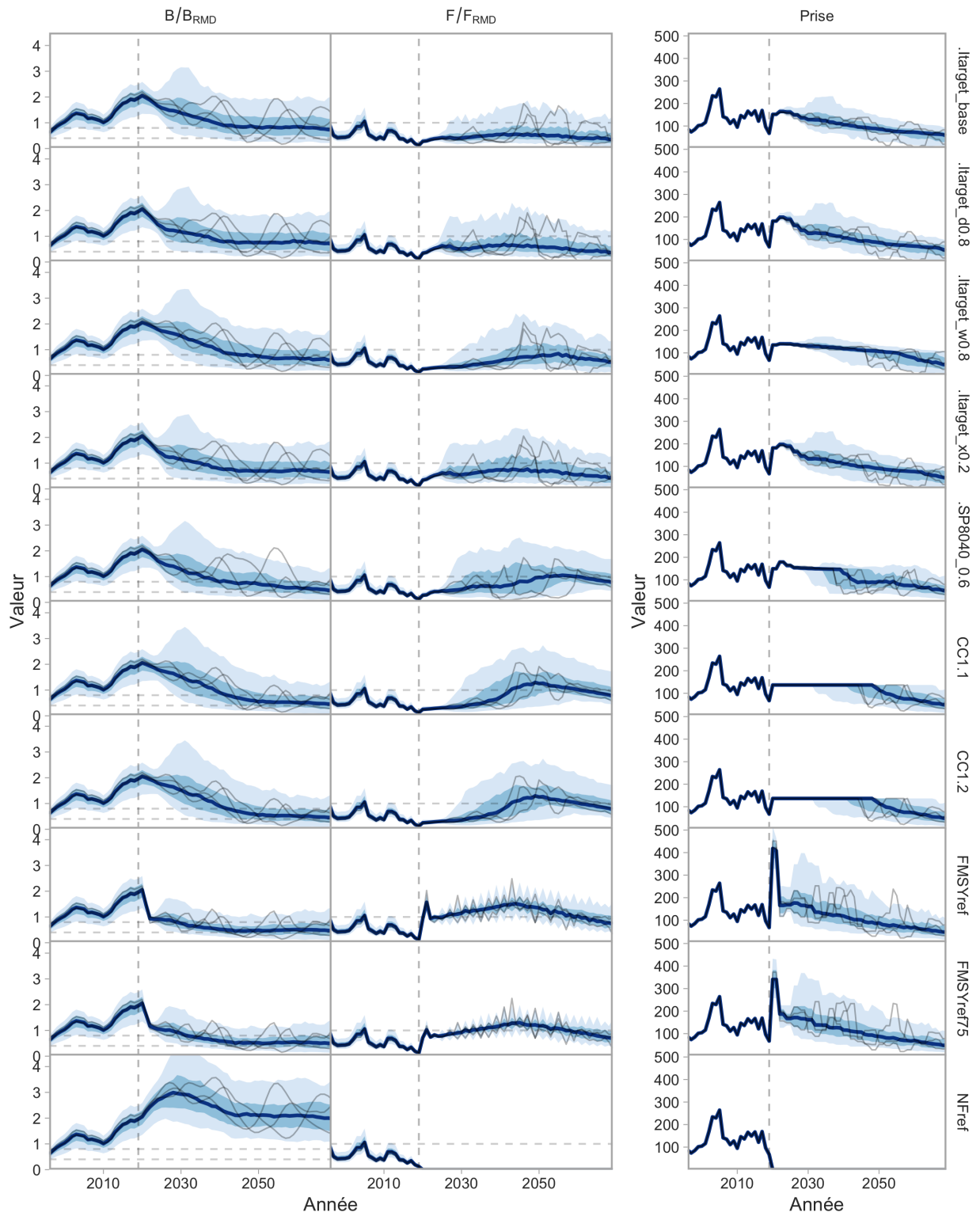


Figure E.33. Identique à la figure E.20, mais pour le modèle opérationnel « M plus élevée » de l'ensemble de robustesse.

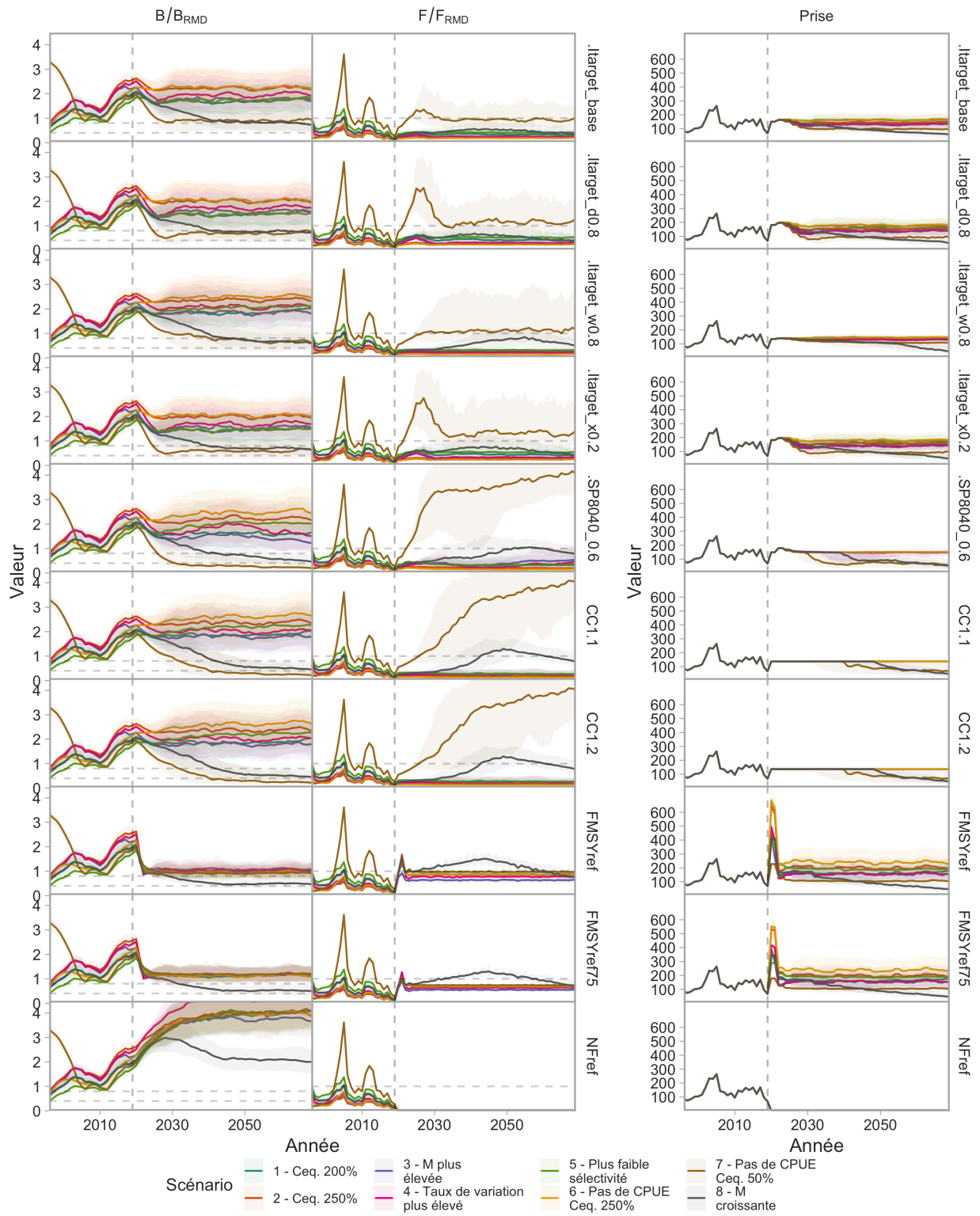


Figure E.34. B/B_{RMD} , F/F_{RMD} , et prises des périodes historique et projetée. Les couleurs représentent les scénarios de l'ensemble de référence et de l'ensemble de robustesse de modèles opérationnels. Les lignes représentent les médianes et les régions ombrées représentent les quantiles de 50 %. Les procédures de gestion satisfaisantes et de référence apparaissent de haut en bas. Les lignes verticales tiretées représentent 2019.

ANNEXE F. DÉFINITION DU MODÈLE OPÉRATIONNEL DE LA PLIE ROYALE

Cette section décrit les spécifications du modèle opérationnel de la plie royale. Certains scénarios de modèle opérationnel des ensembles de référence et de robustesse attribuent des options de rechange pour certains paramètres. Nous l'indiquons ci-dessous lorsque c'est le cas.

F.1 DESCRIPTION DES TIROIRS DU STOCK

Nous commençons par établir la graine aléatoire pour l'échantillonnage à partir des distributions ci-dessous :

```
set.seed(282943)
```

F.1.1 COMMON_NAME

Nom commun de l'espèce.

```
stock_rex@Common_Name <- "Rex Sole"
```

F.1.2 SPECIES

Nom scientifique de l'espèce.

```
stock_rex@Species <- "Glyptocephalus zachirus"
```

F.1.3 MAXAGE

Âge maximal simulé des individus. Nombre entier positif.

L'âge maximal enregistré pour une plie royale dans les eaux de la Colombie-Britannique est de 15 ans dans le relevé de l'assemblage plurispécifique dans le détroit d'Hécate en 1998. Nous n'avons pas de données sur l'âge dans notre base de données pour la zone 3CD qui nous permettraient de déterminer l'âge maximal pour cette région. Munk (2001) note que l'âge maximal observé pour la plie royale dans le golfe d'Alaska est de 27 ans. Cet âge maximum devient le groupe plus lorsque l'analyse de la réduction des stocks est exécutée.

```
stock_rex@maxage <- 27
```

F.1.4 M

Taux de mortalité naturelle.

McGilliard et Palsson (2017) ont utilisé $0,17 \text{ y}^{-1}$ pour M , mais ils notent également que les taux de croissance et la taille peuvent varier en fonction de la latitude, ce qui peut influencer M . M est probablement légèrement plus élevée en Colombie-Britannique à des latitudes plus basses. Ici, nous ajoutons une plage de valeurs possibles de M en commençant par une limite plus basse que celle de McGilliard et Palsson (2017). L'âge maximal de 15 ans observé dans notre base de données implique une valeur plus élevée de M , bien que cet âge maximal soit probablement une sous-estimation. Nous incluons un autre scénario du modèle opérationnel avec une valeur plus élevée de M ($M = 0,3 \text{ y}^{-1}$).

```
stock_rex@M <- c(0.17, 0.25)
```

F.1.5 H

Taux de variation de la relation stock-recrue.

Maunder (2012) cite Myers et al. (1999), qui ont trouvé une valeur médiane de 0,80 du taux de variation pour les poissons plats et note qu'en raison du biais dans la valeur estimée pour la morue franche dans ce document, la valeur pourrait être plus proche de 0,94. Grandin et Forrest (2017) ont estimé le taux de variation pour la plie à grande bouche, mais ont trouvé que leur valeur a posteriori était fortement influencée par leur valeur a priori (ils estimaient une médiane de 0,88 avec un intervalle de confiance à 95 % de 0,69–0,98 qui correspond presque à la valeur a priori). Ici, nous utiliserons la même valeur a priori que celle utilisée dans Grandin et Forrest (2017) (figure F.1), mais nous incluons également un autre scénario de modèle opérationnel avec un taux de variation fixé à une valeur relativement élevée de 0,95.

```
cpars$h <- rbeta(nsim, 13.4, 2.4)
```

Il convient de noter que si les échantillons de h étaient plus faibles, ils seraient dans l'idéal limités à $[0.2, 1)$ par une transformation. Par exemple : $0.8 * \text{rbeta}(\text{nsim}, 13.4, 2.4) + 0.2$.

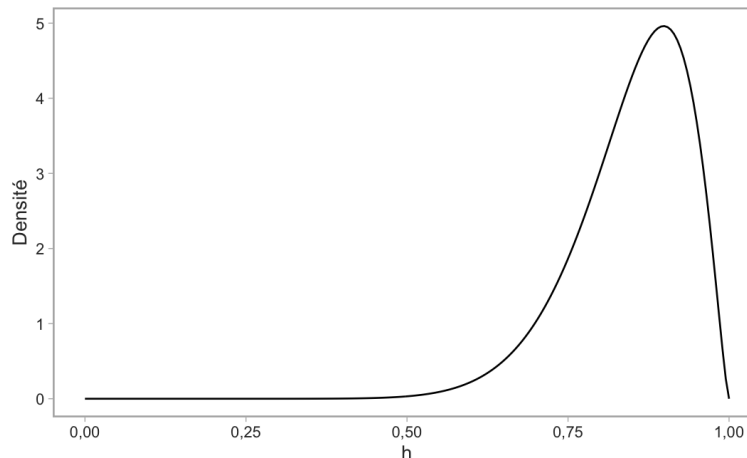


Figure F.1. Density of h prior.

F.1.6 PERR

Erreur de processus, le coefficient de variation des écarts du recrutement log-normal.

Thorson et al. (2014) ont constaté que l'écart-type moyen des écarts du recrutement logarithmique pour les pleuronectiformes était d'environ 0,64. McGilliard et Palsson (2017) ont utilisé 0,6 pour les stocks du golfe d'Alaska. Nous utiliserons une distribution normale centrée autour de cette valeur de 0,6 avec un peu de variation représentée par un ET de 0,1 :

```
cpars$Perr <- rnorm(nsim, 0.6, 0.1)
```

F.1.7 AC

Autocorrélation dans les écarts du recrutement.

Ce paramètre sera remplacé par le modèle d'analyse de la réduction des stocks (ARS) fondé sur un calcul a posteriori effectué sur les écarts du recrutement historique estimés.

```
cpars$AC <- c(0, 1)
```

F.1.8 LINF

Longueur maximale.

Bien que nous n'ayons pas d'âge dans notre base de données pour la côte ouest de l'île de Vancouver, il y a un nombre limité d'âges dans le relevé de l'assemblage plurispécifique du détroit d'Hécate et un modèle de von Bertalanffy convient raisonnablement bien (figure F.2). Nous extrairons des échantillons de la valeur a posteriori du modèle (figure F.3) et les enregistrerons en tant que paramètres personnalisés.

Nous avons ajusté le modèle avec Stan (Stan Development Team 2020) en utilisant le modèle mis en œuvre dans le progiciel gplot en R (Anderson et al. 2020c) selon l'équation suivante :

$$L_i \sim \text{Log-normal}(\log(l_\infty(1 - \exp(-k(A_i - t_0)))), \sigma), \quad (\text{F.1})$$

où L_i et A_i renvoient à la longueur et à l'âge du poisson i , σ fait référence au paramètre d'échelle de la distribution log-normale, et tous les autres paramètres font référence à l'équation de von Bertalanffy. Nous avons utilisé des valeurs a priori peu informatives : $k \sim \text{Normal}(0, 2)$, $L_{\text{inf}} \sim \text{Normal}(0, \varphi)$, $t_0 \sim \text{Normal}(0, 20)$ et $\sigma \sim \text{Student-t}(3, 0, 2)$, où φ fait référence au quantile de 99 % des longueurs observées (36 cm). Nous avons échantillonné 8 000 itérations sur quatre chaînes à partir de la valeur a posteriori et vérifié que les chaînes concordent avec la convergence au moyen des paramètres Rhat (facteur de réduction d'échelle potentiel) et ESS (taille effective de l'échantillon) ainsi que des tracés des échantillons (Gelman et al. 2014).

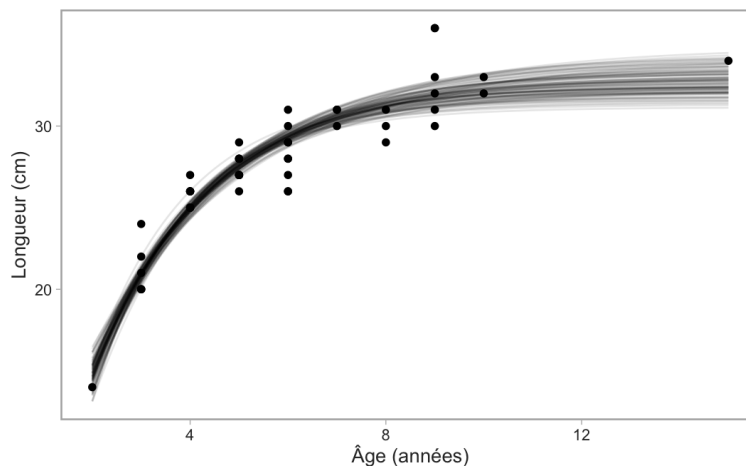


Figure F.2. Modèle de von Bertalanffy ajusté aux longueurs et aux âges du relevé de l'assemblage plurispécifique du détroit d'Hécate. Les points représentent les poissons individuels et les lignes représentent 100 échantillons de la valeur a posteriori.

```
cpars$Linf <- as.numeric(vb_post$linf[i])
```

F.1.9 K

Coefficient de croissance k de von Bertalanffy.

```
cpars$K <- as.numeric(vb_post$k[i])
```

F.1.10 T0

Âge théorique de von Bertalanffy à la longueur zéro.

Le paramètre t_0 estimé dans notre modèle est légèrement positif, bien qu'il y ait très peu de poissons de moins de quatre ans dans cet ensemble de données pour alimenter le modèle.

```
cpars$t0 <- as.numeric(vb_post$t0[i])
```

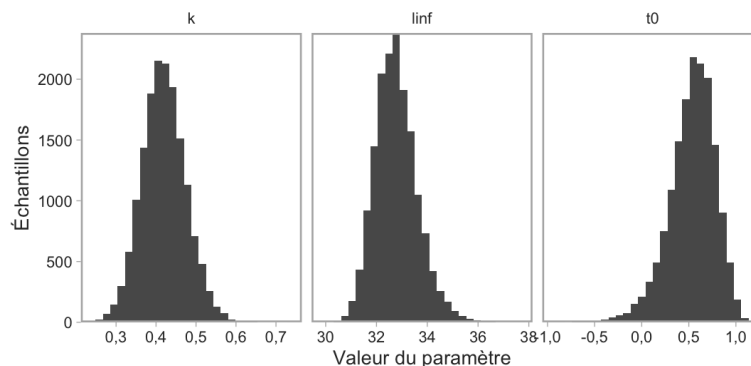


Figure F.3. Postérieurs des paramètres von Bertalanffy.

F.1.11 L50

Longueur à 50 % de maturité.

Nous avons suffisamment de données sur la maturité et la longueur pour ajuster un modèle de maturité logistique. McGilliard et Palsson (2017) ont noté que la longueur à la maturité variait selon la latitude, mais que l'âge à la maturité était assez constant entre les stocks.

Bien que nous visualisions séparément la relation pour les poissons mâles et femelles (figure F.4), nous intégrons un modèle linéaire généralisé (MLG) logistique bayésien (modèle linéaire généralisé) avec rstanarm (Goodrich et al. 2018) pour échantillonner les valeurs des paramètres d'un modèle qui estime la maturité d'un poisson mâle/femelle moyen à partir de nos échantillons (figure F.6). Nous avons utilisé des valeurs a priori de Normal(0, 50) pour l'intersection et de Normal(0, 10) pour l'effet de la longueur et mâle/femelle. Nous avons échantillonné 2 000 itérations pour chacune des quatre chaînes de la valeur a posteriori et nous avons vérifié que les chaînes concordaient avec la convergence en utilisant la même approche que celle décrite ci-dessus pour le modèle de von Bertalanffy.

```
cpars$L50 <- L50[i]
```

Notre longueur moyenne estimée à 50 % de maturité (25,8 cm) se situe entre la longueur à 50 % de maturité déclarée pour la plie royale au large de l'Oregon (24 cm) et dans le golfe d'Alaska (35 cm) (Abookire 2006).

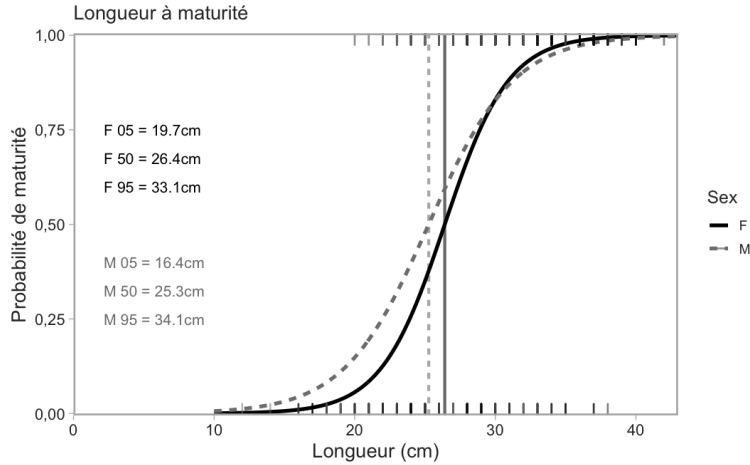


Figure F.4. Maturité prévue selon la longueur pour les mâles et les femelles séparément. Les traits en haut et en bas indiquent les poissons individuels échantillonnés avec un certain chevauchement. Les courbes représentent les prévisions tirées d'une régression logistique. La ligne verticale représente la longueur à 50% de maturité.

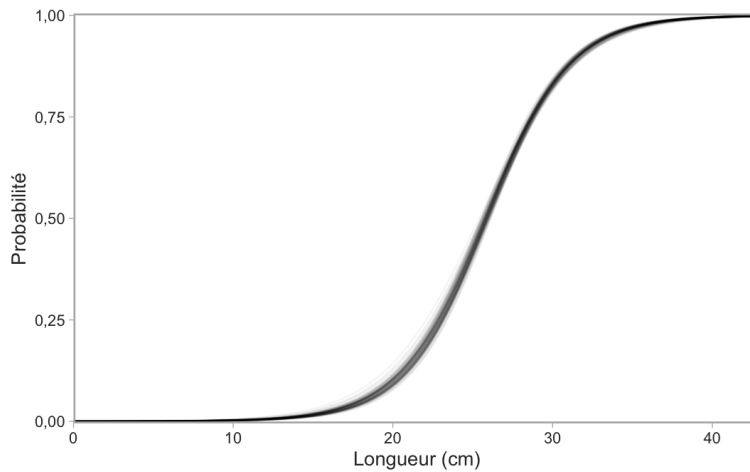


Figure F.5. Maturité prévue selon la longueur à partir du modèle bayésien pour un poisson de sexe mâle/femelle moyen. Les lignes translucides fines représentent 100 tirages de la valeur a posteriori.

F.1.12 L50_95

Augmentation de la longueur de 50 % à 95 % de maturité.

Nous pouvons la calculer comme un paramètre dérivé de notre modèle de maturité logistique~ :

```
L95 <- logit_perc(a = post_mat$`(Intercept)` , b = post_mat$length, perc = 0.95)
```

```
L50_95 <- L95 - L50
```

```
cpars$L50_95 <- L50_95[i]
```

F.1.13 D

Niveau actuel d'épuisement du stock $BSR_{actuelle}/BSR_{non\ exploitée}$.

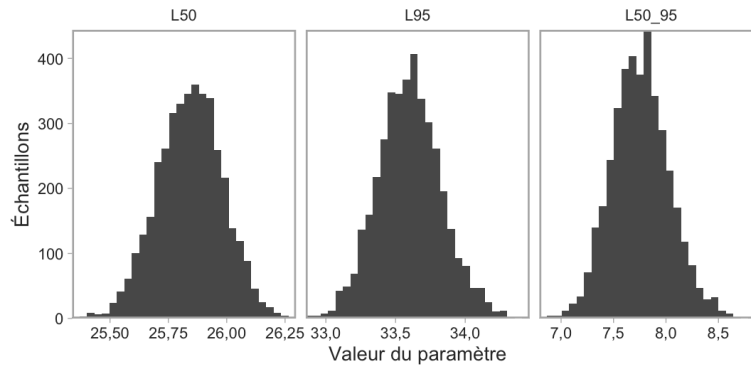


Figure F.6. Échantillons a posteriori des paramètres de la longueur à la maturité. L50 représente la longueur à 50% de maturité, L90 représente la longueur à 95% de maturité et L50_95 représente la différence de longueur entre L50 et L95.

Ce paramètre sera donné par le modèle de conditionnement de l'analyse de la réduction des stocks et nous le laisserons donc en blanc ici.

```
stock_rex@D
#> numeric(0)
```

F.1.14 A

Paramètre longueur-poids α . Nombre réel positif.

Nous avons suffisamment de données sur la longueur et le poids pour ajuster un modèle à nos données pour les deux sexes combinés :

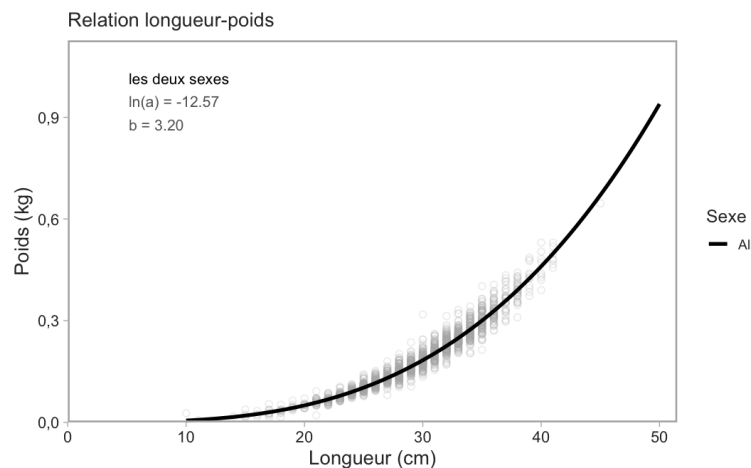


Figure F.7. Relation longueur-poids pour la plie royale échantillonnée à partir du relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver avec les deux sexes combinés. Le modèle est ajusté comme dans Anderson et al. (2019) (régression de $\log(\text{poids})$ par rapport à $\log(\text{longueur})$) à l'aide du progiciel TMB dans R (Kristensen et al. 2016) et d'un modèle d'observation de Student-t avec des degrés de liberté de 3 pour réduire la pondération des valeurs aberrantes.

```

mlw <- gfplot::fit_length_weight(drex$survey_samples, sex = "all")
gfplot::plot_length_weight(object_all = mlw, col = c("All" = "black"), french = french)

stock_rex@a <- exp(mlw$pars[["log_a"]])
round(log(stock_rex@a), 2)
#> [1] -12,57
round(stock_rex@a, 7)
#> [1] 3,5e-06

```

F.1.15 B

Paramètre longueur-poids bêta. Nombre réel positif.

```

stock_rex@b <- mlw$pars[["b"]]
round(stock_rex@b, 2)
#> [1] 3,2

```

F.2 DESCRIPTION DES TIROIRS DE LA FLOTTILLE

F.2.1 NYEARS

Le nombre d'années pour la simulation historique accélérée.

Nous établirons le début de la période historique à 1996.

```

catch_yrs <- unique(drex$catch$year)
c(catch_yrs[1], catch_yrs[length(catch_yrs)])
#> [1] 1996 2019
fleet_rex@nyears <- length(catch_yrs)
fleet_rex@nyears
#> [1] 24

```

F.2.2 L5

La longueur la plus courte correspondant à une vulnérabilité de 5 %.

Il n'y a que 42 poissons dont la longueur est mesurée dans les données sur les pêches commerciales sur la côte ouest de l'île de Vancouver, ce qui n'est pas suffisant pour estimer la sélectivité dans l'analyse de la réduction des stocks. Nous partons de l'hypothèse que les sélectivités dans les pêches commerciales et le relevé correspondent approximativement à l'ogive de maturité (mais sont entièrement sélectionnées par L_∞), semblable à l'hypothèse formulée dans un modèle de type différence-délai selon laquelle la maturité et la vulnérabilité à la pêche se produisent au même âge. Nous utilisons pour ces calculs $L^5 = 22$ et $L^{FS} = 32$. Nous incluons une autre hypothèse selon laquelle la courbe de sélectivité est décalée vers la gauche, ce qui rend les poissons plus jeunes vulnérables à la pêche ($L^5 = 17$ et $L^{FS} = 28$). Ces courbes seront spécifiées dans l'analyse de la réduction des stocks.

```

fleet_rex@L5 <- c(22, 22)

```

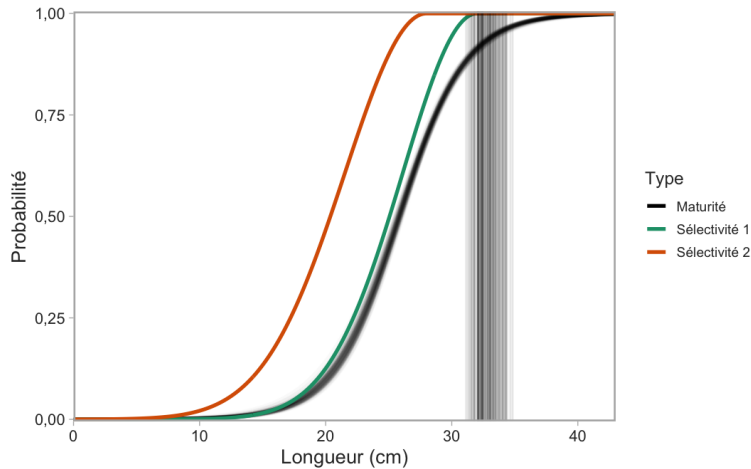


Figure F.8. Courbes de maturité selon la longueur et 2 courbes de sélectivité utilisées dans les modèles opérationnels. L'ogive de maturité représente 100 tirages de la valeur a posteriori. Les lignes verticales représentent les échantillons de L_{∞} .

F.2.3 LFS

La plus courte longueur qui est pleinement vulnérable à la pêche.

```
fleet_rex@LFS <- c(34, 34)
```

F.2.4 CURRENTYR

L'année civile en cours (dernière année) des simulations historiques.

```
fleet_rex@CurrentYr <- 2019
```

F.3 DESCRIPTIONS DES TIROIRS D'OBSERVATION

F.3.1 COBS

Erreur d'observation des prises log-normale exprimée sous forme de coefficient de variation. Distribution uniforme des limites inférieure et supérieure.

Depuis 1996, l'erreur d'observation sur les prises devrait être négligeable.

```
obs_rex@Cobs <- c(0, 0)
```

F.3.2 CBIASCV

Coefficient de variation log-normal contrôlant l'échantillonnage du biais dans les observations des prises pour chaque simulation. Distribution uniforme des limites inférieure et supérieure.

Nous maintiendrons cette valeur à 0 parce que l'erreur d'observation des prises devrait être très faible avec un niveau de surveillance de 100 % en mer et à quai.

```
obs_rex@Cbiascv <- c(0, 0)
```

F.3.3 IOBS

Erreur d'observation dans les indices de l'abondance relative exprimée sous forme de coefficient de variation. Distribution uniforme des limites inférieure et supérieure.

Nous échantillonnerons avec les valeurs de remplacement des CV des valeurs observées de l'indice du relevé synoptique au chalut sur la côte ouest de l'île de Vancouver pour la plie royale.

```
set.seed(2943)
cpars$Iobs <- sample(drex$survey_index$re, size = nsim, replace = TRUE)
```

```
round(mean(cpars$Iobs), 2)
#> [1] 0,09
round(sort(unique(cpars$Iobs)), 2)
#> [1] 0,07 0,07 0,08 0,08 0,09 0,09 0,11 0,12
```

F.3.4 BETA

Un paramètre contrôlant l'hyperstabilité et l'hyperépuisement où les valeurs inférieures à 1 mènent à l'hyperstabilité (un indice qui diminue plus lentement que l'abondance réelle) et les valeurs supérieures à 1 mènent à l'hyperépuisement (un indice qui diminue plus rapidement que l'abondance réelle). Distribution uniforme des limites inférieure et supérieure.

Nous établirons cette valeur à 1 pour signifier qu'il n'y a pas d'hyperstabilité ou d'hyperépuisement de l'indice de la population du relevé synoptique au chalut.

```
obs_rex@beta <- c(1, 1)
```

F.4 DESCRIPTION DES TIROIRS DE LA MISE EN ŒUVRE

F.4.1 TACFRAC

Fraction moyenne du TAC prélevée. Distribution uniforme des limites inférieure et supérieure.

Nous supposerons qu'il n'y a pas de biais persistant d'une répétition à l'autre de la fraction du TAC prélevée.

```
imp_rex@TACFrac <- c(1.0, 1.0)
```

F.4.2 TACSD

CV log-normal dans la fraction du TAC prélevée. Distribution uniforme des limites inférieure et supérieure.

Nous supposerons qu'il n'y a pas de variation dans la fraction du TAC prélevée d'une année à l'autre.

```
imp_rex@TACSD <- c(0, 0)
```

ANNEXE G. LE PROGICIEL R EN APPUI AU CADRE DES PROCÉDURES DE GESTION

Nous avons élaboré en R le progiciel `ggmse` (Anderson et al. 2020b) (anciennement ‘`gfdlm`’) pour fournir un ensemble d’outils qui facilitent les applications de ce Cadre. Ce progiciel comprend notre bibliothèque provisoire de procédures de gestion, un certain nombre de fonctions de traçage pour résumer les sorties des simulations et les ajustements du modèle, ainsi qu’une variété d’autres utilitaires pour la manipulation des procédures de gestion et des paramètres de rendement de `DLMtool` et la création de rapports fondés sur les simulations de `DLMtool` (comme l’annexe F dans ce document).

G.1 FONCTIONS DE TRAÇAGE

Toutes les fonctions de traçage sont configurées pour utiliser l’un des éléments suivants :

1. une liste nommée des simulations dans `DLMtool` de `DLMtool::runMSE()`,
2. une liste nommée des ajustements du modèle d’analyse de la réduction des stocks de `MSEtool::SRA_scope()`,
3. une liste nommée des cadres de données des paramètres de rendement de `ggmse::get_probs()`.

Dans tous les cas, les éléments de la liste doivent contenir différents scénarios de modèles opérationnels des ensembles de référence ou de robustesse et les noms doivent refléter ceux des scénarios de modèles opérationnels.

La syntaxe `pkg::f()` fait référence à une fonction `f()` dans le progiciel `pkg` sans charger le progiciel via la fonction `library()`. Nous avons écrit un code dans cette annexe en utilisant cette syntaxe afin de bien montrer d’où proviennent les diverses fonctions.

Voici les principales fonctions de traçage :

- `plot_index_fits()` prend une liste nommée des ajustements du modèle d’analyse de la réduction des stocks et crée un graphique des données historiques de l’indice de la population et des ajustements du modèle. Par exemple, figure E.6.
- `plot_convergence()` prend une liste nommée de simulations dans `DLMtool` et crée un graphique pour évaluer la convergence des répétitions. Par exemple, figure E.12.
- `plot_tigure()` prend une liste nommée de cadres de données des paramètres de rendement et crée un tableau de probabilité avec ombrage pour les paramètres de rendement. Par exemple, figure E.13.
- `plot_dots()` prend une liste nommée de cadres de données des paramètres de rendement et crée un semis de points ou un graphique par points et lignes pour les paramètres de rendement. Par exemple, figure E.16.
- `plot_tradeoff()` prend une liste nommée de cadres de données des paramètres de rendement et crée un tracé des compromis entre deux paramètres de rendement. Par exemple, figure E.17.
- `plot_radar()` prend une liste nommée de cadres de données des paramètres de rendement et crée un diagramme en radar. Par exemple, figure E.18.
- `plot_index()` prend une liste nommée de simulations dans `DLMtool` et crée un graphique montrant les valeurs historique et projetée de l’indice de la population. Par exemple, figure E.19.

- `plot_main_projections()` prend une liste nommée de simulations dans DLMtool et crée un graphique de la série chronologique des valeurs historiques et projetées de B/B_{RMD} , F/F_{RMD} et des prises. Par exemple, figure E.20.
- `plot_kobe()` prend une liste nommée de simulations dans DLMtool et crée un graphique de Kobe (F/F_{RMD} par rapport à B/B_{RMD}) pour la dernière année de projection. Par exemple, figure E.26.
- `plot_worms()` prend une liste nommée de simulations dans DLMtool et crée un graphique de Kobe dans le temps. Par exemple, figure E.27.
- `plot_scenario_projections()` prend une liste nommée de simulations dans DLMtool et crée un graphique de la série chronologique de valeurs historiques et projetées de B/B_{RMD} , F/F_{RMD} et des prises en superposant tous les scénarios de modèles opérationnels sur les mêmes graphiques en utilisant différentes couleurs. Par exemple, figure E.34.
- `plot_factory()` est « la [fonction de traçage] pour les gouverner toutes ». Cette fonction prend une liste nommée de simulations dans DLMtool ainsi qu'un certain nombre d'autres arguments spécifiant des caractéristiques comme des procédures de gestion satisfaisantes et des paramètres de rendement et génère des versions communes de toutes les figures décrites ci-dessus. La sortie est une liste nommée d'éléments ggplot2 (Wickham 2016) qui peuvent être visualisés, modifiés ou enregistrés pour être inclus dans un rapport. Par exemple, cette fonction a été utilisée pour créer toutes les figures principales de l'étude de cas de la plie royale dans ce document (figures E.12–E.34).
- `pm_factory()` est une usine à fonctions qui génère une fonction de paramètre de rendement. Par exemple, la fonction qui suit crée un paramètre de rendement LT PRL qui est fondé sur la biomasse féconde, un niveau de référence de 0,4 de la B_{RMD} , et est calculé sur les années 36–50 de la période de projection.

```
`LT PRL` <- ggmse::pm_factory("SBMSY", ref = 0.4, yrs = c(36, 50))
```

G.2 FONCTIONS DE MANIPULATION DES PROCÉDURES DE GESTION

`use_AddInd()` et `reduce_survey()` sont des usines à fonctions qui modifient les procédures de gestion pour utiliser les données « d'indice supplémentaire » de l'outil DLMtool et rejeter les années de relevé sélectionnées, respectivement. Les données d'indice supplémentaire (utilisées dans ce cadre) expriment l'indice observé au cours de la période historique et un indice qui reflète le profil de sélectivité du relevé ou de la flottille pendant la période de projection. Par exemple, la fonction qui suit crée une nouvelle procédure de gestion nommée `.Itarget_base` en prenant la procédure de gestion `Itarget_base` et en 1) la modifiant pour utiliser le premier « indice supplémentaire » et 2) omettant chaque année paire du relevé pour simuler un relevé biennal :

```
oddiffy <- function(x) seq(2, x, by = 2)
.Itarget_base <- ggmse::Itarget_base %>%
  ggmse::use_AddInd() %>%
  ggmse::reduce_survey(index = oddify)
```

Il est à noter que le terme `%>%` fait référence à la fonction « pipe » du progiciel magrittr dans R (Bache et Wickham 2014). On peut le lire comme « et ensuite ». Techniquement, il place la sortie de la fonction avant la `%>%` dans le premier argument de la fonction après la `%>%`.

G.3 UTILITAIRES DE RAPPORT

`create_rmd()` crée ou met à jour un modèle pour spécifier un modèle opérationnel de DLMtool. Par exemple, il a été utilisé pour créer l'annexe F.

ANNEXE H. ENVIRONNEMENT INFORMATIQUE

Cette version du document a été produite le 2021-08-13 11 :20 :48 avec la version R version 4.1.0 (2021-05-18) (R Core Team 2019) et les versions du progiciel R :

| | Package | Version | Date |
|------------|------------|-------------|------------|
| bookdown | bookdown | 0.22 | 2021-04-22 |
| cowplot | cowplot | 1.1.1 | 2020-12-30 |
| csasdown | csasdown | 0.0.10.9000 | 2021-07-08 |
| DLMtool | DLMtool | 5.4.3 | 2021-08-13 |
| dplyr | dplyr | 1.0.7 | 2021-06-18 |
| gfdata | gfdata | 0.0.0.9000 | 2021-07-05 |
| gfdlm | gfdlm | 0.0.1.9001 | 2021-08-13 |
| gfplot | gfplot | 0.1.4 | 2021-07-06 |
| ggplot2 | ggplot2 | 3.3.5 | 2021-06-25 |
| glmmTMB | glmmTMB | 1.1.2 | 2021-07-09 |
| kableExtra | kableExtra | 1.3.4 | 2021-02-20 |
| knitr | knitr | 1.33 | 2021-04-24 |
| MSEtool | MSEtool | 1.6.0 | 2020-05-05 |
| purrr | purrr | 0.3.4 | 2020-04-17 |
| rmarkdown | rmarkdown | 2.9 | 2021-06-15 |
| rstan | rstan | 2.21.2 | 2020-07-27 |
| rstanarm | rstanarm | 2.21.1 | 2020-07-20 |
| TMB | TMB | 1.7.20 | 2021-04-08 |

Le code source pour ce document est disponible à l'adresse suivante :

<https://github.com/pbs-assess/gfmp/tree/f524374>.

Le document a été compilé avec le progiciel csasdown en R (Anderson et al. 2020a).