



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 2019/050

Région du Pacifique

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

Sean P. Cox¹, Ashleen J. Benson², Jaclyn S. Cleary³ et Nathan G. Taylor³

¹School of Resource and Environmental Management
Université Simon Fraser
8888, promenade University
Burnaby (C.-B.) V5A 1S6

²Landmark Fisheries Research
430, chemin Loco
Port Moody (C.-B.) V3H 2W2

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

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English:

Cox, S.P., Benson, A.J., Cleary, J.S, and Taylor, N.G. 2019. Candidate Limit Reference Points as a Basis for Choosing Among Alternative Harvest Control Rules for Pacific Herring (Clupea pallasii) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/050. viii + 47 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	viii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES POTENTIELS	2
2. MÉTHODOLOGIE ET CONCEPTION DE L'ÉTUDE	3
2.1. MODÈLE OPÉRATIONNEL SELON L'ÂGE.....	4
2.1.1. Caractéristiques d'équilibre et points de référence biologiques.....	4
2.1.2. Dynamique de la population.....	5
2.1.3. Mortalité naturelle et taux de croissance	5
2.1.4. Génération de données à partir du modèle opérationnel.....	5
2.1.5. Paramétrage à partir de données historiques	6
2.1.6. Scénarios de projection du modèle opérationnel.....	6
2.2. PROCÉDURES DE GESTION.....	6
2.2.1. Données sur les pêches	7
2.2.2. Modèles d'évaluation des stocks en fonction des prises selon l'âge	7
2.2.3. Règles de contrôle des prises.....	9
2.2.4. Mesures du rendement	10
3. RÉSULTATS.....	10
3.1. DYNAMIQUE DU MODÈLE DE SIMULATION.....	10
3.2. RENDEMENT PAR RAPPORT AUX POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES	12
3.3. ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION	13
4. DISCUSSION.....	14
4.1. LIMITES.....	16
4.2. TRAVAUX À VENIR.....	17
5. CONCLUSION	17
6. RÉFÉRENCES.....	17
7. TABLEAUX	20
8. FIGURES.....	35
ANNEXE A. FIGURES SUPPLÉMENTAIRE	44
ANNEXE B. APPLICATION CONCEPTUELLE DU CADRE ANALYTIQUE POUR TENIR COMPTE DE L'INCERTITUDE DU PARAMÈTRE DE MISE À L'ÉCHELLE DES RELEVÉS DE FRAYE (Q).....	49
ANNEXE C. APPLICATION CONCEPTUELLE DU CADRE ANALYTIQUE POUR ÉVALUER LES PROCÉDURES DE GESTION EMPIRIQUES	51

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Notation utilisée dans le modèle opérationnel.	20
Tableau 2. Valeurs des paramètres du modèle opérationnel utilisées pour préciser les scénarios de simulation pour les cinq stocks de harengs. Les valeurs d'équilibre dans les trois dernières colonnes sont calculées en utilisant le M1951 et les valeurs de HisG pour a ...	23
Tableau 3. Modèle opérationnel général de pêche continue structuré selon l'âge et utilisé dans les simulations en boucle fermée de pêche au hareng du Pacifique en Colombie-Britannique. L'exposant générique « X » est utilisé chaque fois qu'une fonction est identique pour la pêche ($X=F$) et le relevé ($X=S$).....	24
Tableau 4. Solutions d'équilibre pour la biomasse du stock reproducteur \bar{B}^{Sp} , la biomasse exploitable \bar{B}^{Ex} et le rendement \bar{Q} , étant donné un taux de mortalité par pêche \bar{F} . Un ensemble principal de paramètres, \bar{Q} , est utilisé pour calculer les points de référence du modèle opérationnel. Certains éléments de l'ensemble de paramètres $\hat{\Theta}_T$ sont des estimations mises à jour au temps T par le modèle d'évaluation – ils remplacent leurs homologues du modèle opérationnel pour permettre le calcul des quantités d'équilibre B_0 et F_{RMS} comme l'exigent les règles de contrôle des prises. Les valeurs du F_{RMS} sont obtenues en maximisant numériquement \bar{Q} par rapport à \bar{F}	27
Tableau 5. Quantités du modèle d'évaluation (ME) des prises selon l'âge qui diffèrent des valeurs du modèle opérationnel. L'exposant générique « X » est utilisé pour la sélectivité, car les fonctions de sélectivité de la pêche F et du relevé S ne diffèrent que dans les paramètres fournis dans le ME.1.	28
Tableau 6. Composantes de la fonction de distribution cumulative a posteriori sur une échelle logarithmique négative (G) pour les données jusqu'au temps T. Fonctions de probabilité sur une échelle logarithmique négative pour l'indice de biomasse et le recrutement (l_{IR}), les données sur la composition par âge (l_P), les distributions a priori de la pente de la relation stock-recrutement (l_h) et la mortalité naturelle (l_M incluant M_1 et les écarts dans la marche aléatoire).....	29
Tableau 7. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (C , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($D = B_t/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour le détroit de Georgia selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.....	30
Tableau 8. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (C , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($D = B_t/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour la côte ouest de l'île de Vancouver selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.....	31
Tableau 9. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (C , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($D = B_t/B_0$),	

et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour le district de Prince Rupert selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.....32

Tableau 10. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (C , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($D = B_t/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour la côte centrale selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.....33

Tableau 11. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (C , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($D = B_t/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour l'archipel Haida Gwaii selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite. « S.O. » indique un manque d'estimations fiables.....34

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Enveloppes du taux de mortalité naturelle (M) par stock selon les scénarios mortalité constante (a, c, e, g, i) et mortalité croissante (b, d, f, h, j). La ligne horizontale tiretée représente le M de départ de 1951 tiré du modèle d'évaluation des stocks. La ligne verticale correspond à la première année de la période de projection. Les enveloppes de la simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians des trajectoires du M sur 100 simulations (zone ombragée en gris) et les trois répétitions individuelles de la simulation (lignes fines).....35
- Figure 2. Règles de contrôle des prises définissant les relations entre l'état du stock reproducteur estimé à partir du modèle d'évaluation des prises selon l'âge (état du stock estimé) et le taux de mortalité par pêche cible (taux d'exploitation prévu). Toutes les règles utilisent des multiples de la biomasse non pêchée (B_0) estimée dans le modèle d'évaluation et donnent les points de contrôle suivants : MPO = 0,25 B_0 , 0,31 B_0 ; Lenfest1 = 0,4 B_0 , 1,0 B_0 ; Lenfest 2 = 0,4 B_0 , s.o. La règle du MPO utilise un taux de mortalité par pêche de référence fixe, soit $F = 0,225$, tandis que les deux règles Lenfest utilisent un taux de référence estimé de $F = 0,5F_{RMS}$. Chaque ligne représente la règle utilisée pour l'une des 20 années de projection. La variation horizontale entre les règles de contrôle des prises est causée par la variation des estimations annuelles de la B_0 , tandis que la variation verticale est causée par la variation du F_{RMS} (Lenfest seulement) au fil des années. Les estimations de l'état du stock et les cibles de F mises en œuvre pour chaque année sont indiquées par des cercles, qui deviennent de plus en plus foncés entre 1964 et 1980.36
- Figure 3. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle MPO1 pour le détroit de Georgia selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.....37
- Figure 4. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle Lenfest2 dans le détroit de Georgia selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.....38
- Figure 5. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle MPO1 sur la côte ouest de l'Île de Vancouver selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.....39
- Figure 6. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle Lenfest2 sur la côte ouest de l'île de Vancouver selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes

horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.....40

Figure 7. Enveloppes de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (en haut) et des prises (en bas) pour le détroit de Georgia selon le scénario mortalité croissante-croissance historique utilisant les procédures de gestion fondées sur MPO1 (a, c) et Lenfest2 (b, d). Les enveloppes de simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians de l'épuisement et des prises obtenus sur 100 simulations (zone ombragée en gris), et les trois répétitions individuelles de simulation (lignes fines).41

Figure 8. Enveloppes de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (en haut) et des prises (en bas) pour la côte ouest de l'île de Vancouver selon le scénario mortalité croissante-croissance historique utilisant les procédures de gestion fondées sur MPO1 (a, c) et Lenfest2 (b, d). Les enveloppes de simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians de l'épuisement et des prises obtenus sur 100 simulations (zone ombragée en gris), et les trois répétitions individuelles de simulation (lignes fines). .42

Figure 9. Rendement des procédures de gestion par rapport aux points de référence limites potentiels de la biomasse selon les scénarios mortalité constante-croissance constante (a, c) et mortalité croissante-croissance constante (d, f). Résultats présentés pour deux « types » de stocks, tels que définis par le M au cours de la première année de projection (2013) relativement au M au début de la série chronologique (1951). Les colonnes correspondent à la COIV (a, d), au DG (b, e) et au DPR (c, f).43

RÉSUMÉ

En Colombie-Britannique, la pêche au hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) est gérée à l'aide d'une règle de contrôle des prises (RCP) conçue en 1986. Cette RCP comprend un seuil minimal de biomasse propre à un stock en deçà duquel les pêches commerciales ne sont pas permises (la « valeur seuil ») ainsi qu'un taux de récolte cible de 20 %. Depuis l'adoption de la RCP, deux des cinq principaux stocks de harengs sont restés au-dessus de la valeur seuil chaque année et continuent à soutenir les pêches, tandis que les trois autres stocks ont récemment chuté sous cette valeur seuil pendant huit années consécutives. Une augmentation significative des estimations du taux de mortalité naturelle (M) et une diminution de la taille des individus ont été observées dans certains stocks dans la même fenêtre temporelle. La contribution relative de ces facteurs à la chute des stocks en dessous des valeurs seuils n'est pas bien comprise pour le moment.

Le présent document représente la première étape d'un processus d'évaluation de la stratégie de gestion, qui consiste à élaborer le cadre analytique des futures analyses et à examiner la pertinence des objectifs de conservation (points de référence limites) potentiels pour les cinq stocks de harengs du Pacifique. Les composantes clés du cadre sont les suivantes :

1. des modèles opérationnels qui tiennent compte de divers changements potentiels en matière de croissance et de mortalité naturelle;
2. des procédures de gestion (PG) comprenant des données, des modèles d'évaluation des stocks et des RCP, y compris la règle actuelle du MPO et les solutions de rechange recommandées pour les poissons fourrages;
3. des points de référence limites (PRL) biologiques utilisés pour déterminer le rendement prévu en matière de conservation des autres méthodes de gestion.

Les PRL examinés dans le présent document comprennent :

- i. des points de référence d'équilibre, qui restent fixes dans le temps;
- ii. un point de référence dynamique, qui suit l'évolution de la productivité;
- iii. un point de référence historique, qui définit les PRL en fonction de la biomasse la plus faible observée;
- iv. les valeurs de la politique du MPO de $0,4 B_{RMS}$ et F_{RMS} .

La présente étude donne à penser que les travaux futurs visant à déterminer les PRL de la pêche au hareng en Colombie-Britannique devraient se concentrer sur les objectifs fixes (d'équilibre) liés à la biomasse. Les PRL fondés sur la mortalité par pêche n'étaient généralement pas utiles pour faire la distinction entre les PG potentiels en fonction de leur rendement en matière de conservation. De plus, notre analyse indique que les PG actuelles du MPO n'obtiennent de bons résultats que dans une gamme restreinte de conditions pour des stocks particuliers. Les augmentations du M, semblables à celles estimées au cours des dernières décennies, ont révélé un rendement relativement faible en matière de conservation dans quatre des cinq zones de stock. Par conséquent, nous recommandons d'envisager d'autres PG qui peuvent fournir un bon rendement dans divers scénarios possibles liés à la dynamique de la population de harengs.

1. INTRODUCTION

En Colombie-Britannique, la pêche au hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) est gérée selon une stratégie qui a été mise en œuvre 1986 (Hall *et al.*, 1988; Stocker, 1993). La règle de contrôle des prises (RCP) de la stratégie prescrit un taux de récolte cible de 20 % lorsque la biomasse du stock prévue est supérieure à un seuil minimal de biomasse propre au stock de 25 % de la biomasse du stock reproducteur non pêchée estimée (la « valeur seuil »). Le taux de récolte cible est réduit jusqu'à 0 % lorsque la biomasse estimée est inférieure à la valeur seuil.

Des essais de simulation en boucle fermée ont été menés après la mise en œuvre de la stratégie de pêche en 1986. Hall *et al.* (1988) ont eu recours à une analyse simulant une pêche au hareng rogué pour comparer la stratégie de l'échappée fixe, la stratégie du taux d'exploitation fixe et la stratégie de pêche au hareng entrée en vigueur en 1986. Selon l'analyse, la stratégie de pêche au hareng de 1986 combinait la valeur sûre de la stratégie de l'échappée fixe et les caractéristiques de réduction de la variabilité des prises de la stratégie du taux d'exploitation fixe sans compromettre les prises moyennes. L'une des hypothèses clés de l'analyse était que la croissance et la mortalité naturelle demeuraient constantes dans le temps. Il importe de noter que l'analyse a révélé que cette règle ne ferait qu'entraîner la chute de la biomasse des stocks de harengs, qui se retrouveraient en dessous de la valeur seuil pendant 5 % du temps (Hall *et al.*, 1988).

Dans la pratique, l'expérience de l'application de la stratégie de pêche au hareng a donné des résultats très différents des prévisions des essais de simulation. Depuis l'adoption de la stratégie en 1986, deux des cinq principaux stocks de harengs, à savoir ceux du détroit de Georgia (DG) et du district de Prince Rupert (DPR), sont demeurés au-dessus de la valeur seuil. Cependant, les principaux stocks de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), de la côte centrale (CC) et de l'archipel Haida Gwaii (HG) devaient, selon les prévisions, se situer en deçà de la valeur seuil pendant 32 % (2001, 2006-2011, 2013), 21 % (2008-2013) et 46 % (1988, 1995, 1996, 2001, 2003, 2005-2012) du temps, dépassant largement les prévisions établies par les premières simulations. Des déclin de longue durée de la taille (poids selon l'âge) ont été observés dans tous les stocks de harengs de la Colombie-Britannique entre le début des années 1980 et 2010. La mortalité naturelle estimée s'est accrue depuis les années 1970 dans les stocks de la COIV, de la CC et de HG, tout en demeurant relativement constante dans les stocks du DG et du DPR (MPO, 2014a). Les contributions relatives des variations de la croissance et de la mortalité naturelle à la baisse des stocks en dessous des valeurs seuils ne sont actuellement pas bien comprises. La divergence entre les hypothèses biologiques présumées et observées qui sous-tendent les essais de simulation ainsi qu'entre les résultats de gestion prévus et observés indique qu'il faudrait envisager d'autres approches de gestion pour la pêche au hareng du Pacifique en Colombie-Britannique.

Le présent document représente la première étape d'un processus d'évaluation de la stratégie de gestion, qui consiste à élaborer le cadre analytique des futures analyses et à examiner la pertinence des objectifs de conservation (points de référence limites) potentiels pour le hareng du Pacifique. Les composantes clés du cadre sont les suivantes :

- i. des modèles opérationnels pour cinq stocks de harengs, qui représentent une série d'hypothèses concernant les futurs changements de la croissance, de la mortalité naturelle et de la dynamique non stationnaire de la productivité au fil du temps;
- ii. des procédures de gestion (PG) comprenant des données de surveillance, des modèles d'évaluation des stocks et des RCP utilisés pour mettre en œuvre des politiques de gestion;

-
- iii. des points de référence limites (PRL) utilisés pour déterminer le rendement prévu en matière de conservation des autres méthodes de gestion.

La dynamique non stationnaire de la productivité (Walters, 1986) affecte les éléments ii. et iii. En ce qui a trait aux RCP, la variation systématique de la productivité de la population au fil du temps restreint notre capacité d'estimer certains paramètres des règles tels que la biomasse non pêchée (B_0) ou le F_{RMS} (Haltuch *et al.*, 2008), ce qui pourrait entraîner des erreurs dans l'application des PG opérationnelles (p. ex. surestimation ou sous-estimation de la taille des stocks et des captures disponibles). La variation temporelle de la productivité de la population entraîne également des changements temporels des points de référence biologiques tels que la B_0 , la B_{RMS} et le F_{RMS} , ce qui conduit à une définition peu claire des risques de surpêche et des risques liés à la conservation. Par exemple, si la productivité diminue, alors même une population non pêchée devrait subir une baisse par rapport aux PRL biologiques dérivés à partir des estimations de la biomasse historique ou d'équilibre. Les conséquences de la dynamique non stationnaire de la productivité des stocks de poissons n'ont ni été étudiées en détail dans la littérature scientifique ni été évaluées dans le cadre de la gestion de la pêche au hareng du Pacifique. Bien que nous ne comprenions pas pleinement ce qui stimule la non-stationnarité de la productivité de la population de harengs, l'exploration de scénarios possibles concernant les changements futurs pourrait nous aider à mieux comprendre les propriétés de différentes RCP pour éviter d'autres PRL dans de telles conditions.

1.1. POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES POTENTIELS

Les cibles et les limites de gestion recommandées tiennent compte des différences dans le cycle biologique des espèces de poissons (Pikitch *et al.*, 2012), de l'étendue du problème de gestion (p. ex. gestion d'une ou de plusieurs espèces; Collie *et al.*, 2001) et de l'intérêt de trouver des approches générales pour la prise de décisions de gestion (Caddy et Mahon, 1995; Froese *et al.*, 2011; Sainsbury, 2008). La différence entre les points de référence biologiques, qui représentent les objectifs biologiques de la gestion, et les points de contrôle opérationnels, qui définissent les RCP employées pour atteindre les objectifs est rarement reconnue (Cox *et al.*, 2013). Les points de référence biologiques sont généralement calculés sur des bases théoriques et tiennent compte des quantités liées à la B_0 ou au rendement maximal soutenu (RMS; B_{RMS} , F_{RMS}) (Caddy et Mahon, 1995), tandis que les points de contrôle opérationnels sont choisis en fonction de questions pratiques comme la disponibilité des données, les erreurs d'évaluation des stocks, la tolérance au risque et les préférences des intervenants (Cox *et al.*, 2013).

Les PRL biologiques définissent les limites d'exploitation en matière de biomasse ou de taux de mortalité par pêche qui doivent être évitées avec une forte probabilité, mais ils tendent à être mal compris et mal formulés. Les objectifs évidents de la gestion visent à éviter les faibles niveaux de biomasse (c.-à-d. l'état des stocks surexploités) et à prévenir la surpêche. Cependant, les états de surpêche et de stock surpêché peuvent être difficiles à définir et, dans la plupart des cas, ce sont des choix de gestion fondés sur des politiques plutôt que sur des critères scientifiques (Hilborn et Stokes, 2010). Par exemple, un PRL de $0,5 B_{RMS}$ (la biomasse qui fournit un rendement maximum soutenu RMS), de $0,25 B_0$ (biomasse non pêchée, B_0), de $0,48 B_0$ et de $0,20 B_0$ sont utilisés en Australie et aux États-Unis, selon les objectifs économiques et de conservation des organismes de gestion régionaux et nationaux (Hilborn et Stokes, 2010). La confusion entourant le choix des PRL (ou d'autres points de référence biologiques) a incité à rechercher des règles générales pour leur utilisation dans la gestion.

Un examen approfondi des « pratiques exemplaires » dans l'utilisation des PRL (Sainsbury, 2008) a révélé une grande variété de types de PRL pour gérer les pêches dans le monde entier. Les PRL actuellement employés comprennent des estimations quantitatives de

valeurs théoriques (p. ex. B_0) ainsi que des quantités fondées sur des observations empiriques directes (p. ex. la biomasse observée à la plus basse concentration). Les PRL fondés sur un modèle peuvent soit être fixés à un niveau d'équilibre, soit suivre de façon dynamique l'évolution de la productivité dans le temps. Les valeurs habituelles des PRL fondés sur la biomasse d'équilibre se situent entre $0,25 B_0$ et $0,5 B_0$, alors que les valeurs d'une B_{RMS} moyenne de $0,25 B_0$ - $0,40 B_0$ d'autres types de PRL visant les clupéiformes se rapprochent davantage de $0,25 B_0$ (Sainsbury, 2008; Thorson *et al.*, 2012). Sainsbury (2008) définit le PRL dynamique comme étant la plus grande des deux valeurs suivantes : la fraction variable au fil du temps de la B_0 prévue et la fraction statique de la B_{RMS} et de la B_0 ($0,3 B_0$). Les PRL sont nécessaires tant pour la biomasse que pour le taux de mortalité par pêche. Le PRL fondé sur le taux de mortalité par pêche associé à la pratique exemplaire est le F_{RMS} , ce qui signifie que le taux de mortalité par pêche ne doit pas dépasser le taux qui fournit le RMS (Sainsbury, 2008).

Le cadre décisionnel du MPO sur les pêches (MPO, 2009) fournit également des recommandations provisoires pour les points de référence limites et supérieurs des stocks correspondant respectivement à 40 et 80 % de la B_{RMS} . Il reflète largement les pratiques exemplaires indiquées par Sainsbury (2008) et Shelton et Sinclair (2008). Bien qu'elles ne soient pas prescriptives, les valeurs par défaut recommandées dans la politique sont en faveur d'un PRL fondé sur la biomasse de $0,40 B_{RMS}$ et un taux d'exploitation maximal correspondant au F_{RMS} ou moins. La politique du MPO permet une certaine souplesse dans la définition des PRL pour tenir compte de considérations pratiques, notamment des variations locales de la productivité, de la dynamique des pêches et de l'avis de la direction à l'égard du risque.

Les considérations pratiques utilisées pour déterminer les PRL de la pêche au hareng du Pacifique sont mal comprises, principalement parce que la productivité des stocks est apparemment variable dans le temps. Dans le présent document, nous étudions comment quatre catégories de PRL créent différentes perceptions selon les PG de rechange utilisées. Plus précisément, nous examinons :

1. des points de référence d'équilibre, qui restent fixes dans le temps;
2. un point de référence dynamique, qui suit l'évolution de la productivité;
3. un point de référence historique, qui définit les PRL en fonction de la biomasse la plus faible observée;
4. les valeurs de la politique du MPO de $0,4 B_{RMS}$ et de F_{RMS} .

Nous avons utilisé une approche de simulation en boucle fermée pour générer la biomasse potentielle du stock reproducteur et les résultats du rendement de l'application de quatre PG de rechange selon quatre scénarios de la dynamique future des stocks de harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique. Les PG de rechange ne différeraient que par la forme, les points de contrôle et les objectifs de mortalité par pêche utilisés dans les RCP.

2. MÉTHODOLOGIE ET CONCEPTION DE L'ÉTUDE

Les simulations de stratégie de gestion des pêches avec quotas nécessitent trois composantes principales :

- I. un modèle opérationnel pour représenter la dynamique démographique du stock, les mécanismes sous-jacents des données d'enquête et des données de composition par âge, et les relations entre les décisions de pêche et la mortalité par pêche du stock;

- II. une procédure de gestion (PG) comprenant (au moins) des données de surveillance, des modèles d'évaluation des stocks et des RCP pour fixer des objectifs de mortalité par pêche et de total autorisé des captures (TAC);
- III. des indicateurs de performance pour comparer les résultats simulés aux objectifs de la pêche.

Les sections suivantes décrivent comment ces composantes sont modélisées pour la pêche au hareng du Pacifique en Colombie-Britannique. La notation de notre modèle tente de maintenir des conventions cohérentes pour les variables et les paramètres d'état tant dans le modèle opérationnel que dans le modèle d'évaluation des stocks, tout en faisant ressortir les différences entre les variables du modèle opérationnel, les solutions d'équilibre, les paramètres estimés dans les modèles d'évaluation des stocks et les variables tirées des estimations des paramètres. En règle générale, tout paramètre et toute variable (p. ex. B_0) ne contenant aucun symbole « ^ » ou « ~ » fait partie du modèle opérationnel. Les variables sans indices de temps (p. ex. F_{MSY}, B_{MSY}, B_0) sont considérées comme constantes et représentent d'ordinaire des quantités d'équilibre. Le symbole « ^ » au-dessus d'une variable indique un paramètre

(p. ex. \hat{B}_0) ou une variable faisant l'objet d'une estimation dans le modèle d'évaluation des stocks. La combinaison des symboles « ^ » et « ~ » et des indices de temps (p. ex. $\widehat{B}_{MSY,T}$) indique une quantité qui est fonction des paramètres estimés du modèle d'évaluation des stocks, tandis que les indices de temps (p. ex. « T ») sur des paramètres tels que celui montré ci-dessus indiquent une estimation d'une donnée quantitative donnée jusqu'au palier de temps indiqué. Les objets vectoriels sont désignés à l'aide de notations telles que 1:T en indice (p. ex. $\hat{B}_{1:T}$).

2.1. MODÈLE OPÉRATIONNEL SELON L'ÂGE

2.1.1. Caractéristiques d'équilibre et points de référence biologiques

La dynamique de l'abondance a été simulée au moyen d'un modèle selon l'âge avec des classes d'âge A , où l'indice A représente une classe +. La notation, le paramétrage et les équations du modèle opérationnel sont fournis dans les tableaux 1, 2 et 3, respectivement. Les points de référence de la biomasse d'équilibre et de la mortalité par pêche du modèle selon l'âge (tableau 4) sont dérivés soit des fonctions du rendement par recrue (EQ3.4) et de la biomasse du stock reproducteur par recrue (EQ3.5), qui ne tiennent compte que du cycle biologique et de la sélectivité, soit des relations du recrutement total (EQ3.6), de la biomasse (EQ3.7) et du rendement (EQ3.8), qui tiennent compte du cycle biologique complet, de la sélectivité et de la relation stock-recrutement. Les points de référence biologiques B_{RMS} et F_{RMS}

du modèle opérationnel et les points de contrôle des prises $\widehat{MSY}_T, \widehat{F}_{MSY,T}, \widehat{B}_{MSY,T}$ (défini ci-après) dérivés des paramètres du modèle d'évaluation des stocks selon l'âge sont calculés au moyen de ces fonctions. Les approximations des points de référence et de contrôle dérivées du rendement par recrue (p. ex. $F_{0,1}$) ou de ratios potentiels de fraye (p. ex. $F_{40\%}$) sont également calculés à l'aide de ces rapports d'équilibre, bien qu'aucun d'entre eux ne sont appliquées ici au hareng du Pacifique.

2.1.2. Dynamique de la population

La période totale de simulation est divisée en périodes historiques ($t \in T_1 - 1$) et projetées ($T_1 \in t \in T_2$). Le modèle opérationnel est initialisé avec les chiffres selon l'âge de 1951 tirés de l'évaluation des stocks de harengs de 2013 (MPO, 2015). La dynamique de l'état est ensuite déterminée par les processus stochastiques de recrutement (MO2.12 et MO2.15), de mortalité naturelle (MO2.13 et MO2.14), de croissance et de mortalité par pêche (MO2.16 et MO2.17). Le recrutement prévu à l'âge 1 dans la population est modélisé à l'aide de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt, où l'on suppose que l'ajout des recrues à la population se produira en un seul événement au début de l'année. La forme de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt, et par conséquent la productivité de la population, est déterminée par la pente h , qui est définie comme étant la proportion de recrutement maximal produit lorsque la biomasse du stock reproducteur égale 20 % de la biomasse d'équilibre non pêchée (Mace et Doonan, 1988). Les écarts de recrutement de la relation stock-recrutement sont réputés être log-normaux et avoir la même erreur-type que celle utilisée dans les récentes évaluations des stocks.

Au cours de la période de projection $T_1 \in t \in T_2$, les valeurs des écarts de recrutement W_t^R ont été tirées de la distribution $N(0, S_R)$. Les valeurs de mortalité par pêche F_t ont été calculées à l'aide de l'équation des prises (MO2.21) à partir des quotas annuels résultant des PG décrites ci-après.

2.1.3. Mortalité naturelle et taux de croissance

La mortalité naturelle et le point d'intersection de la droite de Walford (ci-après « taux de croissance ») ont été modélisés en tant que processus autorégressifs AR(1) (MO2.10 et MO2.11). Pour la période historique (1951-2013), les valeurs ont été établies à partir des évaluations des stocks de harengs les plus récentes. Les estimations du point d'intersection (a_t) et de la pente (r_t) de Walford, fondées sur des données historiques propres à chaque cohorte, étaient fortement corrélées; par conséquent, nous avons décidé de modéliser le coefficient de croissance comme fonction linéaire du point d'intersection (MO2.12).

Les taux de mortalité naturelle et de croissance de la période de projection ont été mises à l'échelle pour que les valeurs de la période historique correspondent exactement aux valeurs de la période de projection à la fin de la période historique ($t = T_1 - 1$). Les tendances futures simulées des taux de mortalité naturelle et de croissance ont été interpolées linéairement entre la dernière valeur historique et une cible propre au scénario (définie ci-après) pour le dernier pas de temps T_1 , tout en préservant le processus de marche aléatoire défini dans MO2.10.

2.1.4. Génération de données à partir du modèle opérationnel

À chaque pas de temps, le modèle opérationnel génère une estimation ou un indice de la biomasse exploitable suivant une distribution log-normale (MO2.23) et des vecteurs de la composition par âge observée dans les prises et les relevés de pêche, respectivement. La composition par âge est modélisée à l'aide de distributions logistiques multivariées comportant des erreurs indépendantes (MO2.24-2.26; Schnute et Richards, 1995). Les erreurs-types des données d'évaluation simulées sont toutes déterminées dans le cadre de la PG (décrite ci-après).

2.1.5. Paramétrage à partir de données historiques

Historiquement, les cinq principaux stocks de harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique présentent une dynamique de biomasse différente selon les pêches, la variabilité du recrutement, les tendances de la taille par âge ainsi que la moyenne, la variabilité et les tendances des taux de mortalité naturelle. Nous avons représenté ces différences en paramétrant chaque modèle opérationnel d'après les estimations tirées de la récente évaluation des stocks du MPO de 2013, soit les estimations de la biomasse du stock reproducteur non pêché, de la pente de la relation stock-recrutement, de la mortalité naturelle, de la mortalité par pêche, des taux de croissance des individus et du nombre d'individus selon l'âge en 1951, année qui marque le début de la série chronologique utilisée dans cette évaluation. Pour la période historique (1951-2013), $\forall t \in T_1 - 1$, nous avons forcé la dynamique de la population en utilisant les estimations des écarts de recrutement (W_t^R), de la mortalité naturelle (M_t), de la mortalité par pêche (sélectivité totale) (F_t) et des paramètres de croissance de Walford propres aux cohortes (a_t, r_t) contenues dans l'évaluation de 2013.

2.1.6. Scénarios de projection du modèle opérationnel

Nous avons utilisé quatre scénarios du modèle opérationnel pour représenter la dynamique future incertaine des taux de mortalité naturelle et de croissance du hareng du Pacifique. Bien que cette série limitée de scénarios soit loin d'être exhaustive, elle suffit à démontrer certains des défis que posent l'élaboration d'une PG en présence d'une dynamique non stationnaire de la population et l'évaluation du rendement en matière de PRL. Ces scénarios représentent des combinaisons de scénarios futurs liés :

1. au taux de mortalité naturelle : mortalité constante (ConM) = mortalité naturelle moyenne constante aux valeurs de 2013 ou mortalité croissante (IncM) = augmentation de la mortalité naturelle moyenne d'un facteur de 1,5 sur la période de projection;
2. au taux de croissance : croissance constante (ConG) = croissance moyenne constante aux valeurs de 2013 ou croissance historique (HisG) = tendance vers les taux de croissance historiques fonction de la moyenne a_t sur les cinq premières années d'observation (c.-à-d. 1951-1955). Les combinaisons de scénarios sont étiquetées ConM-ConG, IncM-ConG, ConM-HisG et IncM-HisG .

La mortalité naturelle diffère considérablement entre les stocks de harengs et a l'effet le plus marqué sur les trajectoires projetées des stocks (figure 1). On s'attendait à ce que ces scénarios aient la plus grande incidence sur les résultats de conservation tels que calculés par les PRL. L'approche inverse (c.-à-d. diminution de la mortalité naturelle) serait moins utile pour faire la distinction entre les PRL, car elle donnerait lieu à une réaction plus optimiste de l'état des stocks aux PG possibles.

2.2. PROCÉDURES DE GESTION

Les PG simulées se composent de trois éléments :

1. un ensemble de données sur les pêches, qui comprend une série chronologique des prises totales ($t = 1, 2, \dots, T$), une série chronologique des indices de biomasse exploitable, et de la composition par âge dans les prises et les relevés de pêche;
2. un modèle d'évaluation des stocks, qui estime les valeurs historiques de la biomasse, du recrutement, de la mortalité naturelle, de la sélectivité et des paramètres de la relation

stock-recrutement jusqu'au pas de temps t (ME.1, tableau 5), ainsi que les points de contrôle opérationnels dérivés de ces paramètres, comme l'exigent les RCP (Cox et al., 2013);

3. une RCP, qui calcule une limite de capture fondée sur les résultats de l'évaluation des stocks. Les sections suivantes décrivent comment chacun de ces éléments est mis en œuvre dans les simulations.

2.2.1. Données sur les pêches

Bien que le modèle opérationnel simule les données utilisées dans les évaluations des stocks de pêche, les PG contrôlent les types, la fréquence et la précision des données simulées, car celles-ci sont généralement sous contrôle de gestion. Des estimations de la biomasse du stock reproducteur projetée du hareng sont exigées tous les ans par les PG avec relevés annuels (MPO1), et tous les deux ans, pour les PG avec relevés biennaux (MPO2). Aux fins de la présente étude, nous avons produit des valeurs absolues non biaisées de la biomasse du stock reproducteur comme données de l'indice de biomasse (MO2.23). Les coefficients de variation (CV) de ces estimations ont été constants au fil du temps. Dans les cas où une hétérogénéité supplémentaire des variances des relevés est souhaitée, il est possible de faire varier les CV d'une année à l'autre par des tirages indépendants et distribués de façon identique à partir d'une distribution gamma-inverse (GI) déterminée par période. Les paramètres de distribution GI sont obtenus par l'appariement de périodes aux moyennes et aux écarts-types définis par l'utilisateur pour chaque période. Bien qu'une telle variation supplémentaire soit vraiment un problème découlant du modèle opérationnel, il semble moins compliqué de fournir toutes les spécifications des relevés dans les PG.

Les données sur les pêches et les données sur la composition par âge des relevés requises pour les évaluations des stocks simulées en fonction des prises selon l'âge (définies ci-après) sont générées à partir de MO2.24-2.26 à une fréquence annuelle (MPO1) ou biennale (MPO2).

2.2.2. Modèles d'évaluation des stocks en fonction des prises selon l'âge

Les équations du modèle d'évaluation sont décrites au tableau 5, et les fonctions de vraisemblance, au tableau 6. Le modèle d'évaluation (ME) statistique des prises selon l'âge utilisé dans les PG simulées diffère légèrement du modèle opérationnel structuré selon l'âge. Les trois principales différences sont les suivantes :

- I. les erreurs du processus de recrutement sont jugées comme non corrélées dans le modèle d'évaluation (ME.6 et L.4);
- II. dans le modèle d'évaluation, les prises sont considérées en fonction d'une pêche discrètes (c.-à-d. une seule flotte) au début de l'année (ME.7) et non d'une pêche en continu comme c'est le cas dans le modèle opérationnel;
- III. le poids selon l'âge est présumé être constant dans le modèle d'évaluation.

Les formules des ME.1-ME.8 montrent l'incidence de ces différences sur les calculs pertinents du modèle d'évaluation. L'estimateur du modèle d'évaluation utilise toutes les sources de données potentielles produites par le modèle opérationnel, soit les prises, les indices de biomasse du stock reproducteur dans les relevés et la composition par âge des prises. Les calendriers des modèles opérationnels de la maturité selon l'âge sont réputés être constants et connus dans le modèle d'évaluation et font donc partie des données inscrites dans l'évaluation.

Les écarts de recrutement \hat{W}_t^R ne sont estimés que pour les années $t = 2, 3, \dots, T - a_{50}^{mat}$, car il y a autrement peu de renseignements dans les données pour les estimer. Nous utilisons l'âge où

50 % des individus sont matures plutôt que l'âge où 50 % des individus sont sélectionnés pour définir la taille du vecteur d'écart de recrutement, car le premier est un intrant connu, alors que le second, étant fondé sur des paramètres estimés du modèle, enfreint les règles de différentiation du logiciel AD Model Builder. Le taux de mortalité naturelle est estimé dans le modèle d'évaluation sous la forme d'une marche aléatoire afin de permettre l'estimation des variations de la mortalité naturelle dans le temps. Dans tous les cas, nous utilisons des lois *a priori* assez informatives pour la valeur initiale de M_t à $t = 1$.

Les estimations de la vraisemblance maximale des variances d'erreur sont calculées de façon analytique dans le modèle d'évaluation en fonction des paramètres principaux. Aux fins de la présente étude, nous avons supposé que la capturabilité était $q = 1$ tant dans le modèle opérationnel que dans le modèle d'évaluation, car nous ne savons pas encore s'il faut traiter les relevés annuels de la biomasse du stock reproducteur comme des indices relatifs ou des estimations absolues. Cette incertitude dépassait la portée de la présente analyse puisque nous nous concentrons sur la sélection de PRL et non sur la sélection de PG particulières pour chaque stock de harengs. La capturabilité devrait être un élément clé dans les futures évaluations de la stratégie de gestion visant le hareng, dont les objectifs pourraient être davantage axés sur la sélection de PG officielles pour chaque zone. Le tableau 6 présente les composantes et les calculs de la vraisemblance compris dans la fonction de distribution *a posteriori* sur une échelle logarithmique négative (G; L.10). Le modèle d'évaluation utilise une formule de vraisemblance maximale des erreurs dans les variables pour modéliser l'indice de

biomasse et la probabilité d'erreurs de processus combinés (ℓ_{IR} ; L.1-L.6), dans laquelle on présume que la variance d'erreur totale (k^2) comprend des composantes d'erreurs

d'observation (t_I^2) et d'erreurs liées au processus de recrutement à l'âge 1 (S_R^2), soit $k^2 = t_I^2 + S_R^2$. Si l'on pose l'hypothèse voulant que, dans ce total, la proportion d'erreurs

d'observation soit connue ($r_{CAA} = 0.1$), les estimations de la variance individuelle sont

$\hat{t}_I^2 = r_{CAA} k^2$ et $\hat{S}_R^2 = (1 - r_{CAA}) k^2$, où l'estimation de la variance totale k^2 est donnée par L.5.

Nous utilisons une probabilité normale rigoureuse (Fournier *et al.*, 1998) pour les données sur la composition par âge (L.7) en supposant que la taille des échantillons est égale à une taille effective $n = 50$. La fonction de distribution cumulative *a posteriori* sur une échelle logarithmique négative comprend une distribution *a priori* informative bêta sur la pente de la

relation stock-recrutement (h ; L.8) et une distribution *a priori* informative $N(0.50, 0.05^2)$ sur le

taux de mortalité naturelle à $t=1$. Les paramètres de forme (b_1, b_2) de la distribution bêta (L.8) relatifs à la pente sont dérivés par l'appariement du moment à une moyenne *a priori* ($m_h = 0.82$)

, à un écart-type ($S_h = 0.05$), compte tenu de la contrainte $0.2 < h < 1$. Il est à noter que les distributions *a priori* informatives améliorent la stabilité de la procédure d'estimation des paramètres du modèle d'évaluation, ce qui réduit ensuite la variabilité interannuelle des estimations du RMS et du F_{RMS} , donnant une idée plutôt optimiste du rendement des RCP fondées sur le RMS (c.-à-d. les deux règles Lenfest).

Les extraits du modèle d'évaluation comprennent des valeurs prévues pour toutes les sources de données d'entrée citées ci-dessus ainsi que les quantités d'équilibre dérivées (MSY , F_{MSY} ,

B_{MSY}), et les séries chronologiques de la biomasse exploitable ($\hat{B}_{1:T+k}^{Ex}$), de la biomasse du stock

reproducteur ($\hat{B}_{1:T+k}^{Sp}$), des taux de mortalité par pêche ($\hat{F}_{1:T}$) et du recrutement à l'âge 1. Enfin, en ce qui a trait aux fréquences de relevé inférieures à une fréquence annuelle (c.-à-d. MPO2), le modèle d'évaluation ne fonctionne qu'avec les prises des années intermédiaires.

2.2.3. Règles de contrôle des prises

Les RCP de rétroaction que nous avons examinées utilisent des données sur l'état passé et présent (c.-à-d. $t = 1, 2, \dots, T$) des stocks pour définir une limite de prises pour l'année à venir ($T+1$). Nous avons examiné trois RCP précises, qui ont été utilisées pour établir le total autorisé des captures (TAC) de la pêche au hareng du Pacifique en Colombie-Britannique (MPO1 et MPO2) ou qui ont été proposées à titre d'approches durables de gestion de la pêche aux poissons fourrages (Lenfest1 et Lenfest2; Pikitch *et al.*, 2012). Des exemples de ces trois règles sont présentés à la figure 2. Les règles MPO1 et MPO2 sont identiques, à la différence que MPO2 utilise une fréquence biennale de relevé durant la période de projection, tandis que MPO1 utilise une fréquence annuelle de relevé.

Les règles MPO et Lenfest calculent le taux de mortalité par pêche cible \hat{F}_{T+1} à l'aide d'une fonction linéaire pas-à-pas de l'état du stock B_T^f estimé à partir de l'évaluation, d'une biomasse de référence estimée B_T^{ff} , d'un taux de mortalité par pêche de référence F_T^{ff} et des points de contrôle C_1 et C_2 :

$$\hat{F}_{T+1} = \begin{cases} 0 & B_T' \leq C_1 B_T'' \\ F_T'' \left(\frac{B_T' - C_1 B_T''}{C_1 B_T''} \right) & C_1 B_T'' < B_T' < C_2 B_T'' \\ F_T'' & B_T' \geq C_2 B_T'' \end{cases}$$

Les règles MPO et Lenfest utilisent la biomasse du stock reproducteur non pêchée comme biomasse de référence (c.-à-d. $B_T^{ff} = \hat{B}_{0,T}$). Les règles MPO utilisent des constantes de contrôle $C_1 = 0.25, C_2 = 0.31$ et un taux de mortalité par pêche de référence fixe $F_T^{ff} = 0.225$ (qui représente un taux d'exploitation proportionnel de 20 %) indépendant de l'évaluation des stocks et nettement inférieur à la F_{MSY} du modèle opérationnel. Les deux règles Lenfest utilisent un taux de mortalité par pêche prudent mais dynamique $F_T'' = 0.5 \hat{F}_{MSY,T}$ estimé à partir du modèle d'évaluation des stocks. Lenfest1 utilise des constantes de contrôle $C_1 = 0.4, C_2 = 1.0$ pour augmenter progressivement le taux cible de mortalité par pêche à mesure que la biomasse du stock reproducteur se rapproche de la biomasse non pêchée estimée $\hat{B}_{0,T}$, tandis que Lenfest2 utilise des constantes de contrôle $C_1 = 0.4, C_2 = 0.41$ pour obtenir une approche bien tranchée en matière de RCP.

Une fois le taux de mortalité par pêche cible fixé, les RCP fondées sur les règles MPO et Lenfest calculent le quota annuel à l'aide de l'équation des prises de Baranov :

$$Q_{T+1} = \frac{\hat{F}_{T+1}}{\hat{M}_T + \hat{F}_{T+1}} \left(1 - e^{-\hat{M}_T - \hat{F}_{T+1}}\right) \hat{B}_{T+1}^{Ex}$$

où \hat{B}_{T+1}^{Ex} constitue une projection sur un an du modèle d'évaluation des stocks de la biomasse exploitable pour l'année suivante. Ces projections utilisent les recrutements estimés à partir de la relation reproducteurs-recrues pour les abondances à l'âge 1 au cours des années $T - a_{50}^{mat}$ à $T + 1$.

2.2.4. Mesures du rendement

Nous avons choisi trois mesures de rendement de la pêche communément acceptées afin de fournir une indication du rendement de la conservation et de la production des PG simulées. Le rendement de la conservation a été mesuré au moyen de la probabilité (P_{cons}) que la biomasse du stock reproducteur soit égale ou inférieure aux seuils de conservation définis par chacun des PRL potentiels. Suivant l'exemple de Shelton et Sinclair (2008), nous établissons que les faibles résultats de conservation se produisent lorsque la $P_{cons} > 5\%$. Nous estimons la P_{cons} de chaque combinaison de PG et de scénarios comme étant la moyenne, pour l'ensemble des essais de simulation, de la proportion d'années où la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel est égale ou inférieure à chaque PRL. Les PRL basés sur la B_0 et le F_{RMS} sont dérivés des propriétés d'équilibre du modèle opérationnel en fonction des conditions historiques à $t=1$ (tableau 4). Ces points de référence d'équilibre peuvent ne pas être significatifs dans les scénarios du modèle opérationnel fondés sur une biomasse non stationnaire, où les taux de mortalité naturelle et de croissance changent au fil du temps, comme c'est le cas dans les scénarios mortalité croissante-croissance constante du modèle opérationnel. Par conséquent, nous avons ajouté un scénario sans pêche, où les quotas futurs sont établis à zéro, pour fournir une autre série chronologique de niveaux de biomasse de référence qui se rapprocherait des conditions sans pêche. La statistique P_{cons} du PRL de la biomasse non stationnaire (BNS_0) non pêchée utilise 25 % de la biomasse du stock reproducteur pour chaque année de projection à partir d'une PG sans pêche dans le calcul des statistiques liées à l'épuisement (biomasse par rapport B_0).

Nous avons utilisé le rendement annuel moyen médian et la variabilité annuelle moyenne (VAM) de la production pour résumer le rendement de chaque PG. La statistique VAM est calculée à l'aide de :

$$AAV = \frac{\sum_{t=t_1}^T |Q_t - Q_{t-1}|}{\sum_{t=t_1}^T Q_t}$$

où Q_t représente le quota simulé obtenu à partir de l'application d'une PG donnée à l'année t .

3. RÉSULTATS

3.1. DYNAMIQUE DU MODÈLE DE SIMULATION

Nous avons choisi quatre exemples de répliques de simulation pour illustrer la dynamique du scénario du modèle opérationnel IncM-HisG, le modèle d'évaluation, et la biomasse du stock reproducteur réalisée, les prises, et les résultats de mortalité par pêche dans le cadre de la

simulation en boucle fermée. Les quatre exemples montrent le comportement de la PG fondée sur les règles MPO1 et Lenfest2 pour les stocks à productivité relativement constante (détroit de Georgia [DG]) et pour les stocks à productivité croissante (côtes ouest de l'île de Vancouver [COIV]) (figures 3-6).

En ce qui a trait à MPO1-DG (figure 3a, b), la biomasse du stock reproducteur (BSR) du modèle opérationnel diminue en moyenne durant la période de projection à mesure que le M augmente en présence de pêche. Au cours de la période de projection, le modèle d'évaluation sous-estime constamment la BSR et présente une tendance rétrospective potentiellement importante, arrivant souvent à une estimation équivalant à la moitié seulement et, dans un cas, au double de la BSR réelle du modèle opérationnel (figure 3a, lignes bleu foncé). Les prises réalisées selon les RCP demeurent relativement constantes, mais elles fluctuent à mesure que le modèle d'évaluation tente de faire le suivi des grandes variations de la biomasse du stock reproducteur (figure 3c). Comme la BSR décline rapidement pour s'approcher de la B_{RMS} vers la moitié de la période de projection, la réduction des prises de 30-40 % est trop lente pour éviter la hausse de la mortalité par pêche vers $F \sim 0,4$. Néanmoins, la BSR ne chute jamais en dessous de la B_{RMS} durant la période de projection.

Dans le cas de Lenfest2-DG, les tendances de la BSR, des prises et de la mortalité par pêche réalisée sont radicalement différentes au cours de la période de projection (figure 4b). Par exemple, les RCP de Lenfest2 font immédiatement augmenter les prises, car la cible $F \sim 0,5$ (figure 4c) est beaucoup plus élevée que le F historique récent, qui était d'environ 0,2. Au départ, la BSR est sous-estimée dans le modèle d'évaluation, de sorte que le F réalisé n'est que d'environ 0,4 (figure 4d); cependant, d'autres augmentations des prises, combinées à des surestimations de la BSR, font augmenter rapidement le F réalisé à $F \sim 0,6$ à mesure que la BSR diminue (rappel : le M augmente durant cette période). La règle Lenfest2 prescrit la fermeture de la pêche à $t = 75$ lorsque le stock tombe initialement sous la B_{RMS} . Cela se produit parce que la valeur seuil du point de contrôle de la RCP fondée sur Lenfest2 est élevée à $0,4 B_0$ et s'approche de la B_{RMS} réelle. La pêche rouvre l'année suivante, mais le F réalisé augmente rapidement, passant de 0,4 à 1,2, même si les prises n'ont pas beaucoup varié. Après une chute importante de la BSR à près de la moitié de la B_{RMS} , la pêche est fermée pendant les quatre dernières années de projection (figure 4c, d). Même si la BSR était presque identique pour la PG fondée sur MPO1 et la PG fondée sur Lenfest2, la pêche a été fermée dans 25 % (5/20) des années de projection dans le cas de Lenfest2 et n'a jamais été fermée dans le cas de MPO1.

Les tendances de la BSR, des prises et du F réalisé étaient similaires dans le cas de MPO1-COIV (figure 5) et de Lenfest2-COIV (figure 6); cependant, bien que le stock se situe au-dessus de la B_{RMS} pour la totalité de la période de projection, la RCP de Lenfest2 générerait constamment une variabilité des prises plus élevée que celle de MPO1 et entraînerait la fermeture de la pêche dans 20 % du temps.

La tendance générale à la baisse de la BSR et à la hausse du F des PG fondées sur MPO1 et Lenfest2 est conforme au comportement prévu des pêches visées par des quotas qui dépendent des évaluations périodiques des stocks. La principale différence entre le comportement des PG est que la règle MPO1 génère moins de taux de mortalité par pêche réalisée extrêmes, car 1) le F cible est beaucoup plus bas que le F_{RMS} théorique, et 2) le F cible est fixe et indépendant du modèle d'évaluation, et ne souffre donc pas des erreurs d'estimation des paramètres clés que sont la sélectivité, le recrutement et la mortalité naturelle dont le F_{RMS} dépend. Par contraste, les RCP de Lenfest visent toutes deux un $0,5 F_{RMS}$ théorique, qui peut aller jusqu'à 0,6 pour certains stocks. Les F réalisés sont encore plus élevés après la prise en compte des erreurs du modèle d'évaluation des stocks concernant la biomasse et le F_{RMS} estimés.

Les résultats de 100 simulations dans le cadre du même scénario mortalité croissante-croissance historique mettent encore davantage en relief la différence entre les PG et indiquent que la procédure fondée sur Lenfest2 entraîne des fermetures de pêche plus fréquentes et des prises variables, tout en maintenant des niveaux d'épuisement des stocks relativement inférieurs à la fois dans le DG (figure 7) et sur la COIV (figure 8). Le comportement général de ces PG dans le cadre d'autres scénarios du modèle opérationnel et d'essais de simulation était similaire. Lenfest1, qui utilise le même point de contrôle inférieur que Lenfest2, mais qui augmente plus lentement les taux de mortalité par pêche (figure 2), fixe en général des prises et des taux de mortalité par pêche plus prudents que Lenfest2, mais il est également fondé sur des estimations du F_{RMS} , ce qui entraîne un rendement mixte par rapport aux règles MPO dans le cas de tous les scénarios et stocks examinés (tableaux 7-11, un tableau par stock de harengs). Les procédures fondées sur MPO2 donnent des résultats similaires à celles fondées sur MPO1, qui induire les prises légèrement inférieures (dans la plupart des cas) et la VAM était supérieure pour des niveaux d'épuisement similaires (tableaux 7-11).

3.2. RENDEMENT PAR RAPPORT AUX POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES

Comme nous nous y attendions, les PRL fondés sur un niveau d'équilibre ont généré des tendances prévisibles selon lesquelles les fractions de la B_0 ont entraîné des infractions plus fréquentes aux PRL (tableaux 7-11). Cet effet est souligné dans toutes les hypothèses des modèles opérationnels pour le district de Prince Rupert (DPR), la côte centrale (CC) et l'archipel Haida Gwaii (HG), de même que dans les scénarios mortalité croissante visant le DG et la COIV, où ces PRL ne peuvent être atteints, même selon une PG sans pêche. L'ordre de classement des PG, fondé sur le risque lié à la conservation perçu et défini par l'état des stocks réalisé dans le modèle opérationnel, différerait d'un stock de harengs à l'autre en fonction du taux actuel de mortalité naturelle lié à l'équilibre (c.-à-d. M_{2013}/M_{1951}) et du choix de PRL utilisés pour mesurer le risque pour la conservation. Pour simplifier l'analyse qui suit, nous avons classé les tendances des taux de mortalité naturelle historiques des cinq stocks de harengs en trois types généraux : $M_{2013} < M_{1951}$ (COIV), $M_{2013} = M_{1951}$ (DG, DPR, CC) et $M_{2013} > M_{1951}$ (HG). Ces types interagissent avec les scénarios projetés de mortalité naturelle et influent fortement sur le rendement des PG quant aux PRL. Par exemple, dans le scénario mortalité constante-croissance constante, les trajectoires projetées de la mortalité naturelle sur la COIV ($M_{2013} < M_{1951}$) commencent et se terminent sous le taux de 1951, ce qui attribue au stock simulé de la COIV une meilleure résilience à la pêche. Dans ces circonstances, il n'est pas surprenant que l'ensemble des PG aient maintenu une probabilité de moins de 5 % de voir la BSR chuter en dessous de tout PRL lorsque $M_{2013} < M_{1951}$ (figure 9a; les valeurs numériques de la COIV figurent au tableau 8).

Les taux de mortalité naturelle projetés dans le DG (utilisés pour représenter $M_{2013} = M_{1951}$; figure 1) se maintiennent près de leurs valeurs historiques quand le M est constant. Ainsi, la plupart des PG avaient une probabilité inférieure à 5 % de voir la BSR chuter en deçà des PRL. Des exceptions se sont produites lorsque les deux PG fondées sur les règles Lenfest ont généré une probabilité de 5 % ou plus de voir la BSR chuter en dessous du PRL de $0,4 B_0$ (figure 9b; les valeurs numériques du DG figurent au tableau 7). La PG fondée sur MPO1 montre un rendement attendu similaire dans le DG (toutes les $P_{cons} < 5\%$) dans nos simulations comme les résultats originaux de Hall *et al.* (1988), qui avaient également adopté un scénario mortalité constante-croissance constante. Quant au DPR ($M_{2013} = M_{1951}$), toutes les PG avaient une $P_{cons} > 5\%$ pour l'ensemble des PRL, sauf $0,4 B_{RMS}$; seule la PG fondée sur Lenfest2 indiquait une $P_{cons} > 5\%$ pour l'ensemble des PRL (figure 9c; les valeurs numériques du DPR figurent au tableau 9). Dans ce cas, les valeurs de P_{cons} étaient similaires pour les règles MPO1 et Lenfest1 à $0,25 B_0$, mais elles divergeaient, car Lenfest1 maintenait des valeurs de P_{cons} inférieures à mesure le PRL s'approchait de $0,4 B_0$.

Pour ce qui est du scénario mortalité constante, la mortalité naturelle projetée de HG ($M_{2013} > M_{1951}$) se maintient près du double de la valeur de 1951 (figure 1). Dans ce cas, toutes les PG ont généré une $P_{cons} > 5\%$ pour l'ensemble des PRL liés à la biomasse d'équilibre (tableau 11, figure A5). Les résultats pour HG étaient si uniformément faibles que nous avons décidé de ne pas les inclure dans la figure 9 (il n'y avait pas grand-chose à comparer); cependant, le lecteur peut trouver les résultats de HG dans le tableau 11 et la figure A5.

Quant au scénario mortalité croissante, la mortalité naturelle a atteint un niveau qui est encore inférieur au niveau d'équilibre historique sur la COIV, qui est 50 % plus élevé que le niveau d'équilibre dans le DG, dans le DPR et sur la CC, et qui est 290 % plus élevé que le niveau d'équilibre dans HG (figure 1). Dans ce scénario, la règle MPO1 a maintenu les valeurs de P_{cons} les plus basses pour les PRL lorsque $M_{2013} < M_{1951}$ (COIV) ou $M_{2013} = M_{1951}$ (DG, figure 9d, e), tandis que la règle Lenfest1 avait les valeurs de P_{cons} les plus basses dans le DPR (aussi $M_{2013} = M_{1951}$, figure 9f). Les valeurs seuils et les valeurs accrues de F (au lieu d'un F bien tranché) utilisées dans Lenfest1 donnent des résultats plus prudents puisque les valeurs inférieures de la BSR entraînent des prises plus faibles et des fermetures de pêche plus fréquentes. Les taux de prise prévus selon Lenfest1 (DPR) dans un scénario mortalité croissante-croissance constante ne représentent donc que 68 % des prises réalisées dans la PG fondée sur MPO1, tandis que la variabilité des prises selon la règle Lenfest1 représente le double de celle selon la règle MPO1 (tableau 9 – VAM). Néanmoins, lorsque $M_{2013} \geq M_{1951}$ et que la mortalité naturelle future augmente, nous obtenons une $P_{cons} > 5\%$ pour toutes les PG et tous les PRL envisagés, sauf 0,25 B_0 , dans le DG. (Voir les figures A1-A5 en annexe pour les versions propres à chaque stock de la figure 9 de tous les scénarios du modèle opérationnel.) Ainsi, malgré le rendement plus prudent de Lenfest1 comparativement à MPO1, aucune des PG n'a maintenu une $P_{cons} < 5\%$ pour les PRL de 0,3 B_0 et de 0,4 B_0 (et aucune $P_{cons} < 5\%$ pour tous les PRL dans le DPR).

Les résultats simulés par rapport aux autres PRL pour les stocks de harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique donnent à penser qu'il est probablement peu utile d'utiliser des PRL qui font le suivi de la dynamique de la mortalité naturelle et de la croissance (BNS_0), renvoient au au niveau de biomasse le plus faible duquel le stock s'est rétabli (B historique) ou renvoient à la F_{RMS} d'équilibre. Pour l'ensemble des stocks et des scénarios, ces PRL ont peu réagi ou n'ont pas réagi aux changements apportés dans les PG, même lorsque les PG ne respectaient pas du tout les PRL fondés sur la biomasse d'équilibre (p. ex. tableau 10 pour les harengs de la CC, figure A5 pour ceux de HG).

3.3. ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION

La PG fondée sur la règle MPO1 semble fonctionner adéquatement dans le DG dans les conditions pour lesquelles elle a été conçue à l'origine (scénario mortalité constante, PRL de 0,25 B_0 , tableau 7). Elle donne également de bons résultats pour la COIV dans l'éventail de scénarios de mortalité naturelle examinés (tableau 8). Cependant, le rendement se dégrade si le taux de mortalité naturelle s'accroît ou si les stocks sont maintenus au-dessus des valeurs de PRL plus élevées recommandées pour les stocks de poissons fourrages (voir p. ex. Pikitch *et al.*, 2012). Les résultats obtenus à partir de MPO1 sont mixtes pour la CC et le DPR, où il semblerait que les variations des stocks prévues par cette règle pourraient nécessiter une évaluation (tableaux 9 et 10).

Les tendances et les projections historiques de la mortalité naturelle dans HG dépassaient largement la fourchette de valeurs à partir de laquelle la PG fondée sur MPO1 a été élaborée et mise à l'essai. Plus précisément, on s'attend à ce que le stock de HG diminue même en l'absence de pêche (PG sans pêche) à cause des taux élevés de mortalité naturelle. Nos résultats indiquent qu'aucune des PG considérées ici ne serait considérée comme adéquate, quels que soient les PRL choisis (tableau 11). Nos résultats laissent croire que, contrairement à

la CC et au DPR, qui pourraient profiter des légères variations par rapport à la règle MPO1, la pêche au hareng dans HG nécessiterait peut-être une PG considérablement différente des PG que nous avons examinées.

En général, les PG fondées sur les règles Lenfest recommandées pour les espèces fourrages (Pikitch *et al.*, 2012) entraînent systématiquement une plus grande variabilité des prises et des fermetures de pêche plus fréquentes dans tous les stocks et scénarios (tableaux 7-11). De plus, les niveaux de la BSR du modèle opérationnel étaient constamment en dessous des limites de $0,4 B_0$ prévue par ces règles. Par conséquent, l'établissement de valeurs seuils égales aux PRL ne permettait pas toujours d'éviter les PRL, mais, en revanche, l'établissement de valeurs seuils inférieures aux PRL n'entraînait pas nécessairement un échec. Par exemple, la règle MPO1, qui utilise un point de contrôle limite de $0,25 B_0$, a souvent donné un rendement de conservation équivalent ou supérieur à celui obtenu avec les règles Lenfest. Son principal avantage consiste en un taux de mortalité par pêche cible fixe : la règle MPO1 vise la réduction et ne regroupe pas les erreurs d'estimation de la biomasse aux mauvaises estimations du F_{RMS} , ce qui permet d'obtenir des taux de mortalité par pêche réalisés plus faibles et des niveaux de BSR plus élevés.

4. DISCUSSION

Des PRL biologiques sont nécessaires pour établir des objectifs de conservation pour la gestion des pêches. La politique canadienne des pêches (MPO, 2009) reconnaît que la sélection des PRL doit tenir compte de considérations pratiques telles que le contexte (p. ex. espèces fourrages), la diversité des intérêts des intervenants, et les types et la qualité des données scientifiques à l'appui. Ces facteurs sont importants, car des PRL plus prudents mèneront probablement à une sélection plus prudente des PG opérationnelles utilisées pour établir la réglementation de pêche annuelle (p. ex. quotas).

Dans le présent document, nous avons élaboré un cadre de simulation pour évaluer le rendement prévu en matière de conservation et de rendement des autres PG des stocks de harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique. D'autres PRL ont été définis en fonction des pratiques scientifiques exemplaires et des précédents historiques (PRL de $0,25 B_0$). Nous avons utilisé les évaluations de 2013 des cinq principaux stocks de harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique pour mettre en place quatre scénarios du modèle opérationnel de la dynamique future de la biomasse du hareng. Ensuite, nous avons exécuté quatre PG fondées sur des quotas de production pour chaque modèle opérationnel. Les PG découlent de l'approche actuelle du MPO ainsi que d'autres approches (c.-à-d. règles Lenfest) proposées dans la littérature scientifique sur la pêche aux poissons fourrages. Les résultats des simulations ont démontré plusieurs choses. Premièrement, la RCP du MPO a donné de bons résultats pour tous les PRL de la pêche au hareng dans le DG, ce qui est conforme à l'évaluation initiale effectuée pour ce stock par Hall *et al.* (1988). Par contre, selon les simulations pour les stocks du DPR, de la CC et de HG, les règles MPO et Lenfest devraient se traduire par des résultats de BSR se situant relativement fréquemment sous les PRL compris dans le présent document, par des rendements très variables et par des fermetures de pêche – la plupart de ces résultats sont conformes aux résultats obtenus pour ces pêches au cours des deux dernières décennies. La PG du MPO fournit généralement le rendement le plus élevé pour tous les PRL, à l'exception de quelques cas extrêmes où la règle Lenfest1 s'est avérée meilleure. Toutefois, lorsque la PG du MPO ne permettait pas d'atteindre une probabilité d'infraction maximale de 5 % d'un PRL, les règles Lenfest ne le permettaient normalement pas non plus. Étant donné la forte probabilité pour les stocks de harengs de continuer à subir des périodes de mortalité naturelle élevée (Schweigert *et al.*, 2010), nos résultats laissent entendre

qu'il serait peut-être nécessaire de réviser la PG actuelle du MPO, et ce, quels que soient les PRL choisis.

Deuxièmement, nos résultats indiquent que les PRL théoriques doivent être fixes au fil du temps et que les PRL empiriques potentiels (p. ex. fondés sur les stocks antérieurement observés ou sur les indices de biomasse) ne doivent pas représenter des scénarios du pire. La probabilité d'enfreindre les PRL dynamiques et empiriques était habituellement quasi nulle ou nulle, de sorte que les deux types échouaient souvent à révéler les risques dans des situations où les risques pouvaient en fait être importants. Par exemple, si les taux de mortalité naturelle augmentent dans le DG, seules les PG du MPO maintenaient la BSR au-dessus de la valeur d'équilibre de $0,30 B_0$ pendant plus de 95 % du temps. En revanche, toutes les PG ont maintenu une BSR au-dessus du PRL de la biomasse non stationnaire (c.-à-d. $0,25 BNS_0$) en tout temps (100 % du temps), ce qui donne à penser que le PRL de la BNS_0 (et de la B historique) n'aiderait pas nécessairement les gestionnaires à trouver des PG rigoureuses répondant aux objectifs de conservation. La principale limite de la BNS_0 est qu'elle renforce le prétendu « syndrome de basculement », où le PRL est établi à des niveaux inférieurs lorsque le stock diminue et où le point de référence de la B historique semble être trop bas pour les stocks qui soutiennent actuellement les pêches (DG, DPR) ou pour les populations en rétablissement (COIV, CC).

Troisièmement, nos résultats renforcent l'idée voulant que les simulations en boucle fermée propres à chaque cas doivent toujours être utilisées pour concevoir des PG des prises. Les études recommandant des RCP telles que les règles Lenfest ne tenaient pas pleinement compte des limites de l'estimation des quantités théoriques telles que le F_{RMS} ou l'effet des erreurs d'estimation de la biomasse sur la capacité de maintenir les stocks au-dessus des points de contrôle des prises, comme $0,4 B_0$. De plus, les taux de mortalité par pêche calculés à l'aide des règles Lenfest étaient plutôt élevés par rapport à ceux d'autres études (Schweigert *et al.*, 2007; Zheng *et al.*, 1993). À l'origine des différences entre les estimations du F_{RMS} issues de notre analyse et celles présentées dans Zheng *et al.* (1993) se trouvent des différences substantielles dans les paramètres clés du cycle biologique. Bien qu'il y ait certaines similitudes en termes de sélectivité et de poids selon l'âge entre les stocks de la Colombie-Britannique et les stocks de la baie du Prince-William (BPW), les harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique sont réputés arriver à maturité plus tôt que ceux des stocks de la mer de Béring (EMB) et de la BPW, par rapport à l'âge auquel ils seront visés par les pêches. Les individus des stocks de l'EMB croissent plus lentement et atteignent des tailles supérieures que les harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique. La mortalité naturelle estimée est également plus élevée dans les stocks de harengs du Pacifique de la Colombie-Britannique que dans les stocks de l'EMB ou de la BPW. Cependant, les différences entre les estimations du F_{RMS} d'un stock à l'autre nécessitent une analyse beaucoup plus complexe pour être expliquées pleinement. Par exemple, Zheng *et al.* (1993) et Schweiger *et al.* (2007) ont eu recours à différents paramétrages du recrutement pour leur estimation du F_{RMS} (dont les paramétrages de Beverton-Holt et de Ricker, et les paramétrages cycliques), et les effets de ces paramétrages sur les estimations du F_{RMS} devraient être comparés côte à côte, ce qui dépasse la portée du présent document.

Enfin, il pourrait y avoir un fort potentiel d'augmentation du M en raison de l'augmentation de la pression de prédation sur le hareng et des changements possibles des régimes océanographiques (Schweigert *et al.*, 2010). Bien que la règle adoptée par le MPO ait donné un bon rendement pour le PRL de $0,25 B_0$, elle pourrait, dans les conditions futures, faire diminuer la BSR à un niveau insuffisant ne fournissant pas les ressources nécessaires aux espèces dépendantes (Pikitch *et al.*, 2012; Tyrrell *et al.*, 2011). Si des PRL plus élevés sont envisagés pour le hareng du Pacifique de la Colombie-Britannique, il sera essentiel d'évaluer les

conséquences sur les pêches, par exemple la fréquence des fermetures de pêche, tout en explorant des RCP assortis de valeurs seuils de la biomasse plus élevées ou de taux de récolte plus faibles.

4.1. LIMITES

La série de modèles opérationnels examinés ici n'est pas exhaustive en ce qui concerne les scénarios possibles de productivité, de croissance, de pêche et de mortalité. Cependant, nous croyons que la diversité de scénarios et l'intégration d'erreurs d'évaluation réalistes sont suffisantes pour appuyer nos constatations générales, selon lesquelles les PG du hareng du Pacifique de la Colombie-Britannique pourraient nécessiter des révisions afin de respecter les PRL normalisés proposés pour la pêche aux poissons fourrages, ainsi que les besoins des diverses Premières Nations et de la communauté d'intervenants. Néanmoins, il y a encore beaucoup à faire pour améliorer le réalisme des modèles opérationnels et la mise en œuvre des PG. Par exemple, nos résultats quelque peu optimistes pour la COIV peuvent être attribués à l'estimation actuelle du M (M_{2013}), qui est bien en deçà du M initial (M_{1951}) utilisé pour initialiser le modèle et calculer des PRL fondés sur l'équilibre. Ainsi, on s'attend à ce que la biomasse sur la COIV augmente, même en présence d'une pêche importante. Nous ne pouvons pas commenter la probabilité que ce scénario se produise réellement le long de la COIV, car nous n'avons pas exploré les incertitudes qui sous-tendent les évaluations des stocks desquelles nous avons tiré les modèles opérationnels. Cependant, attendu que la COIV abrite actuellement une population « en reconstruction », nous recommandons une évaluation approfondie des hypothèses du modèle dans les analyses futures. De même, la capturabilité est actuellement estimée dans l'évaluation des stocks du DG, alors que nos évaluations simulées supposent que la capturabilité est égale à 1. Cela réduit la marge d'erreur de l'estimation de la biomasse dans l'évaluation et fournit une perspective relativement optimiste du rendement des PG si l'évaluation réelle estime la capturabilité.

Notre objectif n'était pas de mener une étude exhaustive des stratégies de gestion possibles du hareng du Pacifique. Cependant, notre analyse met en lumière des éléments des PG qui semblent favoriser de meilleurs résultats en matière de conservation. Plus précisément, l'avantage de la PG fondée sur la règle adoptée par le MPO (MPO1) est son F faible et fixe, tandis que le bon rendement de conservation de la PG fondée sur la règle Lenfest1 par rapport à celui de la PG fondée sur la règle Lenfest2 peut être attribué à la lente hausse du F lorsque la biomasse est élevée. Inversement, le mauvais rendement des deux PG fondées sur Lenfest (en particulier Lenfest2) par rapport à celui de la PG du MPO est attribuable à un F cible élevé et à l'augmentation rapide du F dans une petite fourchette de biomasses. Cela permet d'obtenir un type de PG « tout ou rien » qui accroît la variabilité des prises tout en ramenant les stocks à de faibles niveaux lorsque la biomasse est surestimée. Nous n'avons pas examiné l'incidence de l'incertitude entourant l'estimation du F cible sur le rendement des règles Lenfest, mais nous recommandons de le faire si ces dernières sont envisagées dans une PG visant le hareng du Pacifique ou une autre espèce dans l'avenir. De plus, les évaluations des PG devraient envisager la modification de la règle adoptée par le MPO afin d'améliorer le rendement de conservation performance de certains stocks. Plus particulièrement, un taux d'exploitation cible plus faible pourrait maintenir une biomasse plus élevée, tout en réduisant la variabilité du rendement. Dans une étude de simulation distincte (résultats inédits et non montrés ici), nous avons modifié la règle du MPO de manière à utiliser un taux de capture de 10 % et montré qu'il est possible d'obtenir des prises raisonnables, tout en améliorant les résultats de conservation des stocks soumis à une mortalité naturelle élevée ou croissante.

4.2. TRAVAUX À VENIR

On se préoccupe toujours de la pertinence des hypothèses posées relativement au paramètre de mise à l'échelle des relevés de fraye q ainsi que de l'intérêt général envers l'exploration d'autres PG que celles présentées ici (p. ex. règles de contrôle empiriques). Nous recommandons l'emploi d'un cadre analytique pour explorer l'incidence d'autres hypothèses et d'autres choix, dont la fréquence des relevés, et pour mieux comprendre les compromis et les risques associés à chacune de ces hypothèses et à chacun de ces choix (pour voir des exemples, consulter les annexes B et C, qui illustrent la souplesse de l'approche). Il faudra modifier le cadre pour aborder les questions relatives aux structures spatiales, aux pêches séquentielles et aux flottilles multiples.

5. CONCLUSION

Nous insistons de nouveau sur le fait que l'objectif du présent document n'était pas de procéder à une évaluation exhaustive des PG et des PRL possibles. Par conséquent, nos conclusions se limitent à des considérations liées à la gestion stratégique. Les PRL établissent les compromis entre la conservation et le rendement et doivent donc tenir compte des deux types d'objectifs. Ce compromis est susceptible de varier d'un stock à l'autre, compte tenu de la dynamique variée des stocks, des intérêts des intervenants locaux et de l'économie de la pêche dans les différentes zones de gestion. Nous nous attendons donc à ce que les futures évaluations de la direction envisagent des PRL différents pour chaque zone de stock. Il est important de reconnaître que l'évaluation du rendement d'une PG par rapport à un ensemble de PRL exige des analyses scientifiques et peut s'inspirer d'un ensemble de « pratiques scientifiques exemplaires » (p. ex. Smith, 1993; Sainsbury, 2008); toutefois, le processus de définition des objectifs de pêche exige la participation des Premières Nations, des intervenants du milieu de la pêche et des gestionnaires.

La présente étude recommande que les travaux futurs visant à déterminer les PRL de la pêche au hareng du Pacifique en Colombie-Britannique se concentrent sur les objectifs fixes (d'équilibre) liés à la biomasse. Le PRL fondé sur le F_{RMS} n'était généralement pas utile pour faire la distinction entre les PG potentielles en fonction de leur rendement de conservation. De plus, selon notre analyse, les PG actuelles du MPO n'obtiennent de bons résultats que dans une gamme restreinte de conditions pour des stocks particuliers. Les hausses du M semblables à celles estimées au cours des dernières décennies ont révélé un rendement de conservation relativement faible dans quatre des cinq zones de stock. Par conséquent, nous recommandons d'envisager d'autres PG pouvant fournir un bon rendement dans divers scénarios possibles liés à la dynamique des populations de harengs.

6. RÉFÉRENCES

- Caddy, J.F. et R. Mahon. 1996. Points de référence en aménagement des pêcheries. FAO – Document technique sur les pêches 347. viii, 101 p.
- Collie, J. S. et H. Gislason. 2001. Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences = Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 58: 2167-2176.
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., et A.J. Benson. 2013. The roles of biological reference points and operational control points in management procedures for the sablefish (*Anoplopoma fimbria*) fishery in British Columbia, Canada. *Environmental Conservation* 40(4): 318-328.

-
- Froese, R., Branch, T.A., Proelb, A., Quass, M., Sainsbury, K., et C. Zimmermann. 2011. Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries* 12: 340-351.
- Hall, D. L., Hilborn, R., Stocker, M., and C.J. Walters. 1988. Alternative harvest strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences = Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 45: 888 – 897.
- Haltuch, M., Punt, A., et Dorn, M. 2008. Evaluating alternative estimators of fishery management reference points. *Fisheries Research* 94(3): 290-303.
- Hilborn, R. et K. Stokes. 2010. Defining overfished stocks: Have we lost the plot? *Fisheries* 35(3): 113-120.
- Mace, P.M. et I.J.Doonan. 1988. A generalized bioeconomic simulation model for fish population dynamics. *New Zealand Fishery Assessment Research Document* 88/4, Fisheries Research Centre/MAFFish:21.
- MPO. 2009. Cadre pour la pêche durable.
- MPO. 2014. Évaluation et gestion des stocks de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique : état en 2013 et prévisions pour 2014. MPO, Secr. can. de consult. sci., Avis sci. 2014/003.
- MPO. 2015. Évaluation et gestion des stocks de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique : état en 2014 et prévisions pour 2015. MPO, Secr. can. de consult. sci., Avis sci. 2014/060.
- Pikitch, E., Boersma, P.D., Boyd, I.L., Conover, D.O., Cury, P., Essington, T., Heppell, S.S., Houde, E.D., Mangel, M., Pauly, D., Plagányi, É., Sainsbury, K., et R.S. Steneck. 2012. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. *Lenfest Ocean Program*. 2012. csiro:EP124359.
- Sainsbury, K et Australian Fisheries Management Authority 2008. Best practice reference points for Australian fisheries. Australian Fisheries Management Authority, Canberra, A.C.T
- Schnute, J.T. et L.J. Richards. 1995. The influence of error on population estimates from catch-age models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences = Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 52: 2063-2077.
- Schweigert, J.F., C. Fu, C.C. Wood et T.W. Therriault. 2007. Un cadre d'évaluation du risque pour les stocks de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique. MPO, Secr. can. de consult. sci., Doc. rech. 2007/047. iv + 74 (titre et résumé en français).
- Schweigert, J.F., Boldt, J.L., Flostrand, L., et J.S.Cleary. 2010. A review of factors limiting recovery of Pacific herring stocks in Canada. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1903-1913.
- Shelton, P.A. et A.F. Sinclair. 2008. It's time to sharpen our definition of sustainable fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences = Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 65: 2305-2314.
- Smith, A.D.M. 1994. Management strategy evaluation - the light on the hill. Pp 249-253 in D.A. Hancock (Ed.) *Population Dynamics for Fisheries Management*. Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, Perth, 24-25 August 1993. Australian Society for Fish Biology, Perth.
- Stocker, M. 1993. Recent management of the British Columbia herring fishery. *In Perspectives on Canadian Marine Fisheries Management*, pp. 267–293. Ed. by L. S. Parsons, et W. H. Lear. *Canadian Bulletin of Fish and Aquatic Sciences*. 266 pp.
-

-
- Tyrrell, M.C., Link, J.S., et H. Moustahfid. 2011. The importance of including predation in fish population models: Implications for biological reference points. *Fisheries Research* 108: 1-8.
- Walters, C. J. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. McMillan, New York, New York, USA.
- Zheng, J., F. C. Funk, G. H. Kruse, et R. Fagen. 1993. Threshold management strategies for Pacific herring in Alaska. Pages 141-165 *in* G. H. Kruse, D. M. Eggers, R. J. Marasco, C. Pautzke, et T. J. Quinn, II (dir. de publ.). *Proceedings of the international symposium on management strategies for explored fish populations*. University of Alaska Sea Grant College Program Report 93-02, University of Alaska Fairbanks.

7. TABLEAUX

Tableau 1. Notation utilisée dans le modèle opérationnel.

Symbole	Description
T_0	Milieu de la période d'initialisation
T_1	Année de début des procédures de gestion
T_2	Année de fin de la simulation
A	Nombre de classes d'âge
t	Pas de temps
a	Classe d'âge en années
B_0	Biomasse du stock reproducteur non pêchée (unités déterminées par unités de poids selon l'âge)
h	Pente de la fonction de recrutement
M_t	Taux instantané de mortalité naturelle au cours de l'année t
L_∞	Longueur asymptotique (en cm)
L_1	Longueur moyenne à l'âge 1 (en cm)
k	Coefficient de croissance de von Bertalanffy (/an)
a_{50}^{mat}	Âge a 50 % maturité
a_{95}^{mat}	Âge à 95 % maturité
$a_{50}^{sel,X}$	Âge où 50 % des individus sont retenus par relevé (X=S) et par pêche (X=F)
$a_{95}^{sel,X}$	Âge où 95 % des individus sont retenus par relevé (X=S) et par pêche (X=F)
q	Paramètre de mise à l'échelle des relevés de fraye
R_0	Recrutement non pêché
m_a	Proportion de poissons matures selon l'âge
S_a^X	Proportion de poissons sélectionnés selon l'âge par relevé (X=S) et par pêche (X=F)
w_a	Poids des individus selon l'âge

Symbole	Description
f_x	Rendement équilibre ($x=y$) ou biomasse du stock reproducteur ($x=bsr$) par recrue
$N_{a,t}$	Nombre de poissons d'âge a à l'année t
$B_{a,t}$	Biomasse des poissons d'âge a à l'année t
B_t^{Sp}	Biomasse du stock reproducteur à l'année t
B_t^{Ex}	Biomasse exploitable à l'année t
$C_{a,t}$	Nombre de poissons d'âge a des prises à l'année t
C_t	Capture, en nombre
$u_{a,t}$	Composition réelle selon l'âge a des prises au temps t
Q_t	Biomasse des captures
I_t	Estimation de la biomasse des relevés
S_R	Erreur-type de la marche aléatoire du recrutement
S_M	Erreur-type de la marche aléatoire du taux de mortalité naturelle
S_a	Erreur-type de la marche aléatoire du point d'intersection de Walford (taux de croissance)
g^X	Autocorrélation avec décalage de 1 période du logarithme du taux de mortalité naturelle ($X = M$), du logarithme du recrutement ($X = R$) et du paramètre de croissance ($X = a$)
W_t^X	Erreur d'autocorrélation du logarithme du taux de mortalité naturelle ($X = M$), du logarithme du recrutement ($X = R$) et du paramètre de croissance ($X = a$)
d_t^X	Composante de l'erreur <i>normale</i> (0,1) du logarithme du taux de mortalité naturelle ($X = M$), du logarithme du recrutement ($X = R$) et du paramètre de croissance ($X = a$)
$t_{I,t}$	Coefficient de variation des relevés à l'année t
t_P^X	Erreur-type de la composition par âge des prises ($X = F$) et des relevés ($X = S$)
ε_t	Erreur <i>normale</i> (0,1) non corrélée du logarithme du relevé

Symbole	Description
$h_{a,t}^X$	Erreur <i>normale</i> (0,1) non corrélée de la transformation logistique de la composition par âge
$x_{a,t}^X$	Résidu logarithmique centré à l'origine de la composition par âge
$p_{a,t}^X$	Composition par âge a observée dans les prises à l'année t

Tableau 2. Valeurs des paramètres du modèle opérationnel utilisées pour préciser les scénarios de simulation pour les cinq stocks de harengs. Les valeurs d'équilibre dans les trois dernières colonnes sont calculées en utilisant le M1951 et les valeurs de HisG pour a .

Stock	Scénario	B_0	h	M_{1951}	M_{2013}	M_{2033}	a_{2013}	a_{2033}	S_R	t_I	t_P^F	t_P^S	F_{RMS}	B_{RMS}	RMS
DG	ConM-ConG	137,10	0,77	0,57	0,56	0,56	10,65	10,65	0,50	0,30	0,19	0,30	-	-	-
	ConM-HisG	137,10	0,77	0,57	0,56	0,56	10,65	8,73	0,50	0,30	0,19	0,30	1,09	46,99	25,01
	IncM-HisG	137,10	0,77	0,57	0,56	0,84	10,65	8,73	0,50	0,30	0,19	0,30	-	-	-
	IncM-ConG	137,10	0,77	0,57	0,56	0,84	10,65	10,65	0,50	0,30	0,19	0,30	-	-	-
COIV	ConM-ConG	54,70	0,76	0,64	0,43	0,43	9,45	6,92	0,50	0,40	0,19	0,40	-	-	-
	ConM-HisG	54,70	0,76	0,64	0,43	0,43	9,45	10,13	0,50	0,40	0,19	0,40	1,23	19,54	10,85
	IncM-HisG	54,70	0,76	0,64	0,43	0,65	9,45	10,13	0,50	0,40	0,19	0,40	-	-	-
	IncM-ConG	54,70	0,76	0,64	0,43	0,65	9,45	6,92	0,50	0,40	0,19	0,40	-	-	-
CC	ConM-ConG	58,81	0,82	0,48	0,46	0,46	6,33	6,33	0,70	0,40	0,21	0,28	-	-	-
	ConM-HisG	58,81	0,82	0,48	0,46	0,46	6,33	12,45	0,70	0,40	0,21	0,28	0,96	18,72	9,59
	IncM-HisG	58,81	0,82	0,48	0,46	0,69	6,33	12,45	0,70	0,40	0,21	0,28	-	-	-
	IncM-ConG	58,81	0,82	0,48	0,46	0,69	6,33	6,33	0,70	0,40	0,21	0,28	-	-	-
DPR	ConM-ConG	60,80	0,73	0,46	0,50	0,50	9,86	9,86	0,70	0,50	0,36	0,48	-	-	-
	ConM-HisG	60,80	0,73	0,46	0,50	0,50	9,86	11,00	0,70	0,50	0,36	0,48	0,79	19,90	8,94
	IncM-HisG	60,80	0,73	0,46	0,50	0,75	9,86	11,00	0,70	0,50	0,36	0,48	-	-	-
	IncM-ConG	60,80	0,73	0,46	0,50	0,75	9,86	9,86	0,70	0,50	0,36	0,48	-	-	-
HG	ConM-ConG	34,07	0,76	0,41	0,80	0,80	11,40	11,40	0,80	0,50	0,21	0,34	-	-	-
	ConM-HisG	34,07	0,76	0,41	0,80	0,80	11,40	11,32	0,80	0,50	0,21	0,34	0,73	10,73	4,69
	IncM-HisG	34,07	0,76	0,41	0,80	1,19	11,40	11,32	0,80	0,50	0,21	0,34	-	-	-
	IncM-ConG	34,07	0,76	0,41	0,80	1,19	11,40	11,40	0,80	0,50	0,21	0,34	-	-	-

Tableau 3. Modèle opérationnel général de pêche continue structuré selon l'âge et utilisé dans les simulations en boucle fermée de pêche au hareng du Pacifique en Colombie-Britannique. L'exposant générique « X » est utilisé chaque fois qu'une fonction est identique pour la pêche (X=F) et le relevé (X=S).

Paramètres

Modèle opérationnel	Formule
MO2.1	$Q = \left(B_0, h, M_1, g_R, g_M, S_R, S_M, q, t_I, t_P, L_{\infty}, L_1, k, a_{50}^{mat}, a_{95}^{mat}, a_{50}^{sel,F}, a_{95}^{sel,F}, a_{50}^{sel,S}, a_{95}^{sel,S} \right)$

Calendrier fixe du cycle biologique

Modèle opérationnel	Formule
MO2.2	$m_a = \frac{1}{1 + \exp \left[-\log(19) \left(a - a_{50}^{mat} \right) / \left(a_{95}^{mat} - a_{50}^{mat} \right) \right]}$
MO2.3	$s_a^{X=F,S} = \frac{1}{1 + \exp \left[-\log(19) \left(a - a_{50}^{sel,X} \right) / \left(a_{95}^{sel,X} - a_{50}^{sel,X} \right) \right]}$

Paramètres de la relation stock-recrutement et population à l'équilibre

Modèle opérationnel	Formule
MO2.4	$R_0 = B_0 / f_{ssb}$
MO2.5	$a = \frac{4hR_0}{B_0(1-h)}$
MO2.6	$b = \frac{5h-1}{B_0(1-h)}$
MO2.7	$N_{a,1} = R_0 e^{-M_1(a-1)}, \quad 1 \leq a \leq A-1$
MO2.8	$N_{A,1} = N_{A-1,1} / \left(1 - e^{-M_1} \right)$
MO2.9	$B_{a,1} = N_{a,1} w_{a,1}$

Dynamique de l'état

Modèle opérationnel	Formule
MO2.10	$W_t^{X=R,M,a} = \begin{cases} \frac{S_X}{\sqrt{1-g_R^2}} d_t^X & t = 1 \\ g_X W_{t-1}^X + S_X d_t^X & t > 1 \end{cases}$
MO2.11	$M_t = \begin{cases} M_1 & t = 1 \\ M_t e^{w_t^M - 0.5 S_M^2 / (1-g_M^2)} & t > 1 \end{cases}$ $r_t = b_1^r + b_2^r a_t$ $L_{\forall,t} = \frac{a_t}{1-r_t}, k_t = -\log r_t$
MO2.12	$l_{a,t} = L_{\forall,t-a} + (L_{1,t-a} - L_{\forall,t-a}) e^{(-k_{t-a}(a-1))}$
MO2.13	$w_{a,t} = c_1 l_{a,t}^{c_2}$
MO2.14	$N_{1,t} = \frac{a B_{t-1}^{Sp}}{1 + b B_{t-1}^{Sp}} \exp \left[w_t^R - 0.5 S_R^2 / (1-g_R^2) \right]$
MO2.15	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} e^{-M_{t-1} + s_a^F F_{t-1}} \quad 2 \leq a \leq A-1$
MO2.16	$N_{A,t} = N_{A-1,t-1} e^{-M_{t-1} + s_{A-1}^F F_{t-1}} + N_{A,t-1} e^{-M_{t-1} + s_A^F F_{t-1}}$
MO2.17	$B_t^{Sp} = \sum_{a=1}^A m_a w_{a,t} N_{a,t}$
MO2.18	$B_t^{Ex} = \sum_{a=1}^A s_a^S w_{a,t} N_{a,t}$
MO2.19	$C_{a,t} = \frac{s_a^F F_t}{M_t + s_a^F F_t} \left(1 - e^{-s_a^F F_t} \right) N_{a,t}$

Modèle opérationnel	Formule
---------------------	---------

MO2.20	$Q_t = \sum_{a=1}^A C_{a,t} w_{a,t} \quad t \leq T_1 - 1$
--------	---

Observations des relevés et de la composition par âge

Modèle opérationnel	Formule
---------------------	---------

MO2.21	$I_t = qB_t^{Ex} \exp\left[t_{1,t} e_t - 0.5t_{1,t}^2\right]$
--------	---

MO2.22	$u_{a,t}^X = s_a^X B_{a,t} / \sum_{j=1}^A s_j^X B_{j,t}$
--------	--

MO2.23	$x_{a,t}^X = \log u_{a,t}^X + \tau_P^X \eta_{a,t}^X - \frac{1}{A} \sum_{j=1}^A \left[\log u_{j,t}^X + \tau_P^X \eta_{j,t}^X \right]$
--------	---

MO2.24	$p_{a,t}^X = \exp\left[x_{a,t}^X\right] / \sum_{j=1}^A \exp\left[x_{j,t}^X\right]$
--------	--

Tableau 4. Solutions d'équilibre pour la biomasse du stock reproducteur \bar{B}^{Sp} , la biomasse exploitable \bar{B}^{Ex} et le rendement \bar{Q} , étant donné un taux de mortalité par pêche \bar{F} . Un ensemble principal de paramètres, \bar{Q} , est utilisé pour calculer les points de référence du modèle opérationnel. Certains

éléments de l'ensemble de paramètres $\hat{\Theta}_T$ sont des estimations mises à jour au temps T par le modèle d'évaluation – ils remplacent leurs homologues du modèle opérationnel pour permettre le calcul des quantités d'équilibre B_0 et F_{RMS} comme l'exigent les règles de contrôle des prises. Les valeurs du F_{RMS} sont obtenues en maximisant numériquement \bar{Q} par rapport à \bar{F} .

Équation	Formule
EQ3.1	$Q = (a, b, m_{1:A}, s_{1:A}^F, w_{1:A}, M_1)$
EQ3.2	$\hat{\Theta}_T = (\hat{a}_T, \hat{b}_T, \hat{s}_{1:A,T}^F, \hat{M}_T)$
EQ3.3	$\ell_a = \begin{cases} 1 & a = 1 \\ \ell_{a-1} e^{(-M_1 - s_{a-1}^F \bar{F})} & 2 \leq a < A \\ \ell_{A-1} e^{(-M_1 - s_{A-1}^F \bar{F})} / (1 - e^{(-M_1 - s_A^F \bar{F})}) & a = A \end{cases}$
EQ3.4	$\phi_y = \sum_{a=1}^A \ell_a s_a^F w_a \bar{F} (1 - e^{(-M_1 - s_a^F \bar{F})}) / (M_1 + s_a^F \bar{F})$
EQ3.5	$\phi_{ssb} = \sum_{a=1}^A \ell_a m_a w_a$
EQ3.6	$\bar{R} = (a f_{ssb} - 1) / b f_{ssb}$
EQ3.7	$\begin{aligned} \bar{B}^{Sp} &= \bar{R} f_{ssb} \\ \bar{B}^{Ex} &= \bar{R} f_y \end{aligned}$
EQ3.8	$\bar{Q} = \bar{B}^{Ex} \frac{\bar{F}}{M + \bar{F}} (1 - e^{-\bar{F}})$

Tableau 5. Quantités du modèle d'évaluation (ME) des prises selon l'âge qui diffèrent des valeurs du modèle opérationnel. L'exposant générique « X » est utilisé pour la sélectivité, car les fonctions de sélectivité de la pêche F et du relevé S ne diffèrent que dans les paramètres fournis dans le ME.1.

Modèle d'évaluation	Formule
ME.1	$\hat{\Pi}_T = \left(\hat{B}_0, \hat{h}, \hat{M}_1, \hat{a}_{50}^{sel,F}, \hat{a}_{95}^{sel,F}, \hat{a}_{50}^{sel,S}, \hat{a}_{95}^{sel,S}, \hat{\omega}_{2:T}^M, \hat{\omega}_{2:T-a_{50}^{mat}}^R \right)$
ME.2	$\hat{s}_a^X = \frac{1}{1 + \exp \left[-\log(19) \left(a - \hat{a}_{50}^{sel,X} \right) / \left(\hat{a}_{95}^{sel,X} - \hat{a}_{50}^{sel,X} \right) \right]}$
ME.3	$\hat{u}_{a,t}^X = \hat{s}_a^X w_a \hat{N}_{a,t} / \sum_j \hat{s}_j^X w_j \hat{N}_{j,t}$
ME.4	$\hat{C}_{a,t} = Q_t \hat{u}_{a,t}^F / w_a$
ME.5	$\log \hat{M}_t = \begin{cases} \log \hat{M}_1 & t = 1 \\ \log M_{t-1} + \hat{W}_t^M & t > 1 \end{cases}$
ME.6	$\hat{N}_{1,t} = \begin{cases} \hat{R}_0 & t = 1 \\ \frac{\hat{a} \hat{B}_{t-1}^{Sp}}{1 + \hat{b} \hat{B}_{t-1}^{Sp}} e^{\hat{\omega}_t^R} & 2 \leq t \leq T - a_{50}^{mat} \\ \frac{\hat{a} \hat{B}_{t-1}^{Sp}}{1 + \hat{b} \hat{B}_{t-1}^{Sp}} & t \geq T - a_{50}^{mat} \end{cases}$
ME.7	$\hat{N}_{a,t} = \begin{cases} e^{-\hat{M}_t} \left(\hat{N}_{a-1,t-1} - \hat{C}_{a-1,t-1} \right) & 2 \leq a < A \\ e^{-\hat{M}_t} \left(\hat{N}_{a-1,t-1} + \hat{N}_{A,t-1} - \hat{C}_{a,t-1} - \hat{C}_{A,t-1} \right) & a = A \end{cases}$
ME.8	$\hat{F}_t = Q_t / \hat{B}_t^{Exp}$

Tableau 6. Composantes de la fonction de distribution cumulative a posteriori sur une échelle logarithmique négative (G) pour les données jusqu'au temps T. Fonctions de probabilité sur une échelle logarithmique négative pour l'indice de biomasse et le recrutement (ℓ_{IR}), les données sur la composition par âge (ℓ_P), les distributions a priori de la pente de la relation stock-recrutement (ℓ_h) et la mortalité naturelle (ℓ_M incluant M_1 et les écarts dans la marche aléatoire).

Log	Formule
L.1	$z_t = \log\left(\frac{I_t}{\hat{B}_t^{Ex}}\right)$
L.2	$\log q = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T z_t$
L.3	$Z_I = \sum_{t=1}^T (z_t - \log q)^2$
L.4	$Z_R = \sum_{t=2}^{T-a_{50}^{mat}} (\hat{\omega}_t^R)^2$
L.5	$\kappa^2 = \frac{1}{2T + a_{50}^{mat} - 1} \left(\frac{Z_I}{r_{CAA}} - \frac{Z_R}{1 - r_{CAA}} \right)$
L.6	$\ell_{IR} = \frac{2T + a_{50}^{mat} - 1}{2} \log(\kappa^2)$
L.7	$\ell_P^X = \sum_{t=1}^T \sum_{a=1}^A \log \left[\exp \left(-\frac{n(p_{a,t}^X - \hat{u}_{a,t}^X)^2}{2p_{a,t}^X(1-p_{a,t}^X)} + 0.1/A \right) + 0.01 \right]$
L.8	$\ell_h = - \left[(b_1^h - 1) \log \hat{h} + (b_2^h - 1) \log(1 - \hat{h}) \right]$
L.9	$\ell_M = \frac{1}{2\sigma_M^2} (\hat{M}_1 - \mu_M)^2 + \frac{1}{2\sigma_\delta^2} \sum_{t=2}^T (\omega_t^M)^2$
L.10	$G = \ell_{IR} + \ell_P^F + \ell_P^S + \ell_h + \ell_M$

Tableau 7. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (\bar{C} , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($\bar{D} = B/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour le détroit de Georgia selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.

Scénario du modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites potentiels						
		\bar{C}	VAM	\bar{D}	0,25 B ₀	0,30 B ₀	0,40 B ₀	BNS ₀	B historique	0,40 B _{RMS}	F _{RMS}
Mortalité constante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	1,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	16,49	18,52	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	15,73	20,40	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	25,68	39,98	0,87	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01
	LF2	28,83	21,16	0,82	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,02
Mortalité constante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	15,73	18,45	0,94	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	15,18	20,22	0,95	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	24,15	41,71	0,80	0,01	0,01	0,05	0,00	0,00	0,00	0,02
	LF2	27,51	21,19	0,74	0,01	0,02	0,08	0,01	0,00	0,01	0,03
Mortalité croissante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,80	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	11,12	20,39	0,67	0,02	0,05	0,16	0,00	0,00	0,01	0,00
	MPO2	10,95	21,29	0,68	0,03	0,05	0,16	0,00	0,00	0,01	0,00
	LF1	14,87	55,01	0,61	0,03	0,08	0,20	0,00	0,00	0,01	0,02
	LF2	19,61	37,13	0,55	0,09	0,14	0,32	0,00	0,00	0,03	0,06
Mortalité croissante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,76	0,01	0,02	0,09	0,01	0,00	0,00	0,00
	MPO1	10,70	20,28	0,62	0,05	0,11	0,24	0,00	0,00	0,02	0,00
	MPO2	10,62	21,15	0,63	0,05	0,12	0,24	0,00	0,00	0,02	0,00
	LF1	14,27	55,25	0,57	0,07	0,13	0,29	0,00	0,00	0,03	0,02
	LF2	18,52	38,97	0,51	0,14	0,23	0,42	0,01	0,00	0,08	0,07

Tableau 8. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (\bar{C} , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($\bar{D} = B/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour la côte ouest de l'île de Vancouver selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.

Scénario du modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations					Points de référence limites potentiels				
		\bar{C}	VAM	\bar{D}	0,25 B ₀	0,30 B ₀	0,40 B ₀	BNS ₀	B historique	0,40 B _{RMS}	F _{RMS}
Mortalité constante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	1,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	10,97	18,69	1,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	10,71	20,57	1,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	14,99	43,60	1,17	0,01	0,01	0,03	0,03	0,00	0,03	0,04
	LF2	16,69	25,68	1,03	0,01	0,02	0,04	0,05	0,00	0,04	0,06
Mortalité constante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	2,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	12,49	19,71	1,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	11,89	22,61	1,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	17,36	42,33	1,56	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
	LF2	19,24	25,94	1,43	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02
Mortalité croissante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	7,81	19,93	0,92	0,01	0,02	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00
	MPO2	7,92	22,23	0,92	0,01	0,02	0,06	0,00	0,00	0,06	0,01
	LF1	9,52	57,84	0,86	0,03	0,04	0,10	0,02	0,00	0,10	0,05
	LF2	11,97	42,12	0,72	0,07	0,11	0,20	0,04	0,00	0,20	0,11
Mortalité croissante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	8,81	20,46	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	8,61	23,71	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	11,07	60,45	1,08	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,02	0,02
	LF2	14,04	34,83	0,95	0,01	0,01	0,04	0,01	0,00	0,04	0,04

Tableau 9. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (\bar{C} , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($\bar{D} = B_t/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour le district de Prince Rupert selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.

Scénario du modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites potentiels						
		\bar{C}	VAM	\bar{D}	0,25 B ₀	0,30 B ₀	0,40 B ₀	BNS ₀	B historique	0,40 B _{RMS}	F _{RMS}
Mortalité constante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,81	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	5,80	33,54	0,56	0,06	0,11	0,28	0,00	0,00	0,02	0,03
	MPO2	5,81	38,41	0,55	0,07	0,12	0,28	0,00	0,00	0,03	0,05
	LF1	4,67	92,90	0,63	0,06	0,09	0,21	0,02	0,00	0,04	0,08
	LF2	6,78	92,82	0,51	0,14	0,20	0,35	0,05	0,00	0,09	0,19
Mortalité constante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,85	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	6,02	31,92	0,59	0,05	0,10	0,25	0,00	0,00	0,02	0,03
	MPO2	5,93	39,16	0,59	0,06	0,11	0,26	0,00	0,00	0,02	0,04
	LF1	4,92	92,00	0,66	0,05	0,08	0,19	0,01	0,00	0,04	0,07
	LF2	7,20	89,75	0,55	0,12	0,19	0,32	0,04	0,00	0,08	0,19
Mortalité croissante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,50	0,04	0,09	0,29	0,04	0,00	0,01	0,00
	MPO1	3,82	47,04	0,36	0,24	0,39	0,64	0,01	0,00	0,13	0,05
	MPO2	3,82	51,14	0,35	0,26	0,42	0,66	0,01	0,00	0,14	0,08
	LF1	2,36	113,84	0,42	0,16	0,27	0,51	0,02	0,00	0,09	0,07
	LF2	3,71	122,94	0,36	0,30	0,42	0,64	0,04	0,00	0,19	0,20
Mortalité croissante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,52	0,03	0,07	0,25	0,03	0,00	0,01	0,00
	MPO1	3,96	46,76	0,38	0,20	0,34	0,59	0,00	0,00	0,10	0,05
	MPO2	3,99	50,26	0,37	0,22	0,36	0,61	0,00	0,00	0,11	0,07
	LF1	2,45	112,98	0,43	0,14	0,23	0,46	0,01	0,00	0,08	0,07
	LF2	3,88	116,98	0,38	0,27	0,38	0,59	0,04	0,00	0,16	0,20

Tableau 10. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (\bar{C} , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($\bar{D} = B_i/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour la côte centrale selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite.

Scénario du modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites potentiels						
		\bar{C}	VAM	\bar{D}	0,25 B ₀	0,30 B ₀	0,40 B ₀	BNS ₀	B historique	0,40 B _{RMS}	F _{RM} _s
Mortalité constante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	4,17	29,01	0,50	0,08	0,13	0,32	0,00	0,00	0,04	0,01
	MPO2	4,00	36,01	0,49	0,08	0,14	0,31	0,01	0,00	0,04	0,01
	LF1	2,14	71,74	0,61	0,02	0,04	0,11	0,00	0,00	0,01	0,00
	LF2	3,87	95,92	0,52	0,10	0,16	0,30	0,02	0,00	0,06	0,04
Mortalité constante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	5,45	26,72	0,73	0,01	0,02	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	5,10	34,72	0,74	0,01	0,02	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	3,67	72,37	0,83	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF2	6,06	73,17	0,71	0,02	0,04	0,10	0,01	0,00	0,01	0,02
Mortalité croissante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,45	0,09	0,17	0,39	0,09	0,00	0,03	0,00
	MPO1	2,23	57,44	0,35	0,32	0,44	0,63	0,00	0,00	0,18	0,01
	MPO2	2,25	61,06	0,36	0,34	0,44	0,63	0,01	0,00	0,22	0,03
	LF1	0,54	99,17	0,42	0,14	0,25	0,46	0,00	0,00	0,06	0,00
	LF2	1,54	136,64	0,39	0,24	0,36	0,57	0,01	0,00	0,13	0,03
Mortalité croissante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,60	0,00	0,02	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	3,34	45,73	0,49	0,07	0,14	0,33	0,00	0,00	0,03	0,00
	MPO2	3,24	51,20	0,49	0,08	0,14	0,32	0,00	0,00	0,04	0,01
	LF1	1,25	100,06	0,57	0,02	0,05	0,16	0,00	0,00	0,01	0,00
	LF2	2,81	120,21	0,52	0,08	0,14	0,29	0,01	0,00	0,04	0,03

Tableau 11. Résultats des procédures de gestion (PG) : prises annuelles moyennes médianes (\bar{C} , en milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (VAM), épuisement ($\bar{D} = B_i/B_0$), et rendement de conservation (probabilité que la biomasse soit inférieure ou égale au point de référence limite) pour l'archipel Haida Gwaii selon chaque scénario du modèle opérationnel. Les valeurs en gras indiquent une probabilité de plus de 5 % de voir un épuisement ou une mortalité par pêche dépassant le point de référence limite. « S.O. » indique un manque d'estimations fiables.

Scénario du modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites potentiels						
		\bar{C}	VAM	\bar{D}	0,25 B ₀	0,30 B ₀	0,40 B ₀	BNS ₀	B historique	0,40 B _{RMS}	F _{RMS}
Mortalité constante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,19	0,72	0,79	0,93	S.O.	0	0,61	0,00
	MPO1	0,33	90,81	0,18	0,76	0,82	0,94	0,00	0,00	0,68	0,00
	MPO2	0,35	93,96	0,17	0,76	0,82	0,93	0,00	0,01	0,68	0,02
	LF1	0,04	158,79	0,19	0,73	0,80	0,93	0,00	0,00	0,63	0,00
	LF2	0,23	200,00	0,18	0,76	0,81	0,93	0,00	0,01	0,67	0,03
Mortalité constante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,24	0,58	0,70	0,89	S.O.	0,00	0,40	0,00
	MPO1	0,43	88,96	0,22	0,65	0,75	0,91	0,00	0,00	0,50	0,00
	MPO2	0,42	94,75	0,22	0,65	0,75	0,91	0,00	0,00	0,50	0,01
	LF1	0,07	153,75	0,24	0,60	0,71	0,90	0,00	0,00	0,42	0,00
	LF2	0,28	187,56	0,23	0,63	0,74	0,91	0,00	0,00	0,48	0,03
Mortalité croissante-croissance constante	Sans pêche	0,00	0,00	0,12	0,82	0,86	0,97	S.O.	0,22	0,77	0,00
	MPO1	0,18	93,83	0,11	0,84	0,87	0,97	0,00	0,24	0,80	0,01
	MPO2	0,19	103,69	0,11	0,83	0,87	0,97	0,00	0,25	0,79	0,02
	LF1	0,01	129,21	0,12	0,82	0,87	0,97	0,00	0,22	0,78	0,00
	LF2	0,13	114,46	0,12	0,83	0,87	0,97	0,00	0,23	0,79	0,02
Mortalité croissante-croissance historique	Sans pêche	0,00	0,00	0,14	0,80	0,85	0,96	S.O.	0,08	0,75	0,00
	MPO1	0,20	94,12	0,13	0,83	0,86	0,96	0,00	0,09	0,77	0,00
	MPO2	0,20	102,08	0,13	0,82	0,86	0,96	0,00	0,09	0,77	0,01
	LF1	0,01	130,52	0,14	0,81	0,85	0,96	0,00	0,08	0,75	0,00
	LF2	0,13	116,02	0,13	0,82	0,86	0,96	0,00	0,08	0,77	0,02

8. FIGURES

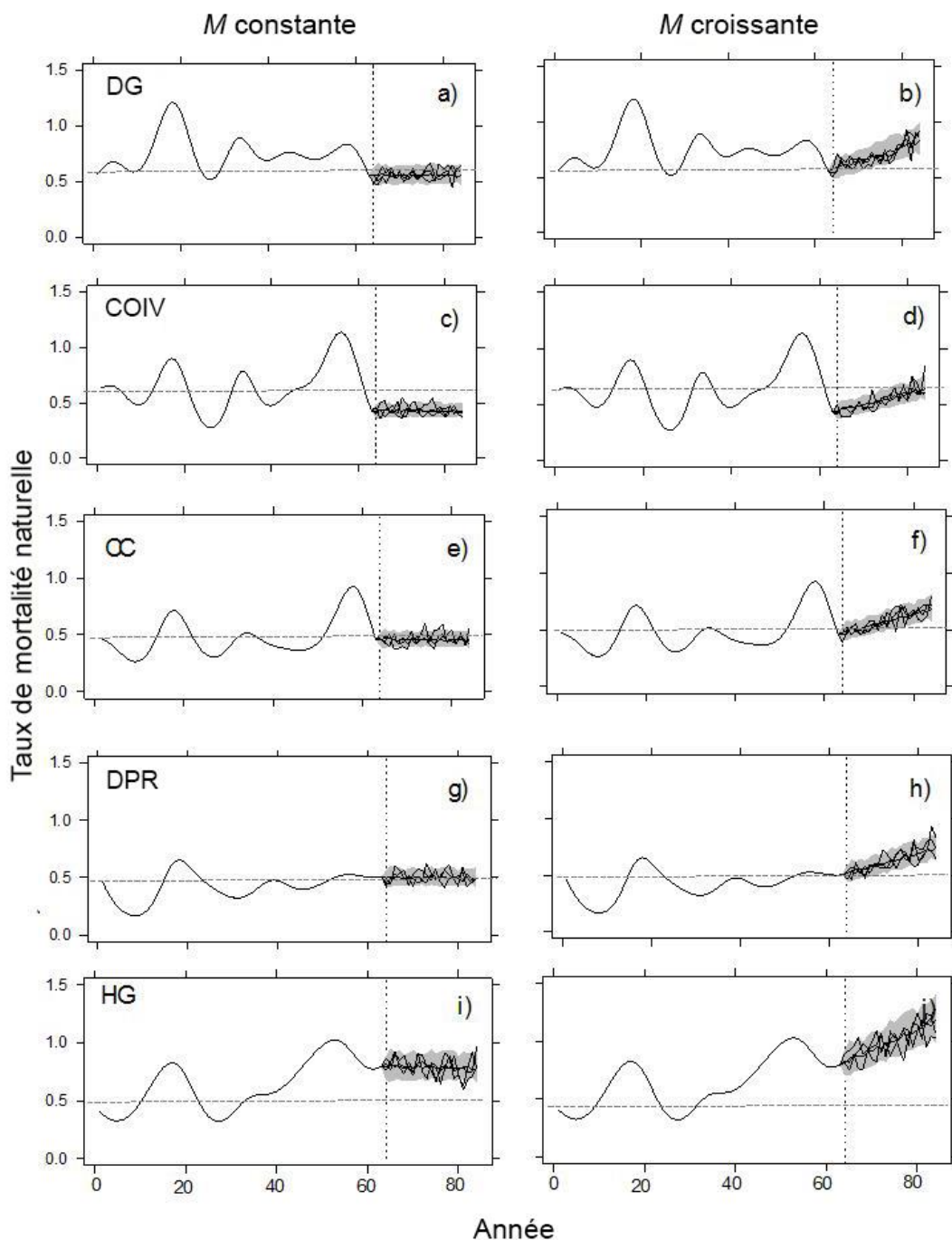


Figure 1. Enveloppes du taux de mortalité naturelle (M) par stock selon les scénarios mortalité constante (a, c, e, g, i) et mortalité croissante (b, d, f, h, j). La ligne horizontale tiretée représente le M de départ de 1951 tiré du modèle d'évaluation des stocks. La ligne verticale correspond à la première année de la période de projection. Les enveloppes de la simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians des trajectoires du M sur 100 simulations (zone ombragée en gris) et les trois répétitions individuelles de la simulation (lignes fines).

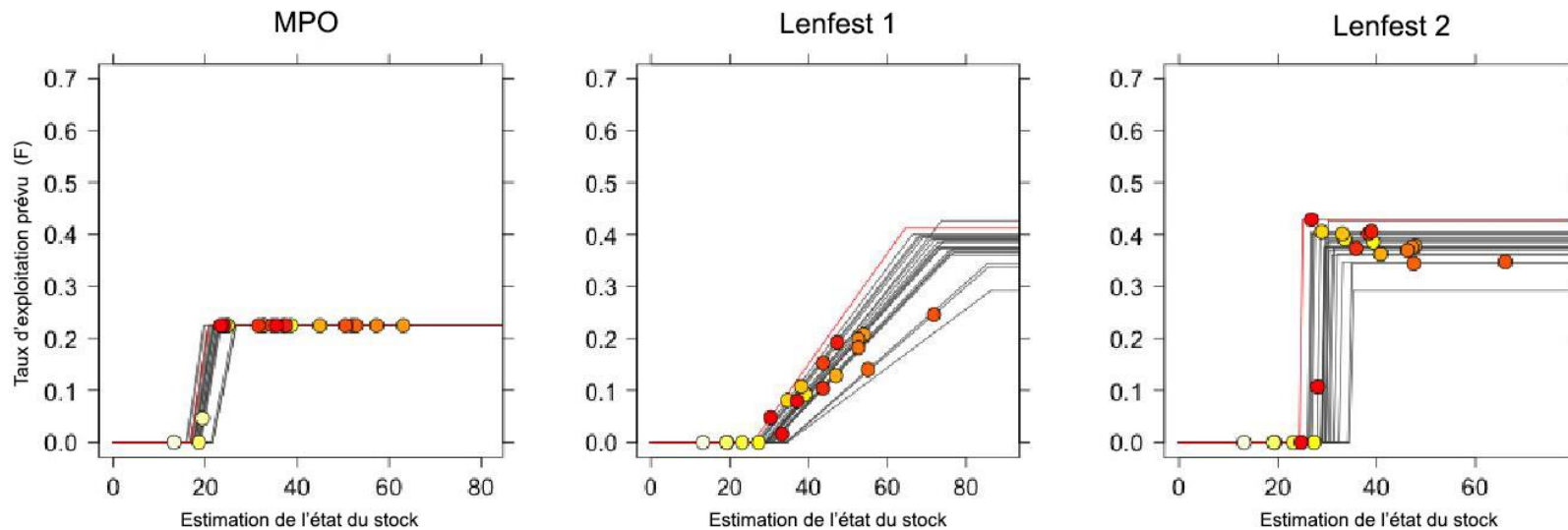


Figure 2. Règles de contrôle des prises définissant les relations entre l'état du stock reproducteur estimé à partir du modèle d'évaluation des prises selon l'âge (état du stock estimé) et le taux de mortalité par pêche cible (taux d'exploitation prévu). Toutes les règles utilisent des multiples de la biomasse non pêchée (B_0) estimée dans le modèle d'évaluation et donnent les points de contrôle suivants : MPO = $0,25 B_0$, $0,31 B_0$; Lenfest1 = $0,4 B_0$, $1,0 B_0$; Lenfest 2 = $0,4 B_0$, s.o. La règle du MPO utilise un taux de mortalité par pêche de référence fixe, soit $F = 0,225$, tandis que les deux règles Lenfest utilisent un taux de référence estimé de $F = 0,5F_{RMS}$. Chaque ligne représente la règle utilisée pour l'une des 20 années de projection. La variation horizontale entre les règles de contrôle des prises est causée par la variation des estimations annuelles de la B_0 , tandis que la variation verticale est causée par la variation du F_{RMS} (Lenfest seulement) au fil des années. Les estimations de l'état du stock et les cibles de F mises en œuvre pour chaque année sont indiquées par des cercles, qui deviennent de plus en plus foncés entre 1964 et 1980.

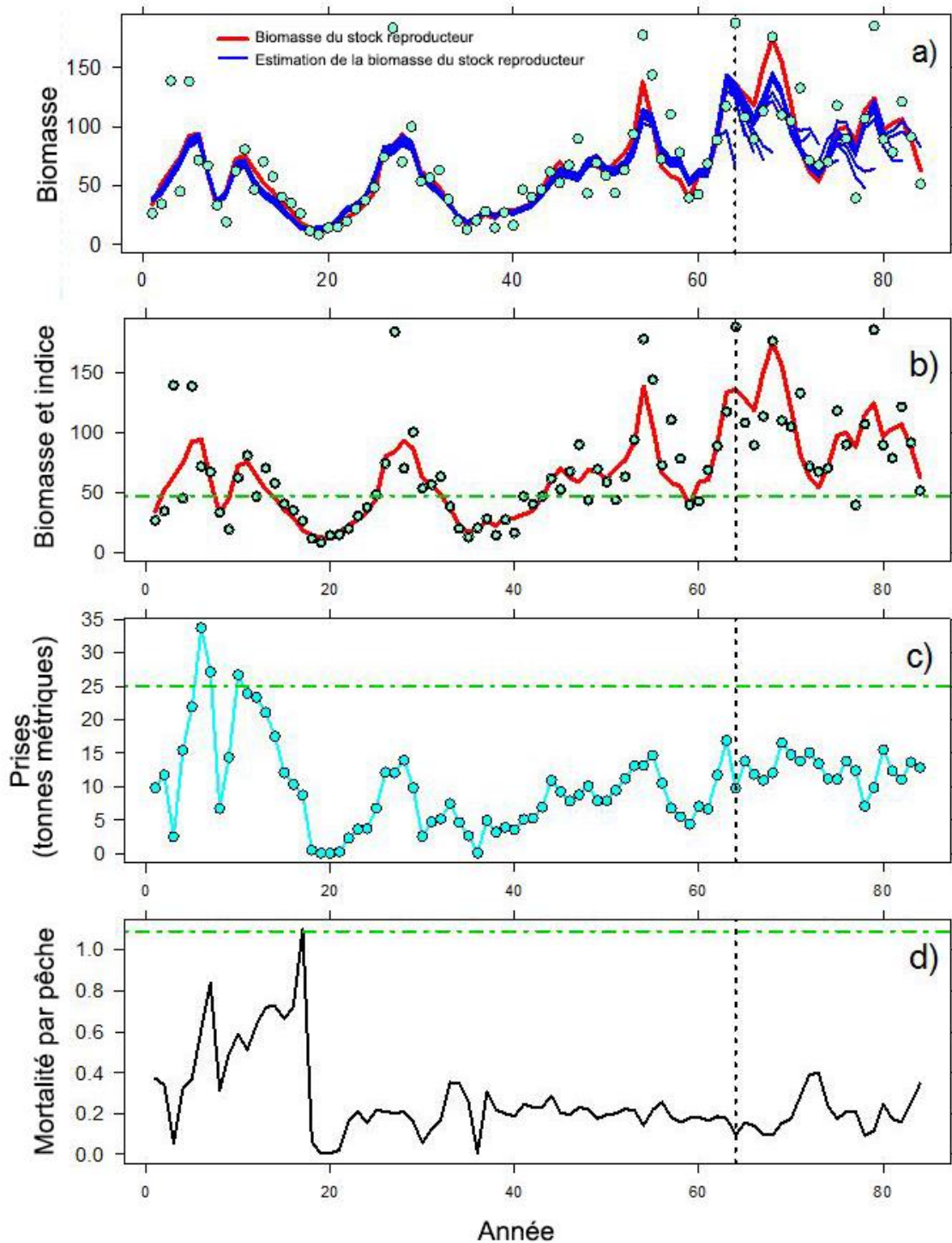


Figure 3. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle MPO1 pour le détroit de Georgia selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.

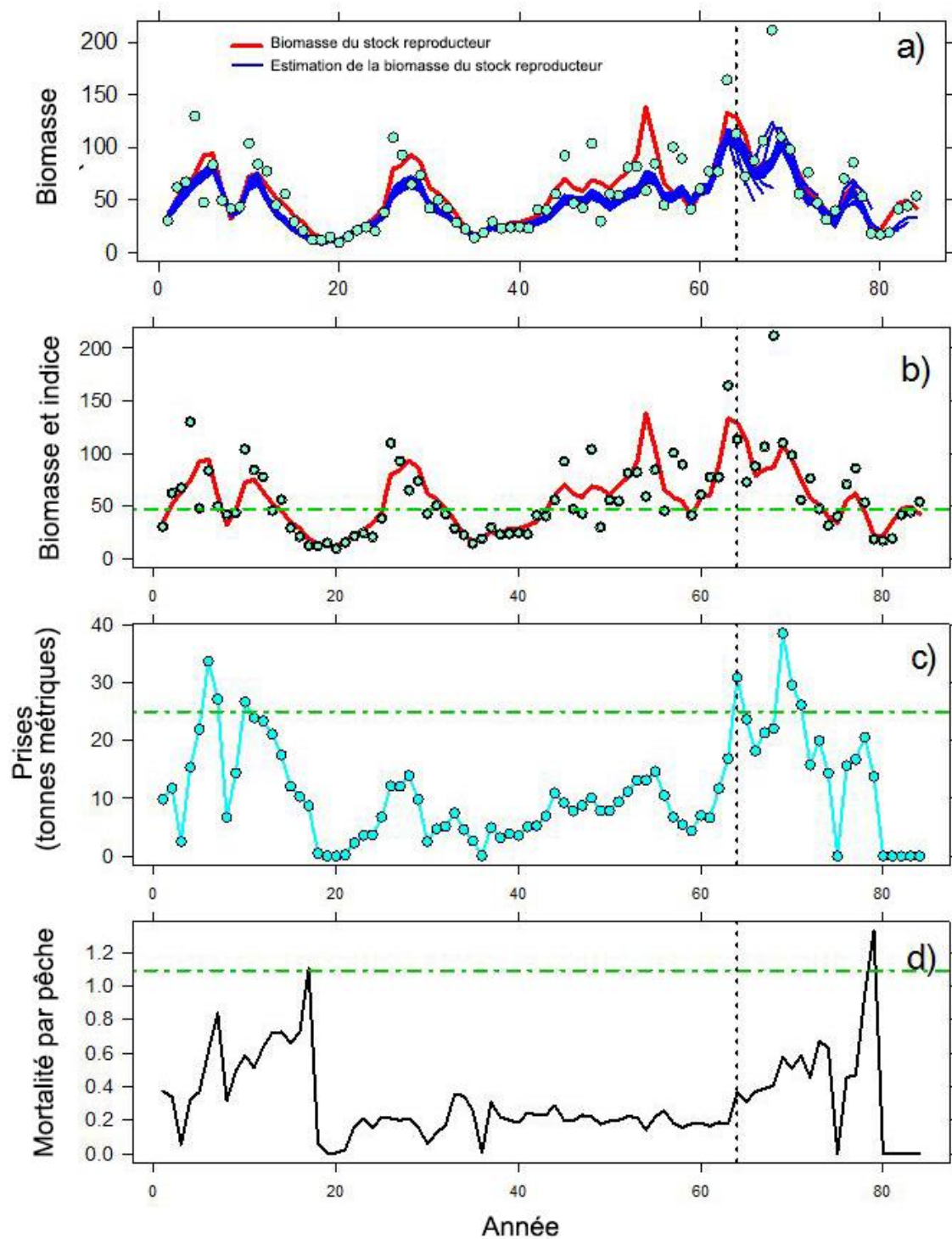


Figure 4. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle Lenfest2 dans le détroit de Georgia selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.

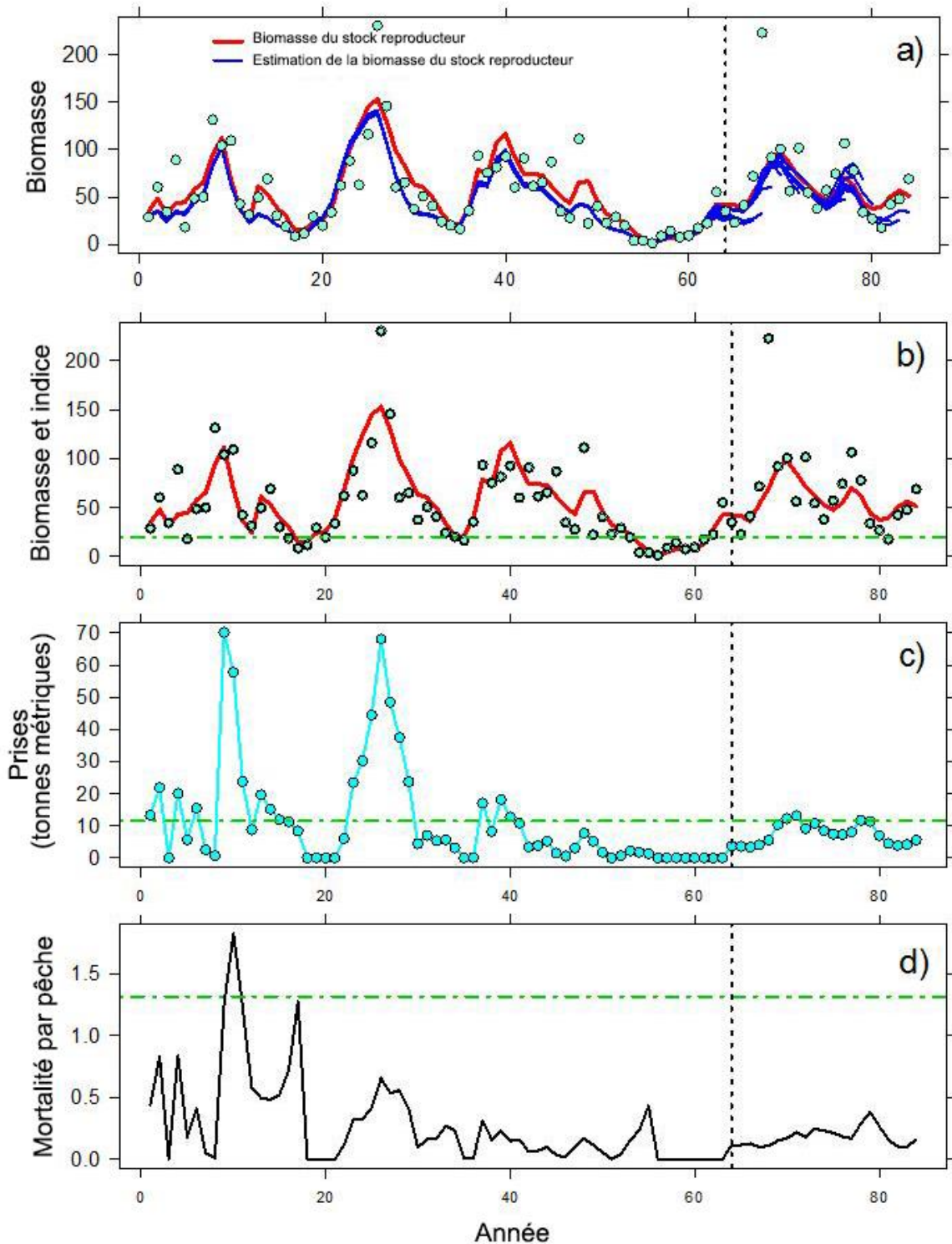


Figure 5. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle MPO1 sur la côte ouest de l'Île de Vancouver selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.

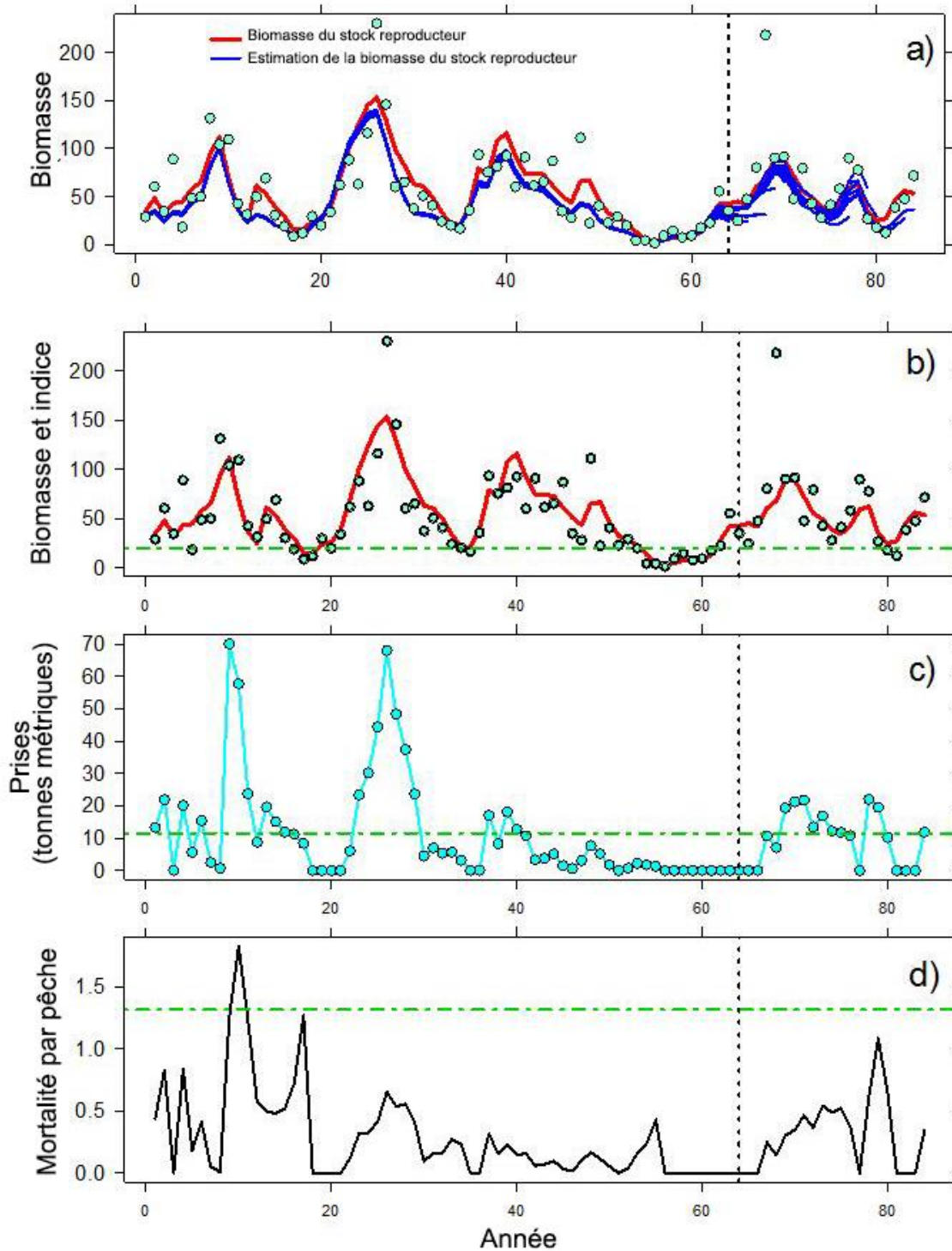


Figure 6. Répétition unique d'une simulation de la procédure de gestion fondée sur la règle Lenfest2 sur la côte ouest de l'île de Vancouver selon le scénario mortalité croissante-croissance historique : a) rendement rétrospectif de l'évaluation des stocks, b) trajectoire de la biomasse du stock reproducteur du modèle opérationnel et indice d'abondance des relevés, c) prises réalisées et d) mortalité par pêche réalisée. Les lignes horizontales tiretées représentent la B_{RMS} (b), le RMS (c) et le F_{RMS} (d). La ligne verticale tiretée représente la fin de la période historique.

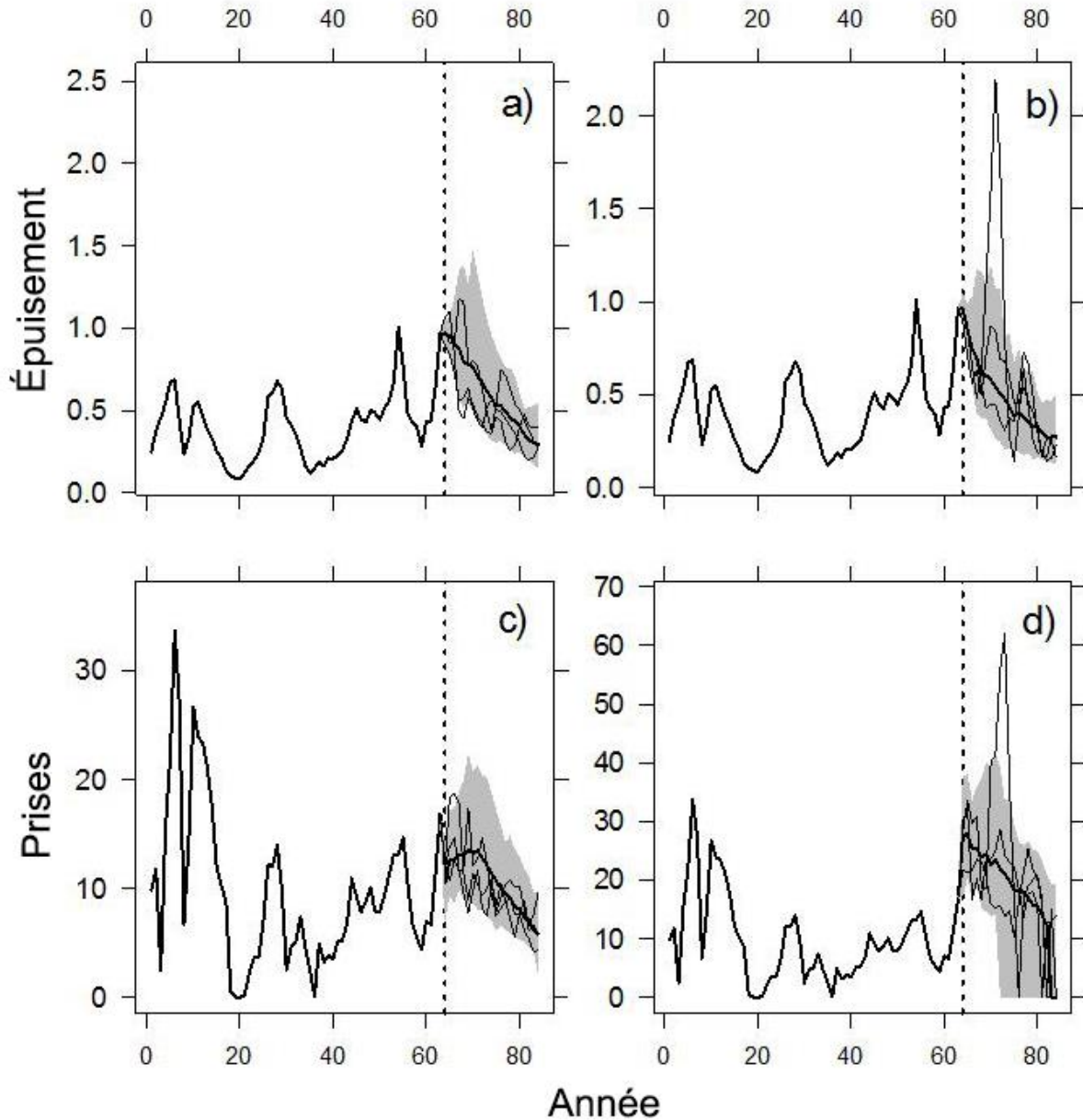


Figure 7. Enveloppes de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (en haut) et des prises (en bas) pour le détroit de Georgia selon le scénario mortalité croissante-croissance historique utilisant les procédures de gestion fondées sur MPO1 (a, c) et Lenfest2 (b, d). Les enveloppes de simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians de l'épuisement et des prises obtenus sur 100 simulations (zone ombragée en gris), et les trois répétitions individuelles de simulation (lignes fines).

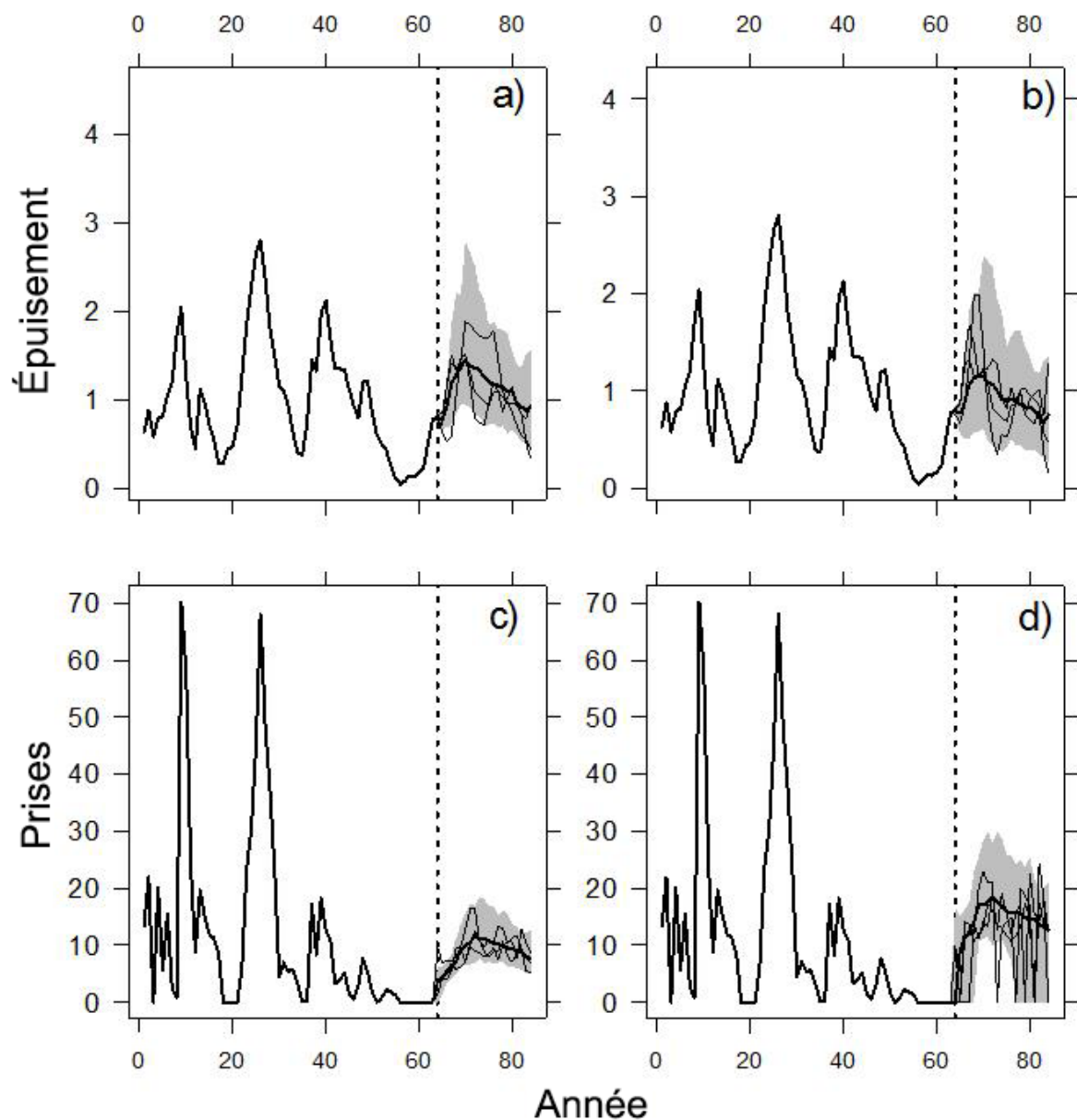


Figure 8. Enveloppes de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (en haut) et des prises (en bas) pour la côte ouest de l'île de Vancouver selon le scénario mortalité croissante-croissance historique utilisant les procédures de gestion fondées sur MPO1 (a, c) et Lenfest2 (b, d). Les enveloppes de simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians de l'épuisement et des prises obtenus sur 100 simulations (zone ombragée en gris), et les trois répétitions individuelles de simulation (lignes fines).

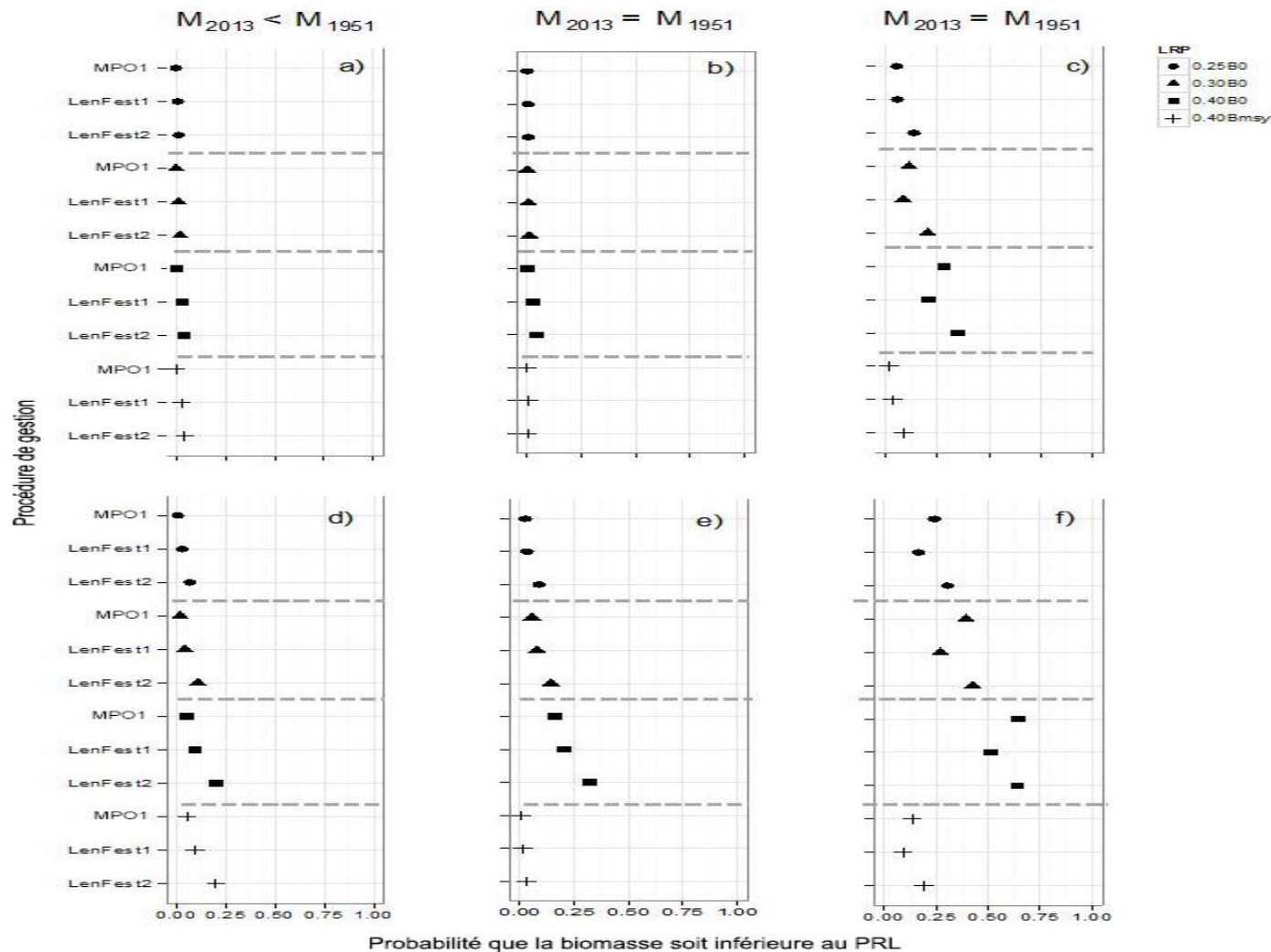


Figure 9. Rendement des procédures de gestion par rapport aux points de référence limites potentiels de la biomasse selon les scénarios mortalité constante-croissance constante (a, c) et mortalité croissante-croissance constante (d, f). Résultats présentés pour deux « types » de stocks, tels que définis par le M au cours de la première année de projection (2013) relativement au M au début de la série chronologique (1951). Les colonnes correspondent à la COIV (a, d), au DG (b, e) et au DPR (c, f).

ANNEXE A. FIGURES SUPPLÉMENTAIRE

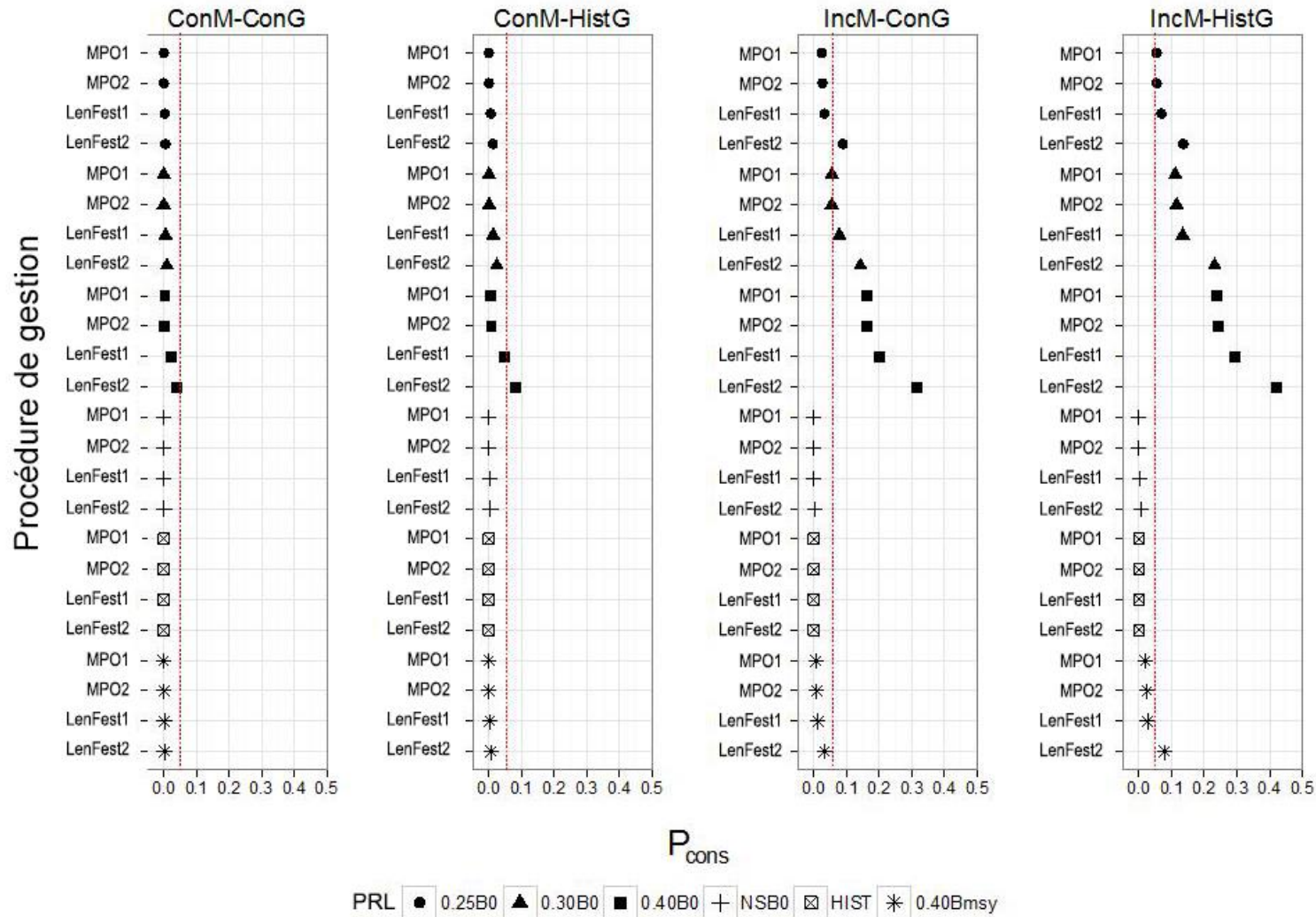


Figure A1. Rendement des procédures de gestion par rapport à chacun des points de référence limites potentiels et à chacun des scénarios pour le détroit de Georgia. La ligne tiretée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

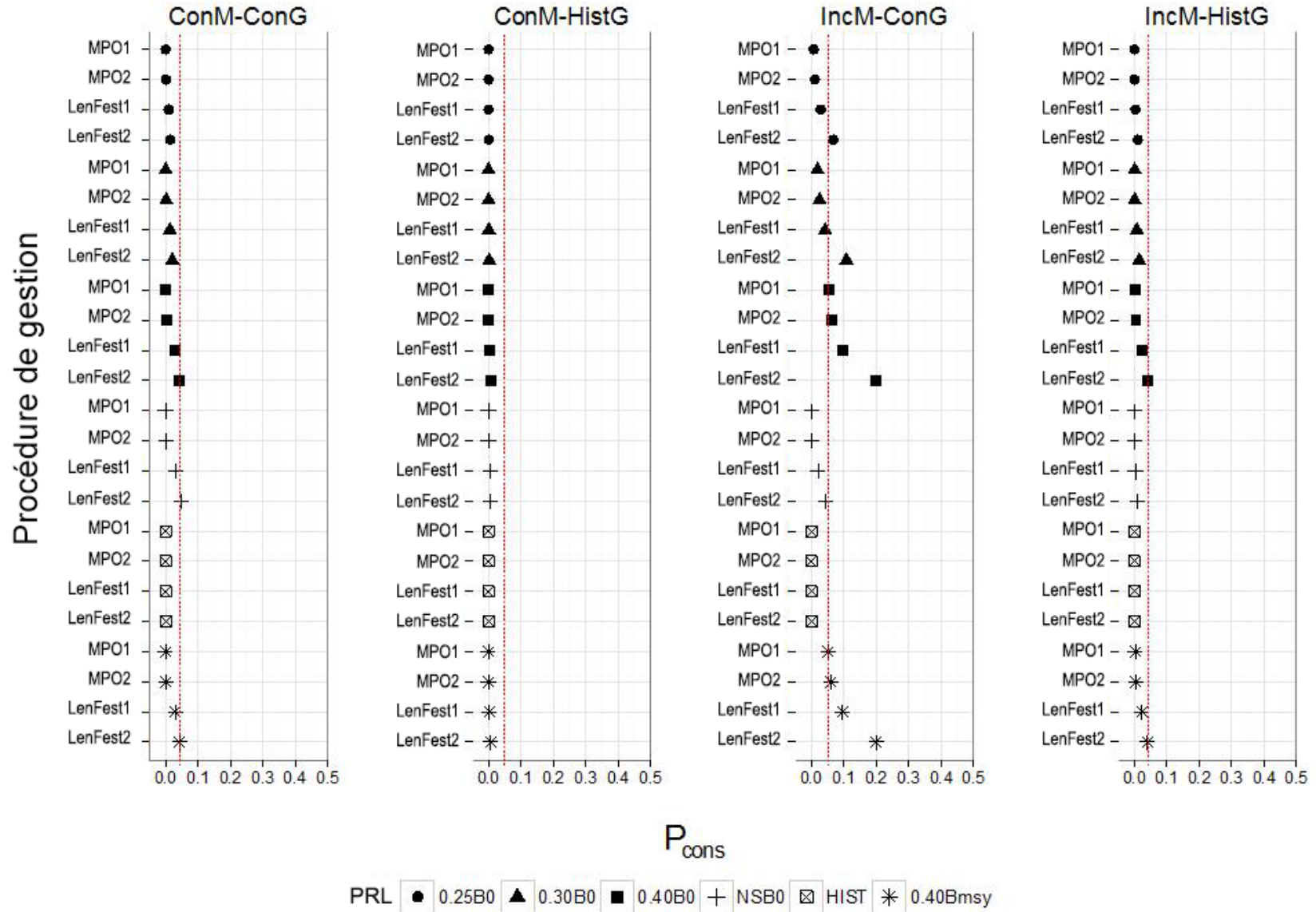


Figure A2. Rendement des procédures de gestion par rapport à chacun des points de référence limites potentiels et à chacun des scénarios pour la côte ouest de l'île de Vancouver. La ligne tiretée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

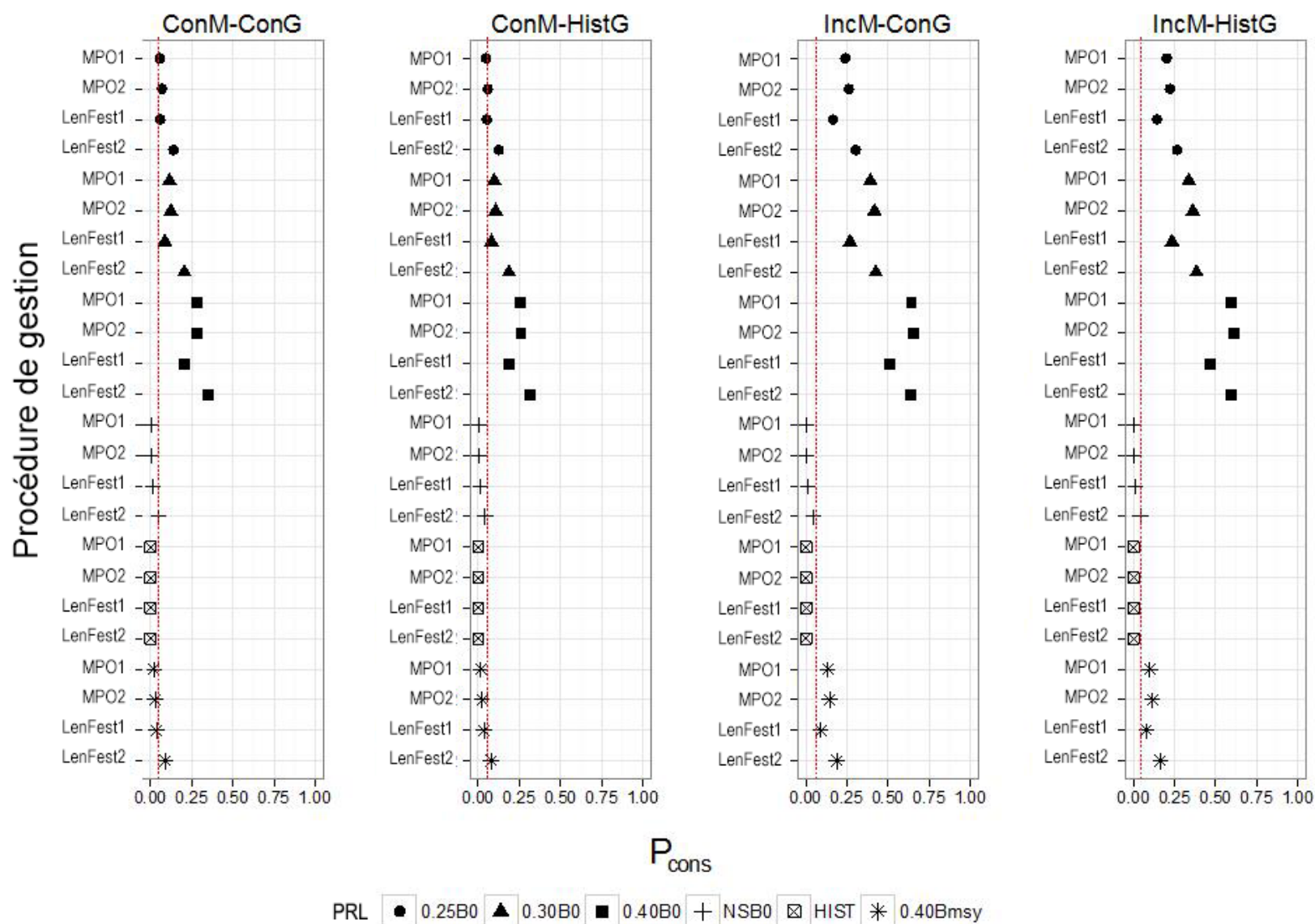


Figure A3. Rendement des procédures de gestion par rapport à chacun des points de référence limites potentiels et à chacun des scénarios pour le district de Prince Rupert. La ligne tirée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

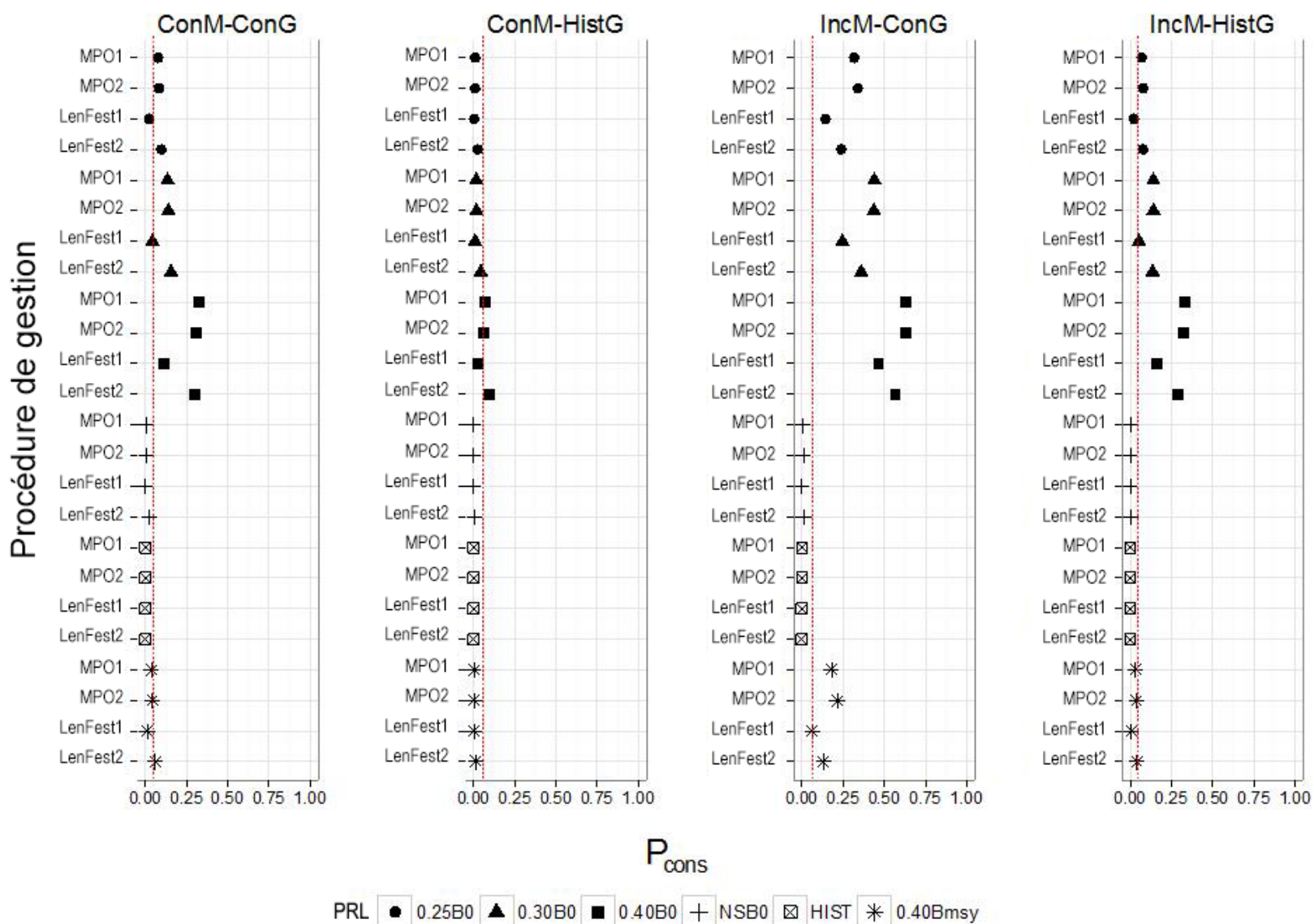


Figure A4. Rendement des procédures de gestion par rapport à chacun des points de référence limites potentiels et à chacun des scénarios pour la côte centrale. La ligne tiretée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

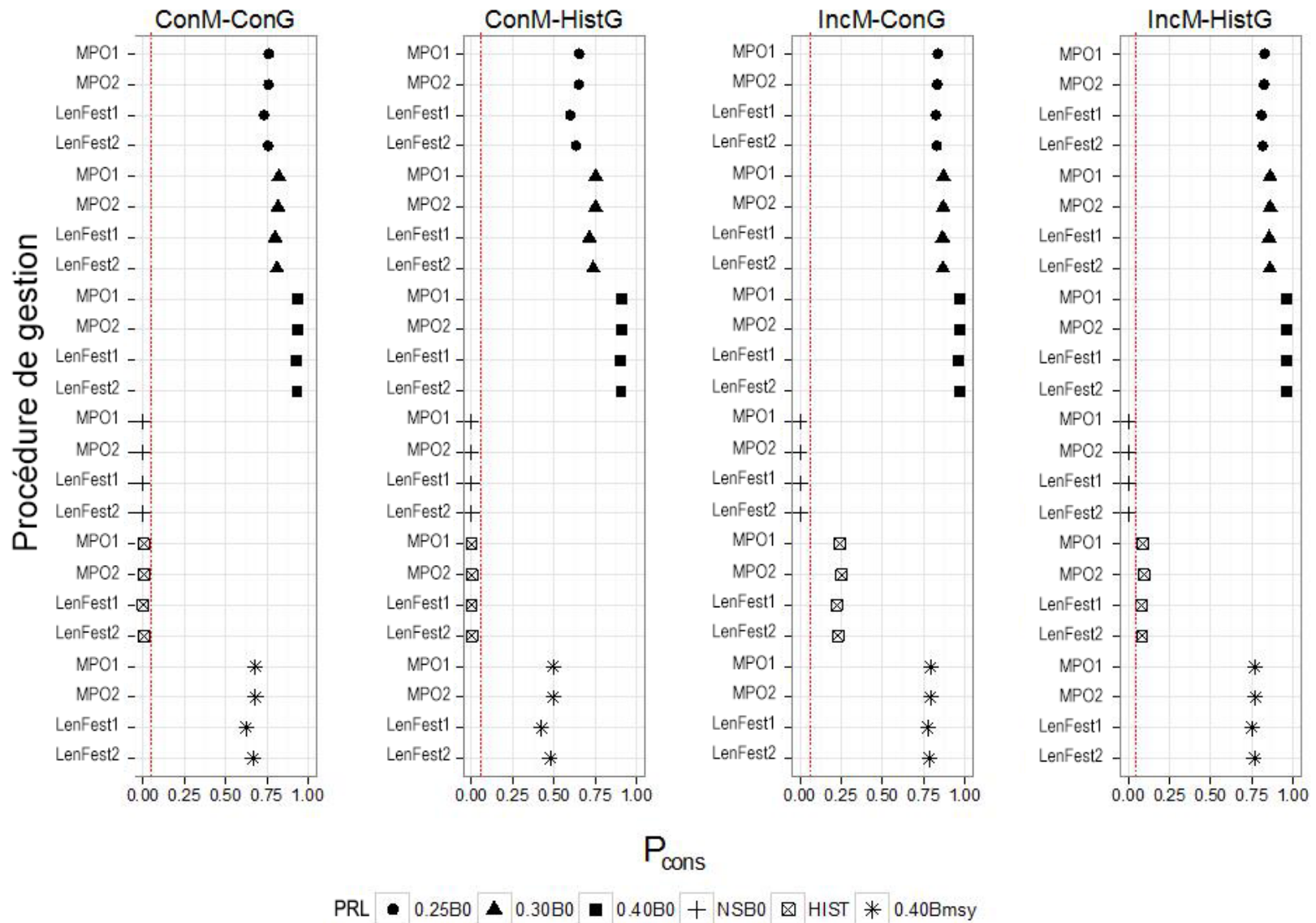


Figure A5. Rendement des procédures de gestion par rapport à chacun des points de référence limites potentiels et à chacun des scénarios pour Haida Gwaii. La ligne tiretée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

ANNEXE B. APPLICATION CONCEPTUELLE DU CADRE ANALYTIQUE POUR TENIR COMPTE DE L'INCERTITUDE DU PARAMÈTRE DE MISE À L'ÉCHELLE DES RELEVÉS DE FRAYE (Q)

Modèle opérationnel		Modèle d'évaluation	
		qPrior = 1,0	qPrior = 0,5
50 %	q = 1,0	0,12 4,92	0,17 5,14
50 %	q = 0,5	0,095 4,81	0,095 4,78
P prévue($B < 0,25B_0$)		0,1075	0,1325
Prises prévues		4,865	4,960

Figure B1. Résultats de gestion pour chacun des deux états « réels » possibles (modèles opérationnels) et de deux hypothèses du modèle d'évaluation concernant le paramètre de mise à l'échelle des relevés de fraye q . Le rendement est mesuré en fonction du point de référence limite (PRL) de la $P(B < 0,25B_0)$ (valeur en haut dans chaque case) et des prises moyennes (valeur en bas dans chaque case) sur 100 simulations pour le stock de la CC. Les valeurs attendues pour chaque mesure de rendement représentent une moyenne pondérée pour tous les scénarios du modèle opérationnel (dans cet exemple, les scénarios sont réputés être probables de manière égale [pondération 50:50]). Les prises prévues sont exprimées en milliers de tonnes métriques (t).

Le paramètre de mise à l'échelle des relevés de fraye, q , est un paramètre d'importance dans l'évaluation des stocks de harengs et décrit le taux de ponte « réel » observé lors du relevé. Comme il ne peut être mesuré avec exactitude, il est nécessaire d'émettre des hypothèses entourant le q dans le modèle d'évaluation des stocks. Les choix concernant les lois *a priori* pour q constituent essentiellement des choix relevant de la procédure de gestion. Avant 2011, on présumait que q était égal à 1 (c.-à-d. que le relevé en plongée observe 100 % de la ponte réelle), mais on l'estime actuellement à l'aide d'une loi *a priori* informative de 0,5 (c.-à-d. le relevé observe moins de 100 % de la ponte réelle). Les hypothèses formulées au sujet de q ont d'importantes répercussions sur le modèle d'évaluation des stocks (p. ex. comment les prévisions de biomasse de l'évaluation seront mises à l'échelle par rapport au relevé) et sur le rendement du système de gestion élargi. Par conséquent, il s'agit d'une source majeure d'incertitude dans la gestion du hareng du Pacifique.

Le cadre analytique peut servir à explorer l'incidence d'autres hypothèses sur q et à comprendre les risques et les compromis correspondants qui sont liés à chaque hypothèse formulée. Nous avons effectué 100 simulations concernant la CC pour chacun des deux relevés possibles ($q = 1, 0,5$ dans le modèle opérationnel) et deux modèles d'évaluation possibles ($q_{\text{Prior}} = 1, 0,5$) (figure B1) à titre indicatif. Les modèles opérationnels représentent des hypothèses sur l'état « réel » tiré du relevé (p. ex. le relevé observe 50 ou 100 % de la ponte), tandis que les modèles d'évaluation représentent des hypothèses au sujet du relevé qui peuvent être compatibles ou non avec le modèle opérationnel. Si le q réel = 1, supposer à tort un q_{Prior} de 0,5 accroît le risque pour la conservation (une probabilité 0,05 plus élevée d'enfreindre les PRL et une hausse correspondante des prises de 220 t par rapport au q_{Prior} de 1). Si le q réel = 0,5, il n'y a pas d'augmentation du risque de présumer que $q=1$: la $P(B < PRL) = 0,095$ pour les deux $q_{\text{Prior}} = 1$ et les prises augmentent en fait de 30 t. Cette information est utile pour comparer l'évolution relative du rendement entre les hypothèses des

modèles opérationnels et celles du modèle d'évaluation, compte tenu des deux mesures de rendement considérées.

La connaissance imparfaite de la dynamique du relevé de fraye est représentée à l'aide d'une gamme de scénarios du modèle opérationnel (deux dans le présent exemple) qui sont pondérés en fonction d'un degré hypothétique de confiance à l'égard de chacun d'entre eux. Nous avons attribué arbitrairement une pondération de 50 % à chaque scénario. Cette pondération sert à illustrer un indicateur de rendement intégré (probabilité prévue d'enfreindre le PRL et prises moyennes attendues) qui tient compte de l'incertitude associée à chaque combinaison d'un modèle opérationnel et d'un modèle d'évaluation. Ces résultats indiquent que le fait de présumer $q_{\text{Prior}} = 1$ dans le modèle d'évaluation fournit la plus petite $P(B < \text{PRL})$ et des prises plus élevées.

ANNEXE C. APPLICATION CONCEPTUELLE DU CADRE ANALYTIQUE POUR ÉVALUER LES PROCÉDURES DE GESTION EMPIRIQUES

Le cadre analytique peut servir à évaluer de nombreux autres types de PG, dont les méthodes fondées sur des données ou des méthodes « empiriques » qui ne reposent que sur des estimations de la biomasse issues de relevés. Une PG empirique a été proposée durant la réunion du SCCS en mai 2015 pour la CC et n'est présentée ici qu'à titre indicatif. La « ccRule » ajoute les prises et la biomasse observées l'année précédente pour générer une prévision de biomasse ($B_t = BR_{t-1} + C_{t-1}$). Cette étape est analogue à un modèle d'évaluation des stocks. La composante de RCP de la ccRule trouve la biomasse prévue la plus faible à partir de laquelle le stock s'est rétabli au cours des dix années précédentes et la définit comme la valeur seuil. Si la biomasse prévue est supérieure à la valeur seuil, le TAC = $0,1 \cdot B_t$. Les analyses préliminaires (figures C1 et C2) indiquent que la ccRule semble être moins prudente (entraîne un épuisement moindre et des prises plus élevées, mais plus stables) que les PG fondées sur MPO1, Lenfest1 et Lenfest2. Les règles de type similaire pourraient faire l'objet d'une étude afin d'améliorer le rendement de conservation.

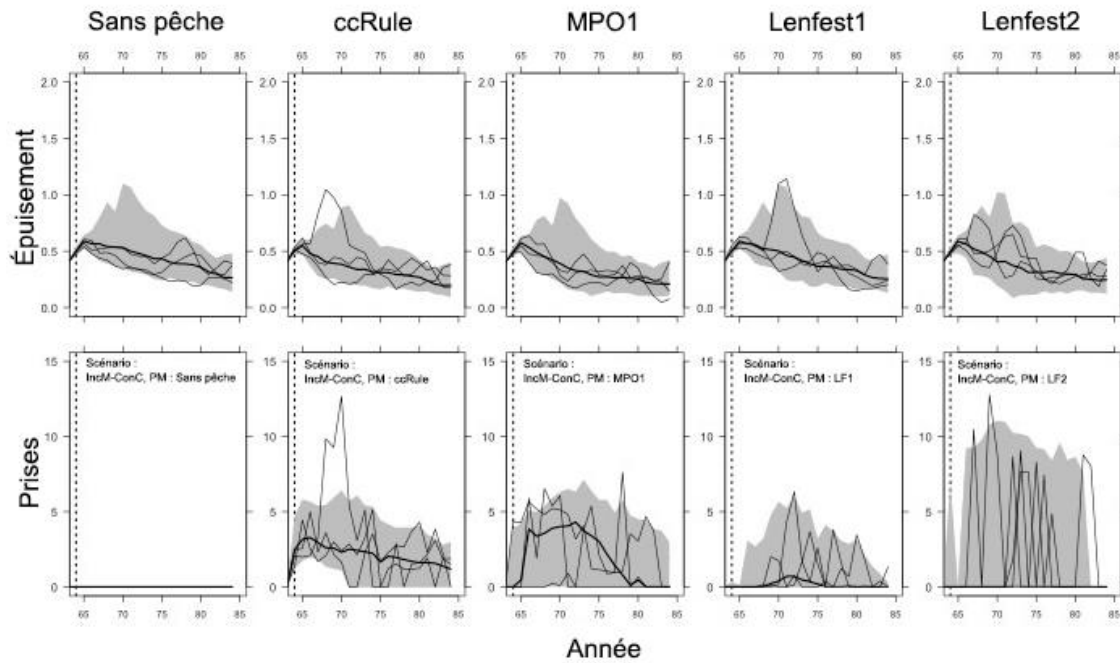


Figure C1. Enveloppes de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (en haut) et des prises (en bas) pour la côte centrale selon le scénario mortalité croissante-croissance constante lié à l'absence de pêche et aux procédures de gestion fondées sur la ccRule, MPO1, Lenfest1 et Lenfest2. Les enveloppes de simulation comprennent la médiane (courbe noire épaisse), les 90 % médians de l'épuisement et des prises obtenus sur 100 simulations (zone ombragée en gris), et les trois répétitions individuelles de simulation (lignes fines) pour les années de projection de 1965 à 1985.

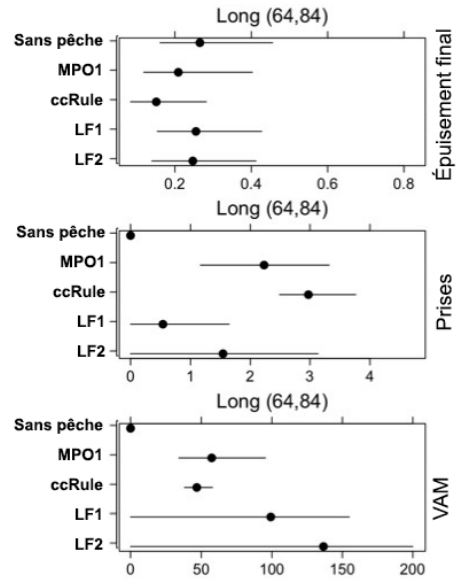


Figure C2. Sommaire de la médiane (point) et des 90 % médians de l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (en haut) et des prises (au milieu bas) à long terme (années 1964 à 1984 de la période de projection), et variation annuelle moyenne (VAM) des prises (en bas) pour la côte centrale selon le scénario mortalité croissante-croissance constante des procédures de gestion sans pêche et des procédures de gestion fondées sur MPO1, la ccRule, Lenfest1 et Lenfest2.