



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

---

Document de recherche 2022/048

Région du Pacifique

### **Rendement des procédures de gestion pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) de la Colombie-Britannique en présence d'incertitudes du modèle : combler l'écart entre la théorie et la pratique de la pêche selon l'approche de précaution**

A.J. Benson<sup>1</sup>, J.S. Cleary<sup>2</sup>, S.P. Cox<sup>3</sup>, S. Johnson<sup>1</sup> et M.H. Grinnell<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Landmark Fisheries Research  
213 – 2414, rue St Johns  
Port Moody, C.-B. V3H 3V3

<sup>2</sup> Pêches et Océans Canada  
Station biologique du Pacifique  
3190, chemin Hammond Bay  
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

<sup>3</sup>School of Resource and Environmental Management  
Université Simon Fraser  
8888, promenade University  
Burnaby (C.-B.) V5A 1S6

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-44863-3 N°. Cat Fs70-5/2022-048F-PDF

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

Benson, A.J., Cleary, J.S., Cox, S.P., Johnson, S. et Grinnell, M.H. 2023. Rendement des procédures de gestion pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) de la Colombie-Britannique en présence d'incertitudes du modèle : combler l'écart entre la théorie et la pratique de la pêche selon l'approche de précaution. Secr. can. des avis. sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/048. ix + 77 p.

### Also available in English :

*Benson, A.J., Cleary, J.S., Cox, S.P., Johnson, S., and Grinnell, M.H. 2023. Performance of management procedures for British Columbia Pacific Herring (Clupea pallasii) in the presence of model uncertainty: closing the gap between precautionary fisheries theory and practice. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/048. viii + 70 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ix
1. INTRODUCTION .....	1
1.1. CONTEXTE.....	1
1.2. OBJECTIFS UTILISÉS POUR L'ÉVALUATION .....	3
1.2.1. Objectifs liés à la biomasse.....	4
1.2.2. Objectifs en matière de rendement.....	4
1.3. PRINCIPALES INCERTITUDES.....	4
2. MÉTHODOLOGIE ET CONCEPTION DE L'ÉTUDE .....	5
2.1. MODÈLES OPÉRATIONNELS .....	6
2.1.1. Scénarios de modèles opérationnels.....	6
2.1.2. Conditionnement du modèle opérationnel sur les données historiques.....	7
2.2. PROCÉDURES DE GESTION.....	8
2.2.1. Procédure de gestion actuelle du hareng .....	9
2.2.2. Autres règles de contrôle des prises.....	11
3. RÉSULTATS.....	11
3.1. CONDITIONNEMENT DU MODÈLE OPÉRATIONNEL .....	11
3.1.1. MODÈLES OPÉRATIONNELS DE LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER	12
3.1.2. MODÈLES OPÉRATIONNELS DU DÉTROIT DE GEORGIA .....	13
3.2. DYNAMIQUE DU MODÈLE DE SIMULATION .....	14
3.2.1. Côte ouest de l'île de Vancouver .....	15
3.2.2. Détroit de Georgia.....	15
3.3. ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION .....	16
3.3.1. Côte ouest de l'île de Vancouver .....	16
3.3.2. Détroit de Georgia.....	18
4. DISCUSSION.....	18
4.1. LIMITES ET TRAVAUX FUTURS .....	20
4.2. DYNAMIQUE SPATIALE DES POPULATIONS .....	21
5. RECOMMANDATIONS.....	22
6. REMERCIEMENTS .....	23
7. TABLEAUX .....	24
8. FIGURES .....	36
9. RÉFÉRENCES CITÉES .....	48
ANNEXE A    STOCKS DE HARENG DU PACIFIQUE DE LA COIV ET DU DG.....	50
A.1. CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER .....	50
A.2. HARENG DANS LE DÉTROIT DE GEORGIA .....	52
A.3. TABLEAUX.....	54
A.4. FIGURES.....	57
ANNEXE B    DESCRIPTION DU PROCESSUS D'ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS .....	65

---

B.1. COIV – CONSULTATIONS ET OBJECTIFS .....	65
B.2. POINTS DE RÉFÉRENCE .....	65
B.3. OBJECTIFS CENTRAUX PROPOSÉS PAR LE MPO .....	66
B.4. TABLEAUX .....	67
B.5. FIGURES.....	71
ANNEXE C DOCUMENTS SUPPLÉMENTAIRES.....	72
C.1. ÉVALUATION DE LA PROCÉDURE DE GESTION DE RALENTISSEMENT DE LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER.....	72
C.1.1. Description.....	72
C.1.2. Résultats et discussion.....	72

---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Statistiques sur le rendement calculées pour chaque combinaison de procédure de gestion/scénario. Tous les indicateurs de rendement sont calculés sur trois générations à partir de la première année des projections (2018-2032). La fonction d'indicateur est définie par $IX \text{ est VRAI} = 1$ et $IX \text{ est FAUX} = 0$ .	24
Tableau 2. Procédures de gestion proposées utilisées pour la pêche du hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les valeurs de la colonne Seuil sont utilisées à la place de E dans l'équation 1, section 2.2.1. Les points de contrôle supérieurs ne sont pas définis pour les fonctions de la RCP pour les échappées minimales (minE), car ils ne dépendent que de la valeur seuil et du taux de récolte.	25
Tableau 3. Procédures de gestion proposées utilisées pour la pêche du hareng du détroit de Georgia. Les valeurs de la colonne Seuil sont utilisées à la place de E dans l'équation 1, section 2.2.1. Les points de contrôle supérieurs ne sont pas définis pour les fonctions de la RCP pour les échappées minimales (minE), car ils ne dépendent que de la valeur seuil et du taux de récolte.	26
Tableau 4. Notation et valeurs des paramètres pour le modèle opérationnel du hareng du Pacifique.	27
Tableau 5. Équations du modèle opérationnel structuré selon l'âge définissant la dynamique de la population et observations pour le hareng du Pacifique.	29
Tableau 6. Propriétés du modèle opérationnel du hareng résultant des ajustements des données historiques. Pour chaque stock et hypothèse M, la première ligne montre (de gauche à droite) la probabilité logarithmique négative suivie des valeurs moyennes a posteriori estimées et dérivées des paramètres clés avec les écarts-types a posteriori à la deuxième ligne. Les quantités estimées et dérivées sont l'écart-type de l'erreur d'observation ( $\tau_{obs}$ ), l'écart-type de l'erreur de processus de stock-recrutement ( $\sigma_R$ ), la capturabilité estimée du relevé de surface ( $q_4$ ), la pente (h) du stock-recrutement, le taux initial de mortalité naturelle ( $M_0$ ), le taux moyen de mortalité naturelle historique ( $M$ ), la biomasse du stock reproducteur non exploitée ( $B_0$ ), la biomasse du stock reproducteur en 2017 ( $B_{2017}$ ), l'affaissement du stock reproducteur ( $D_{2017} = B_{2017}/B_0$ ), la biomasse produisant le rendement maximal durable théorique ( $BRMD$ ), le rendement maximal durable ( $RMD$ ) et le taux de récolte qui permet d'atteindre le rendement maximal durable ( $URMD = RMD/(BRMD + RMD)$ ). Les unités de biomasse sont exprimées en milliers de tonnes métriques (t) et la mortalité naturelle en année <sup>-1</sup> .	31
Tableau 7. Rendement de la procédure de gestion pour le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les critères de rendement sont calculés sur trois générations (15 ans) à partir du début de la période visée par les projections pour tous les objectifs, sauf pour l'objectif 4 (concernant la biomasse), qui est calculé sur deux générations (10 ans, Tableau 1). Les procédures de gestion sont classées à l'intérieur de chaque scénario en fonction de leur rendement par rapport à l'atteinte de l'objectif de conservation (objectif 1), puis en fonction de l'atteinte des objectifs 2 à 6. Le classement en fonction de ces derniers objectifs est effectué à la seule fin d'améliorer la lisibilité des tableaux du rendement et non pour imposer des priorités parmi ceux-ci.	32
Tableau 8. Rendement des procédures de gestion pour le stock du détroit de Georgia. Les critères de rendement sont calculés sur trois générations (15 ans) à partir du début de la période visée par les projections pour tous les objectifs de gestion (Tableau 1). Les procédures de gestion sont classées à l'intérieur de chaque scénario en fonction de leur rendement par rapport à l'atteinte de l'objectif de conservation (objectif 1), puis en fonction	

de l'atteinte des objectifs 2 à 6. Le classement en fonction de ces derniers objectifs est effectué à la seule fin d'améliorer la lisibilité des tableaux du rendement et non pour imposer des priorités parmi ceux-ci. .... 34

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Distributions a posteriori de la biomasse du stock reproducteur issues du modèle d'évaluation du stock de hareng dans le cadre d'une hypothèse de M variable dans le temps (A) et d'une hypothèse de M constante (B). Les régions ombragées représentent les 95 % centrales de la distribution, et les lignes représentent les valeurs de la médiane. Les diamants violets montrent les observations absolues de l'indice de fraie du relevé en plongée. .... 36

Figure 2. Les diagrammes de la règle de contrôle des prises montrent la relation fonctionnelle entre le taux de récolte et l'état du stock pour chaque procédure de gestion. La première ligne montre la règle de contrôle des prises pour les procédures de gestion du hareng du détroit de Georgia 1 à 3 avec  $E_{min}$  égale 21 200 t (l'état du stock est mis à l'échelle de la  $B_0 MO$ ). La deuxième ligne montre la règle pour les procédures de gestion du hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver 1 à 3 avec  $E_{min}$  18,800 (aussi mis à l'échelle de la  $B_0 MO$ ). La troisième ligne montre la règle pour les procédures de gestion 4 à 6 avec  $E_{min}$  0,5 $B_0$ . La quatrième ligne montre la règle pour les procédures de gestion 7 à 9 avec BH30-60. .... 37

Figure 3. Estimations du modèle d'évaluation de la biomasse du stock reproducteur selon des hypothèses de mortalité naturelle variable dans le temps (A) et de mortalité constante (B) pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver (en haut) et le hareng du détroit de Georgia (en bas) depuis 1951. Les régions ombragées représentent les 95 % centraux de la distribution a posteriori de la biomasse, et les lignes continues représentent la médiane. Les points des tracés de la biomasse du stock reproducteur montrent les observations de l'indice de fraie du relevé en plongée (diamants), les indices de relevé de surface mis à l'échelle par l'estimation M variable dans le temps de la capturabilité (carrés) et les indices de relevé de surface mis à l'échelle par l'estimation M constante de la capturabilité (cercles). Les barres verticales grises montrent les prises historiques chaque année, et les tiretés horizontaux montrent les prises associées à un taux de récolte de 20 %, en utilisant la biomasse selon une évaluation de M variable dans le temps (en rouge) ou de M constante (en gris). .... 38

Figure 4. Enveloppes de simulation pour la mortalité naturelle variable dans le temps dans le scénario dépendant de la densité (a), le scénario indépendant de la densité (b) et le scénario de mortalité constante (c) pour les stocks de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia. La période historique est représentée comme allant de 1951 à 2017. La ligne pointillée verticale à l'année 2018 indique le début de la période visée par les projections. La région en gris indique les 95 % centraux des taux de mortalité simulés, le tireté noir indique la médiane de l'enveloppe et les lignes fines noires indiquent les taux de mortalité pour trois répétitions sélectionnées au hasard. .... 39

Figure 5. Estimations rétrospectives (sur dix ans) du maximum de vraisemblance de la biomasse du stock reproducteur de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver (en haut), de la mortalité naturelle M (au milieu) et de la mortalité par pêche F (en bas) à l'aide de modèles de mortalité variable dans le temps (colonne de gauche) et de mortalité constante (colonne de droite). Les lignes grises montrent les estimations rétrospectives de 2007 à 2016, tandis que la ligne noire épaisse montre la trajectoire de référence estimée en utilisant toutes les données jusqu'en 2017. .... 40

---

Figure 6. Estimations rétrospectives (sur dix ans) du maximum de vraisemblance de la biomasse du stock reproducteur de harengs du détroit de Georgia (en haut), de la mortalité naturelle M (au milieu) et de la mortalité par pêche F (en bas) à l'aide de modèles de mortalité variable dans le temps (colonne de gauche) et de mortalité constante (colonne de droite). Les lignes grises montrent les estimations rétrospectives de 2007 à 2016, tandis que la ligne noire épaisse montre la trajectoire de référence estimée en utilisant toutes les données jusqu'en 2017.....	41
Figure 7. Biomasse du stock reproducteur de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver (rangée du haut), mortalité naturelle (rangée du milieu) et taux de récolte (rangée du bas, prises divisées par la biomasse du stock reproducteur) pour une seule répétition du scénario COIV_MDD. Les colonnes montrent les procédures de gestion minE18.8_TR0,2 (gauche), minE18.8_TR0,1 (milieu) et minE18.8_TR0,1_cap2 (droite). Dans les deux rangées du haut, la ligne rouge montre les valeurs du modèle opérationnel, tandis que les lignes verte et grise montrent les estimations du modèle d'évaluation dans la période de projection. La ligne pointillée horizontale grise de la deuxième rangée indique la valeur moyenne de M. Dans la rangée du bas, seul le taux de récolte du modèle opérationnel est indiqué. ....	42
Figure 8. Enveloppes de simulation d'épuisement (rangée du haut), de prises (milieu) et du taux de récolte (rangée du bas) relatives au hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver dans le cadre de la procédure de gestion actuelle (minE18.8_TR0,2), de la procédure de gestion actuelle avec un taux de récolte de 10 % (minE18.8_TR0,1) et de la procédure de gestion actuelle avec un taux de récolte de 10 % et un plafond des prises (minE18.8_TR0,1_cap2) dans le cadre du scénario du modèle opérationnel de mortalité naturelle dépendant de la densité (MDD) sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centraux des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée à l'année 2018 indique le début de la période de prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de 0,3B <sub>0</sub> (rouge) et de 0,6B <sub>0</sub> (vert). ....	43
Figure 9. Biomasse du stock reproducteur de harengs du détroit de Georgia (rangée du haut), mortalité naturelle (rangée du milieu) et taux de récolte (rangée du bas, prises divisées par la biomasse du stock reproducteur) pour une seule répétition du scénario DG_conM. Les colonnes montrent les procédures de gestion minE21.2_TR0,2 (gauche), minE21.2_TR0,1 (milieu) et minE21.2_TR0,1_cap30 (droite). Dans les deux rangées du haut, la ligne rouge montre les valeurs du modèle opérationnel, tandis que les lignes verte et grise montrent les estimations du modèle d'évaluation dans la période de projection. La ligne pointillée horizontale grise de la deuxième rangée indique la valeur moyenne de M. Dans la rangée du bas, seul le taux de récolte du modèle opérationnel est indiqué. Les taux des prises sont supérieurs à 1,0 avant l'effondrement de 1966, où les prises contenaient beaucoup d'individus immatures. ....	44
Figure 10. Enveloppes de simulation d'épuisement (rangée du haut), de prises (milieu) et du taux de récolte (rangée du bas) relatives au hareng du détroit de Georgia dans le cadre de la procédure de gestion actuelle (minE21.2_TR0,2), d'une règle pour le niveau d'échappée minimal avec un seuil estimé (minE.5B <sub>0</sub> _TR0,2) et du modèle en forme de bâton de hockey avec un taux de récolte de 20 % (BH30-60_TR0,2) dans le cadre du scénario du modèle opérationnel de mortalité naturelle constante (conM) sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centraux des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée à l'année 2018 indique le début de la période de	

---

---

prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de  $0,3B_0$  (rouge) et de  $0,6B_0$  (vert).....45

Figure 11. Enveloppes de simulation d'épuisement et de prises pour le hareng du détroit de Georgia dans le cadre de la procédure de gestion actuelle (minE21.2\_TR0,2) en vertu des trois scénarios du modèle opérationnel sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centrales des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée de 2018 indique le début de la période de prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de  $0,3B_0$  (rouge) et de  $0,6B_0$  (vert). .....46

Figure 12. Compromis entre la probabilité de dépasser le point de référence limite (axe des x) et le rendement moyen (axe des y) sur la période visée par les projections. Les colonnes concernent la côte ouest de l'île de Vancouver (à gauche) et le détroit de Georgia (à droite), tandis que les lignes présentent les scénarios de M (MDD, MID et conM, à partir du haut). La ligne tiretée verticale décrit  $P = 0,75$ . Les couleurs des lignes et des points indiquent la fonction de la règle de contrôle des prises, tandis que les formes des points illustrent les taux et les plafonds de récolte. Veuillez noter les différentes échelles des axes des x et des y entre la côte ouest de l'île de Vancouver et le détroit de Georgia. ....47

---

## RÉSUMÉ

La méthode pour établir les limites des captures pour les pêches de hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique. Ressemble aux politiques de pêche basées sur l'approche de précaution appliquées ailleurs dans le monde; cependant, trois des cinq zones de pêche ont été fermées la plupart des années depuis 2006 en raison d'une faible abondance de géniteurs et d'une faible productivité persistantes. Bien que les mécanismes qui expliquent le déclin des stocks demeurent inconnus, la variation au fil du temps de la mortalité et la surévaluation de l'abondance des stocks sont des facteurs potentiels pouvant expliquer ces résultats. On a utilisé des simulations en boucle fermée pour évaluer le rendement de procédures de gestion (PG) pour les pêches de hareng dans les zones de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) et du détroit de Georgia (DG) compte tenu des incertitudes concernant la mortalité naturelle passée et future du hareng et des erreurs dans l'estimation des stocks. Ce travail constitue la première phase de l'évaluation de la stratégie de gestion dans le cadre du rétablissement du hareng du Pacifique; l'accent est mis sur l'évaluation des procédures de gestion actuelles et des modifications apportées à ces procédures de gestion, et non sur la détermination ou la sélection de la procédure de gestion la plus acceptable. On a élaboré trois modèles opérationnels qui représentent des hypothèses sur la façon dont la mortalité naturelle propre au stock varie au fil du temps. Le premier modèle (mortalité constante) suppose que la mortalité naturelle est demeurée constante entre 1951 et 2017, tandis que le deuxième modèle (mortalité variable dans le temps) permet à la mortalité naturelle de varier au cours de cette même période. Le modèle opérationnel de mortalité variable dans le temps est divisé en deux autres modèles qui permettent de projeter les tendances futures en ce qui a trait à la mortalité naturelle. Le modèle de mortalité indépendante de la densité suppose que les taux de mortalité naturelle dans le futur fluctueront aléatoirement autour de la récente moyenne décennale, tandis que le modèle de mortalité dépendante de la densité permet des vagues aléatoires de forte mortalité naturelle lorsque la biomasse des reproducteurs est faible. L'augmentation des taux de mortalité naturelle est préoccupante et pertinente compte tenu de l'augmentation de la biomasse des prédateurs. On a simulé le rendement de neuf règles de contrôle des prises (RCP) obtenues par des combinaisons du taux de récolte maximum (20 % comparativement à 10 %), de la forme de la RCP (c.-à-d. bâton de hockey comparativement aux échappées minimales), des points de contrôle opérationnels définissant les seuils de biomasse (25 %, 30 % et 50 % de  $B_0$ ) et les seuils sous lesquels les taux de récolte sont réduits (aucun comparativement à 60 % de  $B_0$ ) et des plafonds de prises absolus (0 comparativement à 2 000 tonnes pour la côte ouest de l'île de Vancouver et 0 comparative à 30 000 tonnes pour le détroit de Georgia). Pour la côte ouest de l'île de Vancouver, les résultats montrent que la procédure de gestion actuelle ne réussirait pas à atteindre les objectifs relatifs à la biomasse des reproducteurs pour la plupart des modèles opérationnels. Le fait de réduire le taux de récolte maximum de 20 % à 10 % et d'imposer un plafond aux quotas de pêche à 2 000 tonnes réduirait le taux de récolte réel et offrirait une protection contre les surestimations de l'abondance lorsqu'elles se produisent, ce qui assurerait un rendement acceptable en ce qui a trait aux objectifs de biomasse pour deux des trois modèles d'exploitation. Pour le hareng du détroit de Georgia, la procédure de gestion actuelle s'est montrée efficace pour presque tous les scénarios et objectifs que l'on a examinés (un plafond plus restrictif n'a donc pas été envisagé). Pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia, le taux de récolte cible maximum est l'élément le plus important des RCP permettant de contrôler le rendement de la gestion comparativement à la forme ou aux points de contrôle opérationnels des RCP.

---

# 1. INTRODUCTION

## 1.1. CONTEXTE

Comme pour presque toutes les pêches pratiquées à travers le monde, les gestionnaires des pêches au hareng du Pacifique de la Colombie-Britannique (*Clupea pallasii*) doivent recommander des limites annuelles des prises en dépit d'une incertitude considérable entourant l'abondance et la dynamique passées des stocks, l'abondance actuelle des stocks et les réactions futures des stocks à la pêche. Au cours des deux dernières décennies environ, les scientifiques et les gestionnaires ont composé avec ces incertitudes en ajustant d'abord les modèles d'évaluation des stocks par rapport aux données de relevé et aux données sur les prises, puis en utilisant des estimations de l'abondance des stocks prévue (c.-à-d. la biomasse du stock reproducteur par rapport à un niveau standard en l'absence de pêche) dans une règle de contrôle des prises afin de calculer une limite de la récolte pour la campagne de pêche suivante (Haist 1990; Hall *et al.* 1988). Cette démarche semble avoir été raisonnablement appropriée durant les années 1990 et au début des années 2000, probablement parce que la règle de contrôle des prises comportait une mesure de précaution qui consistait à réduire l'effort de pêche lorsque l'abondance des géniteurs était près ou en dessous d'un niveau seuil établi, et parce que les prélèvements réels étaient souvent inférieurs au niveau prescrit par la règle de contrôle des prises. Bien que cette méthode d'établissement de limites des prises soit semblable aux politiques de pêche de précaution adoptées ailleurs, trois des cinq pêches de harengs en Colombie-Britannique ont été fermées la plupart des années depuis 2006 en raison de faibles abondances persistantes des géniteurs et d'une piètre productivité (Haida Gwaii, côte centrale et côte ouest de l'île de Vancouver, voir Kronlund *et al.* 2018).

Bien que les mécanismes sous-jacents aux déclin et à la faible productivité subséquente de ces stocks de hareng de la Colombie-Britannique demeurent inconnus, nous pouvons tirer de ces résultats quelques leçons importantes sur les modèles d'évaluation des stocks, les incertitudes et les règles de contrôle des prises prudentes.

Premièrement, les modèles d'évaluation des stocks, en général, donnent un faux sentiment de prévisibilité de la dynamique des stocks. Un bon ajustement du modèle aux données historiques donne l'impression que la dynamique historique a été « expliquée », alors qu'en fait, rien n'a été appris sur les véritables relations de cause à effet qui régissent la dynamique des populations. Un modèle unique d'évaluation des stocks, hautement paramétré, utilise des effets aléatoires dans le recrutement, la sélectivité de la pêche, la capturabilité et la mortalité naturelle, entre autres, pour bien s'adapter à presque tous les ensembles de données. L'amélioration de l'ajustement a un coût, car les effets aléatoires, par définition, ne contiennent aucune information structurelle sur les relations de cause à effet. Ainsi, la dynamique future des stocks et les réponses à la pêche sont beaucoup plus incertaines que ce que prévoient les modèles.

Deuxièmement, bien qu'un modèle d'évaluation des stocks puisse fournir des estimations non biaisées de l'abondance **en moyenne** (par exemple, tel qu'il est déterminé par des expériences de simulation), il nous est impossible de savoir si un modèle est biaisé, ou dans quelle mesure, à tout moment particulier où il est utilisé. En d'autres termes, le résultat d'une évaluation ou d'une prévision est comme tirer à pile ou face : nous savons que le côté face ressortira dans 50 % des essais, mais il nous est impossible de savoir ce que sera le **prochain essai** avant qu'il ne se produise. Pour les modèles d'évaluation des stocks, une telle incertitude des résultats crée de multiples problèmes : i) une surestimation très importante (les surestimations sont généralement plus importantes que les sous-estimations) de l'abondance et des limites de capture peut entraîner une surpêche à court terme; ii) il existe un coût asymétrique des erreurs d'évaluation dans lequel la surpêche est beaucoup plus coûteuse que la sous-exploitation – la

---

raison étant qu'il faut de nombreuses années, voire des décennies dans le cas du hareng, pour qu'un stock se reconstitue à partir d'un état de surpêche, alors que le stock croît en présence d'une sous-pêche; iii) cela peut prendre plusieurs années pour reconnaître et corriger l'ampleur du biais et de la surpêche puisque la seule façon de comprendre le biais est le modèle d'évaluation biaisé.

Troisièmement, juger de l'utilité d'un modèle d'évaluation des stocks en se basant uniquement sur des critères statistiques d'ajustement du modèle est dangereux et pourrait exacerber l'incertitude des résultats mentionnée ci-dessus. Les modèles d'évaluation des stocks sont hautement non linéaires et souvent très sensibles aux nouveaux points de données, aux erreurs d'observation et aux tendances de la pêche historique. Par exemple, la Figure 1 montre deux modèles d'évaluation de stock ajustés à l'indice de fraie du hareng pour la période 1988-2017 pour le stock du détroit de Georgia. Notez que les deux modèles s'ajustent presque de la même manière aux données historiques, tandis que le modèle A (un modèle à effets aléatoires de la mortalité naturelle,  $M$ ) s'adapte beaucoup mieux aux données les plus récentes que le modèle B, plus simple (mortalité constante). En outre, le modèle A indique que le stock augmente rapidement, tandis que le modèle B indique qu'il diminue rapidement. La différence entre les prévisions de biomasse du stock reproducteur de 2018 entre ces modèles pourrait être de l'ordre de 60 000 à 70 000 tonnes. Alors, quel est le meilleur modèle? Bien que le modèle A semble mieux s'ajuster, principalement parce qu'il dispose d'une plus grande portée pour l'ajustement des données, il pourrait simplement « chercher » les récents points de relevé élevés. Notez que, lorsque la série chronologique complète est disponible, le modèle A ne cherche pas les points de données aussi élevés qui se sont produits au cours de la période 2000-2005. Au fur et à mesure que la série chronologique s'allonge, le modèle A devient pratiquement indiscernable du modèle B pendant cette période. Ainsi, bien que le modèle A s'ajuste mieux aux données plus récentes, il pourrait simplement être plus sensible aux données récentes et promouvoir ainsi des niveaux de pêche dangereux. Le problème est qu'il nous faudra probablement plusieurs années pour savoir quel modèle est réellement plus utile pour déterminer les limites de capture durables.

Quatrièmement, les règles de contrôle des prises qui semblent préventives **en théorie** peuvent ne pas l'être **en pratique**. Les règles de contrôle des prises ne sont pas aussi prudentes que les éléments qui les composent. Par exemple, lorsque les estimations de la biomasse sont biaisées, la règle de contrôle des prises fournira une limite de capture biaisée à moins qu'il n'y ait d'autres contrôles, tels que des plafonds des prises qui limitent le niveau absolu de la pêche et atténuent les effets des surestimations du modèle d'évaluation. Même si des plafonds sont en place, rien ne garantit qu'ils sont fixés de manière appropriée si le biais de l'évaluation des stocks est incertain. Ainsi, une règle de contrôle des prises n'est pas très efficace pour la gestion prudente si elle est élaborée indépendamment des modèles d'évaluation et des données utilisés pour l'alimenter.

Cinquièmement, notre compréhension de la dynamique des stocks de poissons sera toujours incertaine : il existe de multiples explications ou hypothèses pour tout changement dans l'abondance et la productivité, même si une hypothèse semble beaucoup plus plausible qu'une autre à un moment donné, comme nous l'avons démontré ci-dessus avec les modèles A et B. Non seulement nous ne comprenons pas ces mécanismes pour un stock particulier, mais nous ne savons pas non plus comment la dynamique diffère entre les sous-populations, les lieux ou au fil du temps. Ainsi, le choix d'un seul modèle d'évaluation basé uniquement sur l'ajustement statistique semble ne traiter que partiellement l'incertitude de la gestion des prises.

Enfin, les points ci-dessus impliquent que i) n'importe quel stock de hareng et n'importe quelle pêche pourraient connaître des situations de faible abondance et de faible productivité comme celles vécues à Haida Gwaii, sur la côte ouest de l'île de Vancouver et sur la côte centrale,

---

même si elles semblaient très productives et durables récemment et ii) n'importe quel système de gestion scientifique/prudent masque probablement au moins un certain risque de surpêche. Comme le dit le dicton : « l'absence de preuve n'est pas preuve d'absence ». En d'autres termes, même si les stocks du détroit de Georgia et du district de Prince Rupert semblent sains aujourd'hui, il ne faut pas en déduire qu'ils le seront toujours.

On peut rendre un système de gestion des pêches plus conforme au principe de précaution visant à ce qu'on se prémunisse contre les incertitudes mentionnées plus haut en suivant des principes scientifiques structurés. L'idée principale consiste à reconnaître les incertitudes mentionnées plus haut et à réfléchir à de multiples hypothèses et essais expérimentaux plutôt qu'à tenter de trouver la meilleure explication du comportement passé du système. On peut utiliser des hypothèses scientifiques multiples en tant que conditions expérimentales en vertu desquelles nous pouvons tester les procédures de gestion prudentes. Il s'agit d'un test assez simple : simuler le rendement de la procédure de gestion (PG) par rapport à chaque hypothèse et éliminer les procédures de gestion qui donnent de mauvais résultats. Ce processus d'élimination représente un moyen concret de relever les procédures de gestion qui pourraient être utiles dans la réalité. Toutes les procédures qui échouent à proposer une approche prudente durant les essais par simulation seront vraisemblablement inefficaces dans la réalité, car le monde réel est plus complexe et incertain que la plupart des modèles. L'essai des procédures de gestion par rapport à un large éventail d'hypothèses plausibles devrait au moins réduire l'écart entre la théorie et la pratique du principe de prudence.

Dans ce document, nous utilisons des simulations en boucle fermée pour évaluer le rendement d'autres procédures de gestion du hareng (y compris la procédure actuelle) compte tenu des incertitudes concernant la dynamique passée et future des stocks de hareng et des erreurs du modèle d'évaluation des stocks. Ce travail constitue la première phase de l'évaluation de la stratégie de gestion (ESG) dans le cadre du rétablissement du hareng du Pacifique. Nous nous concentrons particulièrement sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) et le détroit de Georgia (DG) pour ce premier cycle d'ESG, car ils présentent des états contrastés du stock et de la pêche qui englobent les diverses conditions du stock observées ailleurs en Colombie-Britannique.

Nos objectifs précis sont les suivants :

1. Simuler et classer le rendement des procédures de gestion actuelles utilisées pour les pêches de hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia par rapport à d'autres modèles opérationnels pour la dynamique du hareng.
2. Simuler et classer le rendement des différentes procédures de gestion qui font varier les taux de prises cibles, les points de contrôle et les plafonds des prises utilisés dans les règles de contrôle des prises du hareng.
3. Recommander des procédures de gestion potentielles pour les deux stocks qui répondent aux objectifs définis dans le cadre du processus de rétablissement du hareng du Pacifique.

## **1.2. OBJECTIFS UTILISÉS POUR L'ÉVALUATION**

Entre 2015 et 2018, Pêches et Océans Canada (MPO) a participé à une série d'ateliers avec des Premières Nations et l'industrie de la pêche au hareng afin d'établir des objectifs en matière de processus biologiques et de rendement des pêches. Plus précisément, en février 2016, les nations Nuu-chah-nulth et Ha'wiih ont fourni au MPO une liste d'objectifs pour la côte ouest de l'île de Vancouver (annexe B, tableau B.1). En mai 2017, le MPO a *proposé* les objectifs centraux au Comité consultatif intégré de la pêche au hareng, en sollicitant les commentaires des utilisateurs du hareng, avec l'intention de mettre en œuvre ces objectifs (ou des variantes

---

de ceux-ci) au cours du premier cycle d'ESG. Par la suite, le MPO et les Nuuchahnulth ont ensemble affiné les objectifs spatiaux du tableau B.1 pour en faire des objectifs au niveau des stocks à utiliser dans le présent document. Ce processus est décrit à l'Annexe B.

Le premier objectif énuméré ci-dessous définit le critère de biomasse du stock reproducteur minimale qui doit être respecté pour que toute procédure de gestion soit jugée suffisamment prudente afin d'éviter de nuire à un stock de hareng (c'est-à-dire un objectif de conservation obligatoire). Les objectifs subséquents en matière de biomasse et de prises sont tous subordonnés à l'objectif de conservation. Bien que nous présentions plus loin le rendement relatif aux objectifs 2 à 6 dans un ordre hiérarchique, ce classement ne vise pas à imposer des priorités parmi ces objectifs. Tout classement implicite a pour seul but de faciliter la lecture des tableaux de rendement.

### **1.2.1. Objectifs liés à la biomasse**

1. Éviter d'atteindre le point de référence limite (PRL) de  $0,30B_0$  avec une probabilité élevée sur trois générations de harengs, où la « probabilité élevée » est définie comme s'échelonnant entre 75 et 95 % (MPO 2009).
2. Maintenir la biomasse du stock reproducteur dans la zone saine au niveau ou au-dessus du niveau de référence supérieur du stock (RSS) de  $0,60B_0$ , avec une probabilité de 50 % sur trois générations de harengs.
3. Maintenir la biomasse du stock reproducteur au niveau ou au-dessus d'un niveau de biomasse cible de  $0,75B_0$ , avec une probabilité de 75 % sur trois générations de harengs (côte ouest de l'île de Vancouver seulement).
4. Maintenir la biomasse du stock reproducteur au niveau ou au-dessus d'un niveau de biomasse cible équivalent à la biomasse moyenne entre 1990 et 1999, avec une probabilité de 75 % sur deux générations de harengs (côte ouest de l'île de Vancouver seulement).

### **1.2.2. Objectifs en matière de rendement**

5. Sous réserve des objectifs de conservation, maintenir la variabilité annuelle moyenne (VAM) des prises à moins de 25 % sur trois générations de harengs.
6. Sous réserve des objectifs de conservation, optimiser les prises moyennes sur trois générations de harengs.

Les objectifs de biomasse 1 à 4 sont chacun établis en utilisant des points de référence biologiques. L'objectif 1 (conservation) fait du PRL de  $0,30B_0$  un objectif mesurable, conformément aux recommandations de Kronlund *et al.* (2018). L'objectif 2 (biomasse) met en œuvre l'un des PRS proposés,  $0,60B_0$ , fixé à deux fois le PRL. Nous avons également évalué le rendement par rapport à deux autres PRS, décrits à l'annexe B.

## **1.3. PRINCIPALES INCERTITUDES**

La plupart des éléments des systèmes de gestion des pêches sont sujets à un certain degré d'incertitude. Les conséquences de cette incertitude dans les éléments tels que les erreurs des modèles d'évaluation des stocks sont, comme nous le montrons dans ce document, potentiellement gérables. D'autre part, l'incertitude concernant la dynamique écologique est à la fois difficile à quantifier et à gérer. La difficulté de quantifier l'incertitude de la dynamique écologique vient du fait que les modèles d'évaluation des stocks constituent le principal moyen par lequel nous étudions la dynamique écologique puisque nous avons besoin des modèles pour estimer les facteurs inobservables de la dynamique des populations tels que l'abondance,

---

la mortalité naturelle, le recrutement et la mortalité par pêche. Sur la base des arguments présentés dans la section 1.2, nous élaborons trois modèles opérationnels pour représenter d'autres hypothèses sur la façon dont les taux de mortalité naturelle propres aux stocks évoluent dans le temps. Le premier modèle (mortalité constante) suppose que la mortalité naturelle est restée constante au cours de la période d'exploitation de 1951 à 2017 (c'est-à-dire le modèle B ci-dessus), tandis que l'autre modèle permet à la mortalité naturelle de varier au cours de la même période historique (c'est-à-dire le modèle A ci-dessus). Ce dernier modèle opérationnel de mortalité variable dans le temps est divisé en deux autres modèles en fonction des hypothèses sur les tendances futures en ce qui a trait à la mortalité naturelle. En particulier, nous supposons que : i) les taux futurs de mortalité naturelle fluctueront de façon aléatoire autour de la moyenne décennale récente (mortalité indépendante de la densité [MID]) ou ii) les vagues de mortalité naturelle se produiront de façon aléatoire, mais plus fréquemment, lorsque la biomasse des géniteurs est faible (mortalité dépendante de la densité [MDD]). Cette dernière hypothèse est difficile à quantifier, mais une justification empirique concernant les effets d'Allee potentiels pour le hareng figure dans Kronlund *et al.* (2018).

La mortalité naturelle n'est certainement pas la seule incertitude clé entourant la dynamique des populations de hareng du Pacifique. Comme pour la plupart des autres stocks de poissons, l'influence de la taille du stock reproducteur sur le recrutement ainsi que les contributions des processus océanographiques sont mal comprises. Dans ce document, nous supposons que le recrutement des stocks suit un modèle de Beverton-Holt dont les paramètres sont estimés par les modèles d'évaluation de mortalité constante et de mortalité variable dans le temps mentionnés ci-dessus. Nous ne prenons en compte que l'incertitude des paramètres de stock-recrutement (par l'intermédiaire des paramètres d'échantillonnage et des écarts de recrutement par rapport à leur distribution *a posteriori* conjointe de Bayes) dans ces modèles, plutôt que d'autres formes fonctionnelles, car nous avons voulu limiter la complexité de ce premier cycle d'ESG. Pour des raisons semblables, nous ne prenons pas en compte directement la dynamique spatiale de la population ici, mais réservons plutôt ces processus pour le prochain cycle d'ESG, bien que nous discutons des répercussions potentielles de nos résultats pour les populations de hareng spatialement structurées.

Il existe également un débat important sur les hypothèses appropriées pour le facteur d'échelle des relevés sur la fraie  $q$  pour les relevés de surface (1951-1987) et de plongée (1988-2017) qui dénombrent le dépôt d'œufs de hareng du Pacifique. En conséquence, deux modèles d'évaluation des stocks représentant des hypothèses différentes concernant le relevé de plongée  $q$  ont été présentés depuis 2011 pour les cinq zones de stock. Les principaux attributs et les limites des deux modèles sont décrits dans le tableau A.1 de la réponse des Sciences de 2016 (MPO 2016). Après un examen par les pairs par l'intermédiaire du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS), les deux procédures de gestion ont été utilisées pour fournir des avis scientifiques concernant le hareng du Pacifique jusqu'en 2017. Le modèle d'évaluation 2 (ME2) a servi de base aux décisions relatives aux quotas prises dans le cadre de la gestion des pêches depuis 2012 (MPO 2017), en fonction des processus consultatifs et des limites décrits au tableau A.1 (MPO 2016). Dans ce document, nous basons nos modèles opérationnels sur l'hypothèse du modèle d'évaluation 2 afin de mieux comprendre les risques associés à l'application continue de cette procédure de gestion à court terme. Nous fournissons une série limitée d'analyses de sensibilité pour étudier les répercussions potentielles de l'utilisation du modèle d'évaluation 1 (ME1) à la fois pour les modèles opérationnels et les évaluations futures.

## 2. MÉTHODOLOGIE ET CONCEPTION DE L'ÉTUDE

La simulation du rendement d'une procédure de gestion des pêches au hareng nécessite trois éléments principaux :

- 
1. **un modèle opérationnel** pour représenter la dynamique historique et future de la population du stock et les distributions d'échantillonnage censées générer les données du relevé et de la composition par âge;
  2. **une procédure de gestion** comprenant (au moins) des données passées et futures sur l'indice de relevé de la fraie et la composition par âge, un modèle d'évaluation du stock pour estimer les paramètres et générer des prévisions de la biomasse exploitable, et une règle de contrôle des prises pour fixer des taux de récolte cibles et des limites de prises;
  3. **des paramètres de rendement** nécessaires pour comparer les résultats simulés aux objectifs de la pêche.

Les sections suivantes décrivent comment ces composantes sont modélisées pour les pêches du hareng du Pacifique de la 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 du stock, tout en faisant ressortir les différences entre les variables du modèle opérationnel, les paramètres estimés dans les modèles d'évaluation du stock et les variables constatées dans les 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. 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 du stock. La combinaison des symboles « ^ » et « ~ » et des indices de temps (p. ex.  $\widehat{B}_{RMD,T}$ ) indique une quantité qui est une 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 indices (p. ex.  $\hat{B}_{1:T}$ ).

## 2.1. MODÈLES OPÉRATIONNELS

### 2.1.1. Scénarios de modèles opérationnels

Outre l'incertitude relative à la structure spatiale et à la dynamique du hareng, la mortalité naturelle est l'incertitude la plus importante en matière de dynamique des populations qui touche les pêches de hareng actuelles. Comme indiqué ci-dessus, nous avons utilisé trois scénarios de modèle opérationnel pour représenter la dynamique du hareng du Pacifique d'après les hypothèses sur la variabilité temporelle de la mortalité naturelle.

La dynamique du hareng du Pacifique sur la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le détroit de Georgia est simulée à l'aide de modèles opérationnels structurés selon l'âge et le sexe, décrits précédemment dans les tableaux 3 et 4 de Cox *et al.* (2019). La structure a été modifiée pour inclure trois flottes commerciales, des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR), et deux relevés (Tableau 5, MO.10-MO.15). Nous avons également remplacé le modèle de croissance par des observations empiriques du poids selon l'âge (Tableau 5, MO.3) pour la période historique. Ces changements ont été apportés pour que l'on puisse représenter les principales hypothèses touchant le modèle d'évaluation récent du hareng (Martell *et al.* 2012; Cleary *et al.* 2018), et pour générer des données sur les prises propres chaque flottille et sur la composition selon l'âge durant la période visée par les projections. Les modèles opérationnels simulent une période historique  $T_0 \leq t \leq T_1 - 1$  correspondant à 1951-2017 et une période de projection  $T_1 \leq t \leq T_2$  correspondant à 2018-2032 (c.-à-d. trois générations de hareng, Seber 1997).

---

### 2.1.1.1. Modèle opérationnel de mortalité variable dans le temps

Le scénario de mortalité dépendante de la densité (MDD) suppose que la  $M_t$  future revienne à la moyenne à long terme estimée sur l'ensemble de la période historique (1951-2017; Figure 4a). Le processus de MDD simule des événements à basse fréquence/haut taux de mortalité lorsque la biomasse tombe en dessous du PRL de 30 % de  $B_0$ . Notre hypothèse sous-jacente à cette approche de mortalité dépendante de la densité est que les estimations historiques de  $M$  découlent d'une spline cubique ajustée à des données bruitées. Il est donc possible que les valeurs historiques de  $M$  soient en fait des pics qui ont été lissés par la spline. Bien que la série chronologique de l'échantillon soit petite, les pics de  $M$  se sont produits au cours de 6 % des années environ (4 années sur 67), le pic de  $M$  étant environ 1,5 fois supérieur à la moyenne historique.

Ce procédé a été mis en œuvre comme un procédé additif en deux étapes. Tout d'abord, nous avons simulé une marche aléatoire simple commençant par la dernière estimation annuelle de  $M$  du modèle d'évaluation de la mortalité variable dans le temps (c'est-à-dire  $\hat{M}_{2017}$ ) et se terminant par la mortalité naturelle moyenne estimée à long terme de la période historique (c'est-à-dire la moyenne de chaque vecteur  $\hat{M}_{1951:2017}$  dans la Figure 4a). Les sauts annuels de la marche aléatoire dans  $\log(M_t)$  avaient un écart-type de  $\sigma_M = 0.1$ . Ensuite, des événements aléatoires de mortalité dépendante de la densité de  $1,5M_t$  ont été simulés avec une probabilité de 6 % uniquement lorsque la biomasse du stock reproducteur était inférieure à 30 % du modèle opérationnel  $B_0$ .

Le scénario de mortalité indépendante de la densité (MID) suppose que les futurs taux de mortalité naturelle  $M_t$  reviennent au taux moyen estimé pour les dix dernières années (c'est-à-dire la moyenne de  $\hat{M}_{2008:2017}$ ; Figure 4b). Ce processus indépendant de la densité a été mis en œuvre de manière identique à la première étape de marche aléatoire du processus de MDD, mais s'est terminé au taux moyen le plus récent sur dix ans (c'est-à-dire la moyenne de chaque vecteur  $\hat{M}_{2008:2017}$  dans la Figure 4a).

### 2.1.1.2. Modèles opérationnels de mortalité constante

Les taux moyens de  $M_t$  utilisés comme paramètre de la marche aléatoire dans les deux scénarios de mortalité variable dans le temps ci-dessus ont été calculés à partir de la période historique pour chaque simulation (1951-2017). Un scénario de mortalité naturelle constante (conM) a été utilisé pour représenter une autre vision de la dynamique des stocks de hareng sur la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le détroit de Georgia (Figure 4c). Ce scénario estime une valeur constante de  $M$  pour la période historique et la période de projection, et représente un écart important par rapport à l'hypothèse d'évaluation du *statu quo* selon laquelle la mortalité naturelle est très variable dans le temps.

## 2.1.2. Conditionnement du modèle opérationnel sur les données historiques

Les données et les paramètres concernant les modèles de mortalité constante et de mortalité variable dans le temps ont été obtenus à partir des estimations des données et paramètres d'évaluation des stocks pour les stocks de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia (Martell *et al.* 2012; Cleary *et al.* 2018). Pour la période historique, nous avons rééchelonné les recrutements de poissons d'âge 2 de l'évaluation du stock de hareng au recrutement d'âge 1 dans la structure d'âge actuelle du modèle opérationnel par l'intermédiaire de la formule :

$$R_t^{OM} = R_{t+1}^{AM} e^{M_t}$$

---

Passer de l'âge 2 à l'âge 1 comme âge de base pour le recrutement a également nécessité de recalculer le recrutement d'équilibre  $R_0$  pour le modèle de stock-recrutement, étant donné la même pente  $h$  et la même valeur de biomasse d'équilibre  $B_0$ . Pour correspondre aux hypothèses d'équilibre du modèle d'évaluation du stock de hareng,  $R_0$  est ajusté par la mortalité moyenne historique,

$$R_0^{OM} = R_0^{AM} e^{\bar{M}_t}$$

Nous avons représenté l'incertitude concernant l'historique du stock en échantillonnant 100 vecteurs de paramètres du modèle opérationnel à partir de leur distribution *a posteriori* conjointe obtenue par l'échantillonnage de type Monte Carlo à chaîne de Markov (MCCM) sur l'évaluation de 2017 (en utilisant soit la mortalité variable dans le temps, soit la mortalité constante). Les états du modèle opérationnel pour la période historique (Figure 3) ont ensuite été initialisés en utilisant des tirages MCCM pour la biomasse non exploitée, la mortalité naturelle (Figure 4), la mortalité par pêche (Figure 5, Figure 6, bas), le recrutement de poissons d'âge 1, la pente du stock-recrutement, et les erreurs-types pour les écarts de recrutement, les erreurs de l'indice de relevé et les erreurs d'échantillonnage de la composition par âge.

Les échantillons MCCM pour chacune des 100 répétitions ont été tirés au moyen d'une procédure d'échantillonnage aléatoire stratifié (annexe C, figure C.3). Nous avons stratifié la distribution *a posteriori* conjointe de la mortalité initiale  $M_0$  et de la biomasse non exploitée  $B_0$  en 100 régions contenant chacune 1 % de la distribution marginale conjointe ( $M_0, B_0$ ). Nous avons défini les strates de l'échantillon en divisant d'abord la distribution marginale de la mortalité initiale en 10 déciles de 500 points (figure C.3, sous la diagonale, lignes rouges). Dans chaque décile de  $M_0$ , les distributions conditionnelles de  $B_0$  ont ensuite été divisées en déciles de la même manière, produisant des régions rectangulaires de la distribution marginale conjointe qui contiennent chacune 50 points de la distribution *a posteriori* (figure C.3, sous la diagonale, lignes vertes). Un processus de stratification (et non un échantillonnage aléatoire) a été utilisé selon la théorie de l'échantillonnage par hypercube latin qui garantit que l'échantillonnage est proportionnel aux centiles observés, contrairement à un échantillonnage aléatoire pur de 100 tirages MCCM qui est plus sensible à la valeur de départ aléatoire utilisée pour commencer l'échantillonnage.

L'historique du modèle opérationnel de chaque répétition a été conditionné par des valeurs de paramètres choisies par échantillonnage aléatoire dans chaque centile commun. Les points échantillonnés ont été étendus de la distribution marginale bivariable à la distribution *a posteriori* inconditionnelle entière en utilisant l'indice de chaîne postérieure pour le point échantillonné. Cela a permis de s'assurer que les 100 répétitions étaient en mesure de capturer la fourchette et la covariance au sein de la distribution marginale conjointe ( $M_0, B_0$ ), et a contribué à capturer la corrélation entre les variables restantes dans l'ensemble de la distribution *a posteriori* (figure C.3, au-dessus de la diagonale). De plus, malgré quelques irrégularités dans les densités marginales échantillonnées pour les paramètres restants (figure C.3, diagonale,  $B_{2017}$  et pente), les échantillons ont toujours pu capturer la fourchette des distributions marginales conjointes (figure C.3; sous la diagonale, polygones colorés).

## 2.2. PROCÉDURES DE GESTION

Les procédures de gestion (PG) simulées se composent de trois éléments : 1) un ensemble de données sur la pêche comprenant une série chronologique ( $t = 1, 2, \dots, T$ ) des prises par flotte, une série chronologique d'indices de fraie et des proportions selon l'âge dans les prises de pêche; 2) un modèle d'évaluation des stocks qui estime la biomasse historique, le recrutement, la mortalité naturelle, la sélectivité et les paramètres stock-recrutement jusqu'à l'étape

---

temporelle  $t$ , ainsi que les points de contrôle opérationnels dérivés de ces paramètres, comme l'exigent les règles de contrôle des prises (Cox *et al.* 2013); et 3) une règle de contrôle des prises afin de calculer le taux opérationnel cible et la limite de prises en fonction des estimations de l'évaluation du stock sur l'état de la biomasse reproductrice par rapport au niveau non exploité estimé. Ces éléments de base correspondent aux intrants utilisés dans la procédure actuelle de fixation des quotas annuels de hareng. Nous décrivons ci-dessous en détail cette procédure « statu quo » ainsi que neuf autres procédures fondées sur des variantes de la procédure actuelle.

### **2.2.1. Procédure de gestion actuelle du hareng**

Tous les éléments de la procédure de gestion du hareng du Pacifique ont changé depuis que la règle originale de contrôle des prises (RCP) de hareng a été testée et mise en œuvre en 1986 (Haist 1990; Hall *et al.* 1988). Tout d'abord, le relevé a changé en 1988, passant d'un relevé de surface des œufs de hareng effectué à partir de petits bateaux et à pied, à un relevé en plongée qui dénombre le dépôt total d'œufs en comptant les œufs de subsurface qui sont extrapolés en une mesure du dépôt total d'œufs pour chaque frayère.

Deuxièmement, l'application de la RCP est passée de l'utilisation de la biomasse du stock reproducteur actuelle estimée comme indicateur de l'état du stock (selon Hall *et al.* 1998) à l'utilisation de la biomasse du stock reproducteur prévue (vers 1995, Schweigert *et al.* 1997).

Enfin, les hypothèses structurelles du modèle d'évaluation des stocks ont varié entre, notamment, différentes formulations discrètes et instantanées de la mortalité, d'autres hypothèses sur la capturabilité des relevés  $q$ , le poids selon l'âge empirique par rapport au poids selon l'âge modélisé, ainsi que des estimations de la mortalité naturelle variant dans le temps (par exemple, Haist et Stocker 1984; Stocker 1993; Haist et Schweigert 2006; Martell *et al.* 2012; MPO 2016).

Les modifications apportées à la procédure de gestion du hareng énumérées ci-dessus visaient à améliorer le réalisme biologique ou l'ajustement statistique du modèle d'évaluation. De manière générale, les changements ont été mis en œuvre sans évaluation des conséquences sur la gestion et avant la réalisation de tests de simulation complets. Toutefois, des évaluations antérieures ont indiqué que la procédure de gestion actuelle du hareng (Cleary *et al.* 2010; Cox *et al.* 2019; et MPO 2015) pourrait manquer de robustesse face à un éventail plus large d'hypothèses sur la dynamique des stocks de hareng du Pacifique. Les données empiriques n'excluent pas que la procédure de gestion actuelle manque de robustesse. Par exemple, trois des principaux stocks de hareng, soit ceux de la côte ouest de l'île de Vancouver, de la côte centrale (CC) et de Haida Gwaii (HG), étaient inférieurs au seuil pendant 32 %, 21 % et 46 % des années, respectivement, de 1986 à 2013 (MPO 2017). Haida Gwaii a été fermé à la pêche commerciale au hareng rogué et aux œufs sur varech de 2002 à 2018, à l'exception de 2014 (MPO 2018). Les possibilités de pêche commerciale au hareng rogué et aux œufs sur varech offertes en 2014 n'ont pas été exploitées à la suite d'une entente conclue entre le secteur commercial et les Premières Nations locales. De même, la côte ouest de l'île de Vancouver a été fermée à la pêche commerciale en 2006, avec une possibilité de pêche commerciale aux œufs sur varech en 2011 (mais non exploitée, MPO 2018).

Les zones de gestion du détroit de Georgia et de la côte ouest de l'île de Vancouver présentent des historiques de stocks très différents dans le cadre du système actuel d'évaluation et de gestion. Par exemple, la côte ouest de l'île de Vancouver a été fermée à la pêche pendant neuf ans, mais a commencé à montrer quelques signes de reprise depuis 2015. Cette période prolongée de faible production et de faible biomasse (Kronlund *et al.* 2018) soulève des questions quant à savoir si le relevé des dépôts d'œufs mesure avec précision la biomasse du stock reproducteur de harengs, si le modèle d'évaluation des stocks surestime la biomasse du

---

stock reproducteur et si la règle de contrôle des prises est suffisamment prudente (ou trop prudente) pour cette espèce fourragère. En revanche, les estimations de la biomasse des œufs de hareng dans le détroit de Georgia figurent maintenant parmi les plus élevées jamais enregistrées, mais on s'inquiète de la concentration de la répartition spatiale de la fraie et de l'absence persistante de fraie dans certaines zones. Dans ces cas contrastés, les questions scientifiques (c'est-à-dire les principales incertitudes) concernent des changements inexplicables dans les taux de mortalité naturelle du hareng du Pacifique estimés dans les modèles d'évaluation des stocks, le manque de confiance dans les hypothèses concernant le paramètre de mise à l'échelle des relevés de fraie (capturabilité,  $q$ ), ainsi que les effets de la pêche concentrée sur la structure spatiale de la population de hareng du Pacifique à petite échelle. Compte tenu de ces incertitudes, l'efficacité de la procédure de gestion sur le hareng pour reconstituer le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver n'est pas claire. De même, si la biomasse du stock du détroit de Georgia diminue par rapport au niveau élevé actuel, la procédure de gestion actuelle du hareng évitera-t-elle que les taux diminuent rapidement jusqu'à un niveau inacceptable? Une bonne gestion des risques doit permettre d'anticiper la possibilité de déclin soudains (par exemple, en raison d'une augmentation rapide et imprévisible de la mortalité naturelle) qui entraîneraient une perte d'avantages pour les écosystèmes et les utilisateurs. De même, la mise en œuvre de politiques qui n'ont pas été conçues ou testées pour les conditions prévues dans lesquelles elles seront utilisées crée des risques à la fois économiques et de conservation.

Les exigences en matière de données pour la procédure de gestion actuelle du hareng comprennent les débarquements totaux de hareng de la Colombie-Britannique et les observations du nombre d'individus selon l'âge pour les pêches provenant de la réduction, de la pêche de la rogue à la senne, de la rogue au filet maillant, de la pêche de consommation et de la pêche à l'appât, ainsi que des pêches à des fins spéciales, les observations du nombre d'individus selon l'âge pour le programme de pêche expérimentale et d'échantillonnage biologique, les observations de l'indice de fraie pour le relevé 1 (surface, 1951-1987) et le relevé 2 (plongée, 1988-2017), le poids moyen selon l'âge pour la période de l'évaluation (senne seulement) et une hypothèse de maturité selon l'âge.

À chaque étape temporelle, la composante de l'évaluation du stock de la procédure de gestion ajuste un modèle d'évaluation du stock statistique de prises selon l'âge de type espace-état (Martell *et al.* 2012; Cleary *et al.* 2018) qui estime la biomasse actuelle du stock reproducteur ( $\hat{B}_T$ ), la biomasse d'équilibre non exploitée du stock reproducteur ( $\hat{B}_0$ ) et une prévision de la biomasse du stock reproducteur avant la pêche pour l'année suivante ( $\hat{B}_{T+1}$ ). L'estimation de la biomasse prévue du stock reproducteur est utilisée dans une règle de contrôle des prises du niveau minimal d'échappée selon la formulation suivante :

Éq. 1. 
$$C_{T+1} = \min\{B_{T+1} - E, 0.2 \cdot B_{T+1}\},$$

Où le niveau minimal d'échappée de la biomasse du stock reproducteur ( $E$ ) est défini dans le Tableau 2 pour la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le Tableau 3 pour le détroit de Georgia. Des prélèvements à des fins ASR de 150 tonnes américaines (136 t) ou une prise équivalente à  $F = 0,01$  se produit chaque année de projection, quel que soit le taux de récolte recommandé. Veuillez noter que cela représente l'allocation à des fins ASR prescrite dans le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP), et non l'utilisation du hareng déclarée par les Premières Nations.

Dans le cadre des procédures de gestion actuelles et d'autres procédures de gestion présentées ci-dessous, nous supposons que la totalité des prises ( $C_{T+1}$ ) est prélevée chaque année même si, dans la pratique, les prises sont souvent inférieures aux niveaux prescrits.

---

## 2.2.2. Autres règles de contrôle des prises

Nous avons examiné neuf autres règles de contrôle des prises obtenues en combinant une forme de règle linéaire à la pièce (c'est-à-dire un bâton de hockey), un taux de récolte cible, des points de contrôle opérationnels définissant des seuils basés sur la biomasse, ainsi que des plafonds des prises absolus. Les détails de la procédure de gestion pour chacune des pêches de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia sont présentés respectivement dans le Tableau 2 et le Tableau 3.

La première catégorie d'autres RCP (procédures de gestion 2 à 3) diffère de la procédure de gestion 1 en réduisant le taux de récolte cible de l'équation 1 de 20 % à 10 % (procédures de gestion 2) et, dans le cas de la procédure de gestion 3, en incluant un plafond sur les prises totales (Tableau 2 et Tableau 3, total autorisé des captures [TAC] maximum).

Les autres procédures suivantes (procédures de gestion 4 à 6) modifient chacune l'état du stock utilisé dans l'équation 1 d'un niveau de biomasse absolu et fixe, tel qu'il est utilisé historiquement (Schweigert *et al.* 1997), à 50 % de la biomasse non exploitée estimée par le modèle d'évaluation. La procédure de gestion 4 utilise un taux de récolte cible de 20 %, tandis que les procédures de gestion 5 à 6 réduisent toutes les deux cet objectif à 10 %. La procédure de gestion 6 met également en œuvre un plafond des prises (Tableau 2 et Tableau 3).

Les trois dernières règles de contrôle des prises (procédures de gestion 7 à 9) modifient fondamentalement la forme de la règle, qui passe d'une combinaison d'un niveau d'échappée fixe/taux de récolte fixe (c'est-à-dire l'équation 1) à un taux de récolte cible qui varie comme une fonction linéaire à la pièce (ou bâton de hockey) de l'état estimé du stock. La forme du bâton de hockey (BH) implique deux points de contrôle opérationnels : un point de contrôle seuil inférieur en dessous duquel le taux de récolte cible est égal à zéro et un point de contrôle supérieur au-dessus duquel le taux de récolte cible est constant, c'est-à-dire :

$$C_{T+1} = \begin{cases} 0 & \text{if } \hat{B}_{T+1} \leq 0.3\hat{B}_0, \\ 0.2 \cdot \frac{\hat{B}_{T+1} - 0.3\hat{B}_0}{0.6\hat{B}_0 - 0.3\hat{B}_0} \cdot \hat{B}_{T+1} & \text{if } 0.3\hat{B}_0 < \hat{B}_{T+1} \leq 0.6\hat{B}_0, \\ 0.2 \cdot \hat{B}_{T+1} & \text{if } 0.6\hat{B}_0 < \hat{B}_{T+1}. \end{cases}$$

Éq. 2.

Les trois procédures de gestion 7 à 9 fixent ces points de contrôle à 30 % et 60 %, respectivement, de la biomasse du stock reproducteur non exploitée estimée dans le modèle d'évaluation annuelle. La procédure de gestion 7 vise un taux de récolte cible de 20 %, tandis que les procédures de gestion 8 à 9 utilisent un taux de 10 %. La procédure de gestion 9 met également en œuvre un plafond des prises (Tableau 2 et Tableau 3).

Enfin, la procédure de gestion 10 est une procédure sans pêche (AucunePrise) qui démontre la croissance maximale possible et la fourchette de variation naturelle de l'abondance du stock pour chaque stock dans le cadre de chaque scénario du modèle opérationnel.

## 3. RÉSULTATS

### 3.1. CONDITIONNEMENT DU MODÈLE OPÉRATIONNEL

Comme indiqué précédemment, les modèles opérationnels de mortalité variable dans le temps et de mortalité constante sont issus de deux hypothèses différentes du modèle d'évaluation des stocks concernant l'ampleur de la variation historique de  $M$ . L'ajustement de chacun de ces

---

modèles au même ensemble de données historiques crée deux impressions sur les schémas historiques de la dynamique des populations et de la mortalité par pêche, ainsi que deux interprétations différentes de l'état actuel des stocks et de la productivité. Notre intention ici n'est pas de nous focaliser excessivement sur les propriétés statistiques de ces modèles particuliers *en soi*, mais plutôt de les traiter simplement comme des modèles opérationnels tout aussi plausibles pour la simulation. Nous tentons donc de mettre en évidence leurs similitudes et leurs différences afin que les effets du modèle opérationnel sur le rendement des procédures de gestion soient plus faciles à évaluer à partir des résultats de la simulation.

### 3.1.1. MODÈLES OPÉRATIONNELS DE LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER

D'autres modèles opérationnels conditionnés par des données historiques produisent des estimations différentes des paramètres de population et de la précision des relevés pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver (Tableau 6). Comme prévu, le modèle de mortalité variable dans le temps s'adapte globalement mieux aux données que le modèle de mortalité constante, d'après la vraisemblance logarithmique négative totale (les valeurs les plus petites correspondent à un meilleur ajustement). Le fait de permettre à  $M$  de varier dans le temps absorbe un certain écart de l'indice de relevé de la fraie, de sorte que ce modèle estime un indice de relevé plus précis, avec un coefficient de variation de 49 % (c'est-à-dire  $\tau_k^I$  dans le Tableau 5) par rapport au modèle de mortalité constante où le coefficient de variation est de 62,5 %. Cela a des conséquences pour la production de données futures, car le modèle de mortalité variable dans le temps simulera de nouvelles données de relevé sur la fraie qui sont environ 30 % plus précises que le modèle opérationnel de mortalité constante, ce qui aura alors un impact sur le rendement des évaluations futures (c'est-à-dire les estimations de la biomasse, de la productivité, du statut, etc.) Les valeurs de la variabilité du recrutement ( $\sigma_R$ ) étaient également plus élevées pour le modèle de mortalité constante, car une certaine variation du recrutement est attribuée à la variation de  $M$ , mais la différence absolue était relativement faible. Bien que la capturabilité estimée pour le relevé de surface ait été inférieure à 1,0 pour les deux modèles, elle était inférieure de 50 % pour le modèle de mortalité constante (Tableau 6,  $q_{4(surface)}$ ), principalement en raison des répercussions décrites ci-dessous pour la valeur de compensation productivité-biomasse dans les estimations des paramètres.

Les estimations du modèle pour la mortalité naturelle de base en 1951 ( $M_0$ ) étaient presque identiques pour les deux modèles opérationnels. La principale différence pour la dynamique des populations se situe au niveau de l'impression du compromis productivité-biomasse. La productivité (c'est-à-dire la pente du stock-recrutement  $h$ ) et la biomasse d'équilibre non exploitée ( $B_0$ ) sont généralement inversement liées (par exemple, un petit stock productif par rapport à un grand stock improductif) dans les estimations des modèles d'évaluation. Le modèle de mortalité variable dans le temps caractérise le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver comme étant relativement petit ( $B_0 = 48,7 kt$ ) et productif ( $h = 0,724$ ) par rapport au modèle de mortalité constante qui estime un stock potentiellement important ( $B_0 = 109,73 kt$ ), mais moins productif ( $h = 0,541$ ). Le paramètre de pente élevée pour la mortalité variable dans le temps, pourrait avoir au moins deux raisons. Premièrement, cela pourrait refléter un manque de sensibilité du modèle à la relation stock-recrutement, car ce modèle peut capturer la variation apparente de l'abondance par l'intermédiaire de la variation de  $M$  plutôt que du recrutement. Ainsi, la pente estimée pour la mortalité variable dans le temps serait semblable à la moyenne antérieure (pente antérieure à  $h = 0,67$ ). Deuxièmement, en permettant à  $M$  de varier dans le temps, on pourrait briser les corrélations entre la pente et d'autres paramètres du modèle comme  $M$  et  $B_0$ , le résultat étant également semblable à la moyenne antérieure. Quel que soit le cas, la productivité relativement élevée associée à la moyenne antérieure implique en outre que la taille moyenne du stock n'a pas besoin d'être très grande pour appuyer la capture

---

historique, c'est-à-dire que la capture historique peut être expliquée principalement par la variation de la production au moyen des écarts annuels de  $M$  ou du recrutement. Si la taille moyenne du stock est faible, la capturabilité de l'indice de fraie doit alors être plus proche de 1,0, ce qui correspond aux estimations de capturabilité décrites ci-dessus. Pour le modèle de mortalité constante, la pente estimée est plus faible, probablement en raison d'une plus grande sensibilité du modèle au stock-recrutement, mais cela pourrait également refléter des corrélations avec d'autres paramètres du modèle tels que  $M$  et  $B_0$ . Dans un cas comme dans l'autre, la biomasse non exploitée plus élevée est due au fait qu'une productivité plus faible nécessite une biomasse moyenne plus élevée pour soutenir la production historique.

Les différences de capturabilité entre les deux modèles opérationnels conduisent à des estimations de biomasse pour 2017 ( $B_{2017}$ ) qui diffèrent d'un facteur de deux. D'autre part, malgré toutes les différences mentionnées ci-dessus, les deux modèles estiment un état actuel du stock presque identique par rapport à leurs biomasses non exploitées respectives ( $D_{2017}$ ).

Les points de référence biologiques estimés basés sur le rendement maximal durable (RMD) découlent des paramètres donnés ci-dessus, impliquant un petit stock productif pour la mortalité variable dans le temps et un grand stock improductif pour la mortalité constante. Notons en particulier que, dans les deux modèles, ces taux de récolte optimaux théoriques sont plus de deux à cinq fois supérieurs aux taux que nous testons dans les procédures de gestion proposées.

### 3.1.2. MODÈLES OPÉRATIONNELS DU DÉTROIT DE GEORGIA

Les modèles qualitatifs et les compromis dans les estimations des paramètres pour le détroit de Georgia sont presque identiques à ceux de la côte ouest de l'île de Vancouver. Cela n'est pas surprenant, étant donné que les profils découlent principalement des propriétés des modèles d'évaluation des stocks. On estime que la mortalité du hareng du détroit de Georgia n'est pas aussi variable dans le modèle de mortalité variable dans le temps par rapport à la côte ouest de l'île de Vancouver; par conséquent, la plupart des différences attribuables à la variabilité de  $M$  sont plus faibles. Les données d'évaluation du stock de hareng du détroit de Georgia sont aussi généralement plus étendues et plus précises, ce qui peut réduire une certaine sensibilité aux hypothèses.

Néanmoins, les différences notables entre les modèles opérationnels comprennent des valeurs de base semblables pour  $M$  ( $M_0$ ), une pente du stock-recrutement estimée semblable et des points de référence biologiques basés sur la biomasse non exploitée et le RMD presque identiques (Tableau 6).

Pour le détroit de Georgia, la principale différence entre la mortalité variable dans le temps et la mortalité constante concerne les biomasses actuelles estimées, qui sont respectivement  $B_{2017} = 117,04kt$  et  $B_{2017} = 59,96kt$ . Ce schéma s'oppose aux estimations de la biomasse actuelle pour la côte ouest de l'île de Vancouver, où le modèle de mortalité variable dans le temps a estimé une biomasse actuelle beaucoup plus faible (Tableau 6). Il semble que les modèles soient semblables dans leur estimation des propriétés moyennes à long terme déterminées par les paramètres de la dynamique des populations, mais qu'ils diffèrent considérablement dans leur évaluation la plus récente de la biomasse – cela pourrait indiquer une estimation relativement robuste des processus de la dynamique des populations, mais une grande sensibilité aux données plus récentes pour le modèle de mortalité variable dans le temps.

Les simulations en boucle fermée visent à quantifier les risques à long terme pour le rendement de gestion découlant de ces propriétés d'estimation du modèle d'évaluation. Dans cette section, nous utilisons des analyses rétrospectives sur dix ans pour montrer comment les estimations de

---

la biomasse et des paramètres des modèles de mortalité variable dans le temps et de mortalité constante varient au fil du temps en fonction des nouvelles données et des fluctuations de la biomasse.

Les analyses rétrospectives de la biomasse du stock reproducteur, de la mortalité naturelle et des taux de mortalité par pêche montrent comment les estimations du modèle d'évaluation changent avec le temps pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver (Figure 5) et du détroit de Georgia (Figure 6). Le modèle de mortalité variable dans le temps montre peu de tendances rétrospectives pour la biomasse de la côte ouest de l'île de Vancouver, peut-être parce que le stock est petit, que la mortalité par pêche est essentiellement nulle et que les taux de mortalité naturelle sont estimés élevés. La sensibilité non linéaire de l'abondance à  $M$  (par exemple,  $N_{t+1} - N_t e^{-M}$ ) signifie que, toutes choses étant égales par ailleurs, la biomasse est plus sensible aux erreurs dans  $M$  lorsque  $M$  est faible que lorsque  $M$  est élevée. La tendance rétrospective de  $M$  montre une variabilité considérable dans les estimations les plus récentes, mais une absence de biais positif ou négatif persistant. Le lien plus fort entre  $M$  et la biomasse à long terme dans le modèle de mortalité constante produit une surestimation plus persistante de la croissance de la biomasse du stock reproducteur pour la côte ouest de l'île de Vancouver (Figure 5, en haut à droite). C'est-à-dire que lorsque les estimations du modèle de mortalité constante à long terme diminuent au fil du temps, la biomasse moyenne augmente.

Les tendances rétrospectives des estimations du modèle d'évaluation pour le détroit de Georgia s'opposent à celles de la côte ouest de l'île de Vancouver. En particulier, la plus grande taille du stock génère une plus grande sensibilité des estimations de la biomasse à la variation des paramètres estimés de  $M$  et autres paramètres (Figure 6, en haut à gauche). Bien que les estimations de la biomasse du modèle de mortalité variable dans le temps ne soient généralement pas biaisées, d'importantes surestimations peuvent se produire. En revanche, le modèle de mortalité constante présente un biais négatif persistant dans les estimations de la biomasse. Ces variations ne sont toutefois pas dues à des changements dans le modèle de mortalité constante, puisque ces estimations sont très stables. Les sous-estimations systématiques sont probablement dues à des tendances rétrospectives dans le recrutement estimé.

### 3.2. DYNAMIQUE DU MODÈLE DE SIMULATION

Dans chaque section ci-dessous, nous présentons d'abord les résultats du modèle de simulation en boucle fermée pour une seule répétition afin d'illustrer la dynamique de la biomasse du stock reproducteur, les estimations du modèle d'évaluation rétrospective et la dynamique du taux de récolte par rapport aux objectifs de la procédure de gestion pour les stocks de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia. L'exemple de la côte ouest de l'île de Vancouver utilise le modèle opérationnel de mortalité variable dans le temps et le scénario de mortalité dépendante de la densité (MDD), car ce scénario implique en fait suffisamment de pêche future pour démontrer le comportement de la procédure de gestion. En revanche, nous utilisons le scénario de faible biomasse actuelle découlant du modèle opérationnel de mortalité constante pour le détroit de Georgia, car une surestimation de la biomasse constitue le principal risque à court terme pour ce stock. Notez que toutes les mises en œuvre de la procédure de gestion utilisent le modèle d'évaluation de mortalité variable dans le temps pour les évaluations annuelles. Nous appliquons trois procédures de gestion différentes à chaque modèle opérationnel où les erreurs aléatoires dans  $M$ , les indices de relevé, la composition par âge et le recrutement sont tous identiques. Ainsi, la dynamique de la simulation ne montre que les effets des changements dans les taux de récolte cibles et les plafonds des prises des procédures de gestion.

---

Les exemples de répétitions de simulations uniques sont ensuite suivis de résumés de 100 répétitions de simulations pour les mêmes procédures de gestion et scénarios, mais pour l'épuisement de la biomasse du stock reproducteur (biomasse par rapport à la biomasse non exploitée), les prises et les taux de récolte réalisés (c'est-à-dire la proportion réelle de poissons pêchés plutôt qu'estimée). Ces échantillons de biomasse et de prises plus importants sont utilisés pour calculer les mesures de rendement finales pour l'évaluation à la section 3.3.

### 3.2.1. Côte ouest de l'île de Vancouver

Pour la côte ouest de l'île de Vancouver, nous avons appliqué la RCP actuelle avec un taux de prises de 20 % (minE18.8\_TR0,2), la RCP actuelle avec un taux de prises de 10 % (minE18.8\_TR0,1), et le taux de prises de 10 % avec un plafond des prises de 2 000 t (minE18.8\_TR0,1\_cap2) (Figure 7). Pour cette répétition du scénario de MDD, le taux médian de mortalité naturelle en 2017 a commencé par être plus élevé que la moyenne à long terme et a diminué vers la moyenne à long terme au cours de la période de projection, comme indiqué précédemment dans la Figure 4a (COIV). Ainsi, la mortalité naturelle dans cette répétition de simulation diminue au cours de la période de projection (Figure 7, rangée du milieu), ce qui entraîne une augmentation de la biomasse telle que les pêches sont ouvertes dans le cadre des trois procédures de gestion. Dans le cadre de cet essai de simulation particulier, les erreurs d'évaluation de la procédure de gestion actuelle (Figure 7, colonne de gauche) sont très importantes et conduisent à des taux de récolte supérieurs à 20 % pendant la majeure partie de la période de projection et parfois supérieurs à 40 %. Bien que les évaluations de la biomasse indiquent que le stock est supérieur à  $0,30B_0$ , la biomasse reproductrice réelle est maintenue très près de ce niveau.

La réduction du taux de récolte cible dans la procédure de gestion réduit directement la sensibilité de la biomasse aux biais d'évaluation positifs (Figure 7, colonne du milieu). Ainsi, la biomasse du stock reproducteur croît jusqu'à un niveau bien supérieur à  $0,30B_0$  puisque les taux de récolte réalisés par le stock sont généralement inférieurs à 35 %.

Enfin, un taux de prélèvement plus faible combiné à un plafond de 2 000 t sur les prises totales réduit encore la sensibilité aux erreurs d'évaluation (Figure 7, colonne de droite). Dans cette procédure de gestion, le stock croît jusqu'à des niveaux proches de l'état non exploité, les taux de pêche étant constamment maintenus en dessous de 20 %.

Les résultats de 100 simulations pour les mêmes combinaisons scénario-procédure de gestion imitent généralement les exemples à répétition unique (Figure 8). Bien que la procédure de gestion actuelle (Figure 8, colonne de gauche) entraîne une croissance relativement lente de la biomasse médiane au cours de la période de projection, elle maintient également une proportion relativement élevée de niveaux de biomasse inférieurs au PRL, soit  $0,3B_0$ . Les prises augmentent avec le temps, mais sont très variables d'une année à l'autre. La réduction du taux de récolte cible à 10 % (Figure 8, colonne du milieu) augmente la tendance de la croissance à long terme et fait passer une plus grande partie de l'enveloppe de la biomasse au-dessus du PRL. L'ajout d'un plafond des prises (Figure 8, colonne de droite) a peu d'impact sur la biomasse à court terme, tout en augmentant davantage la tendance à la croissance de la biomasse à long terme.

### 3.2.2. Détroit de Georgia

Pour le hareng du détroit de Georgia, nous avons appliqué la RCP actuelle avec un taux de récolte de 20 % (minE21.2\_TR.2), la procédure de gestion avec seuil de 50 % estimé avec un taux de récolte de 20 % (minE.5B0\_TR.2), et la RCP en forme de bâton de hockey de 30-60 % de  $B_0$  avec un taux de récolte cible de 20 % (BH30-60\_TR.2) (Figure 9) dans le cadre du scénario de mortalité constante. Dans ce scénario de mortalité constante, le taux de mortalité

---

naturelle était constant tant sur la période historique que sur la période de projection. Par conséquent, tous les changements de la biomasse résultent uniquement des changements dans le recrutement et la mortalité par pêche.

La caractéristique la plus frappante de cet essai de simulation particulier est la surestimation occasionnelle, mais grave, de la biomasse dans toutes les procédures de gestion (puisque'ils utilisent tous le même modèle d'évaluation de mortalité variable dans le temps) (Figure 9, première ligne). Ces erreurs sont dues à d'importantes erreurs de sous-estimation dans  $M$ , comme le montre la Figure 9 (ligne du milieu). Bien que le modèle d'évaluation de la mortalité variable dans le temps estime correctement les valeurs historiques de  $M$  jusqu'à l'année 2006 environ, les valeurs les plus récentes peuvent être systématiquement biaisées dans une large mesure. La sous-estimation de  $M$  entraîne une surestimation de la biomasse, des taux de récolte réalisés bien supérieurs à l'objectif de 20 % et une chute subséquente de la biomasse du stock reproducteur. La flexibilité du modèle de mortalité variable dans le temps semble permettre une mise à jour rapide des estimations de  $M$  (à condition que les données soient suffisamment précises pour la détecter) pour revenir à des valeurs relativement non biaisées et à des estimations ultérieures non biaisées de la biomasse. Par conséquent, le modèle ne semble pas favoriser de longues périodes de surpêche soutenue. Néanmoins, les taux de récolte réalisés sur le stock fluctuent d'un peu moins de 20 % à près de 60 % en raison de ces erreurs d'évaluation. Dans le cas du seuil de 50 % de  $B_0$  et des RCP en forme de bâton de hockey, les pêches sont effectivement fermées lorsque les erreurs d'évaluation sont corrigées (Figure 9, ligne du bas, colonnes du milieu et de droite).

Malgré les erreurs d'évaluation parfois importantes, les trois variantes de la procédure de gestion sont capables de maintenir la biomasse du stock reproducteur au-dessus de 30 % de  $B_0$  dans plus de 90 % des cas (Figure 10, ligne supérieure). La procédure de gestion actuelle (Figure 10, colonne de gauche) maintient une moindre volatilité des captures et ne ferme jamais la pêche commerciale dans le cadre de ce scénario. Les taux de récolte réalisés par le stock dans le cadre de la procédure de gestion actuelle sont généralement supérieurs à l'objectif de 20 %, et se maintiennent généralement entre 15 et 40 %. Les procédures de gestion avec seuil de 50 % de  $B_0$  et en forme de bâton de hockey présentent des prises plus variables, principalement en raison du seuil plus élevé et du taux de récolte cible progressif, respectivement. Bien que les rendements annuels médians suivent des trajectoires semblables à celles de la procédure de gestion actuelle, des fermetures de pêches et/ou des années de faible prises se produisent dans ces cas.

Parmi les trois modèles opérationnels, le scénario de mortalité constante présente le plus grand défi pour les procédures de gestion et la procédure de gestion actuelle semble présenter le plus grand risque, même si le niveau de risque global est faible (à en juger par la faible proportion de répétitions de simulation avec  $B < 0,3B_0$ , Figure 10).

### **3.3. ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION**

#### **3.3.1. Côte ouest de l'île de Vancouver**

Comme indiqué ci-dessus, le rendement des procédures de gestion est plus sensible dans le cas des hypothèses du modèle opérationnel appliquées à la côte ouest de l'île de Vancouver, par comparaison avec le détroit de Georgia, car les modèles opérationnels diffèrent davantage dans leurs estimations de la dynamique de la productivité des stocks et de la mortalité naturelle. Par exemple, en l'absence de pêche (c'est-à-dire la procédure de gestion « AucunePrise »), la biomasse du stock reproducteur répond à l'objectif de conservation (objectif 1) dans 88, 78 et 94 % des essais par simulation pour les scénarios de MDD, MID et conM, respectivement (Tableau 6). Cependant, en vertu du scénario de MID en particulier, où la mortalité naturelle

---

future devrait demeurer près de la moyenne décennale récente, il semble qu'il n'y ait que peu ou pas de marge de manœuvre, même pour les pêches gérées de façon la plus prudente, car aucune procédure de gestion n'a permis d'atteindre l'objectif de conservation (objectif 1), ni les autres objectifs de biomasse (objectifs 2 à 4).

En vertu des scénarios de MDD et conM, plusieurs procédures de gestion ont permis d'atteindre l'objectif de conservation (objectif 1), tandis qu'un nombre moins important de ces procédures de gestion ont permis d'atteindre les objectifs 2 à 4 concernant la biomasse. Lorsqu'on compare le rendement des procédures de gestion entre l'objectif 2 et l'objectif 3, ce dernier spécifie à la fois un seuil de biomasse plus élevé (c.-à-d.  $0,75B_0$ ) et un seuil de probabilité plus élevé (c.-à-d.  $> 75\%$ ), ce qui signifie que toute procédure de gestion ne permettant pas d'atteindre l'objectif 2 ne permettra automatiquement pas d'atteindre l'objectif 3. L'objectif 2 était le plus difficile à atteindre pour les procédures de gestion dans tous les scénarios de modèles opérationnels (Tableau 7).

Comme prévu, les procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 10 % permettaient de maintenir une biomasse du stock reproducteur moyenne plus élevée que les procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 20 %, quelle que soit la forme de la règle de contrôle des prises ou la présence d'un plafond des prises. Par exemple, chaque forme de règle de contrôle des prises était représentée dans les trois procédures de gestion les plus prudentes dans chaque scénario (Tableau 7; procédure de gestion 3, procédure de gestion 6 et procédure de gestion 9). De même, les trois formes de RCP étaient représentées dans le groupe suivant des trois procédures de gestion les plus prudentes, dans la mesure où elles utilisaient chacun des taux de récolte maximums de 10 %. Les formes de la procédure de gestion actuelle et BH égale à 30-60 avec un taux de récolte maximal de 20 % étaient alors les moins prudentes dans deux des trois scénarios du modèle opérationnel.

En ce qui concerne le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver, les procédures de gestion affichant un plafond des prises de 2 000 t ont permis de maintenir les biomasses du stock reproducteur les plus élevées en raison du fait que leurs taux de récolte effectifs ont été encore plus réduits tandis que les plafonds limitaient l'impact absolu des erreurs d'évaluation. En outre, les procédures de gestion avec ces plafonds des prises étaient les seules à atteindre les objectifs 1 et 2 pour les scénarios de MDD et conM (Tableau 7).

En ce qui concerne les objectifs de rendement, seules les procédures de gestion avec des taux de prises maximums de 10 % et des plafonds des prises ont pu maintenir la variabilité des prises à un niveau proche ou inférieur à 25 %, probablement parce que les taux de prises effectifs plus faibles ont maintenu une biomasse moyenne plus élevée, ce qui a entraîné une fréquence plus faible de résultats d'évaluation en dessous des seuils. Le compromis, bien entendu, se trouve à des rendements moyens sensiblement plus faibles, 50 à 60 % des rendements étant obtenus pour les procédures de gestion sans plafond des prises ou pour les procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 20 % (Tableau 7). La forme de RCP avec un seuil de 50 % de  $B_0$  (c.-à-d.  $\min E.5B_0$ ) a entraîné les fermetures de pêche les plus fréquentes; toutefois, elle n'a pas donné lieu à une biomasse ou à un rendement sensiblement plus élevés que les autres formes de RCP.

Le profil du rendement des procédures de gestion par rapport à d'autres niveaux de référence supérieurs du stock pour l'objectif 2 est qualitativement semblable entre les scénarios à celui décrit ci-devant. Cependant, aucune procédure, y compris l'absence de pêche, n'a permis de maintenir la biomasse du stock reproducteur au-dessus du PRS de rechange tiré d'une période historique de production moyenne (Tableau 7, dernière colonne).

---

### 3.3.2. Déroit de Georgia

Les profils du rendement des procédures de gestion pour le hareng dans le déroit de Georgia étaient semblables à ceux observés sur la côte ouest de l'île de Vancouver. En particulier, les procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 10 % avec des plafonds des prises ont maintenu les niveaux de la biomasse les plus élevés, même si les plafonds des prises avaient peu d'impact global. Toutes les procédures de gestion permettaient d'atteindre l'objectif de conservation (objectif 1) en maintenant la biomasse des géniteurs au-dessus du PRL, avec une probabilité supérieure à 90 % en vertu de tous les scénarios des modèles opérationnels. Cependant, les trois procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 20 % ne permettaient pas d'atteindre l'objectif 2 en vertu du scénario de mortalité constante (Tableau 7). Cela est probablement dû au fait que le taux de récolte plus élevé amplifie l'impact des erreurs d'estimation de l'évaluation de  $M$ , tel qu'il est décrit dans la section 3.2.2.

En vertu des scénarios de MDD et MID, les procédures de gestion qui affichaient un taux de récolte maximal de 10 % et qui comportaient des plafonds des prises maintenaient la variabilité annuelle du rendement en dessous du seuil de 25 % (objectif 5), tandis que la procédure de gestion actuelle permettait de maintenir la variabilité à 27 à 28 % selon tous les scénarios. Comme prévu, les procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 10 % obtenaient des rendements qui se situaient à 50 à 60 % du rendement des procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 20 %.

La procédure de gestion n'a jamais entraîné la fermeture de la pêche au hareng dans le déroit de Georgia en vertu de quelque modèle opérationnel que ce soit. Pour la plupart des autres procédures de gestion, les fermetures étaient décrétées 0 à 9 % (Tableau 8) des fois, les occurrences les plus élevées étant observées pour la procédure de gestion avec un seuil de 50 % de  $B_0$  avec un taux de récolte de 20 % en vertu du scénario de mortalité constante. Les raisons de ce taux de fermeture plus élevé sont décrites dans la section 3.2.2.

Au contraire de ce qui est observé sur la côte ouest de l'île de Vancouver, les procédures de gestion permettaient d'atteindre l'objectif 2 avec d'autres niveaux de référence supérieurs du stock (PRS) dans la plupart des cas. La seule exception est le cas où la procédure de gestion actuelle n'a pas réussi (de 2 %) à maintenir la biomasse du stock reproducteur au-dessus de la biomasse pendant une période de biomasse productive moyenne dans le cadre du scénario de mortalité constante (dernière colonne dans le Tableau 8).

## 4. DISCUSSION

Les pêches au hareng du Pacifique sont confrontées à des questions difficiles à presque toutes les étapes du processus décisionnel en matière de récolte (ainsi que dans de nombreux autres domaines liés à la gestion des pêches). La plupart de ces questions découlent d'un manque de compréhension scientifique claire de la structure, de la dynamique et de l'abondance des populations de poissons, ainsi que d'un scepticisme sain quant à la capacité des modèles complexes d'évaluation des stocks à résoudre ces problèmes. Cependant, en élaborant des objectifs explicites de conservation, de biomasse du stock reproducteur et de rendement, grâce à des collaborations en partie avec les Premières Nations et les intervenants de l'industrie, les gestionnaires des pêches ont établi les conditions nécessaires pour mener une enquête scientifique structurée sur le rendement prévu de la gestion en présence d'incertitude. Dans ce document, nous avons évalué la capacité des procédures de gestion proposées à atteindre ces objectifs quantitatifs de conservation, de biomasse et de rendement, malgré une incertitude considérable sur la dynamique sous-jacente et la taille du stock à tout moment particulier de la décision. Bien que nous ne puissions pas garantir le rendement réel des procédures de gestion que nous avons évaluées, notre évaluation scientifique permet de tirer deux types de

---

conclusions. Premièrement, nous pouvons déterminer si certaines procédures de gestion peuvent ou non être rejetées en fonction du non-respect des objectifs dans le cadre des scénarios de simulation particuliers que nous avons examinés. Deuxièmement, lorsqu'aucune procédure de gestion n'a pu maintenir les pêches, nous pouvons déterminer avec précision l'incertitude qui a contribué à l'échec et le besoin correspondant de recherches futures.

Pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver, nos résultats de simulation montrent que la procédure de gestion actuelle (minE18.8\_TR0,2) ne permettrait pas d'atteindre les objectifs de conservation de la biomasse du stock reproducteur dans la plupart des circonstances que nous avons examinées. La réduction du taux de récolte maximal à 10 % et le plafonnement des quotas de pêche à un maximum de 2 000 t permettraient de réduire le taux de récolte efficace et de se prémunir contre les périodes de faible productivité et les surestimations de l'abondance par les évaluations des stocks lorsqu'elles se produisent. Dans deux des trois scénarios que nous avons examinés, où la mortalité naturelle reste proche de la moyenne historique à long terme (c'est-à-dire qu'elle diminue ou reste constante), ces types de procédures de gestion répondraient aux objectifs 1 (conservation) et 2 de la biomasse, mais pas à l'objectif 3, qui est plus strict. Les pêches éventuelles seraient relativement petites, avec des rendements annuels moyens inférieurs à 2 000 t et des fermetures de 7 à 25 % du temps. Si la mortalité naturelle a fluctué dans le passé et qu'à l'avenir, elle reste proche de la moyenne décennale récente, aucune procédure de gestion n'offrirait alors de pêches régulières autres que celles nécessaires à des fins alimentaires, sociales et rituelles. On pourrait arguer que ce modèle opérationnel de mortalité indépendante de la densité présente une projection future arbitraire, car nous aurions pu choisir une gamme plus large ou des valeurs futures autres que la récente moyenne décennale. Avec le scénario de mortalité dépendante de la densité,  $M$  diminue jusqu'à atteindre la moyenne à long terme, et nous avons trouvé plusieurs procédures de gestion acceptables dans ce cas. La mortalité naturelle estimée par les modèles opérationnels de mortalité variable dans le temps présente aussi actuellement une tendance à la baisse (les dix dernières années); tout maintien de cette tendance entraînerait alors des améliorations de rendement au-delà de celles obtenues dans le cadre du modèle de mortalité dépendante de la densité. Par conséquent, certaines procédures de gestion doivent présenter des probabilités acceptables d'atteindre les objectifs 1 et 2 pour la mortalité indépendante de la densité quelque part entre la moyenne récente de  $M$  sur dix ans et la moyenne à long terme de  $M$ . Ainsi, à court terme, nous pourrions examiner davantage la sensibilité du rendement de la gestion au modèle de mortalité indépendante de la densité future dans cette fourchette.

Il semble qu'aucune procédure de gestion pour les pêches au hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver ne puisse répondre à l'objectif 3, quel que soit le scénario. La seule variabilité naturelle du recrutement (même lorsque la mortalité est constante) suffit à limiter la proportion d'années où le stock est supérieur à 75 % de  $B_0$ , même en l'absence de pêche. Seules les procédures de gestion ayant un plafond des prises ont pu atteindre l'objectif 2.

Pour le hareng du détroit de Georgia, la procédure de gestion actuelle (minE21.2\_TR.2) était généralement robuste dans tous les scénarios que nous avons examinés. Cette procédure de gestion, ainsi que deux autres procédures de gestion avec un taux de récolte maximal de 20 %, n'ont pas répondu à l'objectif 3 dans le cas où la mortalité naturelle historique et future est constante (alors que l'évaluation annuelle du stock suppose qu'elle varie dans le temps). Les conséquences de la réalisation de l'objectif 1, mais pas de l'objectif 2 dans le cadre d'un scénario particulier, impliquent que le stock du détroit de Georgia peut fluctuer entre 30 % et 60 % du niveau non exploité, mais devrait rarement descendre en dessous de 30 % de  $B_0$ . Les taux de mortalité naturelle semblent être relativement stables dans le temps pour le stock du détroit de Georgia, que nous les supposions variables dans le temps ou constants dans le cadre des modèles opérationnels. Une valeur relativement faible et stable de  $M$  implique un

---

taux de récolte maximisant le rendement supérieur à 50 %. Par conséquent, un taux de récolte maximal de 20 % laisse une marge adéquate pour les erreurs d'évaluation, du moins en ce qui concerne le respect des objectifs fixés. Ce résultat pour le détroit de Georgia s'aligne sur les évaluations précédentes de la procédure de gestion actuelle qui ont établi son bon fonctionnement ( $> 90$  % de probabilité  $B > PRL$ ) dans une gamme de scénarios de modèles opérationnels et d'états futurs possibles pour cette zone de stock (Hall *et al.* 1988; Cox *et al.* 2019) et dans des hypothèses de productivité élevée (uniquement) (Cleary *et al.* 2010).

Des versions de la règle de contrôle des prises en forme de bâton de hockey ont été recommandées comme RCP de précaution pour de nombreuses pêches dans le monde (Punt *et al.* 2014); cependant, nos résultats indiquent que la forme de la RCP n'est pas nécessairement la caractéristique la plus importante d'une procédure de gestion prudente. En fait, nous avons démontré que le taux de récolte cible maximal est plus important puisque les erreurs d'évaluation des stocks sont multipliées par ce taux. Ainsi, le fait de doubler le taux de récolte double les erreurs lorsqu'elles se produisent, ce qui, combiné à la perte asymétrique de la surpêche, entraîne des problèmes de conservation persistants. Le taux de récolte maximal fixe l'échelle globale des impacts de la pêche par rapport à la productivité moyenne et constitue donc le principal moteur de la dynamique à long terme. Les plafonds absolus des quotas servent un objectif semblable en limitant le taux de récolte efficace sur le stock et, surtout, l'impact négatif des erreurs de surestimation lorsque le stock est petit, comme cela s'est produit pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver dans nos simulations. Des plafonds des prises adaptés peuvent constituer un réel avantage pour la reconstitution des pêches, où les erreurs d'évaluation peuvent avoir des conséquences durables. Les plafonds des prises que nous avons inclus dans les procédures de gestion pour le plus grand stock de hareng du détroit de Georgia étaient trop élevés pour générer beaucoup d'effet; cependant, des plafonds situés dans la fourchette 20 000-25 000 t dans le cadre de la procédure de gestion actuelle pourraient éliminer le non-respect de l'objectif 2 dans le cadre du scénario de MID pour ce stock, faisant alors de la procédure de gestion actuelle modifiée une procédure de gestion robuste dans tous les scénarios que nous avons examinés. Un tel plafond permettrait de réduire davantage la variabilité interannuelle des prises, qui serait inférieure au maximum de 25 % proposé par les parties prenantes.

#### **4.1. LIMITES ET TRAVAUX FUTURS**

Le paramètre de pente du stock-recrutement touche la productivité du stock à long terme et, par conséquent, notre perception de l'efficacité potentielle des procédures de gestion. En particulier, la pente influe sur le tampon entre les taux de récolte optimaux théoriques (c'est-à-dire  $U_{RSM}$ ) et les taux de récolte maximaux utilisés dans les procédures de gestion pour atteindre les objectifs de conservation et de rendement en présence d'incertitude. Pour le détroit de Georgia, même les taux de récolte qui, en raison d'erreurs d'évaluation, étaient deux fois plus élevés que le maximum prévu de 20 %, restaient bien en deçà des valeurs théoriques de l' $U_{RSM}$  de 50-53 % indiquées dans Tableau 6 pour chaque modèle opérationnel. Cependant, une variation à long terme de la pente ou des biais dans les estimations du modèle opérationnel elles-mêmes diminuerait cet écart, réduisant ainsi le rendement réalisé en matière de conservation. Les travaux futurs devraient donc tester la sensibilité des procédures de gestion du détroit de Georgia à d'autres hypothèses préalables concernant la pente du stock-recrutement, ainsi que la variabilité dans le temps, dans les modèles opérationnels.

Nos résultats ont montré que les erreurs du modèle d'évaluation représentaient un facteur clé du rendement en matière de conservation. Ainsi, les recherches futures pourraient examiner la méthode d'évaluation plus en détail, en essayant notamment de trouver des moyens de réduire les erreurs d'estimation et de prévision de la biomasse. Par exemple, l'évaluation actuelle utilise

---

un paramétrage particulier par spline cubique de la mortalité variable dans le temps qui pourrait induire un certain biais, en particulier si le nombre de nœuds de la spline n'augmente pas dans le temps. Le fait de maintenir les nœuds de la spline au nombre actuel de 12 aplatit la spline au fil du temps, ce qui entraîne des décalages et des estimations de plus en plus biaisées. Une approche plus simple de marche aléatoire dans  $M$ , que nous avons testée dans le cadre d'autres travaux, permettrait d'éliminer cet effet et d'obtenir un meilleur rendement d'estimation à long terme. L'établissement de la capturabilité, tel qu'elle est actuellement effectuée dans la composante du modèle d'évaluation 2 des procédures de gestion que nous avons examinées, suscite également des inquiétudes. Il est relativement simple de substituer le modèle d'évaluation 1 comme méthode d'évaluation dans les évaluations des procédures de gestion, mais nous avons évité le modèle d'évaluation 1 dans cette série d'essais pour deux raisons principales. Premièrement, l'inclusion du modèle d'évaluation 1 nécessiterait des modèles opérationnels supplémentaires paramétrés par l'intermédiaire du modèle d'évaluation 1. Deuxièmement, les erreurs d'évaluation que nous avons montrées pour le modèle d'évaluation 2, qui fixe efficacement la capturabilité des relevés en plongée à 1,0, étaient souvent très importantes et nous nous attendons à ce que le modèle d'évaluation 1 ait une variabilité encore plus grande dans les estimations d'abondance. En effet, la capturabilité ajoute un autre paramètre libre dans ce modèle, ce qui permettrait de modifier l'échelle globale de la population à chaque évaluation. L'avantage de permettre une telle variabilité supplémentaire est discutable parce que le modèle d'évaluation 1 dépend largement de la capturabilité antérieure, car on ne possède que peu de détails, voire aucun, sur la capturabilité dans les données du relevé sur la fraie du hareng, quel que soit le stock de hareng (Cleary *et al.* 2018).

## 4.2. DYNAMIQUE SPATIALE DES POPULATIONS

La structure et la dynamique spatiales de la population de harengs du Pacifique constituent une incertitude clé que nous souhaitons examiner dans les prochains cycles de recherche en matière d'ESG. L'annexe A présente un premier résumé des données d'abondance désagrégées sur le plan spatial pour les stocks de hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia, à partir desquelles les prochaines étapes de l'ESG seront établies. Parmi les implications de la structure spatiale peuvent figurer, *inter alia*, la dynamique spatiale de la population, les pêches séquentielles, le calendrier et la durée des saisons de pêche et des objectifs spatiaux à très petite échelle présentant un intérêt pour les Premières Nations et les communautés locales. Si l'on ne tient pas compte de la structure spatiale de la population, les taux de récolte localisés peuvent dépasser les taux de récolte durables, même lorsque le taux de récolte agrégé semble atténué par des mesures de précaution telles que des taux de récolte maximaux plus bas et des plafonds des prises. Par exemple, Benson *et al.* (2015) ont montré que les interactions entre la productivité et l'abondance de la population spatiale, le moment et la durée de la saison de pêche et la capacité de pêche se combinent pour déterminer l'importance de la structure spatiale dans le rendement de la gestion à long terme.

Les recherches futures pourraient également examiner la faisabilité et le rendement des procédures de gestion du hareng fondées sur des données, en particulier lorsque des modèles opérationnels spatiaux à petite échelle sont utilisés pour examiner le rendement des procédures de gestion en présence d'incertitude sur la structure et la dynamique spatiales de la population. La modélisation de la structure à petite échelle de la population aurait deux effets prévisibles sur les données utilisées dans les procédures de gestion fondées sur les données ou sur les modèles. Premièrement, si l'intensité de l'échantillonnage global reste la même dans toute la zone (p. ex. côte ouest de l'île de Vancouver), les indices des relevés de la fraie et les données sur la composition par âge à des échelles plus petites seraient plus imprécis (c.-à-d. plus variables) en raison de la taille plus petite des échantillons. Deuxièmement, l'erreur apparente de processus dans l'abondance due aux fluctuations du recrutement local, de la productivité et

---

peut-être de  $M$  serait également plus élevée parce que les données de l'indice ne sont pas agrégées à de grandes échelles où les écarts positifs et négatifs se compensent. Les modèles d'évaluation des stocks peuvent donc s'améliorer ou non à des échelles spatiales plus petites. Si les petites sous-zones sont traitées indépendamment, elles peuvent devenir moins biaisées, car les données reflètent mieux la dynamique locale. Il est cependant inévitable qu'une qualité réduite des données diminue l'efficacité du modèle en termes de précision et de biais (Johnson et Cox 2019). D'autre part, les modèles d'évaluation hiérarchique spatiale peuvent offrir un compromis entre le traitement indépendant des stocks et l'agrégation (Johnson et Cox 2019; Thorson *et al.* 2015; Berger *et al.* 2017). Ainsi, même si, en théorie, les modèles opérationnels et la gestion peuvent être réalisés à des échelles plus petites, il se peut que, en pratique, cela ne réduise pas les risques sans quelques ajustements compensatoires supplémentaires des procédures de gestion, déterminés par des tests de simulation.

## 5. RECOMMANDATIONS

Nos résultats ont permis de déterminer plusieurs procédures de gestion qui pourraient répondre aux objectifs de la pêche au niveau des stocks agrégés dans le cadre de divers scénarios de modèles opérationnels, d'incertitude des paramètres et d'erreurs d'estimation des évaluations futures. Pour le hareng du détroit de Georgia, la procédure de gestion actuelle a permis d'atteindre l'objectif de conservation (objectif 1) dans tous les cas et n'a manqué l'objectif 2 que dans le cadre d'un scénario de mortalité constante. Une légère modification du taux de récolte maximal ou du plafond des prises suffirait probablement à répondre aux objectifs 1 et 2 (et aux trois PRS proposés), ainsi qu'à l'objectif 3 dans tous les modèles opérationnels que nous avons examinés.

En ce qui concerne le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver, les procédures de gestion affichant un taux de récolte maximal de 10 % et un plafond des prises de 2 000 t permettaient d'atteindre les objectifs 1 et 2 tant que les taux de mortalité naturelle future ne dépassent pas la moyenne pour la période s'échelonnant entre 2008 et 2017. En présence d'un plafond des prises, les taux de récolte soutenus par le stock étaient maintenus bien en dessous de 20 % et, souvent, en dessous du maximum de 10 %. De telles procédures de gestion permettraient de défendre les conseils de gestion actuels tout en offrant une protection contre un épuisement prononcé à court terme de la ressource à mesure qu'un travail stratégique plus poussé sur les ESG est mené (Butterworth et Geromont 2001).

Néanmoins, il semble que même les procédures de gestion les plus performantes pour la côte ouest de l'île de Vancouver sont encore sensibles à une incertitude plausible concernant les taux de mortalité naturelle futurs. Il est donc nécessaire d'effectuer un suivi en révisant les procédures de gestion les plus prometteuses jusqu'à éliminer cette sensibilité. Par exemple, une option consisterait à augmenter la procédure de gestion BH30-60\_TR.1\_cap2 avec un critère de tendance qui assure un stock croissant stable avant la réouverture des pêches. Un tel critère pourrait être invoqué lorsque le stock a récemment été évalué entre 30 et 60 % de l'estimation de  $B_0$ . Il se comporterait davantage comme la procédure de gestion « AucunePrise » lorsque le stock est faible, ajoutant une incertitude quant à la robustesse sur la productivité sous-jacente.

Une autre option consisterait à avoir une procédure de gestion de ralentissement dans le cadre de laquelle l'utilisateur précise le nombre d'années nécessaires pour que la projection du stock soit supérieure à un seuil (par exemple, un niveau d'échappée minimal) avant qu'un taux de récolte puisse être appliqué. Pour le démontrer, nous avons ajouté une règle de ralentissement à la procédure de gestion la plus efficace pour la côte ouest de l'île de Vancouver (minE.5B0\_TR.1\_cap2). Cette analyse figure à l'annexe C.

---

Enfin, nous recommandons d'explorer davantage les approches de modélisation de la mortalité naturelle anticompensatoire pour les futurs scénarios de modèles opérationnels. Cela peut inclure les effets d'Allee et/ou le rôle de la biomasse des prédateurs ou des taux de consommation sur la dépensation.

## **6. REMERCIEMENTS**

On souhaite remercier Trevor Branch et Paul Regular d'avoir pris le temps de mettre leur expertise au profit de l'examen du document de travail ainsi que tous les participants d'avoir contribué de façon constructive au processus d'examen régional par les pairs. On souhaite aussi remercier Bruce Patten (président de la réunion) ainsi que Lisa Christensen et Ann Mariscak pour le soutien qu'elles ont apporté à la réunion du SCAS.

## 7. TABLEAUX

*Tableau 1. Statistiques sur le rendement calculées pour chaque combinaison de procédure de gestion/scénario. Tous les indicateurs de rendement sont calculés sur trois générations à partir de la première année des projections (2018-2032). La fonction d'indicateur est définie par  $I(X \text{ est VRAI}) = 1$  et  $I(X \text{ est FAUX}) = 0$ .*

Objectif	Description	Probabilité ou statistique	Définition
Objectif 1	Proportion des années visées par les projections au cours desquelles la biomasse du stock reproducteur dépasse $0,3B_0$ .	$P(B > 0,3B_0)$	$P(B > ,3B_0) = \frac{\sum_{r=1}^{100} \left[ \sum_{2018}^{2032} I(B_{r,t} > 0,3B_{r,0}) \right]}{100 \cdot 15}$
Objectif 2	Proportion des années visées par les projections au cours desquelles la biomasse du stock reproducteur dépasse le niveau de RSS	$P(B > USR)$	$P(B > USR) = \frac{\sum_{r=1}^{100} \left[ \sum_{2018}^{2032} I(B_{r,t} > USR) \right]}{100 \cdot 15}$
Objectif 3	Proportion des années visées par les projections au cours desquelles la biomasse du stock reproducteur dépasse $0,75B_0$ .	$P(B > 0,75B_0)$	$P(B > ,75B_0) = \frac{\sum_{r=1}^{100} \left[ \sum_{2018}^{2032} I(B_{r,t} > 0,75B_{r,0}) \right]}{100 \cdot 15}$
Objectif 4	Proportion des années visées par les projections au cours desquelles la biomasse du stock reproducteur dépasse la biomasse de référence $\bar{B}_{1990:1999}$	$P(B > \bar{B}_{1990:1999})$	$P(B > \bar{B}_{1990:1999}) = \frac{\sum_{r=1}^{100} \left[ \sum_{t=2018}^{2027} I(B_{r,t} > \bar{B}_{r,1990:1999}) \right]}{100 \cdot 10}$
Objectif 5	Médiane pour les répétitions concernant la modification annuelle moyenne absolue des prises débarquées	VAM	$VAM = \text{médiane}_r \frac{\sum_{t=2018}^{2032}  C_{r,t} - C_{r,t-1} }{\sum_{t=2018}^{2032} C_{r,t}}$
Objectif 6	Médiane pour les répétitions de la moyenne des prises annuelles débarquées	$\bar{C}$	$\bar{C} = \text{médiane}_r \frac{\sum_{t=2018}^{2032} C_{r,t}}{15}$

Tableau 2. Procédures de gestion proposées utilisées pour la pêche du hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les valeurs de la colonne Seuil sont utilisées à la place de  $E$  dans l'équation 1, section 2.2.1. Les points de contrôle supérieurs ne sont pas définis pour les fonctions de la RCP pour les échappées minimales ( $minE$ ), car ils ne dépendent que de la valeur seuil et du taux de récolte.

Procédure de gestion	$U_{max}$ (TR)	TAC max	Fonction de la RCP	Seuil	Point de contrôle supérieur	Étiquette
<b>PG1</b>	0,2	–	minE	18 800 t	–	minE18.8_TR0,2
<b>PG2</b>	0,1	–	minE	18 800 t	–	minE18.8_TR0,1
<b>PG3</b>	0,1	2 000 t	minE	18 800 t	–	minE18.8_TR0,1_cap2
<b>PG4</b>	0,2	–	minE	0,5 $B_0$	–	minE.5B0_TR0,2
<b>PG5</b>	0,1	–	minE	0,5 $B_0$	–	minE.5B0_TR0,1
<b>PG6</b>	0,1	2 000 t	minE	0,5 $B_0$	–	minE.5B0_TR0,1_cap2
<b>PG7</b>	0,2	–	BH	0,3 $B_0$	0,6 $B_0$	BH30-60_TR0,2
<b>PG8</b>	0,1	–	BH	0,3 $B_0$	0,6 $B_0$	BH30-60_TR0,1
<b>PG9</b>	0,1	2 000 t	BH	0,3 $B_0$	0,6 $B_0$	BH30-60_TR0,1_cap2
<b>PG10</b>	0	0	s. o.	s. o.	s. o.	AucunePrise

Tableau 3. Procédures de gestion proposées utilisées pour la pêche du hareng du détroit de Georgia. Les valeurs de la colonne Seuil sont utilisées à la place de  $E$  dans l'équation 1, section 2.2.1. Les points de contrôle supérieurs ne sont pas définis pour les fonctions de la RCP pour les échappées minimales ( $minE$ ), car ils ne dépendent que de la valeur seuil et du taux de récolte.

Procédure de gestion	$U_{max}$ (TR)	TAC max	Fonction de la RCP	Seuil	Point de contrôle supérieur	Étiquette
<b>PG1</b>	0,2	–	$minE$	21 200 t	–	$minE21.2\_TR0,2$
<b>PG2</b>	0,1	–	$minE$	21 200 t	–	$minE21.2\_TR0,1$
<b>PG3</b>	0,1	30 000 t	$minE$	21 200 t	–	$minE21.2\_TR0,1\_cap30$
<b>PG4</b>	0,2	–	$minE$	$0,5B_0$	–	$minE.5B_0\_TR0,2$
<b>PG5</b>	0,1	–	$minE$	$0,5B_0$	–	$minE.5B_0\_TR0,1$
<b>PG6</b>	0,1	30 000 t	$minE$	$0,5B_0$	–	$minE.5B_0\_TR0,1\_cap30$
<b>PG7</b>	0,2	–	BH	$0,3B_0$	$0,6B_0$	$BH30-60\_TR0,2$
<b>PG8</b>	0,1	–	BH	$0,3B_0$	$0,6B_0$	$BH30-60\_TR0,1$
<b>PG9</b>	0,1	30 000 t	BH	$0,3B_0$	$0,6B_0$	$BH30-60\_TR0,1\_cap30$
<b>PG10</b>	0	0	s. o.	s. o.	s. o.	AucunePrise

Tableau 4. Notation et valeurs des paramètres pour le modèle opérationnel du hareng du Pacifique.

Symbole	Valeur	Description
$T_0$	1951	Année initiale de la période historique
$T_1$	2018	Année au cours de laquelle les procédures de gestion simulées ont commencé
$T_2$	2032	Année qui marque la fin de la simulation
$A$	10	Nombre de classes d'âge
$t$	1,2, ..., $T_2$	Pas de temps La fourchette d'années correspondante est 1951-2032
$a$	1,2,...,A	Indice de classe d'âge
$k$	1,2,...K	Indice de pêche/engin : 1=Réduction, 2=Pêche de la rogue à la senne, 3=Filet maillant, 4=Relevé 1 (relevé de surface), 5=Relevé 2 (relevé en plongée)
$B_0$	–	Biomasse non exploitée du stock reproducteur (tonnes)
$h$	–	Pente de la fonction stock-recrutement
$q_k$	–	Paramètre d'échelle du relevé sur la fraie pour $k = 4,5$
$\tau_k^I$	–	Écart-type des erreurs d'observation pour le relevé $k = 4,5$
$\tau_k^{age}$	–	Écart-type des erreurs liées au vieillissement logistiques normales pour la flotte $k$
$\sigma_R$	–	Erreur-type du logarithme du recrutement
$M_t$	–	Taux instantané de mortalité naturelle (/an) au cours de l'année $t$
$\sigma_M$	0,1	Écart-type des sauts de la marche aléatoire dans le taux de mortalité naturelle
$W_{a,t}$	–	Poids annuel selon l'âge observé au cours de la période historique
$a_{50}^{mat}, a_{95}^{mat}$	2,26, 3,21	Âge à une maturité de 50 % et 95 %
$a_{50}^{sel,k}, a_{95}^{sel,k}$	–	Sélectivité selon l'âge à 50 % et 95 % pour chaque engin

---

Symbole	Valeur	Description
$S_a^k$	–	Proportion sélectionnée selon l'âge $a$ par engin $k$
$R_0$	–	Recrutement d'équilibre non exploité
$\phi$	–	Biomasse du stock reproducteur non exploitée par recrue
$N_{1,a}$	–	Nombres selon l'âge de l'année 1 (1951), intrant du modèle d'évaluation du conditionnement.
$N_{t,a}$	–	Nombre de poissons d'âge $a$ au moment $t$
$\epsilon_{t,k}$	–	Erreur <i>normale</i> (0,1) d'observation non corrélée dans l'indice du logarithme de fraie du relevé $k=4,5$ au moment $t$
$\eta_{t,a}^k$	–	Erreur <i>normale</i> (0,1) non corrélée de la transformation logistique de la composition par âge de l'engin $k=1,2,3$ au moment $t$
$W_t$	–	Écart dans le processus de recrutement log-normal
$\delta_t^X$	–	Composante de l'erreur <i>normale</i> (0,1) du taux de mortalité naturelle logarithmique ( $X = M$ ) et du logarithme du recrutement ( $X = R$ )
$B_t$	–	Biomasse du stock reproducteur à l'année $t$
$C_{t,k,a}$	–	Prises selon l'âge $a$ avec l'engin $k$ à l'année $t$
$F_{t,k}$	–	Taux de mortalité par pêche entièrement sélectionné pour l'engin $k$ à l'année $t$
$Z_{t,a}$	–	Taux de mortalité total à l'année $t$ pour l'âge $a$
$I_{t,k}$	–	Indice de biomasse observée pour l'engin $k = 4, 5$
$p_{t,a}^k$	–	Proportion observée de harengs de la classe d'âge $a$ dans les prises échantillonnées pour l'engin $k$
$x_{t,a}^k$	–	Log résiduel centré sur zéro des proportions de harengs à l'âge $a$ au moment $t$ pour l'engin $k$
$u_{t,a}^k$	–	Proportion réelle de harengs de la classe d'âge $a$ dans les prises échantillonnées pour l'engin $k$

---

Tableau 5. Équations du modèle opérationnel structuré selon l'âge définissant la dynamique de la population et observations pour le hareng du Pacifique.

**Sélectivité, maturité et poids selon l'âge**

Numéro du MO	Équation
MO.1	$s_a^k = \begin{cases} 0 & a = 1 \\ \left(1 + \exp\left[-\log(19)\left(a - a_{50}^{sel,k}\right) / \left(a_{95}^{sel,k} - a_{50}^{sel,k}\right)\right]\right)^{-1} & a > 1 \end{cases}$
MO.2	$m_a = \begin{cases} 0 & a = 1 \\ \left(1 + \exp\left[-\log(19)\left(a - a_{50}^{mat}\right) / \left(a_{95}^{mat} - a_{50}^{mat}\right)\right]\right)^{-1} & a > 1 \end{cases}$
MO.3	$w_{a,t} = \begin{cases} 0 & a = 1 \\ W_{a,t} & t < T_1 \\ \sum_{y=1}^{T_1-1} W_{a,y} & t \geq T_1 \\ \frac{y-1}{T_1-1} & t \geq T_1 \end{cases}$

**Dynamique de l'état**

Numéro du MO	Équation
MO.4	$\phi = \sum_a w_{a,T_1} m_a e^{-(a-1)\bar{M}_t}$
MO.5	$R_0 = B_0 / \phi$
MO.6	$N_{t,1} = \begin{cases} R_t^{OM} & t < T_1 \\ \frac{4R_0^{OM} B_{t-1}}{B_0(1-h) + (5h-1)B_{t-1}} e^{s_R d_t^R - 0.5s_R^2} & t \geq T_1 \end{cases}$
MO.7	$N_{t,a} = \begin{cases} N_{t-1,a-1} e^{-Z_{t-1,a-1}} & 2 \leq a \leq A-1 \quad t > 1 \\ N_{t-1,a-1} e^{-Z_{t-1,a-1}} + N_{t-1,a} e^{-Z_{t-1,a}} & a = A \quad t > 1 \end{cases}$

---

Numéro du MO	Équation
-----------------	----------

---

MO.8 
$$B_t = \sum_{a=1}^A m_a w_{a,t} N_{t,a} e^{-Z_{t,a}}$$

MO.9 
$$M_t = \begin{cases} M_1 & t = 1, \\ M_{t-1} e^{\sigma_M \delta_t^M - \sigma_M^2 / 2} & t > 1 \end{cases}$$

MO.10 
$$C_{t,k,a} = w_{a,t} N_{t,a} \frac{s_a^k F_{t,k}}{Z_{t,a}} \left[ 1 - e^{-Z_{t,a}} \right]$$

MO.11 
$$Z_{t,a} = M_t + \sum_{k=1}^{k=3} s_a^k F_{t,k}$$

### Modèles des observations

---

Numéro du MO	Équation
-----------------	----------

---

MO.12 
$$I_{t,k} = q_k \left( \sum_{a=1}^A m_a w_{a,t} N_{t,a} e^{-Z_{t,a}} \right) e^{\tau_k^1 \epsilon_{t,k} - \tau_k^2 / 2}$$

MO.13 
$$u_{t,a}^k = \frac{N_{t,a} s_a^k e^{Z_{t,a}}}{\sum_j N_{t,j} s_j^k e^{Z_{t,j}}}$$

MO.14 
$$x_{t,a}^k = \log u_{t,a}^k + \tau_p^k \eta_{t,a}^k - \frac{1}{A} \sum_{j=1}^A \left[ \log u_{t,j}^k + \tau_k^{age} \eta_{t,a}^k \right]$$

MO.15 
$$p_{a,t}^k = \exp \left[ x_{t,a}^k \right] / \sum_{j=1}^A \exp \left[ x_{t,j}^k \right]$$

Tableau 6. Propriétés du modèle opérationnel du hareng résultant des ajustements des données historiques. Pour chaque stock et hypothèse  $M$ , la première ligne montre (de gauche à droite) la probabilité logarithmique négative suivie des valeurs moyennes a posteriori estimées et dérivées des paramètres clés avec les écarts-types a posteriori à la deuxième ligne. Les quantités estimées et dérivées sont l'écart-type de l'erreur d'observation ( $\tau_{obs}$ ), l'écart-type de l'erreur de processus de stock-recrutement ( $\sigma_R$ ), la capturabilité estimée du relevé de surface ( $q_4$ ), la pente ( $h$ ) du stock-recrutement, le taux initial de mortalité naturelle ( $M_0$ ), le taux moyen de mortalité naturelle historique ( $\bar{M}$ ), la biomasse du stock reproducteur non exploitée ( $B_0$ ), la biomasse du stock reproducteur en 2017 ( $B_{2017}$ ), l'affaissement du stock reproducteur ( $D_{2017} = B_{2017}/B_0$ ), la biomasse produisant le rendement maximal durable théorique ( $B_{RMD}$ ), le rendement maximal durable ( $RMD$ ) et le taux de récolte qui permet d'atteindre le rendement maximal durable ( $U_{RMD} = RMD/(B_{RMD} + RMD)$ ). Les unités de biomasse sont exprimées en milliers de tonnes métriques (t) et la mortalité naturelle en année<sup>-1</sup>.

Stock	Hypothèse $M$	$l$	$\tau_{obs}$	$\sigma_R$	$q_{4(sur\ surface)}$	$h$	$M_0$	$\bar{M}$	$B_0$	$B_{2017}$	$D_{2017}$	$B_{RMD}$	$RMD$	$U_{RMD}$
Côte ouest de l'île de Vancouver	Variable dans le temps	-740,161	0,490	0,728	0,826	0,724	0,632	0,578	48,729	18,836	0,393	11,313	13,303	0,540
		-	0,041	0,054	0,087	0,076	0,189	0,029	7,504	6,665	0,145	-	-	-
Côte ouest de l'île de Vancouver	Constante	-597,286	0,625	0,885	0,455	0,541	0,663	-	109,733	36,882	0,366	34,184	29,918	0,422
		-	0,049	0,063	0,051	0,070	0,020	-	35,633	7,275	0,128	-	-	-
Détroit de Georgia	Variable dans le temps	-1421,41	0,432	0,686	1,019	0,739	0,494	0,543	145,867	117,039	0,828	33,261	37,655	0,531
		-	0,040	0,053	0,095	0,084	0,177	0,028	31,610	31,766	0,260	-	-	-
Détroit de Georgia	Constante	-1299,94	0,459	0,713	0,798	0,666	0,610	-	146,556	59,961	0,419	38,449	38,449	0,507
		-	0,038	0,052	0,045	0,085	0,012	-	27,012	11,098	0,097	-	-	-

Tableau 7. Rendement de la procédure de gestion pour le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les critères de rendement sont calculés sur trois générations (15 ans) à partir du début de la période visée par les projections pour tous les objectifs, sauf pour l'objectif 4 (concernant la biomasse), qui est calculé sur deux générations (10 ans, Tableau 1). Les procédures de gestion sont classées à l'intérieur de chaque scénario en fonction de leur rendement par rapport à l'atteinte de l'objectif de conservation (objectif 1), puis en fonction de l'atteinte des objectifs 2 à 6. Le classement en fonction de ces derniers objectifs est effectué à la seule fin d'améliorer la lisibilité des tableaux du rendement et non pour imposer des priorités parmi ceux-ci.

Scénario	PG	Critère Étiquette	Objectifs liés à la biomasse				Objectifs en matière de rendement			Objectif 2 avec autres PRS	
			Objectif 1 (PRL)	Objectif 2	Objectif 3	Objectif 4	Objectif 5 (Variabilité des prises)	Objectif 6 (Rendement moyen)	Probabilité des fermetures	Biomasse moyenne historique	Biomasse productive moyenne
			> 75 %	> 50 %	> 75 %	> 75 %	< 25 %	max.		min.	> 50 %
			P(Bt > 0,3B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,6B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,75B <sub>0</sub> )	P(Bt > B90s)	VAMméd.	Prises moyennes	P(Pt < 650 t)	P(Bt > Bmoy)	P(Bt > Bmoy-prod)
COIV_MDD	10	AucunePrise	88 %	61 %	46 %	42 %	–	0,13	100 %	61 %	40 %
COIV_MDD	6	minE.5B0_TR0,1_cap 2	87 %	55 %	39 %	38 %	16,49	1,72	25 %	55 %	34 %
COIV_MDD	9	BH30- 60_TR0,1_cap2	86 %	54 %	39 %	37 %	13,14	1,86	14 %	54 %	34 %
COIV_MDD	3	minE18.8_TR0,1_cap 2	86 %	54 %	38 %	37 %	8,26	1,85	17 %	54 %	34 %
COIV_MDD	5	minE.5B0_TR0,1	86 %	47 %	32 %	32 %	39,07	3,63	27 %	47 %	27 %
COIV_MDD	8	BH30-60_TR0,1	84 %	46 %	31 %	31 %	36,33	3,78	14 %	46 %	26 %
COIV_MDD	2	minE18.8_TR0,1	84 %	46 %	31 %	31 %	34,32	3,79	18 %	46 %	27 %
COIV_MDD	4	minE.5B0_TR0,2	78 %	33 %	20 %	22 %	47,42	6,23	29 %	32 %	16 %
<b>COIV_MDD</b>	<b>1</b>	<b>minE18.8_TR0,2</b>	<b>75 %</b>	<b>30 %</b>	<b>19 %</b>	<b>21 %</b>	<b>41,28</b>	<b>6,66</b>	<b>21 %</b>	<b>30 %</b>	<b>15 %</b>
COIV_MDD	7	BH30-60_TR0,2	74 %	30 %	19 %	21 %	40,31	6,56	14 %	30 %	15 %
COIV_MID	10	AucunePrise	78 %	39 %	27 %	32 %	–	0,13	100 %	40 %	23 %
COIV_MID	6	minE.5B0_TR0,1_cap 2	74 %	35 %	23 %	28 %	29,43	1,52	34 %	35 %	20 %
COIV_MID	3	minE18.8_TR0,1_cap 2	73 %	34 %	22 %	28 %	21,35	1,74	26 %	34 %	19 %
COIV_MID	9	BH30- 60_TR0,1_cap2	73 %	34 %	23 %	28 %	18,63	1,73	21 %	34 %	19 %
COIV_MID	5	minE.5B0_TR0,1	69 %	28 %	17 %	23 %	49,49	2,69	37 %	28 %	14 %
COIV_MID	8	BH30-60_TR0,1	68 %	28 %	17 %	23 %	40,85	2,97	22 %	27 %	14 %

Scénario	PG	Critère Étiquette	Objectifs liés à la biomasse				Objectifs en matière de rendement			Objectif 2 avec autres PRS	
			Objectif 1 (PRL)	Objectif 2	Objectif 3	Objectif 4	Objectif 5 (Variabilité des prises)	Objectif 6 (Rendement moyen)	Probabilité des fermetures	Biomasse moyenne historique	Biomasse productive moyenne
			> 75 %	> 50 %	> 75 %	> 75 %	< 25 %	max.	min.	> 50 %	> 50 %
			P(Bt > 0,3B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,6B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,75B <sub>0</sub> )	P(Bt > B90s)	VAMméd.	Prises moyennes	P(Pt < 650 t)	P(Bt > Bmoy)	P(Bt > Bmoy- prod)
COIV_MID	2	minE18.8_TR0,1	68 %	27 %	17 %	23 %	41,17	3,08	28 %	27 %	14 %
COIV_MID	4	minE.5B0_TR0,2	60 %	19 %	11 %	17 %	60,48	4,48	39 %	20 %	8 %
<b>COIV_MID</b>	<b>1</b>	<b>minE18.8_TR0,2</b>	<b>56 %</b>	<b>18 %</b>	<b>10 %</b>	<b>16 %</b>	<b>47,74</b>	<b>5,06</b>	<b>30 %</b>	<b>18 %</b>	<b>8 %</b>
COIV_MID	7	BH30-60_TR0,2	56 %	18 %	10 %	16 %	47,27	5,06	20 %	18 %	8 %
COIV_conM	10	AucunePrise	94 %	58 %	40 %	92 %	–	0,13	100 %	74 %	73 %
COIV_conM	6	minE.5B0_TR0,1_cap 2	91 %	53 %	36 %	88 %	7,12	1,98	8 %	70 %	68 %
COIV_conM	3	minE18.8_TR0,1_cap 2	91 %	53 %	36 %	88 %	7,12	1,98	7 %	70 %	68 %
COIV_conM	9	BH30- 60_TR0,1_cap2	91 %	53 %	36 %	88 %	7,10	1,98	7 %	70 %	68 %
COIV_conM	5	minE.5B0_TR0,1	87 %	38 %	25 %	83 %	29,47	7,68	9 %	59 %	57 %
COIV_conM	8	BH30-60_TR0,1	86 %	38 %	24 %	83 %	29,40	7,71	7 %	58 %	57 %
COIV_conM	2	minE18.8_TR0,1	86 %	38 %	24 %	83 %	28,89	7,73	7 %	59 %	56 %
COIV_conM	4	minE.5B0_TR0,2	73 %	23 %	13 %	70 %	31,30	13,09	10 %	41 %	39 %
COIV_conM	7	BH30-60_TR0,2	72 %	23 %	13 %	69 %	30,70	13,23	7 %	40 %	38 %
<b>COIV_conM</b>	<b>1</b>	<b>minE18.8_TR0,2</b>	<b>72 %</b>	<b>23 %</b>	<b>13 %</b>	<b>69 %</b>	<b>30,46</b>	<b>13,30</b>	<b>8 %</b>	<b>40 %</b>	<b>38 %</b>

Tableau 8. Rendement des procédures de gestion pour le stock du détroit de Georgia. Les critères de rendement sont calculés sur trois générations (15 ans) à partir du début de la période visée par les projections pour tous les objectifs de gestion (Tableau 1). Les procédures de gestion sont classées à l'intérieur de chaque scénario en fonction de leur rendement par rapport à l'atteinte de l'objectif de conservation (objectif 1), puis en fonction de l'atteinte des objectifs 2 à 6. Le classement en fonction de ces derniers objectifs est effectué à la seule fin d'améliorer la lisibilité des tableaux du rendement et non pour imposer des priorités parmi ceux-ci.

Scénario	PG	Étiquette	Objectif en matière de		Objectifs en matière de rendement			Objectif 2 avec autres PRS	
			Objectif 1 (PRL)	Objectif 2	Objectif 5 (Variabilité des)	Objectif 6 (Rendement)	Probabilité	Biomasse moyenne	Biomasse productive
			> 75 %	> 50 %	< 25 %	max.	min.	> 50 %	> 50 %
			P(Bt > 0,3B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,6B <sub>0</sub> )	VAMéd.	Prises moyennes	P(Pt < 650 t)	P(Bt > Bmoy)	P(Bt > Bmoy-prod)
DG_MDD	10	AucunePrise	100 %	97 %	–	0,14	100 %	99 %	98 %
DG_MDD	3	minE21.2_TR0,1_cap30	99 %	92 %	22,56	21,48	0 %	97 %	93 %
DG_MDD	9	BH30-60_TR0,1_cap30	99 %	92 %	22,98	21,48	0 %	98 %	93 %
DG_MDD	6	minE.5B0_TR0,1_cap30	99 %	92 %	23,50	21,48	2 %	98 %	93 %
DG_MDD	8	BH30-60_TR0,1	99 %	92 %	30,09	23,44	0 %	98 %	93 %
DG_MDD	5	minE.5B0_TR0,1	99 %	92 %	30,32	23,44	2 %	98 %	93 %
DG_MDD	2	minE21.2_TR0,1	99 %	91 %	29,64	23,44	0 %	97 %	93 %
DG_MDD	4	minE.5B0_TR0,2	98 %	79 %	28,35	39,87	3 %	92 %	79 %
DG_MDD	7	BH30-60_TR0,2	98 %	78 %	27,83	39,87	0 %	92 %	78 %
<b>DG_MDD</b>	<b>1</b>	<b>minE21.2_TR0,2</b>	<b>97 %</b>	<b>78 %</b>	<b>26,97</b>	<b>39,87</b>	<b>0 %</b>	<b>91 %</b>	<b>78 %</b>
DG_MID	10	AucunePrise	99 %	98 %	–	0,14	100 %	99 %	98 %
DG_MID	6	minE.5B0_TR0,1_cap30	99 %	93 %	22,94	22,63	2 %	98 %	94 %
DG_MID	3	minE21.2_TR0,1_cap30	99 %	93 %	22,94	22,63	0 %	98 %	94 %
DG_MID	9	BH30-60_TR0,1_cap30	99 %	93 %	22,94	22,63	0 %	98 %	94 %
DG_MID	2	minE21.2_TR0,1	99 %	93 %	29,63	24,88	0 %	98 %	94 %
DG_MID	8	BH30-60_TR0,1	99 %	93 %	29,68	24,88	0 %	98 %	94 %
DG_MID	5	minE.5B0_TR0,1	99 %	93 %	29,95	24,88	2 %	98 %	94 %
DG_MID	4	minE.5B0_TR0,2	98 %	85 %	28,73	43,92	3 %	95 %	86 %
DG_MID	7	BH30-60_TR0,2	97 %	85 %	27,97	43,92	1 %	94 %	85 %

Scénario	PG	Étiquette	Objectif en matière de		Objectifs en matière de rendement			Objectif 2 avec autres PRS	
			Objectif 1 (PRL)	Objectif 2	Objectif 5 (Variabilité des	Objectif 6 (Rendement	Probabilité	Biomasse moyenne	Biomasse productive
			> 75 %	> 50 %	< 25 %	max.	min.	> 50 %	> 50 %
			P(Bt > 0,3B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,6B <sub>0</sub> )	VAMéd.	Prises moyennes	P(Pt < 650 t)	P(Bt > B <sub>moy</sub> )	P(Bt > B <sub>moy</sub> -prod)
<b>DG_MID</b>	<b>1</b>	<b>minE21.2_TR0,2</b>	<b>97 %</b>	<b>84 %</b>	<b>27,14</b>	<b>43,92</b>	<b>0 %</b>	<b>94 %</b>	<b>85 %</b>
DG_conM	10	AucunePrise	100 %	84 %	–	0,14	100 %	97 %	93 %
DG_conM	3	minE21.2_TR0,1_cap30	99 %	60 %	33,18	13,79	0 %	87 %	75 %
DG_conM	2	minE21.2_TR0,1	99 %	60 %	33,54	13,80	0 %	87 %	75 %
DG_conM	9	BH30-60_TR0,1_cap30	99 %	60 %	35,22	13,56	1 %	88 %	75 %
DG_conM	8	BH30-60_TR0,1	99 %	60 %	36,11	13,56	1 %	88 %	75 %
DG_conM	6	minE.5B0_TR0,1_cap30	99 %	60 %	36,19	13,43	6 %	88 %	76 %
DG_conM	5	minE.5B0_TR0,1	99 %	60 %	37,27	13,43	6 %	88 %	76 %
DG_conM	4	minE.5B0_TR0,2	93 %	35 %	38,63	23,31	9 %	67 %	52 %
DG_conM	7	BH30-60_TR0,2	92 %	33 %	34,28	23,76	1 %	65 %	50 %
<b>DG_conM</b>	<b>1</b>	<b>minE21.2_TR0,2</b>	<b>91 %</b>	<b>31 %</b>	<b>28,27</b>	<b>24,08</b>	<b>0 %</b>	<b>62 %</b>	<b>48 %</b>

## 8. FIGURES

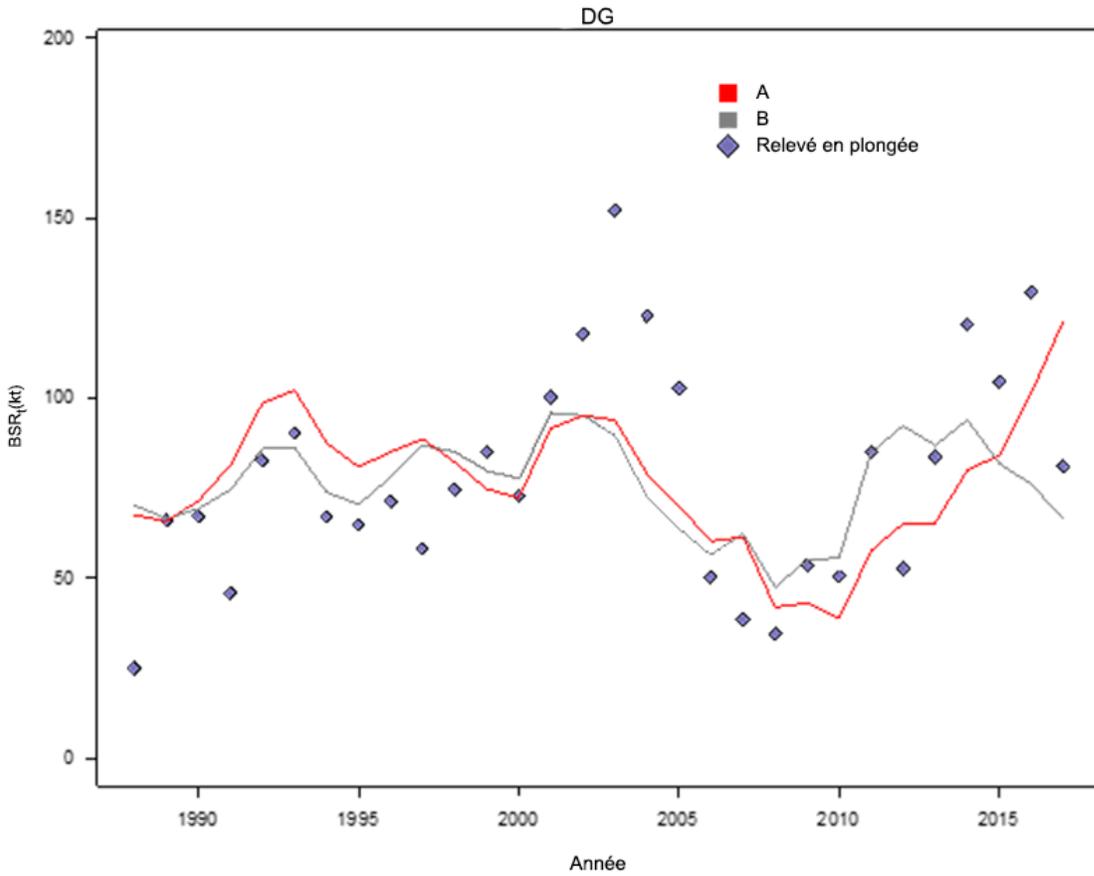


Figure 1. Distributions a posteriori de la biomasse du stock reproducteur issues du modèle d'évaluation du stock de hareng dans le cadre d'une hypothèse de  $M$  variable dans le temps (A) et d'une hypothèse de  $M$  constante (B). Les régions ombragées représentent les 95 % centrales de la distribution, et les lignes représentent les valeurs de la médiane. Les diamants violets montrent les observations absolues de l'indice de fraie du relevé en plongée.

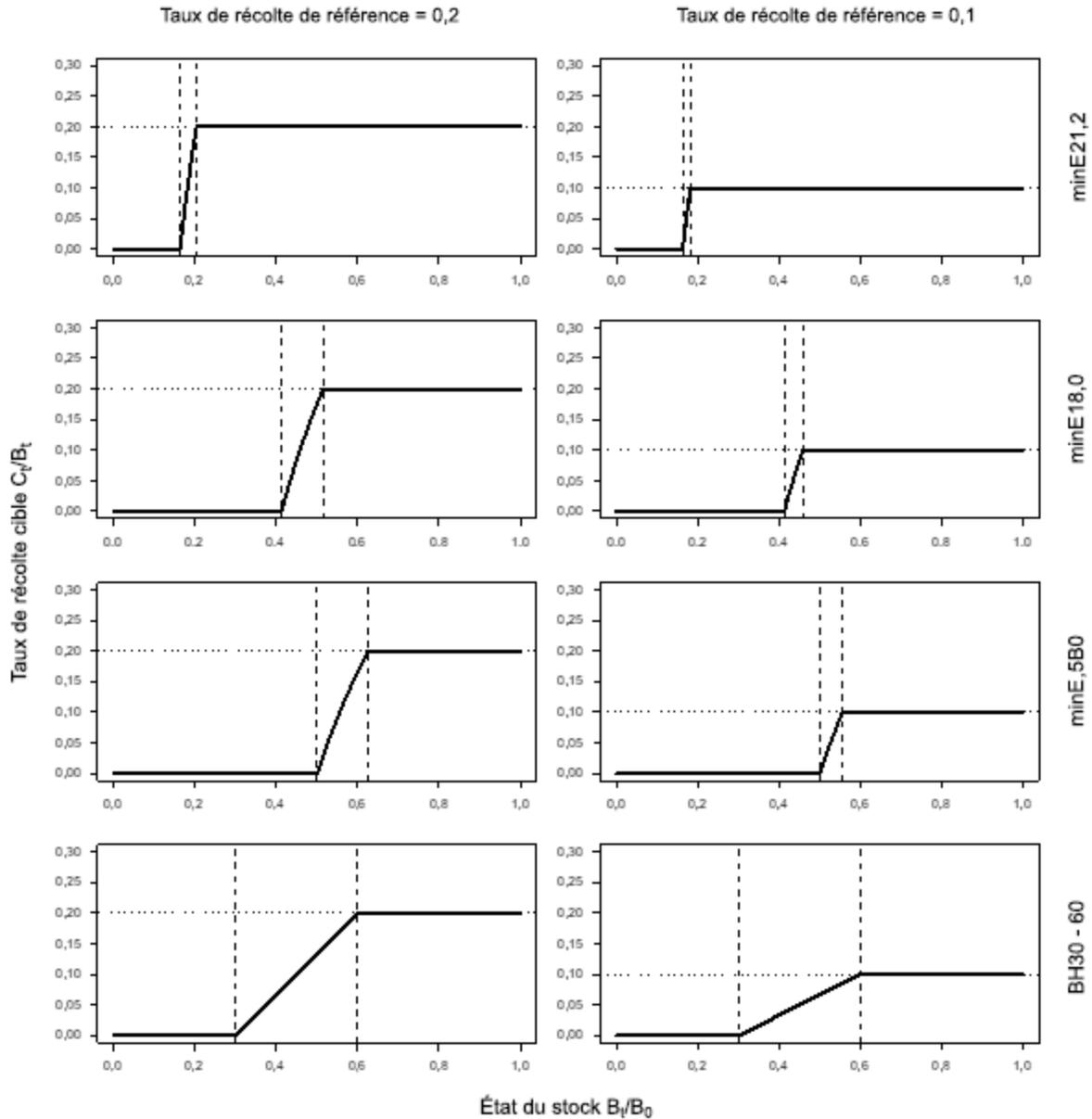


Figure 2. Les diagrammes de la règle de contrôle des prises montrent la relation fonctionnelle entre le taux de récolte et l'état du stock pour chaque procédure de gestion. La première ligne montre la règle de contrôle des prises pour les procédures de gestion du hareng du détroit de Georgia 1 à 3 avec  $E_{min}$  égale 21 200 t (l'état du stock est mis à l'échelle de la  $B_0$  MO). La deuxième ligne montre la règle pour les procédures de gestion du hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver 1 à 3 avec  $E_{min}18,800$  (aussi mis à l'échelle de la  $B_0$  MO). La troisième ligne montre la règle pour les procédures de gestion 4 à 6 avec  $E_{min}0,5B_0$ . La quatrième ligne montre la règle pour les procédures de gestion 7 à 9 avec BH30-60.

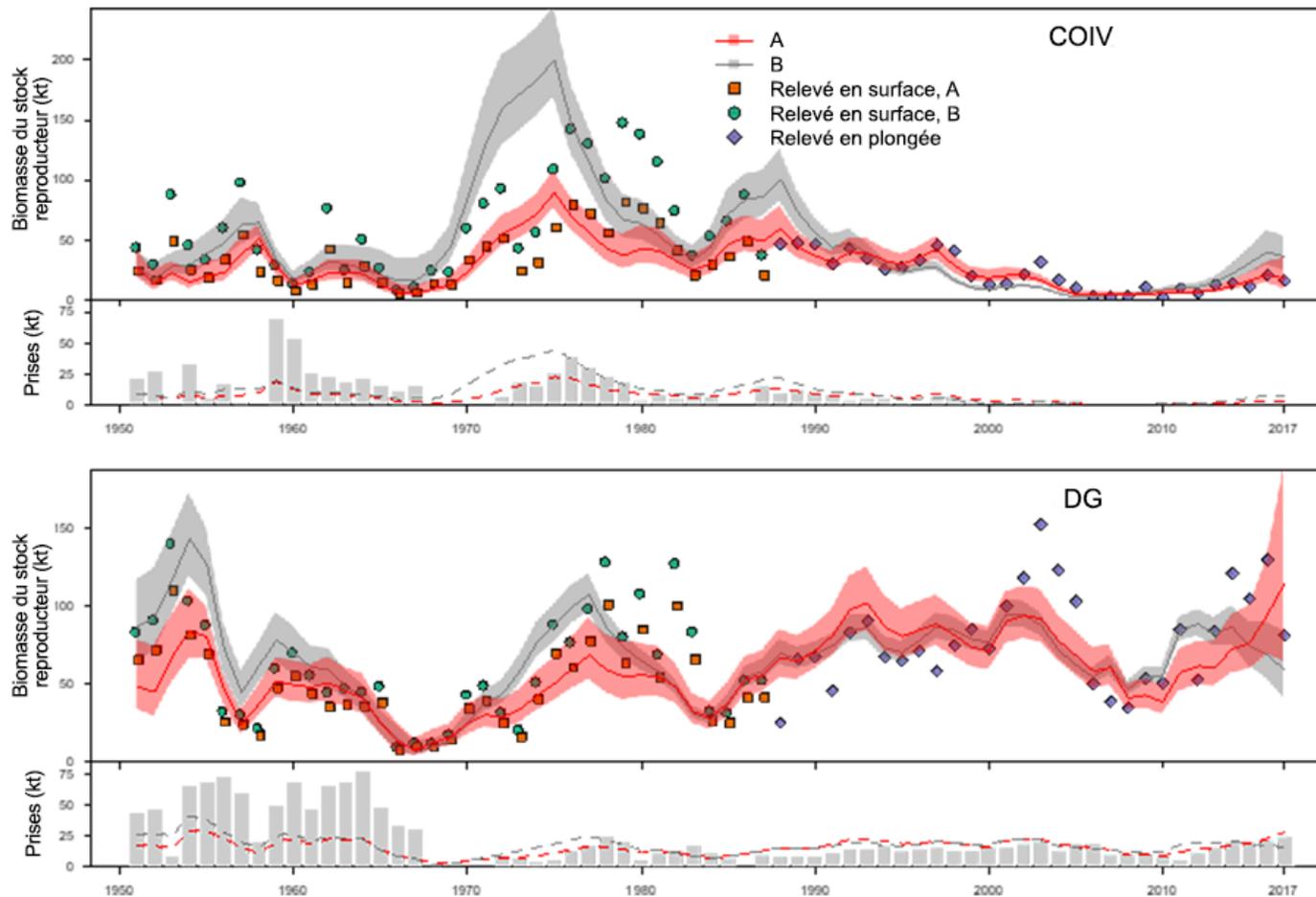


Figure 3. Estimations du modèle d'évaluation de la biomasse du stock reproducteur selon des hypothèses de mortalité naturelle variable dans le temps (A) et de mortalité constante (B) pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver (en haut) et le hareng du détroit de Georgia (en bas) depuis 1951. Les régions ombragées représentent les 95 % centraux de la distribution a posteriori de la biomasse, et les lignes continues représentent la médiane. Les points des tracés de la biomasse du stock reproducteur montrent les observations de l'indice de fraie du relevé en plongée (diamants), les indices de relevé de surface mis à l'échelle par l'estimation M variable dans le temps de la capturabilité (carrés) et les indices de relevé de surface mis à l'échelle par l'estimation M constante de la capturabilité (cercles). Les barres verticales grises montrent les prises historiques chaque année, et les tirets horizontaux montrent les prises associées à un taux de récolte de 20 %, en utilisant la biomasse selon une évaluation de M variable dans le temps (en rouge) ou de M constante (en gris).

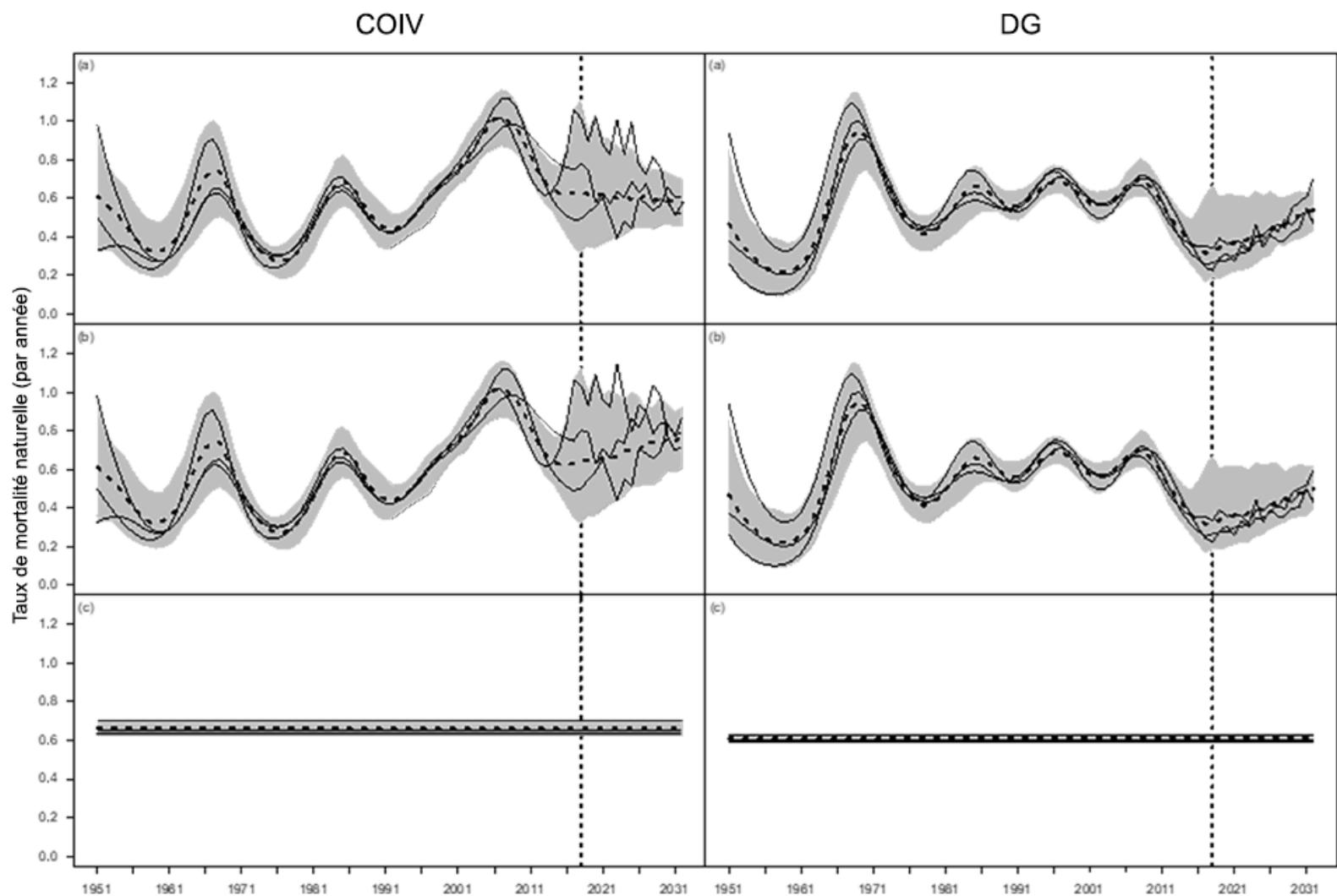


Figure 4. Enveloppes de simulation pour la mortalité naturelle variable dans le temps dans le scénario dépendant de la densité (a), le scénario indépendant de la densité (b) et le scénario de mortalité constante (c) pour les stocks de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver et du détroit de Georgia. La période historique est représentée comme allant de 1951 à 2017. La ligne pointillée verticale à l'année 2018 indique le début de la période visée par les projections. La région en gris indique les 95 % centraux des taux de mortalité simulés, le tireté noir indique la médiane de l'enveloppe et les lignes fines noires indiquent les taux de mortalité pour trois répétitions sélectionnées au hasard.

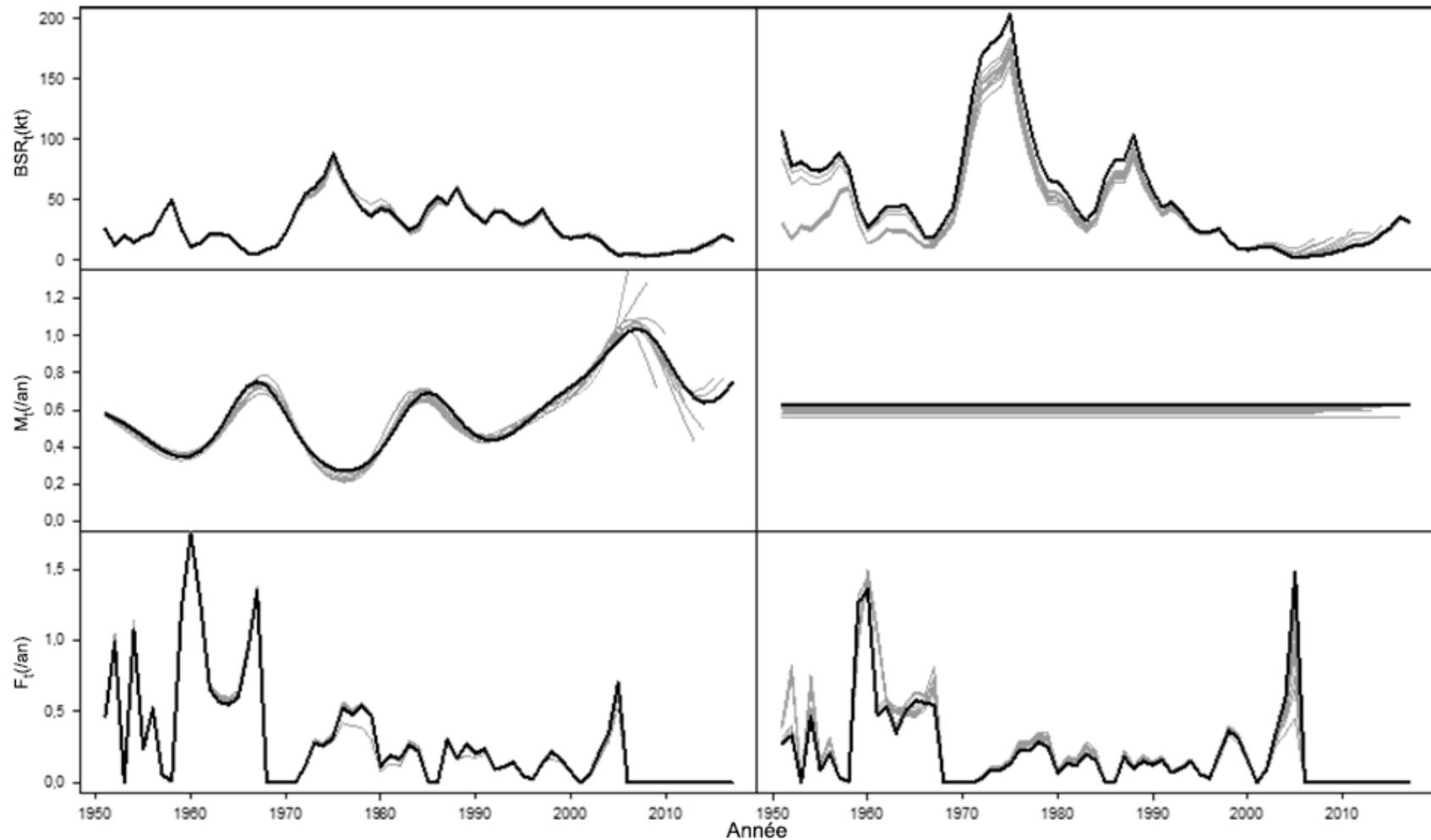


Figure 5. Estimations rétrospectives (sur dix ans) du maximum de vraisemblance de la biomasse du stock reproducteur de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver (en haut), de la mortalité naturelle  $M$  (au milieu) et de la mortalité par pêche  $F$  (en bas) à l'aide de modèles de mortalité variable dans le temps (colonne de gauche) et de mortalité constante (colonne de droite). Les lignes grises montrent les estimations rétrospectives de 2007 à 2016, tandis que la ligne noire épaisse montre la trajectoire de référence estimée en utilisant toutes les données jusqu'en 2017.

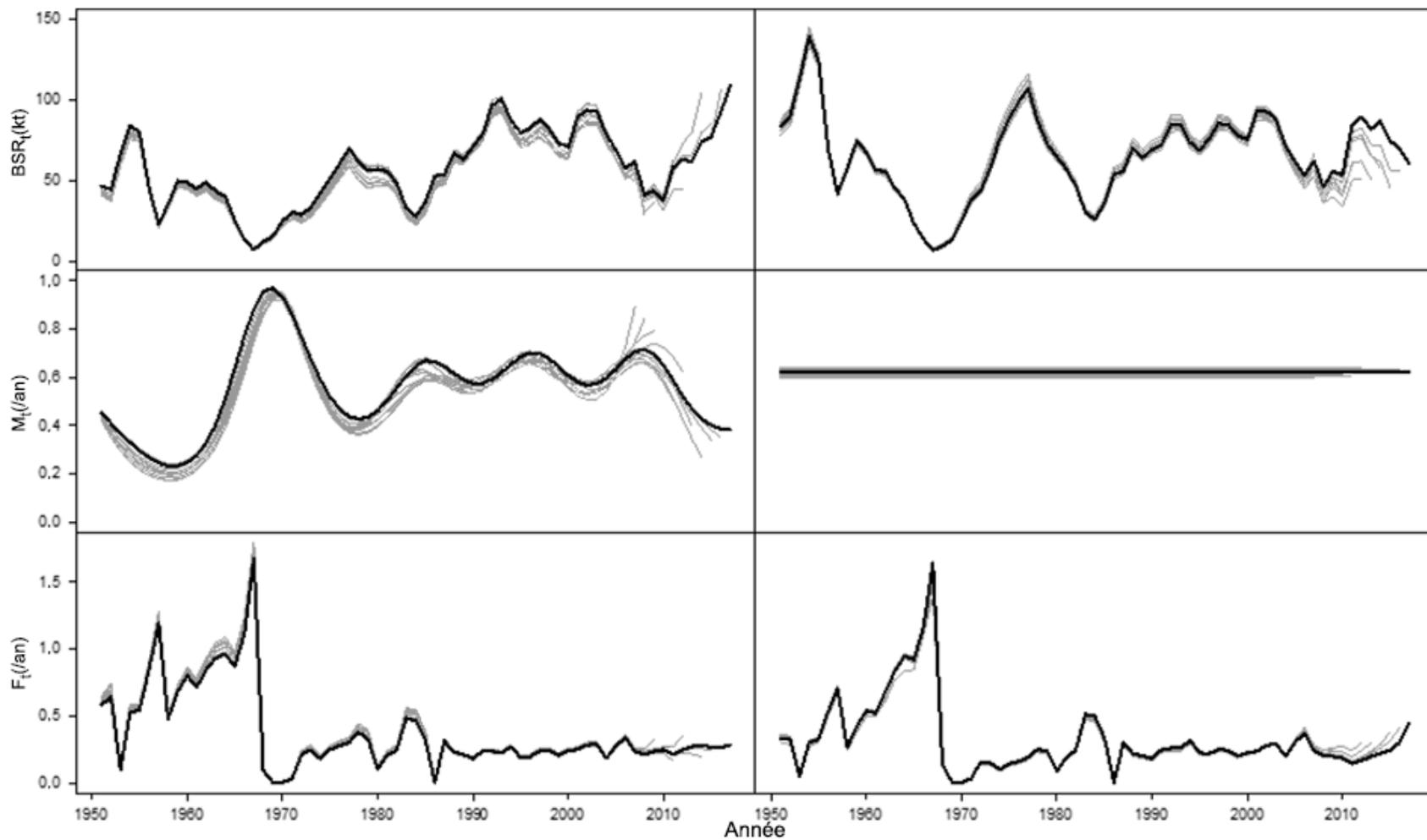


Figure 6. Estimations rétrospectives (sur dix ans) du maximum de vraisemblance de la biomasse du stock reproducteur de harengs du détroit de Georgia (en haut), de la mortalité naturelle  $M$  (au milieu) et de la mortalité par pêche  $F$  (en bas) à l'aide de modèles de mortalité variable dans le temps (colonne de gauche) et de mortalité constante (colonne de droite). Les lignes grises montrent les estimations rétrospectives de 2007 à 2016, tandis que la ligne noire épaisse montre la trajectoire de référence estimée en utilisant toutes les données jusqu'en 2017.

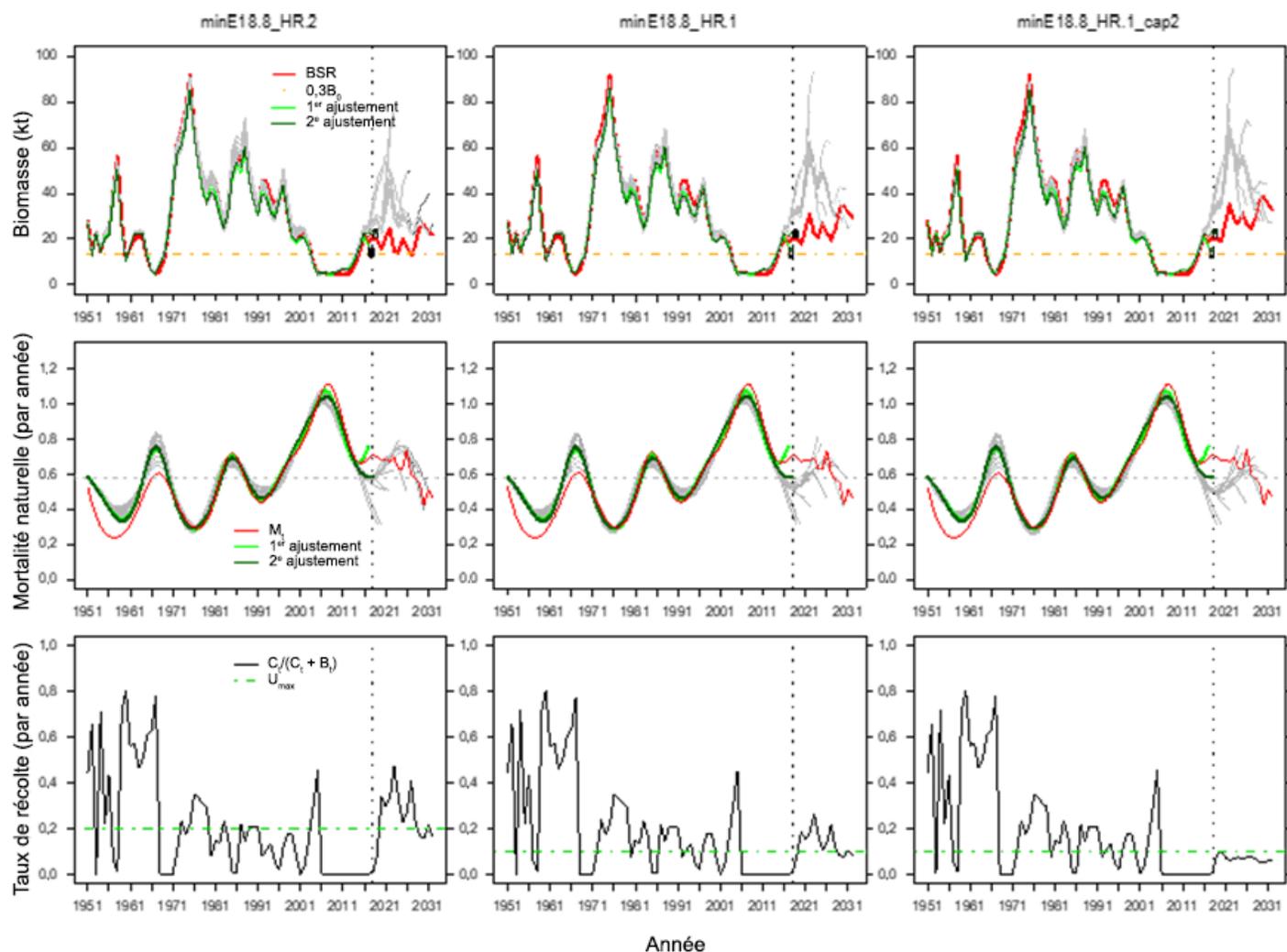


Figure 7. Biomasse du stock reproducteur de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver (rangée du haut), mortalité naturelle (rangée du milieu) et taux de récolte (rangée du bas, prises divisées par la biomasse du stock reproducteur) pour une seule répétition du scénario COIV\_MDD. Les colonnes montrent les procédures de gestion minE18.8\_TR0,2 (gauche), minE18.8\_TR0,1 (milieu) et minE18.8\_TR0,1\_cap2 (droite). Dans les deux rangées du haut, la ligne rouge montre les valeurs du modèle opérationnel, tandis que les lignes verte et grise montrent les estimations du modèle d'évaluation dans la période de projection. La ligne pointillée horizontale grise de la deuxième rangée indique la valeur moyenne de  $M$ . Dans la rangée du bas, seul le taux de récolte du modèle opérationnel est indiqué.

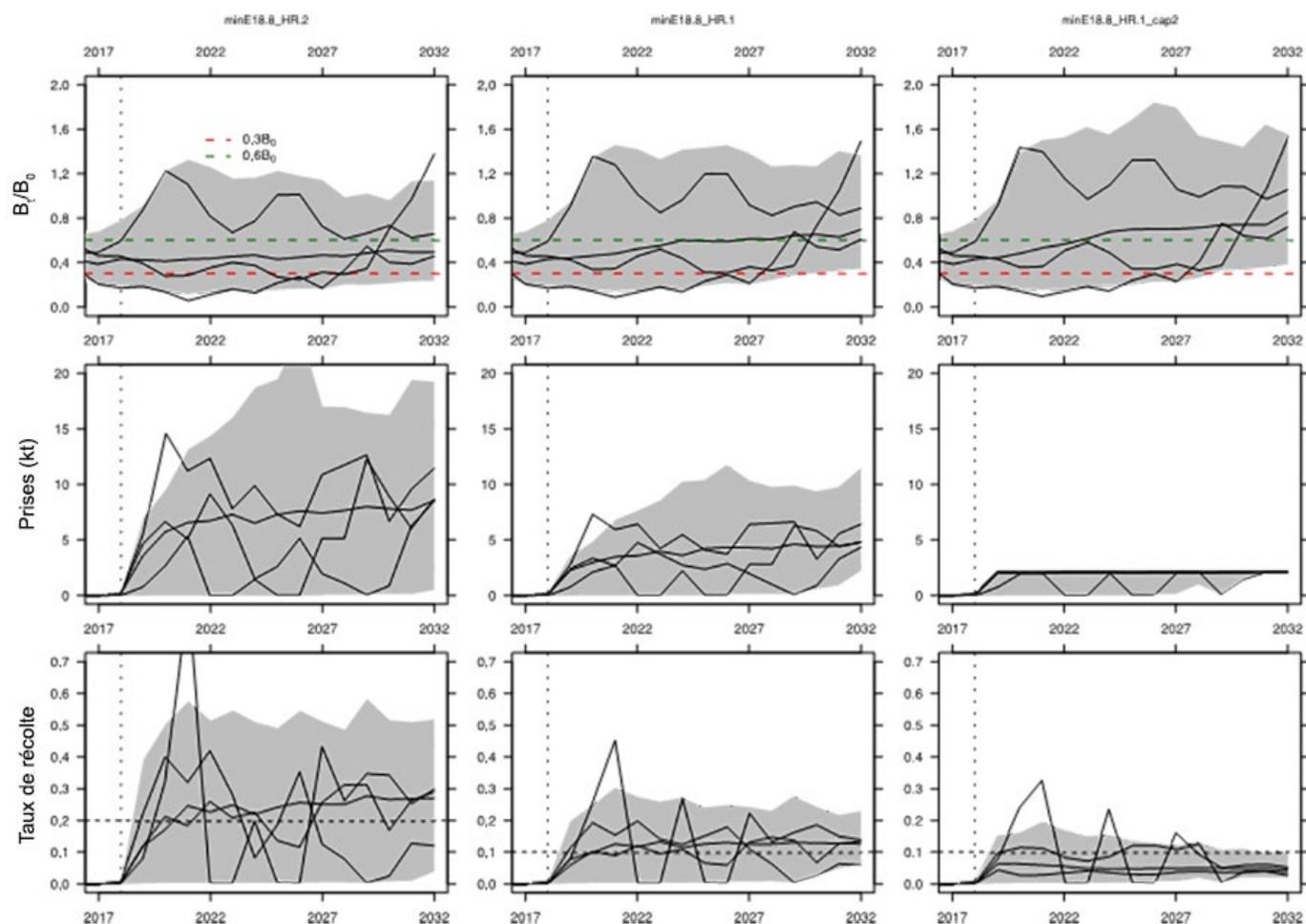


Figure 8. Enveloppes de simulation d'épuisement (rangée du haut), de prises (milieu) et du taux de récolte (rangée du bas) relatives au hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver dans le cadre de la procédure de gestion actuelle (*minE18.8\_TR0,2*), de la procédure de gestion actuelle avec un taux de récolte de 10 % (*minE18.8\_TR0,1*) et de la procédure de gestion actuelle avec un taux de récolte de 10 % et un plafond des prises (*minE18.8\_TR0,1\_cap2*) dans le cadre du scénario du modèle opérationnel de mortalité naturelle dépendant de la densité (MDD) sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centraux des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée à l'année 2018 indique le début de la période de prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de  $0,3B_0$  (rouge) et de  $0,6B_0$  (vert).

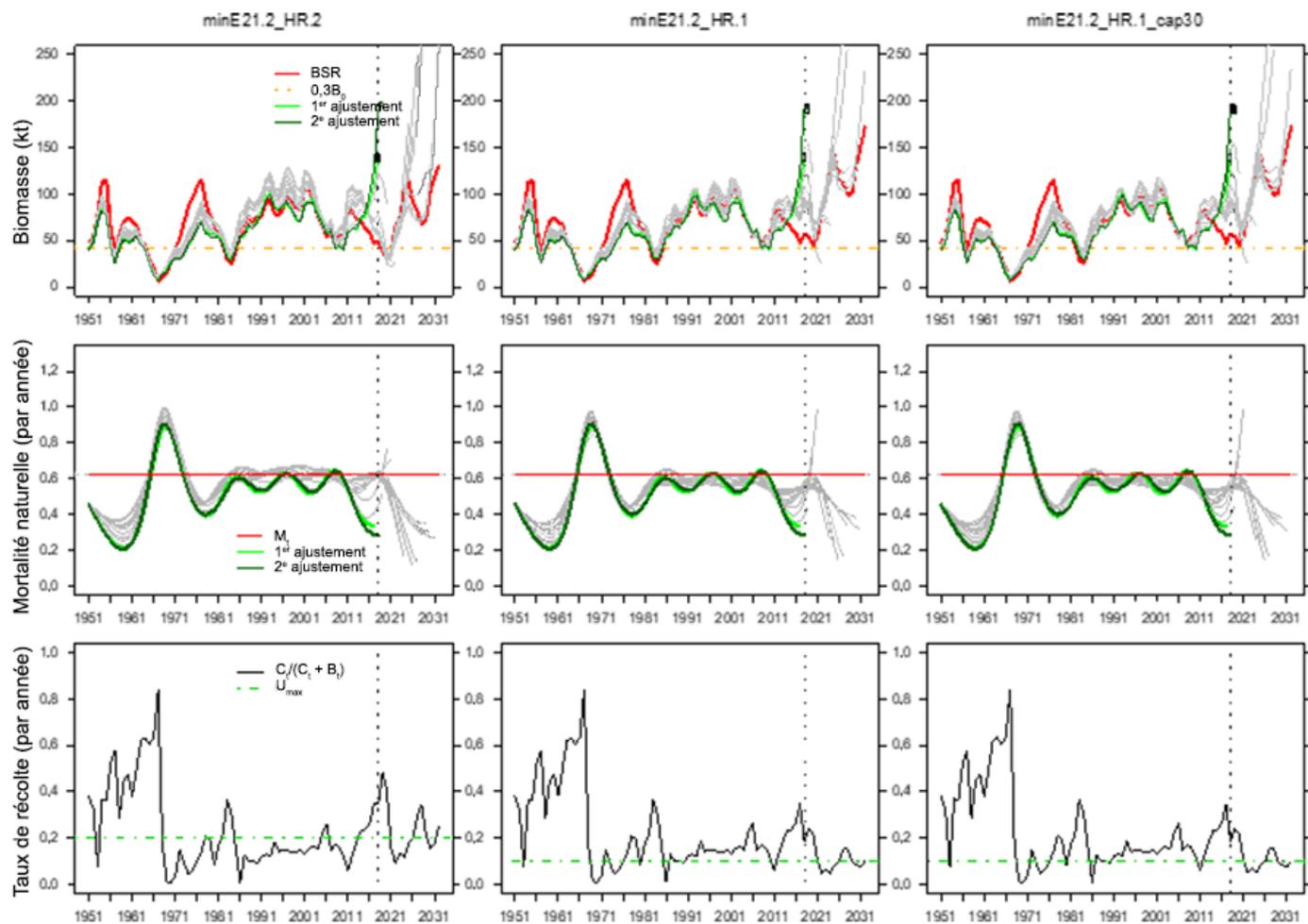


Figure 9. Biomasse du stock reproducteur de harengs du détroit de Georgia (rangée du haut), mortalité naturelle (rangée du milieu) et taux de récolte (rangée du bas, prises divisées par la biomasse du stock reproducteur) pour une seule répétition du scénario DG\_conM. Les colonnes montrent les procédures de gestion minE21.2\_TR0,2 (gauche), minE21.2\_TR0,1 (milieu) et minE21.2\_TR0,1\_cap30 (droite). Dans les deux rangées du haut, la ligne rouge montre les valeurs du modèle opérationnel, tandis que les lignes verte et grise montrent les estimations du modèle d'évaluation dans la période de projection. La ligne pointillée horizontale grise de la deuxième rangée indique la valeur moyenne de  $M$ . Dans la rangée du bas, seul le taux de récolte du modèle opérationnel est indiqué. Les taux des prises sont supérieurs à 1,0 avant l'effondrement de 1966, où les prises contenaient beaucoup d'individus immatures.

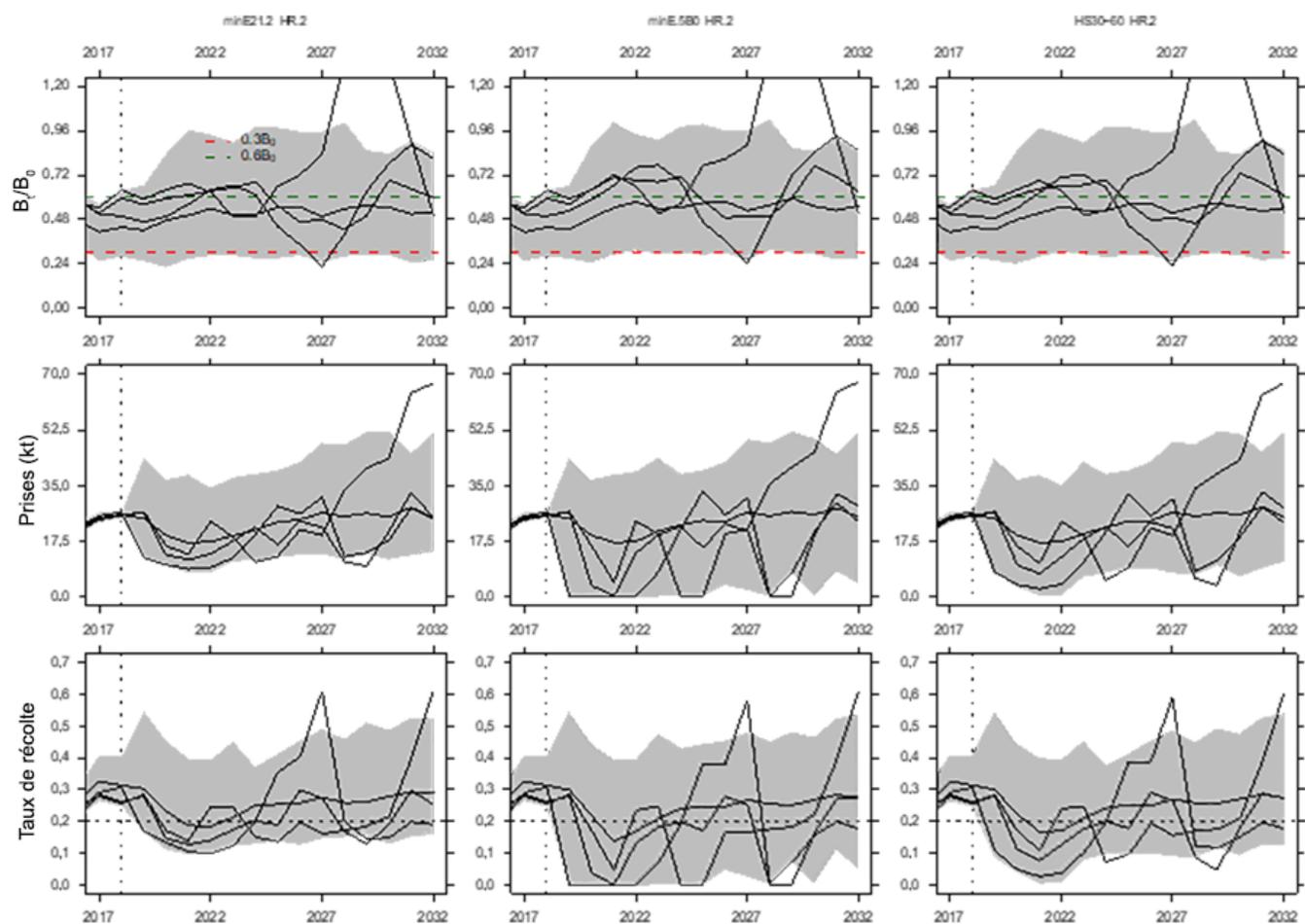


Figure 10. Enveloppes de simulation d'épuisement (rangée du haut), de prises (milieu) et du taux de récolte (rangée du bas) relatives au hareng du détroit de Georgia dans le cadre de la procédure de gestion actuelle (*minE21.2\_TR0,2*), d'une règle pour le niveau d'échappée minimal avec un seuil estimé (*minE.5B0\_TR0,2*) et du modèle en forme de bâton de hockey avec un taux de récolte de 20 % (*BH30-60\_TR0,2*) dans le cadre du scénario du modèle opérationnel de mortalité naturelle constante (*conM*) sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centraux des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée à l'année 2018 indique le début de la période de prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de  $0,3B_0$  (rouge) et de  $0,6B_0$  (vert).

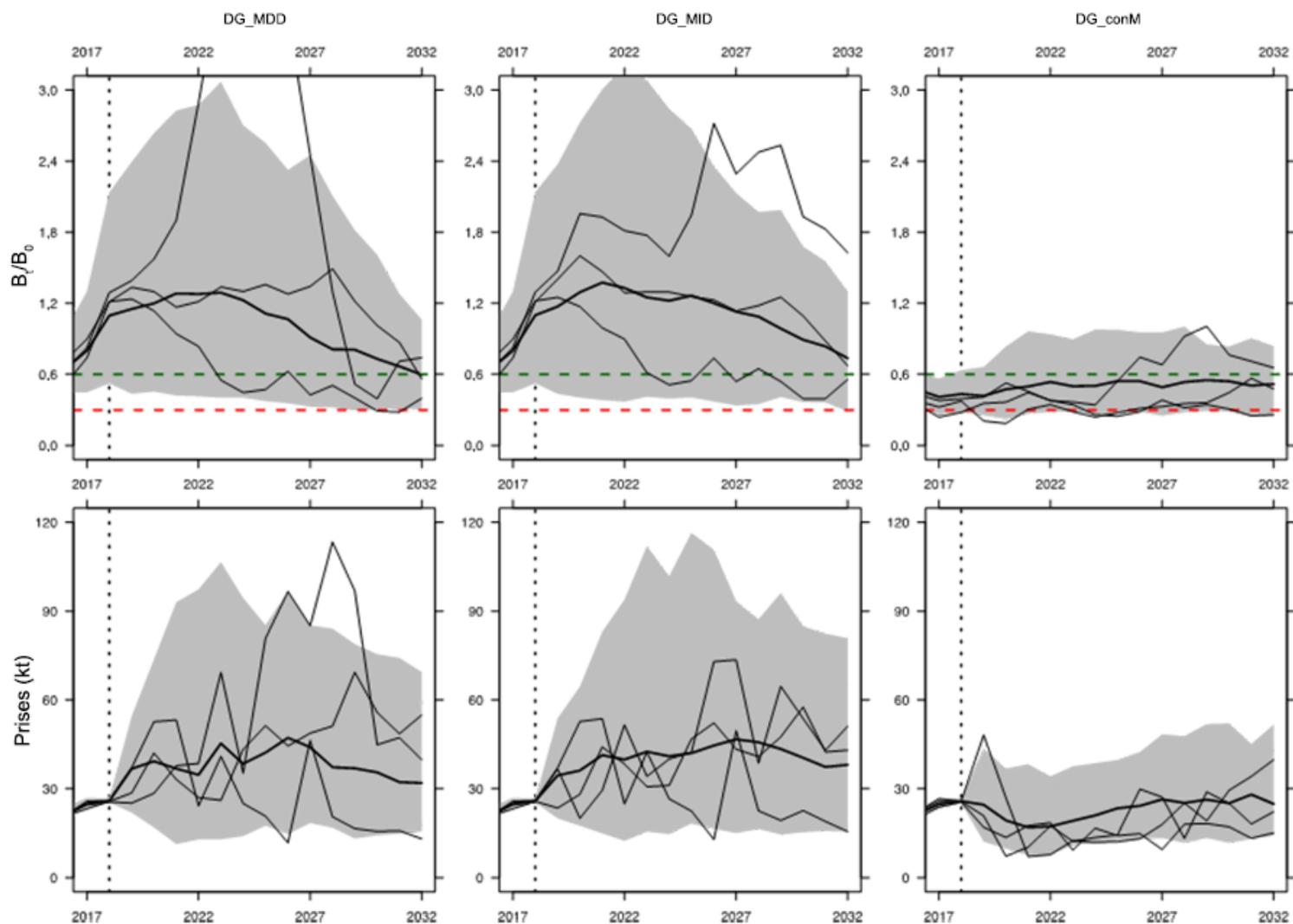


Figure 11. Enveloppes de simulation d'épuisement et de prises pour le hareng du détroit de Georgia dans le cadre de la procédure de gestion actuelle (*minE21.2\_TR0,2*) en vertu des trois scénarios du modèle opérationnel sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centrales des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée de 2018 indique le début de la période de prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de  $0,3B_0$  (rouge) et de  $0,6B_0$  (vert).

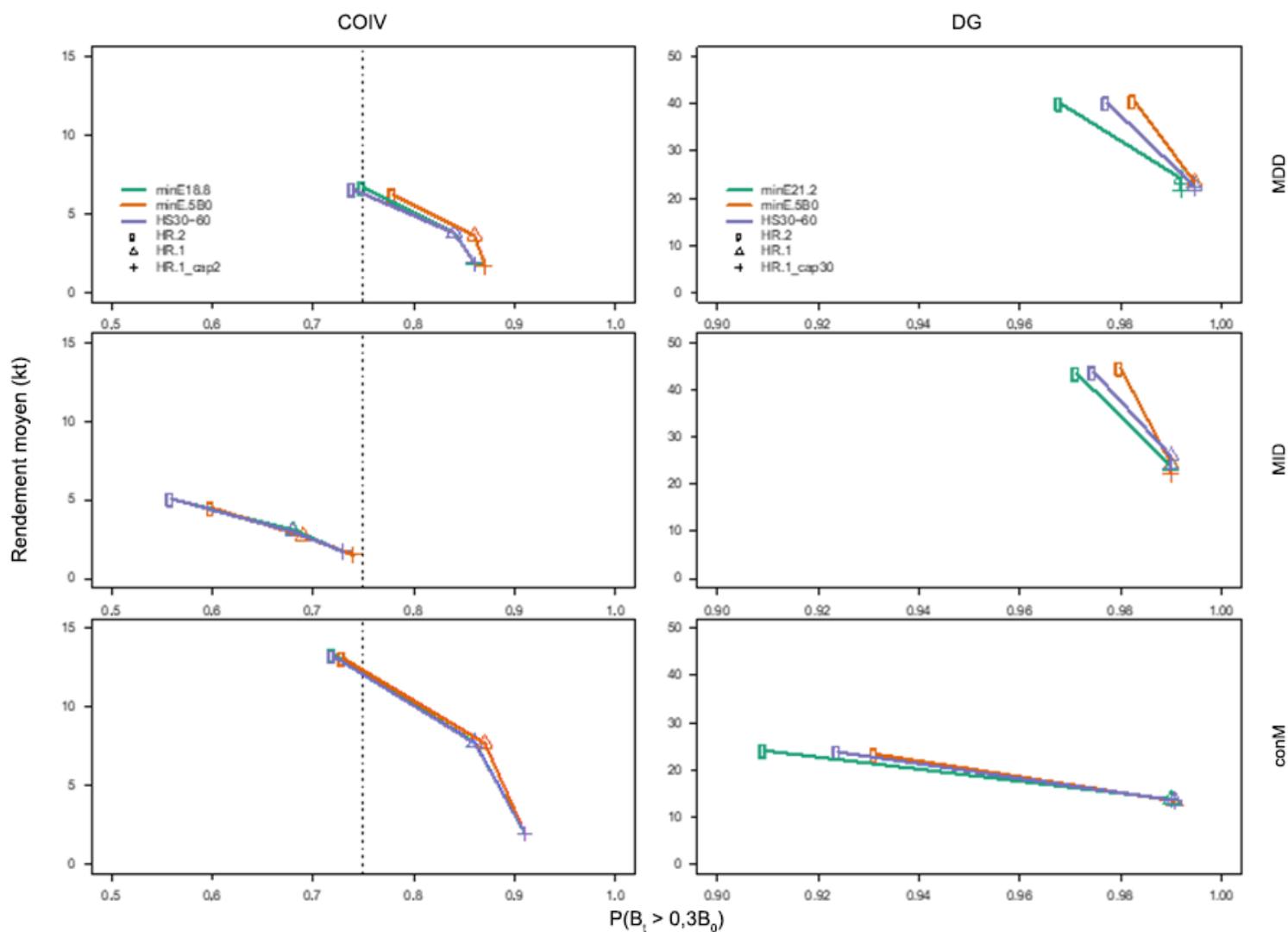


Figure 12. Compromis entre la probabilité de dépasser le point de référence limite (axe des x) et le rendement moyen (axe des y) sur la période visée par les projections. Les colonnes concernent la côte ouest de l'île de Vancouver (à gauche) et le détroit de Georgia (à droite), tandis que les lignes présentent les scénarios de M (MDD, MID et conM, à partir du haut). La ligne tiretée verticale décrit  $P = 0,75$ . Les couleurs des lignes et des points indiquent la fonction de la règle de contrôle des prises, tandis que les formes des points illustrent les taux et les plafonds de récolte. Veuillez noter les différentes échelles des axes des x et des y entre la côte ouest de l'île de Vancouver et le détroit de Georgia.

---

## 9. RÉFÉRENCES CITÉES

- Beacham, T., Schweigert, J., MacConnachie, C., Le, K., and Flostrand, L. 2008. Use of microsatellites to determine population structure and migration of Pacific herring in British Columbia and adjacent regions. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137, 1795–1811.
- Benson, A.J., Cox, S.P., and Cleary, J.S. 2015. Evaluating the conservation risks of aggregate harvest management in a spatially-structured herring fishery. *Fisheries Research* 167: 101-113.
- Berger, A. M., Goethel, D. R., Lynch, P. D., Quinn, T. J., Mormede, S., McKenzie, J., and Dunn, A. 2017. Space oddity: the mission for spatial integration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74(11): 1698–1716.
- Butterworth D. S., and Geromont H. F. 2001 Evaluation of a class of possible simple interim management procedures for the Namibian Hake fishery, *South African Journal of Marine Science* 23: 357-374.
- Cleary, J.S., Cox, S.P., and Schweigert, J.F. 2010. Performance evaluation of harvest control rules for Pacific Herring management in British Columbia, Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 67: 2005–2011.
- Cleary, J.S., Hawkshaw, S., Grinnell, M.H., et Grandin, C. 2019. [État des stocks de hareng du Pacifique \(\*Clupea pallasii\*\) dans les eaux de la Colombie-Britannique en 2017 et prévisions pour 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/028. v + 296 p
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., and Benson, A.J. 2013. The roles of biological reference points and operational control points in management procedures for the sablefish (*Anoplopoma fimbria*) fishery in British Columbia, Canada. *Environ. Conserv.* 40(4): 318-328.
- 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
- DFO. 2017. [Pacific Region integrated fisheries management plan, Pacific Herring. November 7, 2017 to November 6, 2018](#). 178 p.
- Flostrand, L.A., Schweigert, J.F., Daniel, K.S., and Cleary, J.S. 2009. Measuring and modelling Pacific herring spawning-site fidelity and dispersal using tag-recovery dispersal curves. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1754–1761.
- Haist, V. 1990. An evaluation of three harvest strategies based on forecast stock biomass of B.C. herring fisheries, p.90-99. *In* M. O’Toole [ed.] *Proceedings of the Sixth Pacific Coast Herring Workshop*, February 1989. Wash. Dept. Fish. Prog. Rep. No. 279: 105p.
- Haist, V., and Stocker, M. 1984. Stock assessments for British Columbia herring in 1983 and forecasts of potential catch in 1984. *Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1751: 50 p.
- Haist, V., and Schweigert, J. 2006. [Catch-age models for Pacific herring: Evaluation of alternative assumptions about fishery and stock dynamics and alternative error distributions](#). DFO Can. Sci. Advis. Res. Doc. 2006/064. ii + 55 p.
- Hall, D.L., Hilborn, R., Stocker, M., and Walters, C.J. 1988. Alternative harvest strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 888–897.
- Hourston, A.S. 1982. Homing by Canada’s west coast herring to management units and divisions as indicated by tag recoveries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1414 - 1422.

- 
- Hourston, A.S., and Haegele, C.W. 1980 Herring on Canada's Pacific coast. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences; 48. Cat. no. Fs 41-31/48E.
- Johnson, S.D.N., and Cox, S.P. 2019. Evaluating the role of data quality when sharing information in hierarchical multistock assessment models, with an application to Dover sole. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*: 76(10): 1819-1835.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2018. [The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring \(\*Clupea pallasii\*\) in British Columbia, Canada.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009. ix +125 p.
- Martell, S.J., Schweigert, J.F., Haist, V., and Cleary, J.S. 2012. [Moving towards the sustainable fisheries framework for Pacific herring: data, models, and alternative assumptions; Stock Assessment and Management Advice for the British Columbia Pacific Herring Stocks: 2011 Assessment and 2012 Forecasts.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/136. xii + 151 p.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution.](#) (Accessed December 16, 2016).
- MPO. 2015. Points de référence limites éventuels 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, Avis sci. 2015/062. DFO. 2016. [Stock Assessment and Management Advice for BC Pacific Herring: 2016 Status and 2017 Forecast.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2016/052.
- MPO. 2018. [Évaluation des stocks de hareng du Pacifique \(\*Clupea pallasii\*\) dans les eaux de la Colombie-Britannique en 2017 et prévisions pour 2018.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. Sci. 2018/002.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Oliveria, J.A.A., and Haddon, M. 2014. Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries* 17(2): 1-32.
- Schweigert, J.S., Fort, C., and Hamer, L. 1997. Stock assessments for British Columbia herring in 1996 and forecasts of the potential catch in 1997. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2173: 73p
- Seber, G. 1997. Estimation of Animal Abundance. Oxford University Press, 2 edition.
- 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, and W. H. Lear. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 266p.
- Thorson, J. T., Cope, J. M., Kleisner, K. M., Samhour, J. F., Shelton, A. O., and Ward, E.J. 2015. Giants' shoulders 15 years later: lessons, challenges and guidelines in fisheries meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 16(2): 342–361.

---

## ANNEXE A STOCKS DE HARENG DU PACIFIQUE DE LA COIV ET DU DG

Le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) est une espèce pélagique qui migre entre ses aires de reproduction dans les eaux côtières et ses aires d'alimentation dans les eaux hauturières du Pacifique Nord. Dans le Pacifique Est, l'aire de répartition du hareng du Pacifique s'étend de la Californie à la mer de Beaufort. En Colombie-Britannique, la gestion des stocks de hareng est organisée selon cinq zones de stock principales et deux zones de stocks secondaires. Les cinq principaux stocks de hareng de la Colombie-Britannique sont Haida Gwaii, le district de Prince Rupert, la côte centrale, le détroit de Georgia (DG) et la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), tandis que les deux stocks de hareng mineurs sont la zone 2W et la zone 27 (figure A.1). Ces zones de gestion sont appuyées en partie par les résultats d'études pluriannuelles sur la génétique et le marquage (Hourston 1982; Beacham *et al.* 2008; Flostrand *et al.* 2009).

Bien que le hareng de la Colombie-Britannique soit évalué et géré comme cinq stocks majeurs et deux stocks mineurs, une grande incertitude demeure quant à la structure spatiale, tant à petite échelle qu'à grande échelle (échelle spatiale côtière). Les hypothèses relatives à la structure des stocks de hareng comprennent : une structure de métapopulation, dans laquelle les harengs migrateurs de toutes les principales zones de stock constituent une seule métapopulation, appelée géniteurs primaires de la Colombie-Britannique (Beacham *et al.* 2008); des contingents de population, avec une connectivité entre les sous-populations complexes de harengs ou les « stocks de poissons moins nombreux » (comme l'explorent Benson *et al.* 2015); et les populations spatialement discrètes, adaptées localement, qui présentent une fidélité au site et/ou un retour natal (tel que le décrivent les Premières Nations locales, et évident dans les stocks génétiquement distincts de Cherry Point, Portage Inlet, Metlakatla, et Skidegate Inlet, Beacham *et al.* 2008). Par conséquent, une grande incertitude demeure quant à l'échelle de gestion appropriée, ainsi qu'aux objectifs appropriés de conservation et de pêche du hareng du Pacifique. Par exemple, les objectifs fournis par les Premières Nations sont axés sur les limites de la biomasse et les objectifs de reconstitution à une échelle spatiale locale, tandis que les conversations générales sur les objectifs avec l'industrie de la pêche commerciale reflètent une perspective de la pêche à l'échelle de la côte. Afin de fournir une base commune pour les discussions futures, la présente annexe donne un aperçu de base des stocks de hareng dans le détroit de Georgia et la côte ouest de l'île de Vancouver, y compris les limites des stocks, les tendances et l'état des stocks, la répartition des frayères, les zones de pêche et l'utilisation traditionnelle par les Premières Nations.

### A.1. CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER

**Limites du stock** : la région d'évaluation de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) englobe les zones statistiques 23 à 25 (figure A.2). Le MPO fournit des estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur et des projections de biomasse sur un an pour l'ensemble du stock de hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver à l'aide d'un modèle statistique des prises selon l'âge, décrit dans Cleary *et al.* (2019). Les Premières Nations de la côte ouest de l'île de Vancouver ont déterminé neuf zones spatiales dans les zones statistiques 23-25 comme étant significatives sur le plan biologique et importantes pour l'accès aux pêches ASR (figure A.2). Cependant, la disponibilité des données biologiques varie considérablement entre ces neuf zones, ce qui rend difficile la détermination et la comparaison des tendances des données. Nous avons donc limité la discussion des données spatiales pour la côte ouest de l'île de Vancouver au niveau de la zone statistique.

**État du stock** : le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver est caractérisé par une période récente de faible productivité prolongée et de faible biomasse – compatible avec des niveaux de dommages graves pour la biomasse (Kronlund *et al.* 2018). À partir de 2015, la biomasse du

---

stock reproducteur montre des signes possibles d'une tendance à la hausse (MPO 2018, Cleary *et al.* 2019). L'évaluation du stock de 2017 estime la biomasse médiane du stock reproducteur à 17 742 tonnes (90<sup>e</sup> centile : 9 719-30 650), le stock actuel étant estimé à 37 % du niveau non exploité (MPO 2018; Cleary *et al.* 2019). Ensemble, le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver et le hareng du détroit constituent les stocks de hareng du sud de la Colombie-Britannique. Ces stocks partagent des aires d'alimentation en été et en automne, c'est-à-dire qu'après la fraie du printemps, les harengs non juvéniles du détroit de Georgia migrent vers la côte ouest de l'île de Vancouver, se mêlant aux harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver dans les aires d'alimentation au large (Hourston et Haegele 1980). La biomasse reproductrice sur la côte ouest de l'île de Vancouver est en déclin depuis la fin des années 1980, les biomasses les plus basses ayant été observées entre 2004 et 2013, alors que pendant cette même période, la proportion de reproducteurs entre les stocks de hareng du sud a augmenté pour le détroit de Georgia au cours des trois mêmes décennies (figure A.3).

**Répartition des frayères** : du milieu des années 1970 au milieu des années 1990, la fraie du hareng a eu lieu de façon constante dans l'ensemble des zones statistiques 23, 24 et 25 (tableau A.1). Lorsque la biomasse du stock reproducteur a diminué à la fin des années 1990, la biomasse a diminué et a disparu dans la zone statistique 24 (Vargas Is). Les zones 23 (Barkley) et 25 (Nuuchatlitz) ont connu des déclinés tout au long des années 1990 et 2000 (figure A.4). Au cours de la récente période de faible productivité prolongée et de faible biomasse (2005-2014), la biomasse du stock reproducteur a diminué dans toutes les zones, la plus faible proportion de la fraie ayant été enregistrée dans la zone statistique 24 (tableau A.1). Les Premières Nations de la côte ouest de l'île de Vancouver ont défini une « période de référence » allant de 1990 à 1999, qui indique une période au cours de laquelle les nations ont connu des pêches ASR fructueuses. Dans les années qui ont suivi cette période de référence, la biomasse du stock reproducteur a fluctué autour de la biomasse moyenne de la période de référence dans la zone statistique 25, et en dessous de la biomasse moyenne de la période de référence dans les zones statistiques 23 et 24 (figure A.5). Il convient de noter que l'impact des modifications de l'effort de relevés résultant d'un changement de méthodologie de relevé est inconnu (figure A.5).

**Pêche et flottes** : les registres annuels fiables de la pêche commerciale du hareng pour la côte ouest de l'île de Vancouver commencent en 1951, mais le MPO fait état de pêches commerciales remontant aux années 1920. Les pêches modernes du hareng à la senne et au filet maillant ont commencé en 1972 et ont été développées pour approvisionner les marchés japonais du capelan rogué. À la fin des années 1980, les prises dans la côte ouest de l'île de Vancouver représentaient environ 40 % des prises de l'ensemble de la côte, puis elles sont tombées à 10 % en 1997, pour atteindre une moyenne de 10 à 15 % jusqu'à la dernière pêche commerciale de rogue en 2005 (figure A.6).

**Zones de pêche** : les zones précises où des pêches commerciales de rogue ont historiquement eu lieu sont décrites dans les documents annuels de gestion (B.Spence, communication personnelle<sup>1</sup>).

**Utilisation traditionnelle par les Premières Nations** : le hareng représente une espèce importante sur le plan socioculturel et nutritionnel pour les Premières Nations de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les moyens traditionnels de pêche au hareng comprennent la récolte des œufs de hareng (adhérant au varech), le placement de branches de pruche ou de cèdre dans les principales frayères pour les œufs sur branches, et la récolte de harengs entiers par

---

<sup>1</sup>Brenda Spence, Pêches et Océans Canada

---

l'intermédiaire de la pêche à la senne de plage, le piégeage ou la pêche à la dandinette. Les principales préoccupations exprimées par les Premières Nations de la côte ouest de l'île de Vancouver ont été l'accès au hareng dans leurs territoires traditionnels et la santé des stocks. Les Nations Nuu-chah-nulth ont signalé l'absence de fraie dans bon nombre de leurs zones de récolte traditionnelles ou, lorsque la fraie a lieu, les branches suspendues n'ont qu'une à trois couches d'œufs, ce qui n'est pas suffisant pour répondre aux besoins alimentaires, sociaux et rituels. Selon les pratiques de gestion traditionnelles, les branches ne comportant que quelques couches d'œufs sont laissées dans l'eau pour permettre aux larves de hareng d'éclore. En plus de la valeur nutritionnelle du hareng comme source de nourriture, l'absence d'œufs de hareng a un impact sur le lien social et culturel des Nations avec la terre et la mer, et sur la capacité d'enseigner les méthodes de récolte aux jeunes générations, de partager la récolte entre les familles et de maintenir les relations commerciales et de troc établies avec les autres Nations.

## A.2. HARENG DANS LE DÉTROIT DE GEORGIA

**Limites du stock** : les limites du stock de hareng dans le détroit de Georgia comprennent l'ensemble des zones statistiques 14 à 19, 28 et 29 (sauf la section 293), la baie Deepwater (section 132) et le chenal Okisollo (section 135). Le MPO fournit des estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur et des projections de biomasse sur un an pour l'ensemble du stock de hareng du détroit de Georgia à l'aide d'un modèle statistique des prises selon l'âge, décrit dans Cleary *et al.* (2019). Grâce à la contribution des Premières Nations du détroit de Georgia en 2016, nous présentons également la biomasse de harengs délimitée en quatre groupes : Lazo (sections 132, 135 et 141), 14 et 17 (sections 142, 143, 171 et 172), SDodd (173, 181, 182, 191, 192 et 193), EDG (151, 152, 161, 162, 163, 164, 165, 280, 291 et 292, figure A.7). Les quatre groupes représentent des zones spatiales importantes pour l'accès des Premières Nations à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR), mais nous ne savons pas encore si ces groupes ont une pertinence biologique. Dans le détroit de Georgia, les zones statistiques sont principalement considérées comme des limites de gestion et n'ont pas de pertinence biologique; par conséquent, nous ne présentons pas la biomasse du stock reproducteur pour les zones statistiques individuelles.

**État du stock** : l'évaluation du stock de 2017 estime la médiane a posteriori de la biomasse du stock reproducteur à 114 626 tonnes (90<sup>e</sup> centile : 70 478-176 690), le stock actuel étant estimé à 81 % du niveau non exploité (MPO 2018; Cleary *et al.* 2019). Depuis 1990, la biomasse du stock reproducteur dans le détroit de Georgia représente 53 % de la biomasse reproductrice totale estimée pour les cinq stocks de la Colombie-Britannique (figure A.3).

**Répartition des frayères** : au cours des deux dernières décennies, l'activité de fraie du hareng (dépôt d'œufs) a été largement concentrée de Nanaimo à Comox (groupe 14 et 17). En 2017, 81 % des dépôts de frai du hareng ont eu lieu dans les groupes 14 et 17, ce qui est semblable à la moyenne décennale récente de 83 %. Au cours des deux dernières décennies, on a assisté à une concentration vers le nord de la fraie du hareng dans le détroit de Georgia (dans les groupes 14 et 17), avec une quasi-absence de dépôt d'œufs le long de l'est du détroit de Georgia (EDG) et en aval de Nanaimo (SDodd; tableau A.2 et figure A.8).

**Pêche et flottes** : les registres annuels fiables de la pêche commerciale du hareng dans le détroit de Georgia commencent en 1951, mais le MPO fait état de pêches commerciales remontant aux années 1920. Les pêches modernes du hareng à la senne et au filet maillant ont commencé en 1972 et ont été développées pour approvisionner les marchés japonais du capelan rogué. Depuis 1990, 58 % des prises de hareng de la côte ont été pêchées dans le détroit de Georgia (figure A.6), ce qui reflète le fait que la biomasse du stock reproducteur du détroit de Georgia représente 53 % de la biomasse reproductrice totale de la côte (figure A.3). À

---

partir du milieu des années 2000, l'industrie du hareng a commencé à explorer de nouveaux marchés pour le hareng entier et, par conséquent, au cours des six dernières années (à partir de 2011), environ un tiers du quota annuel du détroit de Georgia a été alloué à la pêche à la senne à des fins alimentaires et d'appât, les deux autres tiers étant répartis entre les flottes de pêche de la rogue à la senne et de la rogue au filet maillant.

**Zones de pêche** : les zones précises où les pêches commerciales sont autorisées à opérer sont officiellement décrites dans le PGIP annuel (MPO 2017). En général, la répartition spatiale des pêches commerciales de hareng rogué dans le détroit de Georgia au cours des 20 dernières années est la suivante : les sections 141-143, 172, 173, de fin février à début avril, et, à partir de 2011, les pêches de hareng-appât ont lieu dans les sections 141-143, 172, 173 et 291, de novembre à février.

**Utilisation traditionnelle par les Premières Nations** : le hareng représente une espèce importante sur le plan socioculturel et nutritionnel pour les Premières Nations du détroit de Georgia. Les moyens traditionnels de pêche au hareng comprennent la récolte des œufs de hareng (adhérant au varech), le placement de branches de pruche ou de cèdre dans les principales frayères pour les œufs sur branches, et la récolte de harengs entiers par la pêche à la senne de plage, au râteau et à la dandinette. Les principales préoccupations exprimées par les Premières Nations du détroit de Georgia concernent l'accès au hareng dans leurs territoires traditionnels, la santé des stocks et les répercussions plus générales sur l'écosystème de la faible abondance du hareng sur d'autres espèces comme la morue-lingue et les oiseaux de mer. Le peu d'activité de fraie et d'abondance du hareng dans la partie est du détroit de Georgia et dans l'est de l'île de Vancouver (au sud de Nanaimo) au cours des dernières années a eu des répercussions sur la réussite de la récolte des Premières Nations dans ces régions, comme les Nations Hul'qumi'num et Tla'amin. Outre la perte de la valeur nutritionnelle du hareng et d'autres espèces dépendantes comme source de nourriture, l'absence d'œufs de hareng a un impact sur le lien social et culturel des Nations avec la terre et la mer, et sur la capacité d'enseigner les méthodes de récolte aux jeunes générations et de partager la récolte entre les familles.

---

### A.3. TABLEAUX

Tableau A.1. Proportion de l'indice de fraie par zone statistique pour la côte ouest de l'île de Vancouver, région principale d'évaluation du stock.

Année	2023	2024	2025
1951	0,177	0,121	0,702
1952	0,629	0,148	0,223
1953	0,262	0,061	0,676
1954	0,292	0,089	0,619
1955	0,316	0,095	0,589
1956	0,426	0,015	0,559
1957	0,174	0,010	0,816
1958	0,432	0,127	0,442
1959	0,131	0,261	0,608
1960	0,486	0,374	0,140
1961	0,330	0,408	0,262
1962	0,609	0,026	0,365
1963	0,639	0,256	0,105
1964	0,225	0,478	0,297
1965	0,239	0,259	0,503
1966	0,301	0,296	0,403
1967	0,111	0,130	0,759
1968	0,379	0,090	0,531
1969	0,558	0,058	0,384
1970	0,381	0,343	0,276
1971	0,489	0,265	0,246
1972	0,252	0,283	0,465
1973	0,378	0,196	0,426
1974	0,342	0,491	0,167
1975	0,238	0,542	0,220
1976	0,498	0,364	0,139
1977	0,619	0,291	0,091
1978	0,251	0,394	0,355
1979	0,366	0,462	0,173
1980	0,307	0,571	0,122
1981	0,315	0,532	0,153
1982	0,440	0,219	0,341
1983	0,488	0,120	0,391
1984	0,285	0,617	0,098
1985	0,579	0,356	0,065
1986	0,730	0,116	0,154
1987	0,001	0,524	0,476
1988	0,337	0,453	0,210
1989	0,511	0,424	0,066
1990	0,403	0,464	0,134
1991	0,680	0,228	0,092
1992	0,376	0,490	0,134
1993	0,575	0,299	0,126
1994	0,523	0,213	0,264
1995	0,434	0,315	0,251
1996	0,347	0,459	0,194
1997	0,562	0,314	0,124
1998	0,257	0,648	0,095
1999	0,226	0,338	0,436
2000	0,376	0,115	0,509

Année	2023	2024	2025
2001	0,159	0,192	0,649
2002	0,705	0,099	0,195
2003	0,185	0,081	0,735
2004	0,379	0,094	0,527
2005	0,412	0,090	0,499
2006	0,580	0,248	0,172
2007	0,791	0,209	0,000
2008	0,677	0,200	0,122
2009	0,547	0,125	0,328
2010	0,446	0,079	0,475
2011	0,267	0,299	0,434
2012	0,069	0,368	0,563
2013	0,335	0,061	0,604
2014	0,631	0,093	0,276
2015	0,372	0,185	0,442
2016	0,577	0,266	0,157
2017	0,335	0,097	0,568

Tableau A.2. Proportion de l'indice de fraie par groupe pour la région principale d'évaluation du stock du détroit de Georgia. Légende : « 14 et 17 » fait référence aux zones statistiques 14 et 17 (à l'exclusion de la section 173); « EDG » fait référence à l'est du détroit de Georgia; « Lazo » fait référence au-dessus du cap Lazo; et « SDodd » fait référence au sud du passage Dodd.

Année	14 et 17	EDG	Lazo	SDodd
1951	0,879	0,055	0,018	0,048
1952	0,778	0,056	0,028	0,138
1953	0,619	0,046	0,019	0,316
1954	0,505	0,075	0,011	0,409
1955	0,555	0,067	0,119	0,259
1956	0,667	0,070	0,034	0,229
1957	0,812	0,091	0,006	0,091
1958	0,409	0,181	0,035	0,376
1959	0,695	0,054	0,059	0,192
1960	0,489	0,110	0,302	0,099
1961	0,397	0,272	0,188	0,143
1962	0,574	0,303	0,049	0,075
1963	0,438	0,402	0,071	0,090
1964	0,510	0,138	0,271	0,081
1965	0,415	0,243	0,322	0,021
1966	0,063	0,703	0,080	0,154
1967	0,216	0,495	0,158	0,131
1968	0,417	0,362	0,021	0,200
1969	0,145	0,609	0,098	0,147
1970	0,334	0,385	0,129	0,152
1971	0,356	0,253	0,271	0,120
1972	0,387	0,221	0,264	0,128
1973	0,344	0,271	0,090	0,294
1974	0,737	0,043	0,034	0,185
1975	0,675	0,096	0,081	0,148
1976	0,737	0,065	0,069	0,128
1977	0,866	0,031	0,072	0,031
1978	0,895	0,015	0,033	0,058
1979	0,656	0,131	0,060	0,153
1980	0,782	0,033	0,114	0,071
1981	0,792	0,035	0,059	0,114

---

Année	14 et 17	EDG	Lazo	SDodd
1982	0,871	0,022	0,077	0,030
1983	0,640	0,022	0,246	0,093
1984	0,571	0,064	0,003	0,362
1985	0,582	0,119	0,003	0,296
1986	0,853	0,012	0,001	0,135
1987	0,664	0,032	0,097	0,206
1988	0,741	0,039	0,000	0,220
1989	0,934	0,013	0,001	0,052
1990	0,722	0,004	0,065	0,210
1991	0,925	0,000	0,000	0,075
1992	0,882	0,004	0,045	0,069
1993	0,856	0,000	0,012	0,132
1994	0,899	0,000	0,033	0,068
1995	0,943	0,000	0,000	0,057
1996	0,980	0,001	0,002	0,017
1997	0,947	0,001	0,000	0,052
1998	0,972	0,017	0,000	0,011
1999	0,821	0,000	0,120	0,060
2000	0,952	0,009	0,003	0,036
2001	0,721	0,024	0,207	0,047
2002	0,651	0,000	0,309	0,040
2003	0,872	0,011	0,000	0,117
2004	0,915	0,014	0,029	0,042
2005	0,926	0,005	0,006	0,063
2006	0,898	0,000	0,000	0,102
2007	0,967	0,000	0,000	0,033
2008	0,861	0,000	0,011	0,128
2009	0,921	0,000	0,000	0,079
2010	0,886	0,000	0,002	0,112
2011	0,984	0,000	0,000	0,016
2012	0,855	0,009	0,084	0,052
2013	0,928	0,000	0,055	0,016
2014	0,758	0,020	0,212	0,010
2015	0,525	0,014	0,354	0,106
2016	0,902	0,000	0,090	0,009
2017	0,806	0,000	0,194	0,000

---

#### A.4. FIGURES

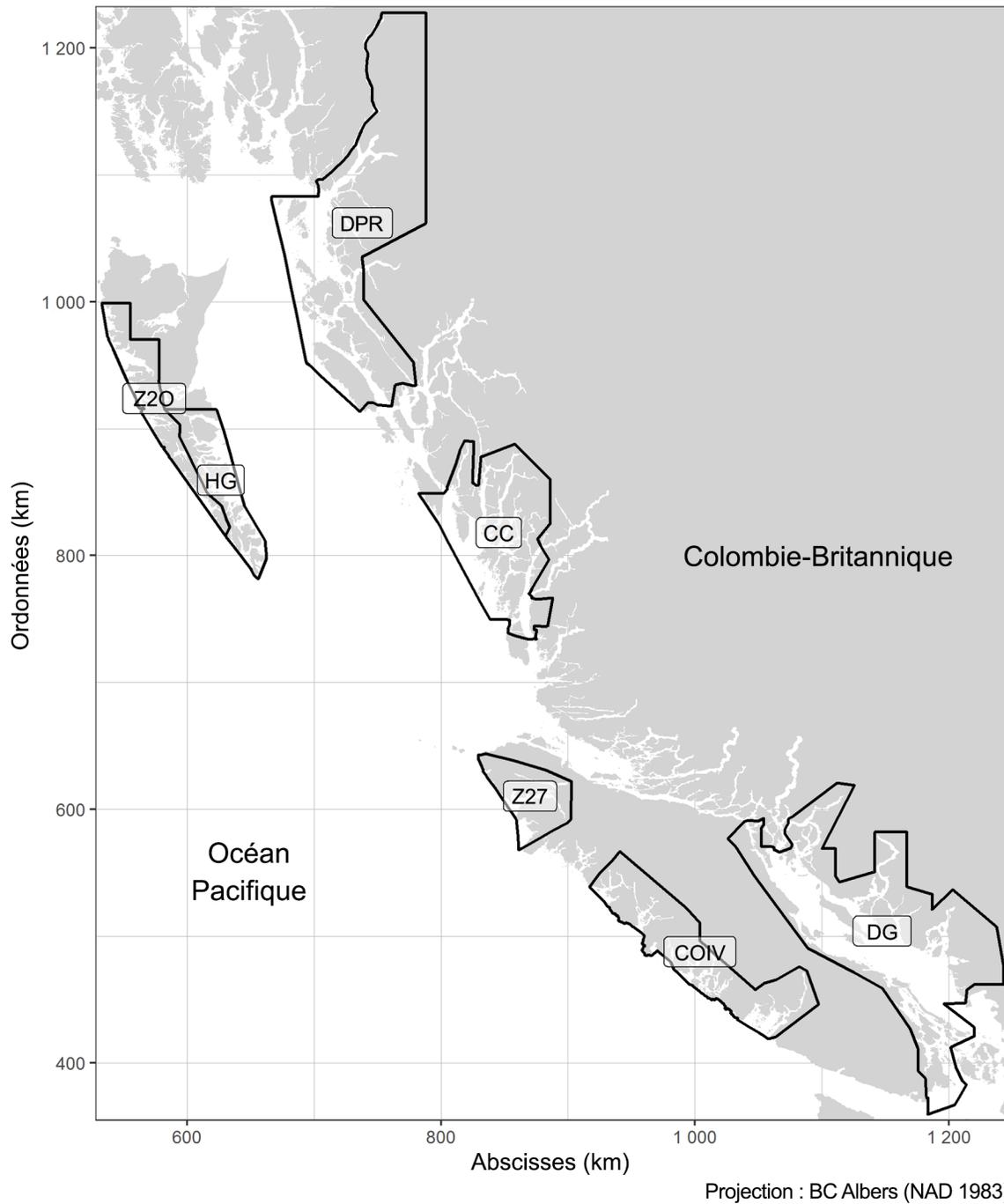


Figure A.1. Limites des régions d'évaluation des stocks (RES) de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique : on compte cinq RES principales (HG, DPR, CC, DG et COIV) et deux RES mineures (A27 et A2W). Unités : kilomètres (km).

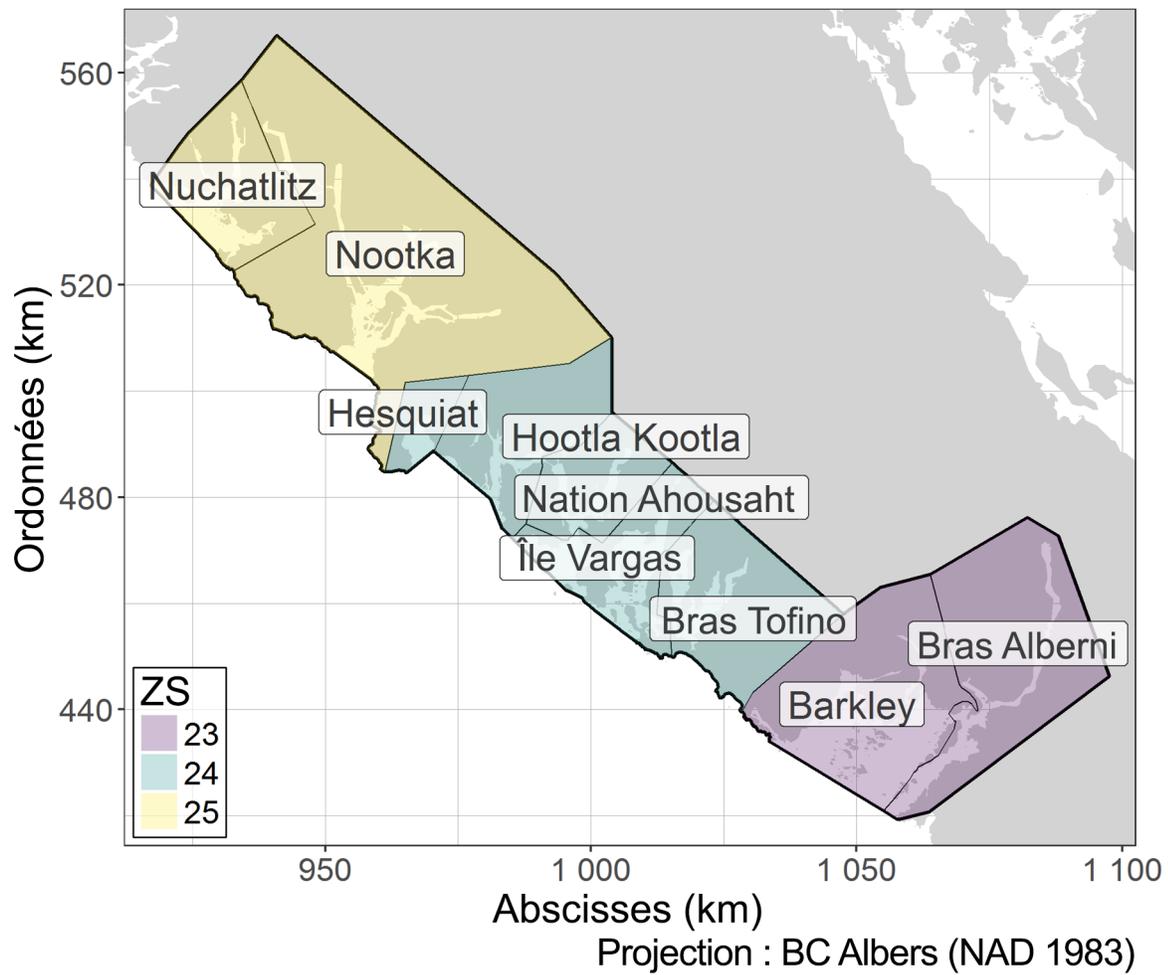


Figure A.2. Limites de la région principale d'évaluation du stock de la côte ouest de l'île de Vancouver (lignes épaisses), des groupes associés (lignes fines) et des zones statistiques (ZS) associées. Unités : kilomètres (km).

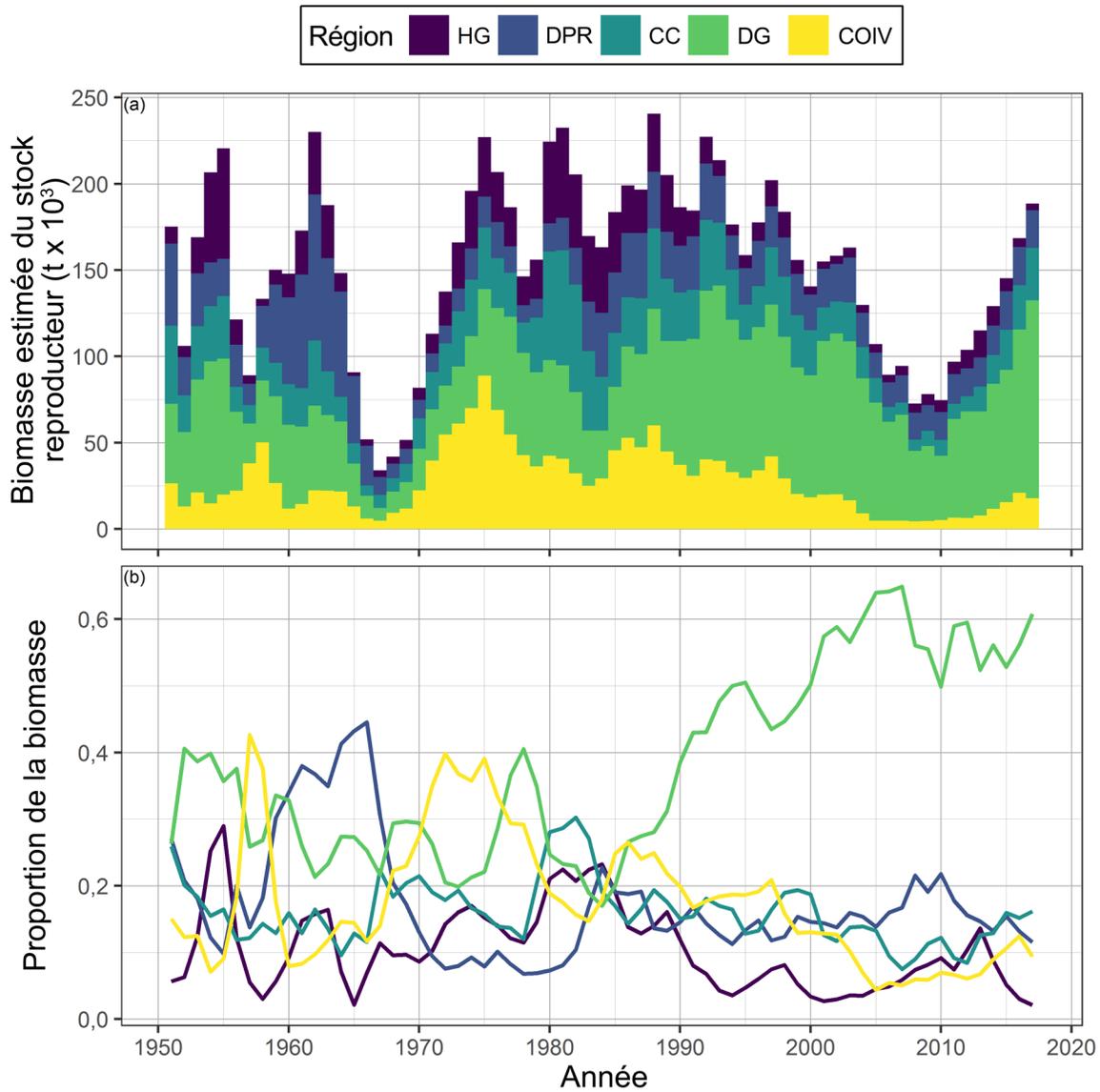


Figure A.3. Estimation de la biomasse du stock reproducteur du hareng du Pacifique à l'échelle de la côte de 1951 à 2017, en milliers de tonnes (estimations médianes a posteriori;  $t \times 10^3$ ; graphique a), et proportion de la biomasse du stock reproducteur (b) par région d'évaluation du stock.



Figure A.4. Indice de fraie ( $I_t$ ) pour la région d'évaluation du stock de la côte ouest de l'île de Vancouver de 1951 à 2017 en milliers de tonnes ( $t \times 10^3$ ) par groupe. Légende : « précoce » indique une fraie qui commence avant mars; « mars » indique une fraie qui commence en mars; et « tardive » indique une fraie qui commence après mars.

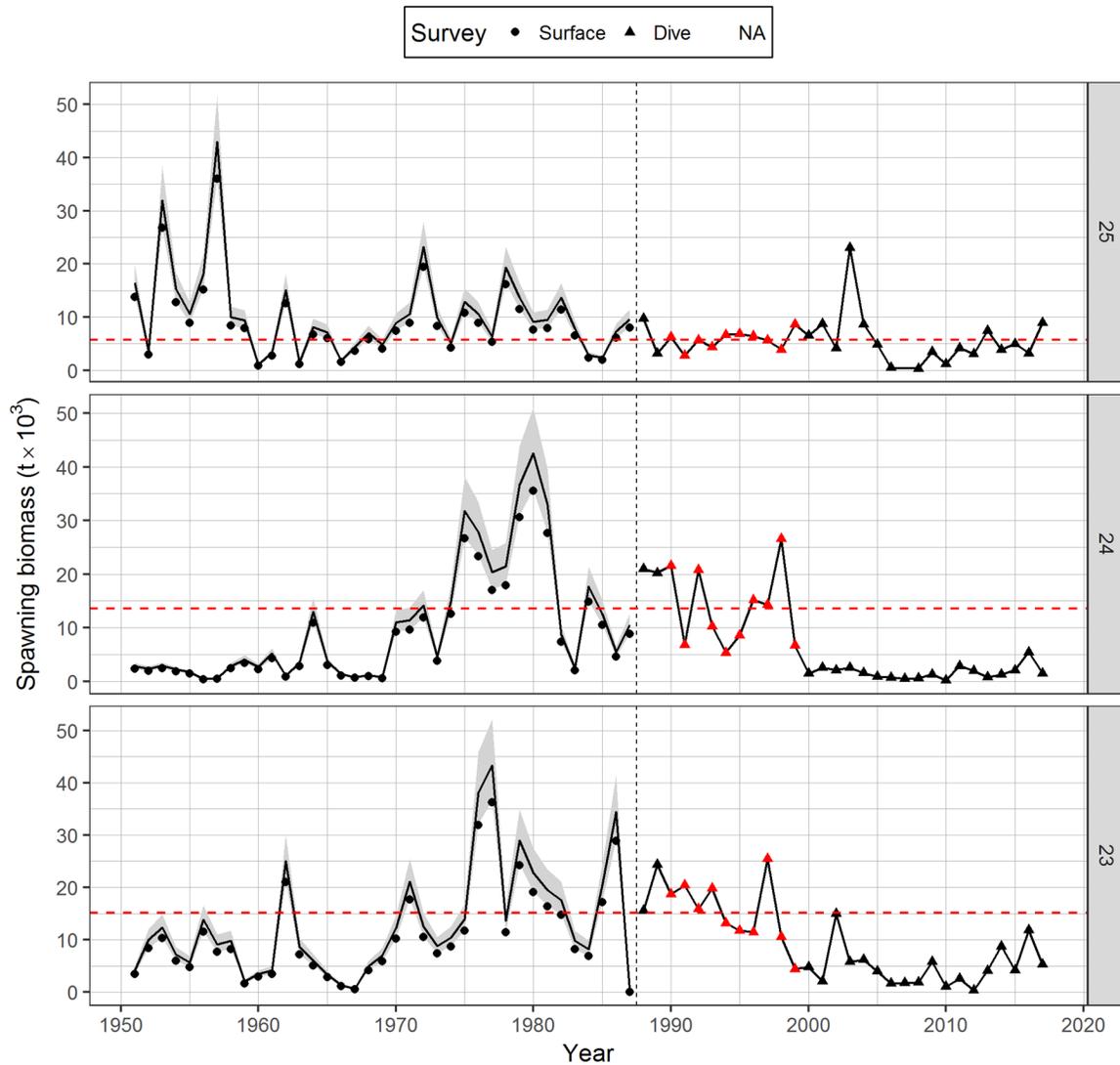


Figure A.5. Biomasse du stock reproducteur (estimations de la densité a posteriori maximale;  $i/q$ ; lignes) et indice de fraie (points) pour la côte ouest de la région principale d'évaluation du stock de l'île de Vancouver de 1951 à 2017 en milliers de tonnes ( $t \times 10^3$ ) par zone statistique. La zone ombrée indique l'intervalle de confiance à 90 % de la biomasse du stock reproducteur ( $i/q$ ), la ligne pointillée verticale indique la transition entre la période de relevé en surface (1951 à 1987) et la période de relevé en plongée (1988 à 2017), et la ligne pointillée horizontale rouge indique la biomasse du stock reproducteur moyenne pendant la période de référence (1990 à 1999; points rouges).

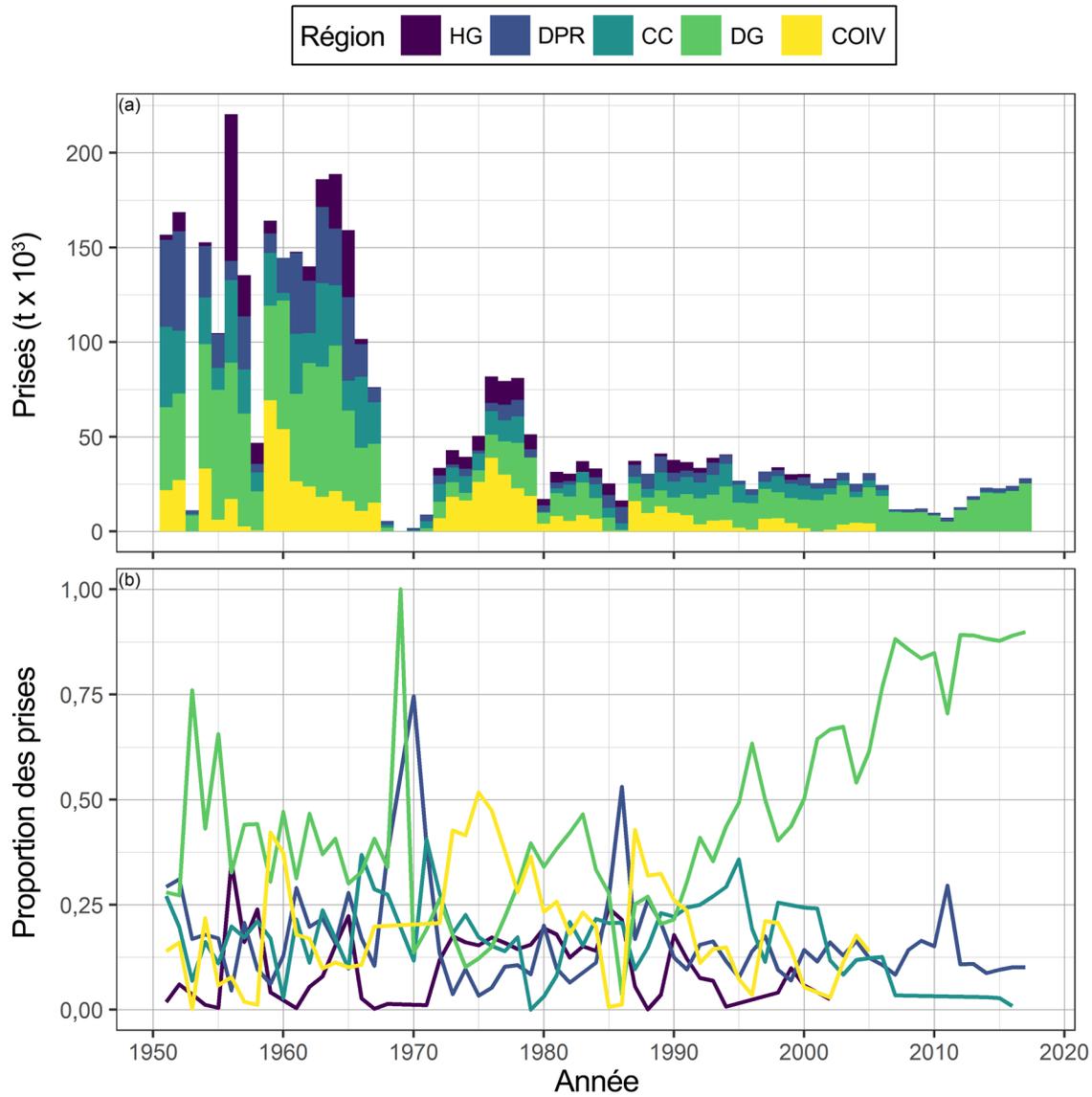


Figure A.6. Prises de harengs du Pacifique à l'échelle de la côte de 1951 à 2017, en milliers de tonnes ( $t \times 10^3$ ; graphique a), et proportion des prises (b) par région d'évaluation du stock.

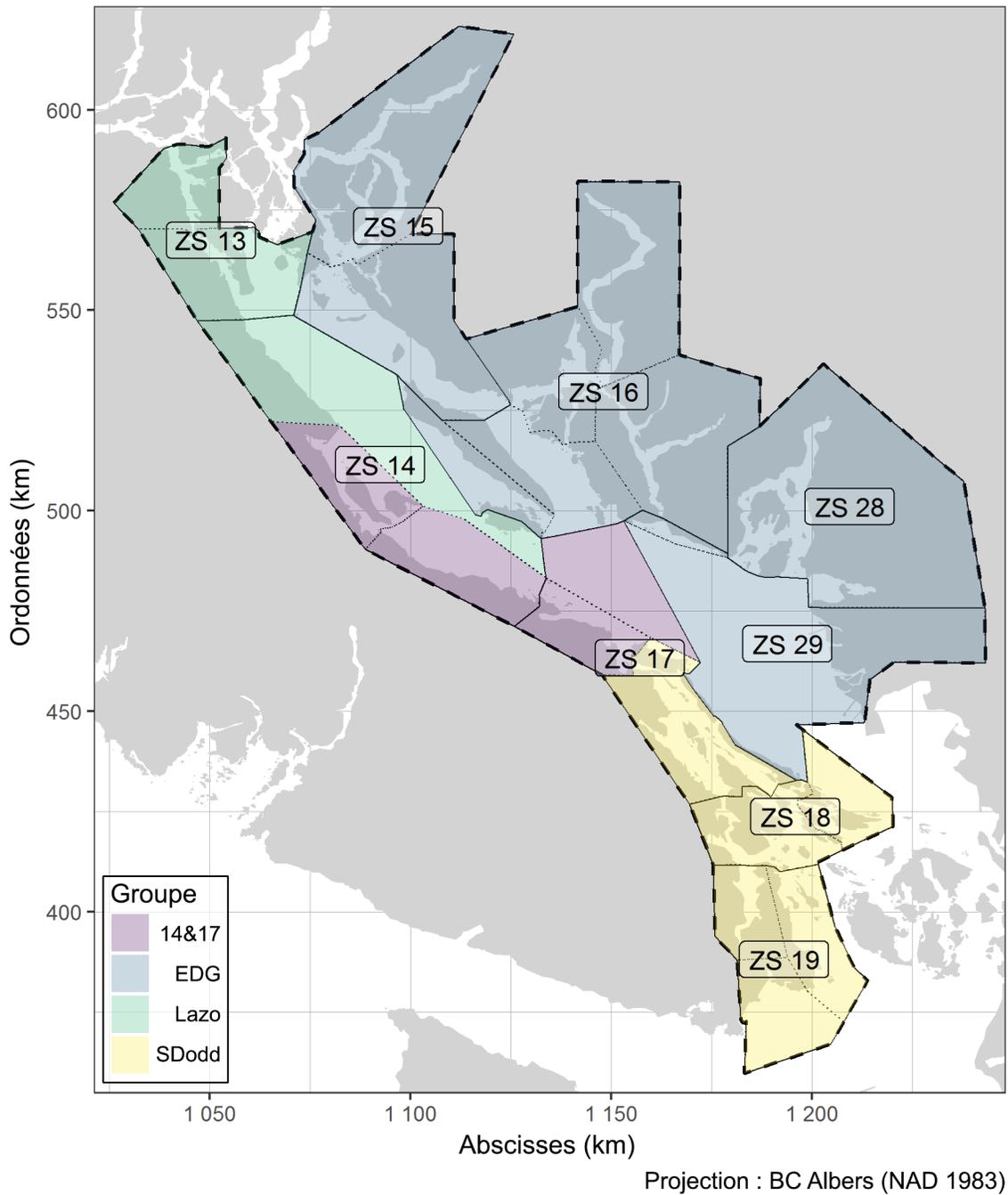


Figure A.7. Limites de la région principale d'évaluation du stock du détroit de Georgia (lignes tiretées épaisses), des zones statistiques (ZS; lignes continues fines) et des sections associées (lignes pointillées fines). Unités : kilomètres (km). Légende : « 14 et 17 » fait référence aux zones statistiques 14 et 17 (à l'exclusion de la section 173); « EDG » fait référence à l'est du détroit de Georgia; « Lazo » fait référence au-dessus du cap Lazo; et « SDodd » fait référence au sud du passage Dodd.

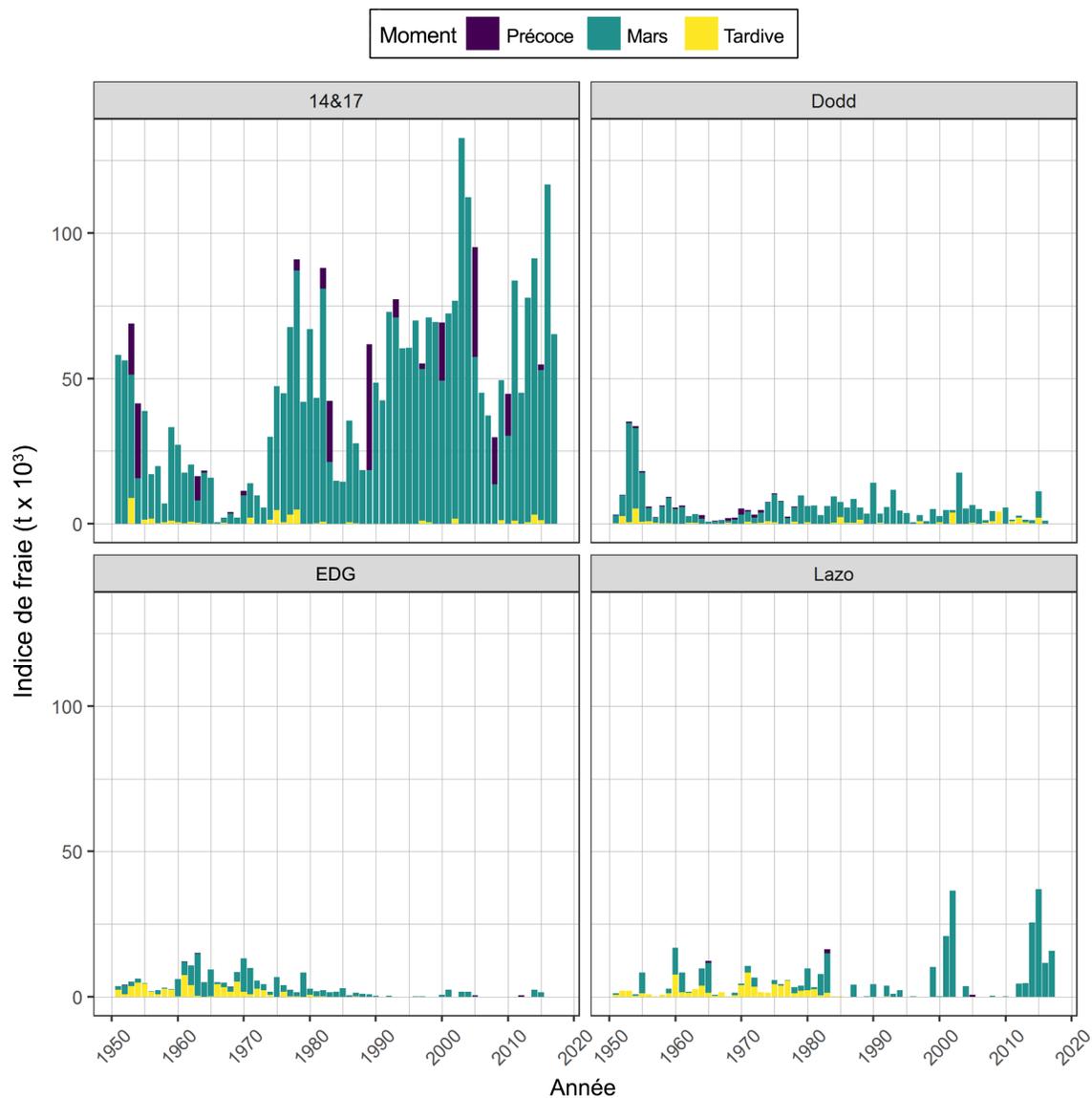


Figure A.8. Indice de fraie ( $I_t$ ) pour la région d'évaluation du stock du détroit de Georgia de 1951 à 2017, en milliers de tonnes ( $t \times 10^3$ ), selon le groupe. Légende : « précoce » indique une fraie qui commence avant mars; « mars » indique une fraie qui commence en mars; « tardive » indique une fraie qui commence après mars; « 14 et 17 » fait référence aux zones statistiques 14 et 17 (à l'exclusion de la section 173); « EDG » fait référence à l'est du détroit de Georgia; « Lazo » fait référence à la zone au-dessus du cap Lazo; et « SDodd » fait référence au sud du passage Dodd.

---

## ANNEXE B DESCRIPTION DU PROCESSUS D'ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS

### B.1. COIV – CONSULTATIONS ET OBJECTIFS

Le MPO a d'abord rencontré les Nations Nuuchahnulth (NCN) pour présenter le processus d'évaluation de la stratégie de gestion (ESG) au printemps 2015. La discussion des objectifs pour le hareng du Pacifique a eu lieu de nouveau à l'été 2015, suite à quoi le groupe de travail technique conjoint Uu-a-thluk a élaboré une liste exhaustive d'objectifs qui ont ensuite été approuvés par le Conseil des Ha'wiih. Les objectifs des Nations Nuuchahnulth ont été présentés au MPO en février 2016.

Les objectifs des Nations Nuuchahnulth sont organisés en quatre catégories : gouvernance, économie, écologie et socioculturel. Dans chaque catégorie, des objectifs mesurables ou opérationnels sont imbriqués dans les buts, avec un à trois buts par catégorie (tableau B.1). Bon nombre des objectifs des Nations Nuuchahnulth concernent des zones géographiques plus petites que le stock agrégé de la côte ouest de l'île de Vancouver. Étant donné que le modèle opérationnel actuel ne représente pas la dynamique spatiale du hareng à une plus petite échelle, la mise en œuvre des objectifs des Nations Nuuchahnulth dans le cadre du processus d'ESG s'est faite en plusieurs étapes. Premièrement, le MPO et les Nations Nuuchahnulth se sont rencontrés pour discuter et comprendre les objectifs des Nations Nuuchahnulth en ce qui concerne le hareng, et deuxièmement, nous avons collaboré pour déterminer les moyens de rendre opérationnels certains des objectifs mesurables pour le premier cycle de l'ESG.

Par exemple, au cours des discussions, nous avons compris que les objectifs 2.3 et 8.2 (tableau B.1) sont tous deux des objectifs mesurables exprimés au niveau de la zone statistique. Il a été convenu que la biomasse cible des Nations Nuuchahnulth, soit 15 000 t dans chacune des zones statistiques 23, 24 et 25, pourrait être étendue à l'ensemble du stock de la côte ouest de l'île de Vancouver, 45 000 t représentant un niveau de biomasse reflétant des stocks de hareng « sains ». Sur la base du modèle actuel d'évaluation du stock (Cleary *et al.* 2019), 45 000 t correspondent également à environ 75 % de la biomasse du stock reproducteur non exploitée. L'objectif a donc été reformulé en termes de stock agrégé de la côte ouest de l'île de Vancouver et la formulation suivante a été adoptée :

*Maintenir la biomasse du stock reproducteur à l'objectif de biomasse de  $0,75B_0$ , avec une probabilité de 75 % sur une période de trois générations (15 ans).*

La biomasse cible de 45 000 t correspond également à la biomasse moyenne de 1990-1999, une période de dix ans pendant laquelle les Nations Nuuchahnulth décrivent les stocks comme étant sains et robustes et pendant laquelle les Nations ont eu accès au hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver à des fins ASR sur leurs territoires. À partir de là, l'objectif suivant a été établi :

*Maintenir la biomasse du stock reproducteur au niveau ou au-dessus d'un niveau de biomasse cible équivalent à la biomasse moyenne entre 1990 et 1999, avec une probabilité de 75 % sur deux générations de harengs.*

Ces exemples figurent dans l'introduction en tant qu'objectifs 3 et 4.

### B.2. POINTS DE RÉFÉRENCE

Sur la base des conclusions de Cox *et al.* (2019) et de Kronlund *et al.* (2018), nous incluons des points de référence biologiques basés sur la biomasse d'équilibre non exploitée du stock reproducteur,  $B_0$  dans les objectifs. Un point de référence limite (PRL) de  $0,3B_0$  est inclus dans l'objectif 1, et des points de référence supérieurs du stock (PRS) proposés basés sur  $B_0$  et la

---

biomasse moyenne du stock reproducteur sont définis pour les objectifs 2 et 3 (voir la section suivante).

### **B.3. OBJECTIFS CENTRAUX PROPOSÉS PAR LE MPO**

En mai 2017, le MPO a proposé cinq objectifs mesurables fondamentaux, chacun d'entre eux pouvant être étudié pour l'un ou l'autre des cinq stocks (à l'échelle spatiale agrégée) dans le cadre du premier cycle d'ESG. Les voici :

1. Éviter un PRL de  $0,30B_0$  avec une probabilité de 90 % sur une période de deux générations de harengs (c.-à-d. dix ans).
2. Maintenir la biomasse du stock reproducteur dans la zone saine, au niveau ou au-dessus du PRS, avec une probabilité de 50 % sur une période de deux générations.
3. Lorsque la biomasse du stock reproducteur tombe en dessous du point de référence supérieur du stock (PRS) (c'est-à-dire à l'intérieur de la zone de prudence), limiter la probabilité de déclin au cours des dix années suivantes de très faible (5 %, lorsqu'elle est au PRL) à modérée (50 %, lorsqu'elle est au PRS).
4. Sous réserve des objectifs de conservation, maintenir la variabilité annuelle moyenne (VAM) des prises sur 15 ans à moins de 25 %.
5. Sous réserve des objectifs de conservation, optimiser les prises moyennes sur les 15 premières années de prévisions.

Sur la base des résultats préliminaires de la simulation, les objectifs proposés ont été modifiés et sont énumérés dans l'introduction comme les objectifs 1, 2, 5 et 6.

En outre, le MPO a proposé trois objectifs mesurables du PRS à prendre en compte dans le processus d'ESG (figure B.1) :

1.  $\overline{BSR}$  : biomasse moyenne médiane estimée du stock reproducteur de 1951 à 2017;
2.  $\overline{BSR}_{\text{prod}}$  : biomasse moyenne médiane estimée du stock reproducteur pour la période productive (1988 à 2016 pour le détroit de Georgia, et 1988 à 1996 pour la côte ouest de l'île de Vancouver);
3.  $0,6BSR_0$  : où  $B_0$  est la biomasse non exploitée estimée.

## B.4. TABLEAUX

Tableau B.1. Objectifs des Nations Nuuchah-nulth (NCN). Les objectifs des Nations Nuuchah-nulth sont organisés en quatre catégories : gouvernance, économie, écologie et socioculturel. Chaque catégorie comporte un ou plusieurs buts, et chaque but est associé à un ou plusieurs objectifs précis, classés comme mesurables ou opérationnels.

Catégories	Buts	Objectifs	Mesurable	Opérationnel
Gouvernance	1) Avoir des zones de gestion à plus petite échelle pour la région de la côte ouest de l'île de Vancouver. (Échelle géographique de gestion)	1.1) Trois zones de stock indépendantes d'ici 2018 pour la région de la côte ouest de l'île de Vancouver, 100 % du temps. Les zones de stock de hareng sont basées sur les zones statistiques du MPO – 23, 24 et 25.	–	x
		1.2) À compter de 2018, la zone 26 est gérée comme une zone de stock mineure indépendante, 100 % du temps.	–	x
		1.3) À compter de 2018, les TAC sont établis et gérés de manière indépendante dans les zones de gestion 23 à 25, 100 % du temps.	–	x
		1.4) À compter de 2018, les données d'évaluation en cours de saison seront utilisées pour ajuster les TAC, les pêches et les plans de pêche de manière appropriée, 100 % du temps.	–	x
	2) Protéger les pêches des Nations Nuuchah-nulth fondées sur les droits (Droits autochtones et droits issus de traités et accès prioritaire).	2.1) À compter de 2017 aucune pêche au hareng aux fins de consommation et d'appât dans la côte ouest de l'île de Vancouver jusqu'à ce que les Nuuchah-nulth n'aient été consultés et aient bénéficié d'un accommodement, chaque année, 100 % du temps.	–	x
		2.2) Uniquement les pêches au hareng fondées sur des droits dans la partie de la zone 26 appelée zone de pêche à des fins domestiques de Maa-nulth, 100 % du temps.	–	x
		2.3) À compter de 2018, des pêches commerciales régulières ne peuvent avoir lieu dans une zone de gestion que si le rendement prévu et en cours de saison est supérieur à 15 000 tonnes pour cette zone de gestion, 90 % du temps.	x	x

Catégories	Buts	Objectifs	Mesurable	Opérationnel
		2.4) À compter de 2018, aucune pêche commerciale régulière au hareng, à l'exception de la pêche d'œufs sur varech, ne sera pratiquée dans les zones de pêche au hareng fondées sur les droits préférentiels des Nations (telles que le définissent les Nations avant la saison), 90 % du temps.	–	x
		2.5) À compter de 2018, toutes les pêches commerciales régulières du hareng à la senne dans les zones de gestion 23 à 25 doivent commencer lorsque le rendement en œufs dépasse 10 %, 90 % du temps.	X	x
	3) Des ressources sont disponibles pour que les Nations Nuu-chah-nulth participent de manière significative aux activités d'évaluation dans chaque zone de gestion (Participation à la gestion).	3.1) À compter de 2018, une formation sur l'évaluation du hareng est offerte chaque année à toutes les Nations Nuu-chah-nulth, 100 % du temps.	–	x
		3.2) À compter de 2018, les Nations Nuu-chah-nulth seront engagées à contrat pour recueillir des données sur les œufs de hareng et recueillir des échantillons biologiques dans chaque zone de gestion, 100 % du temps.	–	x
		3.3) À compter de 2018, les plongeurs qualifiés des Nations Nuu-chah-nulth auront priorité pour participer aux relevés en plongée annuels sur les œufs de hareng, 100 % du temps.	–	x
Économie	4) Des ressources suffisantes sont disponibles pour les activités scientifiques et de gestion (Coûts de la gestion et des activités scientifiques).	4.1) À compter de 2018, le MPO affecte chaque année des ressources suffisantes aux activités de gestion et aux activités scientifiques visant les populations de hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver, 100 % du temps.	–	x
		4.2) À compter de 2018, le MPO appuie et finance d'autres méthodes de collecte de données sur les œufs de hareng, comme l'utilisation de petits équipages spécialisés dans de petites embarcations pour recueillir des échantillons biologiques de harengs au moment et à l'endroit appropriés, 100 % du temps.	–	x
		4.3) À compter de 2018, une fois l'abondance suffisante pour soutenir les pêches économiques,	–	x

Catégories	Buts	Objectifs	Mesurable	Opérationnel
		une partie du TAC sera utilisée pour compenser une partie des coûts de gestion et des activités scientifiques, 100 % du temps.		
		4.4) À compter de 2019, une méthode précise et rentable de conversion des œufs sur varech et des œufs sur branche en hareng entier sera élaborée et utilisée pour évaluer les pêches d'œufs sur varech et sur branches de la côte ouest de l'île de Vancouver, 100 % du temps.	–	x
		4.5) Les populations de hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver sont reconstituées à des niveaux sains et durables, capables de soutenir des pêches d'œufs sur varech et sur branches fructueuses la plupart des années *ajouté en août 2017	x	–
Écologie	5) Vaste répartition de la fraie dans les territoires Nuu-chah-nulth (Répartition de la fraie)	5.1) Les œufs de hareng couvrent au moins 70 % des zones de fraie d'avant 1960, selon les données du MPO sur les zones de fraie du hareng, d'ici 2025, au moins 75 % du temps.	x	–
	6) Reconstituer la structure du stock et la répartition de la fraie dans les populations de hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver (Structure du stock).	6.1) À compter de 2020, commencer les transplantations de hareng dans les zones 23-26 chaque année, pendant un minimum de 20 ans.	–	X
		6.2) À compter de 2018, les frayères dans les nouveaux sites ou dans les sites qui n'ont pas été utilisés pendant trois ans ou plus ne doivent pas être exploitées par des pêches qui ne sont pas fondées sur des droits, jusqu'à ce que la fraie se produise dans les nouvelles zones trois ans sur quatre, 100 % du temps.	–	X
		6.3) À compter de 2018, 10 % de l'habitat dans les frayères historiques seront évalués annuellement, 95 % du temps.	–	x
		6.4) À compter de 2019, 50 % de l'habitat évalué dans les frayères historiques seront modifiés pour accueillir des harengs reproducteurs ou recevoir des transplants, 95 % du temps.	–	x
		6.5) D'ici 2025, le succès ou l'échec de 50 % des transplantations et des modifications de l'habitat	–	x

Catégories	Buts	Objectifs	Mesurable	Opérationnel
		sera évalué annuellement, 100 % du temps, pendant dix ans.		
	7) Évaluer et gérer l'impact de la prédation par les mammifères marins sur les œufs de hareng et le hareng entier dans la région de la côte ouest de l'île de Vancouver (Productivité du stock).	7.1) À compter de 2018, la prédation du hareng et des œufs de hareng par les mammifères marins doit être évaluée dans chaque zone de gestion (23, 24, 25 et 26) et prise en compte dans l'évaluation et les prévisions de chaque zone, 100 % du temps.	–	x
		7.2) À compter de 2020, un plan de gestion des prédateurs des mammifères marins pour les zones 23-26 visant à protéger le hareng reproducteur et les œufs de hareng sera élaboré et utilisé pour gérer le hareng reproducteur, 100 % du temps.	–	x
		7.3) À compter de 2020, la prédation des harengs reproducteurs par les mammifères marins dans les zones 23 à 26 sera réduite de 50 %, 75 % du temps.	–	x
Socioculture I	8) Suffisamment de harengs pour obtenir une moyenne de 12 couches d'œufs au cours d'une fraie (Accès local, aliments et utilisation traditionnelle).	8.1) À compter de 2017, le seuil pour chacune des zones de gestion 23 à 25 est de 15 000 tonnes, 100 % du temps.	x	–
		8.2) Minimum de 15 000 tonnes de hareng par zone de gestion 23 à 25 d'ici 2025, 75 % du temps	x	–

## B.5. FIGURES

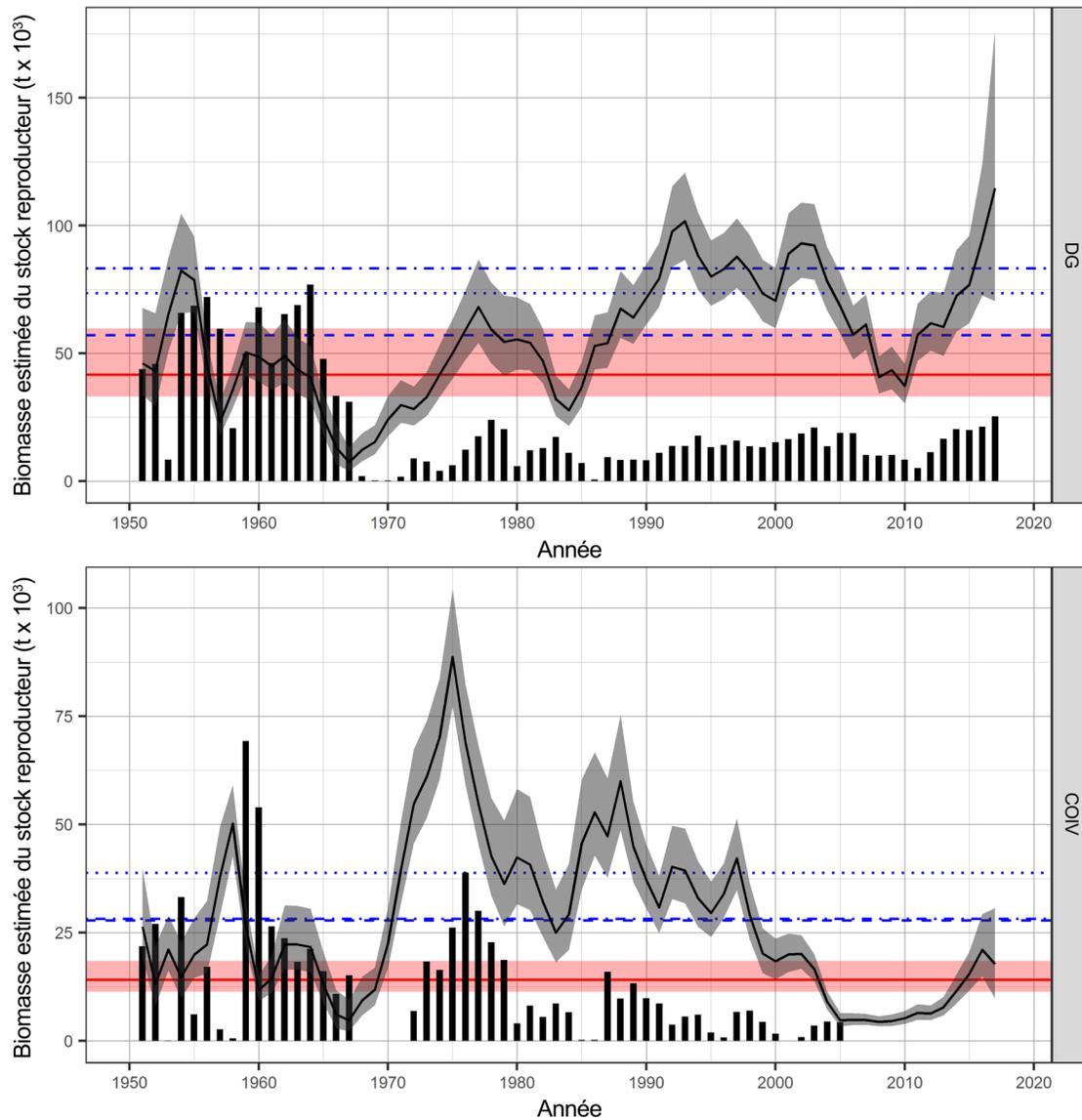


Figure B.1. Estimation de la biomasse du stock reproducteur ( $BSR_t$ ) pour chaque année  $t$ , en milliers de tonnes métriques ( $t \times 10^3$ ), selon la région. La ligne et la zone ombrée indiquent la médiane et l'intervalle de crédibilité à 90 %, respectivement. La série chronologique de lignes verticales indique les prises commerciales (à l'exception de la récolte des œufs sur varech). Les lignes rouges indiquent les médianes et l'ombrage rouge l'intervalle de crédibilité à 90 % pour le point de référence limite (PRL) de  $0,3B_0$ , où  $B_0$  est la biomasse estimée non exploitée. Les lignes bleues indiquent les points de référence supérieurs (PRS) proposés des stocks : les lignes tiretées correspondent à la biomasse estimée moyenne du stock reproducteur de 1951 à 2017; les lignes pointillées correspondent à la biomasse moyenne médiane estimée du stock reproducteur pour la période productive (de 1988 à 2016 pour le détroit de Georgia et de 1988 à 1996 pour la côte ouest de l'île de Vancouver); enfin, les lignes en traits et pointillés correspondent à  $0,6B_0$  (valeurs médianes).

---

## ANNEXE C DOCUMENTS SUPPLÉMENTAIRES

### C.1. ÉVALUATION DE LA PROCÉDURE DE GESTION DE RALENTISSEMENT DE LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER

#### C.1.1. Description

Nous avons testé une autre procédure de gestion, plus prudente, pour le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver. Cette règle de « ralentissement » ne simule une pêche commerciale que lorsque la biomasse du stock reproducteur estimée par le modèle d'évaluation est supérieure au point de contrôle inférieur de la règle de contrôle des prises pour les dernières années  $k$ ,  $y$  compris la prévision d'un an à l'avance. C'est ce qu'on appelle la période de ralentissement. Par exemple, si nous utilisons la règle de contrôle des prises  $\min E_{18.8}$  et  $k = 3$ , la règle n'autorisera la pêche en 2020 que si  $B_t > 18,8$  pour toute l'année 2018, 2019 et la projection en 2020. Si la condition de ralentissement de la biomasse est satisfaite, la règle de contrôle des prises sera appliquée comme d'habitude à la biomasse prévue pour 2020.

Cette règle présente quelques avantages par rapport à la règle de récolte préventive basée sur les tendances. Tout d'abord, cette règle n'exige pas le choix d'un seuil de tendance, mais seulement le choix d'une fenêtre temporelle à prendre en compte. Deuxièmement, elle bénéficie de la correction d'importantes erreurs d'évaluation au cours des années suivantes; lorsqu'une erreur de prévision à biais positif est révisée à la baisse dans un délai de  $k$  ans, la pêche sera fermée si la biomasse révisée est inférieure au point de contrôle inférieur.

Nous avons ajouté une règle de ralentissement à la procédure de gestion ayant le meilleur rendement pour la côte ouest de l'île de Vancouver, qui était le taux de récolte plafonné à 10 % avec un niveau d'échappée minimal et un seuil relatif ( $\min E_{.5B_0\_TR0,1\_cap2}$ ). Cette procédure de gestion a respecté le critère du point de référence limite dans les scénarios de mortalité anticompensatoire (Ma) et de mortalité constante (conM), mais ne l'a pas respecté d'un point de pourcentage dans le scénario de mortalité indépendante de la densité (MID), maintenant la biomasse au-dessus de  $0,3B_0$  74 % du temps. Nous avons testé des procédures de gestion pour le ralentissement avec des périodes de ralentissement d'une durée de  $k = 2$  à  $k = 5$ . Veuillez noter que la procédure de gestion de base sans la règle de ralentissement correspond à  $k = 1$ .

#### C.1.2. Résultats et discussion

Comme prévu, nous avons constaté que la procédure de gestion pour le ralentissement améliore le rendement en matière de conservation de la procédure de gestion de base dans tous les scénarios. Nous avons testé des périodes de ralentissement de diverses durées et nous avons constaté que le rendement en matière de conservation augmente d'un point de pourcentage par rapport à la procédure de gestion de base (tableau C.1). Il existe un compromis entre le rendement en matière de conservation et les possibilités de pêche, la probabilité de fermetures augmentant avec la durée de la période pour les périodes d'au moins deux ans.

Les avantages de la règle du ralentissement ont un rendement décroissant pour cette procédure de gestion. Pour le scénario de mortalité constante, il n'y a pas d'amélioration du rendement du point de référence limite après l'ajout d'une année à la période relative à l'état du stock ( $k = 2$ ). En revanche, le rendement du PRL ne s'améliore pas tant que  $k$  n'est pas égal à 5 pour le scénario de mortalité anticompensatoire. Le scénario de mortalité indépendante de la densité présente une forte baisse du rendement en matière de conservation lorsque  $k = 2$ , puis

---

ajoute un autre point de pourcentage à  $k = 5$  pour atteindre 72 %, ce qui est encore pire que la même procédure de gestion sans condition de ralentissement (tableau 7, COIV\_MDD).

La croissance sub-linéaire du rendement du PRL à mesure que la durée de la période de ralentissement augmente peut être due au fait qu'il existe un petit écart entre le rendement en matière de conservation sans règle de ralentissement et l'absence de pêche. En effet, dans le cadre du scénario de mortalité anticompensatoire, la période de ralentissement de cinq ans présente le même rendement en matière de conservation que le scénario interdisant la pêche (comparer le tableau C.1 avec le tableau 7). Pour le scénario de mortalité indépendante de la densité et de mortalité constante, il y a quatre points de pourcentage et trois points de pourcentage, respectivement, entre la procédure de gestion minE.5B0\_TR0,1\_cap2 et le rendement en matière de conservation en l'absence de pêche. Par conséquent, le rendement en matière de conservation du scénario sans pêche agira comme une limite asymptotique, et au fur et à mesure que la période de ralentissement augmente, le rendement de conservation progressera plus lentement vers la limite.

Malgré une condition plus stricte d'ouverture de la pêche, dans certains cas, la procédure de gestion concernant le ralentissement réduit le nombre de fermetures en protégeant le stock reproducteur d'une surpêche du potentiel reproducteur causée par des erreurs d'évaluation. Comme prévu, la règle du ralentissement tend à produire une proportion plus élevée d'années avec des TAC inférieurs à 650 t, que nous avons utilisés comme TAC commercial minimum viable, et cette proportion augmente de deux ans à cinq ans au-dessus du point de contrôle inférieur. L'augmentation générale des fermetures est due au fait que les erreurs d'évaluation présentant un biais positif sont révisées à la baisse pendant la période de ralentissement, ce qui entraîne une pêche de type accélérée dans certaines répétitions (figure C.1); toutefois, le changement de la probabilité de fermeture dépend du scénario. Dans le scénario de mortalité anticompensatoire, la probabilité de fermeture diminue lorsqu'on passe à une fenêtre de ralentissement de deux ans, et la probabilité de fermeture reste inférieure à la procédure de gestion de base pour une période de ralentissement de trois ans.

Tableau C.1. Rendement des procédures de gestion pour le stock de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les critères de rendement sont calculés sur trois générations (15 ans) à partir du début de la période visée par les projections pour tous les objectifs, sauf pour l'objectif 4 (concernant la biomasse), qui est calculé sur deux générations (10 ans). Les procédures de gestion sont classées à l'intérieur de chaque scénario en fonction de leur rendement par rapport à l'atteinte de l'objectif de conservation (objectif 1), puis en fonction de l'atteinte des objectifs 2 à 6. Le classement en fonction de ces derniers objectifs est effectué à la seule fin d'améliorer la lisibilité des tableaux du rendement et non pour imposer des priorités parmi ceux-ci. La procédure de gestion de base sans règle de ralentissement est indiquée par un \*aux fins de comparaison et n'est pas ordonnée en fonction des règles de ralentissement.

Scénario	PG	Étiquette	Objectifs liés à la biomasse				Objectifs en matière de rendement			Autres PRS proposés	
			Objectif 1 (PRL)	Objectif 2	Objectif 3	Objectif 4	Objectif 5 (Variabilité des prises)	Objectif 6 (Rendement moyen)	Probabilité des fermetures	Biomasse moyenne historique	Biomasse productive moyenne
			> 75 %	> 50 %	> 75 %	> 75 %	< 25 %	max.	min.	> 50 %	> 50 %
			P(Bt > 0,3B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,6B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,75B <sub>0</sub> )	P(Bt > B <sub>90s</sub> )	VAM méd.	Prises moyennes	P(Pt < 650 t)	P(Bt > B <sub>moy</sub> )	P(Bt > B <sub>moy-prod</sub> )
COIV_MDD	4	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement5	88 %	56 %	40 %	38 %	8,98	1,58	32 %	56 %	34 %
COIV_MDD	2	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement3	87 %	55 %	39 %	37 %	8,52	1,84	23 %	55 %	34 %
COIV_MDD	1	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement2	87 %	55 %	39 %	37 %	8,78	1,84	21 %	55 %	34 %
COIV_MDD	3	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement4	87 %	55 %	39 %	38 %	8,9	1,72	26 %	55 %	34 %
COIV_MDD	*	minE.5B0_TR0,1_cap2	87 %	55 %	39 %	38 %	16,49	1,72	25 %	55 %	34 %
COIV_MID	4	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement5	75 %	35 %	23 %	29 %	24,27	1,45	42 %	36 %	20 %
COIV_MID	2	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement3	74 %	35 %	23 %	28 %	21,78	1,66	33 %	34 %	20 %
COIV_MID	3	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement4	74 %	35 %	23 %	28 %	22,1	1,57	37 %	35 %	20 %
COIV_MID	1	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement2	74 %	34 %	23 %	28 %	21,21	1,67	31 %	34 %	20 %
COIV_MID	*	minE.5B0_TR0,1_cap2	74 %	35 %	23 %	28 %	29,43	1,52	34 %	35 %	20 %

Scénario	PG	Étiquette	Objectifs liés à la biomasse				Objectifs en matière de rendement			Autres PRS proposés	
			Objectif 1 (PRL)	Objectif 2	Objectif 3	Objectif 4	Objectif 5 (Variabilité des prises)	Objectif 6 (Rendement moyen)	Probabilité des fermetures	Biomasse moyenne historique	Biomasse productive moyenne
			> 75 %	> 50 %	> 75 %	> 75 %	< 25 %	max.	min.	> 50 %	> 50 %
Critère											
			P(Bt > 0,3B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,6B <sub>0</sub> )	P(Bt > 0,75B <sub>0</sub> )	P(Bt > B90s)	VAM méd.	Prises moyennes	P(Pt < 650 t)	P(Bt > Bmoy)	P(Bt > Bmoy-prod)
COIV_conM	4	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement5	92	54	37	89	7,63	1,85	16	71	68
COIV_conM	1	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement2	92	53	36	88	7,12	1,98	9	70	68
COIV_conM	2	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement3	92	53	36	88	7,12	1,98	9	70	68
COIV_conM	3	minE.5B0_TR0,1_cap2_ralentissement4	92	53	36	88	7,17	1,96	10	70	68
COIV_conM	*	minE.5B0_TR0,1_cap2	91	53	36	88	7,12	1,98	8	70	68

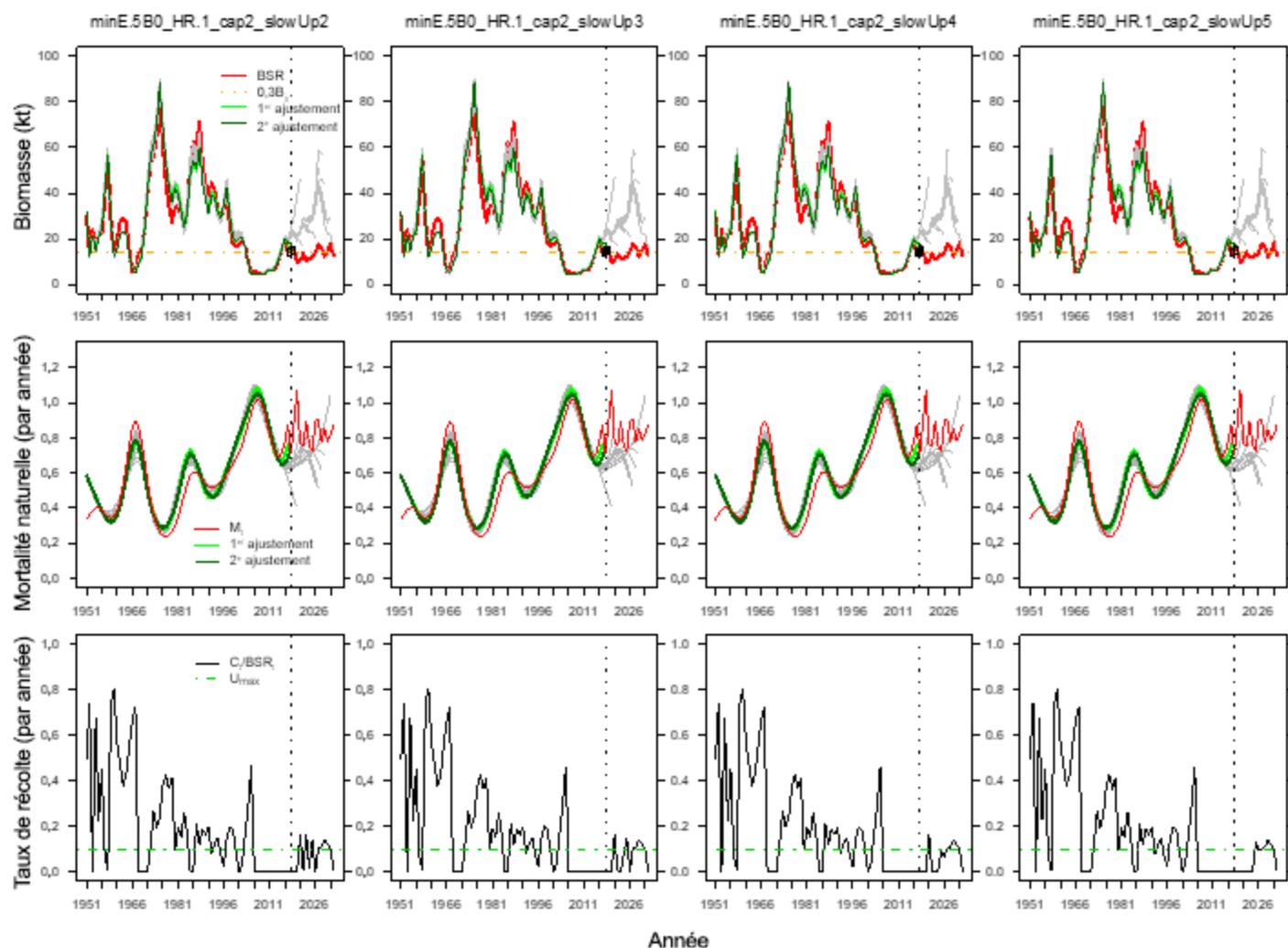


Figure C.1. Biomasse du stock reproducteur de harengs de la côte ouest de l'île de Vancouver (rangée du haut), mortalité naturelle (rangée du milieu) et taux de récolte (rangée du bas, prises divisées par la biomasse du stock reproducteur) pour une seule répétition du scénario COIV\_MID. Les colonnes montrent les procédures de gestion  $minE.5B0\_TR0,1\_cap2\_ralentissementk$  pour  $k = 2$  (colonne de gauche),  $k = 3$  (deuxième colonne),  $k = 4$  (troisième colonne), et  $k = 5$  (colonne de droite). Dans les deux rangées du haut, la ligne rouge montre les valeurs du modèle opérationnel, tandis que les lignes verte et grise montrent les estimations du modèle d'évaluation dans la période de projection.

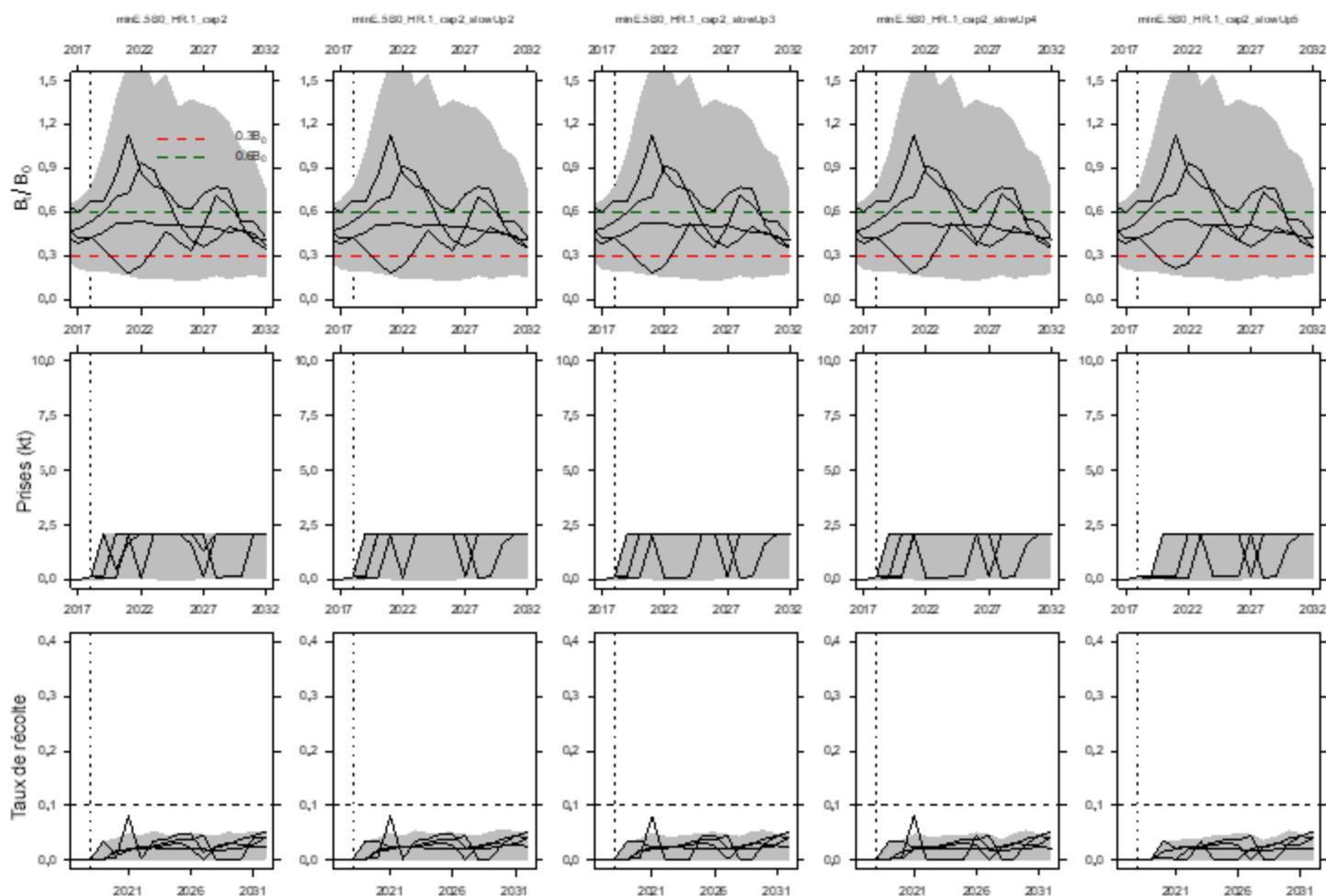


Figure C.2. Enveloppes de simulation d'épuisement (rangée du haut), de prises (milieu) et du taux de récolte (rangée du bas) pour le hareng de la côte ouest de l'île de Vancouver pour la procédure de gestion ayant le meilleur rendement (*minE.5B0\_TR0,1\_cap2*) et des versions avec ralentissement de la même procédure de gestion (*minE.5B0\_TR0,1\_cap2\_ralentissementk*,  $k = 2, \dots, 5$ ), dans le cadre du scénario du modèle opérationnel de mortalité naturelle indépendante de la densité (MID) sur une période de projection de trois générations (15 ans). Les zones grises représentent les 95 % centrales des trajectoires simulées, la ligne noire épaisse représente la médiane des 100 répétitions, et les lignes noires fines représentent les trajectoires choisies au hasard pour trois répétitions individuelles. La ligne verticale pointillée à l'année 2018 indique le début de la période de prévision et les lignes horizontales tiretées indiquent des taux de  $0,3B_0$  (rouge) et de  $0,6B_0$  (vert).