



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)**

---

**Document de recherche 2020/021**

**Région du Québec**

### **Évaluation des stratégies de rétablissement du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest (sous-régions 3 et 4 de l'OPANO)**

Elisabeth Van Beveren<sup>1</sup>, Julie R. Marentette<sup>2</sup>, Andrew Smith<sup>1</sup>, Martin Castonguay<sup>1</sup>, Daniel E. Duplisea<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pêches et Océans Canada  
850, route de la Mer  
Mont-Joli (Québec)  
G5H 3Z4

<sup>2</sup> Pêches et Océans Canada  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0A6

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020  
ISSN 2292-4272

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

Van Beveren, E., Marentette, J.R., Smith, A., Castonguay M. et Duplisea, D.E. 2020. Évaluation des stratégies de rétablissement du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest (sous-régions 3 et 4 de l'OPANO). Secr. can. de consult. sci. Doc. de rech. 2020/021. v + 58 p.

### Also available in English :

*Van Beveren, E., Marentette, J.R., Smith, A., Castonguay, M., and Duplisea, D.E. 2020. Evaluation of Rebuilding Strategies for northwestern Atlantic Mackerel (NAFO Subareas 3 and 4). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/021. v + 56 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	V
INTRODUCTION .....	1
RENSEIGNEMENTS DE BASE .....	1
Aperçu de la population.....	1
Aperçu de la pêche .....	2
Aperçu du processus d'avis scientifique .....	4
ÉVALUATION DE LA STRATÉGIE DE GESTION.....	5
Justification de l'approche .....	5
Participation des intervenants au groupe de travail sur le plan de rétablissement .....	6
MÉTHODES .....	7
DONNÉES .....	7
SIMULATIONS.....	7
Modèle d'exploitation (ME).....	8
Règles de contrôle des prises (RCP).....	15
Mesures du rendement.....	18
RÉSULTATS.....	21
AJUSTEMENTS, DIAGNOSTICS ET ESTIMATIONS DES ME.....	21
RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION.....	23
Objectif 1 : Rétablir la BSR du maquereau et la faire passer au-dessus du PRL .....	23
Objectif 2 : Limiter la probabilité que la BSR diminue au cours d'une période donnée.....	27
Objectif 3 : Maximiser les prises .....	27
Compromis.....	28
Résumé des résultats.....	30
DISCUSSION.....	32
OBJECTIFS .....	32
JALONS .....	34
COMPRENDRE LES RÉSULTATS DES MESURES DE RENDEMENT .....	35
AUTRES CONSIDÉRATIONS.....	35
RECOMMANDATIONS EN MATIÈRE DE RECHERCHE ET DE PROCESSUS .....	35
CONCLUSIONS.....	36
REMERCIEMENTS .....	36
RÉFÉRENCES CITÉES.....	37
ANNEXES.....	41
DÉLAI DE RÉTABLISSEMENT .....	41
FIGURE S1 : DONNÉES D'ENTRÉE .....	42
FIGURE S2. DONNÉES SUR LES PRISES.....	43
FIGURE S3. SENSIBILITÉ À M.....	44
FIGURE S4. COURBES DES RÉSIDUELS.....	45
FIGURE S5. PROFILS RÉTROSPECTIFS.....	46

---

FIGURE S6. DURÉE DE GÉNÉRATION.....	47
FIGURE S7. PRISES MÉDIANES FUTURES EN FONCTION DE DIFFÉRENTES HYPOTHÈSES DE RÉPARTITION .....	48
FIGURE S8. GRAPHIQUES DES COMPROMIS ENTRE L'OBJECTIF 3 ET L'OBJECTIF 149	
FIGURE S9. GRAPHIQUES DES COMPROMIS ENTRE L'OBJECTIF 3 ET L'OBJECTIF 250	
TABLEAU S1 : ÉQUATIONS ET PARAMÈTRES DU ME.....	51
TABLEAU S2 : ESTIMATION DES PARAMÈTRES DES ME .....	54
TABLEAU S3 : OBJECTIFS POSSIBLES À LONG TERME.....	55
TABLEAU S4 : TABLEAU RÉCAPITULATIF DES OBJECTIFS .....	56

---

## RÉSUMÉ

En 2017, on a estimé que la biomasse du contingent de reproducteurs du maquereau de l'Atlantique Ouest qui fraye dans le Nord était inférieure à son point de référence limite (PRL) depuis 2011, ce qui a mené à la création d'un groupe de travail sur le plan de rétablissement (GTPR). C'est dans ce contexte et avec la participation de tous les membres du GTPR qu'une évaluation de la stratégie de gestion axée sur les stratégies de rétablissement a été élaborée. Elle comprenait notamment la spécification de neuf règles potentielles de contrôle des prises (RCP), dont le rendement a été mesuré en fonction de trois objectifs de gestion dans le cadre de huit scénarios d'incertitude. Les analyses ont corroboré les résultats de l'évaluation de 2019 selon lesquels le stock se situait sous son PLT. Peu de RCP ont atteint les objectifs fixés et aucune ne les a tous atteints dans tous les scénarios d'incertitude, principalement en raison de l'état actuel du stock et de la grande incertitude entourant les prélèvements totaux. La RCP qui reflétait le plus fidèlement le TAC canadien actuel de 2019 (8 000 t) n'a pas atteint tous les seuils de rendement possibles pour tous les objectifs et les jalons à plus court terme. La simulation a également montré qu'au cours des trois à dix prochaines années, les futurs seuils élevés des prises (de 6 000 à 10 000 t) risquent davantage d'entraîner peu à peu une diminution du stock qu'une augmentation. Le rétablissement du stock au-dessus du PLT n'étant peut-être pas possible à court terme, il est recommandé d'utiliser des jalons de rétablissement (3 à 5 ans), ainsi que d'améliorer la gestion en réduisant l'incertitude entourant les prises totales.

---

## INTRODUCTION

### RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le maquereau (*Scomber scombrus*) est une espèce de petits pélagiques largement répandue dont la structure de population est complexe. Dans l'est du Canada, le contingent de reproducteurs du maquereau de l'Atlantique Ouest qui fraie dans le Nord soutient une importante pêche commerciale, récréative et d'appâts dans les sous-régions 3 et 4 de l'OPANO. Il n'existe aucune règle officielle de contrôle des prises pour déterminer les prises recommandées pour la pêche commerciale. Le stock est géré au moyen d'un total admissible des captures (TAC), qui n'a toutefois été atteint que deux fois dans l'histoire de la pêche, en 2016 et 2018. Les rejets, ainsi que les prélèvements non déclarés servant à des fins d'appât personnel et une pêche récréative, s'ajoutent aux prises commerciales.

La biomasse estimée du contingent de reproducteurs du maquereau de l'Atlantique Ouest qui fraie dans le Nord a connu des déclinés importants au cours des dernières décennies et se situe sous son point de référence limite depuis 2011 (MPO 2017), ce qui place ce stock dans la zone critique selon l'approche de précaution (MPO 2009). En 2017, les gestionnaires des pêches ont créé un groupe de travail sur le plan de rétablissement de ce stock, composé d'intervenants, de groupes de pêcheurs et de groupes autochtones, et ils ont demandé un avis scientifique pour ce plan. Le présent rapport décrit en détail l'évaluation d'une gamme de stratégies potentielles de rétablissement du maquereau selon différents scénarios de prises connues et manquantes.

### Aperçu de la population

#### Structure de la population

Le maquereau (*Scomber scombrus*) habite les eaux de l'Atlantique Nord et a des populations génétiquement différenciées de chaque côté (Nesbø *et al.* 2000). Dans l'Atlantique Nord-Est, cette espèce est présente de la Méditerranée à la Norvège et, au cours de la dernière décennie, son aire de répartition s'est étendue au Groenland, sous l'impulsion d'une augmentation remarquable de l'abondance (Olafsdottir *et al.* 2019). La répartition du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest s'étend de la Caroline du Nord (États-Unis) au Labrador (Canada). Chaque population se caractérise par des composantes ou contingents de reproducteurs différents, qui ne sont généralement pas isolés spatialement tout au long de l'année.

Depuis les travaux de Sette (1950), la population de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest serait composée de deux contingents reproducteurs (aussi mentionnées dans le présent document comme stocks): le contingent sud (États-Unis), qui fraie dans le sud de la Nouvelle-Angleterre (en mai environ) et le contingent nord (Canada) qui fraie dans le sud du golfe du Saint-Laurent (en juin-juillet). Après le frai, le contingent nord migre à travers le golfe et la partie canadienne de l'Atlantique (juillet-octobre) pour finalement se mélanger au contingent sud à l'automne et en hiver dans les eaux américaines. Sette (1950) est arrivé à cette conclusion en suivant la structure de la taille des prises américaines, qui changeait en hiver lorsque le contingent nord entrait dans la pêche. Des études de marquage ultérieures (Beckett *et al.* 1974; Moores *et al.* 1975; Waters *et al.* 2000) ont confirmé ce profil de migration. Des études de marquage ont aussi montré que le maquereau du contingent méridional migre également sur de grandes distances, mais demeure généralement dans les eaux américaines (Sette 1950).

Malgré la présence de deux importants contingents de reproducteurs, il n'est pas possible de les différencier sur la base de caractéristiques biologiques (Moores *et al.* 1975), génétiques (Lambrey de Souza *et al.* 2006) ou morphométriques des otolithes (Castonguay *et al.* 1991). Ce n'est que récemment qu'il est devenu possible d'estimer l'origine natale, à partir des isotopes

---

stables de l'oxygène des otolithes (Redding, Université de Maryland, comm. pers.), qui reflètent les différences de température et de conditions océanographiques dans les habitats de frai. Les résultats de cette approche sont encore très limités en quantité et en couverture, et permettent seulement à l'heure actuelle une compréhension limitée du mélange des contingents de reproducteurs. Il n'est pas certain, par exemple, que les résultats de Redding sur les isotopes stables de l'oxygène des otolithes de 1998 et 2000 soient stables dans le temps. D'autres analyses portant sur la structure du stock en fonction des isotopes d'otolithes et de la génétique sont en cours et prévues.

### **État du stock**

Contrairement à la population de maquereau de l'Atlantique Nord-Est, on estime que l'abondance de la population de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest est actuellement réduite et que la structure selon l'âge est tronquée (NEFSC 2018). Le Canada estime que la biomasse du contingent nord (qui est le seul contingent évalué par le Canada) se trouve dans la zone critique, et ce, depuis au moins dix ans (MPO 2017). Plus précisément, la plus récente évaluation de l'état du stock (MPO 2017) a indiqué que la biomasse reproductrice était estimée à 40 % du point de référence limite (PRL) calculé à 40 % de la BSR à  $F_{40\%}$  (voir la section Mesures du rendement). Le contingent nord étant considéré comme beaucoup plus nombreux que le contingent méridional (Richardson *et al.* sous presse) et puisque les États-Unis évaluent les deux contingents combinés (voir la section Aperçu de l'avis scientifique), la conclusion de l'évaluation du stock aux États-Unis était analogue à l'évaluation canadienne. En d'autres termes, les États-Unis ont déclaré que toute la population de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest (sous régions 3 à 6) est surexploitée (NEFSC 2018).

### **Aperçu de la pêche**

#### **Historique**

Nous nous concentrons sur la période postérieure aux années 1960, car les évaluations du stock aux États-Unis et au Canada ne couvrent que les dernières décennies (début en 1968 au Canada et en 1960 aux États-Unis). Il y a cependant longtemps que le maquereau est exploité (figure 1), car les prises étaient déjà importantes et très variables avant la période évaluée. Au fil du temps, divers comptes rendus sur les tendances et les taux d'exploitation ont été donnés, tant pour les États-Unis que pour le Canada (p. ex. Hoy et Clark 1967, et ensuite dans des documents de recherche produits régulièrement par le Secrétariat canadien de consultation scientifique ou SCCS, et d'autres sources). Comme nous l'avons mentionné précédemment, les prises dans les eaux américaines pourraient consister en d'importantes quantités de maquereaux du contingent nord (« canadien »), de sorte que les débarquements américains sont présentés également.

Les débarquements les plus importants ont eu lieu entre 1968 et 1977, principalement par des flottilles étrangères pêchant dans les eaux américaines (prises > 400 000 t, MPO 2008). La création de la zone économique exclusive en 1977 a mis fin à l'exploitation étrangère, à l'exception des années entre 1982 et 1992, grâce à des accords entre les États-Unis et certains pays d'Europe de l'Est comme l'URSS et la Pologne. Entre 1968 et 2000, les débarquements canadiens ont varié entre 16 et 42 kt. Au cours de la même période, les débarquements américains ont augmenté, passant d'un creux historique aux niveaux canadiens. Les débarquements des deux pays ont par la suite atteint un sommet vers le milieu des années 2000 en raison d'une forte cohorte en 1999 (> 50 kt chacun). Au Canada, cette augmentation des débarquements est attribuable à l'expansion de la pêche du maquereau à Terre-Neuve. En 2011, les prises canadiennes et américaines ont chuté à 12 kt et 2 kt, respectivement. Les

débarquements des deux pays sont restés inférieurs à 10 kt chacun depuis, en partie dû à la limitation du TAC.

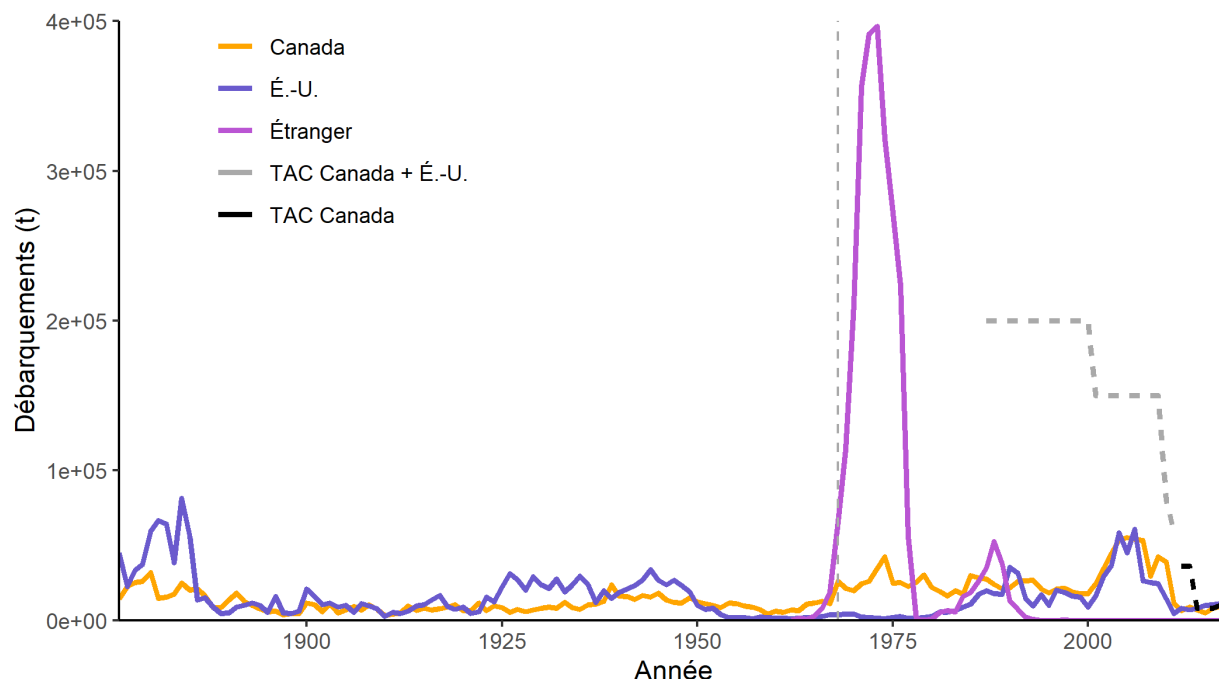


Figure 1. Débarquements historiques de maquereau (t) au Canada (zones 3 et 4 de l'OPANO) et aux États-Unis (zones 5 et 6 de l'OPANO) depuis 1876. Les débarquements étrangers proviennent des eaux américaines. Terre-Neuve ne s'est jointe au Canada qu'en 1949 et n'a donc pas été incluse dans les données antérieures. La ligne verticale tiretée indique la période à partir de laquelle le stock canadien est habituellement évalué (1968). Les lignes horizontales tiretées indiquent le TAC (total autorisé des captures) pour l'ensemble de la zone (Canada et États-Unis, en gris) ou pour le Canada seulement (en noir).

En ce qui concerne la gestion des pêches au Canada, des TAC pour la pêche commerciale ont été fixés de 1987 à 2011 et couvraient les débarquements canadiens et américains. Ces TAC n'étaient pas limitatifs (p. ex. TAC de 200 kt jusqu'en 2000 et de 150 kt à partir de 2001-2009, figure 1), et étaient déterminés indépendamment par le Canada, sans la participation des États-Unis. Depuis 2012, le TAC a été fixé à l'échelle nationale et, pour le Canada, il était au départ de 36 kt. Après deux ans, le TAC a été considérablement abaissé, à 8 kt (2014-2016), et est devenu limitatif pour la première fois en 2016. Après l'évaluation de 2016, le TAC a été augmenté (à 10 kt) et on a supposé que 6 kt supplémentaires (16 kt au total) avaient été prélevées, mais pas indiquées dans les statistiques canadiennes. En 2018, le TAC (10 kt) a été atteint et la pêche canadienne a fermé tôt pour la deuxième fois dans son histoire.

### Prises déclarées et prises manquantes

La sous-estimation des prises est un problème de longue date pour le maquereau (MPO 1997) et il est peu probable qu'il soit entièrement résolu prochainement. Les statistiques officielles canadiennes sur les débarquements n'incluent pas plusieurs sources des prélèvements totaux qui, ensemble, représenteraient une quantité importante de prises non déclarées de maquereau.

Les pêches d'appâts et les pêches récréatives ont généralement été relevées comme étant les principales sources d'incertitude dans les prises totales, car elles ne sont pas universellement tenues de déclarer leurs prises. Bien que le maquereau soit utilisé comme appât dans diverses pêches (p. ex. thon, crabe des neiges), il s'agit d'un type d'appât particulièrement essentiel pour



---

la pêche du homard, d'importance sur le plan économique (Van Beveren *et al.* 2019a). Par exemple, un seul pêcheur de homard peut utiliser en moyenne environ 5 t de maquereau (ou d'autres appâts) par saison pour préparer des casiers appâtés (Harnish 2009). La pêche à la ligne, en revanche, est une activité estivale courante sur les quais, les pointes rocheuses et les bateaux de plaisance du Canada atlantique. Une enquête quinquennale du gouvernement (MPO 2019) a fourni des estimations très approximatives du maquereau capturé dans la pêche récréative, entre 200 et 800 t. De plus, la pêche récréative est parfois pratiquée à une échelle semi-professionnelle (p. ex. à l'aide d'une turlutte ou d'un filet maillant, Van Beveren *et al.* 2019a). De plus, une partie des prises n'est peut-être pas déclarée parce que les poissons sont rejetés (p. ex. environ 2 % aux Îles-de-la-Madeleine; J. Aucoin, MPO, comm. pers.) ou ont été pêchés comme prises accessoires dans la pêche au hareng de l'Atlantique, par exemple. Toutes les prises non déclarées dans les eaux canadiennes seront dorénavant appelées « prises canadiennes manquantes ».

En hiver, le maquereau du contingent nord se déplace dans les eaux américaines et se mélange au contingent sud (voir la section Aperçu de la population) (Sette 1950). Au cours de cette migration, le stock est exposé à la flottille américaine, qui pêche principalement le maquereau pendant cette saison. Nous pouvons par conséquent penser qu'une partie des prises américaines de maquereau est composée de poissons du contingent nord. En effet, des expériences de marquage ont révélé que certains maquereaux canadiens étiquetés avaient été capturés aux États-Unis (Beckett *et al.* 1974; Moores *et al.* 1975; Waters *et al.* 2000). L'ampleur du mélange n'a toutefois jamais pu être quantifiée. Les expériences de marquage ont donné de faibles taux de récupération et les deux contingents sont difficiles à distinguer (Moores *et al.* 1975; Castonguay *et al.* 1991; Lambrey de Souza *et al.* 2006). La proportion de poissons du contingent nord dans les captures américaines est probablement également variable dans le temps, car elle peut dépendre, par exemple, de la taille relative des contingents et des profils de migration spatiale et de pêche. Le mélange a toujours été ignoré lorsque le contingent nord était évalué séparément au Canada, car on connaît mal ce processus. Toutefois, une nouvelle étude a utilisé des isotopes stables d'otolithes comme marqueurs de la natalité et les premiers résultats indiquent qu'une proportion importante des prises américaines pourrait provenir du contingent nord (Redding, Université de Maryland, comm. pers.). Redding et ses collaborateurs ont montré que de 1998 à 2000, en moyenne entre 67 % et 87 % des échantillons qu'ils ont prélevés dans les eaux américaines étaient des poissons du contingent nord (n = 275). La prédominance des individus du contingent nord était surtout manifeste dans les classes d'âge plus âgées. D'après cette étude, il est clair que les prélèvements américains de poissons du contingent nord ne peuvent plus être ignorés. Tout au long de ce document, nous appellerons cette catégorie de sous-estimation des prises les « prises américaines manquantes ».

## **Aperçu du processus d'avis scientifique**

Historiquement, les deux contingents étaient évalués comme un seul stock et jusqu'en 2012, un TAC commun aux deux pays était appliqué par le Canada (bien que les États-Unis aient fixé leurs propres TAC indépendamment de celui-ci). Depuis 2002, les rapports d'évaluation du stock canadien se sont concentrés uniquement sur l'état du contingent nord (sous-secteurs 3-4 de l'OPANO, MPO 2002), en utilisant une approche reposant sur des indicateurs. En 2010, une évaluation transfrontière a été réalisée, qui a considéré les deux contingents comme un seul stock, en adaptant un modèle d'évaluation (VPA-ADAPT) aux données combinées du stock (TRAC 2010). Les estimations du stock ne semblaient pas réalistes, il n'y avait pas de consensus sur l'état du stock et les résultats n'ont pas été utilisés par la direction. Depuis 2012, le TAC canadien a été établi en fonction d'évaluations du stock dérivées de modèles du contingent nord seulement (MPO 2012, 2014, 2017). Au départ, les estimations de l'état du stock dérivées de modèles étaient fondées sur les débarquements canadiens déclarés (utilisant

---

le modèle intégré de capture-à-l'âge ou le modèle ICA, MPO 2012, 2014), mais au cours de l'évaluation (MPO 2017) qui a suivi, un modèle personnalisé (modèle censuré des prises selon l'âge ou MCPA) a été élaboré pour tenir compte de l'incertitude des prises, tentant à l'époque seulement de prendre en compte les prises canadiennes manquantes. Les États-Unis ont toujours continué d'évaluer les deux contingents comme une seule population en raison du mélange et de la disponibilité des données. Puisque les taux d'exploitation durable déterminés à partir de leurs analyses s'appliquent aux contingents combinés, leurs décisions en matière de quotas sont ajustées en fonction du TAC canadien.

Le mélange pourrait justifier d'évaluer la population entière plutôt que le seul contingent nord. Toutefois, le choix de se concentrer sur un seul contingent s'appuie sur de multiples arguments. De toute évidence, l'évaluation et la gestion transfrontières sont pratiquement et politiquement plus complexes. Elles pourraient également s'avérer sous optimales pour le stock lui-même, car négliger des contingents ou des sous-populations pourrait entraîner l'effondrement d'une composante parce que la pression de la pêche ne peut être exercée par rapport à leurs biomasses (Frank et Brickman 2000; Fu et Fanning 2004). Pour tenir pleinement compte de la complexité de la population, il pourrait être souhaitable d'avoir un modèle spatial de sous-population, mais il nécessiterait au minimum la décomposition annuelle des données sur les prises américaines par contingent (Van Beveren *et al.* 2019). Par conséquent, les analyses présentées ici continueront de se concentrer sur le contingent nord.

## **ÉVALUATION DE LA STRATÉGIE DE GESTION**

Dans un processus décisionnel traditionnel de gestion des pêches, on fournit une évaluation des stocks qui se concentre généralement sur la meilleure estimation actuelle de l'état des stocks, généralement décrite par un modèle ou une méthode d'évaluation unique. À partir de ces connaissances, des projections à court terme pourraient être établies (p. ex. selon une récolte ou un effort annuel constant) sur lesquelles la direction pourrait fonder ses décisions tactiques à court terme pour les prochaines campagnes de pêche.

L'évaluation de la stratégie de gestion (ESG) constitue un cadre décisionnel de rechange qui tente de combler certaines des lacunes de l'approche traditionnelle (Butterworth 2007) et qui s'applique rapidement à la gestion des pêches à l'échelle internationale (Punt *et al.* 2016). Au cours d'une ESG, la performance des stratégies ou procédures de gestion de rechange (PG), y compris la spécification complète des données d'entrée, la méthode d'évaluation et la règle de contrôle des prises (RCP), sont évaluées par rapport à un ensemble d'objectifs de gestion des pêches généralement contradictoires. Le rendement est évalué au moyen de simulations stochastiques sur de plus longues périodes que celles habituellement utilisées pour les projections traditionnelles d'évaluation des stocks. Plusieurs modèles d'exploitation (ME) qui représentent des hypothèses plausibles de la dynamique incertaine des stocks ou des pêches sont pris en compte. L'objectif est de fournir aux intervenants et aux décideurs de l'information sur les compromis, robustes face aux incertitudes reflétées par l'ensemble de mesures de gestion, entre le rendement de la procédure de gestion et les objectifs de la pêche. Aux fins du processus, il est essentiel que les gestionnaires des pêches rencontrent les intervenants pour s'entendre sur les objectifs et les procédures de gestion potentielles, ainsi que pour donner des conseils sur les incertitudes des stocks à prendre en compte dans les simulations. Les objectifs à définir sont généralement liés à la stabilité de la pêche et aux objectifs de conservation et d'exploitation propres au stock.

### **Justification de l'approche**

Plusieurs éléments ont contribué au lancement d'un processus d'ESG pour le maquereau dans les sous-secteurs 3 et 4 de l'OPANO. Les RCP sont les principaux éléments des stratégies de

---

pêche en vertu de la politique du MPO sur l'approche de précaution de 2009 (MPO 2009), mais aucune RCP officielle n'a été élaborée ou mise en œuvre pour ce stock. De plus, en raison de la mortalité par pêche élevée, on estime que la biomasse du stock est inférieure au PRL et se trouve dans la zone critique, ce qui nécessite un plan de rétablissement. Un cadre de type ESG, ou à tout le moins des simulations fondées sur les rétroactions, est tout à fait indiqué pour évaluer les mesures de rétablissement potentielles puisque le rendement relatif des mesures de rechange peut être évalué sur des périodes plus longues (p. ex. plusieurs générations de l'espèce) qu'une évaluation typique du stock. Ces délais plus longs sont mieux alignés sur les lignes directrices du MPO en matière de rétablissement et de durabilité (MPO 2009). En décembre 2017, les gestionnaires des pêches ont créé un groupe de travail sur le plan de rétablissement (GTPR) pour le maquereau, qui a servi de tribune pour la participation des intervenants essentiels au processus d'ESG. Le GTPR comprenait des membres du Comité consultatif du maquereau, composé de gestionnaires des pêches, de membres du personnel scientifique, de représentants de l'industrie, de groupes autochtones et d'organisations environnementales non gouvernementales.

En outre, grâce à l'utilisation de plusieurs modèles d'exploitation (ME), un cadre d'ESG permet d'améliorer les avis scientifiques. Les avis scientifiques antérieurs sur le maquereau ont été influencés par l'incertitude associée aux prises réelles (voir la section Prises déclarées et prises manquantes). Étant donné qu'une ESG n'exige pas de sélectionner un « meilleur » modèle, mais englobe plutôt de multiples sources d'incertitude, y compris le biais lié aux prises, les résultats devraient mieux refléter l'incertitude systémique en recherchant des procédures de gestion robustes par rapport à la gamme des hypothèses des ME envisagées. Ce processus peut à son tour accroître la fiabilité des mesures de gestion recommandées. En outre, en l'absence d'objectifs clairs concernant les stocks, les évaluations antérieures des stocks ne pouvaient donner que des énoncés généraux (MPO 2014) ou évaluer la performance des projections à court terme des prises constantes à l'aide de paramètres génériques (p. ex. la probabilité de croissance des stocks, MPO 2017). En appliquant un cadre d'ESG, on peut adapter les avis scientifiques spécialement aux objectifs propres au stock (dans ce cas, les objectifs associés au rétablissement) et aux mesures de rendement correspondantes élaborées en collaboration avec les gestionnaires des pêches et les autres intervenants.

### **Participation des intervenants au groupe de travail sur le plan de rétablissement**

Le concept général d'une ESG et les différences entre cette approche et l'évaluation traditionnelle des stocks ont été présentés pour la première fois aux intervenants et aux gestionnaires lors de la réunion du GTPR de décembre 2017, et le processus a été officiellement lancé (tableau 1). L'ESG a été expliquée en détail aux intervenants et les objectifs préliminaires leur ont été présentés pour examen à la réunion suivante du groupe de travail, en mars 2018. Une réunion technique avec des scientifiques du MPO a permis de peaufiner le cadre statistique et de cerner les principales incertitudes à traiter dans les ME. Les deux réunions suivantes du GTPR ont permis de rendre compte des résultats préliminaires des simulations à l'aide des données disponibles jusqu'en 2016, d'obtenir la rétroaction des intervenants sur les ME et les paramètres de rendement et de finaliser l'élaboration des ME à soumettre à l'examen des pairs. En mars 2019, l'ESG – qui incluait alors les données jusqu'en 2018 – a été examiné par des examinateurs externes au cours de l'évaluation semestrielle des stocks et les résultats révisés ont été présentés à la réunion suivante du groupe de travail. Le présent document présente les résultats à jour et complets du processus, en tenant compte de toutes les préoccupations et suggestions soulevées au cours des réunions précédentes.

---

## MÉTHODES

### DONNÉES

Nous avons utilisé les mêmes données que celles qui sont habituellement disponibles lors des évaluations des stocks de maquereau (MPO 2012, 2014, 2017) et qui sont présentées en détail dans le plus récent document de recherche sur l'évaluation des stocks (Smith *et al.* 2020). Toutes les informations ont été mises à jour afin d'inclure les années les plus récentes dans les analyses (1968-2018). Le ME est basé sur un modèle structuré selon l'âge, qui a nécessité des matrices du poids selon l'âge (figure S1), de la proportion de poissons matures selon l'âge (figure S1), des prises selon l'âge (figure S1), d'un indice annuel de relevé de l'abondance des œufs (figure S1) et des prises totales (figure S2) (Smith *et al.* 2020 pour précisions). Bien que les données brutes sur la proportion de poissons matures selon l'âge aient été utilisées dans les évaluations de 2017 et 2019 (Doniol-Valcroze *et al.* 2019; Smith *et al.* 2020), aux fins de la présente ESG, ces données ont été lissées à l'aide d'une spline de lissage cubique pour éliminer les variations interannuelles improbables. Depuis la dernière évaluation (MPO 2017), les prises réelles sont considérées comme étant plus élevées que les débarquements canadiens déclarés et, par conséquent, nous avons également recueilli des données et des estimations sur les fractions de prises manquantes, qui comprennent les débarquements américains et étrangers ainsi que les prises maximales sous-déclarées de la pêche récréative et de la pêche d'appâts (Van Beveren *et al.* 2019a).

### SIMULATIONS

Au cœur technique du processus d'ESG se trouve un cadre de simulation en boucle fermée, utilisé pour estimer la performance relative des procédures de gestion possibles (comprenant une RCP, une méthode d'évaluation et des données) par rapport aux objectifs définis par la politique et les intervenants pour le stock et la pêche. Toutes les simulations sont basées sur un ME, qui représente la dynamique réelle présumée du stock et de la pêche, et englobe une composante historique et future ainsi qu'une erreur de mise en œuvre ou les prises dites manquantes (figure 2). Nous distinguons les composantes parce que les estimations historiques sont fondées sur des données et représentées par un modèle d'évaluation, alors que la partie future projette le stock sur 25 ans en supposant les valeurs des paramètres et la dynamique à partir des données passées et des hypothèses du ME. Pour déterminer la dynamique future des stocks, il faut préciser les prélèvements annuels par les pêches. Cela se fait en partie à l'aide d'une RCP, qui génère un TAC pour la pêche commerciale canadienne (sous-secteurs 3-4, figure 2) fondé sur les intrants dérivés de l'indice annuel des œufs. En ce qui concerne le stock de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest, toutefois, le TAC ne reflète pas les prélèvements réels, car une grande partie des prises canadiennes ne sont pas déclarées et les captures des États-Unis sont également composées d'une fraction inconnue de maquereau du contingent nord. Ainsi, les prises non comptabilisées (que nous appellerons, dans un souci de simplicité, des *prises manquantes*) sont ajoutées au TAC calculé, de sorte que les prises totales potentielles sont retirées du stock dont le ME fait le suivi (figure 2). Une fois les prélèvements totaux définis, l'état du stock des années suivantes peut être calculé; ce processus est répété chaque année pendant la période concernée. Plusieurs étapes du processus comportent des incertitudes, contre lesquelles les RCP devraient être robustes. Plus précisément, ce cadre de simulation englobe les erreurs de modélisation, d'observation, de processus et d'estimation dans la présentation des paramètres de rendement (figure 2).

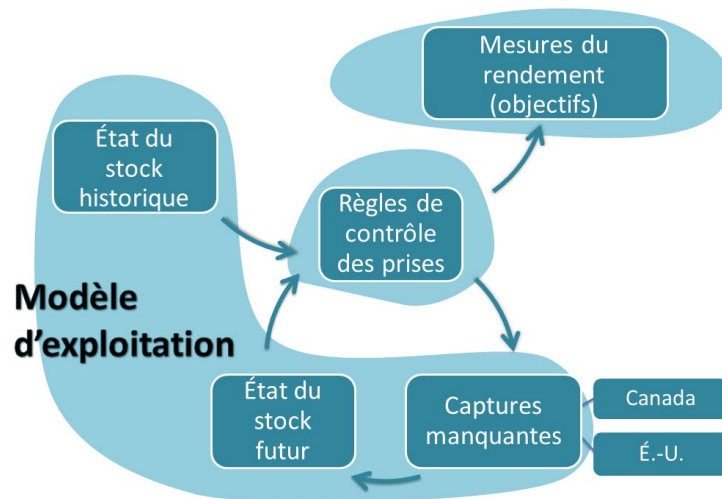


Figure 2. Représentation schématique des simulations réalisées dans le cadre de l'évaluation de la stratégie de gestion.

Les détails sont fournis ci-après et tous les codes et données ont été mis en ligne ([Rproject](#) et [CCAM package](#)). Le code a été élaboré à partir de la [trousse d'évaluation des stocks R](#) [en anglais seulement] (Nielsen *et al.* 2019).

## Modèle d'exploitation (ME)

### ME historique

La composante historique (construite avec Template Model Builder, Kristensen *et al.* 2016) est quasi identique au modèle statistique d'évaluation des prises selon l'âge utilisé lors de la dernière évaluation du stock de maquereau au Canada (Van Beveren *et al.* 2017; Doniol-Valcroze *et al.* 2019). Actuellement, ceci est une version modifiée du modèle MES (modèle d'évaluation d'un stock, Nielsen et Berg 2014) est incluses des prises dites « censurées », c'est-à-dire que les prises sont estimées entre une limite supérieure et une limite inférieure pour tenir compte de l'incertitude, selon la méthode utilisée dans MEMN (modèle d'évaluation de la morue du Nord, Cadigan 2016). Ce modèle peut ainsi être perçu comme un hybride du modèle européen MES et du modèle canadien MEMN, utilisé pour évaluer la morue du Nord (MPO 2018a). Les équations et les paramètres sont résumés dans le tableau S1. Ce modèle présente des différences avec la version 2017 du MCPA (Doniol-Valcroze *et al.* 2019), notamment la méthode de modélisation de la mortalité par pêche selon l'âge ( $F_a$  sur une échelle logarithmique a été remplacé par la selectivité par âge,  $Sel_a$ , sur une échelle logit;  $Sel_a = F_a / \max(F_a)$ ) et l'erreur de processus sur l'abondance (maintenant identique à celle du MES plutôt que MEMN). Contrairement à l'évaluation de 2017 (Doniol-Valcroze *et al.* 2019) et 2019 (Smith *et al.* 2020), le modèle a été étalonné directement sur les estimations de la production totale d'œufs (PTOE) plutôt que sur les valeurs dérivées de la BSR provenant du relevé de l'abondance des œufs (voir le tableau S1).

### Futur ME

La composante future (les projections, tableau S1) est réalisée selon les étapes annuelles suivantes :

- 1) Calculer l'abondance en début d'année;
- 2) Appliquer l'erreur de processus.

- 3) Appliquer la RCP pour obtenir un TAC (voir la section « Règles de contrôle des prises »).
- 4) Ajouter les prises manquantes pour obtenir les prises réelles potentielles (voir la section « Prises manquantes »).
- 5) Calculer le taux de mortalité par pêche qui résulterait de la mortalité totale induite par la pêche;
- 6) Générer des observations de PTCE pour l'année en cours;
- 7) Obtenir toutes les quantités dérivées pour chaque simulation (BSR, prises réelles, etc.).
- 8) Passer à l'année suivante.

On suppose les mêmes équations, distributions de vraisemblance et valeurs de paramètres que dans le ME historique. La seule exception est le recrutement, pour lequel deux méthodes paramétriques différentes ont été sélectionnées. Ces deux méthodes supposent que le recrutement suit une relation de Beverton-Holt ( $r_{det} = \frac{\alpha SSB_{y-1}}{1 + \beta SSB_{y-1}}$ ) telle qu'estimée dans le modèle, tableau S1) ou fluctue autour d'une valeur moyenne ( $r_{det} = \mu_r$ ). L'autocorrélation temporelle et la variance du processus ont été incluses (voir Johnson *et al.* 2016), de sorte que :

$$r_y = r_{det} e^{\varepsilon_y - \sigma_{N_1}^2/2}$$

où  $\sigma_{N_1}^2/2$  est un facteur de correction en fonction du biais pour l'utilisation d'une échelle logarithmique et  $\varepsilon_y$  est l'écart de recrutement calculé comme  $\varepsilon_y = \rho \varepsilon_{y-1} + \varepsilon_{a=1,y}^N \sqrt{1 - \rho^2}$ , où  $\varepsilon_{a=1,y}^N$  est l'écart de recrutement potentiel et  $\rho$  est le coefficient d'autocorrélation. La valeur moyenne ( $\mu_r$ ) et l'autocorrélation avec un décalage de 1 ( $\rho$ ) ont été estimées en dehors du modèle sur la base des séries de recrutement estimées, en excluant la première année (en utilisant pour la dernière la fonction acf dans R; R core team 2019).

Des méthodes non paramétriques comme l'approche « d'agrandissement des fenêtres » (MPO 2010, 2011) et l'échantillonnage simple du recrutement (Nielsen *et al.* 2017) ont également été envisagées, mais elles ont été jugées moins appropriées. Des approches fondées sur le ratio des recrues par reproducteur ont également été mises à l'essai, mais elles semblaient moins intéressantes, en particulier dans la situation actuelle de faible recrutement. Indépendamment de la méthode de recrutement employée, lorsqu'un stock atteint une biomasse reproductrice inférieure à un seuil donné, il est considéré comme éteint et le recrutement cesse. Si une taille minimale viable de la population n'est pas fixée, des niveaux de recrutement sporadiques élevés pourraient relancer un stock qui, en réalité, ne serait plus capable de le faire, en particulier en l'absence d'une relation stock recrutement. Ici, la biomasse minimale viable a été fixée à 1 000 t, ce qui correspond à peu près à une « estimation » pour un poisson très fécond comme le maquereau (Dulvy *et al.* 2004), et est légèrement inférieure à 1 % de la BSR  $F_{40\%}$ .

Les prises potentielles peuvent être irréalistes, de sorte que nous avons limité le taux futur de mortalité par pêche instantané à 2,5, une valeur qui n'est que légèrement plus élevée que le F maximal estimé historiquement à 2,2 (voir Kell *et al.* 2006).

Une description plus détaillée se trouve dans Van Beveren *et al.* (2020), dans lequel le même ME est présenté.

### Prises manquantes

Les procédures de gestion fournissent un TAC simulé obtenu en appliquant une RCP, mais afin de simuler adéquatement la dynamique future du stock et de la pêche, les prélèvements réels par la pêche sont importants et peuvent être très différents du TAC adopté (ce que l'on appelle

---

souvent une erreur de mise en œuvre). Dans le cas du maquereau, deux sources principales de prises manquantes peuvent être précisées : les prises canadiennes manquantes (y compris le maquereau capturé comme appât, à des fins récréatives ou rejeté) et les prises américaines manquantes (poisson du contingent nord capturé dans les eaux américaines). Bien qu'il s'agisse dans les deux cas de prises qui ne figurent pas dans les statistiques canadiennes, leur ampleur et leurs caractéristiques sont différentes et, par conséquent, elles sont considérées séparément.

Les prises manquantes au Canada sont actuellement incertaines et ne peuvent être estimées correctement. L'information disponible est rare, limitée dans l'espace ou dans le temps, ou manque de détails (p. ex. Van Beveren *et al.* 2019a). Cette incertitude pourrait être réduite à l'avenir par des mesures visant à accroître la conformité aux exigences de déclaration, ce qui relève des utilisateurs de la ressource et des gestionnaires des pêches. L'ampleur et la vitesse du changement étant toujours des estimations subjectives, différents scénarios de prises canadiennes futures potentiellement manquantes ont été proposés au cours des réunions du groupe de travail sur le plan de rétablissement de 2018, dont certains intégraient des taux de déclaration améliorés. Au cours de l'évaluation de 2019, un scénario qui reflétait le mieux les connaissances et la perception des participants quant à cette fraction des prises a été choisi. Dans ce scénario, les prises manquantes sont présumées diminuer à 3 000 t. Les valeurs sont tirées d'une distribution normale ( $N(\mu, \sigma^2)$ ), avec  $\sigma^2 = \mu/8$  et  $\mu$  suivant les profils décrits, graphique inférieur de la figure 3).

La quantité de maquereau du contingent nord qui sera pêchée par la flottille américaine durant la période prévue est plus incertaine, car la gestion du stock se fait indépendamment dans les deux pays. Dans la plupart des configurations, nous avons présumé que les débarquements américains suivraient un processus autorégressif avec un décalage de 1 restreint. Les débarquements américains étant probablement dépendants en partie de la biomasse du stock du contingent nord, ils devaient rester entre 5 % et 30 % de la biomasse estimée du stock du contingent nord, comme pendant les deux dernières décennies. Les prises américaines prévues ont été limitées, au maximum, à doubler entre les années et à un maximum de 20 000 t. Le maquereau du contingent nord constitue une partie de ces prises américaines, et nous avons présumé que les fourchettes de la composition correspondent aux ME (OMbase suppose de 25 % à 50 %, voir les paragraphes suivants). Des fractions simulées de poissons canadiens ( $Cprop_y$ ) ont suivi un trajet aléatoire borné ( $Cprop_y = Cprop_{y-1} + \varepsilon_y$ ,  $\varepsilon_y \sim N(0, 0.08)$ ) à partir d'une valeur aléatoire échantillonnée tirée d'une distribution uniforme couvrant l'intervalle présumé. Les simulations reflètent la grande incertitude entourant les débarquements américains de poissons du contingent nord (canadien).

Il n'a pas été possible d'ajuster les prises futures des États-Unis pour les deux ou trois prochaines années parce que les quotas n'ont pas encore été approuvés. Les recommandations du Conseil pour les captures biologiques autorisées (CBA) de maquereau aux États-Unis pour 2019-2021 sont nettement supérieures au TAC actuel de 9 177 t (de 19 184 t en 2019 à 23 474 t en 2021). Les prises futures dépendront probablement de la disponibilité du maquereau et de la force réalisée de la classe d'âge forte présumée de 2015, du plafond des prises accessoires de gaspateau et d'alose (qui a fermé la pêche américaine du maquereau en 2018) et potentiellement des prises accessoires de hareng (dont les quotas ont diminué ces dernières années).

Le total des prises futures potentielles est la somme du TAC spécifié par la RCP et des sources canadiennes et américaines de prises manquantes. On a toujours utilisé une valeur de départ non-aléatoire afin de pouvoir comparer les projections d'un scénario à l'autre.

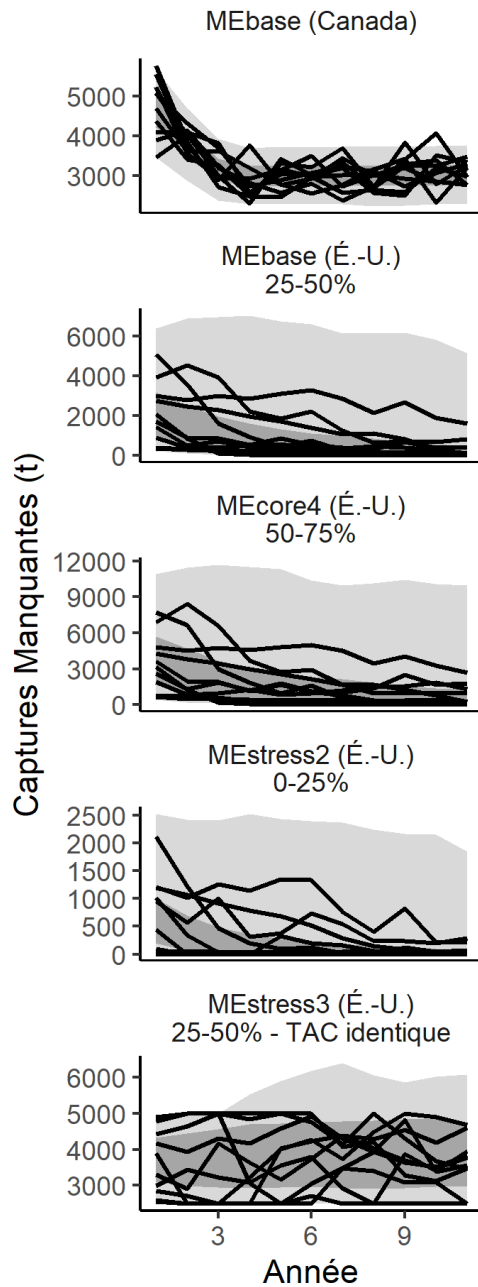


Figure 3. Graphiques de différentes hypothèses de prises manquantes, tant pour le Canada (graphique supérieur) que pour les États-Unis (graphiques inférieurs) pour la RCP 11. Les zones ombragées indiquent l'intervalle de confiance à 95 % (gris clair) et l'intervalle de confiance à 50 % (gris foncé). Les lignes noires sont des exemples de trajectoires (10 sur 2 000).

### Configuration du ME

La configuration du modèle de base pour la partie historique des simulations est similaire aux réglages finaux utilisés pendant l'évaluation (Smith *et al.* 2020). Les simulations couvrent les classes d'âge 1 à 10 (10 étant un groupe « et plus ») pour la période de 1968 à 2018. Le modèle a été configuré de manière à ce que les poissons soient entièrement sélectionnés à



---

partir de la classe d'âge 5 (courbe platikurtique) et que la mortalité par pêche soit représentée par la valeur moyenne ( $F_{\text{bar}}$ ) sur des classes d'âge entièrement sélectionnées (5 à 10), ce qui correspond à la valeur de  $F_y$ . Les erreurs d'observation des prises selon l'âge dépendaient de la classe d'âge ( $\sigma_{\text{crl-A}}^2$  pour  $a=1$ ,  $\sigma_{\text{crl-B}}^2$  pour  $a=2, 8$  et  $9$ ,  $\sigma_{\text{crl-C}}^2$  pour  $1 < a < 8$ ) et le recrutement suit une courbe de Beverton-Holt à deux paramètres (tableau S1). Pour le conditionnement du modèle (partie historique), on a utilisé un taux de mortalité naturelle constant de  $M=0,27$ . Nous avons testé une multitude d'options plausibles pour  $M$ , mais nous avons conservé une valeur constante de  $0,27$  parce qu'elle donnait une valeur raisonnable du CIA (figure S3) et qu'elle correspond aux hypothèses posées lors de l'évaluation américaine. Parmi les options envisagées figuraient plusieurs valeurs constantes de l'ordre de  $0,15$  à  $0,30$ , ainsi que des valeurs  $M$  définies arbitrairement en fonction de l'âge (MPO 2017) et des valeurs dérivées de l'indice biologique (voir Grégoire et McQuinn 2014).

Contrairement à l'évaluation du stock de 2016, les limites inférieure et supérieure des prises pour la composante censurée du modèle de vraisemblance ont toutefois été fixées différemment. Au cours de l'évaluation précédente, on a présumé que les prises réelles se situaient entre les chiffres déclarés et une limite supérieure définie d'après les rares connaissances sur l'utilisation du maquereau en tant qu'appât, la pêche récréative et les rejets. Par conséquent, l'incertitude relative aux prélèvements totaux dans la pêche américaine n'a pas été prise en compte, principalement en raison d'un manque de connaissances. Les résultats préliminaires d'une nouvelle étude ont montré que le maquereau du contingent nord peut représenter une fraction significative des prises américaines, de  $67\%$  à  $87\%$  (Redding, Université de Maryland, comm. pers.). La limite inférieure des prises a été fixée ici comme étant la somme de  $110\%$  des débarquements canadiens déclarés et de  $25\%$  des débarquements américains (à l'exclusion de la pêche étrangère). La limite supérieure des prises était la même que celle définie lors de l'évaluation précédente (MPO 2017, en doublant les prises canadiennes au cours des deux dernières années), mais en ajoutant  $50\%$  des prises américaines. C'est-à-dire qu'en plus de l'incertitude entourant les prises canadiennes manquantes, nous présumons maintenant que les États-Unis capturent entre  $25\%$  et  $50\%$  du contingent canadien de maquereau chaque année (figure S2). Bien que cette fourchette soit un peu plus prudente que les valeurs données par Redding (Université de Maryland, comm. pers.), elle se rapproche davantage des perceptions antérieures et pourrait donc être considérée comme plausible par toutes les parties en cause. Compte tenu de l'actuelle structure selon l'âge du stock, qui est dominée par les jeunes de moins de 5 ans, l'insertion de poissons du contingent nord dans les prises américaines pourrait également être légèrement inférieure à ce qui a été estimé par Redding (Université de Maryland, comm. pers.), qui se sont concentrés sur les années 1998 à 2000, lorsque les poissons plus âgés étaient plus nombreux.

Pour la partie des projections, on a utilisé les 25 dernières années de la série chronologique observée afin de prédire les données (proportion d'adultes, poids selon l'âge, etc.) et le recrutement a été prévu selon la relation stock-recrutement de Beverton-Holt.

Les diagnostics du ME du scénario de base (estimations des paramètres, profils des résiduels et analyses rétrospectives) sont fournis dans les documentaires supplémentaires (tableau S2, figure S4, figure S5).

### **Incertainité du ME**

Pendant les évaluations typiques des stocks, on choisit un « meilleur » modèle pour produire des avis scientifiques, généralement à l'aide d'une prévision à court terme fondée sur des hypothèses de prises annuelles fixes ou de mortalité par pêche. Cependant, beaucoup d'hypothèses entrent toujours dans le rétablissement et la prévision des stocks. On sait aussi que certains « choix » subjectifs entre différentes hypothèses peuvent avoir des effets

---

importants (p. ex. les relations de recrutement, Punt *et al.* 2016). L'ESG reconnaît explicitement ces incertitudes et cherche à trouver des procédures de gestion qui offrent des compromis acceptables tout en étant robustes à la dynamique incertaine du stock et de la pêche. Plus précisément, on présente d'autres ME qui reposent sur des hypothèses différentes au sujet des aspects historiques ou futurs de la dynamique du stock et de la pêche. Certaines de ces hypothèses sont généralement perçues comme étant plus probables que d'autres, et peuvent donc être classées dans la catégorie des hypothèses de base (hypothèses plausibles) par opposition aux hypothèses fondées sur des essais marginaux (hypothèses moins plausibles, à impact potentiellement élevé). Nous avons adopté une « approche à trois classes » pour catégoriser les ME (de base, essentiel et stress, parfois appelés « ensemble de référence » (de base et essentiel) et « tests de robustesse »), conforme aux exercices canadiens précédents d'ESG (p. ex. sébaste et goberge, MPO 2018b; Rademeyer et Butterworth 2011). Dans cette étude, les modèles essentiels (ou « core ») ont une crédibilité quasi identique en tant que ME de base et les procédures de gestion devraient fonctionner de manière acceptable avec leurs hypothèses, tandis que les modèles de stress sont spéculatifs et seront principalement utilisés pour diagnostiquer si les objectifs impératifs de conservation peuvent être atteints dans des conditions difficiles et à titre d'information supplémentaire. La numérotation des modèles de stress et essentiel est arbitraire, et tous les modèles essentiels sont considérés comme ayant le même poids pour la notation des RCP.

Nous avons cerné plusieurs incertitudes clés, qui ont fait l'objet de discussions et qui ont été étayées par les commentaires des intervenants reçus au cours des réunions techniques ou du GTPR afin de répondre aux préoccupations exprimées par toutes les parties concernées (tableau 2). Trois grands axes d'incertitude ont été définis : le recrutement, la mortalité naturelle et les prises américaines de maquereau du contingent nord.

Il existe différentes méthodes de prévision du recrutement (par exemple, le logiciel AGEPRO offre actuellement 20 options stochastiques, Brodziak 2018), et pour plusieurs d'entre elles, il y a peu ou pas de raison de choisir une méthode plutôt qu'une autre, bien que ces choix arbitraires puissent influencer considérablement les résultats (Punt *et al.* 2016). C'est particulièrement vrai pour le maquereau, car le stock est actuellement dominé par des poissons de moins de 5 ans, de sorte que les recrues constituent rapidement une fraction importante de la biomasse totale. Pour tenir compte de cette incertitude, nous avons mis à l'essai un modèle essentiel qui supposait que le recrutement fluctuait autour d'une valeur moyenne. Cette méthode de simulation du recrutement est un peu plus optimiste que le ME de base (Beverton-Holt) parce que nous supposons ici que le recrutement augmente pour atteindre des valeurs moyennes au fil du temps, et que le recrutement passé a été plus élevé que le recrutement ces dernières années. Comme le recrutement est actuellement faible, un facteur d'autocorrélation de 0,9 a été utilisé pour éviter des augmentations rapides (OMcore1). On a également inclus un modèle de stress reposant sur la même approche (« recrutement moyen »), mais avec l'autocorrélation temporelle estimée ( $\rho = 0,26$ ) [OMstress1]. En d'autres termes, ce stress représente un scénario dans lequel le recrutement moyen continuera d'augmenter pour atteindre des niveaux historiques, indépendamment des niveaux de la biomasse. Ce scénario a été jugé peu probable par tous les participants au GTPR, mais il a été maintenu dans les analyses en tant que scénario auquel comparer d'autres scénarios, reflétant la vision la plus optimiste de la dynamique du stock.

Tableau 2. Tableau de tous les modèles d'exploitation, avec leur description et leur type. Il convient de noter que l'une ou l'autre des composantes historiques (« passées ») et futures du ME, ou les deux, sont adaptées à partir du modèle de base (« période »). Tous les modèles essentiels et de stress ont la même configuration que le modèle de base, avec une adaptation ('Facteur'). (rec = recrutement; M = taux de mortalité naturelle; C = prises totales)

N°	Type	Facteur	Période	Détails
1	Base	-	-	Le recrutement suit une courbe de Beverton-Holt (passé et futur) M = 0,27 (passé et futur) On suppose que les prises totales comprennent de 25 % à 50 % des débarquements américains variables de façon aléatoire ainsi que les prises canadiennes non déclarées.
1	Essentiel	rec	Futur	Le recrutement futur varie autour de la moyenne avec une autocorrélation de 0,9
2	Essentiel	M	Futur + Passé	M = 0,15 (moins la mortalité globale, correspondant à la valeur M du CIEM pour le maquereau)
3	Essentiel	M	Futur	M = 120 % de M (augmentation future de la mortalité naturelle)
4	Essentiel	C	Futur + Passé	On présume que les prises totales incluent de 50 % à 75 % des débarquements américains
1	Stress	rec	Futur	Le recrutement futur varie autour de la moyenne avec l'autocorrélation estimée
2	Stress	C	Futur + Passé	On présume que les prises totales incluent de 0 % à 25 % des débarquements américains
3	Stress	C	Futur	On suppose que les prises totales comprennent de 25 % à 50 % des débarquements américains et que les États-Unis établissent un TAC identique à celui du Canada.

Le deuxième axe d'incertitude concerne le taux de mortalité naturelle fixe présumé. Nous avons plutôt considéré un modèle essentiel supplémentaire avec une valeur fixe de  $M=0,15$  (OMcore2). Cette valeur est considérablement inférieure au taux de mortalité naturelle fixé dans le ME de base ( $M=0,27$ ) et a été choisie parce que le CIEM l'applique au maquereau de l'Atlantique Nord-Est (CIEM 2017). La mortalité naturelle pourrait également changer à l'avenir; par exemple, les intervenants ont indiqué que la prédation par les phoques gris augmente dans le golfe du Saint-Laurent. Un modèle de base (OMcore3) dans lequel les projections incluent une augmentation de 20 % de  $M$  a donc été mis au point.

Le troisième axe d'incertitude, et peut-être le plus important, est lié à la fraction des prises américaines constituée de poissons du contingent canadien. Dans un quatrième modèle essentiel (OMcore4), la fraction des prises américaines constituée de poissons du contingent nord a donc été fixée entre 50 % et 75 % au lieu des 25 % et 50 % précédemment supposés

(figure S2). Il faut ainsi appliquer des limites supérieures et inférieures plus élevées pour ajuster le modèle (partie historique) et prévoir une plus grande quantité de prises futures manquantes (partie manquante future). Ce modèle essentiel (OMcore4) reflète plus fidèlement les conclusions de Redding et ses collaborateurs (Université de Maryland, comm. pers.). On a aussi ajouté un modèle de stress dans lequel les prises américaines sont considérées comme étant de moindre importance (de 0 % à 25 %, OMstress2; figure S2). Ce ME peut permettre de mieux évaluer l'impact des prises américaines. Pour OMstress3, nous avons présumé que les prises américaines, au lieu de suivre un processus autorégressif, seraient déterminées en fonction de la RCP canadienne. En d'autres termes, selon ce scénario d'essai de stress, les décisions américaines et canadiennes en matière de quotas seraient identiques. Bien que cela ne reflète pas les régimes de gestion actuels, ce scénario montre l'effet potentiel de la gestion conjointe et, dans le cadre de la RCP 2 (TAC canadien et donc TAC américain = 0), l'effet de la seule suppression des prises canadiennes manquantes. Des exemples de tous les scénarios de prises manquantes sont donnés sur la figure 3.

### Règles de contrôle des prises (RCP)

De nombreux types de RCP sont proposés dans la littérature (Huynh *et al.* 2018), et nous ne nous concentrons que sur quelques RCP empiriques qui semblent prometteuses pour ce stock de maquereau (énumérées dans le tableau 3). Les RCP fondées sur des modèles ont été retirées de l'examen parce qu'elles doivent traiter des prises biaisées, sont par conséquent très complexes et nécessitent une évaluation semestrielle des stocks. Chacune des RCP mises à l'essai a donné lieu à un TAC annuel.

#### Aucun quota

Nous avons étudié l'effet d'un TAC fixé à 0 t pour toute la période de projection (avec et sans erreur de mise en œuvre; RCP 1 et RCP 2). Ces simulations ont été réalisées parce qu'elles sont faciles à comprendre et contribuent à l'établissement d'un point de référence pour les effets de la pêche. Plus précisément, les simulations sans quota fournissent des estimations du temps minimum pour le rétablissement du stock, de la croissance de celui-ci, etc. Pour cette RCP, nous avons fait une distinction entre les simulations où l'erreur de mise en œuvre (prises manquantes) persiste (RCP 2) et celles où  $F=0$  (aucune prise manquante, y compris pour les États-Unis, RCP 1).

#### Fondée sur l'indice d'abondance des œufs

L'estimation annuelle de la production totale d'œufs (PTœ) est le principal indicateur de la BSR du maquereau. Le fait de se concentrer exclusivement sur cet indice présente l'avantage que les RCP sont faciles à comprendre et à calculer (aucun modèle n'est requis) et que le TAC pourrait, le cas échéant, être appliqué sur une base annuelle puisque la charge de travail est relativement faible. Malgré leur simplicité, il a été démontré que de telles RCP donnent de bons résultats dans certains contextes (Geromont et Butterworth 2015; Carruthers *et al.* 2016) et évitent de devoir utiliser des données sur les prises peu fiables pour calculer des recommandations du TAC. Nous avons analysé deux types de RCP fondées sur la PTœ, dont la complexité différait.

#### *Changement relatif (« indice simple d'abondance des œufs »)*

La première méthode consiste à augmenter ou à diminuer le TAC annuellement et proportionnellement au changement observé dans la PTœ (RCP 3, tableau 3) :

$$TAC_{y+1} = TAC_y \frac{I_y^{recent}}{I_{y-1,y-2,y-3}^{ref}}$$

Où  $I_y^{recent}$  est la valeur de la PTCE de la dernière année et  $I_{y-1,y-2,y-3}^{ref}$  est la moyenne géométrique des trois valeurs précédentes. Le rapport entre les deux valeurs est la variation relative du TAC d'une année à l'autre. Comme la PTCE peut fluctuer considérablement d'une année à l'autre, nous avons limité ce changement relatif à une diminution de 50 % ou une augmentation de 200 % (réduction de moitié ou doublement). Il convient de noter que cette approche nécessite un « TAC de départ », qui a été fixé au TAC actuel (10 000 t).

*Fondée sur la cible (« indice cible d'abondance des œufs »)*

La deuxième approche utilise les points cibles de l'indice d'abondance des œufs (PTCE), et le TAC est établi en fonction des valeurs récentes de l'indice par rapport à ces cibles (modifié à partir de Geromont et Butterworth 2015). Une cible inférieure ( $I^0$ ) et supérieure ( $I^{target}$ ) sont définies, qui déterminent trois régimes de TAC potentiels en fonction de l'état relatif du stock (figure 4A);

$$I_y < I_{low} \quad TAC_{y+1} = TAC_{low} \left( \frac{I_y}{I_{low}} \right)^3 \text{ ou } TAC_{y+1} = TAC_{low}$$

$$I_{high} \geq I_y \geq I_{low} \quad TAC_{y+1} = TAC_{low} + (TAC_{target} - TAC_{low}) \left( \frac{I_y - I_{low}}{I_{high} - I_{low}} \right)$$

$$I_y > I_{high} \quad TAC_{y+1} = TAC_{target}$$

où  $I_{low}$  et  $I_{high}$  sont les moyennes géométriques de périodes de référence prédéfinies (figure 4A),  $I_y$  est la moyenne géométrique des trois valeurs de PTCE les plus récentes et  $TAC_{low}$  et  $TAC_{target}$  est le total admissible des captures correspondant à  $I_{low}$  et  $I_{high}$ , respectivement.

Nous avons analysé plusieurs variations de cette courbe, illustrées sur la figure 4B. Par exemple, certaines RCP (RCP 4 et RCP 5) fixent le TAC minimum (plancher) à zéro dès que  $I_y^{recent} < I_{low}$  car, du point de vue de la gestion, il pourrait être plus facile de fermer la pêche que de gérer des quotas extrêmement bas. En général, les RCP qui produisent des changements progressifs importants dans les prélèvements peuvent causer des désaccords sur la question de savoir si l'état du stock est inférieur ou supérieur au seuil à l'origine du changement. L'inconvénient de la RCP 4, qui permet de passer de 0 t à 8 000 t ( $I_{low}$  remplacé par 8 000 t dans la phase intermédiaire), est que de petites différences dans le relevé des œufs, lorsqu'il se situe autour de  $I_{low}$ , pourraient entraîner des changements radicaux pour la pêche. Ce scénario pourrait être moins souhaitable si la stabilité relative du TAC devenait un objectif de la pêche. Nous avons donc également mis à l'essai une RCP (RCP 65) qui prévoit des augmentations progressives entre 0 t et 8 000 t (fonction quadratique dans la première phase). À la demande des gestionnaires et des intervenants du GTPR, différents plafonds de prises inférieurs ont également été mis à l'essai lorsque le stock semble avoir une faible biomasse (RCP 7 à 11). Une augmentation graduelle du TAC peut se produire une fois que la cible inférieure de l'indice ( $I_{low}$ ) est dépassée. Il convient de noter que puisque la valeur actuelle de l'indice est inférieure à  $I_{low}$ , le TAC de l'année prochaine, selon les RCP fondées sur des cibles, est égal à ce TAC minimum (sauf pour la RCP qui spécifie une augmentation progressive).

Tableau 3. Tableau des règles de contrôle des prises utilisées dans les procédures de gestion possibles pour l'ESG du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest (sous-secteurs 3-4). (TAC = total autorisé des captures.) Les RCP 1 et 2 (en gris) sont utilisées pour les projections de référence afin d'établir une référence pour les effets de la pêche.

N°	RCP	Plancher ou TAC minimal	Remarques
1	F=0	0 t	Cette RCP produit une base de référence pour le potentiel de rétablissement du stock, lorsqu'il n'y a pas de prélèvements par les pêches au Canada ou aux États-Unis (aucune erreur de mise en œuvre).
2	TAC=0 au Canada	0 t	Cette RCP produit une base de référence pour le potentiel de rétablissement du stock, mais inclut une erreur de mise en œuvre (point où la mortalité par pêche réelle varie au-dessus de 0).
3	Indice simple d'abondance d'œufs	Aucun	Le TAC est calculé chaque année en fonction de la variation relative de l'estimation de la production totale d'œufs.
4	Indice cible d'abondance des œufs	0 t (augmentation : linéaire)	La RCP permet de calculer le TAC chaque année d'après la fig. 4.  Selon la règle, le TAC est plafonné à une quantité maximum de 25 000 tonnes, une fois que la moyenne du relevé d'abondance des œufs sur trois années consécutives atteint la cible.
5		0 t (augmentation : saut)	
6		0 t (augmentation : progressive)	
7		2 000 t	
8		4 000 t	
9		6 000 t	
10		8 000 t	
11		10 000 t	

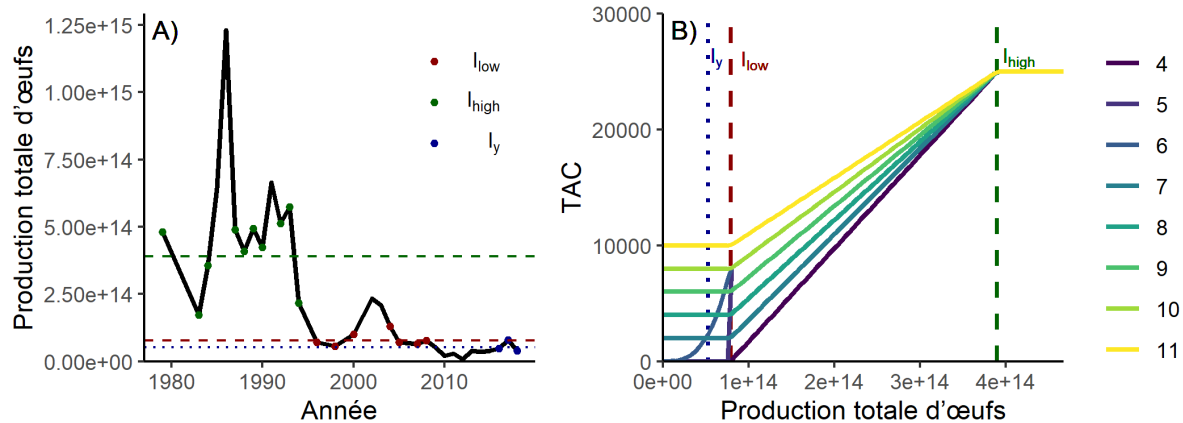


Figure 4. A) Estimations de la production totale annuelle d'œufs à partir du relevé des œufs avec indication des points de référence cibles ( $I_{low}$ ,  $I_{high}$  et  $I_y$ ) et B) Règles de contrôle des prises (RCP 4 à 11) qui définissent le TAC en fonction de l'état actuel présumé du stock ( $I_y$ ).

## Mesures du rendement

L'état du stock ( $BSR_y$ ) a été défini par rapport à un point de référence limite (PRL) et à un point de référence supérieur du stock (PRS) proposé, qui ont été fixés respectivement à 40 % et 80 % de la valeur de référence  $BSR_{réf}$ , conformément aux valeurs par défaut proposées pour ces points de référence dans l'approche de précaution canadienne (MPO 2009). Selon ce cadre, le PRL et le PRS délimitent trois zones d'état du stock : la zone critique ( $BSR < PRL$ ), la zone de prudence ( $PRL < BSR < PRS$ ) et la zone saine ( $BSR > PRS$ ). Le point de biomasse de référence ( $BSR_{réf}$ ) a été fixé comme la  $BSR$  correspondant à  $F_{40\%}$ , une approximation de  $F_{RMS}$ , comme il est d'usage pour ce stock (voir Doniol-Valcroze *et al.* 2019; Duplisea et Grégoire 2014; TRAC 2010). Ce point de référence est le taux de mortalité par pêche qui réduit la biomasse reproductrice par recrue (RPR) à 40 % de ses niveaux non pêchés (Goodyear 1977; Shepherd 1982). Le RPR, spécifique à un ME, a été calculé comme dans le dossier d'évaluation du stock (Nielsen *et al.* 2017) et était basé sur la sélectivité estimée de la pêche,  $M$  et les valeurs moyennes du poids selon l'âge et de la proportion de poissons matures selon l'âge sur les 15 dernières années. La  $BSR$  correspondante a été obtenue en multipliant la valeur de RPR à  $F_{40\%}$  par la moyenne estimée du recrutement.

On estime que la biomasse du stock reproducteur est inférieure au PRL, c'est-à-dire qu'elle se trouve dans la zone critique depuis 2011 ( $BSR$  à 40 % du PRL, MPO 2009, 2017). Pour calculer un *délai raisonnable* pour sortir de cette zone (de 1,5 à 2 générations d'après l'orientation stratégique; MPO 2009), plusieurs approches fondées sur le temps de génération ont été utilisées (annexe : Délai de rétablissement), qui ont fourni des estimations indicatives d'un temps de génération d'environ cinq ans, moins si l'on tient compte de la structure selon l'âge actuellement tronquée (figure S6). De plus, le temps minimum nécessaire pour que la biomasse du stock reproducteur dépasse le PRL ( $T_{min}$ ) a été déterminé d'après les résultats préliminaires de la simulation, en utilisant les données sur le stock jusqu'en 2016 (présentées à la réunion du GTPR de septembre 2018). Les estimations de  $T_{min}$  tiennent compte des effets de la durée de génération et de l'épuisement actuel du stock et sont utilisées par le ministère de l'Industrie primaire de la Nouvelle-Zélande pour établir les délais de rétablissement ( $2 * T_{min}$ , ministère des Pêches de la Nouvelle-Zélande 2014). Cette analyse préliminaire a montré que dans tous les ME, il faudrait environ trois ans pour que le stock se reconstitue au-dessus du PRL en l'absence totale de toute mortalité par pêche (RCP 1,  $F = 0$ ). Le temps estimé de rétablissement au-dessus du PRL a augmenté considérablement avec la hausse des niveaux de prises (prises

---

déclarées associées au TAC et prises manquantes au Canada et aux États-Unis). Bien que dans le présent document, les délais minimaux de rétablissement aient été mis à jour, il est apparu plus tôt dans le processus que le stock demeurera très probablement en dessous du PRL dans les deux prochaines années. De ce fait, au moment de la rédaction du présent rapport, le GTPR ne s'était pas encore entendu sur un délai raisonnable pour atteindre les objectifs de rétablissement, et la direction et les intervenants ont proposé une période de cinq à dix ans.

Les résultats préliminaires ont également montré que plusieurs objectifs à long terme liés à l'atteinte du PRS par le stock (c.-à-d. la zone saine), élaborés par le GTPR en mars 2018, pourraient être difficiles à atteindre dans les délais proposés. Les simulations effectuées dans tous les ME ont montré que des niveaux élevés et soutenus de prises manquantes, y compris les prises américaines, pourraient empêcher le rétablissement à un niveau supérieur au PRS sur une période de simulation de 25 ans, même si les RCP fixent des TAC faibles ou nuls pour les prises déclarées au Canada.

Le GTPR a donc affiné la liste des objectifs et des mesures du rendement (tableau 4) en septembre et décembre 2018 et en mars 2019, en se concentrant uniquement sur les objectifs à court terme visant à rétablir le stock au-dessus du PRL. Compte tenu de l'épuisement du stock de maquereau, cette liste comprend un ensemble supplémentaire de mesures de rendement à court terme qui pourraient aider à établir des jalons conformément aux lignes directrices pour l'élaboration des plans de rétablissement élaborés par le MPO (MPO 2009). Les jalons sont des cibles (Bratney *et al.* 2018) à très court terme qui sont définies afin de suivre les progrès du rétablissement à mesure que le stock croît à l'intérieur et à l'extérieur de la zone critique vers des cibles plus élevées (MPO 2009). Les jalons devraient contribuer à l'atteinte de l'objectif principal de rétablissement du stock au-dessus du PRL (tableau 4), c'est-à-dire qu'il s'agit d'objectifs définis pour des périodes plus courtes.

Les objectifs à long terme liés à l'atteinte de niveaux de biomasse plus élevés (p. ex. un PRS ou un point de référence cible, MPO 2009), bien qu'ils ne fassent pas l'objet d'une évaluation plus poussée ici, ont été jugés utiles pour l'élaboration future du plan de rétablissement lorsque l'état du stock se sera amélioré (tableau S3). Les objectifs à long terme pourraient être affinés et servir à définir des RCP acceptables dans les étapes futures du processus d'ESG. Compte tenu de l'orientation à court terme du processus, les circonstances exceptionnelles n'ont pas non plus été définies à ce jour.

Pour chaque combinaison de ME (8) et RCP (11), nous avons effectué 2 000 simulations. Des mesures de rendement ont été calculées pour chaque scénario sous forme d'agrégation de ces simulations (p. ex. une médiane ou le pourcentage de simulations atteignant un certain objectif ou seuil spécifié par la mesure de rendement; tableau 4).



Tableau 4. Objectifs et jalons possibles (à la suite de la réunion de mars 2019) pour orienter la présente analyse et l'avis scientifique pour le plan de rétablissement du maquereau. L'accent est mis sur les objectifs de rétablissement. (PRL = point de référence limite; BSR = biomasse du stock reproducteur)

N°	But	Objectif	Mesures du rendement	Probabilité	Délai	Détails
1	Rétablissement de la BSR	Rétablir la BSR du maquereau et la faire passer au-dessus du PRL.	Probabilité que BSR > PRL	75 %	5 et 10 ans	Le nombre de fois où les simulations indiquent que la BSR au début de l'année est inférieure au PRL (défini comme $0,4 \cdot BSR_{F40\%}$ ) à un moment donné (3, 5 ou 10 ans), divisé par le nombre total de simulations (2 000).
			<b>Jalons</b> Probabilité que BSR > PRL	<b>Probabilité</b> 65 %	<b>Délai</b> 3 ans	
2	Éviter un déclin du stock.	Limiter la probabilité de déclin de la BSR d'une année à l'autre.	P(déclin)	95 %	5 et 10 ans	Le nombre de fois où il y a diminution ( $BSR_{y+1} < BSR_y$ ) pour toutes les années spécifiées et les simulations, divisé par ce total.
			<b>Jalons</b> P(déclin)	<b>Probabilité</b> 75 %	<b>Délai</b> 3 ans	
3	Maximiser les prises	Maintenir les prises annuelles aussi élevées que possible	Prises médianes	S. O.	5 et 10 ans	La médiane des prises sur une période donnée, la médiane étant calculée sur toutes les années et les simulations.

---

## RÉSULTATS

### AJUSTEMENTS, DIAGNOSTICS ET ESTIMATIONS DES ME

Tous les ajustements de conditionnement des ME ont convergé et les composantes de à pente maximale étaient  $<0,001$ . L'inspection des résiduels (figure S4) de l'indice de relevé a révélé qu'il était légèrement plus probable que les valeurs du relevé soient surestimées que sous-estimées, peut-être en raison de processus non stationnaires qui n'ont pas été pris en compte dans la formulation actuelle du modèle. Les tentatives visant à corriger ce biais en tenant compte des changements dans la sélectivité de la pêche ou du relevé (deux blocs reflétant la situation avant et après l'an 2000) n'ont pas permis d'améliorer de façon significative le profil des résidus du relevé. Les changements dans la mortalité naturelle ou la fécondité, pour lesquelles aucune donnée n'est toutefois disponible, pourraient être également en cause. Il n'y avait pas de profils rétrospectifs importants (figure S5). Seules les estimations de  $F$  pour la dernière année variaient, mais généralement sans sortir de l'intervalle de confiance, lorsque l'on a effectué des corrections rétrospectives, en raison de la souplesse du modèle créée par les prises censurées.

Les tendances estimatives de la biomasse du stock reproducteur, de la mortalité par pêche et du recrutement (figure 5) ne diffèrent pas de façon significative de l'évaluation de 2017 (Doniol-Valcroze *et al.* 2019) et sont examinées plus en détail dans Smith *et al.* (2020). Les estimations du recrutement de la dernière décennie sont parmi les plus basses de la série chronologique et, en moyenne, le recrutement a diminué. Malgré la diminution de la mortalité par pêche depuis 2010, l'exploitation est restée relativement constante au cours des cinq dernières années, et à des niveaux coïncidant avec le déclin du stock de la fin des années 1990 à ce jour. Les quatre ajustements historiques du ME ont donné des profils semblables et différaient principalement par l'ampleur de la biomasse et du recrutement estimés, particulièrement dans la première moitié de la série chronologique, lorsque le stock était plus abondant et où on ne dispose pas d'indices du stock. Lorsque l'on suppose que la mortalité naturelle globale est plus faible (OMcore2 avec  $M=0,15$ ), elle est partiellement compensée par une augmentation de la mortalité par pêche, bien que l'on estime que le stock soit moins productif en conséquence et que la biomasse estimée soit donc inférieure. Comme on pouvait s'y attendre, les estimations de la biomasse et du recrutement sont plus élevées par rapport au modèle de base lorsqu'on inclut une plus grande quantité des prises américaines (OMcore4, prises américaines manquantes de 50 % à 75 %) et inversement (OMstress2, prises américaines manquantes de 0 % à 25 %). Tous les ME placent ce stock dans leur zone critique respective (chaque ME a une échelle de biomasse et une valeur absolue du PRL différentes, bien que le PRL de 0,4 BSR<sub>F40</sub> % soit calculé de la même façon pour chaque configuration du ME, tableau 5). La biomasse reproductrice de 2018 a été estimée à des valeurs allant de 56 % à 84 % du PRL correspondant du modèle, de sorte que tous les modèles indiquent que le stock est actuellement dans la zone critique (tableau 5). Les estimations des paramètres et les valeurs du CIA pour tous les ajustements historiques du ME sont données dans le tableau S2. Le modèle du scénario de référence n'avait que la deuxième valeur la plus faible du CIA (6 unités de plus que le modèle OMstress2), mais ce ME de simulation de stress (en supposant que les prises américaines sont composées de 0 % à 25 % de maquereau du contingent nord) est moins plausible si l'on suppose que les résultats que Redding (Université de Maryland, comm. pers.) a obtenus pour 1998 à 2000 persistent sur de plus longues périodes.

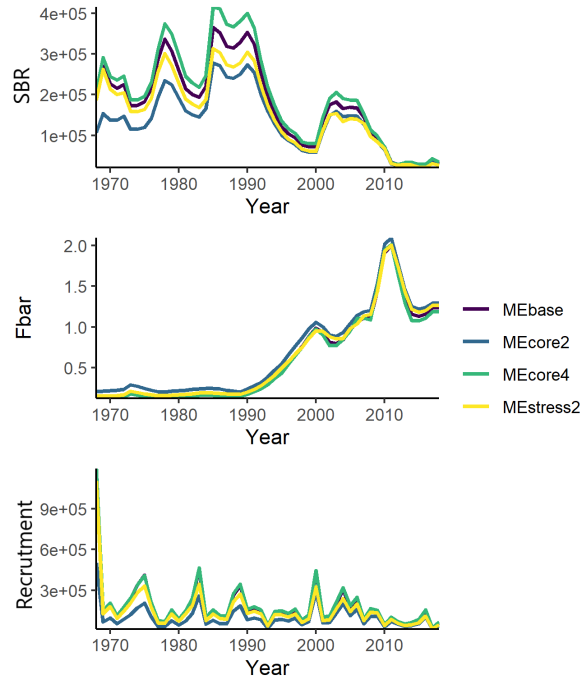


Figure 5. Profils de la BSR,  $F_{5-10}$  et recrutement pour les différents modèles d'exploitation historiques.

Tableau 5. Valeurs des points de référence pour les différents ME historiques (PRL = Point de référence limite ou 40 % de  $BSR_{F40\%}$ ; PRS = Point de référence supérieur possible du stock ou 80 % de  $BSR_{F40\%}$  et taux d'exploitation de référence possible de  $F_{40\%}$ ), estimation de la BSR de 2018 et de F (moyenne sur les classes d'âges 5 à 10) et rapport BSR sur PRL. Les biomasses sont indiquées en kt et la BSR est donnée pour le début de l'année.

ME	$F_{40\%}$	$SSB_{F40\%}$	PRL	PRS	$F_{2018}$	$BSR_{2018}$	$BSR_{2018}/PRL$
OMbase	0,70	108,55	43,42	86,84	1,24	34,91	0,80
OMcore2	0,28	135,06	54,02	108,05	1,29	30,16	0,56
OMcore4	0,66	115,35	46,14	92,28	1,19	38,98	0,84
OMstress2	0,72	94,10	37,64	75,28	1,27	29,92	0,79

## DÉLAI MINIMUM DE RÉTABLISSMENT

Les délais minimaux de rétablissement ont été calculés pour informer la direction des délais nécessaires pour atteindre les objectifs. Sur la figure 6, nous montrons les trajectoires de la probabilité de sortir de la zone critique pour les 8 ME selon les deux RCP de référence. Si  $F = 0$  (RCP 1, absence totale de prélèvements dans les pêches), le temps minimum pour reconstituer le stock au-dessus du PRL (avec 75% de probabilité) serait probablement de 3 à 8 ans, selon les hypothèses du ME. Avec un TAC canadien de 0 t, mais avec des prises manquantes tant du côté canadien que du côté américain (RCP 2), le temps nécessaire pour dépasser le PRL avec une forte probabilité (75 % ou plus) prendrait probablement au moins cinq ans, et peut-être plus de dix ans. Dans ce scénario de prises, la probabilité de sortir des zones critiques peut plafonner à l'avenir en dessous du seuil de 75 % en raison de prises manquantes seulement. Des périodes de rétablissement plus courtes étaient généralement plus probables si les niveaux de recrutement futurs augmentaient comparativement aux dernières années (OMstress1 et OMcore1), tandis que le plus long délai probable de rétablissement correspondait au scénario

dans lequel la mortalité naturelle augmentait de 20 % par rapport aux niveaux actuels (OMcore3).

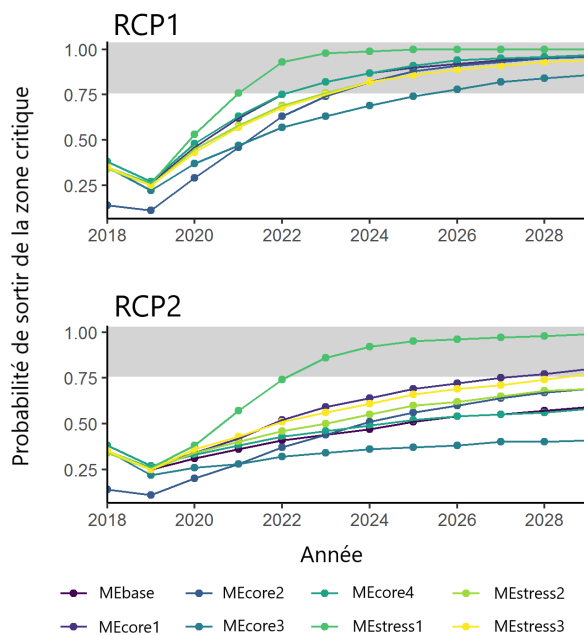


Figure 6. Probabilité pour sortir de la zone critique en fonction du temps selon divers ME et scénarios de pêche de référence (RCP 1 avec  $F=0$  et RCP 2 avec  $TAC=0$ , mais avec les prises canadiennes manquantes et les niveaux de prises américaines correspondant aux hypothèses du ME).

D'autres facteurs contribuent également à l'estimation des trajectoires de rétablissement. Quel que soit le ME, la biomasse du stock se trouve actuellement à l'intérieur de la zone critique et doit augmenter considérablement pour atteindre le PRL. Cela est d'autant plus vrai que l'on prévoit un déclin de la biomasse en 2019, causé par des prises élevées en 2018 (diminuant encore davantage la classe d'âge de 2015) et un faible recrutement ces dernières années. En fait, les niveaux de recrutement au cours de la dernière décennie et surtout depuis deux ans ont été particulièrement faibles (figure 5). Toutes les prévisions supposant un certain niveau d'autocorrélation temporelle dans le recrutement et dépendant d'une relation stock recrutement (OMbase), on estime également que des événements de recrutement important sont relativement peu probables dans un avenir proche.

## RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION

### Objectif 1 : Rétablir la BSR du maquereau et la faire passer au-dessus du PRL

Pour atteindre cet objectif et le jalon de trois ans connexe, nous avons estimé la probabilité (en pourcentage des simulations) que la BSR estimée pour janvier soit supérieure au PRL dans 3, 5 et 10 ans (2022, 2024 et 2029; figure 7). Sur une période de 5 ou 10 ans et selon la plupart des scénarios, la grande majorité des procédures de gestion n'ont pas atteint le seuil de probabilité de 75 % initialement spécifié par le GTPR et considéré dans la politique sur l'AP (MPO 2009) comme représentant une « probabilité élevée ». C'était souvent le cas, même dans le cadre des ME représentant des scénarios de recrutement optimistes (OMcore1 et OMstress1). Le premier objectif n'a été atteint dans le plus bref délai (5 ans) que dans le cadre de la « procédure de gestion » de référence utilisant la RCP 1 ( $F = 0$ ; c'est-à-dire aucune mortalité par pêche au Canada ou aux États-Unis), et seulement s'il n'y avait aucune augmentation de la mortalité

---

naturelle. Bien que la probabilité d'un retour au PRL augmente sur une plus longue période (10 ans ou 2029), la majorité des procédures de gestion dans la plupart des scénarios n'atteignaient toujours pas l'objectif avec une probabilité de 75 %. Sur 5 ou 10 ans, les RCP les moins prudentes (p. ex. RCP 8 à 11) avaient généralement une probabilité de permettre un rétablissement hors de la zone critique inférieure à 50 % dans la majorité des scénarios de ME essentiels, ce qui indique que la probabilité de ne pas atteindre cet objectif est plus grande que celle de l'atteindre.

Comme pour l'objectif 1, le jalon 1 est une mesure du rendement visant à évaluer le rendement des RCP pour ramener la BSR au-dessus du PRL, mais en moins de temps (tableau 4). Le seuil de rendement possible pour les simulations a donc été fixé à trois ans (2022) avec une probabilité de 65 % que la BSR dépasse le PRL, sur la base des données préliminaires du GTPR. Les résultats ont montré que la majorité des procédures de gestion dans la plupart des scénarios ne permettaient pas d'atteindre ce seuil de rendement, comme pour l'objectif à long terme correspondant (figure 7).

La probabilité de rétablissement au-dessus du PRL était influencée par plusieurs facteurs, certains plus importants que d'autres. Parmi les procédures de gestion de référence, la grande différence de rendement entre la RCP 1 et la RCP 2 démontre l'ampleur de l'effet des prises canadiennes et américaines manquantes sur le rendement des procédures de gestion. Pour une procédure de gestion donnée, le rendement est légèrement meilleur si l'on suppose que les États-Unis fixent des quotas parallèles à ceux du Canada, en particulier pour les procédures de gestion utilisant des RCP avec des TAC planchers relativement plus bas (OMstress3). De même, des analyses préliminaires ont montré que l'incertitude entourant la quantité de prises canadiennes manquantes (c.-à-d. une diminution future à environ 3 000 t) peut aussi causer des différences entre les ME pour la même RCP, surtout pour les moins prudentes. Toutefois, on suppose que l'ampleur était inférieure aux TAC planchers des RCP 9 à 11 (6 000 t à 10 000 t), ce qui indique que même en l'absence totale des prises canadiennes manquantes, ces TAC moins prudents donneraient de piètres résultats en ce qui concerne l'objectif de rétablissement.

Le recrutement est un autre facteur important du rendement par rapport à l'objectif de rétablissement. Si le recrutement futur moyen augmente au fil du temps (lentement dans le ME OMcore1 et rapidement dans le ME OMstress1), les chances de ramener plus rapidement la biomasse du stock au-dessus du PRL augmentaient considérablement, surtout à long terme (figure 10). Néanmoins, sans amélioration de l'état du stock et des conditions environnementales, ces scénarios de recrutement sont considérés comme moins probables (Smith et al. en pub.) que les scénarios utilisés dans le ME de base.

En revanche, les hypothèses relatives à la mortalité naturelle et à la fraction de maquereau du contingent nord dans la pêche américaine étaient moins influentes, surtout si les TAC planchers étaient relativement élevés (p. ex. RCP 11, figure 10). En effet, la productivité estimée du stock était directement liée à la fraction incorporée des prises américaines ou de la mortalité naturelle. Si l'on pensait que les prélèvements historiques étaient plus élevés, on estimait que le stock était plus productif et donc capable de résister à des mortalités futures plus importantes. Ainsi, les prélèvements et la productivité du stock s'équilibrent partiellement, produisant des effets moindres sur les objectifs de rétablissement.

La RCP la plus simple (RCP 3), partant d'un TAC de 10 000 t et ajustée par la suite en fonction d'une moyenne sur trois ans de l'indice de l'abondance des œufs, a toujours eu de piètres résultats en termes des mesures spécifiées et ses résultats ne seront donc pas examinés davantage.

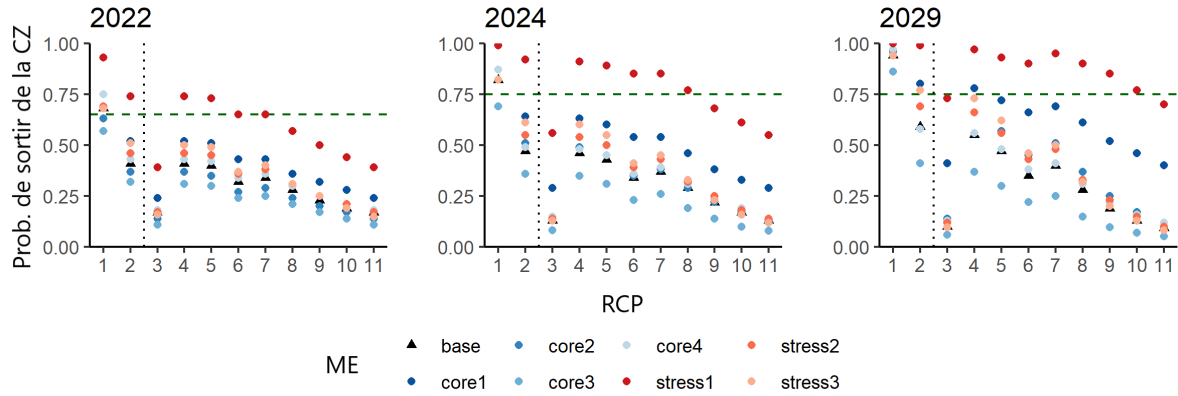


Figure 7. Probabilité (prob.) de sortir de la zone critique (ZC) après 3, 5 et 10 ans (2021, 2023 et 2028) en appliquant différentes règles de contrôle des prises (RCP), pour différents modèles d'exploitation (ME). La ligne horizontale tiretée indique le seuil de probabilité de 65 % (jalon de 3 ans) ou de 75 % (objectif de 5 ou 10 ans). La ligne pointillée sépare les RCP de référence (RCP 2 et 3).

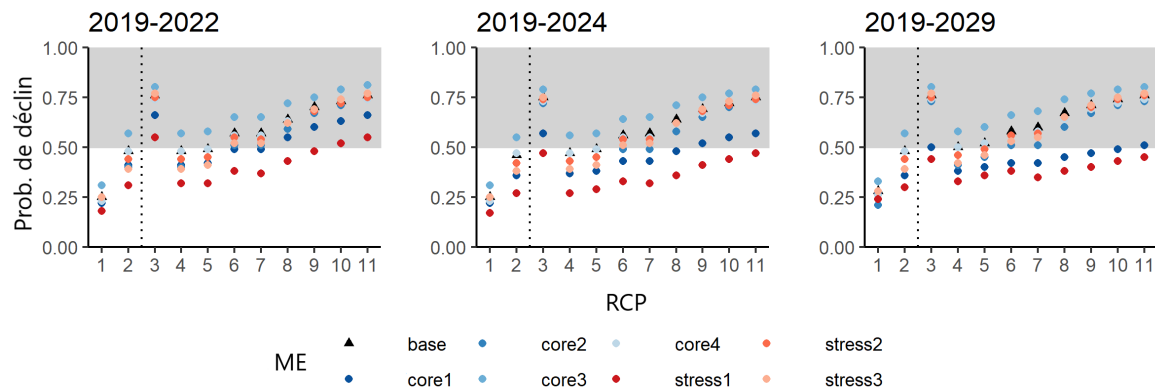


Figure 8. Probabilité (prob.) de déclin du stock d'une année à l'autre sur 3, 5 et 10 ans (2019 à 2021, 2023 et 2028) en appliquant différentes règles de contrôle des prises (RCP), pour différents modèles d'exploitation (ME). La zone grise indique des probabilités supérieures à 50 %, lorsqu'un déclin est plus probable qu'une croissance d'une année sur l'autre. La ligne pointillée sépare les RCP de référence (RCP 2 et 3).

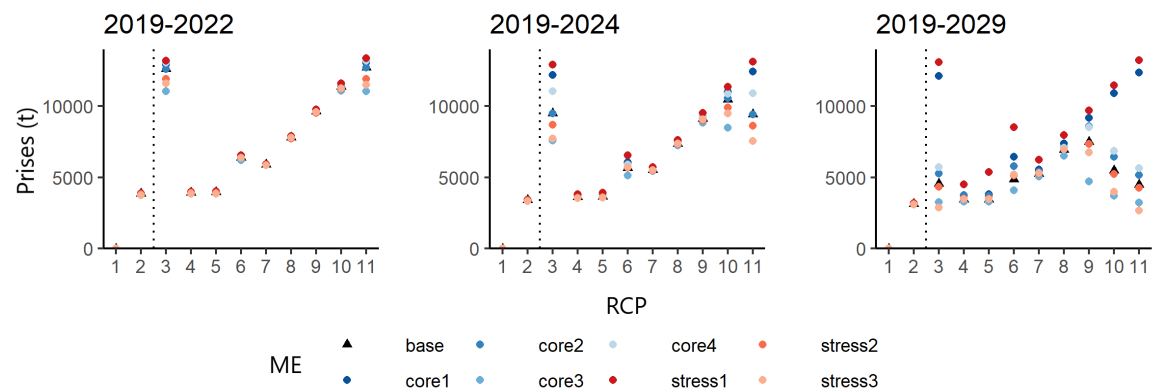


Figure 9. Prises canadiennes médianes (y compris les prises déclarées inférieures au TAC et les prises canadiennes manquantes) au cours des périodes spécifiées de 3, 5 et 10 ans (2019 à 2021, 2023 et 2028) lorsqu'on applique différentes règles de contrôle des prises (RCP), pour différents modèles d'exploitation (ME). La ligne pointillée sépare les RCP de référence (RCP 2 et 3).

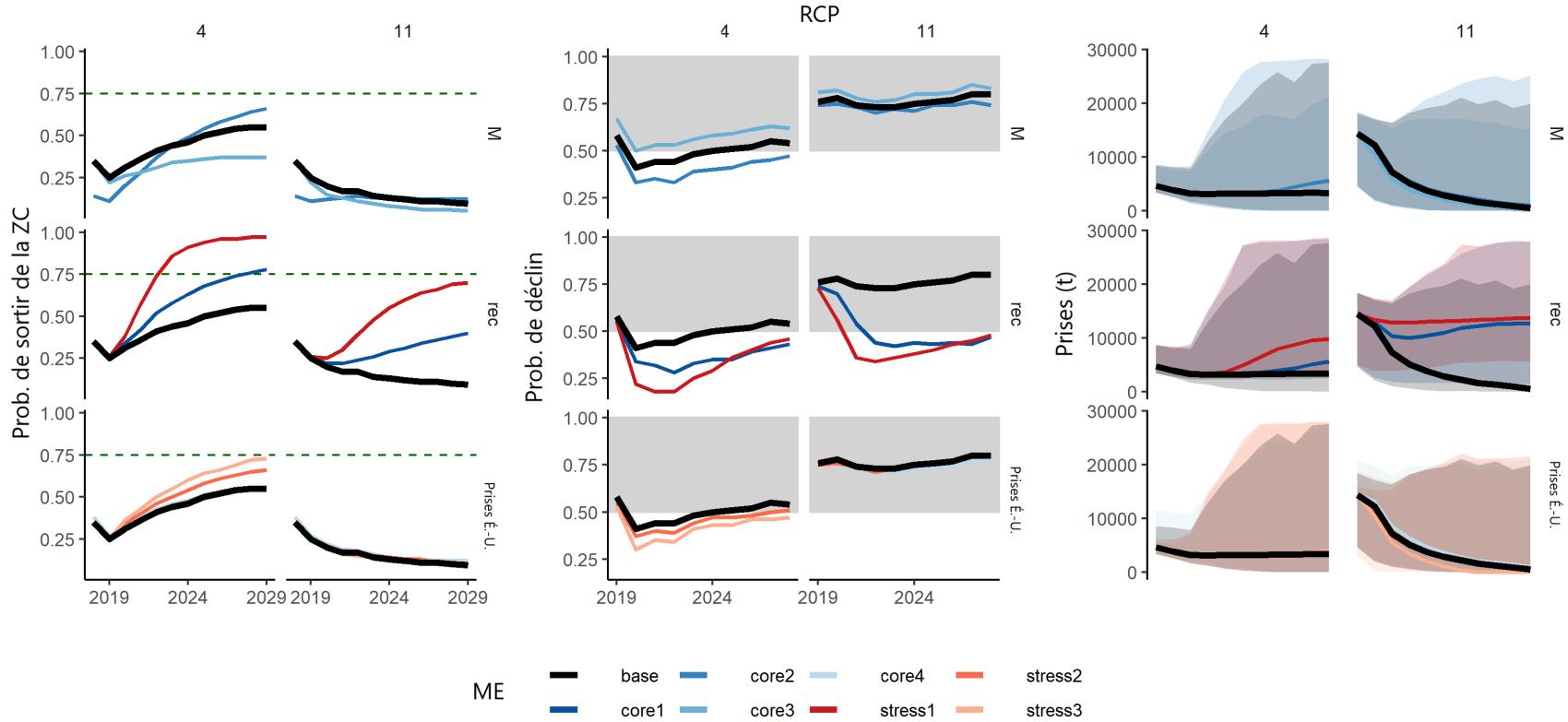


Figure 10. Trajectoires sur 10 ans des mesures de rendement pour trois objectifs (probabilité que la biomasse du stock reproducteur [BSR] > point de référence limite [PRL], probabilité de déclin d'une année à l'autre et prises canadiennes médianes projetées) selon différents modèles d'exploitation (ME) pour deux règles de contrôle des prises (RCP 4 et 11 avec un TAC plancher de 0 t et 10 000 t, respectivement). Les ME sont catégorisés selon l'incertitude qu'ils reflètent (M : mortalité naturelle, OMcore2, OMcore3; rec : recrutement, OMcore1 et OMstress1; prises américaines, prises américaines de poisson du contingent nord, OMcore4, OMstress2, OMstress3), par rapport à OMbase dans tous les cas. Pour la probabilité de rétablissement de la BSR au-dessus du PRL (graphique de gauche), le seuil de probabilité de 75 % est indiqué par une ligne verte tiretée. Pour la probabilité de déclin (graphique central), la zone grise indique quand un déclin du stock est plus probable qu'une augmentation. Pour l'objectif de prises (graphique de droite), les zones ombragées indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.

---

## **Objectif 2 : Limiter la probabilité que la BSR diminue au cours d'une période donnée**

Le deuxième objectif de rétablissement visait à éviter une diminution de la BSR ou, inversement, à maintenir une trajectoire de croissance positive de la BSR. Dans la mesure du rendement pour cet objectif (2), la probabilité de déclin a été définie comme le nombre de fois où il y a eu un déclin ( $BSR_{y+1} < SSB_y$ ) sur un nombre donné d'années et toutes les simulations, divisé par ce total. Pour l'objectif 1, nous avons considéré une période de 3, 5 et 10 ans (2019-2022, 2019-2024 et 2019-2029). Bien que le GTPR n'ait pas précisé de seuil de rendement, la probabilité de déclin d'une année comparativement à l'autre n'a jamais été inférieure à 17 %, ce qui indique qu'une diminution de la biomasse d'une année à l'autre ne pourrait jamais être entièrement exclue. Inversement, la probabilité maximale de déclin d'une année sur l'autre était de 81 %. Les probabilités supérieures à 50 % signifient qu'un déclin du stock d'une année sur l'autre est plus probable qu'une croissance (zone grise, figure 8).

Là encore, un compromis apparaissait clairement entre cette probabilité et le TAC plancher de chaque RCP (figure 9). Les RCP qui partaient d'un TAC plancher de 2 000 t ou plus présentaient des probabilités importantes de déclin d'une année à l'autre (>50 % de probabilité de déclin) dans les 5 ou 10 prochaines années. En d'autres termes, selon le scénario de ME de base, les RCP 6 à 11 ont obtenu plus de 50 % sur les deux périodes, ce qui signifie qu'un déclin est plus probable qu'une croissance. La plupart des scénarios de ME ont généralement fourni des estimations assez similaires de cette mesure, en particulier avec des TAC planchers plus élevés (figure 9, figure 10). Les seules exceptions étaient encore une fois les ME optimistes quant au recrutement (OMcore1 et surtout OMstress1). Toutefois, même dans ces scénarios précis, un déclin d'une année sur l'autre peut être plus probable qu'une croissance du stock. En effet, à un jalon de trois ans, les résultats indiquent que même avec un recrutement optimal, certaines RCP (p. ex. RCP 11) donnent de mauvais résultats (probabilité de déclin > 50 %). Les probabilités relativement élevées de déclin interannuel sur la période de trois ans, comparativement aux périodes plus longues, résultent en partie des recrutements inférieurs à la moyenne estimés pour 2017 et 2018, ce qui rend le stock plus vulnérable à la surexploitation et au déclin de la biomasse les années suivantes (figure 10). Même dans les conditions actuelles de faible recrutement, la probabilité de déclin de la biomasse d'une année sur l'autre était toutefois encore inférieure à 50 % pour les RCP les plus prudentes (RCP 1, 2, 4 et 5).

## **Objectif 3 : Maximiser les prises**

Le troisième objectif visait à maximiser les prises tout en essayant de reconstituer le stock et a été utilisé pour fournir un axe par rapport auquel on pourrait examiner les compromis avec les objectifs 1 et 2. Nous n'étions intéressés que par les prises canadiennes projetées (TAC + prises canadiennes manquantes) et avons donc dû retirer la quantité présumée des futures prises américaines de poisson du contingent nord (prises américaines manquantes). Dans toutes les simulations où les prises potentielles n'étaient pas atteintes (la valeur potentielle de F dépassait le F maximal imposé de 2,5 dans le modèle dans 32 % des simulations), le « potentiel perdu » peut être subi par le Canada, les États-Unis ou les deux pays (figure S7). Le choix arbitraire de la modélisation pour déterminer qui obtient le poisson en cas d'abondance insuffisante n'a toutefois eu de conséquences que pour les RCP ayant des TAC planchers importants, car ces RCP poussaient le plus souvent les taux d'exploitation aux limites du modèle (figure S7). Les résultats présentés (figure 9) reposent sur une répartition d'environ 50 %, qui n'a toutefois pas modifié nos conclusions.

La figure 9 présente les prises canadiennes médianes pour les différents RCP et ME dans les 3, 5 et 10 prochaines années. Le stock étant estimé à l'intérieur de la zone critique, dans



laquelle les TAC planchers s'appliquent généralement selon la RCP, les TAC planchers de chaque RCP ont souvent été appliqués de façon cohérente dans les projections, surtout à plus court terme (c'est-à-dire selon la projection voulant que le stock reste dans la zone critique au cours des prochaines années). On a obtenu ainsi des valeurs médianes des prises fortement tributaires des TAC planchers et relativement indépendantes des incertitudes liées au ME (à l'exception des RCP ayant les TAC planchers les plus élevés, comme mentionné précédemment). Néanmoins, il était clair qu'à des niveaux de TAC plancher élevés (RCP 11 et à proximité), les prises médianes diminuent à long terme en raison des taux d'exploitation constamment élevés. Sans augmentation des niveaux de recrutement, les prises médianes associées à des TAC planchers de 6 000 t à 10 000 t ne devraient pas être viables à long terme en raison de la diminution prévue de la biomasse du stock.

## Compromis

Les compromis montrent la relation entre le rendement et les divers objectifs, par exemple que les objectifs de la pêche visant à maximiser les prises et les objectifs de rétablissement visant à accroître la biomasse sont intrinsèquement contradictoires. Nous nous sommes concentrés sur la relation entre l'objectif 3 (prises médianes) et les objectifs 1 (BSR>PRL, figure 11) et 2 (éviter le déclin, figure 12) du rétablissement.

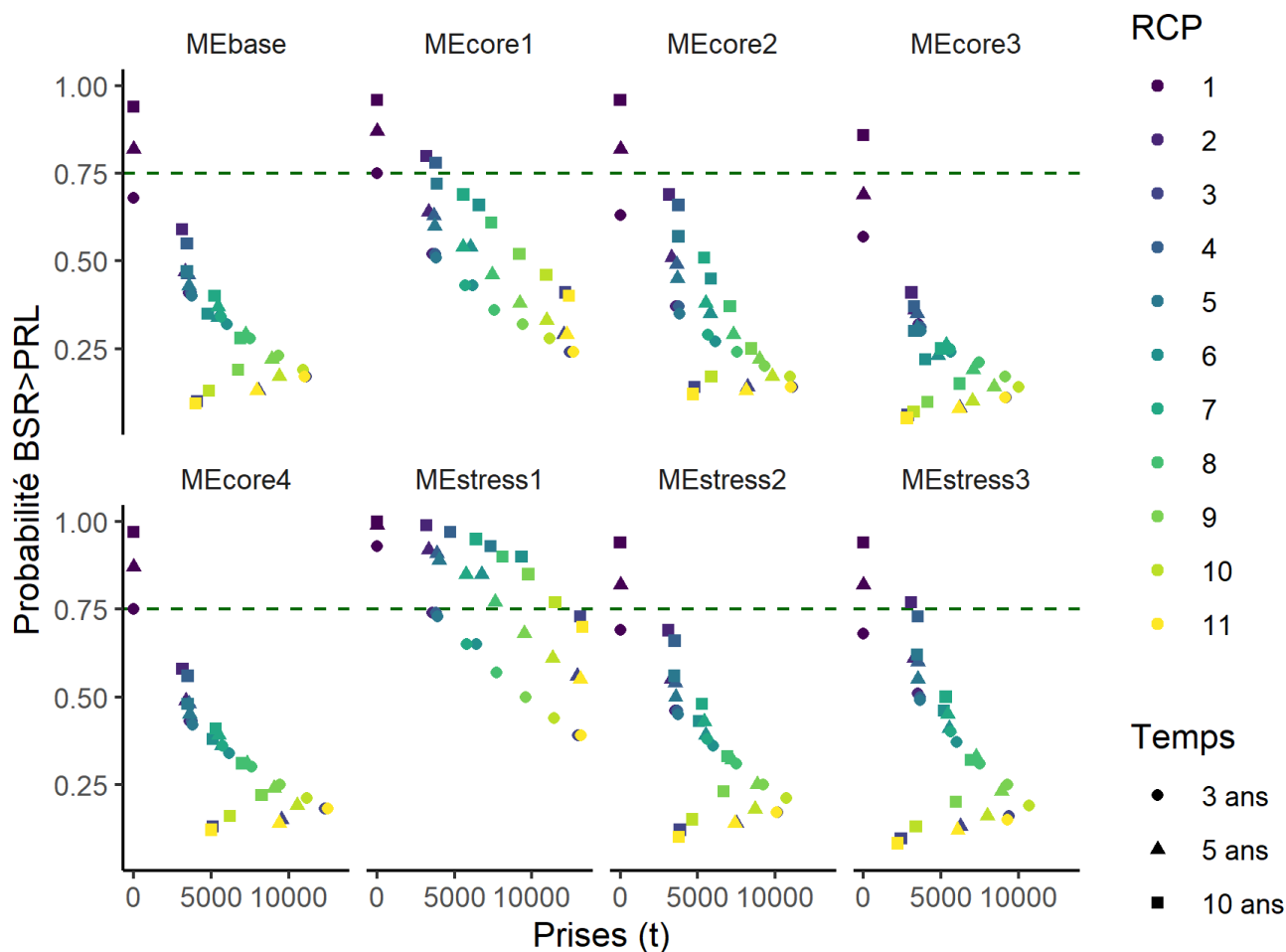


Figure 11. Compromis entre l'objectif 3 (prises médianes) et l'objectif 1 (probabilité que BSR>PRL) pour différentes RCP (couleurs) sur les trois périodes (types de points). Les graphiques montrent les ME.

Les RCP dont le TAC plancher était plus élevé avaient une probabilité plus faible d'atteindre le PRL. Cette relation n'était cependant pas toujours linéaire, car les chances de rétablissement variaient souvent le plus lorsque les prises médianes se situaient à l'extrémité inférieure du spectre. En d'autres termes, pour la plupart des ME, la probabilité de rétablissement augmentait par exemple plus fortement entre les prises médianes de 5 000 t à 0 t que de 10 000 t à 5 000 t. Sauf si le recrutement futur moyen augmente (OMcore1 et OMstress1), les graphiques des compromis ont également montré un tournant clair, où la probabilité de rétablissement et les prises médianes commençaient à diminuer (RCP 3 et 9 à 11), surtout dans les 5 à 10 années suivantes.

La période considérée a eu l'influence la plus importante aux extrémités du graphique de compromis. Lorsque les prises médianes étaient faibles, les probabilités de rétablissement augmentaient rapidement dans le temps (angle supérieur gauche, figure 11), alors qu'à l'autre extrémité du spectre (angle inférieur droit, figure 11), les prises médianes pouvaient diminuer de façon significative pendant les périodes définies. Pour les RCP avec des prises intermédiaires, l'écart entre la période de trois ans (pour les jalons), de 5 ans et de 10 ans était généralement faible (figure 11, réparti selon l'intervalle de temps sur la figure S8).

Lorsque les prises médianes augmentaient, la probabilité d'un déclin de la biomasse d'une année sur l'autre augmentait également (figure 12, figure S9). Cette relation était généralement non-linéaire, car les chances de déclin augmentaient rapidement au début (extrémité inférieure de la mesure des prises), mais commençaient à stagner à des niveaux de prises plus élevés. Là encore, le seuil de surexploitation était visible, à partir duquel les RCP produisaient des prises de plus en plus faibles, mais aussi des probabilités maximales de déclin.

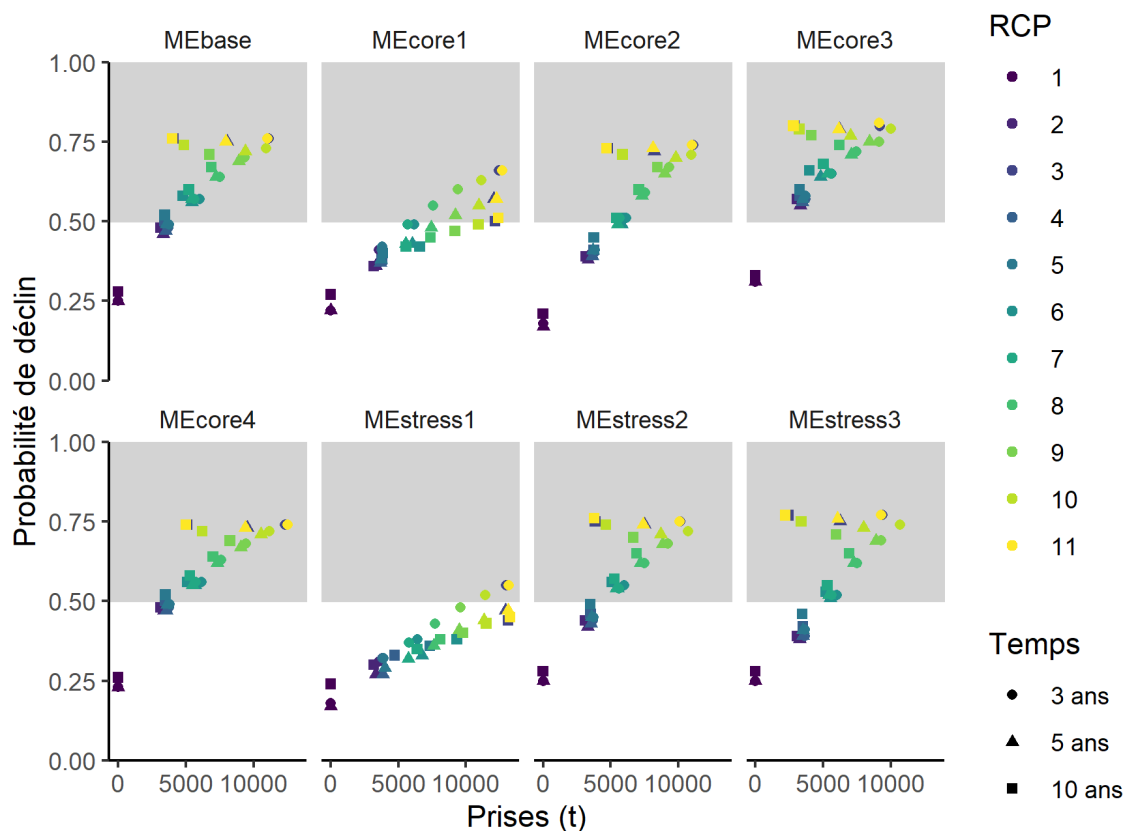


Figure 12. Compromis entre l'objectif 3 (prises médianes) et l'objectif 2 (probabilité de déclin) pour différentes RCP (couleurs) sur les trois périodes (types de points). Les graphiques montrent les ME.

## Résumé des résultats

Pour faciliter l'évaluation du rendement des 11 RCP par rapport aux objectifs possibles, les jalons et les seuils de rendement connexes préparés par le GTPR au moment de la rédaction du présent document sont présentés dans un tableau sommaire ci-après (tableau 6). Ce tableau met l'accent sur les scores aux extrémités de la fourchette de la série de ME de base et essentiels, puisque que les RCP devraient idéalement fonctionner de manière adéquate dans tous ces ME. Les scores individuels pour chaque ME, RCP et période ont été compilés dans le tableau S4.

*Tableau 6. Score minimal (objectifs 1 et 3) ou maximal (objectif 2) des ME de base et essentiels pour les trois objectifs, par RCP incluse dans les procédures de gestion. Le score du ME de base est indiqué entre parenthèses. Il convient de noter que les RCP 1 et 2 représentent un TAC constant de 0 t (sans et avec les prises américaines de poisson du contingent nord, respectivement), quel que soit l'état du stock, et constituent une référence pour la comparaison avec les autres RCP. Les scores ont été codés par couleur pour les objectifs de rétablissement (1 et 2) en fonction du critère rempli en premier :*

- Bleu foncé** les scores pour tous les ME de base et essentiels atteignent l'objectif avec le seuil de rendement possible indiqué dans le tableau.
- Bleu clair** les scores pour tous les ME de base atteignent l'objectif avec le seuil de rendement possible indiqué dans le tableau.
- Vert foncé** les scores pour tous les ME de base et essentiels sont plus susceptibles d'atteindre l'objectif que de ne pas l'atteindre (> 50 % - objectif 1 ou < 50 % - objectif 2).
- Vert pâle** les scores pour tous les ME de base sont plus susceptibles d'atteindre l'objectif que de ne pas l'atteindre (> 50 % - objectif 1 ou < 50 % - objectif 2).

		Objectif 1 (probabilité que BSR > PRL)			Objectif 2 (probabilité de déclin)			Objectif 3 (prises médianes)		
Temps (y)		3	5	10	3	5	10	3	5	10
Seuil		> 65 %	> 75 %	> 75 %	< 25 %	< 25 %	< 25 %	S. O.	S. O.	S. O.
Règle de contrôle des prises	1	57 % (68 %)	69 % (82 %)	86 % (94 %)	31 % (25 %)	31 % (25 %)	33 % (28 %)	0 kt (0 kt)	0 kt (0 kt)	0 kt (0 kt)
	2	32 % (41 %)	36 % (47 %)	41 % (59 %)	57 % (48 %)	55 % (46 %)	57 % (48 %)	3,6 kt (3,6 kt)	3,3 kt (3,3 kt)	3,1 kt (3,1 kt)
	3	11 % (17 %)	8 % (13 %)	6 % (10 %)	80 % (76 %)	79 % (75 %)	80 % (76 %)	9,2 kt (11,1 kt)	6,2 kt (8 kt)	2,8 kt (4,1 kt)
	4	31 % (41 %)	35 % (46 %)	37 % (55 %)	57 % (48 %)	56 % (47 %)	58 % (50 %)	3,7 kt (3,7 kt)	3,5 kt (3,5 kt)	3,3 kt (3,4 kt)
	5	30 % (40 %)	31 % (43 %)	30 % (47 %)	58 % (49 %)	57 % (49 %)	60 % (52 %)	3,7 kt (3,8 kt)	3,5 kt (3,6 kt)	3,3 kt (3,4 kt)
	6	24 % (32 %)	23 % (34 %)	22 % (35 %)	65 % (57 %)	64 % (56 %)	66 % (58 %)	5,6 kt (6 kt)	4,8 kt (5,4 kt)	4,0 kt (4,8 kt)
	7	25 % (34 %)	26 % (37 %)	25 % (40 %)	65 % (57 %)	65 % (57 %)	68 % (60 %)	5,6 kt (5,7 kt)	5,3 kt (5,4 kt)	5,0 kt (5,2 kt)
	8	21 % (28 %)	19 % (29 %)	15 % (28 %)	72 % (64 %)	71 % (64 %)	74 % (67 %)	7,4 kt (7,5 kt)	7,1 kt (7,2 kt)	6,2 kt (6,9 kt)
	9	17 % (23 %)	14 % (22 %)	10 % (19 %)	75 % (70 %)	75 % (69 %)	77 % (71 %)	9,1 kt (9,3 kt)	8,4 kt (8,9 kt)	4,1 kt (6,7 kt)
	10	14 % (19 %)	10 % (17 %)	7 % (13 %)	79 % (73 %)	77 % (72 %)	79 % (74 %)	10,0 kt (10,9 kt)	7,0 kt (9,4 kt)	3,2 kt (4,9 kt)
	11	11 % (17 %)	8 % (13 %)	5 % (9 %)	81 % (76 %)	79 % (75 %)	80 % (76 %)	9,2 kt (11,1 kt)	6,1 kt (8 kt)	2,8 kt (4 kt)

Une autre façon de voir les résultats du rendement des procédures de gestion, en mettant l'accent sur les procédures de gestion qui sont considérées comme possibles à mettre en œuvre (p. ex. en excluant les RCP de référence 1 et 2) serait de comparer les classements relatifs des mesures de rendement (tableau 7; (Williams *et al.* 2016).

*Tableau 7. Rendement relatif des procédures de gestion possibles évaluées en fonction de trois objectifs pour l'ESG du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest, pour trois périodes différentes (3, 5 et 10 ans). Seuls les résultats classés du ME de base sont inclus ici, car le rendement selon le ME essentiel le plus prudent (c.-à-d. celui qui est utilisé dans le tableau 6) correspond généralement aux résultats du modèle de base. Les rangs sont classés par ordre décroissant de rendement (rouge à blanc); un rang de 1 indique que la procédure de gestion a obtenu le score le plus élevé par rapport à cet objectif. Les classements ex æquo sont indiqués par un astérisque (\*). Les procédures de gestion possibles à mettre en œuvre se distinguent par les RCP (3 à 11). BSR = biomasse du stock reproducteur PRL = Point de référence limite*

RCP	Objectif 1 probabilité que BSR > PRL			Objectif 2 éviter le déclin			Objectif 3 Maximiser les prises		
	3 ans	5 ans	10 ans	3 ans	5 ans	10 ans	3 ans	5 ans	10 ans
3	8*	8*	8	8*	8*	8*	1*	3*	6
4	1	1	1	1	1	1	9	9	8*
5	2	2	2	2	2	2	8	8	8*
6	4	4	4	3*	3	3	6	6	5
7	3	3	3	3*	4	4	7	6	3
8	5	5	5	5	5	5	5	5	1
9	6	6	6	6	6	6	4	2	2
10	7	7	7	7	7	7	3	1	4
11	8*	8*	9	8*	8*	8*	1*	3*	7

Voici un résumé du rendement relatif (d'après Williams *et al.* 2016).

Les procédures de gestion utilisant les RCP 4 (indice cible d'abondance des œufs avec augmentation linéaire) et 5 (indice cible d'abondance des œufs avec augmentation brusque) ont constamment surclassé toutes les autres procédures testées par rapport à un objectif de rétablir la biomasse du stock reproducteur de maquereau au-dessus du PRL et d'éviter des déclin interannuels futurs du stock, à court et à long termes. Ces procédures de gestion ont également révélé des compromis solides; elles ont donné de mauvais résultats par rapport à un objectif de pêche contrasté visant à maximiser les prises médianes projetées.

Les procédures de gestion utilisant les RCP 6 et 7 ont donné des résultats modérément bons par rapport aux objectifs de rétablissement au-dessus du PRL et d'évitement d'une diminution constante des stocks sur les 10 prochaines années. Le rendement par rapport à un objectif de pêche visant à maximiser les prises médianes projetées était modérément faible à court terme, mais s'améliorait pour atteindre un rendement moyen ou supérieur à la moyenne après 10 ans.

Une procédure de gestion utilisant la RCP 8 a affiché un rendement moyen constant par rapport aux objectifs de rétablissement au-dessus du PRL et d'évitement du déclin futur des stocks au cours des 10 prochaines années, et un rendement moyen par rapport à un objectif de pêche visant à maximiser les prises médianes projetées au cours des cinq prochaines années. Cependant, cette procédure de gestion a surpassé toutes les autres procédures testées pour maximiser les prises médianes projetées après 10 ans.

Les procédures de gestion utilisant les RCP 9 et 10 ont régulièrement donné des résultats modérément faibles par rapport aux objectifs de rétablissement au-dessus du PRL et

---

d'évitement du déclin futur des stocks, mais modérés à très bons par rapport à un objectif de pêche visant à maximiser les prises médianes projetées dans les trois à cinq prochaines années. Cependant, à 10 ans, le rendement pour maximiser les prises se stabilisait ou diminuait, tout en demeurant au-dessus de la moyenne.

Les procédures de gestion utilisant les RCP 3 et 11 ont été surpassées par toutes les autres procédures par rapport aux objectifs de rétablissement au-dessus du PRL et d'évitement des déclins futurs du stock. De solides compromis étaient apparents, mais seulement à court terme; ces procédures de gestion ont obtenu les meilleurs résultats pour ce qui est de maximiser les prises médianes projetées après trois ans, mais leur rendement est passé à moyennement faible à dix ans.

## DISCUSSION

Les résultats présentés ici décrivent le rendement d'une gamme de procédures de gestion possibles à prendre en considération pour le maquereau, évaluées par rapport aux objectifs de pêche et visant à rétablir la biomasse du stock reproducteur au-dessus du PRL et à éviter des trajectoires de croissance négatives du stock. Elles cherchent à appuyer les discussions en cours avec le GTPR en vue d'élaborer un plan de rétablissement du maquereau et à fournir un avis scientifique facilitant la prise de décisions en matière de gestion des pêches pour la saison de pêche 2020. En l'absence de toute nouvelle information scientifique significative, ces résultats de simulation sont considérés comme définitifs.

Ce cadre d'ESG englobe ce qui devrait être les zones d'incertitude les plus importantes concernant le contingent nord de maquereau, à l'exception des prises canadiennes manquantes : la proportion des prises américaines composée de poissons du contingent nord (passées et futures), la mortalité naturelle et le recrutement futur. Les résultats des quatre ME historiques différents indiquent que le maquereau reste dans la zone critique, ce qui concorde avec les résultats de Smith et ses collaborateurs (2020), avec des estimations de la BSR qui varient entre 56 et 84 % du PRL correspondant (tableau 5). Il est important de noter que les valeurs précises des points de référence (PRL, PRS proposé, taux d'exploitation de référence proposé de  $F_{40\%}$ ) dans le cadre de l'approche de précaution sont recalculées dans chaque modèle et chaque fois que le stock est évalué. Dans le cas d'une ESG où l'on utilise plusieurs ME, différentes estimations de points de référence sont produites en fonction des hypothèses précises appliquées dans le passé au sujet de la dynamique du stock de maquereau, comme la variation de la proportion des prises américaines composée de poissons du contingent nord (OMcore4, OMstress2) et une mortalité naturelle globale moindre (OMcore2); cependant, toutes représentent la même valeur (soit un PRL de 40 % de la BSR  $F_{40\%}$ ).

## OBJECTIFS

Dans leur formulation actuelle, peu de RCP ont atteint les objectifs établis à ce jour par le GTPR et aucune d'entre elles n'a atteint tous les objectifs selon tous les scénarios des ME de base et essentiels. On peut néanmoins tirer quelques conclusions générales.

Les seuils de rendement initiaux pour un *délai raisonnable* reposaient à la fois sur la durée de génération du maquereau et les commentaires des intervenants reçus par l'intermédiaire du GTPR, à savoir de 5 à 10 ans; le tableau provisoire des tolérances au risque dans la Politique sur l'AP indique que la « probabilité élevée » pourrait varier entre 75 % et 95 % (MPO 2009). Ainsi, les seuils de rendement possibles utilisés ici pour l'objectif 1 ont été fixés à une probabilité de 75 % que le stock soit hors de la zone critique dans 10 ans ou moins.

---

Le rétablissement des stocks de poissons hors de la zone critique (définie par le PRL) est le « principal objectif de tout plan de rétablissement » (MPO 2009). Plus précisément, lorsqu'un stock se trouve dans la zone critique, il faut « mettre en place un plan de rétablissement offrant une probabilité élevée que le stock progresse hors de la zone critique dans un délai raisonnable » (MPO 2009). Comme le montrent la figure 7 et les tableaux 6 et S4, aucune véritable procédure de gestion (RCP 3-11) n'a pu atteindre ce seuil de rendement; la seule « RCP\* qui a dépassé les objectifs était l'absence totale de prélèvements dans la pêche (y compris les prises américaines). Si l'on ne considère que le ME de base, une RCP avec un TAC plancher de 0 t (RCP 4) était, comme prévu, la plus proche du premier objectif avec le seuil de rendement possible souhaité. Dans des conditions de niveaux d'exploitation relativement plus élevés (p. ex. RCP 8 à 11), les chances de rétablissement étaient généralement de moins de 50 %, même pour le ME de base.

L'objectif possible 2 était de limiter la probabilité de déclin du stock de maquereau d'une année à l'autre, c'est-à-dire de maintenir une trajectoire de croissance positive quelle que soit l'ampleur de la BSR par rapport au PRL. Comme le montrent la figure 9 et les tableaux 6 et S4, aucune procédure de gestion ne présentait une « faible » (<25 %, MPO 2009) probabilité de déclin interannuel du stock. Certaines procédures de gestion (RCP 5-11) offraient généralement des probabilités de diminution du stock supérieures à 50 % dans la plupart des scénarios, ce qui indique qu'un déclin du stock d'une année sur l'autre était plus probable qu'une croissance dans les cinq ou dix prochaines années. Le déclin du stock est particulièrement probable à court terme, en raison des faibles recrutements estimés en 2017 et 2018, qui sont insuffisants pour augmenter la biomasse du stock, largement exploité.

L'objectif 3 est un objectif de pêche : maintenir les prises annuelles aussi élevées que possible pendant le rétablissement. En d'autres termes, si plusieurs RCP donnaient des résultats adéquats pour l'objectif de rétablissement, la RCP la plus favorable à la pêche produirait en fin de compte le meilleur rendement. Les objectifs 1 et 2 ayant montré que, lorsque les TAC planchers sont plus élevés, il est de moins en moins probable que le stock atteigne le PRL et que les chances de déclin d'une année sur l'autre dépassent les chances de croissance du stock, la biomasse du stock diminuerait à son tour et ne serait probablement pas capable de soutenir des prises plus élevées à des taux d'exploitation supérieurs. Par conséquent, la plupart des ME ont montré que dans les procédures de gestion ayant les TAC planchers les plus élevés (RCP 9-11), les prises médianes projetées à long terme sont en fait inférieures à celles des procédures de gestion ayant des TAC planchers plus bas (RCP 4-8).

Pour les RCP 3 à 11, qui ont une composante fondée sur la rétroaction reliant la biomasse du stock au TAC, il existe donc un compromis clair entre des taux d'exploitation plus élevés (TAC planchers plus élevés, en plus des prises canadiennes manquantes) et la probabilité et le temps requis pour que la biomasse du stock se rétablisse au-dessus du PRL (objectif 1). On trouve également un compromis évident entre des taux d'exploitation plus élevés et la probabilité d'une trajectoire de croissance négative (objectif 2). Les analyses de compromis ont également montré que ce sont les intensités de pêche les plus faibles (RCP 4 et 6) qui produisent le gain le plus important dans les mesures du rétablissement (objectifs 1 et 2).

La RCP qui reflète le plus fidèlement le *statu quo* du TAC canadien de 2018 (RCP 11, avec un TAC plancher de 10 000 t) n'a pas atteint tous les seuils de rendement possibles pour tous les objectifs et jalons avec tous les ME, y compris le scénario de stress qui prévoyait une augmentation rapide du recrutement. Selon les hypothèses des modèles de base et essentiels, avec la RCP 11, la certitude que le stock ne se rétablira jamais au-dessus du PRL est de 75 %. Les résultats des simulations ont également montré que la RCP 11 était associée à une forte probabilité de déclin interannuel du stock (>50 %) et à une diminution à long terme des prises médianes en raison de la surexploitation probable.

---

Comme nous l'avons mentionné plus haut, une procédure de gestion utilisant une règle de l'indice simple d'abondance d'œufs (RCP 3) pour ajuster les totaux autorisés de captures commerciales en fonction des augmentations ou des diminutions de la BSR a donné de piètres résultats comparativement à d'autres qui utilisaient des RCP appliquant une règle de l'indice cible d'abondance des œufs avec un TAC plancher. Le TAC plancher est appliqué à de faibles niveaux d'abondance du stock – comme les règles de prises constantes (RCP 4-11). Bien que les mauvais résultats de la règle de l'indice simple d'abondance des œufs soient probablement liés à l'utilisation d'un TAC de départ de 10 000 t, il convient de noter que la règle de l'indice cible des œufs avec le même niveau de TAC de départ (RCP 11) a donné de meilleurs résultats que la RCP 3.

## JALONS

Selon les lignes directrices du MPO sur le rétablissement :

« [Les jalons] sont des cibles précises et mesurables représentant des étapes intermédiaires qui peuvent être atteintes à mesure qu'un stock s'accroît et sort de la zone critique. Ils peuvent être basés sur des caractéristiques comme la trajectoire positive d'un stock, des cibles de biomasse, la restauration (ou les progrès vers la restauration) de caractéristiques favorables pour un stock et/ou de caractéristiques écologiques, ou la réduction de la mortalité causée par la pêche. Certains jalons seront atteignables dans un délai relativement court (p. ex. entre 3 et 5 ans), comparativement à la période totale nécessaire pour ramener le stock au-dessus du PRL. Ils constituent alors un indicateur précieux et mesurable sur lequel on pourra se baser lors des examens du rendement (section 11.0) pour déterminer si le rétablissement est sur la bonne voie. En fait, l'établissement de jalons remplit une double fonction, puisque le processus aidera aussi à déterminer quels indicateurs peuvent être contrôlés pour évaluer le rendement du plan. » (MPO 2009).

Tout comme les objectifs, les jalons devraient préciser une cible, un échéancier et la probabilité souhaitée. Ici, nous avons exploré deux jalons possibles (mesures de rendement à court terme) liés aux objectifs de rétablissement possibles, les objectifs 1 et 2, à la suite de discussions initiales avec le GTPR. Le choix des deux mesures suit le même raisonnement que les objectifs et elles ne diffèrent que par leur échéancier (trois ans) et leur seuil de rendement (inférieur aux objectifs).

De même, en ce qui concerne les objectifs, peu de simulations d'une RCP ont permis d'atteindre les seuils de rendement possibles pour les deux jalons (tableau 6). En ce qui concerne le jalon 1 qui relie la BSR au PRL, il est important de noter que, selon les hypothèses de plusieurs ME, l'estimation actuelle de la BSR pour le maquereau varie de 56 à 84 % du PRL (selon la partie historique du ME en question). Par conséquent, l'élaboration future de jalons établis pour déterminer l'ampleur de la BSR par rapport au PRL devrait faire en sorte que le jalon représente une augmentation de la BSR, et non une diminution, dans certains ensembles d'hypothèses. Le deuxième jalon a été exploré afin de permettre au GTPR d'établir un jalon pour la croissance annuelle du stock, quelle que soit l'ampleur de la BSR. Un jalon devrait, dans ce cas, garantir que la probabilité de déclin est d'au plus 50 %, faute de quoi, le stock est plus susceptible de décliner que de croître. Les RCP offrant les TAC planchers les plus élevés (RCP 6-11) étaient de plus en plus susceptibles d'être liées à un déclin probable (>50 %) du stock et non à une croissance.

---

## COMPRENDRE LES RÉSULTATS DES MESURES DE RENDEMENT

Si l'on fait abstraction du rendement relatif, la plupart des RCP n'ont pas atteint les seuils de rendement possibles pour les objectifs de rétablissement, même avec certains des ME les plus optimistes. Pour 2018, la BSR de ce stock était estimée à entre 56 % et 84 % du PRL, et il faudrait donc qu'elle augmente d'un pourcentage entre 18 % et 79 % pour atteindre le premier objectif. Comme les mesures sont habituellement calculées pour le début de l'année, la biomasse projetée pour 2019 a été déterminée par la pression de la pêche exercée tout au long de 2018 et non encore influencée par une éventuelle RCP. L'exploitation estimée en 2018 étant de loin supérieur au taux de mortalité par pêche de référence ( $F_{40\%} > 1,7$ ) et que l'on pense que le nouveau recrutement (2017-2018) est limité par rapport aux conditions passées, on a toujours prévu que la biomasse du stock de 2019 serait encore plus éloignée du PRL (figure 10). Ainsi, pour atteindre les objectifs de rétablissement, une RCP doit se traduire par une augmentation de la biomasse supérieure à un pourcentage entre 18 % et 79 %, étant donné que 2018 est déjà dans le passé.

On estime que le recrutement pour 2017 et 2018 a atteint des creux historiques (Smith *et al.* 2020). Par conséquent, il n'existe pas de nouvelles cohortes pour stimuler la croissance démographique dans l'avenir immédiat, le stock actuel dépendant principalement de la classe d'âge 2015. Dans un avenir proche, le recrutement est donc considéré comme peu susceptible d'atteindre des pics historiques, en raison de l'autocorrélation temporelle et de la relation stock recrutement désormais apparente. En raison de cette dernière, les RCP qui produisent des prises médianes élevées et maintiennent la biomasse à un faible niveau, ou qui entraînent un déclin, risquent d'entraver le recrutement futur.

Enfin, il convient de noter qu'au cours de la dernière décennie, on estime que les taux d'exploitation étaient largement supérieurs aux valeurs de référence (tableau 5, figure 5). La croissance du stock ne peut donc se faire qu'en réduisant considérablement les prélèvements dans les pêches, surtout compte tenu du mauvais recrutement actuel. Une telle réduction pourrait être particulièrement difficile à réaliser si de grandes quantités de prises ne sont pas comptabilisées. Par exemple, bien que la différence de TAC plancher entre les RCP 10 et 11 (8 000 t et 10 000 t, respectivement) puisse sembler importante (20 %), la diminution réelle de l'exploitation globale est beaucoup plus faible si les prises canadiennes et américaines manquantes demeurent semblables en ampleur.

## AUTRES CONSIDÉRATIONS

Il est important de noter que les RCP simulées ici partent de l'hypothèse que les données annuelles de la PTCE sont tirées du relevé annuel de l'abondance des œufs dans le golfe du Saint-Laurent. Toutefois, les avis scientifiques sur le maquereau sont normalement produits tous les deux ans, bien qu'il soit possible de fournir des mises à jour annuelles non exhaustives sur l'état du stock sous la forme de la valeur la plus récente de la PTCE. La sélection finale des objectifs de rétablissement et des jalons d'un plan de rétablissement par le GTPR, qui indiquera les intervalles de temps auxquels les mises à jour sur l'état du stock seront nécessaires, devra être établie en tenant compte des besoins en ressources du personnel du Secteur des sciences du MPO.

## RECOMMANDATIONS EN MATIÈRE DE RECHERCHE ET DE PROCESSUS

Les éléments suivants méritent d'être approfondis :

On connaît mal la proportion des prises américaines composée de poissons du contingent nord (passées et futures), bien que des travaux récents utilisant la microchimie otolithique permettent de penser qu'elle pourrait être assez élevée. Si l'on disposait de données suffisantes pour



---

restreindre la gamme des proportions possibles à simuler, on pourrait écarter certains des ME envisagés ici puisqu'ils seraient moins probables, ou les ajuster en conséquence. Mieux connaître la proportion de poissons du contingent nord capturés par les pêcheurs américains pourrait permettre d'utiliser une série différente de ME pour évaluer le rendement futur des stratégies potentielles de rétablissement du maquereau. Avec moins d'incertitudes, on pourrait améliorer les RCP et le rendement. La recherche sur la composition des prises américaines ou la gestion conjointe ou coordonnée pourrait donc constituer un moyen efficace d'accroître l'efficacité de la gestion.

De même, la quantité de prises canadiennes manquantes représente un autre axe d'incertitude influent dans ce stock. Si l'on pouvait connaître les quantités actuelles de prises canadiennes manquantes avec plus de certitude, et si les mesures de gestion futures réduisaient cette quantité ou l'amenaient sous les niveaux de prises régis par le TAC, le scénario de prises manquantes testé ici pourrait être limité et le rendement des RCP, en général, serait amélioré par rapport aux objectifs et jalons de rétablissement possibles examinés dans ce travail.

Bien que le cadre actuel soit en cours d'élaboration depuis plus d'un an et qu'il soit le fruit de diverses réunions et différents examens, il est toujours possible de l'améliorer ou de l'ajuster. Par exemple, le GTPR pourrait souhaiter terminer les échéanciers du rétablissement, les RCP semestrielles pourraient être mises à l'essai dans des itérations futures de l'ESG et on pourrait classer les différents ME par ordre de priorité (c.-à-d. les pondérer) pour évaluer le rendement potentiel des RCP dans l'élaboration d'un plan de rétablissement. Lorsqu'une RCP est mise en place, les circonstances exceptionnelles sont idéalement également définies pour indiquer quand cette première n'est plus aussi performante que prévu.

## CONCLUSIONS

On estime que la biomasse du contingent nord de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest est inférieure au PRL de 0,4  $BSR_{F40}$  % (c.-à-d. dans la zone critique). Par conséquent, un plan de rétablissement de ce stock est en cours d'élaboration. Les simulations de l'ESG fondées sur la rétroaction pour de différentes RCP empiriques simples permettent de penser que la capacité de rétablissement du contingent nord de maquereau dépend largement a) des TAC canadiens, b) de la quantité de prises canadiennes et américaines manquantes et c) du recrutement futur.

Selon les compromis entre les taux d'exploitation et la rapidité du rétablissement potentiel du stock, la probabilité que la BSR du stock dépasse le PRL et quitte la zone critique dans les 10 prochaines années est souvent inférieure à 75 % pour les RCP évaluées dans cette étude. Selon une série d'hypothèses des ME, les RCP commençant avec des TAC supérieurs à zéro (RCP 6-11) étaient progressivement plus susceptibles d'entraîner une diminution du stock que des augmentations au cours des 3 à 10 prochaines années, à l'exception des scénarios dans lesquels le recrutement moyen augmentait progressivement avec le temps.

Le GTPR travaille à l'élaboration d'un plan de rétablissement du maquereau. De nombreuses simulations montrant que le temps nécessaire pour ramener le stock au-dessus du PRL avec une forte probabilité (75 %) pourrait être supérieur à 10 ans, selon le taux d'exploitation, il est recommandé de poursuivre l'exploration des jalons souhaitables pour le rétablissement du stock sur des périodes plus courtes (de 3 à 5 ans).

## REMERCIEMENTS

Nous aimerions remercier tous les membres du Groupe de travail sur le plan de rétablissement du maquereau pour le temps et les efforts qu'ils ont consacrés à l'élaboration de l'ESG. Nous tenons à remercier chaleureusement Dr. A. Robert Kronlund, qui a apporté une contribution

---

précieuse à la conception et à l'élaboration de notre approche pour l'ESG. Nous remercions également Drs. Sean Cox et Fan Zhang pour leurs commentaires utiles sur l'ESG pendant la réunion d'évaluation du stock, qui ont grandement amélioré les analyses.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Beckett, J. S., Stobo, W. T. et Dickson, C. A. 1974. *Southwesterly migration of Atlantic mackerel, Scomber scombrus, tagged off Nova Scotia*. ICNAF Res.Roc., 74/94.
- Bratley, J., Cadigan, N., Dwyer, K. S., Healey, B. P., Ings, D. W., Lee, E. M., Maddock Parsons, D., Morgan, M. J., Regular, P., et Rideout, R. M. 2018. [Assessment of the Northern Cod \(\*Gadus morhua\*\) stock in NAFO Divisions 2J3KL in 2016](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/018. v + 107p.
- Brodziak, J. 2018. AGEPRO Reference Manual. NOAA Fisheries.
- Butterworth, D. S. 2007. Why a management procedure approach? Some positives and negatives. ICES J. Mar. Sci., 64: 613–617.
- Cadigan, N. 2016. A state-space stock assessment model for northern cod, including under-reported catches and variable natural mortality rates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 73: 296–308.
- Carruthers, T. R., Kell, L. T., Butterworth, D. D. S., Maunder, M. N., Geromont, H. F., Walters, C., McAllister, M. K., Hillary, R., Levontin, P., Kitakado, T., et Davis, C.R. 2016. Performance review of simple management procedures. ICES J. Mar. Sci., 73: 464–482.
- Castonguay, M., Simard, P., et Gagnon, P. 1991. Usefulness of Fourier Analysis of Otolith Shape for Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*) Stock Discrimination. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 296–302.
- CIEM. 2017. Mackerel (*Scomber scombrus*) in subareas 1–8 and 14, and in Division 9.a (the Northeast Atlantic and adjacent waters). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, mac. 27.nea. doi.org/10.17895/ices.pub.4537.
- COSEPAC. 2019. [Rapports de situation](#).
- Cox, S. P., Kronlund, A. R., et Benson, A. J. 2013. The roles of biological reference points and operational control points in management procedures for the sablefish (*Anoplopoma fimbria*) fishery in British Columbia, Canada. Envir. Conserv. 40: 318–328.
- Doniol-Valcroze, T., Van Beveren, E., Légaré, B., Girard, L. et Castonguay, M. 2019. [Le maquereau bleu \(\*Scomber scombrus\* L.\) dans les sous-régions 3 et 4 de l'OPANO en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/062. v + 53 p.
- Dulvy, N. K., Ellis, J. R., Goodwin, N. B., Grant, A., Reynolds, J. D., et Jennings, S. 2004. Methods of assessing extinction risk in marine fishes. Fish and Fisheries, 5: 255–276.
- Duplisea, D., et Grégoire, F. 2014. [A biomass limit reference point for NAFO subareas 3 and 4 Atlantic mackerel \(\*Scomber scombrus\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/066.
- Frank, K. T., et Brickman, D. 2000. Allee effects and compensatory population dynamics within a stock complex. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 513–517.
- Fu, C., et Fanning, L. P. 2004. Spatial Considerations in the Management of Atlantic Cod off Nova Scotia, Canada. N. Am. J. Fish. Manag. 24: 775–784.
- Geromont, H. F., and Butterworth, D. S. 2015. Complex assessments or simple management procedures for efficient fisheries management: a comparative study. ICES J. Mar. Sci. 72: 262–274.

- 
- Goodyear, C. P. 1977. Assessing the impact of power plant mortality on the compensatory reserve of fish populations. *In* Proceedings of a conference on assessing the effects of powerplant induced mortality on fish populations., pp. 186–195. Ed. by Van Winkle. Pergamon Press, New York, USA.
- Grégoire, F., et McQuinn, I. 2014. [Estimation empirique du taux instantané de mortalité naturelle \(M\) du maquereau bleu \(\*Scomber scombus\* L.\) des sous-régions 3 et 4 de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2014/078. v + 25 p.
- Harnish, L. 2009. Efficiency of bait usage in the Nova Scotia lobster fishery: a first look. Dalhousie University, Halifax, Canada. 41 pp.
- Hoy, D. L., and Clark, G. M. 1967. Atlantic mackerel fishery, 1804-1965. Fishery Leaflet, 603. United States Department of Interior, Washington.
- Huynh, Q., Carruthers, T., Hordyk, A., and Grandin, C. 2018. [MSEtool: Management Strategy Evaluation Toolkit. R package version 1.2.1](#).
- Johnson, K. F., Councill, E., Thorson, J. T., Brooks, E., Methot, R. D., et Punt, A. E. 2016. Can autocorrelated recruitment be estimated using integrated assessment models and how does it affect population forecasts? *Fish. Res.* 183: 222–232.
- Kell, L. T., Pilling, G. M., Kirkwood, G. P., Pastors, M. A., Mesnil, B., Korsbrekke, K., Abaunza, P., Aps, R., Biseau, A., Kunzlik, P., Needle, C.L., Roel, B.A., et Ulrich, C. 2006. An evaluation of multi-annual management strategies for ICES roundfish stocks. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 12–24.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C. W., Skaug, H., et Bell, B. M. 2016. TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. *J. Stat. Soft.* 70: 1–21.
- Lambrey de Souza, J., Sévigny, J.-M., Chanut, J.-P., Barry, W. F., and Grégoire, F. 2006. High genetic variability in the mtDNA control region of a Northwestern Atlantic teleost, *Scomber scombrus* L. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2625.
- Moore, J. A., Winters, G. H., and Parsons, L. S. 1975. Migrations and Biological Characteristics of Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*) Occurring in Newfoundland Waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1347–1357.
- MPO. 1997. [Maquereau bleu du Nord Ouest de l'Atlantique](#). Rapport sur l'état des stocks, B4-04.
- MPO. 2002. [Maquereau bleu du Nord-Ouest de l'Atlantique - Mise à jour \(2001\)](#). Rapport sur l'état des stocks, B4-04 (2002).
- MPO. 2008. [Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique \(sous-régions 3 et 4\) en 2007](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/041.
- MPO. 2009. [Directives d'élaboration d'un plan de rétablissement conforme à la Politique Cadre de l'approche de précaution : Assurer la croissance d'un stock pour le faire sortir de la zone critique](#).
- MPO. 2010. [Proceedings of the Newfoundland and Labrador Regional Atlantic Cod Framework Meeting: Reference Points and Projection Methods for Newfoundland cod stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2010/053.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement de l'unité désignable des maritimes de la plie canadienne \(\*Hippoglossoides platessoides\*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/043.
-

- 
- MPO. 2012. [Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique \(sous-régions 3 et 4\) en 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/031.
- MPO. 2014. [Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique \(sous-régions 3 et 4\) en 2013](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/030.
- MPO. 2017. [Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique \(sous-régions 3 et 4\) en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/034.
- MPO. 2018a. [Évaluation du stock de morue du Nord \(divisions 2J3KL de l'OPANO\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/038. (Erratum : Août 2018).
- MPO. 2018b. [Évaluation des stratégies de gestion du sébaste des unités 1 et 2](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. Sci. 2018/033.
- MPO. 2019. [Enquête sur la pêche récréative au Canada](#). Analyses économiques et statistiques, Services statistiques, Secteur des politiques stratégiques.
- NEFSC. 2018. 64th Northeast Regional Stock Assessment Workshop (64th SAW) Assessment Summary Report. US Dept Commer, Northeast Fish Sci Cent Ref Doc. 18-03; 27 p. doi: 10.7289/V5/RD-NEFSC-18-03.
- Nesbø, C. L., Rueness, E. K., Iversen, S. A., Skagen, D. W., et Jakobsen, K. S. 2000. Phylogeography and population history of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.): a genealogical approach reveals genetic structuring among the eastern Atlantic stocks. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biol. Sci. 267: 281–292.
- New Zealand Ministry of Fisheries. 2014. Operational guidelines for New Zealand's Harvest Strategy Standard Wellington: Ministry of Fisheries.
- Nielsen, A., et Berg, C. W. 2014. Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models. Fish. Res. 158: 96–101.
- Nielsen, A., Berg, C. W., Kristensen, K., Brooks, M., et Albertsen, C. M. 2019. stockassessment. R package version 0.8.1.
- Olafsdottir, A. H., Utne, K. R., Jacobsen, J. A., Jansen, T., Óskarsson, G. J., Nøttestad, L., Elvarsson, B. Þ., Broms, C. et Slotte, A. 2019. Geographical expansion of Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the Nordic Seas from 2007 to 2016 was primarily driven by stock size and constrained by low temperatures. Deep Sea Res. Part II: Topical Studies in Oceanography, 159: 152–168.
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., et Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. Fish and Fisheries, 17: 303–334.
- R core team. 2019. R: [A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rademeyer, R. A., et Butterworth, D. S. 2011. [Technical details underlying the management strategy evaluation process leading to selection of a management procedure for Western Component \(4Xopqrs5\) Pollock](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/090. vi + 33 p.
- Restrepo, V. R., Thompson, G. G., Mace, P. M., Gabriel, W. L., Low, L. L., et MacCall, A. D. 1998. Technical Guidance On the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Tech. Memo, NMFS-F/SPO-31.
-

- 
- Richardson, D., Carter, L., Curti, K., Marancik, K. E., et Castonguay, M. *sous presse*. Changes in the spawning distribution and biomass of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the western Atlantic over four decades. Fish. Bull. U.S.
- Sette, E. O. 1950. Biology of the Atlantic mackerel (*scomber scombrus*) of North America Part II-migrations and habits. Fish. Bull. 49, 51: 249–358.
- Shepherd, J. G. 1982. A versatile new stock–recruitment relationship of fisheries and construction of sustainable yield curves. Cons. Perm. Int. Explor. Mer, 40: 67–75.
- Smith, A.D., Van Beveren, E., Girard, L., Boudreau, M., Brosset, P., Castonguay, M. et Plourde, S. 2020. Le maquereau bleu (*Scomber scombrus* L.) dans les sous-zones 3 et 4 de l'OPANO en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/013. iv + 40 p.
- TRAC. 2010. [Atlantic mackerel in the Northwest Atlantic \[NAFO Subareas 2 - 6\]. TRAC Status Report 2010/01.](#)
- UICN. 2014. [Lignes directrices pour l'application des critères et catégories de la Liste rouge de l'UICN. Version 11.](#) Sous-comité sur les normes et les requêtes de l'UICN.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., Plourde, S., et Cadigan, N. 2017. How catch underreporting can bias stock assessment of and advice for northwest Atlantic mackerel and a possible resolution using censored catch. Fish. Res. 194: 146–154.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Castonguay, M., et Smith, A. 2019a. [Résultats d'une enquête informelle auprès de pêcheurs canadiens de maquereau bleu à des fins commerciales, d'appâts et récréatives \(2018\).](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/045. iv + 26 p.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Brosset, P., et Castonguay, M. 2019b. [Assessment modelling approaches for stocks with contingents, seasonal and spatial dynamics, and limited resources for data collection.](#) PLOS ONE, 14.
- Van Beveren, E., Duplisea, D. E., Marentette, J. R., Smith, A., et Castonguay, M. 2020. An example of how catch uncertainty hinders effective stock management and rebuilding. Fish. Res. 224: 105473.
- Waters, C. L., Stephenson, R. L., Clark, K. J., Fife, F. J., Power, M. J., and Melvin, G. 2000. [Report of the PRC/DFO 4VWX herring and mackerel tagging program.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/67.
- Williams, A. J., Larcombe, J., and Patterson, H. M. 2016. Standardising the presentation of MSE results to provide clear advice for managers. Technical Report. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences, Australia.

---

## ANNEXES

### DÉLAI DE RÉTABLISSEMENT

Selon les directives du MPO (MPO 2009), un délai raisonnable pour passer au-dessus du PRL correspondrait à la période nécessaire pour qu'une cohorte s'ajoute à la biomasse des reproducteurs et puisse contribuer dès lors à la reconstitution de la capacité productive du stock. Les directives précisent que cela correspondra à une période de 1,5 à 2 générations, selon l'espèce. La durée de génération peut cependant être calculée de plusieurs façons (UICN 2014) (figure S6).

Nous l'avons d'abord calculée sur la base de l'abondance par classe d'âge ( $N_a$ ) et de la proportion d'individus matures ( $PropMature_a$ ), comme le recommande par exemple la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, Restrepo *et al.* 1998) :

$$G = \frac{\sum_{a=1}^A a PropMature_a N_a}{\sum_{a=1}^A PropMature_a N_a} \quad (\text{méthode 1a})$$

Il est souvent conseillé de la calculer pour des conditions de non-exploitation, auquel cas  $N_a$  est remplacé par :

$$N_a = N_1 \exp(\sum_{j=1}^{a-1} M_j) \quad (\text{méthode 1b})$$

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), d'autre part, applique habituellement la durée de génération en fonction de l'âge à la première reproduction (approximé par l'âge auquel 50 % des adultes sont matures ou  $a_{50}$ ) et le taux de mortalité naturelle M (COSEPAC 2019; méthode 2 décrite par l'UICN, 2014) :

$$G = a_{50} + \frac{1}{M} \quad (\text{méthode 2})$$

Les précédentes ESG effectuées par le MPO reposaient également sur le calcul de la durée de génération en fonction de la maturité proportionnelle et du taux de survie annuel  $S_a$ , qui est une fonction de M (Cox *et al.* 2013; méthode 1 décrite par l'UICN, 2014) :

$$G = \frac{\sum_{a=1}^A a S_a PropMature_a}{\sum_{a=1}^A S_a PropMature_a} \quad (\text{méthode 3})$$

Pour toutes les méthodes, nous avons utilisé les données de la dernière évaluation du stock et présumé un taux de mortalité naturelle de 0,27. Selon la méthode utilisée, la durée de génération est d'environ 5 ans, moins si l'on tient compte de la structure selon l'âge tronquée actuelle (méthode 1a). Notons qu'actuellement (2018), la population est largement dominée par les poissons de moins de 4 ans (Smith *et al.* 2020). Selon les analyses présentées et les directives du MPO, un délai raisonnable se situerait entre 6 et 10 ans.

## FIGURE S1 : DONNÉES D'ENTRÉE

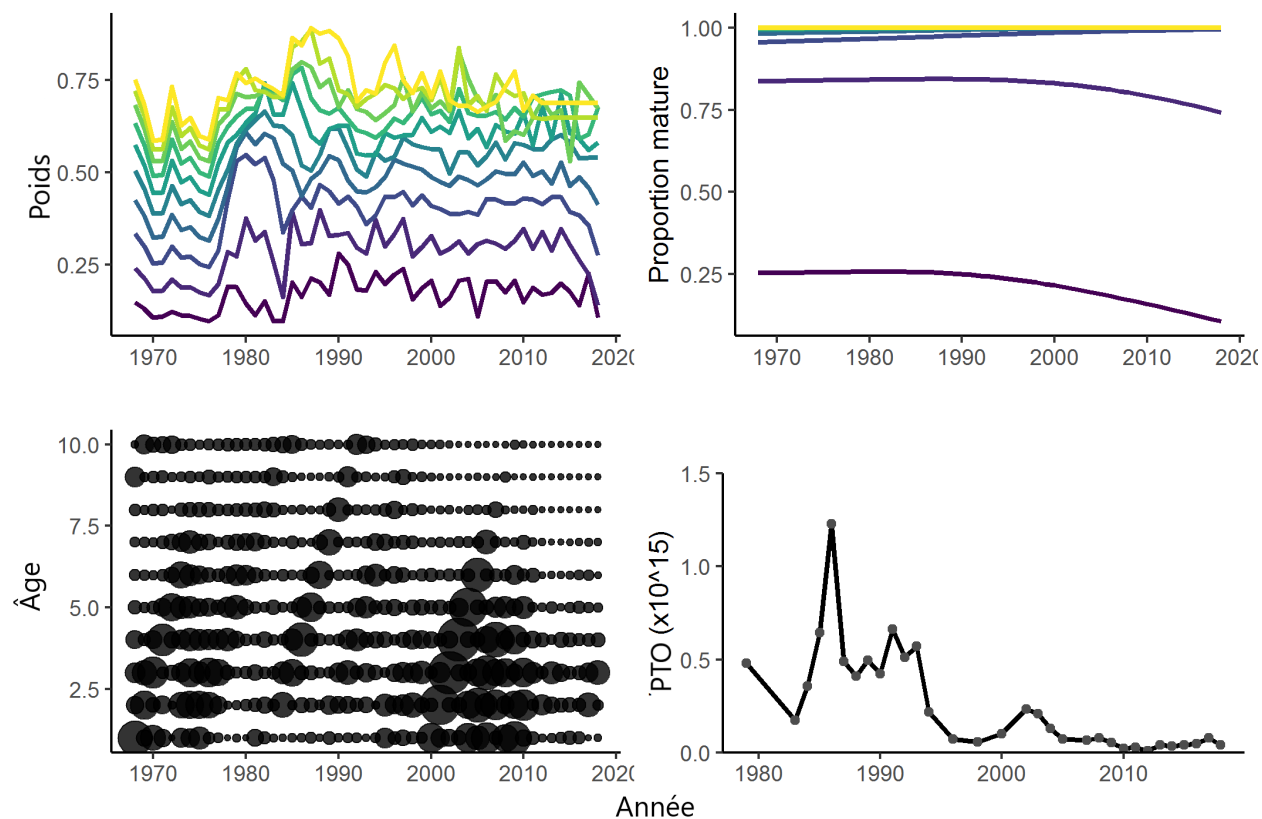


Figure S1. Données d'entrée du modèle d'exploitation. Les données sur le poids du stock (graphique supérieur gauche) et la proportion de poissons mûres (graphique supérieur droit) sont utilisées de façon déterministe pour transformer les abondances en biomasse, tandis que les données sur les prises selon l'âge (graphique inférieur gauche) et sur la production totale d'œufs (PTOE, graphique inférieur droit) servent à étalonner le modèle et sont supposées comporter une erreur d'observation. Le total des débarquements est illustré sur la figure S2.

## FIGURE S2. DONNÉES SUR LES PRISES

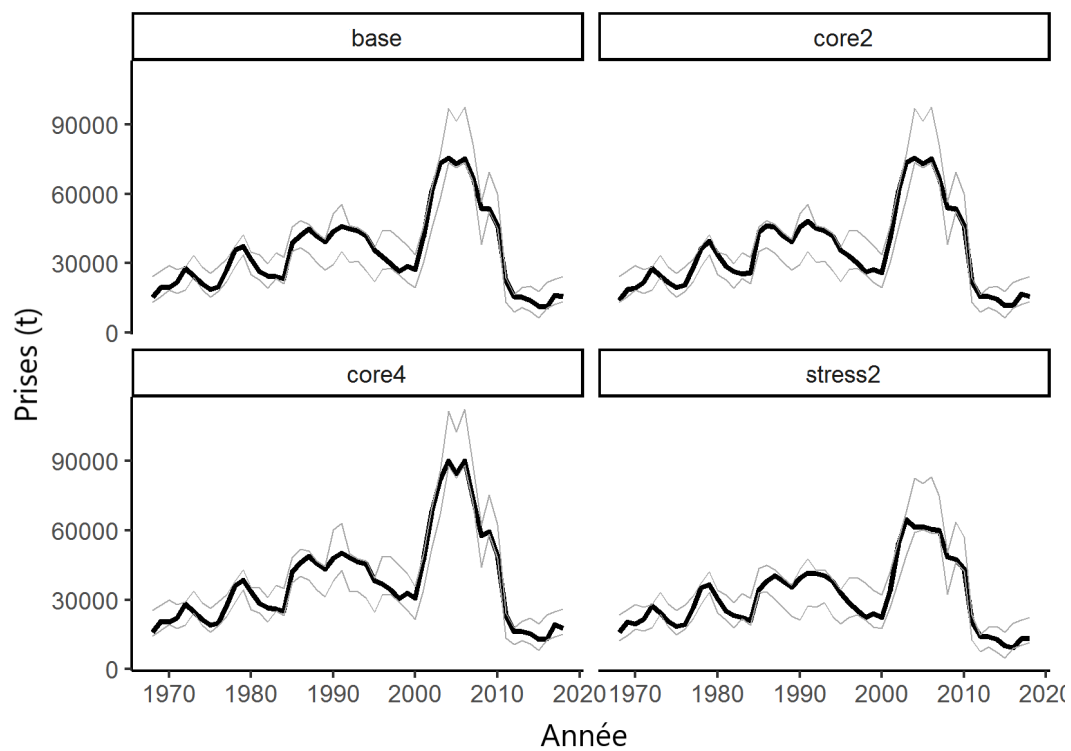
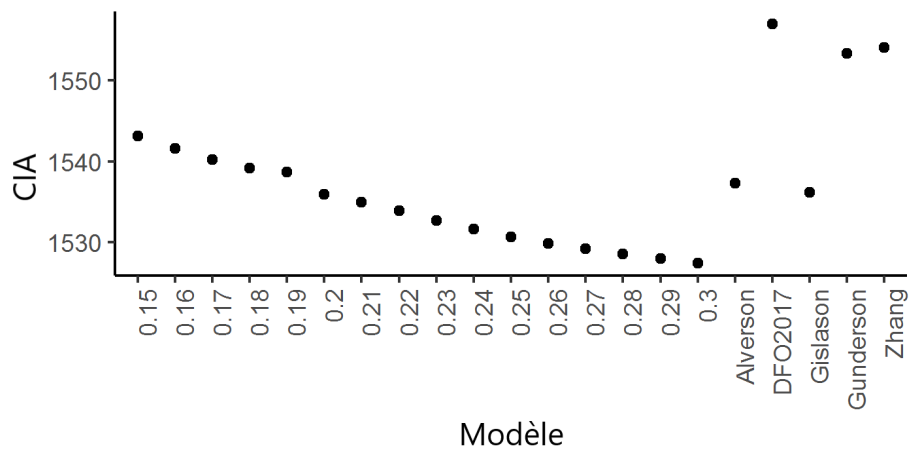


Figure S2. Estimations des prises totales (en noir) et limites supérieure et inférieure (en gris) pour les quatre modèles d'exploitation historiques.



### FIGURE S3. SENSIBILITÉ À M

a)



b)

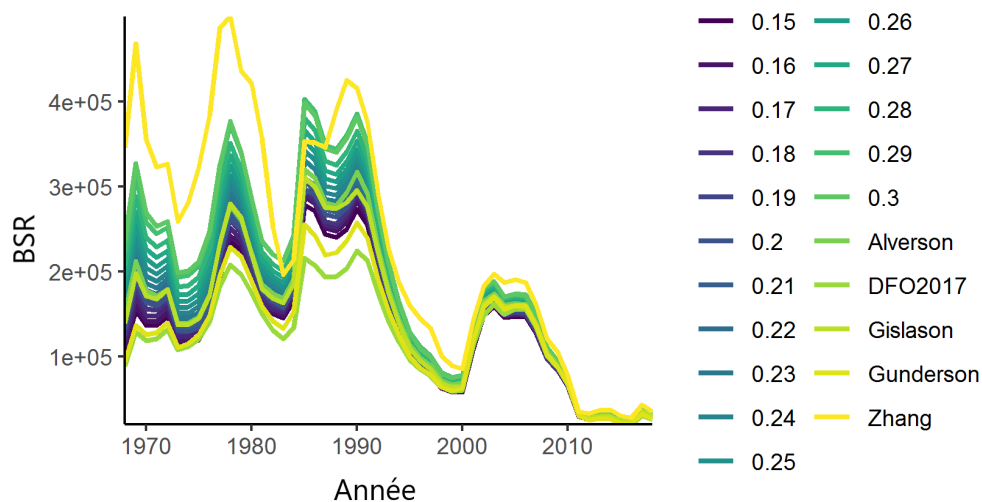


Figure S3. a) Valeurs du CIA (critère d'information d'Akaike) et b) Biomasse du stock reproducteur (BSR) pour les ajustements du modèle de base avec différentes valeurs de la mortalité naturelle, qui pourraient être constantes (0,15 à 0,30), dérivées d'indices (Alverson, Gislason, Gunderson ou Zhang) ou tirées de la précédente évaluation du maquereau (MPO 2017,  $M$  augmentant exponentiellement avec l'âge de 0,2 à 0,4).

## FIGURE S4. COURBES DES RÉSIDUELS

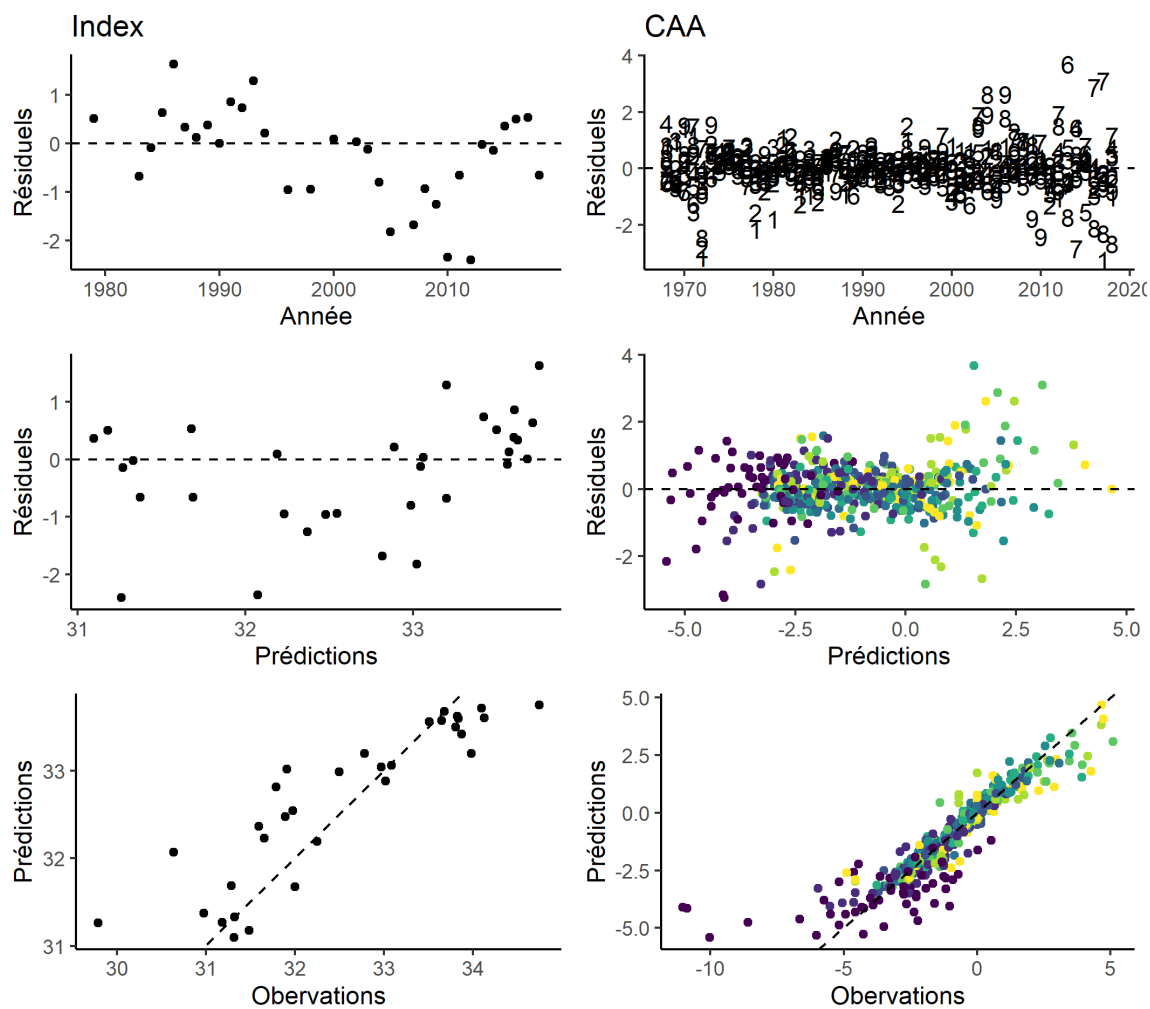
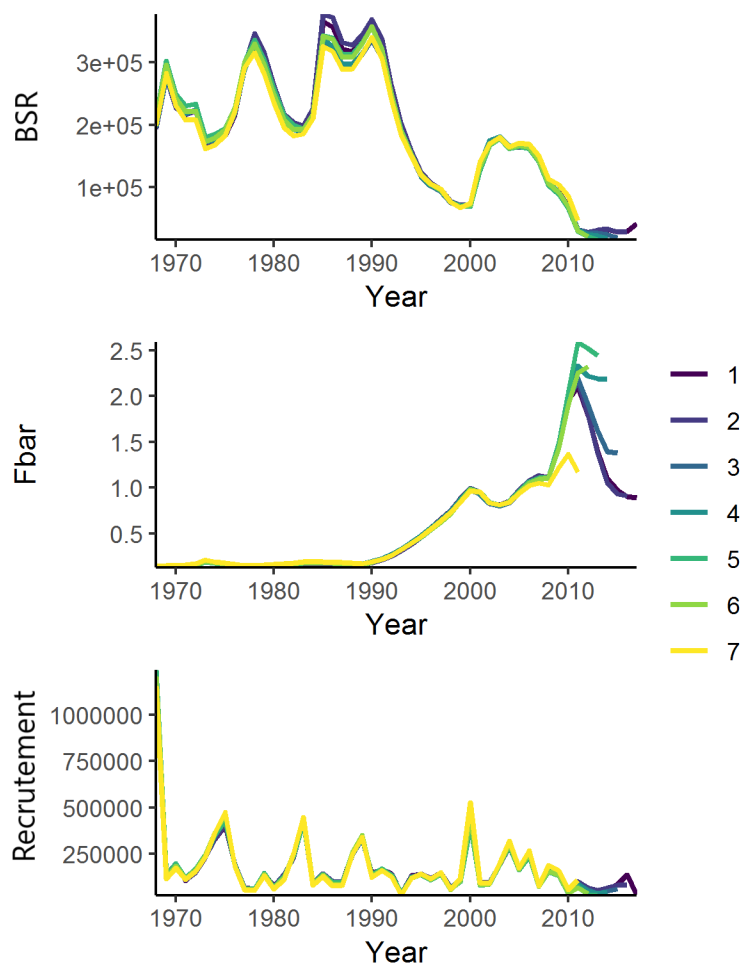


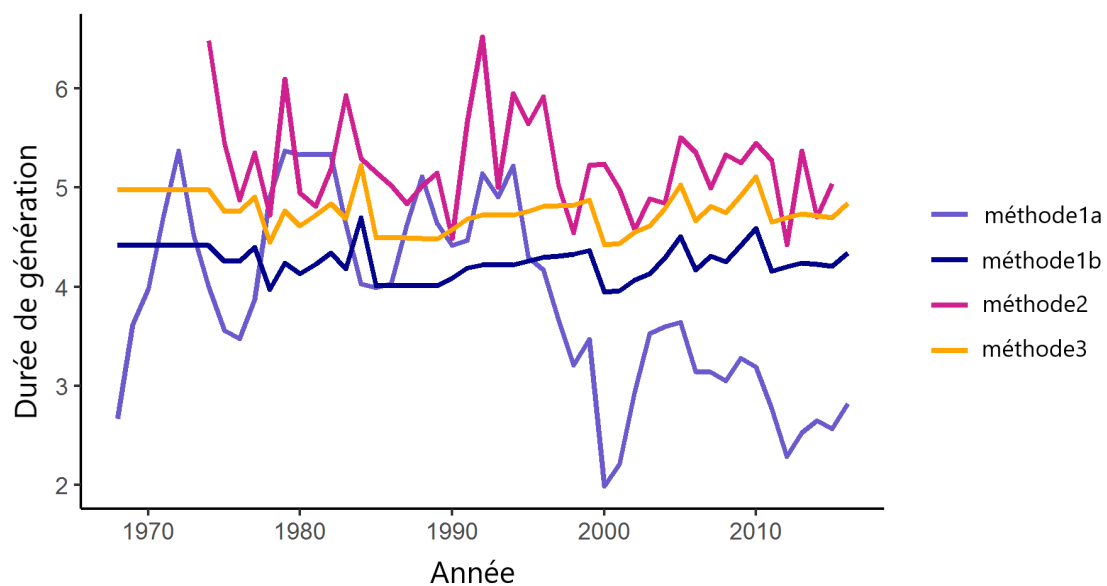
Figure S4. Courbes des résiduels pour l'indice de la production totale d'œufs et les données sur les prises selon l'âge. L'échelle de couleurs indique les classes d'âge (de jeune à vieux, de violet à jaune). Les résultats ne sont présentés que pour le ME de base, les autres ME étant similaires.

**FIGURE S5. PROFILS RÉTROSPECTIFS**



*Figure S5. Profils rétrospectifs de la biomasse du stock reproducteur (BSR), de la mortalité par pêche ( $F$  des poissons entièrement sélectionnés, âgés de 5 à 10 ans) et du recrutement, pour le modèle d'exploitation de base.*

**FIGURE S6. DURÉE DE GÉNÉRATION**



*Figure S6. Durée de génération calculée selon différentes méthodes (voir l'annexe : Délai minimum de rétablissement).*

## FIGURE S7. PRISES MÉDIANES FUTURES EN FONCTION DE DIFFÉRENTES HYPOTHÈSES DE RÉPARTITION

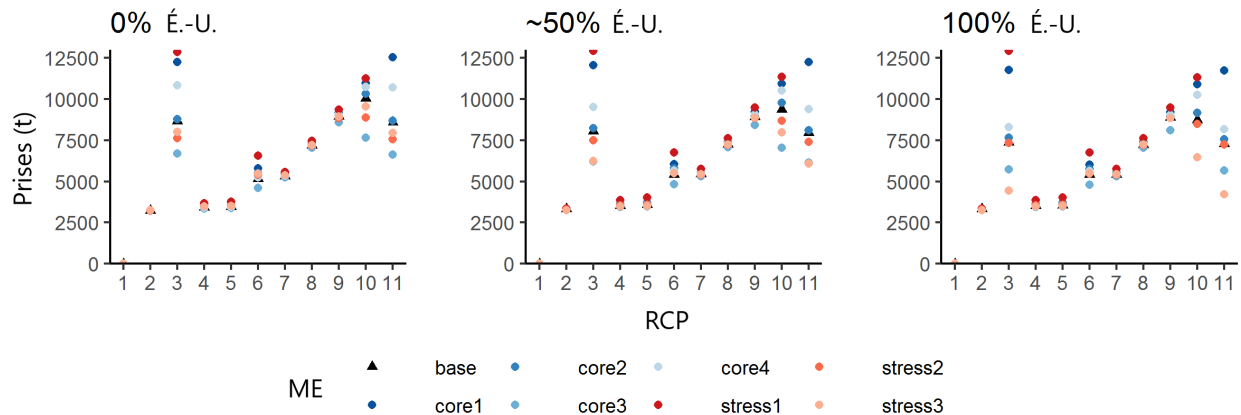


Figure S7. Médiane des prises canadiennes futures projetées (y compris les prises inférieures au TAC et les prises canadiennes manquantes) pour différentes règles de contrôle des prises (RCP) et différents modèles d'exploitation (ME) au cours des cinq prochaines années (2019-2024). Les graphiques illustrent l'effet de différentes règles de répartition des prises prévues entre les États-Unis et le Canada, lorsque les prises potentielles n'ont pu être atteintes (c.-à-d. que la combinaison du TAC et des prises canadiennes et américaines manquantes a dépassé  $F=2,5$ ). Dans ce cas, les prises pourraient être entièrement pêchées en premier lieu par le Canada (0 % aux États-Unis) ou les États-Unis (100 % aux États-Unis). Par ailleurs, les deux pays n'ont pas pu atteindre leurs prises prospectives (auquel cas nous avons présumé que les États-Unis atteindraient environ 50 % ( $\sim N(0,5,1)$ ) de leurs prises projetées de maquereau du contingent nord).

## FIGURE S8. GRAPHIQUES DES COMPROMIS ENTRE L'OBJECTIF 3 ET L'OBJECTIF 1

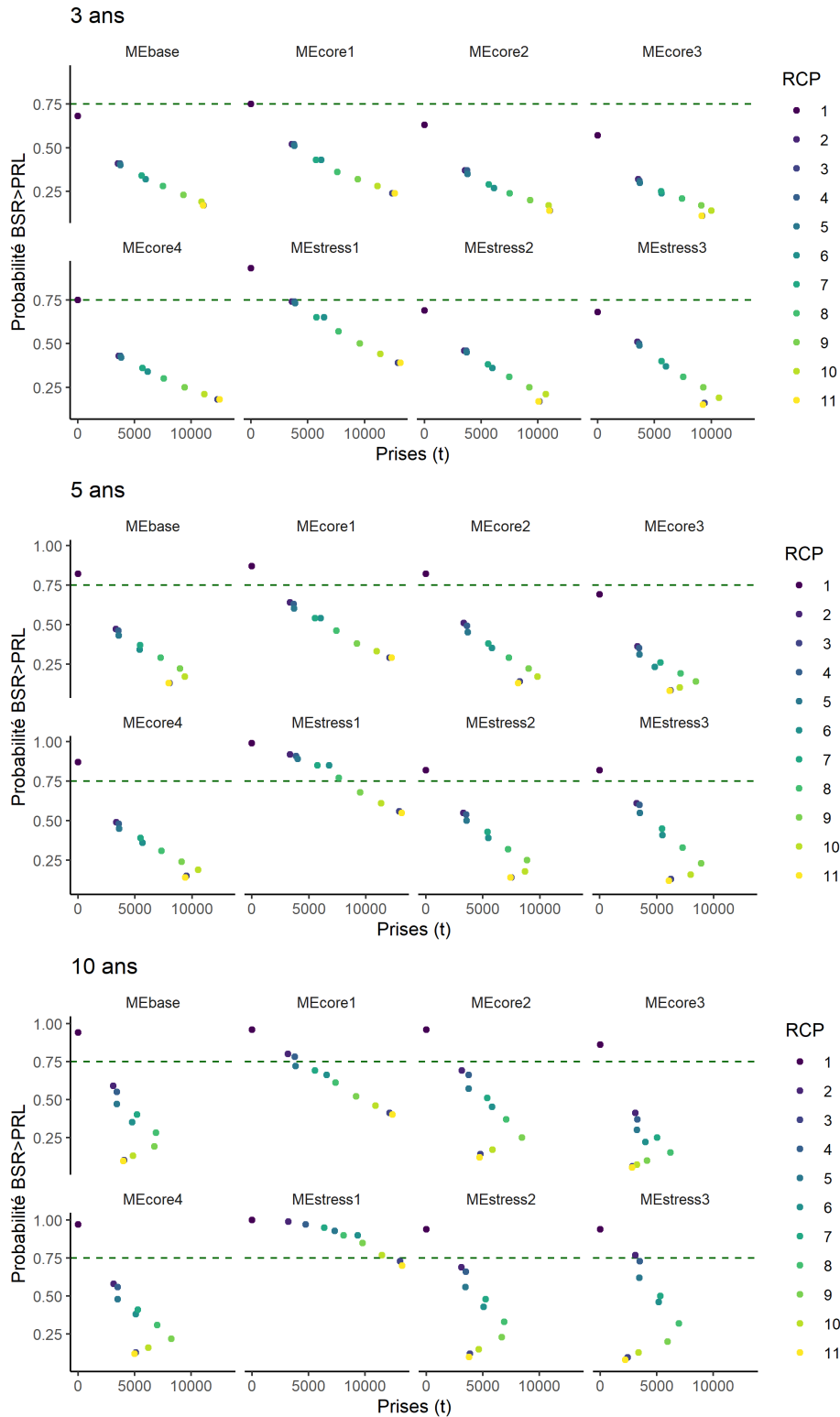


Figure S8. Compromis entre l'objectif 3 (prises médianes) et l'objectif 1 (probabilité que  $BSR > PRL$ ) pour différentes RCP (couleurs) sur les trois périodes (figures). Les graphiques montrent les ME.

## FIGURE S9. GRAPHIQUES DES COMPROMIS ENTRE L'OBJECTIF 3 ET L'OBJECTIF 2

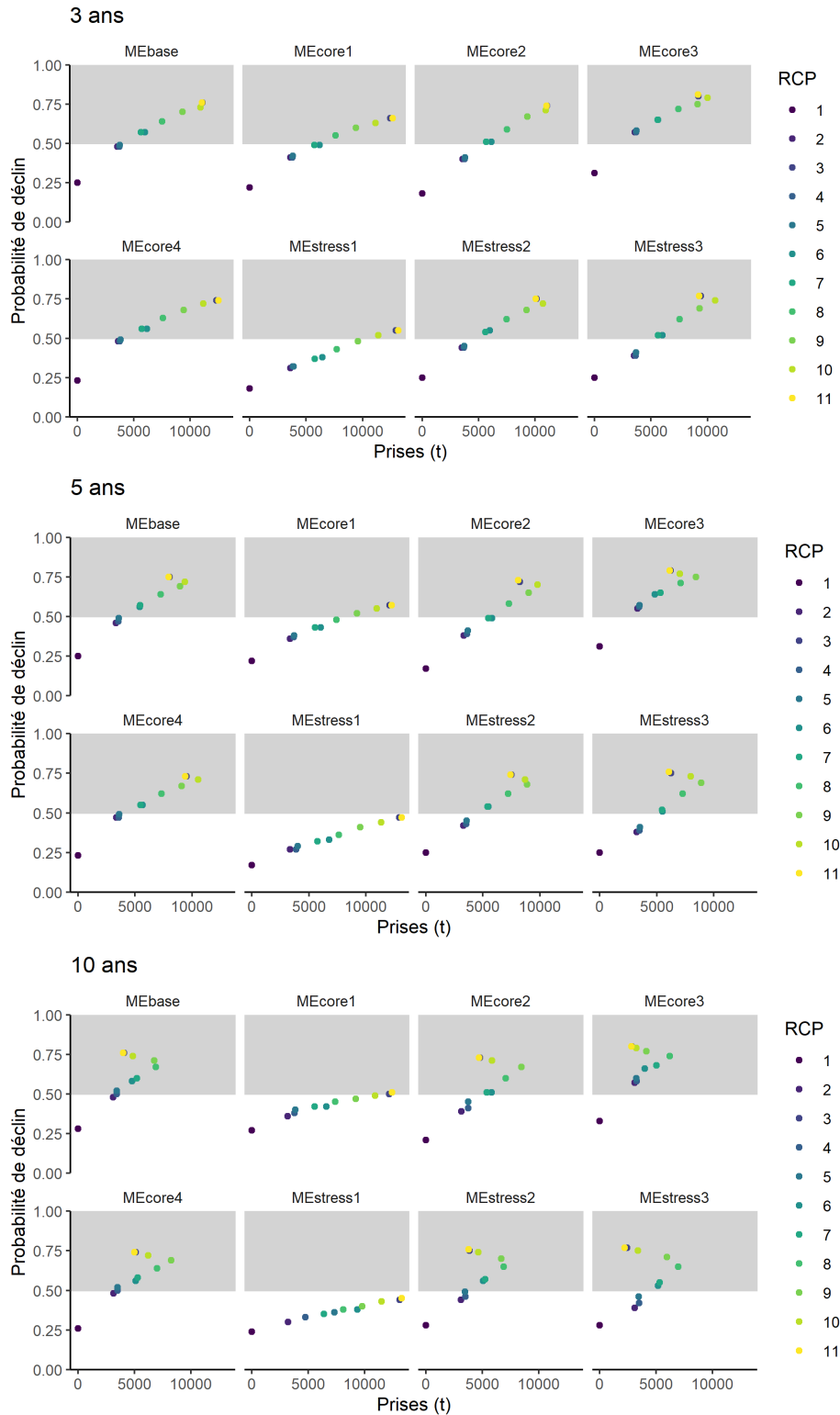


Figure S9. Compromis entre l'objectif 3 (prises médianes) et l'objectif 2 (probabilité de déclin) pour différentes RCP (couleurs) sur les trois périodes (figures). Les graphiques montrent les ME.

## TABLEAU S1 : ÉQUATIONS ET PARAMÈTRES DU ME

Tableau S1. Équations et paramètres aléatoires et fixes utilisés dans le ME. Les paramètres sont  $a$  = âge,  $y$  = années,  $SSB$  = biomasse du stock reproducteur,  $Sel$  = selectivité,  $N$  = abondance,  $F$  = mortalité par la pêche mortality,  $M$  = mortalité naturelle,  $W$  = poids,  $P$  = proportion mature,  $CU$  = limite supérieure des prises,  $CL$  = limite inférieure des prises,  $CT$  = prises totales,  $CP$  = proportion des prises,  $TEP$  = Production totale d'œufs,  $fec$  = fécondité,  $Fem$  = proportion des femelles,  $ts$  = temps de la suivi des œufs,  $o$  = observé,  $MVN$  = multivarié normal,  $crl$  = logit du rapport de continuité.

Équations (ME historique)

Paramètre	Formule	N°
Abondance des cohortes	$N_{1,y} = \frac{\alpha SSB_{y-1}}{1 + \beta SSB_{y-1}} e^{\varepsilon_{1,y}^N}$	1.1
	$N_{a,y} = N_{a-1,y-1} e^{-Z_{a-1,y-1} + \varepsilon_{a,y}^N}$	1.2
	$N_{A,y} = [N_{A-1,y-1} e^{-Z_{A-1,y-1}} + N_{A,y-1} e^{-Z_{A,y-1}}] e^{\varepsilon_{A,y}^N}$	1.3
	$\varepsilon_{a,y}^N \sim MVN(0, \sigma_{N_a}^2)$	1.4
Taux de mortalité	$F_{a,y} = Sel_a F_y$	2.1
	$Z_{a,y} = F_{a,y} + M_{a,y}$	2.2
	$F_y = F_{y-1} e^{\varepsilon_y^F}$	2.3
	$\varepsilon_y^F \sim N(0, \sigma_{F_y}^2)$	2.4
Prises	$C_{a,y} = N_{a,y} \frac{F_{a,y}}{Z_{a,y}} [1 - \exp(-Z_{a,y})]$	3.1
	$CT_y = \sum_{a=1}^A C_{a,y} W_{a,y}$	3.2
	$CP_{a,y} = \frac{C_{a,y}}{\sum_{a=1}^A C_{a,y}}$	3.3
	$X_{a,y} = crl(CP_{a,y})$	3.4
	$l(C_{o_1}, \dots, C_{o_Y}   \theta) = \sum_{y=1}^Y \log \left\{ \phi_N \left[ \frac{\log(CU_y/CT_y)}{0.01} \right] - \phi_N \left[ \frac{\log(CL_y/CT_y)}{0.01} \right] \right\}$	3.5
	$l(X_{o_{a,y}}   \theta) = \sum_{a=1}^{A-1} \sum_{Y=1}^Y \log \left[ \varphi_N \left( \frac{X_{o_{a,y}} - X_{a,y}}{\sigma_{cp}} \right) \right]$	3.6
Production totale d'œufs	$TEP_y = q \sum_{a=1}^A N_{a,y} \exp(-Z_{a,y} t_s) fec_{a,y} Fem_{a,y} P_{a,y}$	4.1
	$l(TEP_{o_y}   \theta) = \sum_{a=1}^A \sum_{Y=1}^Y \log \left[ \varphi_N \left( \frac{TEP_{o_y} - TEP_y}{\sigma_S} \right) \right]$	4.2



Paramètre	Formule	N°
Biomasse du stock reproducteur	$SSB_y = \sum_{a=1}^A N_{a,y} W_{a,y} P_{a,y}$	5.1
<b>Équations (future ME)</b>		
Paramètre	Formule	N°
Abondance des cohortes	$SSB_{y-1} > 1,000 \text{ t}, N_{1,y} = r_{det} e^{(\rho \varepsilon_{y-1} + \delta_y \sqrt{1-\rho^2}) - \sigma_{\delta_1}^2 / 2}$	11.1a
	$SSB_{y-1} \leq 1,000 \text{ t}, N_{1,y} = 0$	11.1b
	$N_{a,y} = N_{a-1,y-1} e^{-Z_{a-1,y-1} + \varepsilon_{a,y}^N}$	11.2
	$N_{A,y} = [N_{A-1,y-1} e^{-Z_{A-1,y-1}} + N_{A,y-1} e^{-Z_{A,y-1}}] e^{\varepsilon_{A,y}^N}$	11.3
	$\varepsilon_{a,y}^N \sim MVN(0, \sigma_{N_{a_n^*}}^2)$	11.4
Taux de mortalité	$F_{a,y} = Sel_a F_y$	12.1
	$Z_{a,y} = F_{a,y} + M_{a,y}$	12.2
Matrices d'entrée	$W_{a,y} = W_{a,y} + e^{\varepsilon_{a,y}^W}, \quad \varepsilon_{a,y}^W \sim MVN(0, \sigma_W^2)$	13.1
	$P_{a,y} = P_{a,y} + e^{\varepsilon_{a,y}^P}, \quad \varepsilon_{a,y}^P \sim MVN(0, \sigma_P^2)$	13.2
	$fec_{a,y} = fec_{a,y} + e^{\varepsilon_{a,y}^{fec}}, \quad \varepsilon_{a,y}^{fec} \sim MVN(0, \sigma_{fec}^2)$	13.3
	$Fem_{a,y} = Fem_{a,y} + e^{\varepsilon_{a,y}^{Fem}}, \quad \varepsilon_{a,y}^{Fem} \sim MVN(0, \sigma_{Fem}^2)$	13.4
Prises	$C_{a,y} = N_{a,y} \frac{F_{a,y}}{Z_{a,y}} [1 - \exp(-Z_{a,y})]$	14.1
	$CT_y = \sum_{a=1}^A C_{a,y} W_{a,y}$	14.2
	$CT_y = TAC_y + MC_y$	14.3
Production totale d'œufs	$TEP_y = q \sum_{a=1}^A (N_{a,y} \exp(-Z_{a,y} t_s) fec_{a,y} Fem_{a,y} P_{a,y}) e^{\varepsilon_y^S}$	15.1
	$e^{\varepsilon_y^S} \sim N(0, \sigma_{S_n^*}^2)$	15.2
Biomasse du stock reproducteur	$SSB_y = \sum_{a=1}^A N_{a,y} W_{a,y} P_{a,y}$	16.1

---

## Paramètres

Paramètres	Définition	Effet
$N_{a,y}$	Abondance du stock	Aléatoire
$F_y$	Mortalité par pêche	Aléatoire
$\alpha$	Coefficient stock-recrutement	Fixe
$\beta$	Coefficient stock-recrutement	Fixe
$Sel_a$	Sélectivité de la pêche	Fixe
$q$	Capturabilité dans l'indice de relevé	Fixe
$\sigma_N^2$	Variance de l'erreur de processus	Fixe
$\sigma_{F_y}$	Variance annuelle de la mortalité par pêche	Fixe
$\sigma_{cp_a}^2$	Erreur de mesure des prises selon l'âge	Fixe
$\sigma_S^2$	Erreur de mesure dans le relevé	Fixe

---

## TABLEAU S2 : ESTIMATION DES PARAMÈTRES DES ME

Tableau S2. Estimations (est.) et écarts-types (é.t.) des paramètres pour toutes les configurations du modèle d'exploitation (ME). La valeur du CIA pour chaque configuration est indiquée sur la ligne du bas.

Paramètres	MEbase		MEcore2		MEcore4		MEstress2	
	est.	é.t.	est.	é.t.	est.	é.t.	est.	é.t.
logq	7,84	0,07	7,95	0,11	7,73	0,07	8,00	0,09
$\log\sigma_{F_y}$	-1,14	0,13	-1,27	0,13	-1,05	0,13	-1,29	0,10
$\log\sigma_{N_1}^2$	-0,30	0,16	-0,33	0,16	-0,38	0,14	-0,36	0,15
$\log\sigma_{N_{2-10}}^2$	-0,91	0,11	-0,90	0,12	-0,90	0,09	-0,83	0,12
$\log\sigma_{caa_1}^2$	0,77	0,10	0,83	0,10	0,78	0,09	0,78	0,11
$\log\sigma_{caa_{2,8,9}}^2$	-0,08	0,10	-0,06	0,10	-0,05	0,10	-0,10	0,10
$\log\sigma_{caa_{2-7}}^2$	-0,50	0,08	-0,51	0,08	-0,50	0,07	-0,54	0,09
$\log\sigma_s^2$	-0,36	0,07	-0,35	0,11	-0,44	0,07	-0,34	0,09
logitSel <sub>1</sub>	1,23	0,40	1,32	0,65	1,37	0,33	1,16	0,40
logitSel <sub>2</sub>	-10,80	0,49	-10,11	0,74	-10,74	0,34	-10,77	0,42
logitSel <sub>3</sub>	-3,11	0,33	-2,80	0,34	-3,10	0,32	-3,10	0,35
logitSel <sub>4</sub>	-1,12	0,19	-0,83	0,17	-0,93	0,12	-1,18	0,19
CIA	1529		1543		1534		1523	

### TABLEAU S3 : OBJECTIFS POSSIBLES À LONG TERME

Tableau S3. Objectifs à long terme suggérés avant que l'accent soit mis sur le rétablissement à court terme, potentiellement réutilisables une fois que le stock sort de la zone critique, Il convient de noter que ces objectifs devraient être affinés, (BSR = biomasse du stock reproducteur; PRS = point de référence supérieure du stock, ZS = zone saine, AD = à déterminer).

N°	But	Objectif	Mesures de rendement	Probabilité	Délai	Détails
1	Rétablissement de la BSR	Rétablir la BSR du maquereau et la faire passer au-dessus du PRS	Probabilité que BSR > PRS	75 %	AD*	*Il a été suggéré d'utiliser trois générations selon le COSEPAC après le rétablissement,
2	Rester hors de la ZC	BSR supérieure au PRL à long terme	Probabilité que BSR > PRL	95 %	AD*	*jusqu'à la fin des simulations
3	Maximiser les prises	Maintenir les prises annuelles aussi élevées que possible	Prises médianes	/	AD*	*comme ci-dessus
4	Maximiser la stabilité de la pêche	Prises stables	Variations annuelles du TAC	< 25 %	AD*	*comme ci-dessus

## TABLEAU S4 : TABLEAU RÉCAPITULATIF DES OBJECTIFS

Tableau S4. Score des trois objectifs pour toutes les règles de contrôle des prises (RCP) et tous les modèles d'exploitation (ME). Il convient de noter que les RCP 1 et 2 représentent un TAC constant de 0 t (sans et avec les prises manquantes de poissons du contingent nord, respectivement), quel que soit l'état du stock, et constituent une référence pour la comparaison avec les autres RCP.

		Objectif 1 (probabilité que BSR > PRL)			Objectif 2 (probabilité de déclin)			Objectif 3 (prises médianes)		
Délai	Seuil	3 ans	5 ans	10 ans	3 ans	5 ans	10 ans	3 ans	5 ans	10 ans
		>68 %	>75 %	>75 %	<25 %	<25 %	<25 %	NA	NA	NA
<b>Modèle de BASE</b>										
Règle de contrôle des prises	1	68 %	82 %	94 %	25 %	25 %	28 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	41 %	47 %	59 %	48 %	46 %	48 %	3,6 kt	3,3 kt	3,1 kt
	3	17 %	13 %	10 %	76 %	75 %	76 %	11,1 kt	8 kt	4,1 kt
	4	41 %	46 %	55 %	48 %	47 %	50 %	3,7 kt	3,5 kt	3,4 kt
	5	40 %	43 %	47 %	49 %	49 %	52 %	3,8 kt	3,6 kt	3,4 kt
	6	32 %	34 %	35 %	57 %	56 %	58 %	6 kt	5,4 kt	4,8 kt
	7	34 %	37 %	40 %	57 %	57 %	60 %	5,7 kt	5,4 kt	5,2 kt
	8	28 %	29 %	28 %	64 %	64 %	67 %	7,5 kt	7,2 kt	6,9 kt
	9	23 %	22 %	19 %	70 %	69 %	71 %	9,3 kt	8,9 kt	6,7 kt
	10	19 %	17 %	13 %	73 %	72 %	74 %	10,9 kt	9,4 kt	4,9 kt
	11	17 %	13 %	9 %	76 %	75 %	76 %	11,1 kt	8 kt	4 kt
<b>Modèle principal 1</b>										
Règle de contrôle des prises	1	75 %	87 %	96 %	22 %	22 %	27 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	52 %	64 %	80 %	41 %	36 %	36 %	3,6 kt	3,3 kt	3,2 kt
	3	24 %	29 %	41 %	66 %	57 %	50 %	12,5 kt	12,1 kt	12,1 kt
	4	52 %	63 %	78 %	41 %	37 %	38 %	3,8 kt	3,6 kt	3,8 kt
	5	51 %	60 %	72 %	42 %	38 %	40 %	3,8 kt	3,7 kt	3,9 kt
	6	43 %	54 %	66 %	49 %	43 %	42 %	6,2 kt	6 kt	6,6 kt
	7	43 %	54 %	69 %	49 %	43 %	42 %	5,7 kt	5,5 kt	5,6 kt
	8	36 %	46 %	61 %	55 %	48 %	45 %	7,6 kt	7,4 kt	7,4 kt
	9	32 %	38 %	52 %	60 %	52 %	47 %	9,4 kt	9,2 kt	9,2 kt
	10	28 %	33 %	46 %	63 %	55 %	49 %	11,1 kt	10,9 kt	10,9 kt
	11	24 %	29 %	40 %	66 %	57 %	51 %	12,7 kt	12,3 kt	12,4 kt
<b>Modèle principal 2</b>										
Règle de contrôle	1	63 %	82 %	96 %	18 %	17 %	21 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	37 %	51 %	69 %	40 %	38 %	39 %	3,6 kt	3,3 kt	3,1 kt
	3	14 %	14 %	14 %	74 %	72 %	73 %	11,1 kt	8,2 kt	4,8 kt
	4	37 %	49 %	66 %	40 %	39 %	41 %	3,8 kt	3,6 kt	3,7 kt
	5	35 %	45 %	57 %	41 %	41 %	45 %	3,8 kt	3,7 kt	3,7 kt
	6	27 %	35 %	45 %	51 %	49 %	51 %	6,1 kt	5,8 kt	5,8 kt
	7	29 %	38 %	51 %	51 %	49 %	51 %	5,7 kt	5,5 kt	5,4 kt

		<b>Objectif 1</b> (probabilité que BSR > PRL)			<b>Objectif 2</b> (probabilité de déclin)			<b>Objectif 3</b> (prises médianes)		
	8	24 %	29 %	37 %	59 %	58 %	60 %	7,5 kt	7,3 kt	7,1 kt
	9	20 %	22 %	25 %	67 %	65 %	67 %	9,3 kt	9 kt	8,5 kt
	10	17 %	17 %	17 %	71 %	70 %	71 %	10,9 kt	9,8 kt	5,9 kt
	11	14 %	13 %	12 %	74 %	73 %	73 %	11 kt	8,1 kt	4,7 kt
<b>Modèle principal 3</b>										
Règle de contrôle des prises	1	57 %	69 %	86 %	31 %	31 %	33 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	32 %	36 %	41 %	57 %	55 %	57 %	3,6 kt	3,3 kt	3,1 kt
	3	11 %	8 %	6 %	80 %	79 %	80 %	9,2 kt	6,2 kt	2,8 kt
	4	31 %	35 %	37 %	57 %	56 %	58 %	3,7 kt	3,5 kt	3,3 kt
	5	30 %	31 %	30 %	58 %	57 %	60 %	3,7 kt	3,5 kt	3,3 kt
	6	24 %	23 %	22 %	65 %	64 %	66 %	5,6 kt	4,8 kt	4 kt
	7	25 %	26 %	25 %	65 %	65 %	68 %	5,6 kt	5,3 kt	5 kt
	8	21 %	19 %	15 %	72 %	71 %	74 %	7,4 kt	7,1 kt	6,2 kt
	9	17 %	14 %	10 %	75 %	75 %	77 %	9,1 kt	8,4 kt	4,1 kt
	10	14 %	10 %	7 %	79 %	77 %	79 %	10 kt	7 kt	3,2 kt
	11	11 %	8 %	5 %	81 %	79 %	80 %	9,2 kt	6,1 kt	2,8 kt
<b>Modèle principal 4</b>										
Règle de contrôle des prises	1	75 %	87 %	97 %	23 %	23 %	26 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	43 %	49 %	58 %	48 %	47 %	48 %	3,6 kt	3,3 kt	3,1 kt
	3	18 %	15 %	13 %	74 %	73 %	74 %	12,3 kt	9,5 kt	5,1 kt
	4	43 %	48 %	56 %	48 %	47 %	50 %	3,8 kt	3,6 kt	3,5 kt
	5	42 %	45 %	48 %	49 %	49 %	52 %	3,8 kt	3,6 kt	3,5 kt
	6	34 %	36 %	38 %	56 %	55 %	56 %	6,2 kt	5,7 kt	5,1 kt
	7	36 %	39 %	41 %	56 %	55 %	58 %	5,7 kt	5,5 kt	5,3 kt
	8	30 %	31 %	31 %	63 %	62 %	64 %	7,6 kt	7,3 kt	7 kt
	9	25 %	24 %	22 %	68 %	67 %	69 %	9,4 kt	9,1 kt	8,3 kt
	10	21 %	19 %	16 %	72 %	71 %	72 %	11,2 kt	10,5 kt	6,2 kt
	11	18 %	14 %	12 %	74 %	73 %	74 %	12,5 kt	9,4 kt	5 kt
<b>Modèle de stress 1</b>										
Règle de contrôle des prises	1	93 %	99 %	100 %	18 %	17 %	24 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	74 %	92 %	99 %	31 %	27 %	30 %	3,6 kt	3,3 kt	3,2 kt
	3	39 %	56 %	73 %	55 %	47 %	44 %	13 kt	12,9 kt	13,1 kt
	4	74 %	91 %	97 %	32 %	27 %	33 %	3,8 kt	3,9 kt	4,7 kt
	5	73 %	89 %	93 %	32 %	29 %	36 %	3,9 kt	4 kt	7,3 kt
	6	65 %	85 %	90 %	38 %	33 %	38 %	6,4 kt	6,8 kt	9,3 kt
	7	65 %	85 %	95 %	37 %	32 %	35 %	5,8 kt	5,8 kt	6,4 kt
	8	57 %	77 %	90 %	43 %	36 %	38 %	7,7 kt	7,6 kt	8,1 kt
	9	50 %	68 %	85 %	48 %	41 %	40 %	9,6 kt	9,5 kt	9,8 kt
	10	44 %	61 %	77 %	52 %	44 %	43 %	11,4 kt	11,3 kt	11,5 kt
	11	39 %	55 %	70 %	55 %	47 %	45 %	13,2 kt	13,1 kt	13,3 kt

		<b>Objectif 1</b> <b>(probabilité que BSR &gt; PRL</b>			<b>Objectif 2</b> <b>(probabilité de déclin)</b>			<b>Objectif 3</b> <b>(prises médianes)</b>		
		<b>Modèle de stress 2</b>								
Règle de contrôle des prises	1	69 %	82 %	94 %	25 %	25 %	28 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	46 %	55 %	69 %	44 %	42 %	44 %	3,5 kt	3,3 kt	3,1 kt
	3	17 %	14 %	12 %	75 %	74 %	75 %	10,2 kt	7,5 kt	3,8 kt
	4	46 %	54 %	66 %	44 %	43 %	46 %	3,7 kt	3,5 kt	3,5 kt
	5	45 %	50 %	56 %	45 %	45 %	49 %	3,7 kt	3,6 kt	3,5 kt
	6	36 %	39 %	43 %	55 %	54 %	56 %	6 kt	5,5 kt	5,1 kt
	7	38 %	43 %	48 %	54 %	54 %	57 %	5,6 kt	5,4 kt	5,3 kt
	8	31 %	32 %	33 %	62 %	62 %	65 %	7,5 kt	7,2 kt	6,9 kt
	9	25 %	25 %	23 %	68 %	68 %	70 %	9,2 kt	8,9 kt	6,7 kt
	10	21 %	18 %	15 %	72 %	71 %	74 %	10,7 kt	8,7 kt	4,6 kt
	11	17 %	14 %	10 %	75 %	74 %	76 %	10,1 kt	7,4 kt	3,8 kt
		<b>Modèle de stress 3</b>								
Règle de contrôle des prises	1	68 %	82 %	94 %	25 %	25 %	28 %	0 kt	0 kt	0 kt
	2	51 %	61 %	77 %	39 %	38 %	39 %	3,5 kt	3,2 kt	3,1 kt
	3	16 %	13 %	10 %	77 %	75 %	77 %	9,4 kt	6,2 kt	2,4 kt
	4	50 %	60 %	73 %	39 %	39 %	42 %	3,6 kt	3,5 kt	3,5 kt
	5	49 %	55 %	62 %	41 %	41 %	46 %	3,7 kt	3,5 kt	3,5 kt
	6	37 %	41 %	46 %	52 %	51 %	53 %	6 kt	5,5 kt	5,2 kt
	7	40 %	45 %	50 %	52 %	52 %	55 %	5,6 kt	5,4 kt	5,3 kt
	8	31 %	33 %	32 %	62 %	62 %	65 %	7,5 kt	7,3 kt	6,9 kt
	9	25 %	23 %	20 %	69 %	69 %	71 %	9,3 kt	8,9 kt	6 kt
	10	19 %	16 %	13 %	74 %	73 %	75 %	10,7 kt	8 kt	3,4 kt
	11	15 %	12 %	8 %	77 %	76 %	77 %	9,3 kt	6,1 kt	2,2 kt