



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/035

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

Extension du modèle d'évaluation de la morue (*Gadus morhua*) du Nord - Partie II : Quantifier l'incidence du capelan et des phoques

Paul M. Regular*, Rajeev Kumar*, Divya A. Varkey*, Mariano Koen-Alonso, Garry B. Stenson

¹Pêches et Océans Canada
Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
St. John's (T.-N.-L.) Canada

*Ces auteurs ont contribué à parts égales

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-77307-0 N° cat. Fs70-5/2025-035F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Regular, P.M., Kumar, R., Varkey, D.A., Koen-Alonso, M. et Stenson, G.B. 2025. Extension du modèle d'évaluation de la morue (*Gadus morhua*) du Nord - Partie II : Quantifier l'incidence du capelan et des phoques. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/035. iv + 39 p.

Also available in English :

Regular, P.M., Kumar, R., Varkey, D.A., Koen-Alonso, M., and Stenson, G.B. 2025. Extending the Northern Cod (*Gadus morhua*) Assessment Model - Part II: Quantifying the Impact of Capelin and Seals. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/035. iv + 36 p.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|----|
| RÉSUMÉ | iv |
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| 2. MÉTHODES..... | 2 |
| 2.1. MODÉLISATION DE L'INTERACTION AVEC LE CAPELAN..... | 2 |
| 2.2. MODÉLISATION DE L'INTERACTION AVEC LES PHOQUES | 4 |
| 2.2.1. Données..... | 4 |
| 2.2.2. Modèle | 4 |
| 3. RÉSULTATS..... | 8 |
| 3.1. OBSERVATIONS GÉNÉRALES..... | 8 |
| 3.2. EFFET DU CAPELAN | 8 |
| 3.3. EFFET DES PHOQUES | 8 |
| 3.3.1. Approche de la consommation par les phoques | 8 |
| 3.3.2. Approche de la covariable des phoques | 9 |
| 3.4. EFFET DU CAPELAN ET DES PHOQUES | 9 |
| 4. DISCUSSION..... | 9 |
| 4.1. EFFET DU CAPELAN | 9 |
| 4.2. EFFET DES PHOQUES | 10 |
| 4.2.1. Approche de la consommation par les phoques | 10 |
| 4.2.2. Approche de la covariable des phoques | 11 |
| 4.3. EFFET DU CAPELAN ET DES PHOQUES | 12 |
| 5. CONCLUSION | 12 |
| 6. REMERCIEMENTS..... | 12 |
| 7. TABLEAUX | 13 |
| 8. FIGURES..... | 22 |
| 9. COLOPHON | 35 |
| 10. RÉFÉRENCES CITÉES..... | 38 |

RÉSUMÉ

La compréhension de la dynamique des écosystèmes marins est essentielle à une gestion efficace des pêches. La dynamique de la morue franche (*Gadus morhua*) du Nord est influencée par divers facteurs écologiques, notamment la disponibilité des principales espèces proies comme le capelan (*Mallotus villosus*) et la consommation par des prédateurs comme les phoques. Des recherches antérieures ont porté sur l'incidence de la disponibilité du capelan et de la prédation du phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) sur la mortalité de la morue du Nord; cependant, les effets précis liés à l'âge et l'influence combinée de ces facteurs sur les taux de mortalité naturelle demeurent moins bien compris. Nous montrons ici que l'abondance du capelan influe considérablement sur les taux de mortalité naturelle de la morue du Nord, en particulier pour les groupes âgés. De plus, notre étude indique que le phoque du Groenland a une incidence sur la morue, en particulier pour les groupes jeunes. Cette étude contribue à enrichir les connaissances existantes en mettant en évidence les influences nuancées en fonction de l'âge du capelan et du phoque du Groenland sur la mortalité de la morue. L'intégration de ces facteurs dans des modèles prédictifs améliore notre capacité à prévoir les changements dans les populations de morues et souligne l'importance de tenir compte d'interactions écologiques à multiples facettes dans la gestion des pêches. Dans l'ensemble, cette étude illustre notre volonté de nous éloigner d'une évaluation purement descriptive pour tendre vers une explication plus mécaniste des changements dans la productivité de la morue du Nord. L'objectif global est de favoriser une approche écosystémique de la gestion de ce stock important.

1. INTRODUCTION

Les modèles d'évaluation d'un stock d'une seule espèce offrent un point de vue détaillé de la dynamique à long terme de la pression de la pêche sur un stock. Dans de nombreux modèles d'évaluation, la mortalité naturelle (M) est présumée être une valeur constante. Dans les modèles état-espace, les processus de variations et les erreurs de processus tels que la marche aléatoire et les processus autorégressifs sur M offrent un aperçu des changements sous-jacents inconnus dans la dynamique d'un stock et les modèles sont rarement en mesure d'estimer les niveaux de référence de M . Le modèle d'évaluation de la morue du Nord (MEMN) étendu pour la morue franche (*Gadus morhua*) du Nord, décrit dans Regular *et al.* 2025, intègre de multiples sources de données, y compris de nombreuses années de données de marquage, et peut estimer les niveaux de référence de M . Le présent document est une extension de ce modèle qui explore les incidences de la population de proies (capelan) et de prédateurs (phoque du Groenland) sur ces processus sous-jacents influant sur le stock. Nous modélisons à la fois la dynamique des proies et des prédateurs comme variables explicatives du processus de mortalité naturelle.

Le capelan (*Mallotus villosus*) est connu depuis longtemps comme une source importante de nourriture pour la morue du Nord (Templeman 1965), et un nombre croissant d'études ont démontré des liens entre la biomasse du capelan et la productivité de la morue (p. ex. Krohn *et al.* 1997, Rose et O'Driscoll 2002, Buren *et al.* 2014, Koen-Alonso *et al.* 2021). De plus, une forte corrélation a été observée entre la disponibilité du capelan, un indicateur des taux de mortalité par famine de la morue du Nord axé sur les données relatives à l'état corporel, et les taux de mortalité naturelle estimés dans le MEMN (Regular *et al.* 2022). Ces liens, ainsi que le fait que l'effondrement du capelan a précédé l'effondrement de la morue, indiquent que la disponibilité des proies pourrait avoir contribué, en partie, à l'effondrement de la morue. De plus, la morue n'a pas encore rebondi aux niveaux observés pour la dernière fois dans les années 1980, ce qui pourrait être lié à l'état persistant de faible productivité du capelan. Nous souhaitons étudier ces pistes plus en détail en intégrant la disponibilité du capelan dans le modèle d'évaluation. Compte tenu des résultats antérieurs, nous nous attendons à ce que les taux de mortalité augmentent à mesure que l'abondance relative du capelan diminue. Dans l'ensemble, nous visons à obtenir une explication plus précise et plus mécaniste des changements survenus dans la productivité de la morue du Nord.

Depuis que l'on sait que le capelan est une source importante de proies pour la morue du Nord, le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) est signalé comme une source préoccupante de mortalité naturelle de la morue. Après avoir connu une augmentation importante depuis le début des années 1970, la population de phoques dans les divisions 2J, 3K et 3L a atteint son plus haut niveau au milieu des années 1990. Cela a été suivi d'une diminution, bien que la population demeure plus élevée qu'elle ne l'était avant la fin des années 1980 (Tinker *et al.* 2023). Compte tenu de cette tendance de la population, il existe une hypothèse selon laquelle les phoques pourraient avoir une incidence importante sur le rétablissement de la population de morues du Nord. Cependant, d'après Buren et ses collaborateurs (2014), les phoques ne jouent pas un rôle central dans le rétablissement de la morue du Nord. Ils mettent plutôt l'accent sur une dynamique écologique ascendante, où l'abondance du capelan et des pêches est un facteur clé qui régit la dynamique des populations de morues. Cela contraste avec les recherches dans le nord du golfe du Saint-Laurent où, dans des conditions plus chaudes, l'obtention d'un rétablissement même partiel de la population de morues pourrait nécessiter des réductions substantielles de l'activité de pêche et de la prédation par le phoque du Groenland (Bousquet *et al.* 2014). Il n'a pas encore été clairement établi si la différence dans les conclusions entre ces régions est liée à des différences de

modélisation ou à des effets écologiques réels. Nous revoyons donc la quantification des répercussions des phoques sur la morue du Nord afin d'essayer de mieux comprendre les répercussions de ce prédateur sur le stock. Compte tenu des constatations antérieures sur la structure selon l'âge de la morue consommée par les phoques du Groenland (Stansbury *et al.* 1998), nous ne nous attendons pas à ce que l'abondance des phoques explique les changements dans la composante mature du stock, mais elle pourrait aider à expliquer une partie de la variation de la composante juvénile de la population.

2. MÉTHODES

Nous décrivons ci-dessous les méthodes que nous utilisons pour tenter de quantifier les répercussions du capelan et des phoques sur la morue du Nord à l'aide d'un modèle d'évaluation état-espace structuré selon l'âge. Tous les modèles présentés dans le présent document de recherche utilisent la version étendue du modèle d'évaluation de la morue du Nord, généralement appelé MEMN étendu, décrit dans Regular *et al.* 2025. Plus précisément, nous utilisons trois formulations du MEMN étendu, qui intègrent toutes les données des relevés sur les juvéniles et appliquent une relation stock-recrutement de Beverton-Holt, mais qui appliquent des hypothèses différentes à l'estimation des taux de référence de mortalité naturelle :

1. le modèle **M11** estime les taux de référence constants de mortalité naturelle;
2. le modèle **M12** estime l'effet allométrique;
3. le modèle **M13** estime les changements dans les taux de référence (décalage de M2).

L'approche constante (modèle **M11**) peut être considérée comme une hypothèse nulle où les taux de référence sont supposés constants à travers les années et les âges, l'approche allométrique (modèle **M12**) tient compte de la possibilité que la mortalité diminue à mesure que la taille du corps augmente (Lorenzen 2022) et l'option de mortalité changeante (modèle **M13**) tente de saisir des changements importants dans les niveaux de référence de mortalité naturelle (au sens de l'entrée du décalage de M utilisée dans la présente évaluation; Bratley *et al.* 2018). Les proies et les prédateurs influent probablement sur les changements dans les taux de mortalité de la morue du Nord, et nous cherchons à déterminer si la disponibilité du capelan et l'abondance des phoques reflètent certains de ces changements. À titre de référence, les tendances de la morue, du capelan et des phoques sont présentées à la figure 1. Comme dans la partie I (Regular *et al.* 2025), nous utiliserons les diagnostics du modèle et le critère d'information d'Akaike (CIA) pour évaluer si l'estimation des effets du capelan ou des phoques fournit une meilleure explication des données que les modèles **M11-M13**. De brèves descriptions des modèles présentés ici sont incluses dans le tableau 5.1.

2.1. MODÉLISATION DE L'INTERACTION AVEC LE CAPELAN

Des recherches antérieures ont démontré une correspondance générale entre la disponibilité du capelan, un indice des taux de mortalité par famine de la morue du Nord estimé à l'aide de données sur l'état corporel, et les taux de mortalité naturelle estimés par le MEMN (Regular *et al.* 2022). Ces résultats évoquent fortement un lien mécaniste entre la disponibilité du capelan et les taux de mortalité naturelle de la morue du Nord. Afin d'aller plus loin que les analyses a posteriori et d'analyser davantage ces liens potentiels, nous avons intégré les données du capelan dans le MEMN étendu pour les utiliser comme prédicteur des taux de mortalité naturelle de la morue du Nord. Plus précisément, nous avons utilisé le rapport entre la biomasse du capelan et celle de la morue comme covariable (au sens de Regular *et al.* 2022), car les taux de mortalité par famine devraient être exacerbés lorsqu'il n'y a pas suffisamment de

capelans pour soutenir la biomasse de la morue actuellement dans le système. L'équation de processus pour la mortalité naturelle a été modifiée comme suit :

$$M_{a,y} = m_{a,y} \cdot \left(\frac{\hat{I}_y^{(B_{\text{cap}})}}{\hat{I}_{y-1}^{(B_{\text{morue}})}} \right)^{\beta_a^{(\text{cap})}} \cdot \exp(\delta_{a,y}) \quad (2, 1)$$

où $\beta_a^{(\text{cap})}$ représente l'effet du rapport logarithmique des indices de biomasse du capelan par rapport aux indices de biomasse de la morue ($\hat{I}_y^{(B_{\text{cap}})} / \hat{I}_{y-1}^{(B_{\text{morue}})}$), $m_{a,y}$ sont les taux de référence et $\delta_{a,y}$ sont les écarts du processus (c'est-à-dire les changements non expliqués par les doses de référence ou l'effet sur le capelan). Les taux de référence sont estimés à l'aide d'un paramètre constant (modèle **M11**), d'une équation allométrique (modèle **M12**) ou d'un paramètre pour les périodes antérieures à l'effondrement, de l'effondrement et postérieures à l'effondrement (modèle; voir la publication de Regular *et al.* [2025] pour plus de détails). Deux options sont présentées en ce qui concerne la mise en œuvre de l'effet $\beta_a^{(\text{cap})}$. La première suppose que l'effet est constant d'un âge à l'autre. La seconde estime les paramètres dans les blocs d'âge (2 et 3, 4 à 8 et 9+); compte tenu des résultats précédents, l'effet devrait augmenter avec l'âge (Regular *et al.* 2022). Dans les deux cas, la valeur $\beta^{(\text{cap})}$ est censée être égale à 0 pour les âges 0 et 1, car les capelans ne semblent pas constituer une composante importante de leur régime.

Le rapport utilisé dans l'équation 2.1 nécessite un indice de biomasse du capelan et de la morue. Pour le capelan, nous avons utilisé l'indice des relevés acoustiques de printemps de la biomasse du capelan, car il s'agit des meilleures données disponibles pour le stock de capelans dans les divisions 2J, 3K et 3L (MPO 2022). Pour la morue, nous avons d'abord essayé d'utiliser des estimations internes de la biomasse de la morue; cependant, cette approche n'a pas réussi à converger, probablement en raison de la nature circulaire de la formulation selon laquelle les taux de mortalité naturelle, la réponse, influent sur les estimations de la biomasse de la morue, ce qui influait à son tour le rapport capelan/morue, la covariable. Une approche simplifiée a donc été appliquée. Nous avons utilisé l'indice de biomasse provenant du relevé de recherche que Pêches et Océans Canada (MPO) effectue à l'automne dans les divisions 2J, 3K et 3L. Étant donné que le relevé de recherche est effectué à l'automne, il s'agit probablement d'un meilleur indicateur de la population de morues présente dans le système qui consommera du capelan pendant l'hiver et le printemps de l'année civile suivante. L'indice de relevé de recherche concernant la morue a donc été retardé d'un an pour mieux indiquer la biomasse de la morue par rapport à la biomasse du capelan au cours d'une année donnée. Bien que l'approche simplifiée ait été utilisée, l'utilisation d'estimations internes de la biomasse de la morue, peut-être regroupées en groupes d'âge particuliers, devrait être revue, car on ne sait pas encore pourquoi elles entraînent des problèmes de convergence. Il y a peut-être une solution à ce problème et il serait préférable de mettre en place une approche interne.

Les indices du capelan et de la morue sont imparfaits et comportent des estimations de l'erreur d'observation associées pour chaque indice annuel. Nous utilisons donc une marche aléatoire pour tenir compte de cette incertitude. Il s'agit de la même approche que celle utilisée dans le modèle d'évaluation Woods Hole (WHAM) pour intégrer les covariables environnementales (Stock et Miller 2021). Nous modélisons le processus de marche aléatoire pour les indices de biomasse du capelan et de la morue (figure 1) comme suit :

$$\log(\hat{I}_y) \sim N(\log(\hat{I}_{y-1}), \sigma_I), \quad (2, 2)$$

où \hat{I}_y est l'indice de biomasse prévu du capelan ou de la morue et σ_I représente la variance du processus. Enfin, on suppose que les observations sont distribuées de façon lognormale :

$$\log(I_y) \sim N(\log(\hat{I}_y), \sigma_{I_y}) \quad (2.3)$$

où I_y est l'indice de biomasse observé du capelan ou de la morue, et σ_{I_y} sont des estimations annuelles de l'erreur d'observation de l'indice logarithmique (\sim coefficient de variation); ces valeurs ont été fournies. Non seulement cette approche de marche aléatoire tient compte de l'incertitude associée aux indices, mais elle fournit également un mécanisme officiel permettant d'estimer les années manquantes (p. ex. l'indice du capelan de 2020). Cela dit, nous n'avons pas tenté d'utiliser ce modèle pour extrapoler les niveaux de morue et de capelan jusqu'en 1954, car le processus de marche aléatoire non stationnaire fournirait des estimations très incertaines. Le rapport capelan/morue a donc été limité à toutes les années suivant 1983, après le début du relevé de recherche et des relevés acoustiques.

2.2. MODÉLISATION DE L'INTERACTION AVEC LES PHOQUES

2.2.1. Données

En plus de l'ensemble de données utilisé dans le MEMN étendu, conformément à la description dans Regular *et al.* (2025), nous avons intégré des données de séries chronologiques sur l'abondance des phoques, la biomasse des phoques (figure 1) et la consommation de morues par les phoques. La biomasse des phoques a été déterminée par le produit de l'abondance des phoques et du poids moyen des phoques. On a supposé que le poids moyen des phoques était de 80 kg avant 1996 et de 72 kg par la suite (Stenson, données inédites). Le calcul de la consommation de morues par les phoques était fondé sur un pourcentage fixe, soit une approximation grossière de 3,2 % de la consommation totale de phoques (Stenson 2013).

Nous avons utilisé des données provenant d'échantillons d'otolithes prélevés dans l'estomac des phoques et la clé âge-longueur obtenue dans le cadre du relevé de recherche pour estimer la proportion de morues dans le régime alimentaire des phoques selon l'âge (figure 2). Cette analyse utilise une collection de plus de 5 000 otolithes de morues provenant d'estomacs de phoques prélevés entre 1982 et 2019. La plupart des otolithes ont été prélevés dans la division 3K de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Nous avons utilisé une relation empirique pour convertir la longueur d'otolithe en longueur de poisson. Chaque année, les longueurs de morues n'ont pas toutes été obtenues de manière uniforme à partir d'estomacs de phoques, et l'application d'une clé âge-longueur (CAL) observée entraînerait l'absence de données sur la composition selon l'âge pour les années avec moins d'échantillons à tout âge. Pour obtenir des renseignements complets sur la composition selon l'âge chaque année, nous avons donc utilisé la « CAL modélisée » (Ogle 2018). Cela a nécessité l'ajustement d'un modèle de régression logistique multinomial sur l'âge des poissons prédit par les données sur la longueur. Ces données ont été obtenues à partir du relevé de recherche effectué à l'automne par le MPO. Grâce à cette approche, les probabilités pour chaque catégorie de la variable dépendante (âge) ont été estimées en fonction des valeurs de la variable indépendante (longueur). De plus, comme la majorité des estomacs de phoques ont été prélevés de janvier à février, et en supposant une croissance minimale pendant les mois d'hiver (Robert Gregory, comm. pers.), nous avons utilisé la CAL du relevé de recherche effectué à l'automne de l'année précédente pour calculer la structure selon l'âge.

2.2.2. Modèle

Nous avons étudié l'influence des phoques dans le cadre actuel de modélisation du MEMN étendu en utilisant deux approches différentes :

1. l'approche de la consommation par les phoques;
2. l'approche de la covariable des phoques.

2.2.2.1. L'approche de la consommation par les phoques

La mortalité induite par la prédation des phoques (M^{phoque}) a été intégrée dans le taux de mortalité totale (Z) de la morue dans le MEMN étendu. Par conséquent, Z a divisé le taux en trois composantes distinctes : (1) taux de mortalité par pêche (F), (2) M^{phoque} et (3) taux de mortalité naturelle (M (à l'exclusion de celle induite par les phoques) avec erreur de processus (δ) comme indiqué dans l'équation 2.4 :

$$Z_{a,y} = F_{a,y} + M_{a,y}^{\text{phoque}} + M_{a,y} \cdot \exp(\delta_{a,y}) \quad a = 0 \dots A; y = 1954 \dots Y \quad (2,4)$$

Les structures de modélisation de $F_{a,y}$ et $M_{a,y}$ sont inchangées par rapport au MEMN étendu (Regular *et al.* 2025).

Nous supposons que le logarithme de M^{phoque} dans l'équation 2.4 a une moyenne de référence à effets fixes $\log(\mu^{\text{phoque}})$ et des écarts aléatoires $\Delta_{a,y}$, qui suivent une distribution normale multivariée (NMV) avec une moyenne de 0 et une matrice de covariance séparable Σ_{phoque} comme dans l'équation 2.5 :

$$\log(M_{a,y}^{\text{phoque}}) = \log(\mu^{\text{phoque}}) + \Delta_{a,y}; \quad \Delta_{a,y} \sim MVN(0, \Sigma^{\text{phoque}}) \quad a = 0, \dots, 7; y \geq 1982 \quad (2,5)$$

Dans l'équation présentée ci-dessus, la fourchette d'âge s'étend de 0 à 7, ce qui correspond à l'âge déclaré le plus élevé de la morue dans le régime alimentaire des phoques, soit l'âge 7. Par conséquent, nous supposons que les phoques n'ont pas de répercussions ou n'ont que des répercussions minimales sur les morues d'âge 8+. Nous modélisons $\Delta_{a,y}$ comme un processus autorégressif en deux dimensions (AR(1) en 2D) avec autocorrélation sur l'âge et l'année. La structure AR(1) en 2D apporte de la souplesse dans la mesure où elle ne demande que quelques paramètres tout en favorisant un écart homogène au fil du temps et d'un âge à l'autre. Cela indique que les points de données des années et des catégories d'âge voisines présentent des corrélations plus fortes que ceux séparés par de plus grandes distances (Kumar *et al.* 2020). La corrélation et la covariance entre deux éléments quelconques dans Σ^{phoque} sont définies comme dans l'équation 2.6 :

$$\text{Cov}(\Delta_{a,y}, \Delta_{a-i,y-j}) = \frac{\sigma_{\Delta}^2 \phi_A^{|i|} \phi_Y^{|j|}}{(1 - \phi_A^2)(1 - \phi_Y^2)}; \quad \text{Corr}(\Delta_{a,y}, \Delta_{a-i,y-j}) = \phi_A^{|i|} \phi_Y^{|j|}, \quad (2,6)$$

où ϕ_A et ϕ_Y sont des coefficients d'autocorrélation pour l'âge et l'année respectivement, et σ_{Δ}^2 est un écart courant dans Σ^{phoque} .

Cependant, avant 1982, en raison de l'absence de données sur les otolithes de morues, nous manquons d'information sur le régime alimentaire des phoques selon l'âge. Par conséquent, au lieu d'une structure AR(1) en 2D pour $\Delta_{a,y}$, nous mettons en œuvre une structure AR(1) sur une année, où tous les âges présentent un effet commun au cours d'une année donnée.

Équation 2.7 :

$$\log(M_{a,y}^{\text{phoque}}) = \log(\mu^{\text{phoque}}) + \Delta_y, \quad \Delta_y \sim AR(1), \quad \text{if } y < 1982 \quad (2,7)$$

Une forme sélective moyenne en fonction de la taille a été tentée dans les versions précédentes, mais des problèmes de convergence ont empêché l'estimation de l'effet moyen selon l'âge, μ_a^{phoque} . Étant donné que l'on s'attend à ce que le phoque du Groenland exerce un

effet moyen plus important sur les individus les plus jeunes, d'autres façons d'estimer un effet allométrique devraient être envisagées à l'avenir.

2.2.2.2. Modèle d'observation pour l'approche de consommation

Pour faciliter l'optimisation des paramètres liés à l'estimation de $M_{a,y}^{\text{phoque}}$ dans l'équation 2.4, nous intégrons des modèles d'observation. Ces modèles ajustent la proportion de l'âge des morues dans le régime alimentaire des phoques à l'aide de logits du rapport de continuité (LRC) et de l'ampleur de la consommation totale de morues par les phoques Q_y , par le biais des débarquements non déclarés. Les données sur la consommation des phoques Q_y sont obtenues après la réalisation de plusieurs étapes qui comprennent l'estimation de la population de phoques, des besoins énergétiques de cette population et de la proportion des besoins énergétiques satisfaits par la consommation de morues d'après l'analyse des otolithes chez le phoque. Par conséquent, le calcul de Q_y est très incertain. Nous utilisons l'approche de la vraisemblance censurée (équation 2.8) dans l'ajustement de Q_y pour favoriser l'intégration des limites LB_y inférieure et UB_y supérieure sur Q_y . La vraisemblance censurée l est définie comme suit :

$$l(Q_y|\theta) = \sum_{y=1954}^Y \log \left\{ \Phi_N \left[\frac{\log \left(\frac{UB_y}{\hat{Q}_y} \right)}{\sigma_Q} \right] - \Phi_N \left[\frac{\log \left(\frac{LB_y}{\hat{Q}_y} \right)}{\sigma_Q} \right] \right\} \quad 1954 \leq y \leq Y \quad (2,8)$$

où Φ_N est la fonction de distribution cumulative (FDC) d'une variable aléatoire normale standard, σ_Q est fixée à 0,5, et \hat{Q} est la consommation totale prévue telle qu'elle est illustrée dans l'équation 2.9 :

$$\hat{Q}_y = \sum_a \hat{Q}_{a,y} = \sum_a \frac{N_{a,y}(1 - e^{-Z_{a,y}})M_{a,y}^{\text{phoque}}W_{a,y}}{Z_{a,y}} \quad (2,9)$$

où $W_{a,y}$ est le poids selon l'âge de la morue. Nous utilisons le poids d'automne parce que la majorité de la consommation des phoques a lieu pendant les mois d'automne et du début de l'hiver.

Au lieu d'ajuster la consommation des phoques selon l'âge, nous ajustons des LRC. Dans cette approche, nous pouvons utiliser directement la proportion en nombre de morues selon l'âge $P_{a,y}$ dans les estomacs de phoques (dérivée du vieillissement des otolithes de morues dans les estomacs de phoques). Les proportions sont converties en LRC. Pour calculer les LRC, les premières proportions selon l'âge sont converties en probabilités conditionnelles $\pi_{a,y}$ (équation 2.10); les $\pi_{a,y}$ sont transformées logit pour obtenir les LRC $X_{a,y}$ (équation 2.11). Les LRC sont ajustés à partir de l'année ≥ 1982 , qui correspond à l'année où les données sur les otolithes ont été mises à disposition.

$$\pi_{a,y} = \text{Prob}(\hat{\text{age}} = a | \hat{\text{age}} \geq a) = \frac{\hat{P}_{a,y}}{\sum_a^7 \hat{P}_{a,y}}; \quad a = 0 \dots 7 - 1; \quad y = 1982 \dots Y \quad (2,10)$$

$$X_{a,y} \sim N \left(\log \left(\frac{\pi_{a,y}}{1 - \pi_{a,y}} \right), \sigma_3 \right); \quad a = 0 \dots 7 - 1; \quad y = 1982 \dots Y \quad (2,11)$$

où σ_3 est le paramètre de variance qui tient compte de l'erreur d'échantillonnage et de vieillissement.

2.2.2.3. L'approche de la covariable des phoques

La mise en œuvre de l'approche de la « covariable des phoques » est semblable à la mise en œuvre de l'interaction avec le capelan dans le MEMN étendu. Dans cette approche, nous avons intégré le rapport entre la biomasse estimée des phoques $\hat{I}_y^{(B_{\text{phoque}})}$ et l'indice d'abondance totale estimé de la morue $\hat{I}_y^{(N_{\text{morue}})}$ du relevé de recherche effectué à l'automne comme covariable, en plus de tenir compte de l'erreur de processus (δ), pour l'estimation de M (équation 2.12). L'effet ou le coefficient associé à la covariable ($\beta_a^{(\text{phoque})}$) a été estimé pour des groupes d'âge particuliers, qui ont été combinés en catégories d'âge telles que « 0 à 3 » et « 4 à 8 », présentant ainsi une estimation commune pour $\beta_a^{(\text{phoque})}$ dans chacun de ces groupes définis. Il convient de noter que l'effet a été supposé nul pour les individus d'âge 9+, car ces morues sont rarement observées dans le régime alimentaire des phoques. Les estimations de la biomasse des phoques concernent la population avant la mise bas au début de l'hiver. Cependant, la migration des phoques vers la zone de stock se produit de la fin de l'automne au début de l'hiver, ce qui correspond également au moment où l'effet de la consommation devrait être le plus élevé (Stenson 2013). Par conséquent, des estimations de la biomasse des phoques un an à l'avance sont utilisées pour calculer l'effet de la covariable. En d'autres termes, la population de phoques indexée pendant l'hiver de l'année $y + 1$ est présente à l'automne de l'année y , ce qui influe sur la survie de la morue indexée à l'automne de l'année y . Les données de ce relevé ont donc été utilisées pour prédire M de l'année y comme suit :

$$M_{a,y} = m_{a,y} \cdot \left(\frac{\hat{I}_{y+1}^{(B_{\text{phoque}})}}{\hat{I}_y^{(N_{\text{morue}})}} \right)^{\beta_a^{(\text{phoque})}} \cdot \exp(\delta_{a,y}) \quad (2,12)$$

Étant donné que l'indice du relevé de recherche d'automne sur la morue ($I_y^{(N_{\text{morue}})}$) n'est disponible qu'à partir de 1983, le rapport logarithmique des phoques et de la morue est fixé à zéro avant 1983; essentiellement, la covariable contribue aux estimations de M à partir de 1983. Comme pour la modélisation de l'interaction avec le capelan, des processus de marche aléatoire ont été ajustés pour les indices de biomasse des phoques $\hat{I}_y^{(B_{\text{phoque}})}$ et d'abondance de la morue $\hat{I}_y^{(N_{\text{morue}})}$:

$$\log(\hat{I}_y^{(B_{\text{phoque}})} \text{ ou } \hat{I}_y^{(N_{\text{morue}})}) \sim N(\log(\hat{I}_{y-1}) \sigma_{\hat{I}_y^{(B_{\text{phoque}})}} \text{ ou } \sigma_{\hat{I}_y^{(N_{\text{morue}})}}) \quad (2,13)$$

Nous avons supposé que les observations sont distribuées de façon lognormale comme suit :

$$\log(I_y^{(B_{\text{phoque}})} \text{ ou } I_y^{(N_{\text{morue}})}) \sim N(\log(\hat{I}_y) \sigma_{I_y^{(B_{\text{phoque}})}} \text{ ou } \sigma_{I_y^{(N_{\text{morue}})}}) \quad (2,14)$$

Le coefficient de variation (CV) du modèle d'observation de l'équation 2.14 concernant les phoques ($\sigma_{I_y^{(B_{\text{phoque}})}}$) est fixé à une valeur constante de 0,11, ce qui correspond au CV de l'abondance des phoques estimée en 2019 (Tinker *et al.* 2023); tandis que les CV annuels du modèle d'observation lié à la morue ($\sigma_{I_y^{(N_{\text{morue}})}}$) sont obtenus à partir d'analyses stratifiées standard du relevé de recherche.

3. RÉSULTATS

3.1. OBSERVATIONS GÉNÉRALES

Comme dans la partie I (Regular *et al.* 2025), les tendances dans les estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR), des F et M moyens (âges 5+) sont globalement uniformes dans tous les modèles présentés ici, en dépit de certaines différences dans les estimations du recrutement (figures 3 à 5). De même, les estimations de M selon l'âge sont uniformes d'un modèle à l'autre; cependant, certains signes indiquent que les prédictions de M à l'aide des capelans et des phoques expliquent en partie la variation des taux globaux de M (figures 6 à 8).

3.2. EFFET DU CAPELAN

Comme on pouvait s'y attendre, le rapport entre la biomasse du capelan et celle de la morue a eu un effet négatif sur les taux de M . Lorsque les paramètres bêta sont associés pour tous les individus d'âge 2+, les estimations sont significatives, ce qui indique que le rapport capelan/morue a une capacité explicative pour la description de M . Lorsque les paramètres bêta sont estimés par groupe d'âge, les estimations pour les grands groupes d'âge sont significatives (figures 9 à 11). Selon la formulation du décalage de M_2 , les estimations bêta sont légèrement plus faibles; cela s'explique par le M de référence plus élevé dans la période postérieure à l'effondrement, lorsque la disponibilité de capelan par morue est plus faible.

En comparant le M selon l'âge dans les modèles de M de référence par rapport aux modèles avec le capelan comme covariable, nous constatons que les tendances globales du M sont très similaires pour tous les âges. L'intégration de l'effet du capelan explique certaines des variations de M pendant l'effondrement, le pic de M vers 2010 et l'augmentation au cours des dernières années (figures 6 à 8). Tous les modèles, y compris l'effet de covariable du capelan, ont des valeurs du CIA plus faibles que les modèles de M de référence correspondants, avec des gains plus importants lorsqu'un seul paramètre bêta est estimé (tableaux 2 à 4).

3.3. EFFET DES PHOQUES

3.3.1. Approche de la consommation par les phoques

La consommation de morues par les phoques fournie dans le modèle sous forme de données a été estimée à 3,2 % de la consommation totale estimée pour les phoques. Les limites larges (0,5 à 1,5) fournies à l'approche d'ajustement de la vraisemblance censurée ont permis au modèle d'ajuster ces données avec une incertitude considérable. La consommation prévue évoque une baisse de la consommation par les phoques après l'effondrement au milieu des années 1990, où les productions estimées ont chuté en dessous des limites fournies (figure 12). Il y a une autre période, au milieu des années 2000, où les prévisions chutent légèrement en dessous des limites fournies. Nous comparons également la consommation prévue à la constante de 3,2 % utilisée pour l'estimation de la consommation afin d'explorer dans quelle mesure les valeurs prévues s'écartent de l'hypothèse de 3,2 %. Nous constatons que ces valeurs varient principalement entre 2 et 5 % tout au long de la série chronologique, sauf dans la période postérieure à l'effondrement, où les valeurs chutent en dessous de 1 % de la consommation totale de la population de phoques (figure 13). Compte tenu des changements importants dans la biomasse de la morue au cours des séries chronologiques, ce niveau de variabilité n'est pas inattendu. Il est possible que les changements dans la consommation estimés par le modèle soient déterminés par les changements dans les niveaux de prédation M estimés par le modèle.

Un graphique représentant M (figure 14) et présentant la part de la mortalité expliquée par la consommation par les phoques par rapport à d'autres types de mortalité montre que la mortalité liée aux phoques explique en grande partie le niveau M entre le milieu des années 1990 et les années 2000. La diminution de l'erreur de processus et la mortalité totale s'expliquent en partie par le degré de souplesse accordé dans l'estimation des niveaux de consommation prévus.

3.3.2. Approche de la covariable des phoques

Contrairement à l'approche précédente qui utilisait l'information provenant d'otolithes de morues dans l'estomac des phoques, cette approche de la covariable ne fournit aucune information supplémentaire pour le modèle sur les répercussions de la prédation par les phoques sur différents âges de la morue. Les répercussions sont modélisées par groupes d'âge déterminés par l'association du paramètre bêta dans les estimations. Les estimations du paramètre bêta étaient statistiquement significatives pour les deux groupes d'âge, l'effet étant plus fort pour la catégorie d'âge « 0 à 3 ». Ces résultats indiquent qu'à mesure que la biomasse des phoques par rapport à la morue dans le système augmente, il y a un effet sur la mortalité naturelle chez les jeunes morues (figures 9 à 11).

Lorsque l'on compare le M selon l'âge dans les modèles M de référence par rapport aux modèles avec le phoque comme covariable, nous constatons que les profils de mortalité globaux sont similaires pour tous les groupes d'âge, à l'exception de l'âge 0. Pour la morue d'âge 0, il n'y a pas d'erreur de processus supplémentaire et les estimations de M suivent la tendance temporelle de la covariable (figures 6 à 8). Tous les modèles, y compris l'effet de la covariable des phoques, ont des valeurs du CIA inférieures à celles des modèles M de référence correspondants (tableaux 2 à 4).

3.4. EFFET DU CAPELAN ET DES PHOQUES

La comparaison des valeurs du CIA entre toutes les approches de M de référence et l'inclusion des effets ont révélé les valeurs du CIA les plus faibles lorsque les effets du capelan et des phoques ont été inclus. Les estimations bêta demeurent constantes entre le moment où les phoques ou le capelan seul sont inclus dans le modèle (c'est-à-dire que l'ajout d'une covariable ne modifie pas les estimations bêta pour l'autre covariable). Il convient de noter que dans la version de décalage de M2, les estimations bêta pour toutes les covariables (capelan et morue) sont inférieures à celles des deux autres approches M de référence (figure 11). Les effets combinés du capelan et des phoques expliquent une plus grande partie des estimations de M des modèles (figures 6 à 8) et obtiennent les valeurs du CIA les plus faibles (tableaux 2 à 4).

4. DISCUSSION

4.1. EFFET DU CAPELAN

Comme prévu, le rapport capelan/morue a un effet significatif sur M pour les morues d'âge avancé (4+), mais, contrairement aux attentes, les preuves de notre prédiction selon laquelle l'effet augmentait avec le groupe d'âge étaient équivoques. Cela peut être lié à la résolution de nos données, car le bruit des observations peut noyer le signal. Il se peut également que l'approche globale du rapport capelan/morue ne reflète pas pleinement l'effet de la concurrence intraspécifique, qui peut être plus forte au sein des groupes de taille. Enfin, il est possible que l'effet soit similaire dans tous les groupes d'âge. Quoi qu'il en soit, nos résultats montrent l'utilité de l'utilisation du capelan comme prédicteur de la mortalité de la morue, car son inclusion explique en partie la variation de M et, par conséquent, réduit les valeurs du CIA et les estimations de la variance de l'erreur de processus. Bien qu'il n'ait pas encore été testé, ce lien

avec le capelan devrait améliorer la capacité de prévision du modèle, en particulier pour les morues d'âge 2+ (c'est-à-dire la composante « observée » lors du relevé de recherche).

La plupart des études antérieures sur les liens prédateur-proie entre la morue et le capelan ont indiqué que la disponibilité du capelan influe sur les changements dans la biomasse totale de la morue (p. ex. Buren *et al.* 2014, Koen-Alonso *et al.* 2021) ou que le capelan améliore la croissance et l'état corporel (p. ex. Krohn *et al.* 1997, Rose et O'Driscoll 2002). Le mécanisme par lequel le capelan influe sur la productivité de la population de morues n'est pas clair. L'amélioration de la croissance et de l'état corporel peut stimuler la production de recrues et, par conséquent, la biomasse totale, ou la limitation des proies peut influencer sur la mortalité des adultes en raison de la détérioration de l'état corporel et, en fin de compte, de la famine. Les recherches présentées dans Regular *et al.* (2022) appuient cette dernière hypothèse, car les changements dans un indice de mortalité induit par la famine fondé sur l'état semblent être associés à la disponibilité des proies et aux taux de M estimés par le MEMN. Les analyses présentées dans le présent document appuient l'hypothèse selon laquelle la disponibilité du capelan a une incidence sur la mortalité de la morue.

4.2. EFFET DES PHOQUES

4.2.1. Approche de la consommation par les phoques

Cette approche utilise le plus grand nombre de données disponibles sur les répercussions des phoques sur la population de morues. L'une des principales hypothèses est que, sur la consommation totale de poissons par les phoques, la morue représente 3,2 %, et cette fraction du régime alimentaire ne change pas d'une année à l'autre. Par conséquent, nous avons autorisé une grande souplesse dans la prédiction de la consommation du modèle. Cependant, il est possible que cette souplesse supplémentaire permette au modèle d'expliquer une partie de la variance de l'erreur de processus, qui serait sinon restée inexplicée. L'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador est suggéré comme indicateur de la productivité du système. Un indice de remplacement de M fondé sur les conditions environnementales est calculé sous forme d'exponentiation du négatif de l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (Koen-Alonso, comm. pers.). La comparaison des tendances prédites avec l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador montre qu'il existe une certaine corrélation entre les valeurs prédites de la consommation et les conditions environnementales (figure 15). Cela nous amène à l'hypothèse que la souplesse du modèle pourrait peut-être, dans l'approche de la consommation, grâce aux limites larges de la vraisemblance censurée pour la consommation totale, mener à des tendances qui peuvent ou non être entièrement liées à la consommation de morues par les phoques. Par conséquent, pour estimer efficacement les répercussions de la prédation par les phoques, il est nécessaire d'explorer le lien avec les variables environnementales dans les futures approches de modélisation, qui n'ont pas été prises en compte jusqu'à présent dans les analyses actuelles ou dans les approches de la dynamique de la biomasse (p. ex. Buren *et al.* 2014, Koen-Alonso *et al.* 2021).

Les otolithes prélevés dans l'estomac des phoques indiquent les proportions des différents âges des morues consommées par les phoques et permettent de répartir la mortalité entre les différents groupes d'âge de la morue. Conformément à des recherches antérieures (Stansbury *et al.* 1998), nos analyses réaffirment que la prédation par les phoques est principalement liée aux morues jeunes. Cependant, une partie de la variation observée entre les années dans ces proportions est un artefact de la zone et du temps d'échantillonnage. Dans la division 2J, l'échantillonnage est principalement effectué à l'automne; dans la division 3K, il est principalement effectué au début de l'hiver, mais certaines années, il l'a été relativement plus à la fin du printemps et en été. De plus, en raison des données supplémentaires utilisées pour

ajuster les différents modèles, les estimations de la valeur du CIA de ces modèles ne sont pas comparables aux modèles avec la mortalité naturelle de référence, mais les valeurs du CIA de ces modèles sont comparables entre elles. Par conséquent, les hypothèses et les contraintes de données de cette approche présentent des difficultés.

4.2.2. Approche de la covariable des phoques

Comme pour l'approche de la consommation par les phoques, l'exploration et la quantification de l'effet des phoques ont été rendues possibles par l'extension du modèle aux âges 0 et 1 grâce à l'inclusion des relevés des détroits de Fleming et de Newman. Les estimations significatives du paramètre bêta indiquent que la pression exercée par les phoques sur les morues a influencé M . Contrairement à l'approche de la consommation, où le modèle disposait d'une grande souplesse pour modifier la consommation prévue, cette approche n'offrait pas une telle flexibilité. Pourtant, le modèle recueille ce signal en l'absence de toute information sur les proportions du régime alimentaire. Cela nous amène à penser que la pression, en particulier sur les jeunes morues, a contribué à des niveaux élevés de M dans la phase précoce du rétablissement de la morue. Les analyses précédentes n'ont pas permis de déterminer que la prédation était un facteur important de la morue (Buren *et al.* 2014); cela est probablement dû au fait que ces analyses étaient fondées sur des modèles de dynamique de la biomasse (où la contribution des jeunes à la biomasse de la population est faible et éclipsée par des signaux qui ont une incidence sur la biomasse disponible pour le relevé de recherche). Dans le modèle de référence du MEMN (Regular *et al.* 2025), la proportion de poissons d'âge 2 et moins est inférieure à 10 % dans la biomasse totale de la population, ce qui montre la difficulté de déterminer les effets sur les morues juvéniles à l'aide de modèles de dynamique de la biomasse. L'effondrement observé dans l'écosystème de Terre-Neuve-et-Labrador a été subi non seulement par la morue, mais aussi par d'autres espèces de poissons de fond et d'espèces fourragères. À la suite de l'effondrement, des mesures ont été prises pour réduire la pression de la pêche. Cependant, il est possible que la prédation ait augmenté, car elle a eu des répercussions sur une population de plus petite taille que les niveaux d'avant l'effondrement. Cette augmentation peut survenir pour plusieurs espèces, car l'effondrement n'a pas été limité à la morue (en effet, la plupart des espèces proies des phoques se sont effondrées au début des années 1990). Il a fallu du temps, mais aussi des conditions environnementales favorables pour que des espèces comme la morue ou le capelan, entre autres, se rétablissent, période pendant laquelle elles ont probablement présenté des taux de mortalité naturelle induite par la prédation plus élevés que la moyenne.

Un aspect de l'approche de la covariable des phoques qui doit être examiné plus en profondeur est l'hypothèse selon laquelle les phoques continueront de cibler la morue même en faible abondance. Ce type d'effet dépendant n'est peut-être pas réaliste sur le plan écologique, car on s'attend à ce que les prédateurs généralistes comme les phoques passent à d'autres espèces plus abondantes (réponse fonctionnelle de type III; Middlemas *et al.* 2006, Smout *et al.* 2014). Dans ce contexte, bien que Buren et ses collaborateurs (2014) aient rejeté le lien avec la prédation par le phoque du Groenland, ils ont trouvé des preuves de dynamique dépendante chez la morue. Parallèlement, il n'est pas nécessaire que la prédation dépendante sur les juvéniles se traduise par une dynamique dépendante au niveau du stock en réponse à la prédation. De plus, lorsque la morue s'est effondrée dans les années 1990, de nombreuses autres espèces (y compris le capelan, qui est une proie importante pour les phoques) se sont effondrées dans le système et, bien que les phoques soient généralistes, la disponibilité d'autres proies était limitée. Enfin, le capelan est une proie importante pour la morue et pour les phoques, et on peut supposer qu'il existe une zone de quête de nourriture commune pour la morue et les phoques. Compte tenu de la complexité des interactions entre ces espèces, d'autres hypothèses structurelles devraient être mises à l'essai.

4.3. EFFET DU CAPELAN ET DES PHOQUES

L'utilisation combinée du capelan et des phoques comme prédicteurs de M a donné lieu à la meilleure explication des données, saisissant les tendances dans le M pour les composantes juvéniles et matures de la population. Cette formulation a toutefois eu une incidence sur la relation stock-recrutement et a donné lieu aux estimations les plus élevées de α dans tous les modèles. La cause précise de cette différence nécessite une enquête plus approfondie.

5. CONCLUSION

Dans toutes les approches étudiées, les tendances globales de la mortalité naturelle sont similaires, en particulier pour la population mature et exploitable de morues. Par conséquent, la biomasse du stock reproducteur estimée à partir de près de 20 formulations différentes incluant le capelan et les phoques dans la modélisation est très similaire. Les bénéfices les plus importants liés au CIA ont été obtenus par la modélisation des effets du capelan et des phoques, l'abondance des phoques par rapport à la morue montrant des effets significatifs sur les morues jeunes, en particulier les individus d'âge 0 à 3, et les faibles niveaux de capelan par rapport à la morue montrant des effets significatifs sur la mortalité des morues d'âge 3+. Selon l'approche de la consommation des phoques et la formulation de Lorenzen de M , les estimations du recrutement sont plus élevées que dans les modèles de référence. Un tel effet allométrique et ces données démographiques sont attendus d'après une théorie écologique (Lorenzen 2022). Le recrutement supplémentaire est appauvri par les niveaux plus élevés de mortalité naturelle chez les individus jeunes dans ces modèles, et vers l'âge 5, les tendances de tous les modèles sont très similaires. L'étude des effets du capelan et des phoques favorise la compréhension de M qui était auparavant modélisée exclusivement comme une erreur de processus. Ces efforts représentent une transition de la description vers une explication des changements passés. Ce faisant, nous souhaitons contribuer à l'élaboration d'une approche écosystémique pour la gestion de la morue du Nord.

6. REMERCIEMENTS

En plus des organismes et des collaborateurs que nous avons remerciés dans la partie I, nous tenons à remercier Shelley Lang pour nous avoir transmis des données sur les phoques, ainsi qu'Aaron Adamack, Hannah Murphy et Fran Mowbray pour nous avoir transmis des données sur le capelan et pour avoir répondu à nos questions sur ces données et cette espèce. Nous remercions également Tim Miller pour ses conseils concernant la mise en œuvre de covariables avec incertitude.

7. TABLEAUX

Tableau 1 : Étiquettes et descriptions des formulations des modèles mettant à l'essai une gamme d'hypothèses concernant les niveaux de référence de mortalité naturelle, M , en combinaison avec les effets du capelan ou des phoques.

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques |
|--------|------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| M11 | Constante | N.D. | N.D. |
| M12 | Allométrique | N.D. | N.D. |
| M13 | Décalage de M2 | N.D. | N.D. |
| M14 | Constante | Covariable constante | N.D. |
| M15 | Allométrique | Covariable constante | N.D. |
| M16 | Décalage de M2 | Covariable constante | N.D. |
| M17 | Constante | Covariable fondée sur l'âge | N.D. |
| M18 | Allométrique | Covariable fondée sur l'âge | N.D. |
| M19 | Décalage de M2 | Covariable fondée sur l'âge | N.D. |
| M20 | Constante | N.D. | Covariable fondée sur l'âge |
| M21 | Allométrique | N.D. | Covariable fondée sur l'âge |
| M22 | Décalage de M2 | N.D. | Covariable fondée sur l'âge |
| M23 | Constante | N.D. | Consommation |
| M24 | Allométrique | N.D. | Consommation |
| M25* | Décalage de M2 | N.D. | Consommation |
| M26 | Constante | Covariable constante | Covariable fondée sur l'âge |
| M27 | Allométrique | Covariable constante | Covariable fondée sur l'âge |
| M28 | Décalage de M2 | Covariable constante | Covariable fondée sur l'âge |
| M29 | Constante | Covariable constante | Consommation |
| M30* | Allométrique | Covariable constante | Consommation |
| M31 | Décalage de M2 | Covariable constante | Consommation |

*Absence de convergence du modèle

Tableau 2 : Comparaison du nombre de paramètres (k), du logarithme-vraisemblance ($\ln(L)$), du critère d'information d'Akaike (CIA ; tableau du haut) et des estimations de certains paramètres (tableau du bas; NR signifie relevé de recherche, SN signifie relevé de pêche sentinelle, S-R signifie stock-recrutement et BN signifie binôme négatif) pour les modèles supposant des taux de référence constants de M (M11, M14, M17, M23, M20 et M26). Les valeurs de CIA et $\ln(L)$ ne sont pas indiquées pour les modèles utilisant l'approche de la consommation des phoques, car elles ne sont pas comparables.

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques | k | $\ln(L)$ | CIA | ΔCIA |
|--------|------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----|-----------|-----------|--------------|
| M26 | Constante | Covariable constante | Covariable fondée sur l'âge | 205 | 17 938,36 | 36 286,71 | 0,000 |
| M20 | Constante | N.D. | Covariable fondée sur l'âge | 204 | 17 946,14 | 36 300,29 | 13,575 |
| M17 | Constante | Covariable fondée sur l'âge | N.D. | 205 | 17 950,09 | 36 310,17 | 23,461 |

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques | k | ln(L) | CIA | ΔCIA |
|--------|----------------|----------------------|-------------------|-----|-----------|-----------|--------|
| M14 | Constante | Covariable constante | N.D. | 203 | 17 952,65 | 36 311,30 | 24,584 |
| M11 | Constante | N.D. | N.D. | 202 | 17 957,47 | 36 318,95 | 32,235 |
| M23 | Constante | N.D. | Consommation | 208 | N.D. | N.D. | N.D. |

| Quantité | Symbole | M11 | M14 | M17 | M23 | M20 | M26 |
|--|----------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Erreur d'observation NR | σ_{NR} | 0,431 | 0,430 | 0,424 | 0,447 | 0,413 | 0,412 |
| Erreur d'observation SN (âge 3) | σ_{SN_a} | 0,668 | 0,670 | 0,673 | 0,656 | 0,663 | 0,663 |
| Erreur d'observation SN (âges 4 à 14) | - | 0,128 | 0,131 | 0,138 | 0,138 | 0,128 | 0,130 |
| Corrélation avec l'âge dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ âge}}$ | 0,868 | 0,867 | 0,872 | 0,867 | 0,871 | 0,870 |
| Corrélation avec l'année dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ année}}$ | 0,886 | 0,885 | 0,885 | 0,890 | 0,881 | 0,879 |
| Paramètre de variance SN q | σ_{SN_q} | 0,830 | 0,828 | 0,829 | 0,828 | 0,838 | 0,835 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 0 à 2) | σ_{P_a} | 1,831 | 1,845 | 1,835 | 1,799 | 1,849 | 1,864 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 3 et 4) | - | 0,844 | 0,848 | 0,854 | 0,886 | 0,850 | 0,857 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 5 à 14) | - | 0,306 | 0,307 | 0,303 | 0,307 | 0,302 | 0,302 |
| Corrélation avec l'âge dans les erreurs de processus | $\varphi_{\delta \text{ âge}}$ | 0,862 | 0,810 | 0,873 | 0,871 | 0,863 | 0,773 |
| Corrélation avec l'année dans les erreurs de processus | $\varphi_{\delta \text{ année}}$ | 0,766 | 0,831 | 0,802 | 0,821 | 0,787 | 0,860 |
| Variance de l'erreur de processus | σ_{δ} | 0,281 | 0,258 | 0,236 | 0,246 | 0,278 | 0,247 |
| Corrélation avec l'âge dans F | $\varphi_F \text{ âge}$ | 0,908 | 0,909 | 0,909 | 0,909 | 0,916 | 0,917 |
| Corrélation avec l'année dans F | $\varphi_F \text{ année}$ | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 |
| Paramètres de variance F | σ_F | 0,203 | 0,203 | 0,202 | 0,207 | 0,198 | 0,198 |
| Paramètre de relation S-R | α_{BSR} | 7,233 | 9,337 | 8,663 | 18,176 | 11,177 | 21,569 |
| Paramètre de relation S-R | $\log(\beta_{BSR})$ | -11,994 | -11,781 | -11,897 | -11,840 | -11,239 | -10,573 |
| Variance du logarithme du recrutement | σ_r | 0,271 | 0,259 | 0,268 | 0,182 | 0,294 | 0,284 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle | m | 0,239 | 0,283 | 0,278 | 0,281 | 0,193 | 0,224 |
| Variance des écarts F de marquage (avant 1997) | $\sigma_{f_{x1}}$ | 0,942 | 0,941 | 0,940 | 0,942 | 0,938 | 0,937 |
| Variance des écarts F de marquage (après 1997) | $\sigma_{f_{x2}}$ | 1,051 | 1,050 | 1,050 | 1,054 | 1,053 | 1,051 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage antérieures à 1997 | κ_1 | 16,112 | 16,105 | 16,096 | 16,389 | 16,104 | 16,082 |

| Quantité | Symbole | M11 | M14 | M17 | M23 | M20 | M26 |
|---|----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage postérieures à 1997 | κ_2 | 8,081 | 8,108 | 8,121 | 7,932 | 8,033 | 8,054 |
| Erreur d'observation du relevé sur les juvéniles | σ_{juv} | 1,158 | 1,157 | 1,161 | 1,162 | 1,149 | 1,147 |

Tableau 3 : Comparaison du nombre de paramètres (k), du logarithme-vraisemblance ($\ln(L)$), du critère d'information d'Akaike (CIA ; tableau du haut) et des estimations de certains paramètres (tableau du bas; NR signifie relevé de recherche, SN signifie relevé de pêche sentinelle, S-R signifie stock-recrutement et BN signifie binôme négatif) pour les modèles supposant un effet de M allométrique (M12, M15, M18, M24, M21 et M27). Les valeurs de CIA et $\ln(L)$ ne sont pas indiquées pour les modèles utilisant l'approche de la consommation des phoques, car elles ne sont pas comparables.

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques | k | $\ln(L)$ | CIA | ΔCIA |
|--------|------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----|-----------|-----------|--------------|
| M27 | Allométrique | Covariable constante | Covariable fondée sur l'âge | 206 | 17 938,03 | 36 288,05 | 0,000 |
| M21 | Allométrique | N.D. | Covariable fondée sur l'âge | 205 | 17 945,63 | 36 301,27 | 13,216 |
| M15 | Allométrique | Covariable constante | N.D. | 204 | 17 950,51 | 36 309,02 | 20,973 |
| M18 | Allométrique | Covariable fondée sur l'âge | N.D. | 206 | 17 948,72 | 36 309,44 | 21,387 |
| M12 | Allométrique | N.D. | N.D. | 203 | 17 955,75 | 36 317,50 | 29,452 |
| M24 | Allométrique | N.D. | Consommation | 209 | N.D. | N.D. | N.D. |

| Quantité | Symbole | M12 | M15 | M18 | M24 | M21 | M27 |
|--|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Erreur d'observation NR | σ_{NR} | 0,435 | 0,433 | 0,427 | 0,450 | 0,415 | 0,412 |
| Erreur d'observation SN (âge 3) | σ_{SN_α} | 0,669 | 0,670 | 0,673 | 0,654 | 0,663 | 0,663 |
| Erreur d'observation SN (âges 4 à 14) | - | 0,130 | 0,133 | 0,138 | 0,140 | 0,128 | 0,130 |
| Corrélation avec l'âge dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ âge}}$ | 0,868 | 0,867 | 0,871 | 0,867 | 0,871 | 0,869 |
| Corrélation avec l'année dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ année}}$ | 0,886 | 0,885 | 0,885 | 0,890 | 0,882 | 0,879 |
| Paramètre de variance SN q | σ_{SN_q} | 0,829 | 0,827 | 0,828 | 0,827 | 0,838 | 0,835 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 0 à 2) | σ_{P_α} | 1,826 | 1,841 | 1,832 | 1,794 | 1,851 | 1,866 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 3 et 4) | - | 0,851 | 0,856 | 0,859 | 0,881 | 0,852 | 0,859 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 5 à 14) | - | 0,306 | 0,307 | 0,304 | 0,306 | 0,302 | 0,302 |
| Corrélation avec l'âge dans les erreurs de processus | $\varphi_\delta \text{ âge}$ | 0,860 | 0,802 | 0,864 | 0,874 | 0,866 | 0,778 |

| Quantité | Symbole | M12 | M15 | M18 | M24 | M21 | M27 |
|---|--------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Corrélation avec l'année dans les erreurs de processus | φ_{δ} année | 0,772 | 0,839 | 0,813 | 0,840 | 0,799 | 0,869 |
| Variance de l'erreur de processus | σ_{δ} | 0,267 | 0,244 | 0,230 | 0,226 | 0,273 | 0,243 |
| Corrélation avec l'âge dans F | φ_F âge | 0,911 | 0,912 | 0,910 | 0,913 | 0,918 | 0,918 |
| Corrélation avec l'année dans F | φ_F année | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 |
| Paramètres de variance F | σ_F | 0,202 | 0,201 | 0,201 | 0,205 | 0,197 | 0,197 |
| Paramètre de relation S-R | α_{BSR} | 12,484 | 20,932 | 14,978 | 27,991 | 15,551 | 30,457 |
| Paramètre de relation S-R | $\log(\beta_{BSR})$ | -11,971 | -11,704 | -11,859 | -11,910 | -11,005 | -10,299 |
| Variance du logarithme du recrutement | σ_r | 0,260 | 0,245 | 0,258 | 0,183 | 0,297 | 0,289 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle | m | 0,189 | 0,214 | 0,221 | 0,188 | 0,159 | 0,187 |
| Variance des écarts F de marquage (avant 1997) | $\sigma_{f_{x1}}$ | 0,942 | 0,941 | 0,940 | 0,943 | 0,938 | 0,937 |
| Variance des écarts F de marquage (après 1997) | $\sigma_{f_{x2}}$ | 1,052 | 1,050 | 1,050 | 1,055 | 1,054 | 1,052 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage antérieures à 1997 | κ_1 | 16,157 | 16,159 | 16,140 | 16,384 | 16,135 | 16,107 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage postérieures à 1997 | κ_2 | 8,092 | 8,116 | 8,122 | 7,962 | 8,029 | 8,051 |
| Erreur d'observation du relevé sur les juvéniles | σ_{juv} | 1,156 | 1,152 | 1,158 | 1,183 | 1,148 | 1,145 |

Tableau 4 : Comparaison du nombre de paramètres (k), du logarithme-vraisemblance ($\ln(L)$), du critère d'information d'Akaike (CIA ; tableau du haut) et des estimations de certains paramètres (tableau du bas; NR signifie relevé de recherche, SN signifie relevé de pêche sentinelle, S-R signifie stock-recrutement et BN signifie binôme négatif) pour les modèles supposant des changements du M de référence (M13, M16, M19, M22, et M28). Les valeurs de CIA et $\ln(L)$ ne sont pas indiquées pour les modèles utilisant l'approche de la consommation des phoques, car elles ne sont pas comparables.

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques | k | $\ln(L)$ | CIA | ΔCIA |
|--------|------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----|-----------|-----------|--------------|
| M28 | Décalage de M2 | Covariable constante | Covariable fondée sur l'âge | 207 | 17 928,06 | 36 270,11 | 0,000 |
| M22 | Décalage de M2 | N.D. | Covariable fondée sur l'âge | 206 | 17 932,00 | 36 276,00 | 5,891 |
| M19 | Décalage de M2 | Covariable fondée sur l'âge | N.D. | 207 | 17 932,75 | 36 279,50 | 9,392 |
| M16 | Décalage de M2 | Covariable constante | N.D. | 205 | 17 937,52 | 36 285,04 | 14,932 |
| M13 | Décalage de M2 | N.D. | N.D. | 204 | 17 939,66 | 36 287,32 | 17,207 |

| Quantité | Symbole | M13 | M16 | M19 | M22 | M28 |
|---|----------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Erreur d'observation NR | σ_{NR} | 0,428 | 0,426 | 0,422 | 0,416 | 0,412 |
| Erreur d'observation SN (âge 3) | σ_{SN_a} | 0,663 | 0,665 | 0,667 | 0,663 | 0,664 |
| Erreur d'observation SN (âges 4 à 14) | - | 0,120 | 0,122 | 0,130 | 0,123 | 0,125 |
| Corrélation avec l'âge dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ âge}}$ | 0,865 | 0,865 | 0,870 | 0,868 | 0,868 |
| Corrélation avec l'année dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ année}}$ | 0,886 | 0,886 | 0,886 | 0,883 | 0,881 |
| Paramètre de variance SN q | σ_{SN_q} | 0,824 | 0,823 | 0,824 | 0,831 | 0,830 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 0 à 2) | σ_{Pa} | 1,818 | 1,823 | 1,818 | 1,833 | 1,842 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 3 et 4) | - | 0,851 | 0,854 | 0,860 | 0,851 | 0,858 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 5 à 14) | - | 0,306 | 0,306 | 0,301 | 0,302 | 0,302 |
| Corrélation avec l'âge dans les erreurs de processus | $\varphi_{\delta \text{ âge}}$ | 0,689 | 0,672 | 0,715 | 0,720 | 0,671 |
| Corrélation avec l'année dans les erreurs de processus | $\varphi_{\delta \text{ année}}$ | 0,641 | 0,672 | 0,630 | 0,703 | 0,727 |
| Variance de l'erreur de processus | σ_{δ} | 0,305 | 0,291 | 0,268 | 0,292 | 0,273 |
| Corrélation avec l'âge dans F | $\varphi_F \text{ âge}$ | 0,907 | 0,907 | 0,910 | 0,914 | 0,914 |
| Corrélation avec l'année dans F | $\varphi_F \text{ année}$ | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 |
| Paramètres de variance F | σ_F | 0,203 | 0,203 | 0,201 | 0,199 | 0,199 |
| Paramètre de relation S-R | α_{BSR} | 9,986 | 11,584 | 10,698 | 11,978 | 18,459 |
| Paramètre de relation S-R | $\log(\beta_{BSR})$ | -11,638 | -11,550 | -11,679 | -11,281 | -10,922 |
| Variance du logarithme du recrutement | σ_r | 0,236 | 0,224 | 0,229 | 0,256 | 0,242 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1954-1990) | m_y | 0,168 | 0,188 | 0,190 | 0,154 | 0,186 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1991-1994) | - | 1,175 | 1,127 | 1,250 | 0,935 | 0,840 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1995-2020) | - | 0,398 | 0,462 | 0,424 | 0,333 | 0,405 |
| Variance des écarts F de marquage (avant 1997) | $\sigma_{f_{x1}}$ | 0,944 | 0,943 | 0,943 | 0,943 | 0,941 |
| Variance des écarts F de marquage (après 1997) | $\sigma_{f_{x2}}$ | 1,050 | 1,049 | 1,049 | 1,053 | 1,051 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage antérieures à 1997 | κ_1 | 16,032 | 16,027 | 15,991 | 16,006 | 16,001 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage postérieures à 1997 | κ_2 | 8,018 | 8,043 | 8,044 | 7,999 | 8,023 |
| Erreur d'observation du relevé sur les juvéniles | σ_{juv} | 1,177 | 1,175 | 1,187 | 1,175 | 1,168 |

Tableau 5 : Comparaison du nombre de paramètres (k), du logarithme-vraisemblance ($\ln(L)$), du critère d'information d'Akaike (CIA ; tableau du haut) et des estimations de certains paramètres (tableau du bas; NR signifie relevé de recherche, SN signifie relevé de pêche sentinelle, S-R signifie stock-recrutement et BN signifie binôme négatif) pour les modèles utilisant l'approche de la consommation des phoques (M23, M24, M29 et M31).

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques | k | $\ln(L)$ | CIA | ΔCIA |
|--------|----------------|----------------------|-------------------|-----|-----------|-----------|--------------|
| M31 | Décalage de M2 | Covariable constante | Consommation | 211 | 18 392,28 | 37 206,56 | 0,000 |
| M29 | Constante | Covariable constante | Consommation | 209 | 18 400,57 | 37 219,14 | 12,576 |
| M24 | Allométrique | N.D. | Consommation | 209 | 18 405,76 | 37 229,52 | 22,956 |
| M23 | Constante | N.D. | Consommation | 208 | 18 409,08 | 37 234,17 | 27,610 |

| Quantité | Symbole | M23 | M24 | M29 | M31 |
|---|--------------------------------|---------|---------|---------|---------|
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1954-1990) | m_y | N.D. | N.D. | N.D. | 0,274 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1991-1994) | - | N.D. | N.D. | N.D. | 0,999 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1995-2020) | - | N.D. | N.D. | N.D. | 0,331 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle | m | 0,281 | 0,188 | 0,305 | N.D. |
| Erreur d'observation NR | σ_{NR} | 0,447 | 0,450 | 0,441 | 0,440 |
| Erreur d'observation SN (âge 3) | σ_{SN_α} | 0,656 | 0,654 | 0,657 | 0,660 |
| Erreur d'observation SN (âges 4 à 14) | - | 0,138 | 0,140 | 0,139 | 0,139 |
| Corrélation avec l'âge dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ âge}}$ | 0,867 | 0,867 | 0,867 | 0,866 |
| Corrélation avec l'année dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ année}}$ | 0,890 | 0,890 | 0,887 | 0,889 |
| Paramètre de variance SN q | σ_{SN_q} | 0,828 | 0,827 | 0,826 | 0,824 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 0 à 2) | σ_{P_α} | 1,799 | 1,794 | 1,810 | 1,799 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 3 et 4) | - | 0,886 | 0,881 | 0,888 | 0,894 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 5 à 14) | - | 0,307 | 0,306 | 0,308 | 0,308 |
| Corrélation avec l'âge dans les erreurs de processus | $\varphi_\delta \text{ âge}$ | 0,871 | 0,874 | 0,737 | 0,640 |
| Corrélation avec l'année dans les erreurs de processus | $\varphi_\delta \text{ année}$ | 0,821 | 0,840 | 0,882 | 0,842 |
| Variance de l'erreur de processus | σ_δ | 0,246 | 0,226 | 0,223 | 0,234 |
| Corrélation avec l'âge dans F | $\varphi_F \text{ âge}$ | 0,909 | 0,913 | 0,909 | 0,908 |
| Corrélation avec l'année dans F | $\varphi_F \text{ année}$ | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 |
| Paramètres de variance F | σ_F | 0,207 | 0,205 | 0,206 | 0,206 |
| Paramètre de relation S-R | α_{BSR} | 18,176 | 27,991 | 20,325 | 22,382 |
| Paramètre de relation S-R | $\log(\beta_{BSR})$ | -11,840 | -11,910 | -11,765 | -11,699 |
| Variance du logarithme du recrutement | σ_r | 0,182 | 0,183 | 0,174 | 0,162 |

| Quantité | Symbole | M23 | M24 | M29 | M31 |
|---|----------------|--------|--------|--------|--------|
| Variance des écarts F de marquage (avant 1997) | σ_{fx1} | 0,942 | 0,943 | 0,940 | 0,943 |
| Variance des écarts F de marquage (après 1997) | σ_{fx2} | 1,054 | 1,055 | 1,052 | 1,051 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage antérieures à 1997 | κ_1 | 16,389 | 16,384 | 16,345 | 16,299 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage postérieures à 1997 | κ_2 | 7,932 | 7,962 | 7,951 | 7,944 |
| Erreur d'observation du relevé sur les juvéniles | σ_{juv} | 1,162 | 1,183 | 1,184 | 1,183 |

Tableau 6 : Comparaison du nombre de paramètres (k), du logarithme-vraisemblance ($\ln(L)$), du critère d'information d'Akaike (CIA ; tableau du haut) et des estimations de certains paramètres (tableau du bas; NR signifie relevé de recherche, SN signifie relevé de pêche sentinelle, S-R signifie stock-recrutement et BN signifie binôme négatif) pour les modèles estimant un effet du capelan (M11, M14, M17, M12, M15, M18, M13, M16, et M19).

| Modèle | M de référence | Effet du capelan | Effet des phoques | k | $\ln(L)$ | CIA | ΔCIA |
|--------|----------------|-----------------------------|-------------------|-----|-----------|-----------|--------------|
| M19 | Décalage de M2 | Covariable fondée sur l'âge | N.D. | 207 | 17 932,75 | 36 279,50 | 0,000 |
| M16 | Décalage de M2 | Covariable constante | N.D. | 205 | 17 937,52 | 36 285,04 | 5,540 |
| M13 | Décalage de M2 | N.D. | N.D. | 204 | 17 939,66 | 36 287,32 | 7,816 |
| M15 | Allométrie | Covariable constante | N.D. | 204 | 17 950,51 | 36 309,02 | 29,521 |
| M18 | Allométrie | Covariable fondée sur l'âge | N.D. | 206 | 17 948,72 | 36 309,44 | 29,935 |
| M17 | Constante | Covariable fondée sur l'âge | N.D. | 205 | 17 950,09 | 36 310,17 | 30,673 |
| M14 | Constante | Covariable constante | N.D. | 203 | 17 952,65 | 36 311,30 | 31,797 |
| M12 | Allométrie | N.D. | N.D. | 203 | 17 955,75 | 36 317,50 | 38,001 |
| M11 | Constante | N.D. | N.D. | 202 | 17 957,47 | 36 318,95 | 39,448 |

| Quantité | Symbole | M11 | M14 | M17 | M12 | M15 | M18 | M13 | M16 | M19 |
|---|---------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1954-1990) | m_y | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | 0,168 | 0,188 | 0,190 |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle (1991-1994) | - | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | 1,175 | 1,127 | 1,250 |
| Niveau de référence de la mortalité | - | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | 0,398 | 0,462 | 0,424 |

| Quantité | Symbole | M11 | M14 | M17 | M12 | M15 | M18 | M13 | M16 | M19 |
|--|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| naturelle (1995-2020) | | | | | | | | | | |
| Niveau de référence de la mortalité naturelle | m | 0,239 | 0,283 | 0,278 | 0,189 | 0,214 | 0,221 | N.D. | N.D. | N.D. |
| Erreur d'observation NR | σ_{NR} | 0,431 | 0,430 | 0,424 | 0,435 | 0,433 | 0,427 | 0,428 | 0,426 | 0,422 |
| Erreur d'observation SN (âge 3) | σ_{SN_α} | 0,668 | 0,670 | 0,673 | 0,669 | 0,670 | 0,673 | 0,663 | 0,665 | 0,667 |
| Erreur d'observation SN (âges 4 à 14) | - | 0,128 | 0,131 | 0,138 | 0,130 | 0,133 | 0,138 | 0,120 | 0,122 | 0,130 |
| Corrélation avec l'âge dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ âge}}$ | 0,868 | 0,867 | 0,872 | 0,868 | 0,867 | 0,871 | 0,865 | 0,865 | 0,870 |
| Corrélation avec l'année dans SN q | $\varphi_{SN_q \text{ année}}$ | 0,886 | 0,885 | 0,885 | 0,886 | 0,885 | 0,885 | 0,886 | 0,886 | 0,886 |
| Paramètre de variance SN q | σ_{SN_q} | 0,830 | 0,828 | 0,829 | 0,829 | 0,827 | 0,828 | 0,824 | 0,823 | 0,824 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 0 à 2) | σ_{P_α} | 1,831 | 1,845 | 1,835 | 1,826 | 1,841 | 1,832 | 1,818 | 1,823 | 1,818 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 3 et 4) | - | 0,844 | 0,848 | 0,854 | 0,851 | 0,856 | 0,859 | 0,851 | 0,854 | 0,860 |
| Erreur de composition selon l'âge (âges 5 à 14) | - | 0,306 | 0,307 | 0,303 | 0,306 | 0,307 | 0,304 | 0,306 | 0,306 | 0,301 |
| Corrélation avec l'âge dans les erreurs de processus | $\varphi_\delta \text{ âge}$ | 0,862 | 0,810 | 0,873 | 0,860 | 0,802 | 0,864 | 0,689 | 0,672 | 0,715 |
| Corrélation avec l'année dans les erreurs de processus | $\varphi_\delta \text{ année}$ | 0,766 | 0,831 | 0,802 | 0,772 | 0,839 | 0,813 | 0,641 | 0,672 | 0,630 |
| Variance de l'erreur de processus | σ_δ | 0,281 | 0,258 | 0,236 | 0,267 | 0,244 | 0,230 | 0,305 | 0,291 | 0,268 |
| Corrélation avec l'âge dans F | $\varphi_F \text{ âge}$ | 0,908 | 0,909 | 0,909 | 0,911 | 0,912 | 0,910 | 0,907 | 0,907 | 0,910 |

| Quantité | Symbole | M11 | M14 | M17 | M12 | M15 | M18 | M13 | M16 | M19 |
|---|---------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Corrélation avec l'année dans F | φ_F année | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 0,998 |
| Paramètres de variance F | σ_F | 0,203 | 0,203 | 0,202 | 0,202 | 0,201 | 0,201 | 0,203 | 0,203 | 0,201 |
| Paramètre de relation S-R | α_{BSR} | 7,233 | 9,337 | 8,663 | 12,484 | 20,932 | 14,978 | 9,986 | 11,584 | 10,698 |
| Paramètre de relation S-R | $\log(\beta_{BSR})$ | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Variance du logarithme du recrutement | σ_r | 0,271 | 0,259 | 0,268 | 0,260 | 0,245 | 0,258 | 0,236 | 0,224 | 0,229 |
| Variance des écarts F de marquage (avant 1997) | $\sigma_{f_{x1}}$ | 0,942 | 0,941 | 0,940 | 0,942 | 0,941 | 0,940 | 0,944 | 0,943 | 0,943 |
| Variance des écarts F de marquage (après 1997) | $\sigma_{f_{x2}}$ | 1,051 | 1,050 | 1,050 | 1,052 | 1,050 | 1,050 | 1,050 | 1,049 | 1,049 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage antérieures à 1997 | κ_1 | 16,112 | 16,105 | 16,096 | 16,157 | 16,159 | 16,140 | 16,032 | 16,027 | 15,991 |
| Paramètre de surdispersion du BN pour les expériences de marquage postérieures à 1997 | κ_2 | 8,081 | 8,108 | 8,121 | 8,092 | 8,116 | 8,122 | 8,018 | 8,043 | 8,044 |
| Erreur d'observation du relevé sur les juvéniles | σ_{juv} | 1,158 | 1,157 | 1,161 | 1,156 | 1,152 | 1,158 | 1,177 | 1,175 | 1,187 |

8. FIGURES

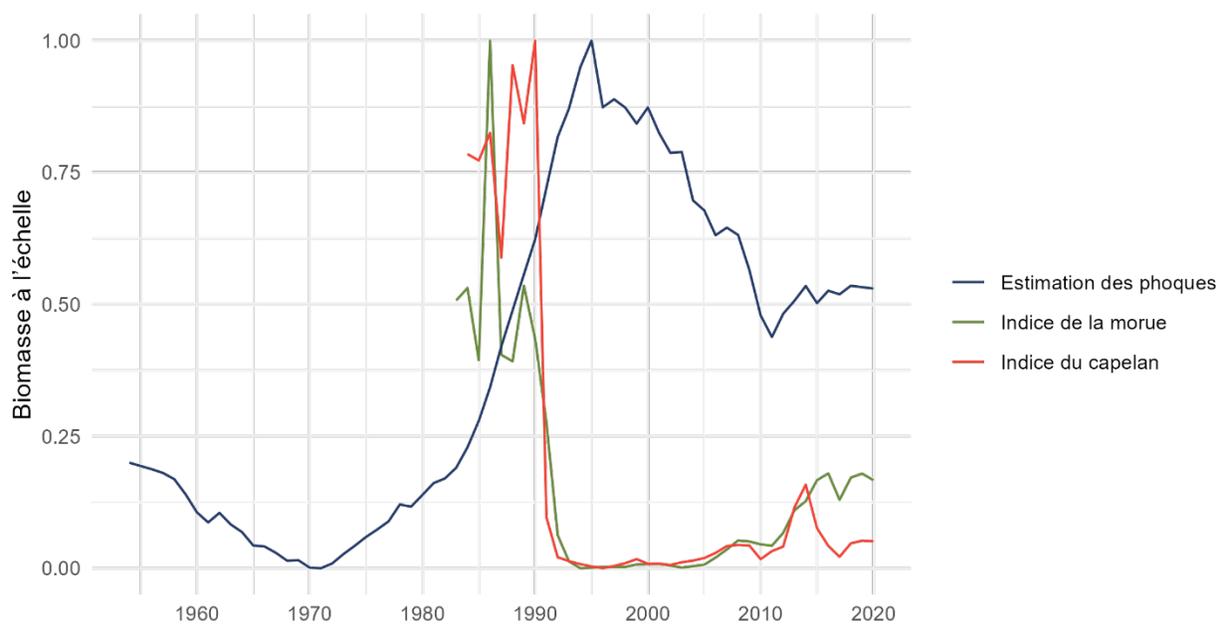


Figure 1 : Indice de la biomasse du capelan d'un relevé acoustique, indice de la biomasse de la morue provenant d'un relevé au chalut et estimation de la biomasse des phoques. Les valeurs sont mises à l'échelle entre 0 et 1.

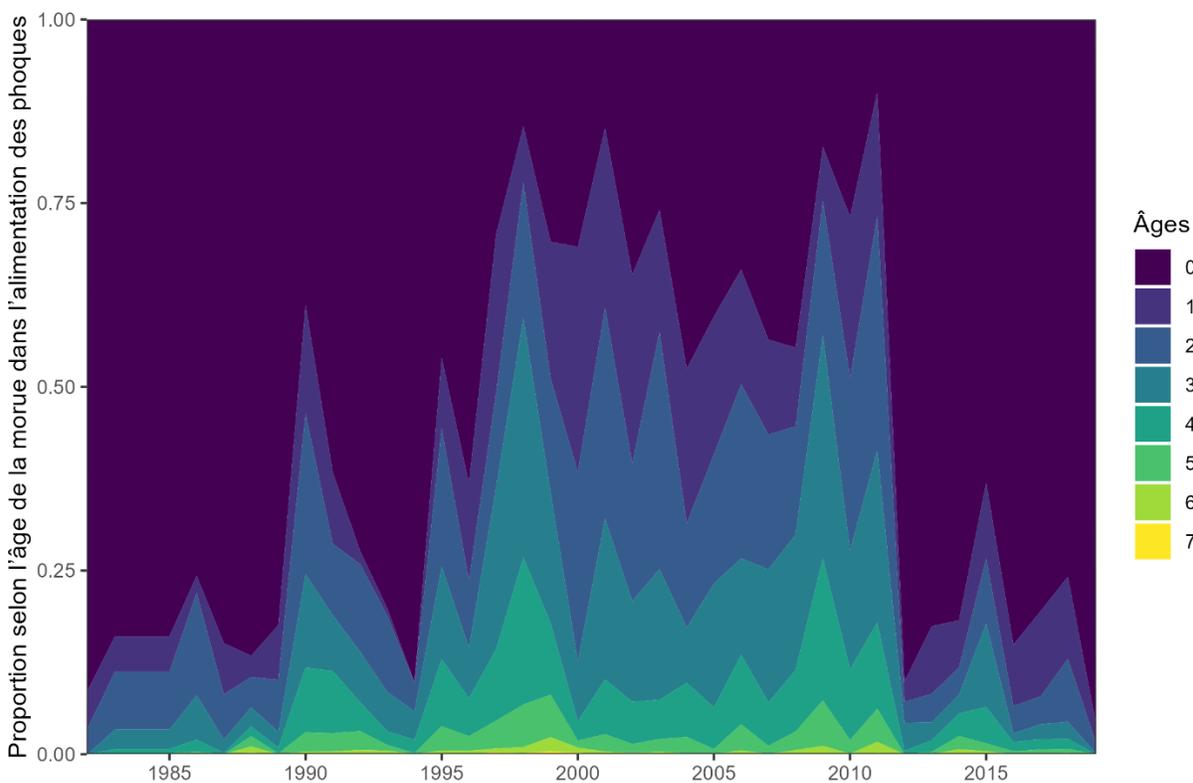


Figure 2 : Proportion de morues selon l'âge estimée à partir d'échantillons d'estomacs de phoques.

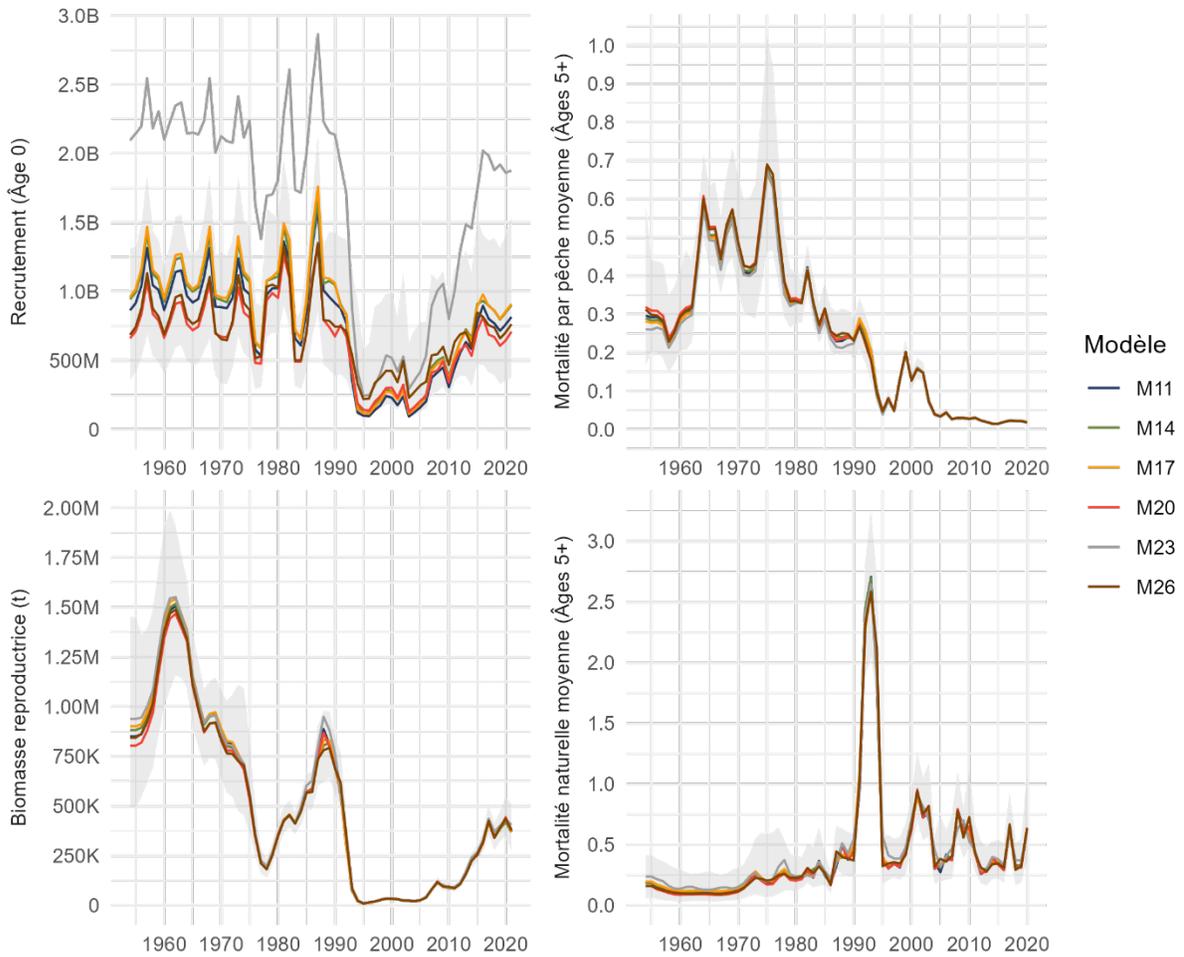


Figure 3 : Tendances du recrutement, de la biomasse du stock reproducteur, de la mortalité par pêche et de la mortalité naturelle à partir de modèles supposant des taux de référence de M constants (**M11**, **M14**, **M17**, **M23**, **M20** et **M26**). La zone ombrée représente l'intervalle de confiance à 95 % du modèle **M26**.

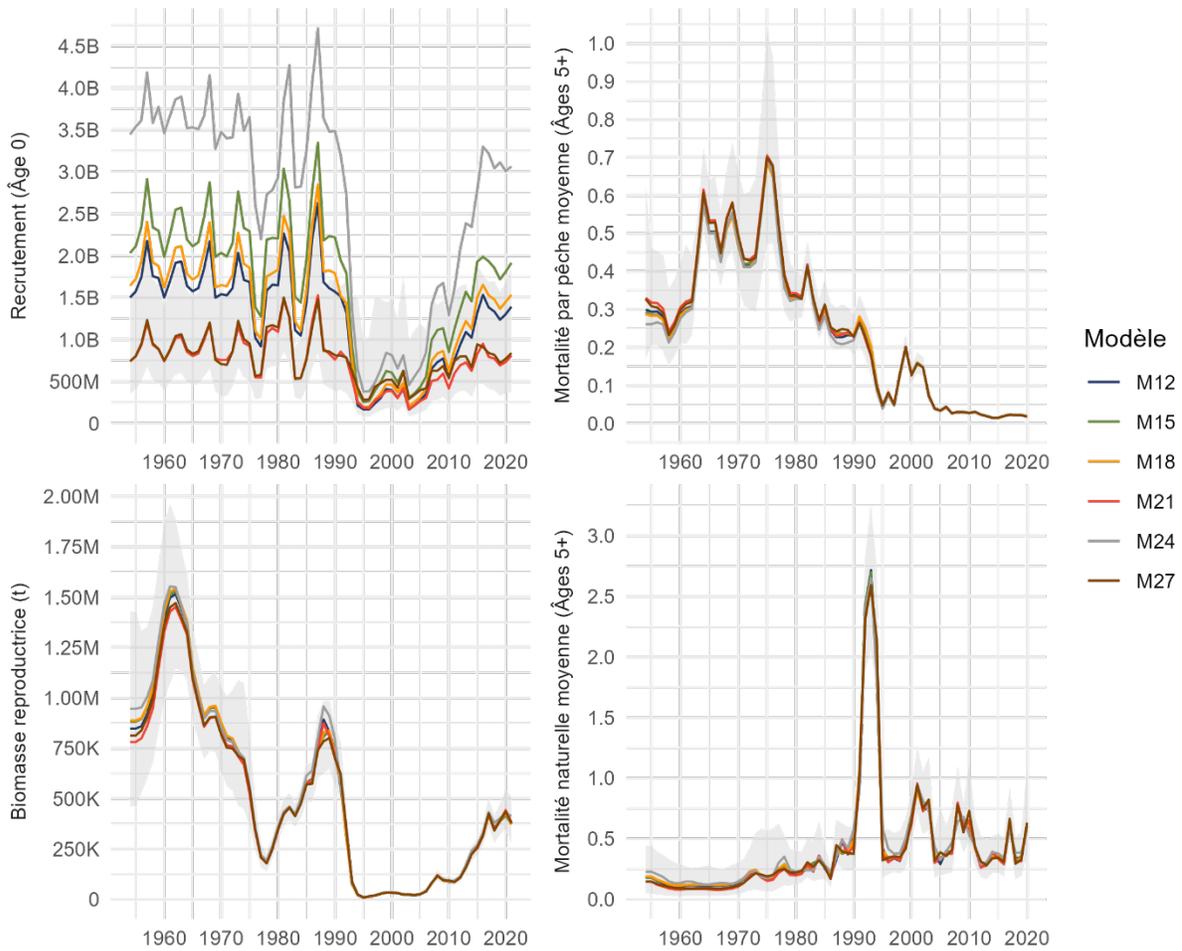


Figure 4 : Tendances du recrutement, de la biomasse du stock reproducteur, de la mortalité par pêche et de la mortalité naturelle à partir de modèles supposant un effet de M allométrique (M12, M15, M18, M24, M21 et M27). La zone ombrée représente l'intervalle de confiance à 95 % du modèle M27.

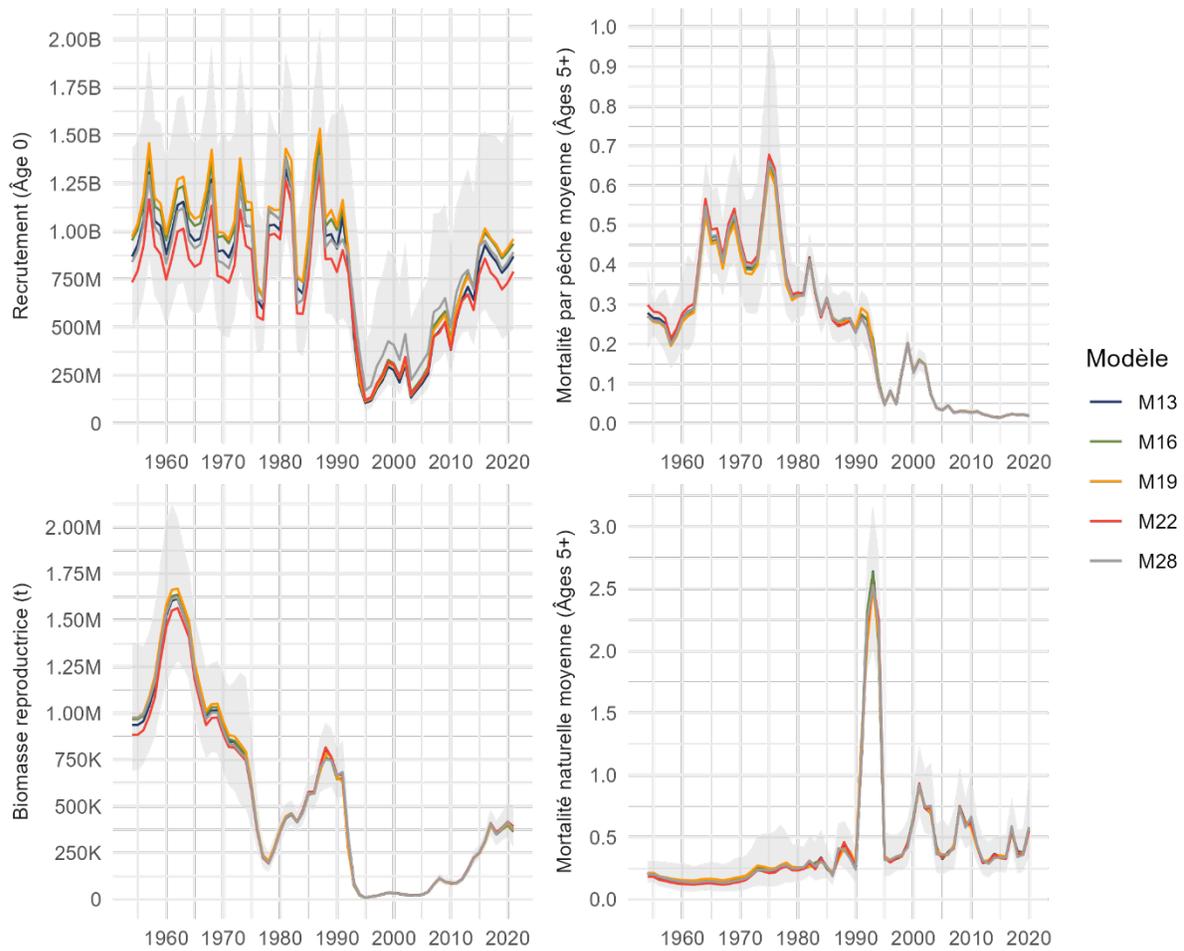


Figure 5 : Tendances du recrutement, de la biomasse du stock reproducteur, de la mortalité par pêche et de la mortalité naturelle à partir de modèles supposant des changements dans le M de référence (**M13**, **M16**, **M19**, **M22** et **M28**). La zone ombrée représente l'intervalle de confiance à 95 % du modèle **M28**.

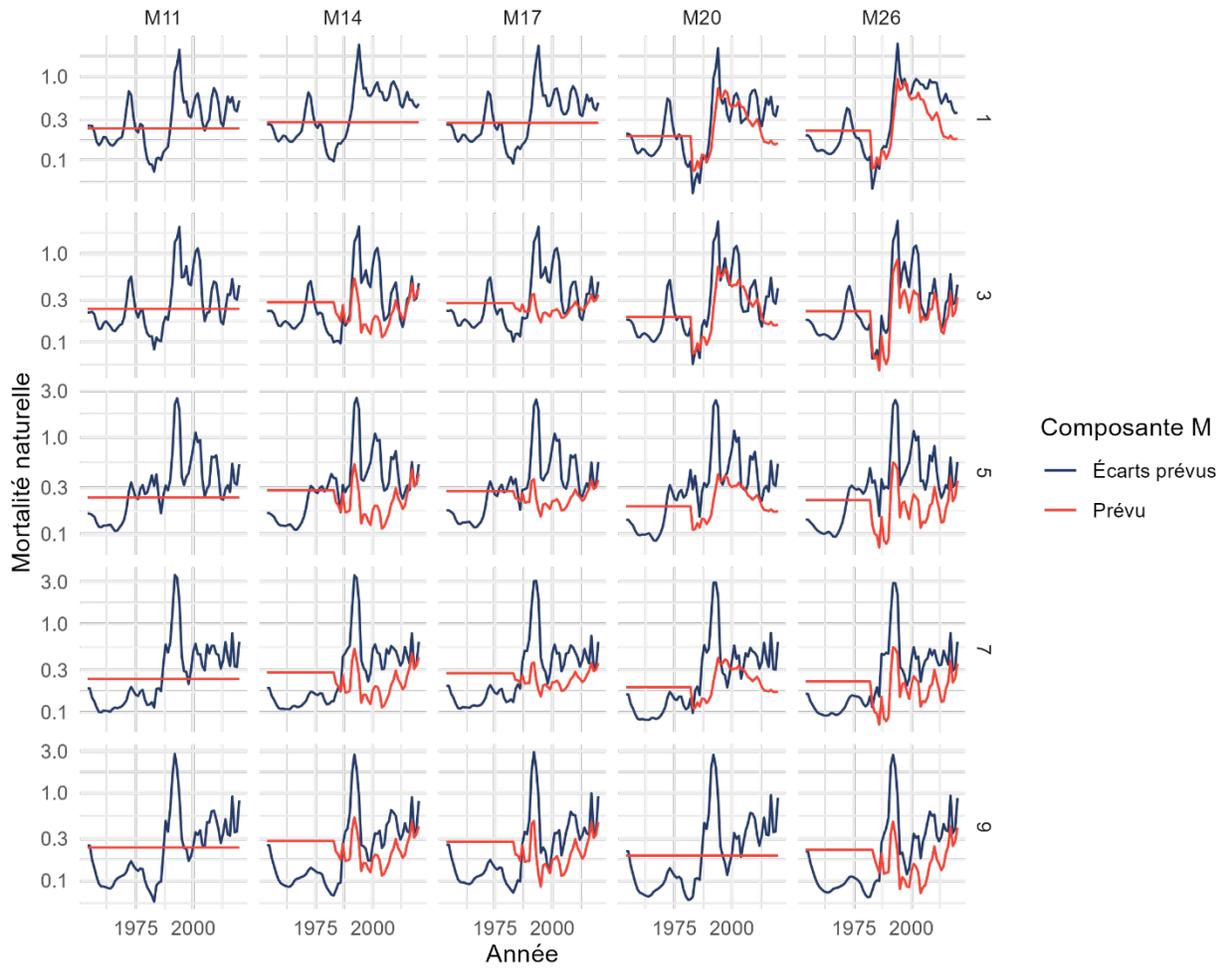


Figure 6 : Estimations de la mortalité naturelle aux âges 1, 3, 5, 7 et 9 à partir d'un sous-ensemble de modèles supposant des taux de référence de M constants ($M11$, $M14$, $M17$, $M20$ et $M26$). Notez que l'axe des y est présenté en échelle logarithmique.

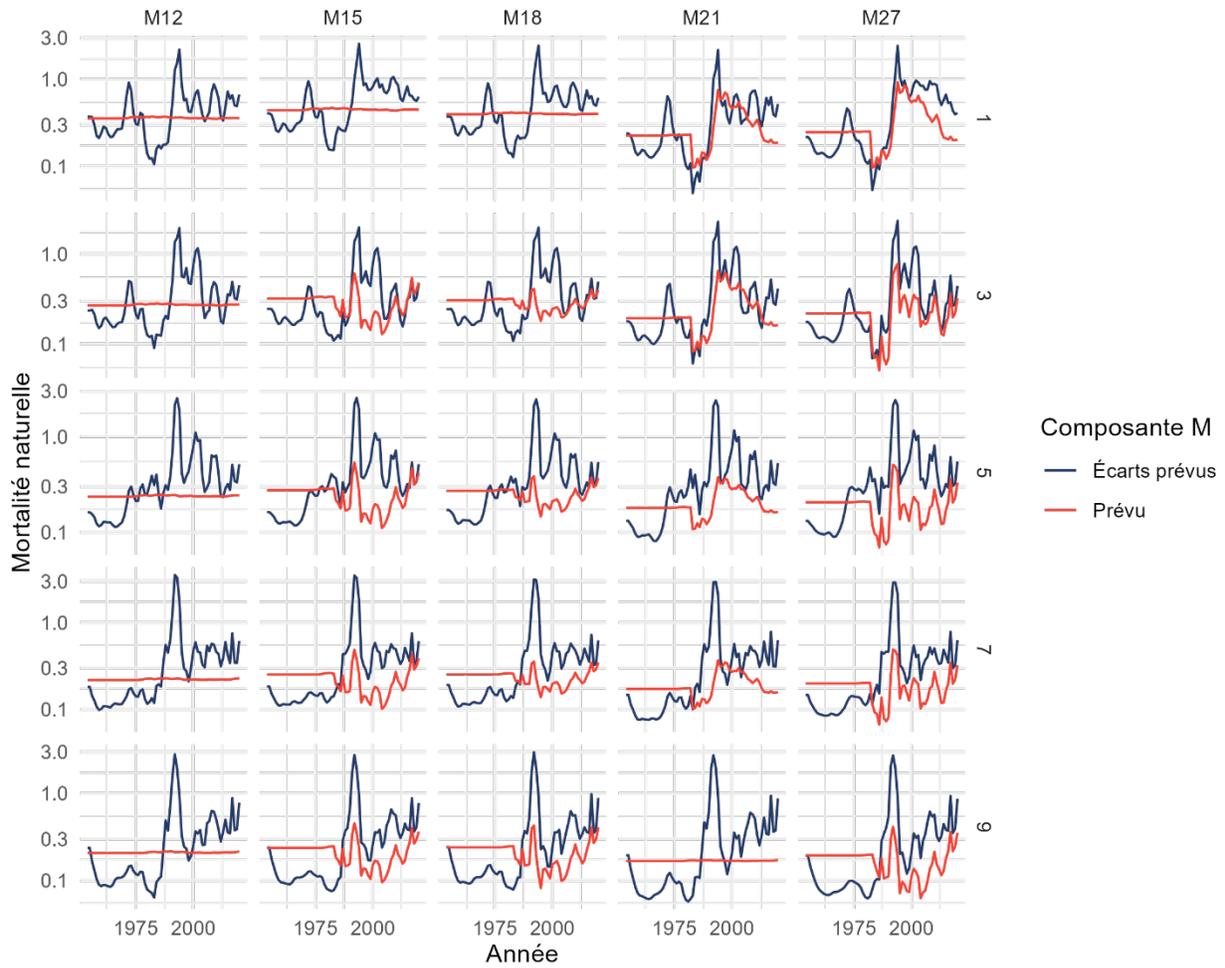


Figure 7 : Estimations de la mortalité naturelle aux âges 1, 3, 5, 7 et 9 à partir d'un sous-ensemble de modèles supposant un effet de M allométrique (M12, M15, M18, M21 et M27). Notez que l'axe des y est présenté en échelle logarithmique.

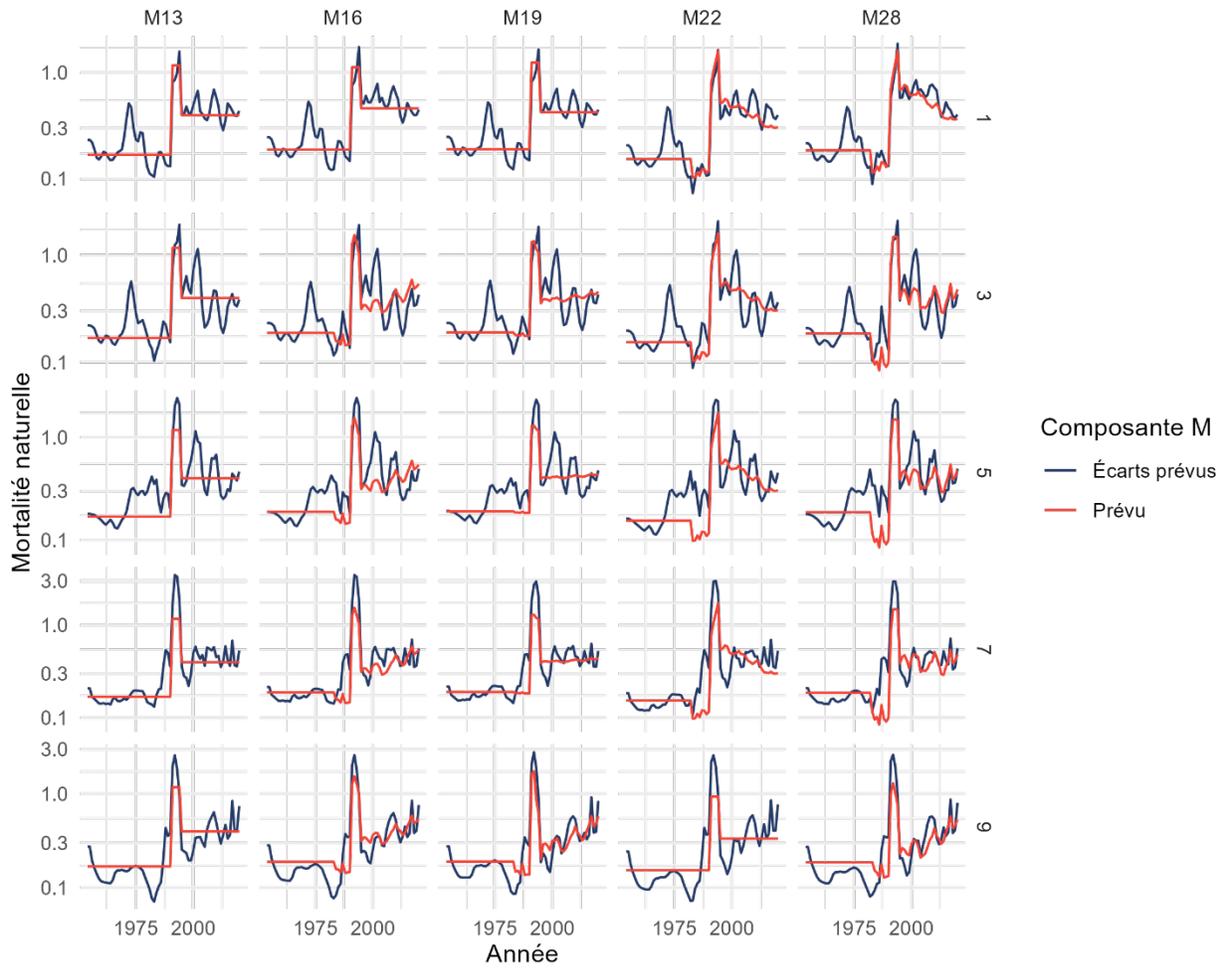


Figure 8 : Estimations de la mortalité naturelle aux âges 1, 3, 5, 7 et 9 à partir d'un sous-ensemble de modèles supposant des taux de référence de M (M13, M16, M19, M22, et M28). Notez que l'axe des y est présenté en échelle logarithmique.

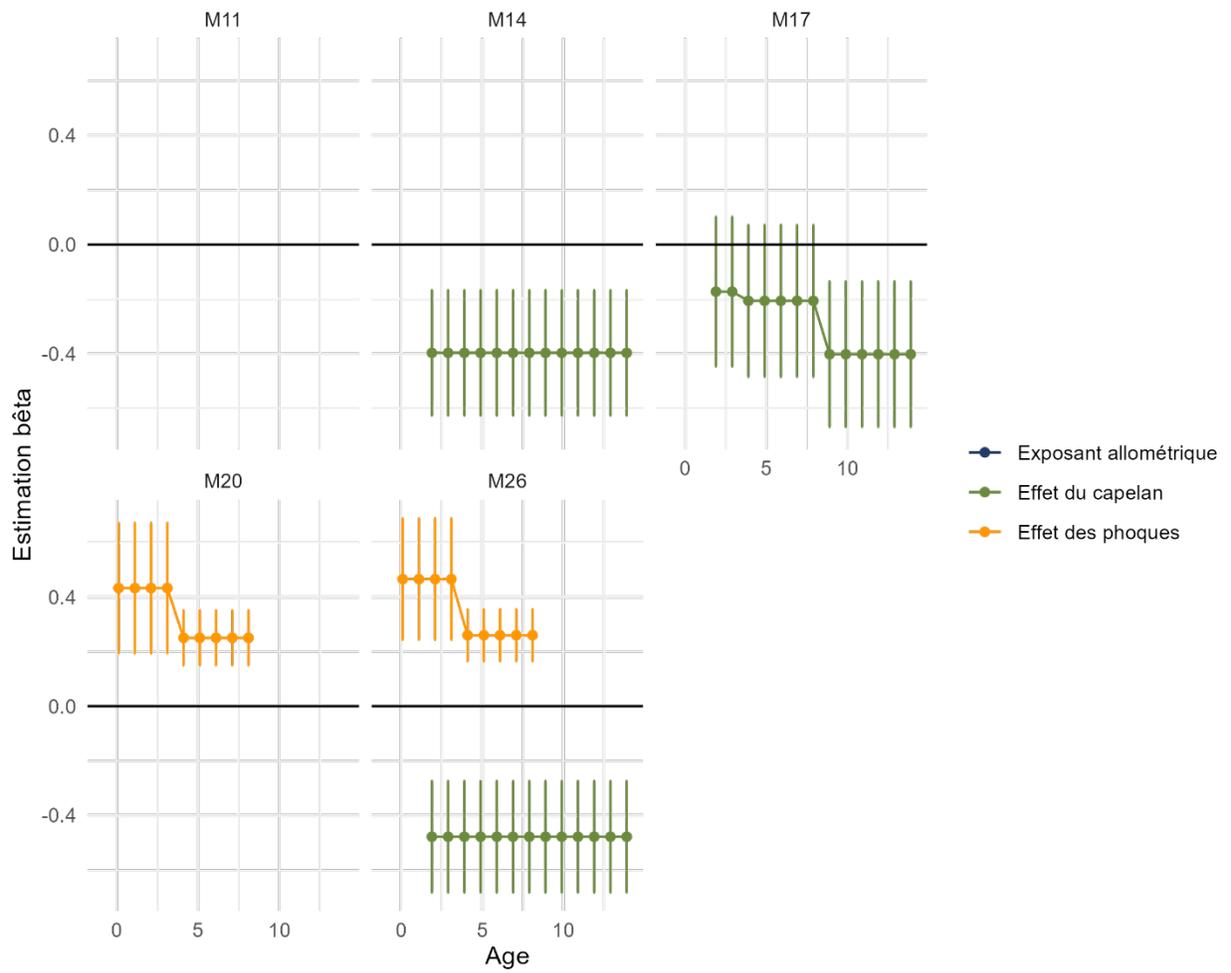


Figure 9 : Estimations des paramètres bêta à partir d'un sous-ensemble de modèles supposant des taux de référence de M constants ($M11$, $M14$, $M17$, $M20$ et $M26$).

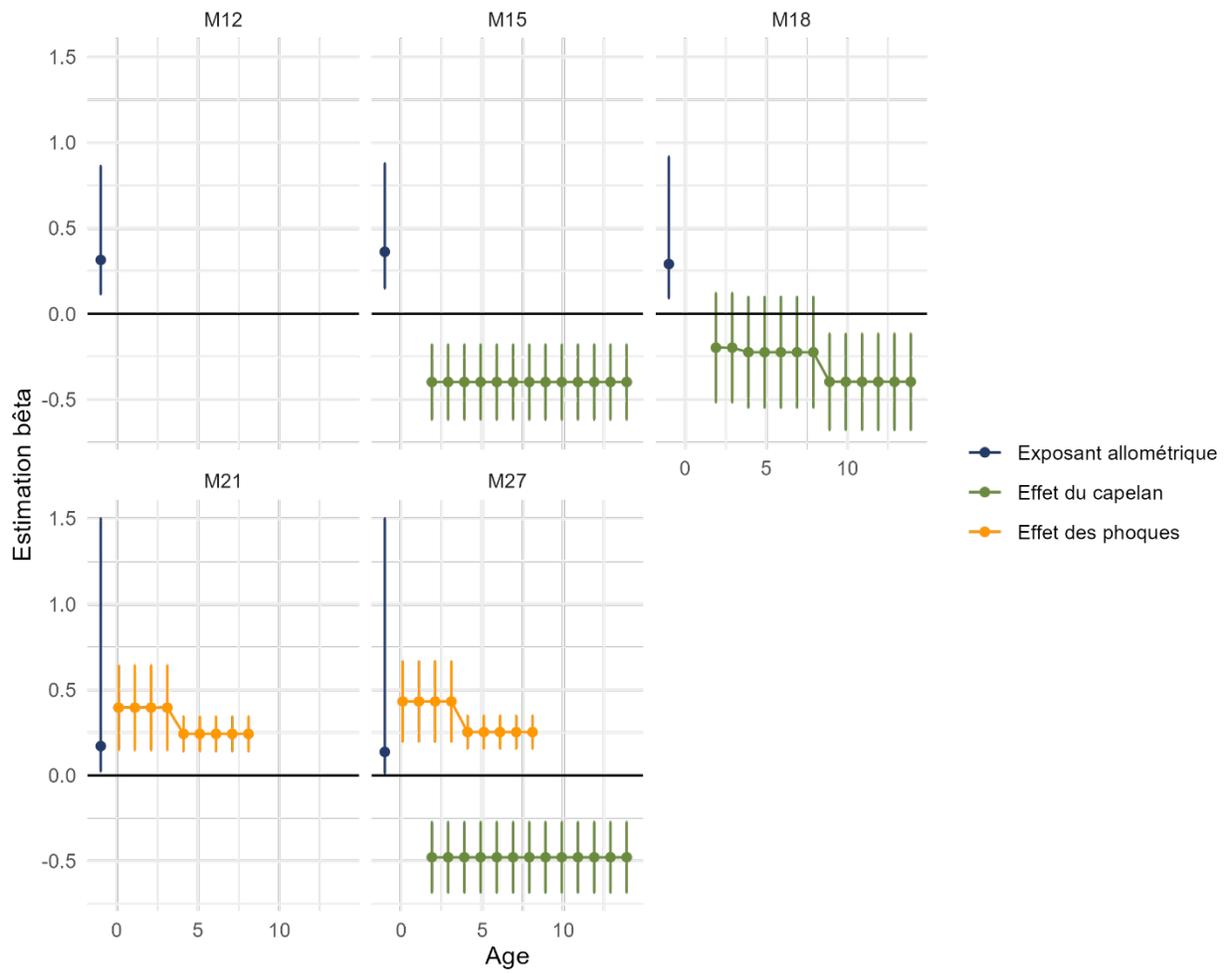


Figure 10 : Estimations des paramètres bêta à partir d'un sous-ensemble de modèles supposant un effet de M allométrique (M12, M15, M18, M21 et M27).

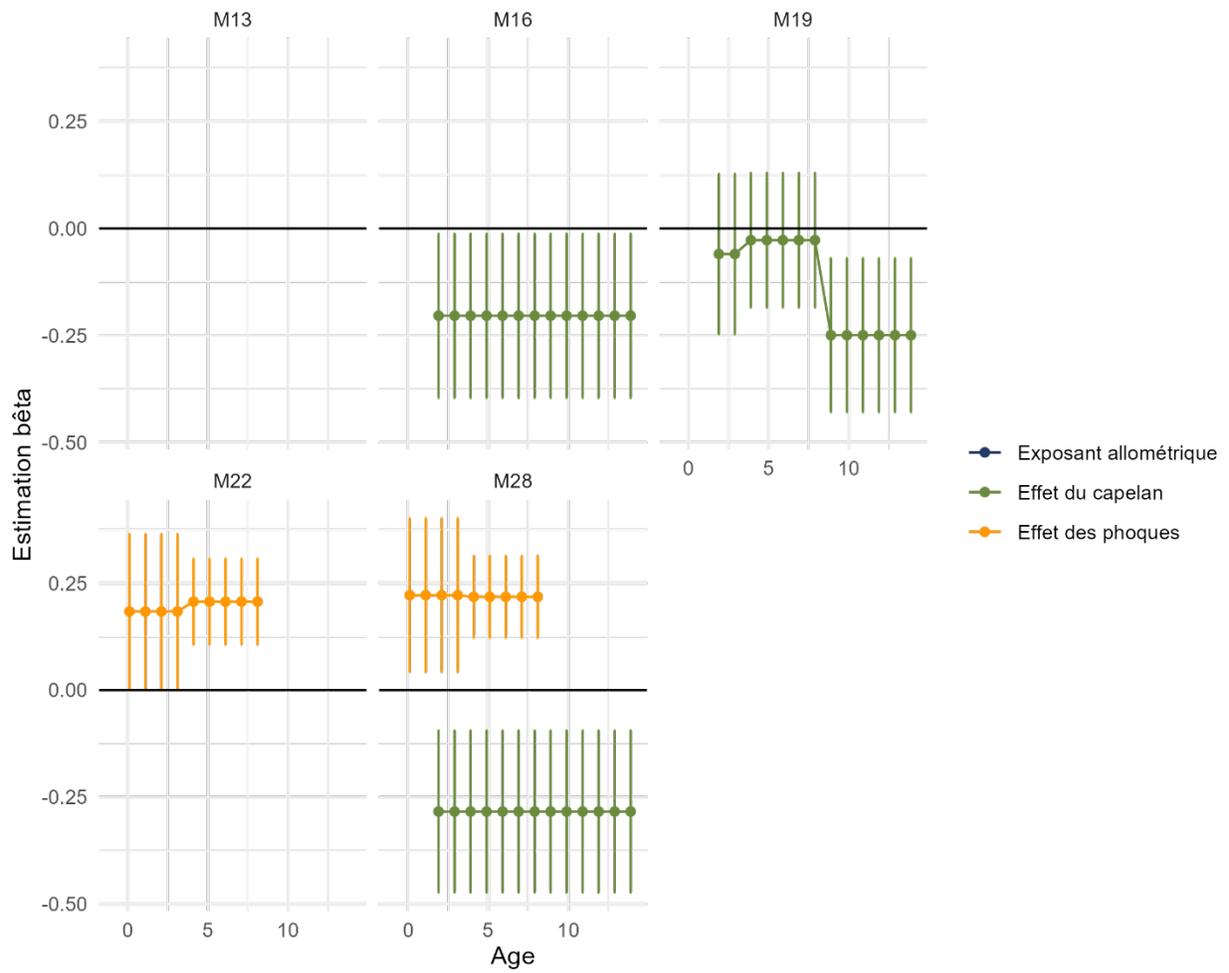


Figure 11 : Estimations des paramètres bêta à partir d'un sous-ensemble de modèles supposant des changements dans les taux de référence de M (M13, M16, M19, M22 et M28).

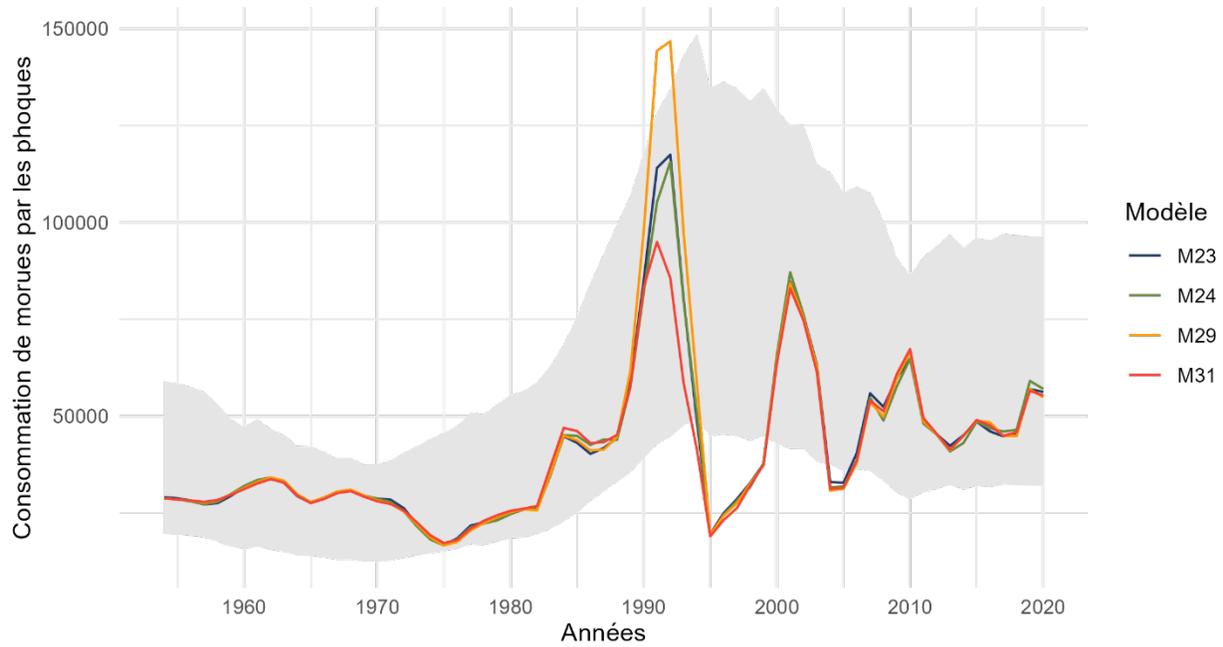


Figure 12 : Prédiction de la consommation de morues par les phoques par rapport aux estimations et aux limites fournies dans le modèle.

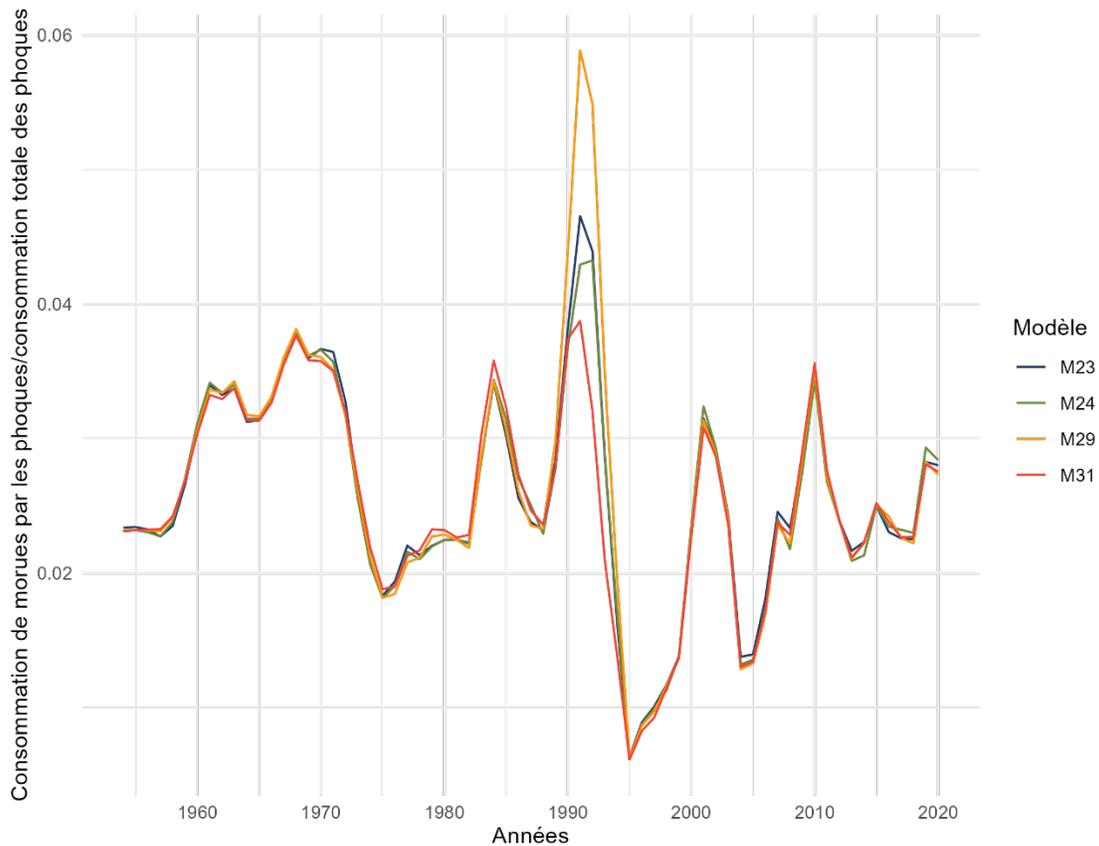


Figure 13 : Prédiction de la consommation de morues par les phoques en pourcentage de la consommation totale par les phoques.

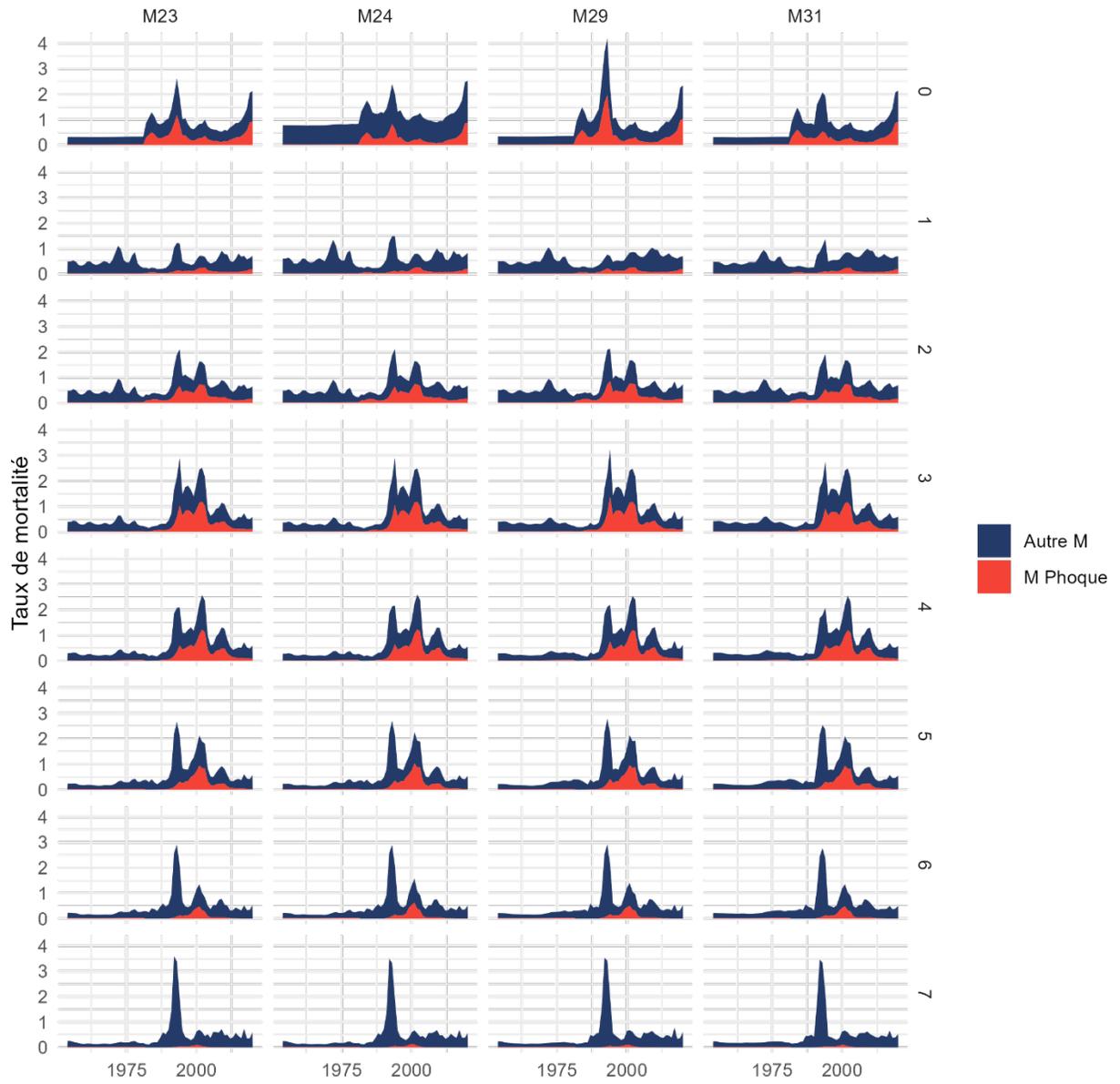


Figure 14 : Estimations de la mortalité naturelle selon l'âge et d'un modèle à l'autre intégrant l'effet des phoques comme prédateurs.

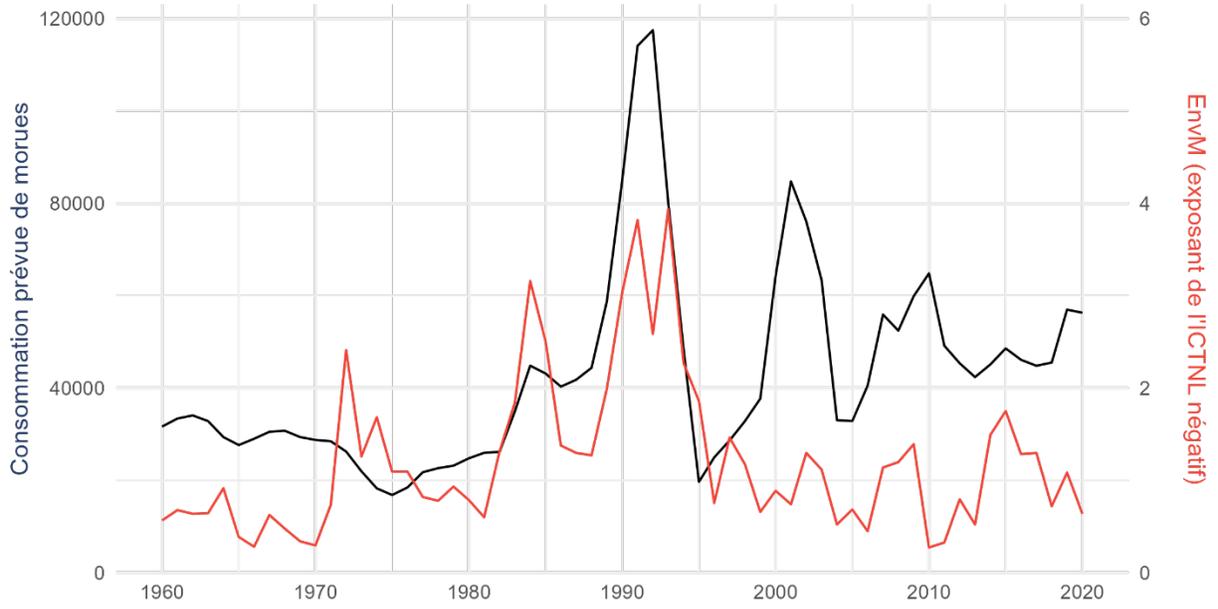


Figure 15 : Comparaison de la prédiction de la consommation de morues par les phoques et d'un indice environnemental indirect (EnvM) calculé comme exposant de l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (ICTNL) négatif.

9. COLOPHON

This version of the document was generated on 2024-03-11 16:44:18.454163.

The computational environment that was used to generate this version is as follows:

— Session info —

```
setting value
version R version 4.3.0 (2023-04-21 ucrt)
os Windows 10 x64 (build 19044)
system x86_64, mingw32
ui RTerm
language (EN)
collate English_United States.utf8
ctype English_United States.utf8
tz America/St_Johns
date 2024-03-11
pandoc 3.1.1 @ C:/Program Files/RStudio/resources/app/bin/quarto/bin/tools/ (via rmarkdown)
```

— Packages —

```
! package * version date (UTC) lib source
askpass 1.1 2019-01-13 [1] CRAN (R 4.3.1)
bookdown 0.35 2023-08-09 [1] CRAN (R 4.3.1)
cachem 1.0.8 2023-05-01 [1] CRAN (R 4.3.1)
callr 3.7.3 2022-11-02 [1] CRAN (R 4.3.1)
cli 3.6.1 2023-03-23 [1] CRAN (R 4.3.1)
colorspace 2.1-0 2023-01-23 [1] CRAN (R 4.3.1)
crayon 1.5.2 2022-09-29 [1] CRAN (R 4.3.1)
crul 1.4.0 2023-05-17 [1] CRAN (R 4.3.1)
csasdown 0.1.3 2024-03-11 [1] local
curl 5.0.1 2023-06-07 [1] CRAN (R 4.3.1)
data.table 1.14.8 2023-02-17 [1] CRAN (R 4.3.1)
devtools 2.4.5 2022-10-11 [1] CRAN (R 4.3.1)
digest 0.6.33 2023-07-07 [1] CRAN (R 4.3.1)
dplyr * 1.1.2 2023-04-20 [1] CRAN (R 4.3.1)
ellipsis 0.3.2 2021-04-29 [1] CRAN (R 4.3.1)
evaluate 0.21 2023-05-05 [1] CRAN (R 4.3.1)
fansi 1.0.4 2023-01-22 [1] CRAN (R 4.3.1)
farver 2.1.1 2022-07-06 [1] CRAN (R 4.3.1)
fastmap 1.1.1 2023-02-24 [1] CRAN (R 4.3.1)
flextable * 0.9.4 2023-10-22 [1] CRAN (R 4.3.2)
fontBitstreamVera 0.1.1 2017-02-01 [1] CRAN (R 4.3.0)
fontLiberation 0.1.0 2016-10-15 [1] CRAN (R 4.3.0)
fontquiver 0.2.1 2017-02-01 [1] CRAN (R 4.3.1)
fs 1.6.3 2023-07-20 [1] CRAN (R 4.3.1)
ftExtra * 0.6.0 2023-05-29 [1] CRAN (R 4.3.1)
gdtools 0.3.3 2023-03-27 [1] CRAN (R 4.3.1)
generics 0.1.3 2022-07-05 [1] CRAN (R 4.3.1)
gfonts 0.2.0 2023-01-08 [1] CRAN (R 4.3.1)
```

```

ggplot2    * 3.4.4 2023-10-12 [1] CRAN (R 4.3.2)
glue       1.6.2 2022-02-24 [1] CRAN (R 4.3.1)
gtable     0.3.3 2023-03-21 [1] CRAN (R 4.3.1)
here       * 1.0.1 2020-12-13 [1] CRAN (R 4.3.1)
htmltools  0.5.5 2023-03-23 [1] CRAN (R 4.3.1)
htmlwidgets 1.6.2 2023-03-17 [1] CRAN (R 4.3.1)
httpcode   0.3.0 2020-04-10 [1] CRAN (R 4.3.1)
httpuv     1.6.11 2023-05-11 [1] CRAN (R 4.3.1)
httr       1.4.6 2023-05-08 [1] CRAN (R 4.3.1)
jsonlite   1.8.7 2023-06-29 [1] CRAN (R 4.3.1)
kableExtra 1.3.4 2021-02-20 [1] CRAN (R 4.3.1)
knitr      * 1.43 2023-05-25 [1] CRAN (R 4.3.1)
labeling   0.4.2 2020-10-20 [1] CRAN (R 4.3.0)
later      1.3.1 2023-05-02 [1] CRAN (R 4.3.1)
lattice    0.21-8 2023-04-05 [2] CRAN (R 4.3.0)
lazyeval   0.2.2 2019-03-15 [1] CRAN (R 4.3.1)
lifecycle  1.0.3 2022-10-07 [1] CRAN (R 4.3.1)
magrittr   2.0.3 2022-03-30 [1] CRAN (R 4.3.1)
Matrix     1.6-5 2024-01-11 [1] CRAN (R 4.3.2)
memoise    2.0.1 2021-11-26 [1] CRAN (R 4.3.1)
mime       0.12 2021-09-28 [1] CRAN (R 4.3.0)
miniUI     0.1.1.1 2018-05-18 [1] CRAN (R 4.3.1)
munsell    0.5.0 2018-06-12 [1] CRAN (R 4.3.1)
NCAM       * 0.1.0.9000 2024-03-11 [1] local
officer    0.6.2 2023-03-28 [1] CRAN (R 4.3.1)
openssl    2.1.0 2023-07-15 [1] CRAN (R 4.3.1)
pillar     1.9.0 2023-03-22 [1] CRAN (R 4.3.1)
pkgbuild   1.4.2 2023-06-26 [1] CRAN (R 4.3.1)
pkgconfig  2.0.3 2019-09-22 [1] CRAN (R 4.3.1)
pkgload    1.3.2.1 2023-07-08 [1] CRAN (R 4.3.1)
plotly     * 4.10.2 2023-06-03 [1] CRAN (R 4.3.1)
prettyunits 1.1.1 2020-01-24 [1] CRAN (R 4.3.1)
processx   3.8.2 2023-06-30 [1] CRAN (R 4.3.1)
profvis    0.3.8 2023-05-02 [1] CRAN (R 4.3.1)
promises   1.2.0.1 2021-02-11 [1] CRAN (R 4.3.1)
ps         1.7.5 2023-04-18 [1] CRAN (R 4.3.1)
purrr      1.0.1 2023-01-10 [1] CRAN (R 4.3.1)
R6         2.5.1 2021-08-19 [1] CRAN (R 4.3.1)
ragg       1.2.5 2023-01-12 [1] CRAN (R 4.3.1)
Rcpp       1.0.11 2023-07-06 [1] CRAN (R 4.3.1)
RcppEigen  * 0.3.3.9.4 2023-11-02 [1] CRAN (R 4.3.2)
remotes    2.4.2.1 2023-07-18 [1] CRAN (R 4.3.2)
rlang      1.1.1 2023-04-28 [1] CRAN (R 4.3.1)
rmarkdown  2.23 2023-07-01 [1] CRAN (R 4.3.1)
rprojroot  2.0.3 2022-04-02 [1] CRAN (R 4.3.1)
rstudioapi 0.15.0 2023-07-07 [1] CRAN (R 4.3.1)
rvest      1.0.3 2022-08-19 [1] CRAN (R 4.3.1)
scales     1.2.1 2022-08-20 [1] CRAN (R 4.3.1)
sessioninfo 1.2.2 2021-12-06 [1] CRAN (R 4.3.1)
shiny      1.7.4.1 2023-07-06 [1] CRAN (R 4.3.1)
stringi    1.7.12 2023-01-11 [1] CRAN (R 4.3.0)

```

```
stringr    1.5.0 2022-12-02 [1] CRAN (R 4.3.1)
svglite    2.1.1 2023-01-10 [1] CRAN (R 4.3.1)
systemfonts 1.0.4 2022-02-11 [1] CRAN (R 4.3.1)
textshaping 0.3.6 2021-10-13 [1] CRAN (R 4.3.1)
tibble     3.2.1 2023-03-20 [1] CRAN (R 4.3.1)
tidyr      1.3.0 2023-01-24 [1] CRAN (R 4.3.1)
tidyselect 1.2.0 2022-10-10 [1] CRAN (R 4.3.1)
tinytex    0.45 2023-04-18 [1] CRAN (R 4.3.1)
D TMB      * 1.9.10 2023-12-12 [1] CRAN (R 4.3.2)
urlchecker 1.0.1 2021-11-30 [1] CRAN (R 4.3.1)
usethis    2.2.2 2023-07-06 [1] CRAN (R 4.3.1)
utf8       1.2.3 2023-01-31 [1] CRAN (R 4.3.1)
uuid       1.1-0 2022-04-19 [1] CRAN (R 4.3.0)
vctrs      0.6.3 2023-06-14 [1] CRAN (R 4.3.1)
viridisLite 0.4.2 2023-05-02 [1] CRAN (R 4.3.1)
webshot    0.5.5 2023-06-26 [1] CRAN (R 4.3.1)
withr      2.5.0 2022-03-03 [1] CRAN (R 4.3.1)
xfun       0.39 2023-04-20 [1] CRAN (R 4.3.1)
xml2       1.3.5 2023-07-06 [1] CRAN (R 4.3.1)
xtable     1.8-4 2019-04-21 [1] CRAN (R 4.3.1)
yaml       2.3.7 2023-01-23 [1] CRAN (R 4.3.0)
zip        2.3.0 2023-04-17 [1] CRAN (R 4.3.1)
```

[1] C:/Users/RegularP/AppData/Local/R/win-library/4.3

[2] C:/Program Files/R/R-4.3.0/library

D — DLL MD5 mismatch, broken installation.

10. RÉFÉRENCES CITÉES

- Bousquet, N., Chassot, E., Duplisea, D.E., and Hammill, M.O. 2014. [Forecasting the Major Influences of Predation and Environment on Cod Recovery in the Northern Gulf of St. Lawrence](#). PLoS ONE. 9(2): e82836.
- Bratley, J., Cadigan, N., Dwyer, K.S., Healey, B.P., Ings, D.W., Lee, E.M., Maddock Parsons, D., Morgan, M.J., Regular, P., 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 + 107 p.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., and Stenson, G.B. 2014. [The role of Harp Seals, fisheries and food availability in driving the dynamics of northern cod](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 511(10): 265–284.
- Koen-Alonso, M., Lindstrøm, U., and Cuff, A. 2021. [Comparative modeling of cod-Capelin dynamics in the Newfoundland-Labrador shelves and Barents Sea ecosystems](#). Front. Mar. Sci. 8: 579946.
- Krohn, M., Reidy, S., and Kerr, S. 1997. [Bioenergetic analysis of the effects of temperature and prey availability on growth and condition of northern cod \(*Gadus morhua*\)](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(S1): 113–121.
- Kumar, R., Cadigan, N.G., Zheng, N., Varkey, D.A., and Morgan, M.J. 2020. [A state-space spatial survey-based stock assessment \(SSURBA\) model to inform spatial variation in relative stock trends](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77(10): 1638–1658.
- Lorenzen, K. 2022. [Size-and age-dependent natural mortality in fish populations: Biology, models, implications, and a generalized length-inverse mortality paradigm](#). Fish. Res. 255: 106454.
- Middlemas, S.J., Barton, T.R., Armstrong, J.D., and Thompson, P.M. 2006. [Functional and aggregative responses of harbour seals to changes in salmonid abundance](#). Proc. R. Soc. Biol. Sci. Ser. B. 273(1583): 193–198.
- MPO. 2022. [Évaluation du capelan des divisions 2J3KL en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/013.
- Ogle, D.H. 2018. [Introductory fisheries analyses with r](#). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Regular, P.M., Buren, A.D., Dwyer, K.S., Cadigan, N.G., Gregory, R.S., Koen-Alonso, M., Rideout, R.M., Robertson, G.J., Robertson, M.D., Stenson, G.B., Wheeland, L.J., and Zhang, F. 2022. [Indexing starvation mortality to assess its role in the population regulation of northern cod](#). Fish. Res. 247: 106180.
- Regular, P.M., Robertson, G.J., Kumar, R., Varkey, D.A., Gregory, R.S., Lewis, R.S., Skanes, K., Gullage, N., Koen-Alonso, M. et Dwyer, K.S. 2025. [Extension du modèle d'évaluation du stock de morue du Nord \(*Gadus morhua*\) - Partie I : Comblent les lacunes avec des données supplémentaires et des variations du modèle](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/034. iv + 84 p.
- Rose, G., and O'Driscoll, R.L. 2002. [Capelin are good for cod: Can the northern stock rebuild without them?](#) ICES J. Mar. Sci. 59(5): 1018–1026.
- Smout, S., Rindorf, A., Hammond, P.S., Harwood, J., and Matthiopoulos, J. 2014. [Modelling prey consumption and switching by UK grey seals](#). ICES J. Mar. Sci. 71(1): 81–89.
- Stansbury, D., Shelton, P., Stenson, G., Sjare, B., and Lilly, G. 1998. [Catch at age of 2J3KL cod in the diet of Harp Seals](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 98/75: 25 p.

-
- Stenson, G.B. 2013. [Estimating consumption of prey by Harp Seals, \(*Pagophilus groenlandicus*\) in NAFO Divisions 2J3KL](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/156. iii + 26 p.
- Stock, B.C., and Miller, T.J. 2021. [The woods hole assessment model \(WHAM\): A general state-space assessment framework that incorporates time- and age-varying processes via random effects and links to environmental covariates](#). Fish. Res. 240: 105967.
- Templeman, W. 1965. Some instances of cod and haddock behaviour and concentrations in the Newfoundland and Labrador areas in relation to food. ICNAF Spec. Publ. 6: 449–461.
- Tinker, M.T., Stenson, G.B., Mosnier, A., et Hammill, M.O. 2023. [Estimation de l'abonde des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest à l'aide d'une approche de modélisation bayésienne](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/068. iv + 60 p.