



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 2026/011

Région du Québec

Détermination d'un point de référence limite pour le pétoncle d'Islande de la zone 16E

Rénald Belley, Anne-Sara Sean et Tom Bermingham

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-97775-1 N° cat. Fs70-5/2026-011F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Belley, R., Sean, A.-S. et Bermingham, T. 2026. Détermination d'un point de référence limite pour le pétoncle d'Islande de la zone 16E. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/011. vii + 29 p.

Also available in English :

Belley, R., Sean, A.-S., and Bermingham, T. 2026. Identification of a Limit Reference Point for Iceland Scallop in Area 16E. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/011. vii + 27 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vii
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	3
DONNÉES UTILISÉES	3
MODÈLE DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE	3
DISTRIBUTION A PRIORI	5
TAUX INTRINSÈQUE D'ACCROISSEMENT NATUREL (r)	5
CAPACITÉ DE SUPPORT (K)	6
COEFFICIENT DE CAPTURABILITÉ DE L'INDICE DE BIOMASSE (q)	6
PROPORTION DE LA CAPACITÉ DE SUPPORT À LA PREMIÈRE ANNÉE DE LA SÉRIE (B_1/K).....	6
VARIANCES SUR L'ERREUR DE PROCESSUS ET D'OBSERVATION	6
DIAGNOSTIQUES	7
ANALYSE DE SENSIBILITÉ.....	7
RÉSULTATS.....	7
AJUSTEMENT DU MODÈLE	8
ANALYSE DE SENSIBILITÉ	8
POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE ET ÉTAT DU STOCK	8
SOURCES D'INCERTITUDE.....	9
CONCLUSION	9
REMERCIEMENTS	10
RÉFÉRENCES CITÉES	11
TABLEAUX	13
FIGURES	17

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Débarquement annuel de pétoncles (tonne de muscles) et indices de biomasse (g/m ²) de pétoncle d'Islande (≥70 mm) par année utilisés dans le modèle de surplus de production de la zone 16E.	13
Tableau 2. Liste des stations du relevé scientifique incluses dans chaque indice utilisé dans la modélisation.	14
Tableau 3. Distributions a priori du modèle de base du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E.	15
Tableau 4. Statistique d'ajustement du modèle pour le stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E. SDNR est l'écart-type des résidus normalisés, REQM est la racine de l'écart quadratique moyen et DIC désigne le critère d'information de la déviance.	15
Tableau 5. Distributions postérieures du modèle de base du pétoncle d'Islande de la zone 16E.	15
Tableau 6. Trajectoires du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E estimée par le modèle.	16

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Photographie d'un pétoncle géant (à gauche) et d'un pétoncle d'Islande (à droite)....	17
Figure 2. Distribution connue du pétoncle géant et du pétoncle d'Islande dans les eaux côtières du Québec (sources d'information : journal de bord, échantillonnage en mer, relevé de recherche, pêche exploratoire et relevé aux poissons de fond du sud du golfe du Saint-Laurent du MPO).....	17
Figure 3. Débarquement annuel de pétoncles (tonne de muscles) dans la zone 16E.....	18
Figure 4. Carte des stations fixes échantillonnées lors du relevé scientifique de pétoncles dans la zone 16E depuis 1990. À noter que certaines stations ont été éliminées et d'autres ont été ajoutées au cours des années. Toutes les stations incluses dans chaque indice utilisé dans la modélisation sont présentées au Tableau 2.	19
Figure 5. Positions de pêche provenant des journaux de bord sur les gisements de pétoncle d'Islande de la zone 16E de 1999 à 2009. Les gisements gardés pour la modélisation sont les gisements A, C, D, F, H, R et Q qui représentent la vaste majorité des activités de pêche.	20
Figure 6. Distributions a priori (gris foncé) et postérieures (gris clair) des paramètres utilisés dans le modèle de base pour le pétoncle d'Islande de la zone 16E. Les paramètres sont la capacité de support (K), le taux intrinsèque d'accroissement naturel (r), le modèle Schaefer ($m=2$), le rapport entre la biomasse et la capacité de support dans la première année de la série ($\psi = B_1/K$), les coefficients de capturabilité des indices de biomasse ($N = q.1$, $S2003 = q.2$, $S2004 = q.3$ et $S2007 = q.4$) et la variance de l'erreur de processus σ^2 (sigma ²). Les distributions postérieures sont tracées en utilisant des densités Kernel génériques.	21
Figure 7. Valeurs prédites versus observées pour chaque indice du modèle JABBA du pétoncle d'Islande de la zone 16E. Indices (de gauche à droite et de haut en bas) : stations normales (N , présentes depuis 1990), stations supplémentaires en 2003 ($S2003$), stations supplémentaires en 2004 ($S2004$), et stations supplémentaires en 2007 ($S2007$). Indice : prise par unité d'effort (PUE, g/m ²), obs : données observées et intervalle de confiance estimée par JABBA, postérieure : biomasse estimée et intervalle de confiance estimée par JABBA, et ppd : distribution prédictive postérieure et intervalle de confiance.	22
Figure 8. Diagnostiques des résidus (en échelle logarithmique en haut et standardisés en bas) du modèle JABBA pour le pétoncle d'Islande de la zone 16E. N : stations normales échantillonnées depuis 1990, $S2003$: stations ajoutées en 2003, $S2004$: stations ajoutées en 2004, $S2007$: stations ajoutées en 2007 et $gcomm$: unité (g/m ² de pétoncle d'Islande de taille > 70 mm).	23
Figure 9. Trajectoires estimées pour la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (B_t) et de la mortalité par la pêche (F_t), et mises à l'échelle du rendement maximal durable (B/B_{RMD} et F/F_{RMD}). La zone ombragée représente l'intervalle de confiance de 95 %. La ligne rouge indique le point de référence limite (PRL) établi à 40 % de la biomasse théorique au rendement maximal durable (B_{RMD}), soit 182,8 t en 2022.	24
Figure 10. Analyse rétrospective pour le stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (2017-2022). La valeur moyenne de Mohn's p est indiquée sur chaque graphique.	25
Figure 11. Écart d'erreur de processus pour le modèle de pétoncle d'Islande de la zone 16E. La ligne noire représente la médiane de la distribution postérieure et l'i.c. 95 % est indiqué en gris. La ligne bleue solide représente la tendance de la biomasse obtenue par la partie déterministe du modèle. Les lignes bleues pointillées sont présentées à titre indicatif.	26

Figure 12. Graphique de type Kobe pour le scénario de base de pétoncle d'Islande de la zone 16E. La trajectoire estimée (1987-2022) entre F/F_{RMD} et B/B_{RMD} est représentée par la ligne noire. Les intervalles de confiance pour l'année terminale de 50 %, 80 % and 95 % sont représentés par les nuages gris. Les probabilités que l'année terminale se trouve dans l'un des quadrants sont indiquées dans la légende.	27
Figure 13. Trajectoires estimées pour la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (B_t) et de la mortalité par la pêche (F_t), mises à l'échelle du rendement maximal durable (B/B_{RMD} et F/F_{RMD}), écart de l'erreur de processus et débarquements selon les 4 scénarios de K testés. Les zones ombragées représentent les différents intervalles de confiance de 95 % de chacun des scénarios. Les lignes pointillées bleues représentent les estimations de rendement maximal durable et les lignes pointillées rouges représentent le point de référence limite ($0,4*B_{RMD}$ et $0,4*B/B_{RMD}$).	28
Figure 14. Trajectoires estimées pour la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (B_t) et de la mortalité par la pêche (F_t), mises à l'échelle du rendement maximal durable (B/B_{RMD} et F/F_{RMD}), écart de l'erreur de processus et débarquements selon les 3 scénarios de psi (B_t/K) testés. Les zones ombragées représentent les différents intervalles de confiance de 95 % de chacun des scénarios. Les lignes pointillées bleues représentent les estimations de rendement maximal durable et les lignes pointillées rouges représentent le point de référence limite ($0,4*B_{RMD}$ et $0,4*B/B_{RMD}$).	29

RÉSUMÉ

Un processus de revue et d'évaluation des stocks de pétoncle des eaux côtières québécoises est effectué par Pêches et Océans Canada (MPO) à tous les trois ans. La plus récente revue a eu lieu les 8-9 mars 2023 à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli, Québec).

Lors de cette revue et dans le cadre du développement de l'approche de précaution du pétoncle d'Islande de la zone 16E sur la Côte-Nord du Québec, un modèle bayésien de production excédentaire état-espace a été ajusté aux débarquements commerciaux et aux indices de biomasse des relevés scientifiques du stock.

Le document décrit la méthode utilisée pour ajuster le modèle bayésien de production excédentaire état-espace à la biomasse de pétoncle d'Islande de la zone 16E. Les résultats obtenus indiquent que ce modèle permet d'estimer la biomasse de pétoncle d'Islande adéquatement, d'évaluer l'état du stock et de déterminer un point de référence limite (PRL) pour ce stock. Les résultats sont concordants avec les évaluations des stocks précédentes et estiment que le stock de cette zone est en décroissance depuis plusieurs années et atteint, en 2022, la plus faible valeur de biomasse observée depuis le début des données de pêche en 1987. Un PRL est établi à 40 % de la biomasse théorique au rendement maximal durable (BRMD), soit 182,8 t en 2022. Le stock se situerait dans la zone critique de l'approche de précaution depuis 2008.

INTRODUCTION

On retrouve au Québec deux espèces de pétoncles indigènes, soit le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) (Figure 1). Ces deux espèces se retrouvent généralement à des profondeurs variant entre 20 et 60 m et sur des fonds de gravier, de coquillages ou de roche. Les deux espèces ne sont pas réparties uniformément dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Figure 2). Le pétoncle d'Islande domine dans l'estuaire et le long de la Côte-Nord (dont la zone 16E étudiée dans ce document) et autour de l'île d'Anticosti et est présent en plus faible abondance sur le talus sud du chenal Laurentien. Le pétoncle géant domine dans le sud du golfe, soit le long de la Gaspésie, dans la baie des Chaleurs et autour des Îles-de-la-Madeleine, et occasionnellement en plus faible abondance dans les baies de la Basse-Côte-Nord. Les pétoncles peuvent se déplacer pour fuir la prédation, mais ils sont sédentaires et vivent en agrégations appelées «gisements». Cette particularité doit être prise en considération lors de l'élaboration des stratégies de conservation et des plans de pêche en raison des phénomènes d'épuisement local et d'épuisement en série qui deviennent des considérations importantes (Smith 2003).

La croissance en longueur du pétoncle d'Islande est plus lente que celle du pétoncle géant (Giguère *et al.* 2000). La croissance varie d'une région à l'autre et est influencée par la qualité de l'habitat et les conditions environnementales. Dans le golfe du Saint-Laurent, un pétoncle d'Islande de 70 mm a environ 8 ans, tandis qu'un pétoncle géant de 100 mm a environ 6 ans.

Chez le pétoncle, les sexes sont séparés et la fécondation des œufs est externe. La production d'œufs d'un pétoncle est proportionnelle à la taille au cube et le succès de la fécondation des œufs dépend, entre autres, de la densité et de la proximité entre les pétoncles. La période de ponte est de courte durée et n'est pas synchrone à l'échelle du golfe. Chez le pétoncle d'Islande, la reproduction se déroule entre la mi-juillet et la fin août sur la Côte-Nord, à l'île d'Anticosti et aux Îles-de-la-Madeleine (Barber et Blake 1991, Giguère *et al.* 1994). Chez le pétoncle géant, la ponte a lieu en août dans la baie des Chaleurs et à partir de la fin août aux Îles-de-la-Madeleine (Giguère *et al.* 1994).

La période larvaire et de développement des larves dure environ cinq semaines, soit de la fécondation de l'œuf jusqu'à la métamorphose (Giguère *et al.* 1995). Durant cette période, les larves sont dispersées dans la colonne d'eau. Suite à la métamorphose, le pétoncle se fixe sur le fond et adopte un comportement benthique. Les juvéniles se fixent généralement à proximité des adultes. Les gisements sont habituellement associés à la présence de zones de rétention des larves. Un support adéquat est toutefois requis pour assurer le succès de la fixation des juvéniles. Pour le pétoncle d'Islande, on retrouve régulièrement des juvéniles fixés à l'intérieur de coquilles d'adultes morts (R. Belley, MPO, données non publiées). Durant la période de déposition, les juvéniles sont très sensibles à la perturbation des sédiments par les engins de pêche. En conséquence, il est déconseillé de draguer les gisements de pétoncle d'août à novembre pour assurer une meilleure survie des jeunes pétoncles au moment de leur déposition sur le fond.

La pêche commerciale s'effectue sur les deux espèces de pétoncle, mais on considère que les débarquements reliés à la zone 16E de la Côte-Nord sont composés en très grande majorité de pétoncles d'Islande, l'espèce prédominante dans cette zone. Les débarquements se font généralement sous la forme de muscle adducteur. Les débarquements de pétoncle dans la zone 16E étaient historiquement élevés et ont atteints 132 t en 1991. Depuis, ils ont diminué constamment pour atteindre des niveaux inférieurs à 16 t depuis 2013 (MPO 2023). Les débarquements de cette zone ont été de 14,1, 9,2 et 10,6 t de muscle en 2020, 2021 et 2022 respectivement. L'effort de pêche a aussi diminué constamment, passant de plus de 200 jours

en mer avant 2008 à une moyenne de 43 jours pour la période 2020-2022 sur un total autorisé de 79 jours en 2022. Les raisons probables de la diminution des débarquements dans cette zone sont liées à un taux d'exploitation plus élevé que ce que le stock peut supporter et à différentes raisons socio-économiques.

Le stock de pétoncle de la zone 16E a été identifié comme prioritaire pour un plan de rétablissement en réponse à la recommandation 2.63 du commissaire à l'environnement et au développement durable dans son rapport d'audit de 2016 « Assurer la durabilité des principaux stocks de poissons du Canada — Pêches et Océans Canada ». Le stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E est également proposé au lot 2 des dispositions sur les stocks de poisson de la *Loi sur les pêches*. En vertu de ces dispositions, le MPO a l'obligation de maintenir les grands stocks de poisson aux niveaux nécessaires pour favoriser la durabilité des stocks et d'élaborer et mettre en œuvre des plans de rétablissement pour les stocks qui ont diminué sous leur point de référence limite (PRL). À la demande de la direction de la Gestion des pêches, un nouveau modèle d'évaluation des stocks et un point de référence limite pour le stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E ont été élaborés et sont décrits dans ce document.

Jusqu'à présent, il n'existait pas de modèle d'évaluation de la population pour ce stock permettant l'estimation des tendances de l'abondance de la population et de la pression de pêche. Afin de déterminer un point de références limite pour ce stock, un nouveau modèle d'évaluation a été proposé afin :

1. d'estimer la biomasse de la population sur les gisements pêchés et couverts par le relevé scientifique;
2. de déterminer un point de référence limite (PRL) conforme à l'approche de précaution;
3. d'estimer le taux d'exploitation;
4. d'offrir l'opportunité de faire des projections (non présentées ici).

Dans ce document, nous présentons les résultats de l'ajustement d'un modèle bayésien état-espace de production excédentaire (MPE) à la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E présenté à la revue par les pairs et qui a servi pour établir un PRL (MPO 2023). Ce modèle de population utilise les données des débarquements commerciaux et quatre indices de la taille de la population provenant du relevé scientifique. Les modèles de type MPE sont couramment utilisés dans le cadre d'évaluation de stocks, notamment pour les stocks de crevette nordique du golfe du Saint-Laurent (Smith et Bourdages 2024) et les stocks de pétoncle géant en Nouvelle-Écosse (Smith et Hubley 2014). Plus récemment, Harbicht *et al.* (2024) ont évalué neuf méthodes à données limitées pour évaluer le stock de pétoncle géant du sud du golfe du Saint-Laurent et sont venus à la conclusion que le modèle bayésien état-espace (comme celui présenté ici) est le modèle le plus approprié en fonction de ses caractéristiques, hypothèses et estimations.

Les résultats issus de l'ajustement de ce modèle permettent l'estimation de plusieurs paramètres biologiques qui décrivent la dynamique de ces stocks. Afin de valider la stabilité du modèle face à nos suppositions et aux différentes sources d'incertitudes, nous avons examiné plusieurs versions du modèle pour ce stock afin de déterminer une formulation du modèle la plus adéquate possible dans le contexte de l'évaluation de l'état du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E. Les résultats obtenus pourront être utilisés dans le cadre du développement de l'approche de précaution.

MÉTHODES

DONNÉES UTILISÉES

L'ajustement du MPE nécessite une série temporelle de captures totales (débarquements) ainsi qu'une ou plusieurs séries temporelles d'indices de biomasse qui représentent la composante exploitable du stock. Les données utilisées pour les débarquements annuels débutent en 1987 (Tableau 1, Figure 3). Les estimations de la biomasse de pétoncle d'Islande de 70 mm et plus (taille minimale jugée commerciale), faites à partir du relevé scientifique du MPO généralement à chaque deux ans en mai-juin depuis 1990 (Figure 4), sont utilisées pour représenter les composantes exploitables du stock. L'utilisation des données indépendantes de la pêche dans la modélisation permet de mitiger le problème d'hyperstabilité qui peut survenir lorsque les prises par unité d'effort (PUE) de la pêche commerciale sont utilisées (Shumway et Parsons 2016). Ce relevé scientifique est effectué à l'aide d'une drague Digby doublée et les estimations de biomasse sont ensuite calculées (g/m^2) pour chaque station échantillonnée. La description complète de ces données et les méthodes d'acquisition et de traitement de données sont présentées dans Trottier *et al.* (2017). Par la suite, une sélection a été faite pour incorporer seulement les gisements (c.-à-d. : zone où se concentre naturellement une population de pétoncles) où au moins une activité de pêche a été répertoriée pour la période 1999-2019 basée sur les positions inscrites dans les journaux de bord (Figure 5). Les stations dans les gisements A, C, D, F, H, R et Q ont été conservées (Figures 4 et 5 et Tableau 2). Par la suite, les stations éliminées du relevé scientifique en 2005 en raison des faibles abondances de pétoncle ont été exclues. Au final, quatre indices de biomasses ont été utilisés, soit la biomasse moyenne dans les stations : 1) normales (N; 38 stations échantillonnées depuis 1990), 2) S2003 (14 stations ajoutées en 2003), 3) S2004 (8 stations ajoutées en 2004) et 4) S2007 (6 stations ajoutées en 2007). Les stations F15 et F16 ont été ajoutées au relevé scientifique en 2001, mais ont été placées dans le groupe S2003, car elles étaient trop peu nombreuses. Finalement, les données des stations normales en 1991 et des stations S2007 en 2019 ont été enlevées en raison des biomasses observées anormalement basses comparativement aux années précédentes et suivantes (Tableau 1). Pour les stations S2007 échantillonnées en 2019, il a été possible de déterminer que les faibles biomasses observées ont fort probablement été dues à une efficacité réduite de la drague en raison du mauvais temps (fortes vagues) lors de l'échantillonnage de ces stations. La raison des faibles biomasses mesurées en 1991 demeure inconnue.

MODÈLE DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE

Les modèles de production excédentaires découlent de l'accroissement logistique d'une population discrète (Verhulst 1838). Le recrutement, la croissance et la mortalité sont regroupés en un seul terme et considérés conjointement pour décrire la productivité et les tendances de la biomasse d'une population dans son habitat. Une supposition faite par le modèle est que la population est assez productive pour perdurer dans le temps en produisant plus de recrues que l'habitat peut en accueillir. Le rendement maximal durable (RMD) peut se définir comme la quantité maximale moyenne de biomasse que l'on peut prélever continuellement d'un stock halieutique sous les conditions environnementales existantes. Cependant, il est reconnu que cette valeur théorique doit être considérée comme une limite et non une cible (Pauly et Froese 2021).

Le MPE de type Schaefer (Schaefer 1954) est formulé dans un cadre bayésien état-espace (Meyer et Millar 1999). Les modèles état-espace permettent l'estimation de l'erreur de processus, donc reliée à la dynamique de population, et l'erreur d'observation reliée à l'indice

de biomasse. Cette approche est considérée comme la meilleure pratique pour les évaluations de stocks (Aeberherd *et al.* 2018; Punt 2023).

La forme stochastique de l'équation de processus est :

$$P_t = (P_{t-1} + rP_{t-1}(1 - P_{t-1}) - \frac{C_{t-1}}{K})e^{\eta_t}$$

où r est le taux intrinsèque d'accroissement naturel de la population. Celui-ci englobe tous les processus de croissance, de recrutement et de la mortalité naturelle. Les autres termes sont la capacité de support du système (K); la somme des captures (C_t) dans l'année t qui est estimée à partir des valeurs observées avec une distribution log normale et un coefficient de variation (c.v.) de 0,1; le rapport (P_t) entre la biomasse exploitable (B_t) dans l'année t et la capacité de support ($P_t = B_t/K$). L'erreur de processus (η_t) est décrite comme $\eta_t \sim N(0, \sigma_\eta^2)$ où le terme σ_η^2 est la variance de processus. Le modèle estime la proportion de biomasse par rapport à la capacité de support dans le but d'améliorer l'échantillonnage de l'étendue des valeurs des paramètres et réduire l'autocorrélation entre chaque état et K (Meyer et Millar 1999). Ceci permet aussi de distinguer les erreurs de processus et d'observations de l'incertitude associée aux estimations de r et K (Froese *et al.* 2017; Pedersen et Berg 2017; Winker *et al.* 2018).

Le lien entre la biomasse (B_t) et les observations faites lors du relevé avec la drague Digby doublée est fait à l'aide de l'équation d'observation suivante :

$$I_t = (qB_t)e^{\varepsilon_t}$$

où I_t est l'indice de biomasse dans l'année t ; q est le coefficient de capturabilité, et ε_t est l'erreur d'observation liée à l'indice de biomasse $\varepsilon_t \sim N(0, \sigma_{\varepsilon,t}^2)$ avec la variance $\sigma_{\varepsilon,t}^2$ qui est composée d'une variance minimum, ici fixée à 0,22 σ_{fix}^2 (Winker *et al.* 2018; Smith et Bourdages 2024), et d'une portion estimée $\sigma_{est,t}^2$.

L'approche bayésienne du MPE permet de déterminer la distribution de probabilité (distributions *a posteriori* ou « postérieures ») des différentes valeurs possibles des paramètres qui sont estimés par le modèle. Les informations connues ou estimées sur ces paramètres (distributions *a priori* ou « priors »), les données observées, et la fonction de vraisemblance sont utilisées afin de produire les distributions postérieures. L'inclusion et la propagation de l'incertitude dans les observations sont permises par cette approche ainsi que les tendances de la biomasse et la productivité du stock évalué (Winker *et al.* 2018).

La trajectoire de la biomasse est estimée en se servant d'estimations *a priori* pour K , r , q , la biomasse relative à K dans la première année de la série temporelle de captures (B_1/K), et les variances associées à l'erreur de processus et à l'erreur d'observation, $\sigma_{\varepsilon,t}^2$ et $\sigma_{est,t}^2$ respectivement. Les paramètres estimés par le MPE sont : r , K , q , B_1/K , σ_η^2 , $\sigma_{est,t}^2$, C_t et P_t (Smith et Bourdages 2024).

Le modèle permet de calculer la biomasse annuelle (B_t) et le taux d'exploitation annuelle (F_t) ainsi que des points de référence basés sur le rendement maximal durable (RMD). Ces points de référence sont le taux d'exploitation qui produit le RMD (F_{RMD}), la biomasse au RMD (B_{RMD}), ainsi que les rapports B_t/B_{RMD} et F_t/F_{RMD} . Les équations suivantes permettent de calculer ces valeurs :

$$B_{RMD} = \frac{K}{2}$$

$$F_{RMD} = \frac{r}{2}$$

$$RMD = F_{RMD} \times B_{RMD} = \frac{rK}{4}$$

$$B_t = KP_t$$

$$F_t = \frac{C_t}{B_t}$$

Le modèle est réalisé à l'aide de l'extension d'évaluation de stock JABBA (« Just another Bayesian Biomass Assessment »; Winker *et al.* 2018, 2020). JABBA permet à l'utilisateur de préparer les données pour l'ajustement de MPE bayésien état-espace généralisé, de formater les sorties du modèle, de faire différents tests diagnostiques et de produire des figures.

En résumé, JABBA fournit l'information pour l'exécution au logiciel JAGS ("Just Another Gibbs Sampler"; Plummer 2003) en langage C++. Pour faire les inférences bayésiennes, JAGS utilise des méthodes de simulations Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCMC). JAGS permet ensuite à JABBA de compiler le modèle grâce à des codes fournis par R2jags (Su et Yajima 2012). Les codes utilisés pour faire les analyses et produire les figures ont été écrits en R (R Core Team 2024; version 4.2.2).

L'échantillonnage des distributions postérieures des paramètres par MCMC est fait avec 30 000 itérations, une période d'adaptation de 5 000 itérations et de deux chaînes. Chaque 5^e échantillon de chaque chaîne a été retenu pour réduire l'autocorrélation entre les échantillons. Le nombre d'échantillons pour les distributions postérieures est de ((30 000-5 000)/5) x 2 chaînes = 10 000 échantillons par paramètre.

DISTRIBUTION A PRIORI

Des distributions de valeurs *a priori* « priors » sont fournies à chaque paramètre du modèle dans la modélisation bayésienne. Les distributions postérieures sont estimées avec les données et la fonction de vraisemblance (Winker *et al.* 2018). Ceci diffère des approches de modélisation fréquentiste dans le sens que les valeurs de vraisemblance sont pondérées par les *a priori* pour fournir les distributions postérieures. Un des avantages de cette méthodologie probabiliste est qu'elle permet l'utilisation des connaissances acquises lorsque ces informations ne sont pas disponibles ou incertaines.

Les *a priori* peuvent être basés sur des connaissances acquises lors d'études précédentes, des études sur différents stocks de la même espèce ou d'espèces similaires, par des relations basées sur des lois et théories de l'écologie, et par l'opinion des experts (Krushke 2021, Pauly et Froese 2021, Smith et Bourdages 2024). JABBA permet à l'utilisateur de choisir la forme et l'échelle de certains de ces paramètres (Tableau 3). Lorsque les connaissances *a priori* sont limitées, un *a priori* uniforme a été utilisé, généralement considéré comme peu informatif à l'exception des bornes, tandis que d'autres distributions informatives (log-normale et gamma inverse) ont été utilisées lorsque l'information était jugée suffisante pour guider le processus d'ajustement.

TAUX INTRINSÈQUE D'ACCROISSEMENT NATUREL (*r*)

La distribution *a priori* pour *r* pour le stock suit une distribution uniforme avec des intervalles des valeurs minimales et maximales entre 0,05 et 0,3. Ces valeurs ont été choisies afin de représenter une gamme de valeurs plausibles assez large pour cette espèce avec une faible résilience et productivité selon le site de Sealifebase (Palomares *et al.* 2023). Les intervalles d'entrée sont par la suite convertis en *a priori* ayant une distribution log-normale, car ceux-ci sont considérés comme ayant de meilleures propriétés de convergence que les *a priori* uniformes.

CAPACITÉ DE SUPPORT (K)

La distribution *a priori* pour des valeurs de K suit aussi une distribution uniforme avec des intervalles de valeurs minimales et maximales entre 500 et 1000 t pour le stock. Elle a été établie en se servant de l'information associée à la série temporelle de capture ainsi que nos connaissances sur la productivité (r) de cette espèce. Nous avons supposé que

1. le K du stock devrait être supérieur à la capture maximale de sa série respective et
2. que les captures représentent une plus grande proportion de K dans un stock sévèrement atteint que pour un stock en santé (Froese *et al.* 2017).

Nous avons donc choisi une plage de valeurs d'environ 4 à 8 fois plus grande que la plus grande valeur de capture observée pour le stock. En effet, la distribution *a priori* de K par défaut dans JABBA est de 8 fois la capture maximale avec un écart-type de $\sim 0,83$ (c.v. = 1). Ces plages de valeurs sont transformées par JABBA pour faire une distribution log-normale. JABBA pénalise la vraisemblance des valeurs de $K < 0,01$ et $K > 10^{10}$ par défaut.

COEFFICIENT DE CAPTURABILITÉ DE L'INDICE DE BIOMASSE (q)

Malgré que l'indice soit un indice de biomasse totale, nous avons choisi une distribution non-informative pour les valeurs de q d'après les recommandations de Punt et Hilborn (1997). La distribution de valeurs par défaut dans JABBA est une distribution uniforme, soit une plage comprise entre 10^{-30} et 1000. JABBA pénalise la vraisemblance des valeurs hors de ces bornes par défaut.

PROPORTION DE LA CAPACITÉ DE SUPPORT À LA PREMIÈRE ANNÉE DE LA SÉRIE (B_1/K)

Nous avons suivi les recommandations des membres du groupe de travail « ICES WKLife IV and V » (ICES 2015) et de Froese *et al.* (2017) pour déterminer la valeur de B_1/K en se basant sur l'historique d'exploitation du stock et son niveau supposé d'appauvrissement. Bien que l'exploitation des stocks était relativement moins élevée avant 1987, les 30 années d'exploitations sur la Côte-Nord suggèrent que le stock de pétoncle d'Islande était vraisemblablement à des niveaux moyens par rapport à la capacité de support de cette zone en 1987. Nous avons donc déterminé que B_1/K du stock est décrit par une distribution log-normale ayant une valeur moyenne de 0,5 et un coefficient de variation (c.v.) de 0,5, supposant ainsi que la biomasse du stock de pétoncle d'Islande était moyenne par rapport à sa capacité de support au début des années en 1987.

VARIANCES SUR L'ERREUR DE PROCESSUS ET D'OBSERVATION

Nous avons utilisé l'option par défaut de JABBA pour les paramètres de variance de l'erreur de processus et de l'erreur d'observation, soit une distribution $1/\text{gamma}(4, 0,01)$. Ceci correspond à une erreur de processus d'une moyenne de 0,059 avec des intervalles de confiance à 95 % d'environ 0,03 à 0,1 et un c.v. de 28 % (Winker *et al.* 2018). Cela correspond au niveau d'erreur de processus pour lequel les modèles état-espace SPM sont les plus susceptibles de donner des performances adéquates (Thorson *et al.* 2014). Une variance minimum de 0,2 a été fixée sur σ_{fix} suivant les recommandations des auteurs de JABBA par rapport aux valeurs plausibles d'erreur d'observation et de la partition de l'erreur avec l'erreur de processus (Winker *et al.* 2018). Les captures annuelles sont celles déclarées suivant la supposition que le système de suivi des captures pour le pétoncle est relativement bon.

DIAGNOSTIQUES

L'évaluation de l'ajustement des modèles a été réalisée grâce à plusieurs statistiques et figures calculées et produites automatiquement par JABBA (Carvalho *et al.* 2021; Winker *et al.* 2018). Les logarithmes des résidus des indices de la biomasse observée et prédite ont d'abord été inspectés visuellement afin de détecter la présence problématique de tendances temporelles. La racine de l'écart quadratique moyen (REQM; RMSE en anglais), l'écart-type des résidus normalisés (SDNR en anglais) et le critère d'information sur la déviance (DIC en anglais) ont également été calculés.

La qualité des distributions postérieures de certains paramètres clés ainsi que l'influence des données par rapport aux *a priori* sur les postérieurs a été évaluée à l'aide des statistiques «Posterior-to-Prior Mean Ratio» et «Posterior-to-Prior Variance Ratio» (PPMR et PPVR respectivement).

La stabilité des estimations et la cohérence du modèle par rapport à nos suppositions ainsi qu'à sa capacité de simuler et prédire des valeurs similaires à nos observations a aussi été évaluée. Nous avons commencé par l'inspection de l'écart des erreurs de processus. Nous avons vérifié que les valeurs simulées de la distribution postérieure prédictive pouvaient reproduire des valeurs de biomasse qui comprenaient nos observations («posterior predictive check PPC»).

Finalement, nous avons effectué des analyses rétrospectives sur cinq ans pour voir si les estimations demeuraient stables suite à l'addition de plus d'informations. Nous avons inspecté les figures pour l'évidence de biais extrême et validé que les estimations ne dépassent pas les intervalles de confiance du modèle complet. La statistique rho de Mohn est aussi présentée pour évaluer la sévérité des patrons rétrospectifs (Mohn 1999, Punt 2023).

ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Une étape essentielle dans la modélisation bayésienne est d'évaluer la stabilité de l'estimation des paramètres par rapport à l'incertitude de nos suppositions (Punt 2023). Nous avons donc comparé les résultats de notre modèle de base avec une série de tests de sensibilité (Figures 13 et 14).

Étant donné que la capacité de support du système était inconnue, nous avons fait varier les moyennes des distributions *a priori* K . Nous avons testé des scénarios considérant des valeurs *a priori* de K avec différentes bornes moins informatives (de 200 à 1500 t), plus faibles (de 200 à 700 t) et plus élevées (de 800 à 1500 t).

Il est reconnu que la valeur de la biomasse relative initiale B_1/K (*psi*) peut avoir un grand effet sur les résultats de plusieurs types de méthodes d'évaluations de stocks (Boudreau et Duplisea 2022) et peut produire des avis biaisés si le modèle n'est pas approprié pour décrire la dynamique du système. Nous avons donc prévu des scénarios où B_1/K est faible (moyenne de 0,2 et c.v. de 0,5) et élevé (moyenne de 0,8 et c.v. de 0,5).

Pour ces tests de sensibilité, nous avons comparé visuellement les estimations de ces modèles avec le modèle de base afin de s'assurer que les résultats soient cohérents.

RÉSULTATS

Le modèle bayésien de production excédentaire (MPE) a été ajusté aux données du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E. Les résultats des distributions postérieures pour le stock sont présentés dans les tableaux 4 et 5 et la figure 6. On note que les estimations des paramètres r , K , B_1/K , et q pour le stock sont plausibles considérant l'écologie du pétoncle

d'Islande et le plan d'échantillonnage du relevé scientifique avec une drague Digby doublée à partir duquel les indices de biomasse sont calculés. On note aussi que les variances de processus et d'observations annuelles du stock sont raisonnables et se retrouvent à des niveaux considérés adéquats pour un fonctionnement approprié du MPE (Thorson *et al.* 2014; Winker *et al.* 2018). En effet, on observe que les données observées se situent à l'intérieur des distributions postérieures et des distributions prédictives postérieures (Figure 7). De plus, on observe que pour r , K et B_1/K , les PPMR indiquent que les moyennes des distributions ont été mises à jour par le modèle et ont augmentées par rapport aux *a priori* et que les PPVR sont < 1 , ce qui indique que les données ont permis d'informer le modèle et de diminuer l'incertitude de ces trois paramètres.

AJUSTEMENT DU MODÈLE

La distribution de la biomasse ajustée ainsi que sa distribution prédictive englobent les observations annuelles des quatre indices de biomasse (Figure 7). L'analyse des résidus démontre une légère tendance à sous-estimer la biomasse au début de la série de l'indice des stations normales en 1990. L'ajustement du modèle aux données pour le stock est considéré comme acceptable (REQM = 30,1; SDNR = 1,31) (Figure 8).

Les tendances absolues et relatives au RMD de la biomasse et du taux d'exploitation du stock sont présentées à la figure 9. On observe une diminution relativement constante de la biomasse du début de la série historique jusqu'à 2022. On observe aussi une mortalité par la pêche généralement plus élevée que ce que le stock peut produire selon le modèle. Les résultats des analyses rétrospectives démontrent que l'ajout d'une nouvelle année de données n'a pas eu d'influence marquée sur l'estimation de la biomasse de l'année suivante, suggérant que les estimations des paramètres du modèle étaient relativement stables et appropriées. L'estimation du modèle se situe à l'intérieur des intervalles de confiance du modèle et ne montre pas de biais à sous-estimer ou surestimer les valeurs (Figure 10). L'écart d'erreur de processus (Figure 11) demeure près de 0 pour la série temporelle. Elle est parfois positive ou négative sans tendance majeure. En 2022, la biomasse du stock se situerait en dessous du B_{RMD} et au-dessus du F_{RMD} (Figures 9 et 12).

ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Nous avons effectué des analyses de sensibilité des valeurs *a priori* par rapport à nos suppositions concernant la capacité de support (K) et au taux de déplétion initial de la biomasse (ψ ou B_1/K). L'objectif visé étant de vérifier si le modèle de base est sensible ou non à des valeurs différentes (et jugées moins probables) de nos suppositions des valeurs *a priori* du modèle de base. Ces analyses démontrent que les estimations des paramètres par rapport à nos suppositions de base sont stables et cohérentes avec le modèle de base. L'inspection visuelle des trajectoires de biomasse calculées à partir de ces modèles se situent toutes à l'intérieur des intervalles de confiance du modèle de base et suivent les mêmes tendances (Figures 13-14).

POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE ET ÉTAT DU STOCK

La biomasse estimée du stock est en diminution constante depuis le début des données de pêche et atteint sa plus faible valeur historique à 99,69 t en 2022 (Tableau 6). Un point de référence limite est établi à 40 % de la biomasse théorique au rendement maximal durable (B_{RMD}), soit 182,8 t en 2022 (Figure 9). Le stock se situerait dans la zone critique de l'approche de précaution depuis 2008. Le taux d'exploitation estimé par le modèle indique que l'effort de pêche serait supérieur à ce que le stock peut supporter depuis 1990, à l'exception de 2010 et

2014 (Figure 12). Comme le stock se situe dans la zone critique, un plan de rétablissement est prévu dans les prochaines années pour la zone 16E.

SOURCES D'INCERTITUDE

Le modèle de production excédentaire a été utilisé afin de décrire la trajectoire des stocks de pétoncle d'Islande de la zone 16E au fil du temps. Ce modèle n'intègre pas d'information sur la structure de taille ou d'âge de la population, et simplifie les processus de productivité (recrutement, croissance, mortalité naturelle, etc.) aux paramètres estimés r et K , lesquels déterminent, respectivement, le taux de croissance de la population et la capacité de support du milieu. Succinctement, la biomasse de l'année prochaine est égale à la biomasse de cette année, plus la productivité du stock, moins les captures de la pêche.

Il n'y a pas d'information disponible afin de savoir si la productivité du pétoncle d'Islande de la zone 16E a changé de manière importante au cours des dernières années. Ces changements ne sont que partiellement accommodés par l'erreur de processus du modèle. En conséquence, le MPE pourrait être utilisé de manière heuristique pour estimer la biomasse qui produit un rendement maximal durable (RMD) de la pêche ou B_{RMD} , et un taux d'exploitation au RMD ou F_{RMD} . La B_{RMD} correspond à une biomasse à laquelle le stock a été productif, alors que le F_{RMD} correspond au taux d'exploitation approximatif qui a prévalu lorsque les stocks étaient à de fortes abondances. Les valeurs annuelles absolues de la biomasse (B) et du taux d'exploitation (F) estimées par le MPE, ne permettent pas de distinguer les effets des changements de productivité et de la pêche sur la dynamique des stocks, ils devraient donc être utilisés avec attention. Leurs trajectoires sur l'ensemble de la série sont aussi informatives, et la relation entre la biomasse relative (B/B_{RMD}) et le taux d'exploitation relatif (F/F_{RMD}) pourrait aussi servir de guide pour établir des prélèvements par la pêche qui réduiront le risque de surpêche. Le modèle n'est possiblement pas idéal pour bien comprendre les réponses futures à moyen et long terme de la pêche sur la dynamique des stocks.

CONCLUSION

Les résultats obtenus montrent que le modèle s'ajuste adéquatement aux données et qu'il suit la trajectoire de la biomasse du stock et du taux d'exploitation. Les résultats du modèle sont concordants avec les évaluations du stock précédentes à savoir que le stock de pétoncle d'Islande est en décroissance depuis plusieurs années et atteint, en 2022, les plus faibles valeurs de biomasse observées depuis le début de la série historique des débarquements en 1987 (Tableau 6).

L'estimation de plusieurs valeurs comme le rendement maximal durable (RMD), le taux d'exploitation qui produit le RMD (F_{RMD}), la biomasse associée au RMD (B_{RMD}), ainsi que B/B_{RMD} et F/F_{RMD} , seront très utiles pour l'élaboration de l'approche de précaution.

Ce modèle représente un pas en avant pour l'évaluation des stocks de pétoncle d'Islande de la zone 16E, mais comme pour toute modélisation, il faut faire preuve de prudence lorsqu'on l'applique hors de l'éventail des conditions écosystémiques déjà observées, et des évaluations continues de son efficacité seront nécessaires.

Cela dit, le modèle indique que la biomasse du stock est en diminution pour atteindre la plus faible valeur historique, soit 99,69 t en 2022 (Tableau 6). De plus, un point de référence limite a été établi à 40 % de la biomasse théorique au rendement maximal durable (B_{RMD}), soit 182,8 t en 2022. Le stock se situerait dans la zone critique de l'approche de précaution depuis 2008 (Figures 9 et 12).

Le taux d'exploitation estimé par le modèle indique que l'effort de pêche serait supérieur à ce que le stock peut supporter depuis 1990, à l'exception de 2010 et 2014. Comme le stock se situe dans la zone critique, un plan de rétablissement est en cours de développement pour la zone 16E.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Mathieu Boudreau, Daniel Duplisea et Andrew Smith pour leurs précieux conseils sur le modèle bayésien de production excédentaire ajusté au stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E. Nous remercions aussi nos collègues de l'Institut océanique de Bedford pour les discussions constructives sur le pétoncle et les modèles d'évaluation des stocks. De plus, des remerciements sont aussi adressés à Daniel Duplisea et Andrew Smith pour la révision de ce document.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aeberhard, W.H., Mills Flemming, J., et Nielsen, A. 2018. Review of State-Space Models for Fisheries Science. *Annu. Rev. Stat. Appl.* 5(1): 215–235. doi:10.1146/annurev-statistics-031017-100427.
- Barber, B.J. et Blake, N.J. 1991. Reproductive physiology. In *Scallops: Biology, ecology and aquaculture. Developments in aquaculture and fisheries science. Vol 21*, Éd. S.E. Shumway. Elsevier, Amsterdam 1095 p.
- Boudreau, M., et Duplisea, D. 2022. Outil d'aide à la décision pour la sélection des méthodes permettant d'obtenir des indicateurs de la santé et des points de référence pour des stocks limités en données. *Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat.* 3237: vii + 67 pp.
- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., Schirripa, M., Kitakado, T., Yemane, D., Piner, K.R., Maunder, M.N., Taylor, I., Wetzel, C.R., Doering, K., Johnson, K.F., et Methot, R.D. 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. *Fish. Res.* 240: 105959.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M. et Winker, H. 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish Fish.* 18(3), pp. 506-526.
- Giguère, M., Cliche, G. et Brulotte, S. 1994. Reproduction cycles of the sea scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin), and the Iceland scallop, *Chlamys islandica* (O.F. Müller), in Îles-de-la-Madeleine, Canada. *J. Shellfish Res.* 13 : 31-36.
- Giguère, M., Cliche, G. et Brulotte, S. 1995. Synthèse des travaux réalisés entre 1986 et 1994 sur le captage du naissain de pétoncles aux Îles-de-la-Madeleine. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2061 : xii + 71 p.
- Giguère, M., Brulotte, S. et Goudreau, P. 2000. [État des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec](#). Sec. can. éval. stocks. Doc. de rech. 2000/086. xi + 46 p.
- Harbicht, A., Landry, L. et Niles, M. 2024. [Modèle de population de pétoncles du sud du golfe du Saint-Laurent et révision du point de référence limite](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/035. v + 102 p.
- ICES. 2015. Report of the fifth Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on Life-history traits, exploitation characteristics, and other relevant parameters for data-limited stocks (WKLIFE V). ICES Expert Group reports (until 2018). Report.
- Kruschke, J.K. 2021. Bayesian Analysis Reporting Guidelines. *Nat. Hum. Behav.* 5, pp.1282–1291.
- Meyer, R., et Millar, R.B. 1999. BUGS in Bayesian stock assessments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 1078–1086.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 473–488.
- MPO. 2023. [Évaluation des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec en 2022](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2023/034.
- Palomares, M.L.D., et Pauly, D (Editors). 2023. SeaLifeBase. World Wide Web electronic publication. version (04/2023).
- Pauly, D., et Froese, R. 2021. MSY needs no epitaph—but it was abused, *ICES J. Mar. Sci.*, 78(6), pp. 2204–2210.

-
- Pedersen M.W., et Berg C. W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish Fish.* 18: 226–243.
- Plummer, M. 2003. March. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. In *Proceedings of the 3rd international workshop on distributed statistical computing* (Vol. 124, No. 125.10, pp. 1-10).
- Punt, A.E. 2023. Those who fail to learn from history are condemned to repeat it: A perspective on current stock assessment good practices and the consequences of not following them. *Fish. Res.* 261: 106642.
- Punt, A.E., et Hilborn, R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: The Bayesian approach. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 7, pp. 35–63.
- R Core Team. 2024. [The R Project for statistical computing](#). Version 4.2.2
- Schaefer, M.B. 1954. Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Comm. Bull.* 1(2).
- Shumway, S. E. et Parsons, G. J. (Éds.). 2016. *Scallops: biology, ecology, aquaculture, and fisheries* (Vol. 40). Elsevier.
- Smith, S.J. (éd.). 2003. Workshop on reference points for invertebrate fisheries held in Halifax, Nova Scotia, 2–5 December 2002: Abstracts and proceedings. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2248: ix + 62 p.
- Smith, A. et Bourdages, H. 2024. [Ajustement d'un modèle bayésien de production excédentaire pour la crevette nordique des stocks du golfe du Saint-Laurent](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2023/086. iv + 57 p.
- Smith, S.J., et Hubley, B. 2014. Impact of survey design changes on stock assessment advice: sea scallops. *ICES J. Mar. Sci.* 71 (2), 320-327.
- Su, Y.-S., et Yajima, M. 2012. R2jags: A Package for Running jags from R.
- Thorson, J.T., Ono, K., et Munch, S.B. 2014. A Bayesian approach to identifying and compensating for model misspecification in population models. *Ecology* 95(2): 329-341.
- Trottier, S., Bourdages, H., Goudreau, P. et Brulotte, S. 2017. [Évaluation des stocks de pétoncle des eaux côtières du Québec en 2015 : données de la pêche commerciale, des relevés de recherche et des pêches exploratoires](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2017/037. xvi + 175 p.
- Winker, H., Carvalho, F. et Kapur, M. 2018. JABBA: just another bayesian biomass assessment. *Fish. Res.*, 204 (2018), pp. 275-288.
- Winker, H., Carvalho, F., Thorson, J.T., Kell, L.T., Parker, D., Kapur, M., Sharma, R., Booth, A.J., et Kerwath, S.E. 2020. JABBA-Select: Incorporating life history and fisheries' selectivity into surplus production models. *Fish. Res.* 222, p.105355.
- Verhulst, P.-F. 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Correspondance Mathématique et Physique*, 10: 113–121.

TABLEAUX

Tableau 1. Débarquement annuel de pétoncles (tonne de muscles) et indices de biomasse (g/m²) de pétoncle d'Islande (≥70 mm) par année utilisés dans le modèle de surplus de production de la zone 16E.

Année	Débarquement (t)	Indices de biomasse			
		Normales (g/m ²)	S2003 (g/m ²)	S2004 (g/m ²)	S2007 (g/m ²)
1987	42,3	-	-	-	-
1988	53,5	-	-	-	-
1989	61,1	-	-	-	-
1990	123,7	2,2344	-	-	-
1991	132,5	*	-	-	-
1992	116,1	-	-	-	-
1993	79,8	-	-	-	-
1994	78,8	-	-	-	-
1995	65,6	-	-	-	-
1996	71,5	2,4526	-	-	-
1997	57,4	-	-	-	-
1998	57,2	1,3074	-	-	-
1999	57,1	-	-	-	-
2000	56,1	2,1028	-	-	-
2001	56,4	2,1480	-	-	-
2002	33,6	-	-	-	-
2003	55,1	1,8256	4,6586	-	-
2004	53,2	1,4555	3,2419	4,0804	-
2005	48,7	1,1652	2,2105	3,2583	-
2006	52,1	-	-	-	-
2007	36,7	0,9071	4,1951	2,2055	2,6866
2008	30,3	0,9441	3,6840	1,6325	2,1230
2009	21,3	-	2,7395	2,5180	-
2010	10,9	0,6697	1,9408	2,0113	1,8005
2011	11,9	-	-	-	-
2012	16,2	0,3922	2,2420	2,7239	2,0428
2013	14,9	-	-	-	-
2014	6,6	0,3736	1,6044	1,2365	1,4900
2015	12,2	-	-	-	-
2016	12,9	0,6852	1,8138	1,2362	1,7918
2017	15,7	-	-	-	-
2018	15,1	0,8880	2,8250	1,2346	1,6032
2019	12,0	0,4972	2,4650	0,6564	*
2020	14,1	-	-	-	-
2021	9,2	-	-	-	-
2022	10,6	0,5260	2,6484	1,0550	1,1134

* Données enlevées, car anormalement basses (voir section Données utilisées).

Tableau 2. Liste des stations du relevé scientifique incluses dans chaque indice utilisé dans la modélisation.

N	S2003	S2004	S2007
A5	A12	D10	C10
A6	A13	D11	C11
A7	D3	D12	R1
A8	D4	D13	R2
A9	D5	F19	R3
A11	D6	F20	R4
C1	D7	F21	-
C2	D8	F22	-
C3	D9	-	-
C4	F15	-	-
C5	F16	-	-
C6	F17	-	-
C7	F18	-	-
C8	Q4	-	-
C9	-	-	-
D1	-	-	-
D2	-	-	-
F1	-	-	-
F2	-	-	-
F3	-	-	-
F4	-	-	-
F5	-	-	-
F6	-	-	-
F7	-	-	-
F8	-	-	-
F9	-	-	-
F10	-	-	-
F11	-	-	-
F12	-	-	-
F13	-	-	-
F14	-	-	-
H1	-	-	-
H2	-	-	-
H3	-	-	-
H4	-	-	-
Q1	-	-	-
Q2	-	-	-
Q3	-	-	-

Tableau 3. Distributions a priori du modèle de base du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E.

Paramètre	Distribution des paramètres	Distribution a priori	Distribution utilisée par JABBA	Test de sensibilité effectué
r	0,05-0,3	Uniforme	Log-normale	Non
K	500-1000	Uniforme	Log-normale	Oui
B ₁ /K moy.	0,5 (c.v. 0,5)	Log-normale	Log-normale	Oui
σ_{η}^2 (igamma)	4, 0,01	Inverse-gamma	Inverse-gamma	Non
σ_{fix}^2 (fixed.obsE)	0,2	Fixe	Fixe	Non
$\sigma_{est,t}^2$ (sigma.est)	0,2, 0,001	Inverse-gamma	Inverse-gamma	Non
captures c.v.	0,1	Fixe	Fixe	Non

Tableau 4. Statistique d'ajustement du modèle pour le stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E. SDNR est l'écart-type des résidus normalisés, REQM est la racine de l'écart quadratique moyen et DIC désigne le critère d'information de la déviance.

Statistique	Valeur
SDNR	1,31
REQM	30,1
DIC	-220,9

Tableau 5. Distributions postérieures du modèle de base du pétoncle d'Islande de la zone 16E.

Paramètre	Médiane	I.C. inf.	I.C. sup.
K	913,992	699,304	1188,817
r	0,175	0,078	0,314
B ₁ /K	0,780	0,413	1,275
F _{RMD}	0,087	0,039	0,157
B _{RMD}	456,996	349,652	594,409
RMD	39,916	18,246	67,432
B ₂₀₂₂ /B _{RMD}	0,217	0,148	0,343
F ₂₀₂₂ /F _{RMD}	1,224	0,846	2,122
q.1 (N)	0,005	0,003	0,007
q.2 (S2003)	0,017	0,012	0,026
q.3 (S2004)	0,012	0,008	0,018
q.4 (S2007)	0,014	0,009	0,020
σ_{η}^2	0,004	0,001	0,016

Tableau 6. Trajectoires du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E estimée par le modèle.

Année	Biomasse (t)	F	B/40%B _{RMD}	F/F _{RMD}	B/B ₀
1987	723,771	0,058	3,959	0,699	0,788
1988	712,856	0,075	3,900	0,886	0,780
1989	688,575	0,089	3,767	1,029	0,758
1990	662,200	0,187	3,623	2,149	0,732
1991	601,254	0,220	3,289	2,536	0,662
1992	529,123	0,219	2,895	2,527	0,583
1993	471,145	0,169	2,577	1,952	0,517
1994	446,366	0,177	2,442	2,041	0,489
1995	420,010	0,156	2,298	1,803	0,460
1996	404,302	0,177	2,212	2,034	0,443
1997	373,455	0,154	2,043	1,773	0,409
1998	355,135	0,161	1,943	1,854	0,389
1999	349,030	0,164	1,909	1,884	0,381
2000	342,152	0,164	1,872	1,898	0,372
2001	325,487	0,173	1,781	1,999	0,354
2002	297,518	0,113	1,628	1,301	0,323
2003	290,327	0,190	1,588	2,171	0,317
2004	259,248	0,205	1,418	2,343	0,283
2005	228,950	0,213	1,252	2,428	0,250
2006	211,742	0,246	1,158	2,813	0,231
2007	186,987	0,196	1,023	2,249	0,204
2008	167,714	0,180	0,917	2,072	0,183
2009	151,802	0,140	0,830	1,616	0,165
2010	137,549	0,079	0,752	0,905	0,150
2011	134,542	0,088	0,736	1,009	0,147
2012	130,775	0,124	0,715	1,416	0,143
2013	120,622	0,124	0,660	1,413	0,132
2014	111,433	0,059	0,610	0,672	0,122
2015	118,120	0,103	0,646	1,175	0,129
2016	119,422	0,108	0,653	1,237	0,130
2017	120,047	0,131	0,657	1,491	0,131
2018	117,573	0,129	0,643	1,472	0,128
2019	107,363	0,112	0,587	1,278	0,117
2020	105,356	0,134	0,576	1,531	0,115
2021	100,450	0,092	0,550	1,053	0,110
2022	99,693	0,106	0,545	1,224	0,109

FIGURES

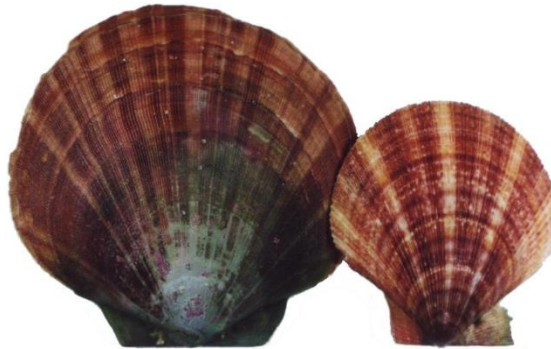


Figure 1. Photographie d'un pétoncle géant (à gauche) et d'un pétoncle d'Islande (à droite).

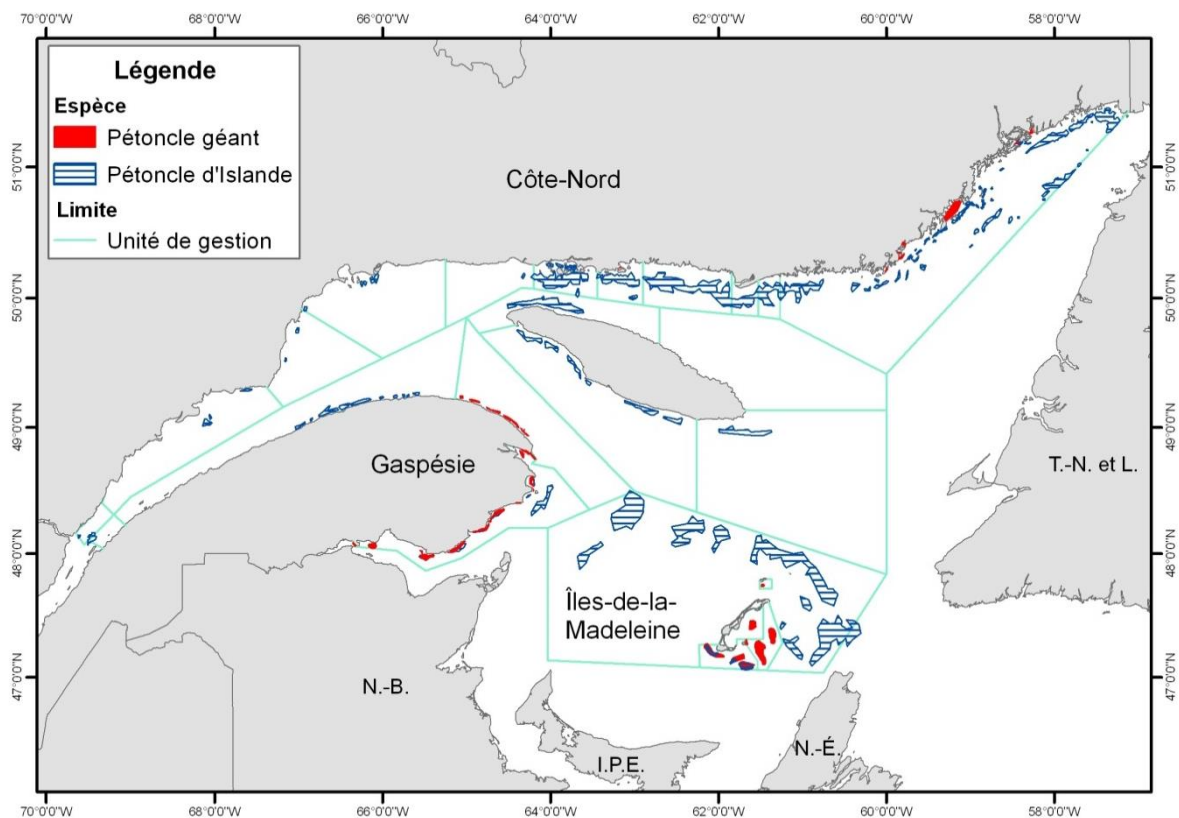


Figure 2. Distribution connue du pétoncle géant et du pétoncle d'Islande dans les eaux côtières du Québec (sources d'information : journal de bord, échantillonnage en mer, relevé de recherche, pêche exploratoire et relevé aux poissons de fond du sud du golfe du Saint-Laurent du MPO).

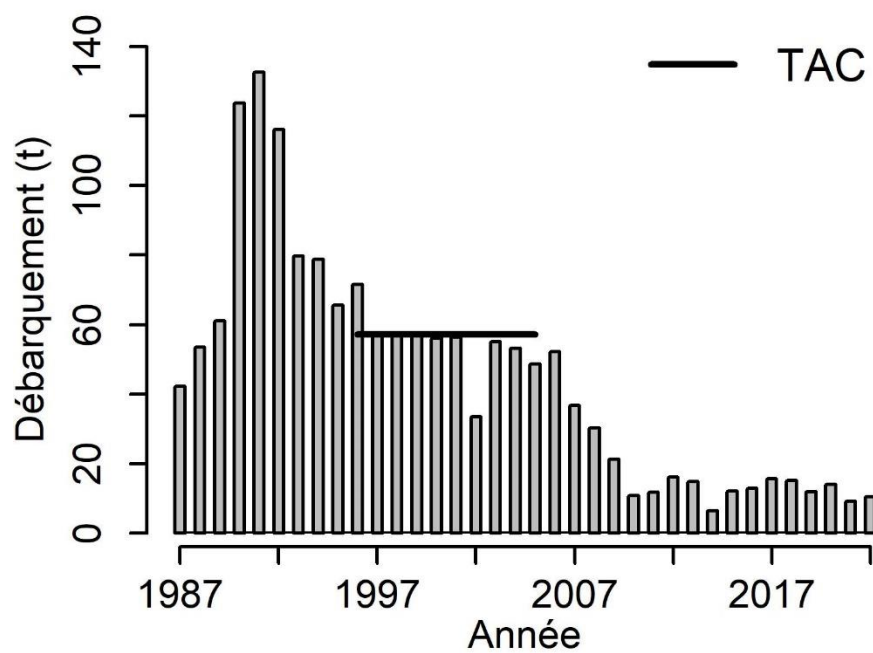


Figure 3. Débarquement annuel de pétoncles (tonne de muscles) dans la zone 16E.

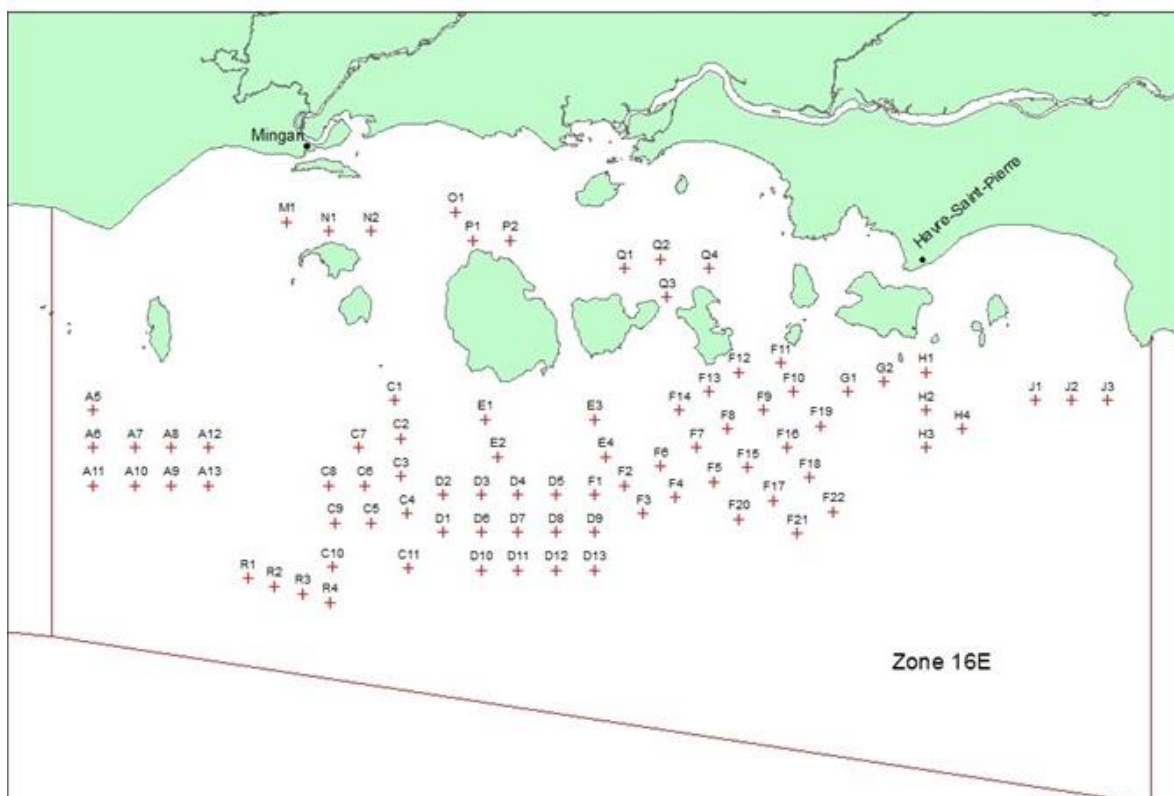


Figure 4. Carte des stations fixes échantillonnées lors du relevé scientifique de pétoncles dans la zone 16E depuis 1990. À noter que certaines stations ont été éliminées et d'autres ont été ajoutées au cours des années. Toutes les stations incluses dans chaque indice utilisé dans la modélisation sont présentées au Tableau 2.

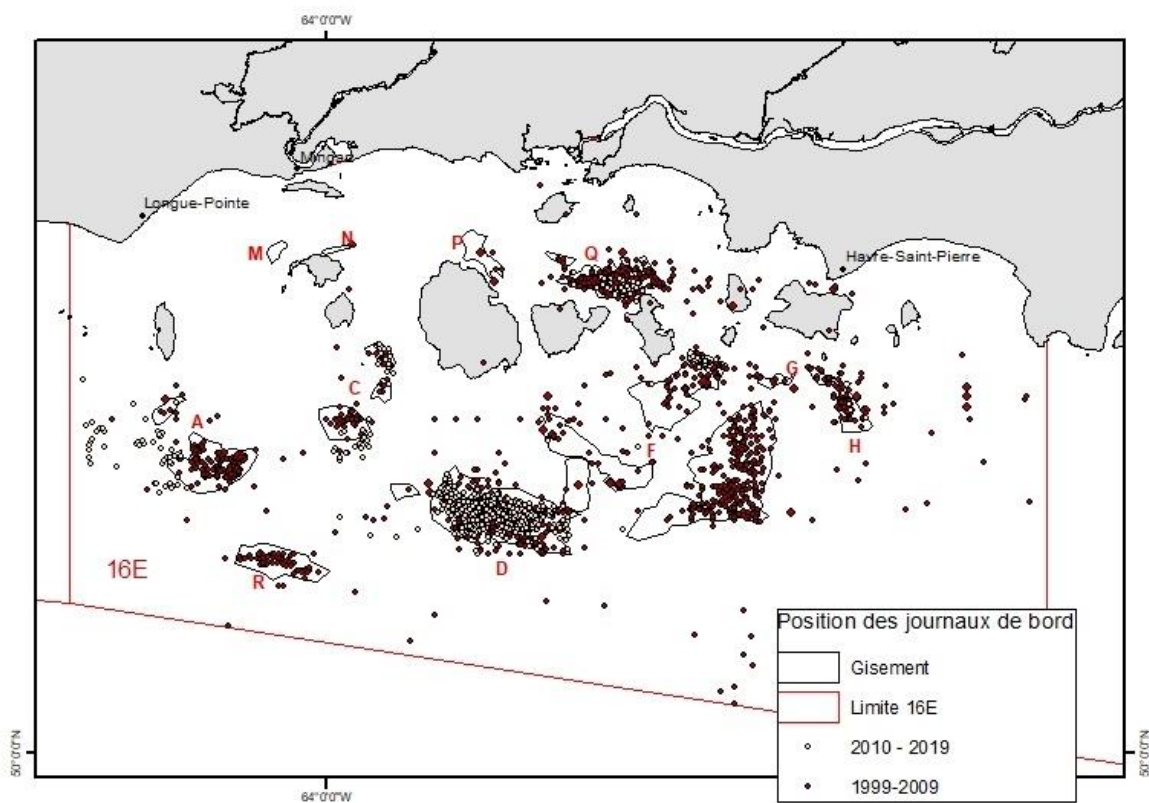


Figure 5. Positions de pêche provenant des journaux de bord sur les gisements de pétoncle d'Islande de la zone 16E de 1999 à 2009. Les gisements gardés pour la modélisation sont les gisements A, C, D, F, H, R et Q qui représentent la vaste majorité des activités de pêche.

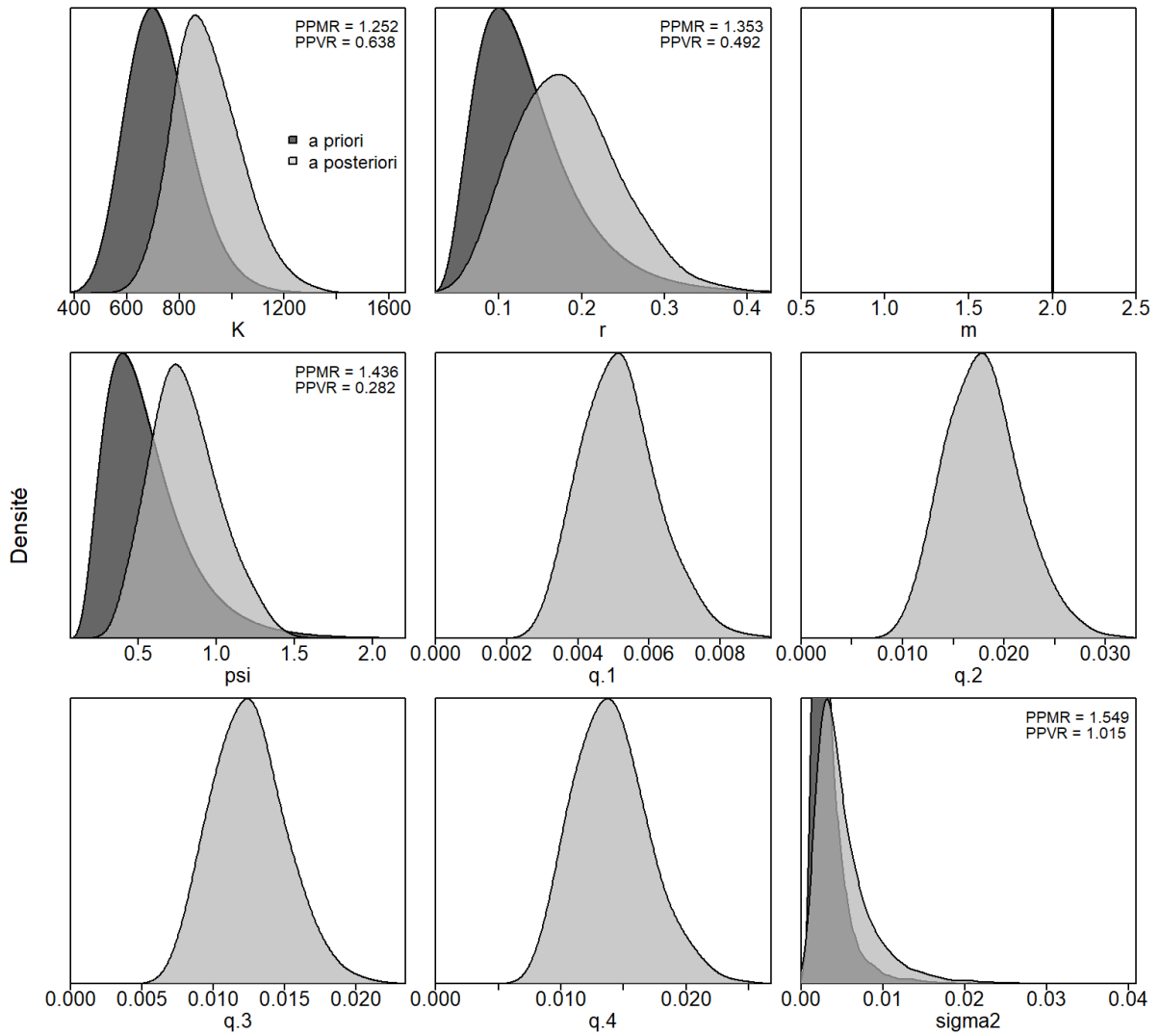


Figure 6. Distributions a priori (gris foncé) et postérieures (gris clair) des paramètres utilisés dans le modèle de base pour le pétoncle d'Islande de la zone 16E. Les paramètres sont la capacité de support (K), le taux intrinsèque d'accroissement naturel (r), le modèle Schaefer ($m=2$), le rapport entre la biomasse et la capacité de support dans la première année de la série ($\psi = B_1/K$), les coefficients de capturabilité des indices de biomasse ($N = q.1$, $S2003 = q.2$, $S2004 = q.3$ et $S2007 = q.4$) et la variance de l'erreur de processus σ_η^2 (σ_{η^2}). Les distributions postérieures sont tracées en utilisant des densités Kernel génériques.

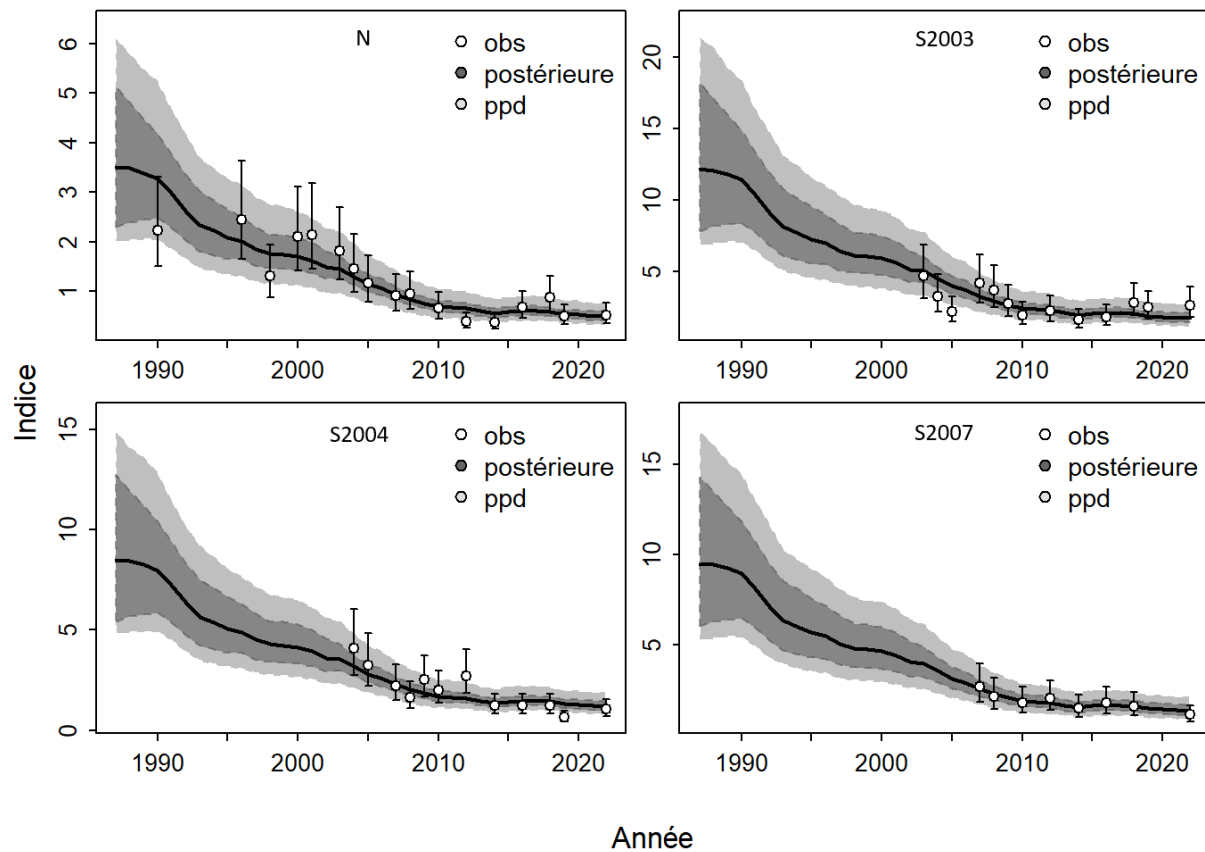


Figure 7. Valeurs prédites versus observées pour chaque indice du modèle JABBA du pétoncle d'Islande de la zone 16E. Indices (de gauche à droite et de haut en bas) : stations normales (N, présentes depuis 1990), stations supplémentaires en 2003 (S2003), stations supplémentaires en 2004 (S2004), et stations supplémentaires en 2007 (S2007). Indice : prise par unité d'effort (PUE, g/m²), obs : données observées et intervalle de confiance estimée par JABBA, postérieure : biomasse estimée et intervalle de confiance estimée par JABBA, et ppd : distribution prédictive postérieure et intervalle de confiance.

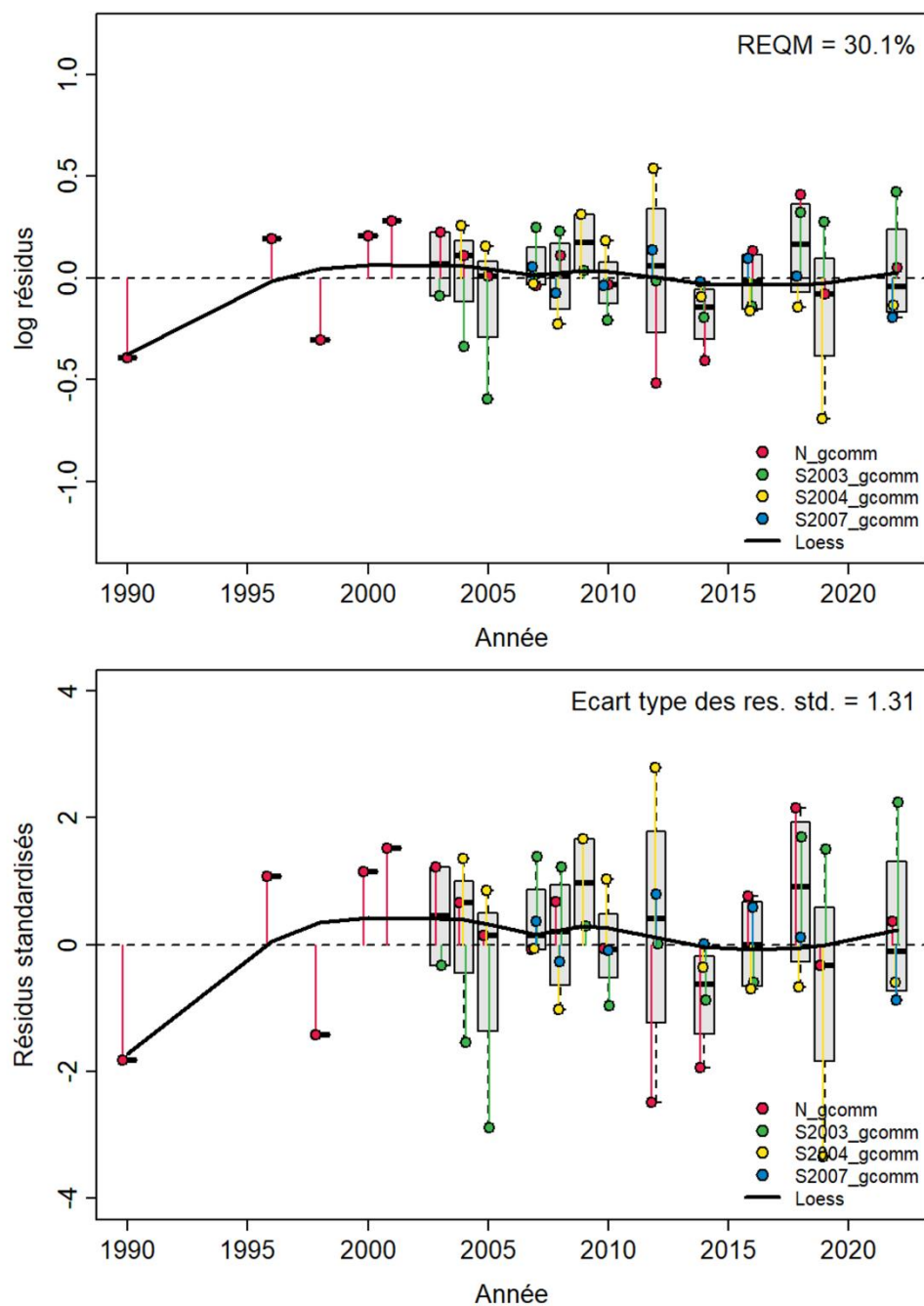


Figure 8. Diagnostiques des résidus (en échelle logarithmique en haut et standardisés en bas) du modèle JABBA pour le pétoncle d'Islande de la zone 16E. N : stations normales échantillonnées depuis 1990, S2003 : stations ajoutées en 2003, S2004 : stations ajoutées en 2004, S2007 : stations ajoutées en 2007 et gcomm : unité (g/m² de pétoncle d'Islande de taille > 70 mm).

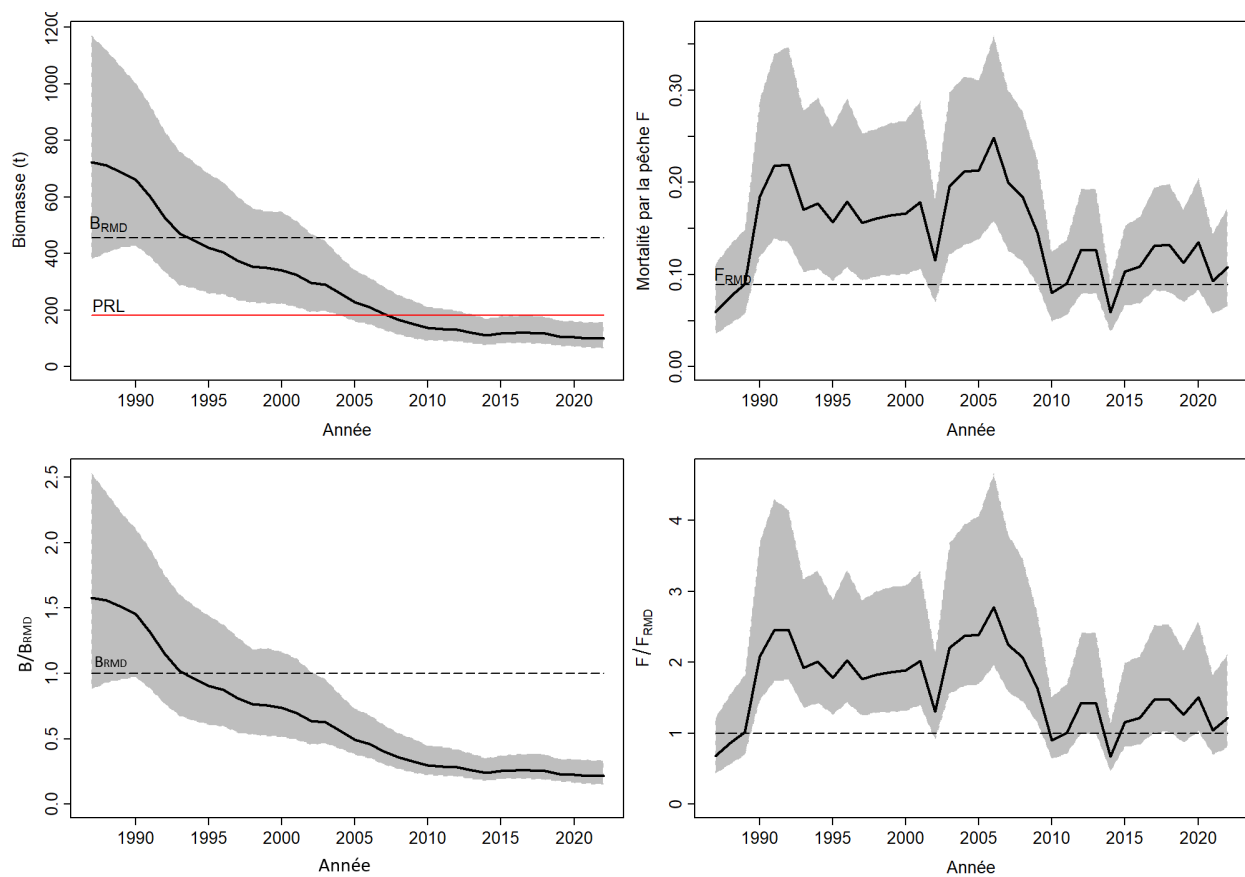


Figure 9. Trajectoires estimées pour la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (B_t) et de la mortalité par la pêche (F_t), et mises à l'échelle du rendement maximal durable (B/B_{RMD} et F/F_{RMD}). La zone ombragée représente l'intervalle de confiance de 95 %. La ligne rouge indique le point de référence limite (PRL) établi à 40 % de la biomasse théorique au rendement maximal durable (B_{RMD}), soit 182,8 t en 2022.

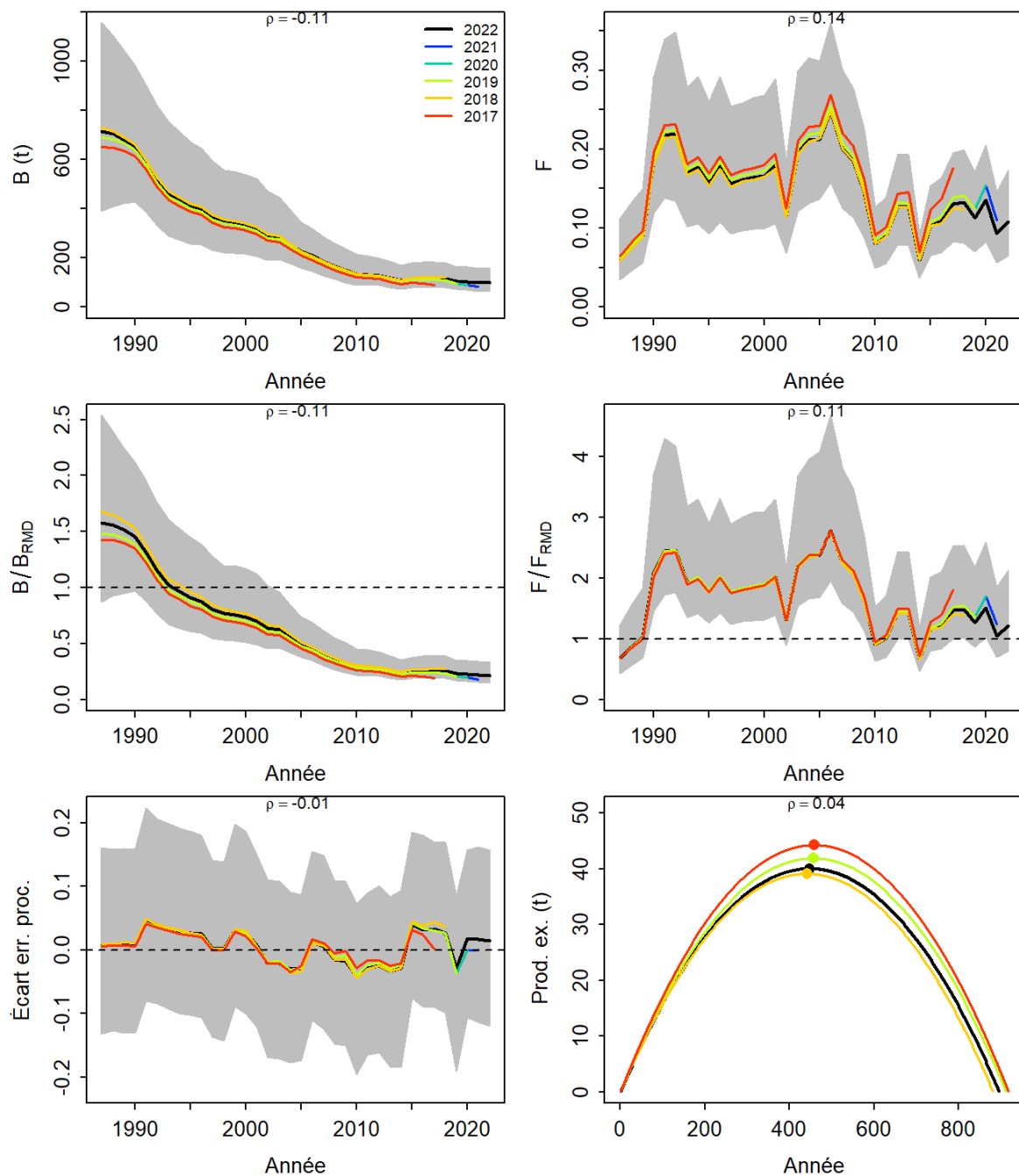


Figure 10. Analyse rétrospective pour le stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (2017-2022). La valeur moyenne de Mohn's ρ est indiquée sur chaque graphique.

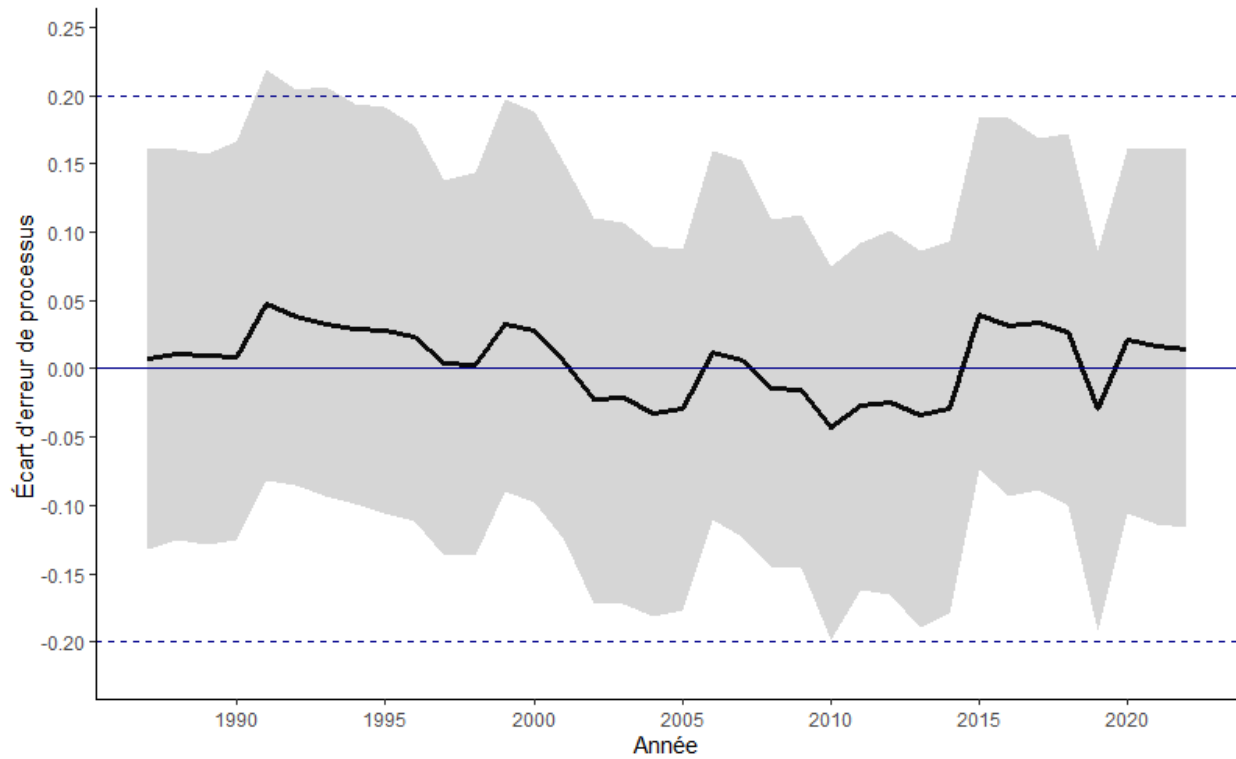


Figure 11. Écart d'erreur de processus pour le modèle de pétoncle d'Islande de la zone 16E. La ligne noire représente la médiane de la distribution postérieure et l'i.c. 95 % est indiqué en gris. La ligne bleue solide représente la tendance de la biomasse obtenue par la partie déterministe du modèle. Les lignes bleues pointillées sont présentées à titre indicatif.

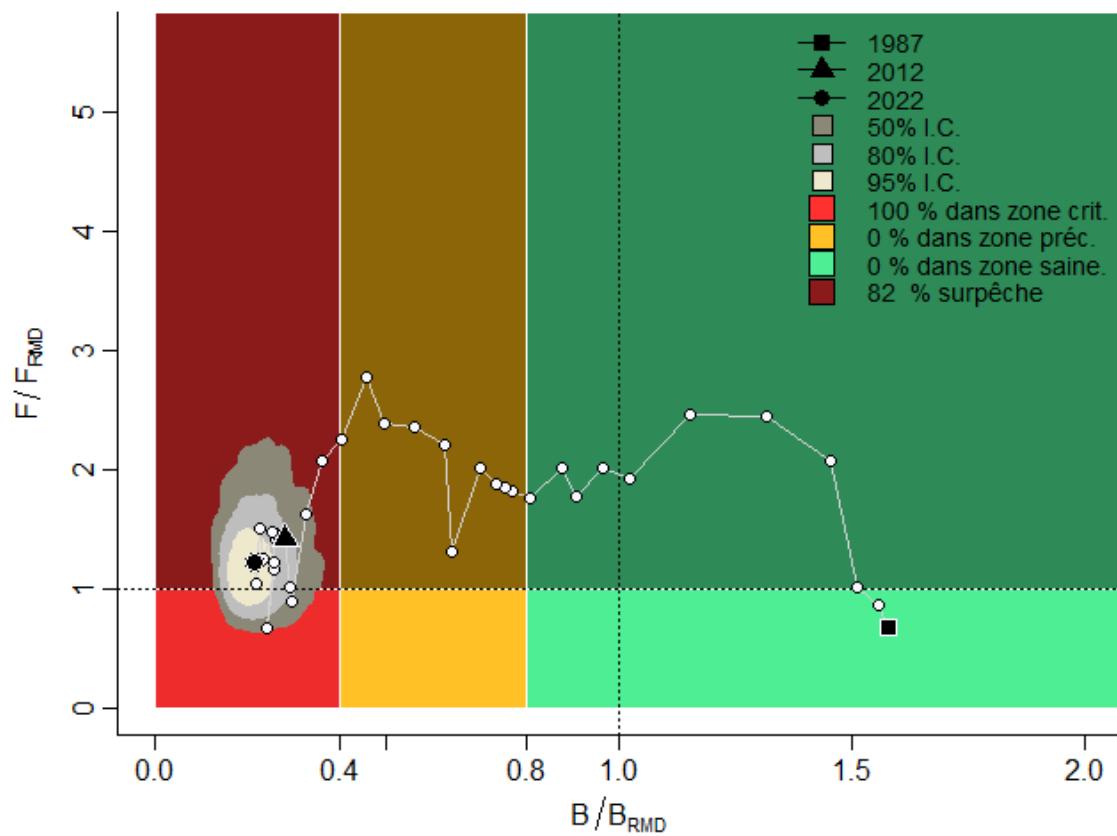


Figure 12. Graphique de type Kobe pour le scénario de base de pétoncle d'Islande de la zone 16E. La trajectoire estimée (1987-2022) entre F/F_{RMD} et B/B_{RMD} est représentée par la ligne noire. Les intervalles de confiance pour l'année terminale de 50 %, 80 % and 95 % sont représentés par les nuages gris. Les probabilités que l'année terminale se trouve dans l'un des quadrants sont indiquées dans la légende.

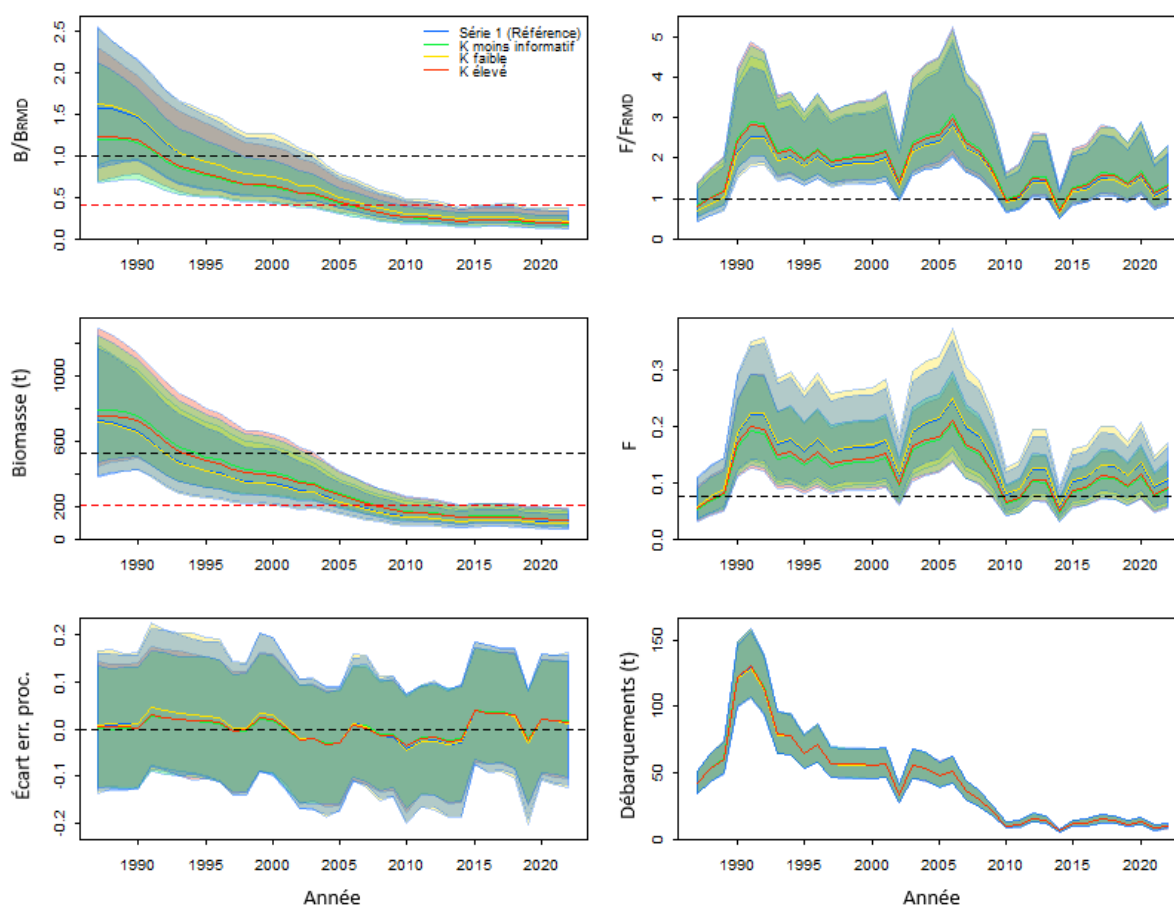


Figure 13. Trajectoires estimées pour la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (B_t) et de la mortalité par la pêche (F_t), mises à l'échelle du rendement maximal durable (B/B_{RMD} et F/F_{RMD}), écart de l'erreur de processus et débarquements selon les 4 scénarios de K testés. Les zones ombragées représentent les différents intervalles de confiance de 95 % de chacun des scénarios. Les lignes pointillées bleues représentent les estimations de rendement maximal durable et les lignes pointillées rouges représentent le point de référence limite ($0,4 \cdot B_{RMD}$ et $0,4 \cdot B/B_{RMD}$).

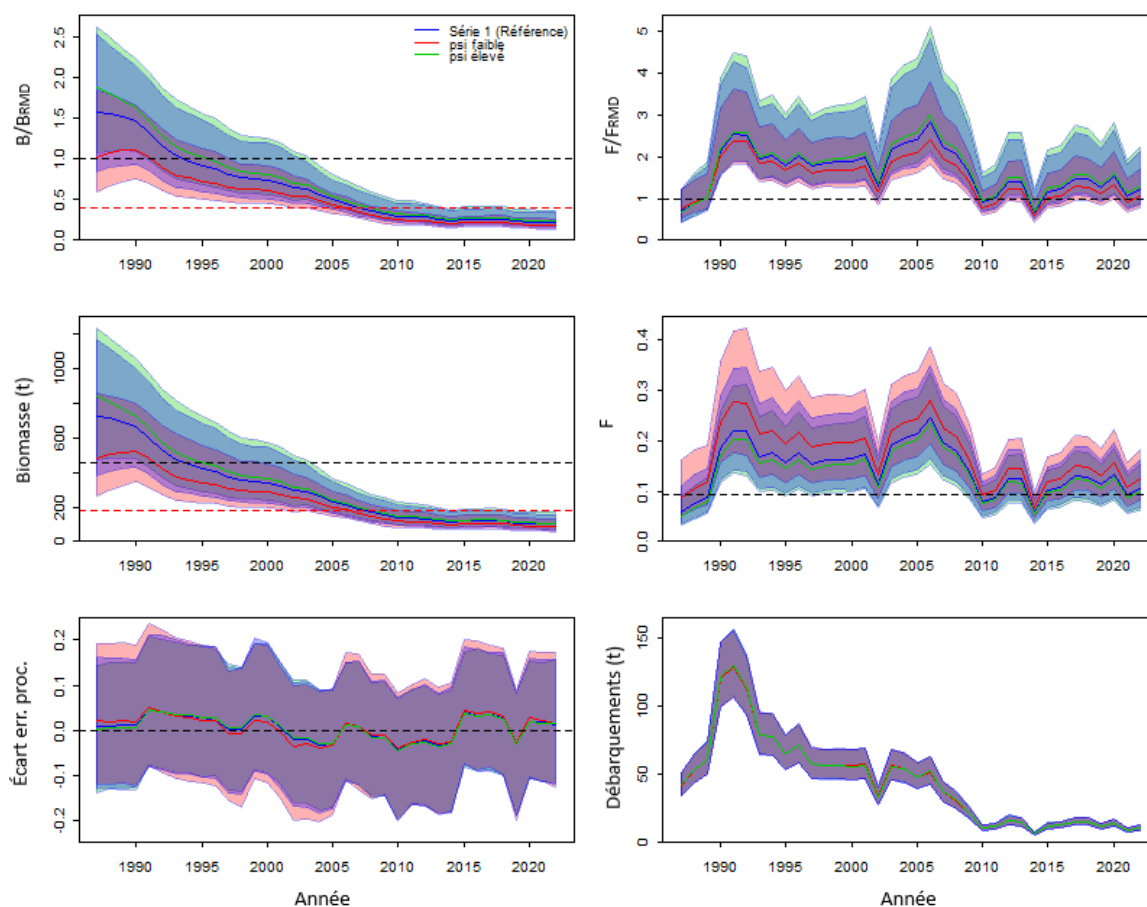


Figure 14. Trajectoires estimées pour la biomasse du stock de pétoncle d'Islande de la zone 16E (B_t) et de la mortalité par la pêche (F_t), mises à l'échelle du rendement maximal durable (B/B_{RMD} et F/F_{RMD}), écart de l'erreur de processus et débarquements selon les 3 scénarios de ψ (B_1/K) testés. Les zones ombragées représentent les différents intervalles de confiance de 95 % de chacun des scénarios. Les lignes pointillées bleues représentent les estimations de rendement maximal durable et les lignes pointillées rouges représentent le point de référence limite ($0,4 \cdot B_{RMD}$ et $0,4 \cdot B/B_{RMD}$).