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 2026/070

Région des Maritimes

Examen des données et cadre d'évaluation de la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) sur le Banquereau et le Grand Banc

Leslie Nasmith[1], Ethan Lawler[2], Monica Bravo[1], Brad Hubley[1] et Claire Haar[3]

[1] Division de l'écologie des populations
Institut océanique de Bedford
Pêches et Océans Canada
C.P. 1006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

[2] Département de mathématiques et de statistiques
Université Dalhousie
C.P. 15000,chemin Castine
Halifax (Nouvelle-Écosse) B3H 4R2

[3] Département d'Océanographie
Université Dalhousie
C.P. 15000, 6287 croissant Alumni
Halifax, (Nouvelle-Écosse) B3H 4R2

Septembre 2026

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

© 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 978-1-100-00516-4 N° cat. Fs70-5/2026-070F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Nasmith, L., Lawler, E., Bravo, M., Hubley, B., et Haar, C. 2026. Examen des données et cadre d'évaluation de la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) sur le Banquereau et le Grand Banc. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/070. vi + 230 p.

Also available in English:

*Nasmith, L., Lawler, E., Bravo, M., Hubley, B., and Haar, C. 2026. Data Review and Assessment Framework of the Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*) on Banquereau and the Grand Banks. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/070. vi + 206 p.*

ACRONYMES

B_{RMD} – biomasse au rendement maximal durable

CLAM – base de données d'archivage sur les palourdes hauturières

CPUE – capture par unité d'effort

DUE – débarquements par unité d'effort

EMV – estimation du maximum de vraisemblance

F – Mortalité par pêche

FL – fréquence des longueurs

IC – intervalle de confiance

ICP – indice de condition du pied

ISG – indice somatique des gonades

M – mortalité naturelle

MPO – Pêches et Océans Canada (ministère fédéral des Pêches et des Océans)

MPS – modèle de production spatiale

MRE – modèle sur la répartition de l'espèce

OPANO – Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest

PGIP – plan de gestion intégrée des pêches

PMZA – Programme de monitorage de la zone Atlantique

PRL – point de référence limite

PRS – point de référence supérieur

RSI – rapport substrat-inhibiteur

SCAS – Secrétariat canadien des avis scientifiques

SIPMAR – Système d'information sur les pêches des Maritimes

SSN – Système de surveillance des navires

TAC – total autorisé des captures

Z – mortalité totale

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ vi
INTRODUCTION 1
GESTION DE LA PÊCHE 1
BIOLOGIE DE L'ESPÈCE 1
TAILLE ET ÂGE À LA MATURITÉ SEXUELLE 1
FRAIE 2
CROISSANCE 2
MORTALITÉ 2
CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉCOSYSTÈME ET RÉPERCUSSIONS DU DRAGAGE 2
CLIMAT 2
ENVIRONNEMENT BIOLOGIQUE, CHIMIQUE ET PHYSIQUE 3
PRÉDATION 5
HABITAT 6
RÉPERCUSSIONS DU DRAGAGE 7
HISTORIQUE DES RELEVÉS ET DES ÉVALUATIONS 8
EXAMEN DES DONNÉES 9
DONNÉES BIOLOGIQUES 9
Indice somatique des gonades et fraie 9
Condition 10
DONNÉES PROVENANT DE LA PÊCHE 12
Gestion des données provenant de la pêche 12
Facteurs de composants et facteurs de conversion de la pêche 13
Période de pêche 14
Données provenant de la pêche sur le Banquereau 14
Données provenant de la pêche sur le Grand Banc 15
Programme des observateurs en mer 17
Autres espèces conservées 19
DONNÉES PROVENANT DE RELEVÉS 20
Relation longueur-poids 21
Répartition de la biomasse 21
MODÈLE D'ÉVALUATION SPATIOTEMPOREL SPACECLAM 21
APERÇU 21
BANQUEREAU 22
Caractère convenable de l'habitat 22
Composition selon la taille et croissance des individus 23
SpaceClam : modèle à différences retardées caractérisé par une résolution spatiale élevée 27
GRAND BANC 32
Caractère convenable de l'habitat 32

Composition selon la taille et croissance des individus 33
SpaceClam : modèle à différences retardées caractérisé par une résolution spatiale élevée 33
COMPARAISON DES MODÈLES 34
POINTS DE RÉFÉRENCE 35
APERÇU 35
POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE ET POINT DE RÉFÉRENCE SUPÉRIEUR 35
TAUX DE RETRAIT DE RÉFÉRENCE 36
INDICATEURS SECONDAIRES 36
INDICATEURS ÉCOSYSTÉMIQUES 36
Banquereau 36
Grand Banc 37
INDICATEURS DES STOCKS 37
Banquereau 37
Grand Banc 39
CALENDRIER RECOMMANDÉ POUR L'ÉVALUATION ET LA MISE À JOUR DE L'ÉTAT DES STOCKS 40
SOURCES D'INCERTITUDE 41
RECOMMANDATIONS POUR LES RECHERCHES FUTURES 41
REMERCIEMENTS 42
RÉFÉRENCES CITÉES 43
TABLEAUX 49
FIGURES 67
ANNEXE A : RÉSUMÉS D'OBSERVATEURS 185
ANNEXE B : MODÈLE DE PRODUCTION SPATIALE (2016 À 2023) 215
B.1 CENSURE DE DONNÉES 215
Censure de données sur les prises et l'effort 215
Censure de données sur le plan spatial 215
B.2 ZONES D'ÉVALUATION SPATIALES 217
B.3 CARACTÈRE CONVENABLE DE L'HABITAT 218
B.4 MODÈLE DE PRODUCTION SPATIALE 219
B.5 POINTS DE RÉFÉRENCE 229

RÉSUMÉ

La mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) est un bivalve de grande taille et de grande longévité qui soutient la pêche hauturière pratiquée sur deux bancs des eaux canadiennes de l'Atlantique, soit le Banquereau et le Grand Banc. Un examen des caractéristiques du cycle vital de l'espèce, des répercussions du dragage, du caractère convenable de l'habitat, et des données provenant de relevés et de la pêche sur la mactre de Stimpson des deux bancs depuis 2016 a été effectué à l'appui de l'élaboration d'un cadre fondé sur un modèle pour l'évaluation des deux stocks (Banquereau et Grand Banc). Comme il n'existe pas de données indépendantes de la pêche récentes ou continues sur lesquelles fonder les estimations de la biomasse, les données provenant de la pêche ont été utilisées. Depuis 2016, une pêche régulière est menée sur les deux bancs. Ces derniers ont montré des tendances indiquant une augmentation des taux de prise et une diminution de l'effort, ce qui illustre une efficacité accrue de la pêche. Lorsque les données provenant de la pêche sont examinées sur le plan spatial, qu'elles soient agrégées par zone ou présentées explicitement, deux observations sont évidentes : la répartition irrégulière de la ressource et le déplacement annuel de la pêche entre les gisements et les zones. Le comportement de pêche est variable, de sorte qu'une concentration de mactres peut être ciblée par une pêche intensive pendant un an et ne plus l'être pendant de nombreuses années, c'est pourquoi il présente des défis pour la modélisation des deux stocks. Pour prendre des mesures à cet égard, le présent document décrit un nouveau modèle, nommé SpaceClam (modèle élaboré par le coauteur Ethan Lawler) ainsi que l'approche connexe, qui sont fondés sur des données provenant de la pêche commerciale intégrant l'habitat. Cette approche détermine l'habitat à l'aide d'un modèle qui tient compte des variables environnementales (ou des approximations connexes) et des lieux de pêche; l'habitat est utilisé comme une covariable servant à déterminer la croissance d'une population. La population est ensuite modélisée sur le plan spatial au moyen de carrés de 1 km^2 sur le Banquereau et de 2,5 km^2 sur le Grand Banc. L'approche atténue certaines des incertitudes inhérentes à l'utilisation des données provenant de la pêche commerciale, et intègre la croissance et l'habitat de manière spatialement explicite. Les points de référence limites pour chaque banc, ainsi que d'autres points de référence utilisés pour la gestion des deux pêches (p. ex. le point de référence supérieur), ont été adoptés. De plus, des indicateurs secondaires pour la pêche de la mactre de Stimpson, qui avaient été initialement été élaborés aux fins de suivi des changements touchant les deux stocks entre les évaluations ou les relevés, ont été examinés et de nouveaux indicateurs ont été adoptés. Le présent document de recherche représente les décisions consensuelles prises lors du processus d'examen régional par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada intitulé Examen du cadre de la mactre de Stimpson du Banquereau et du Grand Banc, qui a eu lieu du 4 au 6 juin 2025 et le 16 octobre 2025. En outre, il décrit un nouveau cadre pour l'évaluation des stocks de mactres de Stimpson du Banquereau et du Grand Banc.

INTRODUCTION

Le présent document de recherche vise la compilation, l'examen et la documentation des renseignements scientifiques disponibles et des méthodes utilisées pour l'élaboration d'un cadre d'évaluation des stocks à jour pour la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) du Banquereau et du Grand Banc dans les eaux canadiennes de l'Atlantique (figure 1). Il présente l'examen et l'analyse des renseignements disponibles sur la pêche, les relevés, la biologie et l'écologie jusqu'à la fin de l'année de pêche 2023. La répétition des renseignements présentés dans les documents d'évaluation précédents a été restreinte. Le présent document de recherche décrit les décisions consensuelles prises lors du processus d'examen régional par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) de Pêches et Océans Canada (MPO) intitulé Examen du cadre de la mactre de Stimpson du Banquereau et du Grand Banc, qui a eu lieu du 4 au 6 juin 2025 et le 16 octobre 2025.

GESTION DE LA PÊCHE

Des renseignements détaillés concernant le développement de la pêche jusqu'en 1989 sont décrits dans le document de Roddick et Kenchington (1990), et des renseignements sur la pêche jusqu'en 2016 sont présentés dans le document rédigé par Hubley et Heaslip (2018). Le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) connexe a fait l'objet d'une mise à jour importante en 2020 (MPO 2020) et a été mis à jour depuis, au besoin. La pêche hauturière de la palourde est actuellement associée à trois navires et à trois permis. Ces permis autorisent la pêche sur le Banquereau, le Grand Banc et le banc de l'île de Sable (figure 1). Les conditions de permis autorisent la pêche dirigée de la mactre de Stimpson et du quahog nordique (*Arctica islandica*), ainsi que la conservation d'autres mollusques, dont le pitot (*Cyrtodaria siliqua*) et la coque du Groenland (*Serripes groenlandicus*). Les quotas de mactres de Stimpson sont transférables d'un permis à un autre, mais pas d'un banc à l'autre. La pêche est menée par de gros navires-usines congélateurs au moyen de dragues hydrauliques balayant des substrats sablonneux situés à une profondeur de 50 à 160 m. Les principaux outils de gestion pour la pêche hauturière de la palourde sont : des permis à accès limité, un total autorisé des captures (TAC) divisé en allocations d'entreprise, une vérification à quai des prises entièrement financée par l'industrie, l'utilisation obligatoire de journaux de bord et une couverture complète par le Système de surveillance des navires (SSN). Les exigences relatives aux observateurs correspondent à l'observation d'une sortie par banc chaque année.

BIOLOGIE DE L'ESPÈCE

La mactre de Stimpson est un bivalve de grande taille (longueur pouvant atteindre 160 mm) et de grande longévité, qui peut vivre jusqu'à plus de 60 ans. Elle est présente dans les eaux profondes du nord du Pacifique Nord et de l'Atlantique Nord-Ouest (Chamberlin and Stearns 1963). Des quantités commerciales de mactres de Stimpson se trouvent dans les zones côtières au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, dans le golfe du Saint-Laurent, ainsi que dans les zones extracôtières de l'est du plateau néo-écossais et de l'est du Grand Banc (MPO 2012). Les individus sont souvent présents sur des substrats à grains moyens à grossiers (Chamberlin and Stearns 1963).

TAILLE ET ÂGE À LA MATURITÉ SEXUELLE

Des travaux antérieurs ont estimé que la taille et l'âge à 50 % de maturité sexuelle (c.-à-d. 50 % des individus de cette taille ou de cet âge devraient avoir atteint la maturité sexuelle) étaient de

45,2 mm et de 8,3 ans sur le Banquereau (Roddick *et al.* 2012), et de 39,9 mm et de 5,3 ans sur le Grand Banc (Roddick *et al.* 2011).

FRAIE

La mactre de Stimpson est une espèce dioïque qui libère ses gamètes dans l'eau et qui atteint la maturité reproductive entre 5 et 8 ans. Le développement et la croissance des larves dépendent de la température. Davis et Shumway (1996) ont induit la fraie chez des individus; l'éclosion des larves est survenue après 24 heures dans des eaux assez chaudes (15 °C) et les larves se sont établies sur le fond marin après 24 jours (15 °C). Dans des eaux plus froides (8,5 °C), elles ont éclos après 96 heures et se sont établies après 42 jours (10 °C). Le grand potentiel de dispersion des larves pélagiques de l'espèce entraîne probablement un flux génétique élevé à l'échelle de l'aire de répartition. Les relevés génétiques menés dans l'Atlantique Nord-Ouest ont indiqué une faible structure génétique, ce qui appuie cette hypothèse (Cassista and Hart 2007).

CROISSANCE

La mactre de Stimpson du Banquereau atteint une plus grande taille et croît plus rapidement que celle du Grand Banc, d'après les travaux de détermination de l'âge effectués sur des échantillons prélevés sur le Banquereau (Roddick *et al.* 2012) et le Grand Banc (Roddick *et al.* 2011) pendant les relevés (tableau 1). Depuis, aucune nouvelle recherche sur la détermination de l'âge ou la croissance de ces populations n'a été réalisée. Les paramètres de croissance estimés pour le Banquereau et le Grand Banc se situent dans la plage des paramètres de croissance estimés pour divers gisements de mactres de Stimpson dans le golfe du Saint-Laurent (résumés dans Doré *et al.* 2021). Les travaux antérieurs menés sur le Banquereau et le Grand Banc reposaient sur la méthode habituelle de sclérochronologie (c.-à-d. détermination visuelle de l'âge selon une structure utilisée à cette fin). Plus récemment, des outils géochimiques ont permis la détermination de l'emplacement des anneaux de croissance annuels chez la mactre de Stimpson, ce qui élimine une partie de l'erreur introduite par les méthodes de détermination de l'âge habituelles (Doré *et al.* 2021).

MORTALITÉ

Pour la pêche de la mactre de Stimpson sur le Banquereau et le Grand Banc, le taux de mortalité naturelle (M) est considéré comme équivalent au taux de mortalité totale (Z) moins le taux de mortalité par pêche (F). Hubley et Heaslip (2018) ont résumé diverses méthodes qui ont été utilisées pour l'estimation de M en cas de pêche. Pour le Banquereau, une valeur de M de 0,08 a été décrite comme raisonnable lors de l'évaluation du stock de 2012; elle a été maintenue par souci d'uniformité avec les évaluations précédentes (Roddick *et al.* 2012). Pour le Grand Banc, une valeur de M de 0,08 a été décrite comme raisonnable lors de l'évaluation du stock de 2010 (Roddick *et al.* 2011). Dans le document de recherche, aucune nouvelle analyse n'appuie un changement de la valeur de M de 0,08 utilisée pour la pêche sur les deux bancs.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉCOSYSTÈME ET RÉPERCUSSIONS DU DRAGAGE

CLIMAT

La vulnérabilité de la mactre de Stimpson aux changements climatiques n'a pas été directement étudiée, mais des conclusions ont été tirées de données sur d'autres espèces de bivalves ou de la modélisation de l'écosystème. Hare *et al.* (2016) ont évalué des espèces de bivalves, comme

le quahog nordique et la mactre de l'Atlantique, et ont déterminé que celles-ci présentaient une vulnérabilité très élevée aux changements climatiques, notamment un potentiel élevé de changement de la répartition. Boyce *et al.* (2024) ont évalué la mactre de Stimpson dans les divisions 3LNO de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) et ont déterminé que l'espèce était associée à un risque climatique modéré selon des scénarios d'atténuation élevés et à un risque élevé selon des scénarios de fortes émissions. La mactre de Stimpson du golfe du Saint-Laurent a été évaluée comme présentant un risque élevé selon les deux scénarios de la même analyse (Boyce *et al.* 2024).

L'espèce possède une capacité limitée d'éviter les conditions défavorables. Sa capacité de creuser peut favoriser un évitement à très court terme, mais elle peut être entravée par des conditions environnementales qui ne correspondent pas aux plages préférées par l'espèce (abordées de façon plus détaillée dans la section suivante). Certains individus d'espèces de la même famille (*Mactridae*) que la mactre de Stimpson ont déjà été observés en train de « sauter » pour éviter la prédation (Ansell 1969). Ce saut est un mouvement très lent qui sert principalement à éviter des prédateurs qui sont aussi lents, mais il est peu probable que ce comportement favorise la migration de la mactre de Stimpson vers des lieux caractérisés par des conditions plus favorables. Par conséquent, l'évolution des conditions climatiques et environnementales aura probablement une incidence sur tous les stades du cycle vital et certains processus physiologiques de l'espèce, mais l'ampleur des changements et les seuils de tolérance connexes demeurent largement inconnus. Pour répondre à ces questions, il faudra réaliser une étude plus ciblée.

ENVIRONNEMENT BIOLOGIQUE, CHIMIQUE ET PHYSIQUE

La mactre de Stimpson est un organisme filtreur dont le régime alimentaire est composé de macro algues (p. ex. dinoflagellés, qui font partie des phytoplanctons) (Christian *et al.* 2010). Pour des organismes filtreurs semblables (p. ex. mactre de l'Atlantique [*Spisula solidissima*]), l'hypothèse est que la production benthique remise en suspension (p. ex. détritus et algues benthiques) représente aussi une partie importante du régime alimentaire, car les besoins métaboliques élevés des grands bivalves sont peu susceptibles d'être satisfaits uniquement par des sources de nourriture pélagique (Munroe *et al.* 2013).

Le Programme de monitorage de la zone Atlantique (PMZA), supervisé par le MPO, assure un suivi de la chlorophylle *a* dans les couches supérieures de l'océan (0 à 100 m), en tant qu'approximation de la biomasse globale du phytoplancton. Les inventaires annuels de chlorophylle *a* en 2023 étaient généralement près de la normale ou supérieurs à celle-ci sur le plateau néo-écossais, mais inférieurs à la normale sur le Grand Banc (Galbraith *et al.* 2024). Les nitrates représentent la réserve d'éléments nutritifs disponibles pour la nouvelle production primaire sur le plateau néo-écossais et le Grand Banc, car il s'agit généralement du facteur limitatif pour la croissance du phytoplancton. La quantité de nitrates dans les eaux sous la couche de mélange de surface (profondeurs de 50 à 150 m) est appelée « inventaire des nitrates de subsurface ». Depuis 2016, les inventaires de nitrates de subsurface ont généralement été faibles la plupart des années sur le plateau néo-écossais, et supérieurs à la normale au cours des deux dernières années sur le Grand Banc (Galbraith *et al.* 2024). Malgré des signes positifs observés en 2023 (c.-à-d. des concentrations de nitrate au fond plus élevées que la normale sur le Banquereau), l'augmentation de la stratification sur le plateau néo-écossais pourrait interagir avec la disponibilité des éléments nutritifs et avoir des répercussions futures sur la productivité du plateau néo-écossais (Casault *et al.* 2025).

L'incidence de l'acidification des océans a été étudiée sur un certain nombre d'espèces de bivalves, mais pas directement sur la mactre de Stimpson. L'eau des océans qui s'acidifie devrait devenir plus corrosive pour les organismes qui ont une coquille de carbonate de calcium

(Galbraith *et al.* 2024), mais elle devrait aussi avoir des effets physiologiques sur ces organismes. Pour la mactre de l'Atlantique, l'exposition à des concentrations élevées de dioxyde de carbone dissous dans l'eau de mer au cours d'expériences en laboratoire a montré une baisse des taux d'alimentation et une hausse de la perte d'énergie (Pousse *et al.* 2020). Pour d'autres espèces semblables, notamment *Panopea japonica,* une espèce de panope, des valeurs de pH très élevées et très faibles ont eu des effets négatifs sur la métamorphose des larves (Huo *et al.* 2019). Ces panopes cessaient également tout comportement d'enfouissement lorsque le pH atteignait des valeurs très élevées et très faibles (Huo *et al.* 2019). Huo *et al.* (2019) ont estimé que la plage de pH optimale pour les panopes étudiées était de 7,6 à 8,8 pour l'éclosion et de 7,2 à 8,8 pour l'enfouissement. Pour *Sinonovacula constricta*, une espèce de couteau, une diminution du pH (scénarios à des pH entre 7,4 à 7,8) a réduit les profondeurs d'enfouissement parce qu'une demande énergétique accrue attribuable au stress causé par l'acidification a entraîné une baisse de l'état physiologique des individus (Peng *et al.* 2017). Pour la palourde japonaise (*Ruditapes philippinarum*), les observations indiquent qu'une diminution du pH augmente les contractions du pied, ainsi que le temps et la profondeur d'enfouissement (Jiang *et al.* 2023).

De façon générale, les taux de diminution du pH des eaux canadiennes de l'Atlantique en surface (0,03 à 0,04 par décennie) sont généralement supérieurs aux moyennes mondiales des océans en surface (c.-à-d. 0,017 à 0,027 par décennie) (Galbraith *et al.* 2024). En 2023, les eaux de fond de l'est du plateau néo-écossais et du Grand Banc étaient légèrement sous-saturées en aragonite et saturées en calcite. La sous-saturation indique que l'environnement pourrait devenir corrosif pour les coquilles de carbonate, qui deviendraient plus sujettes à la dissolution (Galbraith *et al.* 2024). Les valeurs du pH des eaux de fond sur le plateau néo-écossais et le plateau de Terre-Neuve ont varié de 7,8 à plus de 8,0 pendant l'été, mais une certaine variabilité spatiale a aussi été observée (Galbraith *et al.* 2024).

La désoxygénation est également préoccupante pour de nombreux bivalves marins, car elle peut entraver les fonctions vitales et la résilience à d'autres facteurs de stress (Kim *et al.* 2018, Kruft Welton *et al.* 2024). Cette désoxygénation est due à l'augmentation du réchauffement et de la stratification des océans, ainsi qu'aux changements touchant la circulation océanique et la biogéochimie (Galbraith *et al.* 2024). La saturation en oxygène dissous était généralement élevée sur le plateau néo-écossais et le Grand Banc en 2023 (Galbraith *et al.* 2024).

La tolérance à la température de la mactre de Stimpson a été peu étudiée. Les travaux sur le développement des larves montrent que l'espèce peut s'établir dans des eaux pouvant atteindre 15 °C (Davis and Shumway 1996). Le relevé de recherche estival au chalut sur les écosystèmes de la région des Maritimes du MPO vise la collecte de données sur la température au fond depuis 1970. Le relevé de recherche au chalut de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO vise également la collecte de données sur la température au fond pendant au printemps (généralement d'avril à juin) et à l'automne (généralement de la fin de septembre à décembre) depuis 1996. La persistance à long terme de la mactre de Stimpson sur le Banquereau et le Grand Banc indique que des températures au fond tolérables ont persisté au fil du temps sur les deux bancs.

Dans le relevé de recherche au chalut des Maritimes du MPO, le Banquereau est séparé en deux parties, soit l'est (strate 447) et l'ouest (strate 448). En moyenne, six prises de mesures par année (plage de 2 à 9) ont lieu dans la strate ouest, et cinq (plage de 1 à 8) ont lieu dans la strate est. À l'échelle des séries chronologiques des deux strates, la valeur minimale de la température annuelle moyenne (± 1 écart-type [ET]), soit 1,4 ± 0,03 °C, a été atteinte dans l'ouest en 1976, et la valeur maximale, soit 6,5 ± 0,2 °C, a été atteinte dans l'est en 2015 (figure 2). Toutefois, la plupart des activités de pêche ciblant la mactre de Stimpson sur le Grand Banc ont lieu dans la division 3N de l'OPANO (figure 3). Le relevé de recherche

printanier de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO comprend en moyenne 65 prises de mesures par année (plage de 22 à 88) et le relevé de recherche automnal de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO en comprend en moyenne 58 par année (plage de 3 à 72). La valeur minimale de la température annuelle moyenne (± 1 ET), soit 1,6 ± 0,08 °C, a été atteinte à l'automne 2017 et la valeur maximale (± 1 ET), soit 6,1 ± 0,5 °C, a été atteinte à l'automne 2010. Les températures dans la division 3L de l'OPANO ont tendance à être plus froides que dans la division 3N, alors qu'elles sont plus chaudes dans la division 3O (figures 4 et 5). Ces valeurs sont semblables aux températures de 1 à 9 °C observées près des gisements de mactres de Stimpson des eaux côtières du Québec (Lambert et Goudreau 1999, Belley et Sean 2022).

La faible salinité (moins de 29 ppm) a été considérée comme un facteur limitatif de l'aire de répartition de la mactre de Stimpson en Alaska, où les individus observés étaient plus abondants à des profondeurs d'environ 30 m et à une salinité de 29 à 32 ppm (Hughes and Bourne 1981). Dans le cadre du relevé de recherche estival au chalut de la région des Maritimes du MPO, des données sur la salinité sont recueillies depuis 1970. La valeur minimale de la salinité annuelle moyenne (± 1 ET), soit 31,7 ppm ± 0,04, a été atteinte dans l'est du Banquereau en 1982 (figure 6) et les valeurs maximales (± 1 ET), soit 32,8 ppm ± 0,1 et 32,8 ppm ± 0,02, ont été atteintes dans l'ouest du Banquereau en 1971 et dans l'est du Banquereau en 2008, respectivement (figure 6). Sur le Grand Banc, la salinité au fond est mesurée dans le cadre du PMZA. Dans les divisions 3LNO de l'OPANO, la salinité au fond varie entre 32 et 35 ppm selon la zone et la saison (Cyr *et al.* 2024).

PRÉDATION

Les prédateurs connus dans l'ensemble de l'aire de répartition de la mactre de Stimpson comprennent des étoiles de mer, comme *Leptasterias Polaris* (Rochette *et al.* 1995, Himmelman and Hamel 1993) et *Asterias Rubens* (Morissette and Himmelman 2000a). D'autres animaux peuvent se nourrir d'individus vulnérables qui ont déjà été déterrés et ouverts par des étoiles de mer ou qui ont été rendus vulnérables à des charognards qui ne seraient pas autrement menaçants, comme le crabe commun (*Cancer irroratus*), le crabe araignée (*Hyas araneus*; Morissette and Himmelman 2000b) et le buccin commun (*Buccinum undatum*; Rochette *et al.* 1995). Les observateurs en mer remarquent régulièrement des étoiles de mer dans le cadre de la pêche hauturière de la palourde, mais ces dernières n'ont pas toutes été identifiées au niveau de l'espèce. Il n'existe qu'une seule mention de *L. Polaris* (sur le Banquereau; voir le tableau A9) et il n'y a aucune mention d'*A. Rubens*. Cependant, les deux espèces sont présentes sur le plateau du Grand Banc (Murillo *et al.* 2016), mais seul *A. Rubens* est présent dans l'est du plateau néo-écossais (Murillo *et al.* 2024). Le crabe commun et le crabe araignée sont également régulièrement identifiés par des observateurs en mer sur les deux bancs (annexe A).

Des poissons de fond se nourrissant de mactres de Stimpson ont déjà été observés. Des échantillons prélevés sur le Banquereau en 1989 ont révélé la présence de mactres dans l'estomac d'une morue franche d'une longueur de 87 cm, mais pas dans l'estomac d'aiglefins (46 à 56 cm) ou de morues de plus petite taille (moins de 56 cm). Selon les hypothèses, les morues mangeraient des palourdes entières, pas seulement des individus endommagés provenant de zones draguées (Roddick and Lemon 1992). Un échantillonnage du contenu stomacal de poissons capturés lors du relevé de recherche au chalut annuel des Maritimes est en cours dans le cadre du programme sur les habitudes alimentaires du MPO. Les données sont saisies dans une base de données sur les habitudes alimentaires de la région des Maritimes du MPO, qui comprend actuellement des données jusqu'à 2020. Il peut être difficile d'identifier le contenu de l'estomac au niveau de l'espèce, mais la base de données contient

des occurrences mactres de Stimpson trouvées dans l'estomac de morues, d'aiglefins, de plies canadiennes et de chaboisseaux à dix-huit épines capturés dans la sous-division 4Vs de l'OPANO (tableau 2). Dans les échantillons, la mactre de Stimpson représentait entre 2 et 65 % du contenu stomacal en poids (les échantillons ne comprenaient que sept estomacs). Les poissons ayant consommé des mactres de Stimpson avaient une longueur moyenne de 11 à 56 mm et un poids moyen de 5 à 1 758 g. Dans la plupart des cas, les palourdes n'étaient pas identifiables; l'estomac de prédateurs de 13 espèces contenait des palourdes non différenciés représentant de 11 à 70 % du contenu stomacal en poids (les échantillons comprenaient 158 estomacs) (tableau 3). La plie canadienne était le prédateur dont le contenu stomacal comportait le plus grand nombre de palourdes, en poids, suivie par la lompénie tachetée et la morue franche. Les prédateurs dont le contenu stomacal comprenait des palourdes non différenciés avaient une longueur moyenne de 5 à 53 cm et un poids moyen de 5 à 1 981 g.

Le MPO suit l'abondance de certains des prédateurs connus de la mactre de Stimpson. Les stocks de morues franches sont inférieurs aux indicateurs à court et à long terme dans les divisions 4VsW de l'OPANO (MPO 2024a), et sous moratoire ou dans la zone de prudence dans les divisions 3NO (NAFO 2021) et 2J3KL (MPO 2024b) de l'OPANO. Les stocks d'aiglefin des divisions 4VW de l'OPANO sont inférieurs à la moyenne à long terme (MPO 2024a) et sous moratoire dans les divisions 3LNO de l'OPANO (MPO 2018). Il n'existe aucun renseignement sur le chaboisseau à dix-huit épines dans les divisions 3LNO de l'OPANO, mais le stock est inférieur à l'indicateur à long terme dans les divisions 4VW de l'OPANO (MPO 2024a). L'impact de la prédation par les poissons de fond sur la mactre de Stimpson n'a pas été quantifié. Il est peu probable que la prédation ait un impact important à l'heure actuelle, compte tenu de l'abondance observée des prédateurs. Comme la prédation directe dépend de la taille, les mactres de Stimpson de taille commerciale sont moins vulnérables à la prédation par des poissons de fond, et le comportement fouisseur de l'espèce lui offre également une protection contre la prédation. Les palourdes présents dans les zones de pêche sont plus vulnérables à la prédation, car ceux qui sont entraînés à la surface des sédiments après le dragage d'une zone peuvent être endommagés et incapables de s'enfouir ou nécessiter plus de temps pour l'enfouissement (p. ex. Nunez *et al.* 2014).

HABITAT

Dans le cadre d'évaluation précédent, les données du SSN ont servi à définir l'habitat (voir : Hubley and Heaslip 2018). L'hypothèse sous-jacente était que l'activité de pêche serait corrélée avec le caractère convenable de l'habitat (Brown *et al.* 2012). Cependant, les résultats récents du modèle sur la répartition de l'espèce (MRE) ont montré que les variables les plus importantes qui déterminent la présence de la mactre de Stimpson sur le Banquereau sont la profondeur, la rugosité et la direction de la pente (Haar 2024). Les mactres de Stimpson généralement présentes à des profondeurs de 28 à 72 m (moyenne pondérée) étaient moins susceptibles d'être observées dans des zones complexes sur le plan topographique et sur des pentes orientées directement vers le nord ou le sud (Haar 2024). Selon les prédictions, la zone située au sud du haut-fond de l'est sur le Banquereau devrait être très convenable pour la mactre de Stimpson, la région centrale du banc serait associée à une plus grande incertitude concernant le caractère convenable de l'habitat, et les limites sud-ouest et est du banc ne seraient pas convenables.

Haar (2024) a formulé une mise en garde contre toute interprétation autre que celle d'une inférence simpliste à partir de ces résultats, étant donné l'absence de vérifications sur le terrain dans les zones où aucune pêche ciblant l'espèce n'a été pratiquée par le passé. Malgré tout, la tendance générale de la présence de l'espèce concordait avec les cartes de l'empreinte de la pêche du SSN utilisées à titre d'approximations de l'habitat, qui montrent également un vaste

habitat convenable au sud-est du haut-fond de l'est, ainsi que des zones plus irrégulières d'habitat moins convenable ailleurs sur le Banquereau (figure 7). Les analyses de Hubley et Heaslip (2018) et de Haar (2024) étaient fondées sur des données commerciales qui permettaient seulement de déterminer la présence de l'espèce, mais une analyse plus approfondie avec des périodes différentes et des données supplémentaires a été effectuée pour le MRE (Haar 2024). Les résultats des variables importantes du MRE pour le Banquereau sont des approximations influencées par l'hydrodynamique sur le banc et autour de celui-ci, mais il est peu probable qu'ils puissent se traduire directement en résultats pour le Grand Banc.

RÉPERCUSSIONS DU DRAGAGE

La pêche hauturière de la palourde est la seule pêche à la drague avec contact avec le fond menée sur le Banquereau; elle permet donc d'étudier les répercussions des engins entrant en contact avec le fond en lien avec la pêche. Par le passé, des études sur les répercussions du dragage ont été menées sur le Banquereau pour le type d'engin utilisé dans la pêche des palourdes (Gilkinson *et al.* 2003, 2005, 2015). Les études ont révélé que le rétablissement physique du fond marin pouvait se produire dix ans après la pêche, mais les répercussions sur les communautés benthiques ont persisté au-delà de cette période. S'appuyant sur ces travaux, Haar (2024) a étudié le rétablissement de la communauté benthique et de l'habitat à grande échelle deux, cinq et huit ans après la pêche au moyen d'un plan contrôle-impact reproduit dans des zones représentatives de la pêche (c.-à-d. pas trop profondes ni caractérisées par un habitat de mauvaise qualité). Les résultats ont montré une variabilité spatiale et temporelle associée au rétablissement des sédiments de fond après le dragage. Dans une zone qui avait seulement fait l'objet d'un relevé par sonar à balayage latéral, aucune trace de drague n'était visible. Les observations étaient différentes pour deux autres zones qui avaient fait l'objet de relevés à l'aide d'échosondeurs multifaisceaux. Pour l'une d'entre elles, c'était le site le plus profond qui présentait le plus de traces de drague visibles, alors que ces dernières étaient absentes ou minimes selon d'autres modalités. Toutefois, un troisième site d'étude présentait des traces visibles semblables, d'une ampleur variable, pour toutes les modalités. D'après ces observations, Haar (2024) a conclu que le temps n'était pas le seul facteur à prendre en compte pour le remplissage des traces de drague, et qu'une trace qui s'est remplie ne correspond pas exactement à un retour à l'état précédant le dragage, car les impacts sur la subsurface peuvent persister au-delà du temps de rétablissement des sédiments superficiels.

Haar (2024) a également observé une variabilité spatiale dans les communautés de l'épifaune (animaux qui vivent sur le fond marin) et de l'endofaune (animaux qui vivent dans les sédiments du fond marin) après le dragage. Même si la diversité de l'épifaune a été touchée par la pêche, aucune tendance temporelle n'a été observée; toutefois, il y avait probablement des effets portant à confusion dans la zone d'étude. Cependant, la diversité des espèces de l'endofaune n'a montré aucun effet attribuable à la pêche. Il y avait plus d'uniformité et de ressemblances dans la structure de la communauté de l'endofaune, entre les zones d'étude et les modalités, ce qui indique une plus grande résilience au dragage (Haar 2024). En plus des répercussions sur la composition physique et communautaire, le dragage a également eu des répercussions sur la mortalité des individus, et les individus qui ont interagi avec les engins peuvent subir des dommages, qu'ils aient été conservés, ou conservés, puis rejetés. Il n'y a pas eu d'étude sur la mortalité associée aux rejets de la pêche de la mactre de Stimpson sur le Banquereau ou le Grand Banc. Toutefois, Bargione *et al.* (2024) ont étudié les dommages et la mortalité associés aux rejets lors de la pêche hydraulique de *Chamelea Galina*, un bivalve de petite taille, dans les eaux italiennes. Ils ont observé que 61 % des individus capturés lors de l'étude n'avaient pas été endommagés et que 19,2 % d'entre eux avaient été gravement endommagés. Ils ont également observé un taux de mortalité global des rejets de 22,9 %, avec une mortalité propre au taxon allant jusqu'à 96 % pour l'espèce d'échinoderme *Echinocardium cordatum* et jusqu'à

20 à 36 % pour les espèces de palourdes à coquille mince *Mactra Stultorum* et *Polititapes aureus*.

HISTORIQUE DES RELEVÉS ET DES ÉVALUATIONS

Des relevés indépendants de la pêche menés sur le Banquereau ont été utilisés pour les évaluations en 2004 (Roddick *et al.* 2007a) et en 2010 (Roddick *et al.* 2012). Sur le Grand Banc, des relevés indépendants de la pêche ont été menés en 2006, 2008 et 2009, et utilisés pour une évaluation en 2010 (Roddick *et al.* 2011). Hubley et Heaslip (2018) ont résumé les relevés, les données provenant de relevés et les méthodes d'analyse. Le dernier cadre d'évaluation de la mactre de Stimpson sur le Banquereau a été élaboré en 2016 (Hubley and Heaslip 2018), et une évaluation a été réalisée en 2017 (MPO 2017, Hubley *et al.* 2020). Des mises à jour ont été effectuées chaque année de 2018 à 2024 (MPO 2024c), selon les méthodes d'évaluation du cadre susmentionné (Hubley and Heaslip 2018). Dans le cadre de 2016, la définition du stock du Banquereau est passée de l'ensemble du banc à la zone directement exploitée. Le Banquereau a donc été divisé en cinq zones d'évaluation spatiale (figure 8). Dans ces zones, les parties exploitées ont été déterminées à l'aide des données tirées du SSN, utilisées à titre d'approximation pour l'habitat de la mactre de Stimpson (figure 7). Pour chacune des cinq zones d'évaluation, un modèle de production excédentaire a été ajusté à une série chronologique des captures par unité d'effort (CPUE). L'expansion de la densité de la mactre de Stimpson (g/m^2) a été limitée à la zone exploitée.

Des points de référence fondés sur la biomasse ont été élaborés pour le Banquereau d'après les valeurs par défaut de $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$ (où B_{RMD} représente la biomasse au rendement maximal durable) souvent utilisées pour l'établissement du point de référence limite (PRL) et du point de référence supérieur (PRS) (Hubley *et al.* 2020) (tableau 4). Ils sont fondés sur la biomasse de chaque zone exploitée, et non sur celle de l'ensemble du banc. Le cadre de 2016 indiquait aussi que l'état du stock devrait être évalué par rapport à une valeur de référence (c.-à-d. $CPUE_{70}$) fondée sur le seuil de CPUE établi précédemment, soit 70 g/m^2 (Hubley *et al.* 2020). Le taux de retrait de référence de $F = 0,5F_{RMD}$ est utilisé sur le Banquereau depuis l'établissement du cadre.

Pour le Grand Banc, les points de référence fondés sur la biomasse ont été élaborés en fonction d'une estimation de B_{RMD} issue des données provenant de relevés, et d'après les valeurs par défaut de 40 % et 80 % pour le PRL et le PRS, respectivement (Roddick 2013). En raison de l'absence de nouveaux renseignements sur lesquels fonder une estimation de la biomasse, ces points de référence n'ont pas été utilisés pour l'évaluation de l'état du stock depuis leur élaboration. Le taux de retrait de référence de $F = 0,33M$ a été utilisé pour le Grand Banc par le passé. Ce niveau était fondé sur une approche de rendement constant maximal (Annala 1993, MPO 2007) et était conçu pour une zone de stock plus grande et moins productive.

En 2013, des indicateurs secondaires ont été élaborés pour la pêche de la mactre de Stimpson, aux fins de suivi des changements au sein des stocks entre les évaluations ou les relevés (Roddick 2013) (tableau 5). L'application des indicateurs s'est poursuivie dans le récent cadre de 2016 de Hubley et Heaslip (2018), mais ces indicateurs n'ont pas été mis à jour selon l'approche de l'empreinte de la pêche adoptée par la modélisation de la biomasse; autrement dit, les indicateurs secondaires ont continué de s'appliquer à l'ensemble du banc. Trois indicateurs secondaires ont été utilisés à ce jour pour l'évaluation des deux stocks. La CPUE est l'indicateur de la biomasse, et les seuils sont de 70 g/m^2 pour le Banquereau et de 50 g/m^2 pour le Grand Banc. L'empreinte de la pêche est un indicateur de l'étendue spatiale de la pêche et de la densité des stocks. À mesure que les densités diminuent, l'empreinte augmente en

raison de l'augmentation de la superficie de pêche nécessaire au maintien des débarquements, ou de la recherche de nouvelles zones caractérisées par une densité élevée de mactres. L'empreinte de la pêche est calculée comme la somme de la superficie draguée, sans ajustement pour le chevauchement de traits. Les seuils de l'empreinte sont de 250 km^2 pour le Banquereau et de 125 km^2 pour le Grand Banc. L'indicateur de la composition selon la taille est l'abondance relative des vieux individus de grande taille. Elle traduit le maintien de classes d'âge plus âgées dans les stocks. Des changements importants de cet indicateur entre les années pourraient dépendre du lieu de pêche, car la composition selon la taille des stocks peut varier d'un endroit à l'autre sur les bancs. L'indicateur de la composition selon la taille est de 1 % de mactres de Stimpson d'une longueur supérieure à 120 mm dans les prises non triées pour le Banquereau et de 0,5 % de mactres de Stimpson d'une longueur supérieure à 105 mm dans les prises non triées pour le Grand Banc.

EXAMEN DES DONNÉES

DONNÉES BIOLOGIQUES

Indice somatique des gonades et fraie

L'échantillonnage de la mactre de Stimpson sur le Banquereau aux fins de l'étude de la période de fraie a commencé en 2019. Un échantillonnage semblable a commencé en 2022 sur le Grand Banc. Lors de chaque événement d'échantillonnage, 25 mactres de Stimpson vivantes sont mesurées et disséquées, et le pied et les gonades sont conservés dans du formaldéhyde. Une fois les tissus préservés, une petite quantité de tissu gonadique est prélevée et envoyée au Département des services de diagnostic du Collège vétérinaire de l'Atlantique de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard, aux fins d'analyse histologique. Les coupes de gonades sont classées selon cinq stades de maturité, présentées en ordre de développement : active précoce; active avancée; mature; partiellement utilisée; vide (Ropes 1968, Rowell *et al.* 1990).

Dans certains cas (14 individus), un stade intermédiaire a été noté par l'histologiste (p. ex. « active avancé/mature »). Lorsque c'était le cas, le plus avancé des deux stades gonadiques a été attribué à l'individu. Les gonades non différenciées (n = 9) ont été considérées comme étant actives précoces, car la taille des individus dépassait celle correspondant à 50 % de maturité sexuelle. Les objectifs de couverture de l'échantillonnage sont de trois (3) échantillons par mois civil pour le Banquereau et de deux (2) échantillons par mois civil pour le Grand Banc. Compte tenu de la nature opportuniste de l'échantillonnage (c.-à-d. qu'il dépend du calendrier de pêche), il n'est pas possible d'effectuer un échantillonnage chaque mois au cours d'une même année. Les données figurant dans le présent document sont préliminaires parce que l'échantillonnage était toujours en cours au moment de la publication.

De plus, les Sciences du MPO tiennent à jour un vaste ensemble de données de mesures morphologiques provenant d'individus congelés, qui remonte à 1999 et qui contient les données d'échantillons prélevés aussi récemment qu'en 2022 (tableau 6). L'état des gonades est difficile à déterminer à partir d'une évaluation visuelle de tissus congelés, mais l'échantillonnage de tissus permet le calcul de l'indice somatique des gonades (ISG). L'ISG est calculé comme suit :

$$\text{IGS}\ (\%) = \frac{\text{poids des gonades humides}}{\text{poids des tissus humides}}$$

Il est présumé que l'ISG augmente à mesure que les individus se préparent à frayer et qu'il diminue après la fraie.

Banquereau

Les individus prélevés avant 2009 et utilisés pour l'analyse de l'ISG sur le Banquereau mesuraient de 31,7 à 156,9 mm et étaient âgés de 4 à 52 ans (lorsque l'âge était connu); aucun échantillon ne provient de la période de 2009 à 2019. Après 2019, les individus mesuraient de 50,9 à 131,8 mm, mais leur âge exact était inconnu. Les données ne montrent pas de sommets évidents de l'ISG chaque année, mais des diminutions de différentes ampleurs ont été observées dès avril (2006, 2007), mai (2000, 2004) et juin (1999, 2019, 2021). Des diminutions subséquentes de l'ISG ont été observées pendant certains mois de certaines années, notamment en juillet (2007) et en août (2004). Il est difficile de déterminer s'il s'agit d'événements de fraie distincts ou d'une période de fraie prolongée s'étendant d'avril à septembre (ce qui a notamment été observé en 2006; voir les figures 9 et 10).

Au moment de la rédaction du présent document en 2025, le programme d'échantillonnage de la fraie sur le Banquereau était presque achevé. Trois échantillons avaient été recueillis pour tous les mois, sauf deux. Les individus échantillonnés mesuraient entre 55,4 à 141,1 mm, et 57 % d'entre eux étaient des mâles. Les résultats préliminaires ont montré que des mactres de Stimpson aux gonades matures avaient été observées chaque mois (figure 11). De janvier à avril, de tels individus représentaient de 2 à 19 % des échantillons; cette proportion atteignait 39 % en mai. En juin, la plus forte proportion d'individus aux gonades matures de la série a été observée (64 %); ces individus demeuraient dominants en juillet et en août. Des individus aux gonades partiellement utilisées ont été observés de juin à novembre, les proportions les plus élevées ayant été enregistrées en juillet (21 %) et en septembre (23 %). Des individus aux gonades vides ont été observés en mars, puis de nouveau de juin à septembre et en décembre. La plus forte proportion de ces individus à l'échelle de la série a été observée en juin (10 %). Une variabilité intra-annuelle est observée parmi les échantillons d'un même mois, mais elle n'est pas représentée lors de l'agrégation des données.

Grand Banc

Les individus prélevés avant 2009 et utilisés pour l'analyse de l'ISG sur le Grand Banc mesuraient de 51,4 à 135,5 mm et étaient âgés de 10 à 51 ans (lorsque l'âge était connu); aucun échantillon ne provenait de la période de 2009 à 2019. Après 2019, les individus mesuraient de 74,6 à 127,3 mm, mais leur âge exact était inconnu. Des sommets de l'ISG sur le Grand Banc ont été observés dès mai (p. ex. 2004) et juin (p. ex. 2001 et 2003). Le Grand Banc a également présenté certaines baisses automnales de l'ISG, ce qui n'a pas été observé sur le Banquereau : en septembre (2002 et 2021), en octobre (2005) et en novembre (2001) (figures 9 et 10).

Au moment de la rédaction du présent document en 2025, le programme d'échantillonnage de la fraie sur le Grand Banc n'était achevé qu'à 25 % (figure 12). Les individus échantillonnés mesuraient de 55,4 à 141,1 mm, et 51 % d'entre eux étaient des mâles. Les résultats préliminaires ont montré que des mactres de Stimpson aux gonades matures étaient présentes de mai à septembre, et qu'elles étaient dominantes en juin (64 %). Aucun individu aux gonades vides n'a été observé dans les échantillons provenant du Grand Banc jusqu'à maintenant, mais des individus aux gonades partiellement utilisées ont été observés en août, ce qui laisse croire que la fraie se produit possiblement pendant cette période.

Condition

La relation entre le poids et la taille est communément appelée « condition ». Chez les bivalves, la condition est utilisée pour évaluer la croissance et la survie, les changements spatiotemporels de la ressource, les effets de facteurs de stress, le statut reproducteur, ainsi que le rendement en chair et la qualité de la chair (Zeng and Yang 2021). Il n'existe aucune

méthode uniforme pour le calcul de la condition chez les bivalves. Une synthèse réalisée par Zeng et Yang (2021) a recensé 19 méthodes différentes pour le calcul de leur condition. En général, la condition exprime le poids de la chair d'un individu par rapport à sa longueur ou au volume de sa coquille. Dans le présent document, le rendement en chair (pied) présente un intérêt particulier, et l'indice de condition du pied (ICP) est calculé comme suit :

$$\text{ICP} = \frac{\text{poids sec du pied éviscéré}}{\text{longueur de la coquille}}$$

L'ICP est exprimé en g/mm, où le poids sec du pied éviscéré correspond au poids du pied après le retrait de la glande digestive et des gonades, puis un séchage à l'étuve à 60 °C pendant une période pouvant atteindre 24 heures. Ces indices sont souvent multipliés par 100 ou par 1 000 afin d'éviter l'utilisation de très petites valeurs, mais ça n'a pas été fait dans le présent document. La relation entre l'ICP et la longueur a ensuite été modélisée, et l'année a été traitée comme un effet aléatoire. Voici les relations obtenues :

ICP sur le Banquereau = $3{,}18 \times 10^{-6} * \text{longueur}^{2{,}08}$

ICP sur le Grand Banc = $4{,}04 \times 10^{-6} * \text{longueur}^{2{,}00}$

Ces relations représentent la relation moyenne à l'échelle de chaque banc (figures 13 et 14). Les écarts par rapport à ces relations ont été examinés à l'aide des résidus entre l'ICP observé et l'ICP prédit à partir d'une régression réalisée à l'échelle de la zone pour chaque individu (Marzec *et al.* 2010).

Dans une autre approche, les variations annuelles de la relation entre la longueur et le poids sec du pied ont été utilisées pour la prédiction du poids sec du pied pour une longueur donnée, aux fins de standardisation des comparaisons à l'échelle d'un banc. À cette fin, une longueur de 90 mm a été utilisée pour le Banquereau et une longueur de 80 mm, pour le Grand Banc. Cette approche est semblable à celle utilisée pour les pêches du pétoncle dans la région des Maritimes du MPO, où la condition est exprimée sous la forme d'un poids prédit pour une taille standardisée (p. ex. Hubley *et al.* 2011). Voici les relations moyennes obtenues à l'échelle du banc (figures 15 et 16) pour la présente analyse.

Poids sec du pied sur le Banquereau = $4{,}09 \times 10^{-6} * \text{longueur}^{3{,}03}$

Poids sec du pied sur le Grand Banc = $4{,}04 \times 10^{-6} * \text{longueur}^{3{,}00}$

Cette approche présente l'avantage d'être plus facile à interpréter. Si cet indice est considéré comme utile, il pourrait être amélioré grâce à l'examen plus approfondi d'autres facteurs qui influencent la relation entre le poids sec du pied et la longueur (p. ex. la profondeur et l'emplacement). Une longueur standard pourrait également être utilisée pour les deux bancs afin de permettre une comparaison plus directe. Toutefois, il faudrait mener des travaux supplémentaires pour qu'il soit possible de déterminer le nombre d'échantillons requis chaque année pour le maintien d'un indice annuel. Dans sa forme actuelle, l'indice fournit un contexte rétrospectif utile pour l'interprétation des tendances de la pêche, mais ne peut pas être utilisé pour la formulation d'avis.

Banquereau

L'ICP suit les tendances mensuelles de l'ISG (figures 17 et 18). Sur le Banquereau, l'ICP annuel moyen variait de 0,042 à 0,053 g/mm; la valeur la plus élevée de la série chronologique a été observée en 2005 (figure 19). L'ICP était inférieur aux valeurs attendues au début de la série chronologique, mais légèrement supérieur aux valeurs attendues au cours des années récentes (figure 20). Les résidus positifs les plus élevés ont été observés dans la zone 4 en 2021, tandis que les résidus négatifs les plus importants ont été observés dans la zone 1 en

2002 (figure 20). Le poids sec du pied prédit pour un individu de 90 mm (figure 21, graphique du haut) variait de 2,95 g (2007) à 3,93 g (2004). Les tendances du poids prédit sont semblables à celles des résidus annuels de l'ICP, à l'exception de l'année 2001 (figure 21, graphique du bas). Aucune relation n'a été observée entre les CPUE à l'échelle du banc et le poids prédit d'un individu de 90 mm (figure 22).

Grand Banc

L'ICP suit les tendances mensuelles de l'ISG (figures 17 et 18). Pour toutes les années échantillonnées, l'ICP annuel moyen était plus faible sur le Grand Banc que sur le Banquereau. Sur le Grand Banc, l'ICP variait de 0,034 à 0,043 g/mm; la valeur maximale de la série chronologique a été observée en 2021 (figure 19). Sur le Grand Banc, les valeurs de l'ICP étaient plus élevées dans la partie sud, tandis qu'elles étaient généralement plus faibles dans la partie nord. Le résidu négatif le plus important a été observé dans la partie nord en 2000, tandis que le résidu positif le plus important a été observé dans la partie sud en 2002 (figure 23). Le poids prédit a été comparé aux résidus annuels (figure 24). Le poids sec du pied prédit pour un individu de 80 mm variait de 1,86 g (2000) à 2,24 g (2002). Les tendances du poids prédit sont semblables à celles des résidus annuels de l'ICP. Aucune relation n'a été observée entre les CPUE à l'échelle du banc et le poids prédit d'un individu de 80 mm (figure 25).

DONNÉES PROVENANT DE LA PÊCHE

Il n'existe aucune taille minimale réglementaire pour la mactre de Stimpson. Selon une étude antérieure sur la sélectivité des dragues hydrauliques utilisées lors des activités de pêche commerciale menées sur le Banquereau, la taille correspondant à une conservation de 50 % des prises est de 85,6 mm (Roddick *et al.* 2007a) et l'âge estimé correspondant à un tel pourcentage de conservation est de 22,9 ans (Roddick *et al.* 2011). À l'heure actuelle, l'espacement entre les barreaux des dragues de pêche commerciale est de 25 à 30 mm (C. Boyd, comm. pers., 2025). Il n'y a pas de rejet actif de mactres de Stimpson lors de la pêche hauturière et le nombre de débarquements est considéré comme étant égal au nombre de prises; les termes « débarquements » et « prises » sont donc souvent utilisés de façon interchangeable dans le présent document.

Au cours du présent examen des données, des incohérences ont été relevées dans les mesures de l'effort de pêche utilisées. Les traits de pêche peuvent être mesurés depuis le moment où l'engin quitte le navire jusqu'à son retour à bord ou depuis le moment où il entre en contact avec le fond marin jusqu'au moment où il est soulevé au-dessus de celui-ci. La base de données CLAM contenait les deux types de mesures, alors que seules les mesures de la période de contact avec le fond auraient dû y figurer. Afin de représenter plus fidèlement la superficie balayée, les données de 2014 à 2023 ont été corrigées pour que seules ces mesures figurent dans la base de données. Cette correction a modifié certaines tendances observées à l'échelle de la série chronologique par rapport à celles présentées dans des documents antérieurs.

Gestion des données provenant de la pêche

Les données commerciales utilisées dans le présent cadre d'évaluation des stocks sont conservées dans la base de données d'archivage sur les palourdes hauturières (CLAM) du MPO. Les données provenant de la pêche sont fournies aux Sciences du MPO directement par l'industrie, puis sont versées dans la base de données CLAM. Avant et pendant l'intégration des données, les données brutes sont validées au moyen de contrôles de l'intégrité des données (p. ex. plages de valeurs attendues pour certaines données, types d'unités attendus) et les erreurs possibles sont examinées avec l'industrie, puis corrigées, au besoin, avant la saisie

dans la base de données CLAM. Depuis 2017, le processus d'examen des données est plus approfondi; il est donc peu probable que les valeurs aberrantes observées après l'année de pêche 2017 soient attribuables à des erreurs. La base de données CLAM est séparée des autres bases de données du MPO servant au suivi des quotas, notamment les bases de données du Système d'information sur les pêches des Maritimes (SIPMAR) 1.0 et 2.0 de la région des Maritimes, ainsi que la base de données sur les prises et l'effort de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO. Par souci de clarté, sauf indication contraire dans le présent document de recherche, les données utilisées proviennent de la base de données CLAM.

Facteurs de composants et facteurs de conversion de la pêche

Les débarquements de la pêche hauturière de la palourde sont présentés sous forme de produits (tableau 7). Le poids des différents types de produits est converti en poids entier (c.-à-d. le poids de l'animal entier) au moyen de facteurs de conversion. Ce ne sont pas tous les types de produits débarqués (p. ex. le manteau) qui sont pris en compte dans le TAC, car certains sont déjà inclus dans la conversion du pied en poids entier.

La pêche génère trois catégories de produits d'espèces mixtes :

1. la catégorie C;
2. les parties récupérées;
3. le mélange de manteaux.

La catégorie C est un produit mixte qui peut contenir le pied de mactres de Stimpson, mais aussi des parties d'autres espèces de palourdes. Un facteur de composants créé pour les produits de catégorie C a été utilisé pour la première fois au cours de l'année de pêche 2019, puis il a été examiné et mis à jour en 2020 (tableau 7). Ce facteur de composants a été réexaminé en 2023 et n'a fait l'objet d'aucune modification. Il est fondé sur une analyse des données relatives aux composants des produits de catégorie C fournies au MPO par l'industrie. Il est entendu que le facteur représente la composition des espèces et les pratiques de pêche actuelles. Par conséquent, les modifications qui lui sont apportées sont prospectives et ne sont pas appliquées rétroactivement à la série chronologique. Les autres produits d'espèces mixtes (mélange de manteaux et de parties récupérées) issus de cette pêche ne contiennent pas de pied de mactres de Stimpson; ils n'ont donc pas de facteur de composants et ne sont pas pris en compte dans le quota. Toutefois, les débarquements de produits de catégorie C sont comptabilisés dans le TAC aux fins du suivi des quotas et sont inclus dans les calculs des débarquements du présent document de recherche.

D'autres espèces fréquemment conservées dans le cadre de la pêche hauturière de la palourde sont également débarquées sous forme de produits et converties en poids entier aux fins du suivi (tableau 8). Les facteurs de conversion applicables au pitot reposaient auparavant sur un rapport du Comité de coordination des statistiques de la côte atlantique (STACAC 1984), mais ils ont été modifiés au début de la saison de pêche 2023 (MPO 2024a). Cette modification du facteur de conversion a été appliquée rétroactivement aux séries chronologiques des deux bancs. Des travaux visant à confirmer ou à réviser les facteurs de conversion applicables à la coque du Groenland et au quahog nordique sont en cours; d'ici là, les valeurs du STACAC (1984) continueront d'être utilisées. En 2021, des facteurs de composants ont été élaborés pour la proportion de coques du Groenland dans le produit de catégorie C sur le Banquereau et le Grand Banc (MPO 2022). Il a été déterminé que la proportion de pitots dans le produit de catégorie C était négligeable (moins de 0,13 %); aucun facteur de composants n'est donc utilisé pour cette espèce (MPO 2022).

Période de pêche

La pêche est pratiquée selon une année de pêche, qui correspond à une année civile. Pour éviter l'inclusion des premières années de pêche exploratoire dans les séries chronologiques, les années retenues pour le début de la pêche sont 1987 pour le Banquereau et 1989 pour le Grand Banc. Des séries chronologiques plus courtes sont utilisées lorsque les données ne sont pas disponibles pour l'ensemble de la période. Pour le cadre d'évaluation des stocks décrit dans le présent document, l'année de pêche 2023 a été choisie comme année terminale pour les deux bancs.

Données provenant de la pêche sur le Banquereau

Débarquements

Le TAC sur le Banquereau était de 20 943 t de 2018 à 2023 et n'a pas changé depuis le dernier cadre d'évaluation des stocks de Hubley et Heaslip (2018). Au cours de cette période, les débarquements ont varié entre un minimum de 17 377 t en 2018 et un maximum de 21 969 t en 2022 (figure 26). Les produits de catégorie C représentent une faible proportion des débarquements, soit de moins de 0,01 % à 2,3 % (tableau 9). La pêche hauturière de la palourde est de nature variable et les pêcheurs se déplacent à l'échelle d'un banc, ce qui se reflète dans les débarquements par zone d'évaluation (figure 27). Les débarquements provenant de certaines zones sont demeurés stables et relativement faibles au cours des dernières années (p. ex. zones 3 et 4). D'autres zones sont plus productives et contribuent davantage aux débarquements (p. ex. zones 1 et 5). Au cours d'une année donnée, la majorité des prises peuvent provenir d'une seule zone (p. ex. zone 1 en 2019; figure 27), mais, depuis 1987, les zones 1, 2, 3 et 5 ont chacune représenté de 19 % à 30 % des prises, tandis que la zone 4 n'a représenté que 8,8 % des prises (tableau 10). Les distributions spatiales des prises par périodes de cinq ans sont illustrées à la figure 28.

Effort

L'effort de pêche est mesuré en superficie draguée (km^2). L'effort à l'échelle du banc a diminué de 36 % entre 2014 et 2020 (tableau 9; figure 26). Depuis 2020, l'effort fluctue. Comme pour les débarquements, l'effort varie d'une zone d'évaluation à l'autre, selon les déplacements des pêcheurs (figure 29). Depuis 1987, les zones 1, 2 et 3 ont chacune représenté de 20 % à 30 % de l'effort, tandis que le pourcentage de l'effort s'élevait à 18 % dans la zone 5 et à seulement 8,7 % dans la zone 4 (tableau 10). La distribution spatiale de l'effort montre des expansions et des contractions dans les zones d'évaluation au fil du temps (figure 30).

Capture par unité d'effort

Les captures par unité d'effort (CPUE) sont calculées comme le rapport entre la somme des prises et la somme de l'effort chaque année, et sont agrégées soit à l'échelle du banc, soit à l'échelle de la zone d'évaluation. Les CPUE à l'échelle du banc ont augmenté de 44 % entre 2018 et 2022, et la valeur la plus élevée de la série chronologique, soit 176 g/m^2, a été atteinte en 2022 (tableau 9; figure 26). Cette période a été caractérisée par une hausse des taux de prise accompagnée d'une diminution de l'effort ou de faibles fluctuations de celui-ci. La première rupture de cette tendance s'est produite en 2023, lorsqu'une diminution de 18 % des CPUE a coïncidé avec une augmentation de l'effort de 11 %. Ce changement était attribuable à la zone 3, où une augmentation de l'effort de 169 % a maintenu les CPUE à un niveau semblable à celui de l'année précédente, ainsi qu'à la zone 5, où un effort semblable à celui de l'année précédente a entraîné une diminution de 30 % des CPUE (figure 31). La distribution spatiale des CPUE montre des taux de prise élevés à l'échelle du banc et une certaine uniformité dans les zones où les taux de prise sont les plus élevés (figure 32).

Composition selon la taille

Les données sur la composition selon la taille proviennent de l'échantillonnage des prises non triées effectué à bord de navires par l'industrie pendant les activités de pêche. Jusqu'à la fin de la saison de pêche 2021, le protocole consistait à prélever un échantillon de la fréquence des longueurs tous les deux jours ou lors du déplacement vers une nouvelle zone. Un échantillon devait comprendre 100 mesures. En pratique, les échantillons étaient généralement recueillis tous les trois jours, mais aucun mécanisme ne permettait de vérifier s'ils avaient été prélevés lors du déplacement du navire vers une nouvelle zone. À compter de l'année de pêche 2022, le protocole a été modifié de façon à viser au moins huit échantillons de la fréquence des longueurs par sortie de pêche. Dans la mesure du possible, les échantillons devraient être répartis dans l'espace pour que les zones exploitées au cours de la sortie puissent être représentées. Cette modification a été apportée afin de permettre une augmentation de l'échantillonnage de la fréquence des longueurs d'autres espèces conservées lors de la pêche. Depuis 1999, 2 736 échantillons ont été recueillis sur le Banquereau. Le nombre moyen d'échantillons par sortie au cours d'une année donnée varie de 1,6 à 10,9 (tableau 11).

La fréquence des longueurs pour les individus du Banquereau de 2010 à 2023 est présentée aux figures 33 et 34, et la fréquence des longueurs par zone d'évaluation de 2017 à 2023 est présentée aux figures 35 à 39. Le mode de la fréquence des longueurs pour l'ensemble du banc de 2010 à 2015 était de 85 à 90 mm ou présentait une distribution aplatie (2012 et 2013). En 2016, le mode était de 80 à 90 mm. De 2017 à 2022, le mode était de 90 à 95 mm; il a ensuite augmenté pour atteindre 95 à 100 mm en 2023. La fréquence des longueurs diffère légèrement entre les zones lors de certaines années, mais les modes se situent généralement dans la plage observée pour l'ensemble du banc (c.-à-d. de 85 à 100 mm). La zone 4 présentait les modes les plus élevés, dépassant souvent 100 mm, ainsi qu'une plus grande abondance d'individus de plus de 120 mm.

Profondeur

La profondeur déclarée correspond à la profondeur de pêche moyenne lors d'un quart d'observation de six heures. Depuis 1987, la moyenne annuelle de la profondeur moyenne par quart d'observation variait de 50 à 59 m. Des histogrammes des profondeurs de pêche de 2012 à 2023 sont présentés aux figures 40 et 41. La figure 42 présente un exemple de différents profils de pêche selon la profondeur dans les zones d'évaluation.

Données provenant de la pêche sur le Grand Banc

Zones d'évaluation

Le Grand Banc n'est pas divisé en zones pour l'évaluation du stock à une échelle plus petite. Lors des relevés, le 45^{e} degré de latitude a été utilisé aux fins de séparation des parties nord et sud du banc. Comme les lieux de pêche et les données du SSN indiquent que cette ligne divise un regroupement de mactres de Stimpson en deux, une ligne de division située légèrement plus au nord a été adoptée pour que l'ensemble de ce regroupement soit inclus dans une seule zone (figure 43).

Débarquements

Le TAC sur le Grand Banc est fixé à 14 756 t et n'a pas changé depuis 2011. Jusqu'en 2016, les débarquements étaient largement inférieurs au TAC, mais depuis 2016, ils varient de 77 % à 102 % du TAC. Une série chronologique complète des prises est présentée au tableau 12 et à la figure 44. Les produits de catégorie C représentent généralement une faible proportion des débarquements, soit de 1 % à 3,6 %, sauf lors de l'année 2013, caractérisée par un faible effort et de faibles prises, pendant laquelle cette proportion a atteint 21,5 % (tableau 12). Les activités

de pêche se déroulaient exclusivement dans la partie sud du banc jusqu'en 1995, après quoi elles ont commencé à avoir lieu dans la partie nord du banc (figure 45). La partie sud du banc est celle qui contribue le plus aux débarquements totaux; sa contribution a varié de 19 % (1998) à 100 % (plusieurs années) au cours de la série chronologique, et la moyenne était de 78 % (tableau 13). La partie nord du banc contribue dans une moindre mesure aux débarquements totaux; sa contribution a varié de 0 % (plusieurs années) à 81 % (1998), et la moyenne était de 22 % au cours de la série chronologique (tableau 13). La distribution spatiale des prises agrégées par périodes de cinq années de pêche montre une certaine uniformité dans les zones exploitées à long terme, mais aussi certains gisements qui ont davantage contribué aux prises pendant certaines années (p. ex. partie nord de 2001 à 2005; voir la figure 46).

Effort

L'effort de pêche est mesuré en superficie draguée (km^2). L'effort à l'échelle du banc était faible (3,6 à 9,3 km^2) ou nul (c.-à-d. aucune activité de pêche) de 2007 à 2015. Il a augmenté de 1 149 % entre 2015 et 2016. Une légère tendance à la hausse a ensuite été observée au cours des quatre années suivantes, puis a été suivie par une diminution de 25 % en 2020. Même si la diminution de l'effort observée en 2020 est en partie attribuable à des facteurs externes, l'effort n'est pas revenu aux niveaux antérieurs à 2020 par la suite; il est demeuré plus faible et a généralement diminué au cours des dernières années (tableau 12, figure 44). Comme pour les prises, la majeure partie de l'effort est concentrée dans la partie sud du banc (figure 47). Cette partie est celle qui contribue le plus à l'effort total; sa contribution a varié de 3 % (2011) à 100 % (plusieurs années) au fil de la série chronologique, et la moyenne connexe était de 75 % (tableau 13). La partie nord du banc contribue dans une moindre mesure à l'effort; sa contribution a varié de 0 % (plusieurs années) à 97 % (2011), et la moyenne connexe était de 25 % au cours de la série chronologique (tableau 13). À l'échelle des données agrégées, il y a une certaine uniformité de la distribution spatiale de l'effort après 2006 (figure 48).

Capture par unité d'effort

Les CPUE sont calculées comme le rapport entre la somme des prises et la somme de l'effort chaque année, et sont agrégées soit à l'échelle du banc, soit à l'échelle de la zone d'évaluation. Depuis 2019, une tendance caractérisée par une augmentation des CPUE à l'échelle du banc et une diminution de l'effort est observée, à l'instar de celle observée sur le Banquereau de 2018 à 2022 (figure 44). Les CPUE observées en 2023 (226 g/m^2) étaient les plus élevées depuis 1990 (tableau 12, figure 44). Les CPUE sont généralement plus élevées dans la partie sud du banc, mais elles ont été plus élevées dans la partie nord pendant certaines années (p. ex. 1997 et 2005; voir la figure 49). La médiane des CPUE de la série chronologique est de 113,1 g/m^2 dans la partie sud et de 87,1 g/m^2 dans la partie nord. Des hausses des CPUE au cours des cinq dernières années ont été observées dans les deux zones du banc (figure 50).

Composition selon la taille

Depuis 2000, 751 échantillons de la fréquence des longueurs ont été recueillis sur le Grand Banc. Le nombre moyen d'échantillons par sortie au cours d'une année donnée varie de 1,8 à 8,5 (tableau 14). La fréquence des longueurs à l'échelle du Grand Banc de 2017 à 2023 est présentée à la figure 51, tandis que la fréquence des longueurs par zone est présentée aux figures 52 et 53. Le mode de la fréquence des longueurs pour l'ensemble du banc de 2017 à 2023 n'est pas constant. En 2017, il était de 95 à 100 mm; au cours des années suivantes, il était de 85 à 90 mm ou présentait une distribution aplatie, puis il était de 80 à 85 mm en 2023. La fréquence des longueurs diffère entre les zones; la partie sud du banc présente un mode plus élevé (95 à 100 mm certaines années) et une plus grande abondance d'individus de grande taille, tandis que la partie nord présente des modes plus faibles (75 à 80 mm certaines années) et une faible abondance d'individus de grande taille (plus de 105 mm).

Profondeur

La profondeur déclarée correspond à la profondeur de pêche moyenne lors d'un quart d'observation de six heures. La moyenne annuelle de la profondeur moyenne par quart d'observation sur le Grand Banc présente une plage plus étendue que celle observée sur le Banquereau, soit de 56 à 73 m depuis 1987. Des histogrammes des profondeurs de pêche depuis 2012 sont présentés aux figures 54 et 55. De façon générale, les activités de pêche se déroulent à des profondeurs plus grandes dans la partie nord du banc que dans la partie sud (figure 56).

Programme des observateurs en mer

Les données du Programme des observateurs en mer précédant 2017 sont résumées dans Hubley *et al.* (2020) et Hubley and Heaslip (2018). La collecte de données par les observateurs à bord de navires participant à la pêche commerciale de la palourde est complexe et nécessite beaucoup de temps. En 2017, les protocoles ont été révisés en fonction des commentaires formulés par le personnel des Sciences du MPO. Les protocoles utilisés avant cette période sont mal connus et la documentation connexe demeure limitée. De façon générale, les protocoles visent à recueillir des estimations du poids des prises de mactres de Stimpson et de toutes les autres espèces prélevées, ainsi que des données sur la fréquence des longueurs de la mactre de Stimpson, du pitot, de la coque du Groenland, du quahog nordique et des autres espèces prélevées, si le temps le permet. En raison de l'important volume de prises généré par un seul trait, un sous-échantillonnage est requis. Un sous-échantillon du trait est constitué de cinq boisseaux de prises prélevés avant le tri automatisé effectué à bord du navire.

Pour estimer le poids total des prises à partir du poids du sous-échantillon, la relation entre le volume et le poids de l'ensemble des cinq boisseaux, et le volume du contenu de la drague est utilisée. Comme les dragues ne sont pas toujours remplies au maximum de leur capacité, une estimation de leur taux de remplissage sert à tenir compte de toute différence. Étant donné que le taux de remplissage et le volume du contenu de la drague peuvent contribuer à une surestimation des prises, d'importants travaux ont été réalisés pour l'estimation précise du volume du contenu de la drague et la standardisation des estimations du taux de remplissage. Des protocoles intégrant ces valeurs et ces méthodes ont fait l'objet d'un projet pilote en 2023, et les commentaires formulés par des observateurs ont été pris en compte. Ces protocoles ont été entièrement mis en œuvre au début de l'année de pêche 2024. Ils ont été appliqués rétroactivement aux données brutes des observateurs utilisées dans l'analyse du présent document de recherche. D'autres travaux sont en cours pour que d'autres sources d'erreur puissent être réduites, notamment lors de la consignation de données sur le poids à bord de navires.

L'exigence actuelle du PGIP en matière d'observation est d'une sortie observée par banc et par année (MPO 2020). Les Sciences du MPO ne déterminent pas le moment des sorties observées, mais demandent que celles-ci ne chevauchent pas deux années civiles ou années de pêche (c.-à-d. un départ en décembre et un débarquement en janvier). Les sorties observées sont considérées comme étant représentatives de la pêche pratiquée sur un banc donné au cours d'une année donnée. L'observateur ne peut observer qu'environ la moitié des quarts au cours d'une sortie. Pour obtenir une estimation représentant l'ensemble d'une sortie, les données recueillies pendant les quarts observés sont extrapolées à l'ensemble de la sortie au moyen de l'effort (Gavaris *et al.* 2010) :

$$\text{Estimations des rejets lors de la sortie} = \text{effort lors de la sortie} * \left(\frac{\text{rejets observés}}{\text{effort observé}}\right)$$

Comme aucune mactre de Stimpson n'est rejetée, la comparaison entre les débarquements saisis dans la base de données CLAM du MPO et les estimations des prises extrapolées pour l'ensemble de la sortie constitue une vérification utile de la mesure selon laquelle les données d'observateurs sont représentatives des prises réelles. Lorsqu'une surestimation se produit, il est difficile d'en déterminer la source. Il est probable que cette surestimation découle de l'effet cumulatif d'erreurs introduites à plusieurs étapes du processus. Les futurs travaux liés aux protocoles viseront à réduire ces erreurs, dans la mesure du possible.

Les données sur la fréquence des longueurs de coquilles n'ont pas été recueillies de façon uniforme pendant toute la période de pêche ou, lorsqu'elles l'ont été, elles n'ont pas toujours été saisies dans la base de données CLAM du MPO. Les données sur la fréquence des longueurs recueillies par des observateurs ne semblent pas avoir été publiées dans les rapports antérieurs du MPO; toutes les données disponibles figurent donc dans le présent document.

Banquereau

De 2018 à 2023, neuf sorties de pêche ont été observées sur le Banquereau au cours de tous les mois, sauf mai, juin et juillet (tableau 15). L'une de ces sorties de pêche couvrait deux années civiles et a donc été séparée en deux sorties observées distinctes, car les sorties observées sont comptabilisées par année civile (tableau 15). La proportion de l'effort observé lors d'une sortie variait de 0,42 à 0,52. La proportion des prises de mactres de Stimpson observées variait de 0,41 à 1,35 (tableau 15). Les situations où les prises observées dépassaient les débarquements découlent d'une surestimation des prises observées. Les données d'observateurs surestiment généralement les prises de l'espèce de 67 %, en moyenne; les écarts vont d'une sous-estimation de 22 % à une surestimation de 196 % pour les sorties observées sur le Banquereau (figure 57).

En tant que proportion des prises totales de la sortie, les mactres de Stimpson, les coquillages, les pierres et roches, les pitots et les clypéastres tendent à dominer, mais les proportions varient d'une sortie à l'autre (voir les annexes A1 à A10). Lorsque les prises sont exprimées en tant que pourcentage des prises de mactres de Stimpson, les taxons ou objets semblables dominent généralement, mais leurs proportions varient selon les sorties (tableau 16). Les données sur la fréquence des longueurs de 1999 et des années antérieures présentent une variabilité interannuelle; les modes varient de 95 à 100 mm jusqu'à 115 à 120 mm (figures 58 et 59). Dans les données recueillies depuis 2018, le mode tend à se situer entre 90 et 100 mm (figure 60). Les données d'observateurs tendent à comporter davantage d'individus de petite taille que les données provenant de l'échantillonnage effectué à bord de navires (figures 33 à 39).

Grand Banc

De 2018 à 2023, cinq sorties de pêche ont été observées sur le Grand Banc au cours d'environ la moitié des mois de l'année, à l'exclusion de la période de juin à octobre (tableau 17). L'une de ces sorties de pêche couvrait deux années civiles et a donc été séparée en deux sorties observées distinctes, car les sorties observées sont comptabilisées par année civile (tableau 17). La proportion de l'effort observé lors d'une sortie variait de 0,39 à 0,71. La proportion des prises de mactres de Stimpson observées variait de 0,42 à 0,77. Les données d'observateurs surestiment ou sous-estiment généralement les prises de mactres de Stimpson de 19 %, en moyenne; les écarts vont d'une sous-estimation de 19 % à une surestimation de 97 % pour les sorties observées sur le Grand Banc (figure 61).

En tant que proportion des prises totales de la sortie, les mactres de Stimpson, les coquillages, les holothuries (non différenciées), les pitots et les clypéastres tendent à dominer, mais les proportions varient d'une sortie à l'autre (voir les annexes A11 à A16). Lorsque les prises sont

exprimées en tant que pourcentage des prises de mactres de Stimpson, les taxons ou objets semblables dominent généralement, mais leurs proportions varient selon les sorties (tableau 18). Les données sur la fréquence des longueurs de coquilles recueillies en 1989 et 1990 présentent des modes de 90 à 100 mm (figure 62). Les données recueillies depuis 2018 présentent une plus grande variabilité, les modes variant de 75 à 80 mm jusqu'à 100 à 105 mm (figure 63). Comme sur le Banquereau, les données d'observateurs tendent à comporter davantage d'individus de petite taille que les données provenant de l'échantillonnage effectué à bord de navires (figures 51 à 53).

Autres espèces conservées

Le PGIP (MPO 2020) de la pêche hauturière de la palourde autorise la conservation d'espèces autres que la mactre de Stimpson. Il n'y a aucune limite sur les prises accessoires de pitot ou de coque du Groenland. Sur le Grand Banc, les prises de quahog nordique sont limitées à 10 % des prises de mactres de Stimpson, jusqu'à concurrence d'un TAC maximal de 500 t. Sur le Banquereau, il existe un TAC de 800 t pour le quahog nordique. En août 2021, la pêche est passée d'une politique de conservation partielle à une politique de conservation de 100 % des prises de coque du Groenland et de pitot. Il convient d'en tenir compte lors de la comparaison des données avant et après cette période. Les rejets de la pêche ne sont pas consignés; les prises réelles (débarquements et rejets combinés) antérieures à 2021 sont donc inconnues.

La taille correspondant à 50 % de maturité sexuelle a été étudiée pour les autres espèces conservées. La coque du Groenland est hermaphrodite. La taille à 50 % de maturité sexuelle est de 27,9 mm pour le tissu mâle et de 37,2 mm pour le tissu femelle (Kilada *et al.* 2007). Ces valeurs proviennent d'échantillons regroupés provenant du Banquereau et du Grand Banc. Pour le pitot du Banquereau, la taille à 50 % de maturité sexuelle est de 28,6 mm (Kilada *et al.* 2009). Le quahog nordique du banc de l'île de Sable présente une taille à 50 % de maturité sexuelle de 30,96 mm (Roddick *et al.* 2007b).

Banquereau

Coque du Groenland

La valeur la plus élevée de la série chronologique pour la coque du Groenland a été observée en 2013. Par la suite, les débarquements ont diminué jusqu'en 2016, puis ils ont augmenté graduellement jusqu'en 2022, avant de connaître une forte baisse en 2023 (figure 64). Selon une hypothèse, cette baisse serait probablement attribuable à la répartition irrégulière de l'espèce et aux zones exploitées en 2023, plutôt qu'à une diminution sous-jacente de la biomasse (MPO 2024a). Les échantillons de longueurs recueillis à bord de navires en 2004 montrent un mode de 75 à 80 mm, tandis qu'un mode plus faible (et associé à un échantillon plus petit) de 65 à 70 mm a été observé en 2005 (figure 65). Des échantillons plus récents recueillis à bord de navires montrent des modes de 70 à 75 mm en 2022 et de 60 à 65 mm en 2023 (figure 66). Les données récentes sur la fréquence des longueurs provenant d'observateurs montrent également des modes de 60 à 65 mm (figure 67). Des coques du Groenland de taille inférieure à la taille à 50 % de maturité sexuelle ont été observées dans les échantillons recueillis à bord de navires en 2022 et 2023 (figure 66), ainsi que dans les données d'observateurs (figure 67).

Pitot

Les débarquements de pitots sont en hausse sur le Banquereau depuis 2010, malgré certaines fluctuations. Les prises de 2023 représentent la valeur la plus élevée de la série chronologique (figure 68). La fréquence des longueurs provenant de l'échantillonnage à bord de navires dans les années 2000 (figure 69) présente des modes de 75 à 80 mm et de 80 à 85 mm, semblables

à ceux observés au cours des années récentes (figure 70). Les données sur la fréquence des longueurs provenant d'observateurs qui sont plus anciennes (figure 71) et celles qui sont plus récentes (figure 72) présentent des modes semblables. Aucun individu de taille inférieure à la taille à la maturité sexuelle n'a été observé dans les données recueillies à bord de navires, mais de tels individus ont été observés dans les données d'observateurs (figures 71 et 72).

Quahog nordique

Aucun débarquement de quahog nordique n'a été enregistré sur le Banquereau depuis 2007 (figure 73). Les données sur la fréquence des longueurs provenant des sorties observées dans les années 1980 montrent des modes variant de 70 à 75 mm jusqu'à 90 à 95 mm (figure 74). Les données sur la fréquence des longueurs plus récentes provenant d'observateurs en 2023 montrent une grande plage de catégories de tailles (12 à 99 mm; voir la figure 75). Les quahogs nordiques de petite taille (moins de 30 mm) observés dans les échantillons d'observateurs en 2023 étaient présents dans la plupart des zones du Banquereau, à l'exception de la zone 3.

Grand Banc

Coque du Groenland

Sur le Grand Banc, les débarquements de coques du Groenland ont augmenté de 2015 à 2019, année pendant laquelle le sommet de la série chronologique a été atteint. Depuis, les débarquements ont fluctué tout en demeurant dans la plage observée au cours des dernières années (figure 76). Dans les données sur la fréquence des longueurs recueillies à bord de navires, le mode le plus élevé, soit de 90 à 95 mm (figure 77), a été atteint en 2000, tandis que le mode était plus faible, soit d'environ 70 à 85 mm (figure 78), au cours des années d'échantillonnage récentes. Lors de certaines années, la distribution semble bimodale et caractérisée par des modes secondaires de 45 à 50 mm et de 60 à 65 mm, mais cette situation n'a été observée qu'en 2018 et en 2019 (figure 79). Des individus de taille inférieure à la taille à 50 % de maturité sexuelle figurent dans les données d'observateurs datant de 2019 (figure 79), mais pas dans les échantillons récents recueillis à bord de navires (figure 78).

Pitot

Sur le Grand Banc, les débarquements de pitots ont augmenté, malgré certaines fluctuations, de 2017 jusqu'en 2022, année pendant laquelle le sommet de la série chronologique a été atteint, puis ils ont diminué en 2023 (figure 80). Les données sur la fréquence des longueurs recueillies à bord de navires montrent des modes atteignant 90 à 95 mm en 2005 (figure 81), mais la taille de l'échantillon était petite cette année-là, ainsi que des modes aussi faibles que 65 à 70 mm en 2023 (figure 82). Des individus de taille inférieure à la taille à 50 % de maturité sexuelle ont été observés dans les échantillons recueillis à bord de navires en 2023. Aucun échantillonnage de la fréquence des longueurs du pitot n'a été réalisé par des observateurs sur le Grand Banc.

Quahog nordique

Aucun débarquement de quahog nordique n'a été enregistré sur le Grand Banc depuis 2019 (figure 83). Les données sur la fréquence des longueurs provenant d'une sortie échantillonnée à bord d'un navire en 2001 montrent un mode de 70 à 75 mm (figure 84). Une sortie observée en 2019 montre un mode élevé de 80 à 85 mm (figure 85).

DONNÉES PROVENANT DE RELEVÉS

Le dernier relevé réalisé sur le Banquereau a eu lieu en 2010; les résultats sont présentés dans Roddick *et al.* (2012) et les analyses à jour sont décrites dans Hubley and Heaslip (2018). Un relevé a été mené sur le Grand Banc en 2006, 2008 et 2009 (Roddick *et al.* 2011). Seules les

nouvelles analyses ont été décrites dans le présent document pour que les renseignements publiés auparavant puissent être complétés.

Relation longueur-poids

Un modèle linéaire à effets mixtes a été appliqué aux données de longueur et de poids provenant des relevés. Les données de poids décrites dans le présent document correspondent au poids entier des individus. Les données ont fait l'objet d'une transformation logarithmique et le trait a été utilisé comme un effet aléatoire.

Banquereau

La relation longueur-poids issue des données provenant de relevés menés sur le Banquereau est présentée à la figure 86. La relation globale est décrite comme suit :

$$\text{Poids entier} = 5{,}40 \times 10^{-5} * \text{longueur}^{3{,}16}$$

Grand Banc

La relation longueur-poids issue des données provenant de relevés menés sur le Grand Banc est présentée à la figure 87. La relation globale est décrite comme suit :

$$\text{Poids entier} = 6{,}02 \times 10^{-5} * \text{longueur}^{3{,}14}$$

Répartition de la biomasse

Grand Banc

Selon le plan de relevé pour le Grand Banc, une ligne de division nord-sud a été établie au 45^{e} degré de latitude. À l'époque, cette ligne n'était pas utilisée pour la stratification du relevé ni pour la production d'estimations de la biomasse distinctes (Roddick *et al.* 2011). Les résultats du relevé indiquaient que les concentrations de mactres de Stimpson différaient entre les deux parties du banc : dans la partie sud, elles étaient généralement situées près du rebord du plateau continental, alors que dans la partie nord, elles étaient réparties plus près du centre. Ce relevé a montré que 51 % de la biomasse se trouvait dans des zones où la densité était inférieure à 75 g/m^2 (figure 88). À l'époque, l'estimation de la biomasse était de 1 140 682 t pour une superficie de relevé de 49 473 km^2. Cette estimation reposait sur l'hypothèse d'une efficacité de la drague de 100 %. Des trois années pendant lesquelles le relevé a été effectué (c.-à-d. 2006, 2008 et 2009), seules deux correspondaient également à des années de pêche (c.-à-d. 2006 et 2009; voir le tableau 12). Aucun chevauchement n'a été observé entre les lieux de pêche et les stations de relevé en 2009. En revanche, en 2006, l'emplacement de cinq stations de relevé a coïncidé avec l'emplacement d'activités de pêche réalisées la même année (figure 89). Les traits connexes semblent indiquer des densités plus élevées que celles observées dans les données provenant de la pêche, mais l'interprétation demeure limitée en raison de la petite taille de l'échantillon. L'industrie considère généralement que le relevé de 2005 n'était pas représentatif du stock.

MODÈLE D'ÉVALUATION SPATIOTEMPOREL SPACECLAM

APERÇU

Deux approches de modélisation appliquées aux deux bancs ont été envisagées dans le présent cadre d'évaluation des stocks. À la suite d'un examen par les pairs, un nouveau modèle spatiotemporel à haute résolution, nommé SpaceClam, a été adopté pour les futures applications du cadre. Un modèle de production spatiale (MPS), utilisé auparavant sur le

Banquereau et appliqué au Grand Banc pour la première fois dans le présent cadre à titre d'évaluation comparative, est décrit à l'annexe B. Comme le MPS n'a pas obtenu l'appui consensuel requis aux fins d'utilisation pour l'évaluation des stocks, il n'est présenté dans le présent document qu'à des fins de comparaison avec le modèle SpaceClam retenu.

BANQUEREAU

Caractère convenable de l'habitat

Le caractère convenable de l'habitat sert à définir les zones du Banquereau propices à la pêche et constitue une approximation combinée des conditions environnementales favorisant une biomasse de mactres de Stimpson à densité élevée, ainsi que des conditions compatibles avec les engins utilisés par la flotte de pêche commerciale. Le caractère convenable de l'habitat à un lieu de pêche donné est défini comme la proportion prévue du temps de pêche près de ce lieu par rapport au temps de pêche total de la flotte. Étant donné que l'effort de pêche sur le Banquereau est demeuré constant et a couvert un important pourcentage de la superficie totale du banc, l'empreinte spatiale de la pêche jusqu'à aujourd'hui est considérée dans le présent document comme une mesure fidèle des zones de pêche idéales à l'échelle du banc.

Description des données

Les principales données utilisées pour l'estimation du caractère convenable de l'habitat sont les positions des navires de pêche commerciale enregistrées à intervalles d'une minute, mais uniquement lorsque les engins ont été déployés (ces données ne figurent pas dans le présent document aux fins de protection de la confidentialité). Les navires pêchent de façon continue lorsqu'ils se déplacent sur le banc. Par conséquent, même lorsqu'un navire se trouve dans une zone où la densité de mactres de Stimpson est faible, sa position est quand même enregistrée et incluse dans le modèle. Toutefois, si un lieu de pêche présente une faible densité d'individus ou est incompatible avec les engins de pêche, il est moins susceptible d'être ciblé par la pêche et sera fréquenté moins souvent que les zones caractérisées par une forte densité d'individus ou compatibles avec les engins.

Les covariables incluses dans le modèle, présentées à la figure 90, comprennent deux approximations des caractéristiques du fond marin, ainsi que des données bathymétriques. Les deux approximations des caractéristiques du fond marin sont des types de données acoustiques. Le premier type de données provient d'un système appelé *RoxAnn*, qui consiste à émettre un seul faisceau acoustique depuis un navire vers le fond marin. Ce faisceau est réfléchi par le fond marin, puis capté à plusieurs reprises par un récepteur situé à bord du navire de surface, qui enregistre l'intensité de la première réflexion (e1) et de la seconde réflexion (e2) du signal acoustique par rapport à l'intensité du signal initial. Une intensité élevée correspond généralement à un substrat caractérisé par une plus grande réflectivité, comme le roc solide, tandis qu'une intensité plus faible correspond généralement à un substrat à réflectivité plus faible, comme le limon ou le sable. Comme le système *RoxAnn* émet un seul faisceau, les mesures obtenues doivent être interpolées à l'aide d'algorithmes statistiques aux fins de production d'une carte des valeurs pour e1 et e2 à l'échelle du banc.

Le second type de données acoustiques découle d'une version plus moderne du système *RoxAnn* appelée rétrodiffusion par échosondeur multifaisceaux. Un échosondeur multifaisceaux fonctionne par l'émission d'un large éventail de faisceaux acoustiques plutôt qu'un seul faisceau, mais repose sur un principe semblable. Comme il émet un large éventail de faisceaux acoustiques, les mesures n'ont pas besoin d'être interpolées, mais nécessitent une étape de prétraitement aux fins de standardisation de leur résolution spatiale. Les données bathymétriques ont été mesurées à partir des données de l'échosondeur multifaisceux, lorsque

ces dernières étaient disponibles et, dans le cas contraire, elles ont été extraites de la Carte générale bathymétrique des océans (Compilation Group 2024).

Descriptions du modèle

Un modèle de processus ponctuel standard a été utilisé. Dans celui-ci, l'intensité locale dépend des fonctions additives lisses liées aux données de e1 et e2 associées à *RoxAnn*, aux données de rétrodiffusion par échosondeur multifaisceux et aux données bathymétriques.

$$\Pr[S_i = s] = \frac{\pi(s)}{\int \pi(s)ds}$$

$$\pi(s) = \sum_{i=1}^{4} f_i\big(x_i(s)\big)$$

Dans les équations, $\pi(s)$ représente le caractère convenable de l'habitat relatif à un endroit donné. La probabilité que cet endroit soit dragué lors d'une sortie de pêche observée est proportionnelle à $\pi(s)$. Les fonctions lisses f_i sont des fonctions des quatre covariables. Ainsi, l'effet moyen de chaque covariable est de zéro et, lorsqu'une covariable est absente, son effet est considéré comme égal à l'effet moyen de zéro.

Résultats

Les prédictions du caractère convenable de l'habitat (figure 91) ont révélé une variabilité importante sur le Banquereau, ainsi que dans quatre zones principales caractérisées par un habitat très convenable : l'extrémité ouest du banc, la parcelle située à l'est ainsi que deux zones situées respectivement dans les parties centre-nord et centre-sud du banc. Hors de ces quatre zones, l'habitat était généralement peu convenable, mais des petites zones isolées étaient caractérisées par un habitat moyennement convenable.

Les quatre covariables ont eu un effet notable sur le caractère convenable de l'habitat (figure 92). Ce dernier augmente avec les données bathymétriques à mesure que la profondeur passe de 0 m à environ 40 m, puis demeure relativement constant à des profondeurs supérieures. La relation avec la rétrodiffusion par échosondeur multifaisceaux est plus complexe, mais elle est principalement caractérisée par une forte diminution du caractère convenable de l'habitat à des valeurs élevées de rétrodiffusion, suivie d'un retour à un caractère convenable de l'habitat typique aux niveaux de rétrodiffusion les plus élevés. Cette relation indique qu'un substrat dur et à réflectivité élevée n'est pas convenable pour la mactre de Stimpson, ce qui concorde avec la préférence connue de cette espèce pour les fonds sableux. La raison expliquant pourquoi un habitat très convenable est associé aux valeurs de rétrodiffusion les plus élevées demeure inconnue. Une hypothèse plausible est toutefois que cette rétrodiffusion proviendrait d'accumulations de fragments de coquilles de palourdes mortes. La relation entre le caractère convenable de l'habitat et le système *RoxAnn* est aussi assez incertaine; la relation estimée pour l'intensité de la première réflexion (e1) est approximativement quadratique, avec un caractère convenable plus élevé aux valeurs extrêmes et plus faible aux valeurs intermédiaires. La relation estimée pour l'intensité de la deuxième réflexion (e2) est presque constante, mais le caractère convenable de l'habitat est très faible aux valeurs de e2 les plus faibles.

Composition selon la taille et croissance des individus

Description des données

Le relevé réalisé sur le Banquereau en 2010 comprenait des mesures morphométriques prises sur un échantillon de mactres de Stimpson (figure 93). Le poids de chaque individu a été

mesuré et l'âge d'un sous-échantillon supplémentaire d'individus a été déterminé. Le lieu de capture de chaque individu a également été consigné dans la base de données du relevé. Aux fins de la présente analyse, le poids de chaque individu a été classé dans l'une des sept catégories de tailles présentées au tableau 19. La taille minimale de chaque catégorie a été fournie par Clearwater Seafoods Inc. pour que la composition par catégorie de tailles consignée à bord des navires commerciaux pendant les activités de pêche puisse être représentée. Elle a été utilisée ultérieurement dans le modèle SpaceClam (voir la section Description du modèle ci-dessous). Le poids moyen a été défini comme le poids moyen des individus appartenant à chaque catégorie de tailles selon les données du relevé. La sélectivité du relevé et la sélectivité de la pêche commerciale ont été converties à partir des courbes de sélectivité selon la longueur, au moyen de la sélectivité moyenne selon la longueur des individus compris dans chaque catégorie de tailles; les valeurs obtenues sont présentées au tableau 19.

Descriptions du modèle

Le modèle servant à estimer la composition des catégories de tailles à l'échelle du banc est un modèle de régression compositionnel fondé sur des logits du rapport de continuité, dont les probabilités dépendent à la fois du caractère convenable de l'habitat et d'un champ aléatoire spatialement corrélé. Le caractère convenable de l'habitat, tel qu'estimé dans la section précédente consacrée au Banquereau, est utilisé comme une approximation des conditions environnementales. Les champs aléatoires sont indépendants entre les catégories de tailles. Les logits du rapport de continuité modélisent la probabilité π_c qu'un individu appartienne à la catégorie de tailles ***c*** si ce dernier fait partie de la catégorie ***c*** ou d'une catégorie de tailles supérieures. Ces probabilités peuvent être transformées en probabilités marginales à l'aide de règles de probabilité simples, où la probabilité qu'un individu donné appartienne à la catégorie de tailles ***c*** correspond à p_c. Le modèle de régression compositionnel est le suivant :

$$\Pr[w_i = c] = p_{c,\, s_i}$$

$$p_{c,\, s} = \pi_{c,\, s} \cdot \prod_{j=1}^{c-1} \left(1 - \pi_{j,\, s}\right)$$

$$\pi_{c,\, s} = \log i\, t\left(\mu_c + \beta_c \cdot x_s + f_c(s)\right)$$

où ***c*** correspond à la catégorie de tailles consignée pour un individu *i*, μ_c représente une ordonnée à l'origine propre à la catégorie, β_c représente une pente propre à la catégorie décrivant l'effet du caractère convenable de l'habitat ***x***, et ***f(s)*** représente un champ aléatoire spatial propre à la catégorie. Les données de tous les individus associés à une catégorie de tailles sont utilisées dans cette composante du modèle.

Une composante additionnelle du modèle estime l'évolution de la composition en fonction de l'âge. Les individus d'âge 1 ont été considérés comme faisant partie de la plus petite catégorie de tailles; la composition à un âge ***a*** et à un emplacement ***s*** est donnée par le vecteur $WA_{\cdot,\, a,\, s}$. Les transitions entre les catégories de tailles sont régies par une matrice de transition de probabilité Γ_s où $WA_{\cdot,\, a+1,\, s} = \Gamma_s \cdot WA_{\cdot,\, a,\, s}$. Γ_s est modélisée comme le résultat de l'exponentielle matricielle $Expm[r_s \cdot L]$, où r_s est un multiplicateur du taux de croissance qui varie dans l'espace et ***L*** est une matrice du taux de croissance qui est constante dans l'espace :

$$\begin{vmatrix} \textbf{-1} & \\ \textbf{1} & -l_2 \end{vmatrix}$$

$$\begin{vmatrix} & & & & \\ l_2 & \ddots & & & \\ & \ddots & -l_6 & & \\ & & l_6 & 0 & \end{vmatrix}$$

où chaque *l* est supérieur à zéro et chaque cellule vide est égale à zéro. La forme de *L* garantit que la matrice de transition Γ_s respecte la nature séquentielle de la croissance correspondant au passage d'une catégorie de tailles à la suivante. Pour les individus dont la catégorie de tailles et l'âge sont connus, la probabilité d'appartenir à une catégorie de tailles à un âge donné est modélisée comme suit :

$$\Pr[c_i = c \mid a_i = a|] = WA_{c_i,\ a_i,\ s_i}$$

$$WA_{c\ a\ s} = Expm[r_s \cdot L] \cdot WA_{\cdot\ a\ s} WA_{c\ a\ s} = Expm[r_s \cdot L] \cdot WA_{\cdot\ a\ s}$$

$$r_s = Exp[f(s)]$$

où *f(s)* représente un champ aléatoire spatialement corrélé.

Le taux de croissance r_s estimé par le modèle est un taux de croissance compositionnel qui décrit la vitesse à laquelle les individus passent d'une catégorie de tailles à une autre. Une mesure plus utile est le taux de croissance de la biomasse. Pour estimer cette quantité dérivée, une matrice *W*, dont le $(i,\ j)^{\text{e}}$ élément correspond au poids moyen de la catégorie *i* divisé par le poids moyen de la catégorie *j*, est d'abord créée, ce qui fournit le changement de biomasse attendu sous forme de rapport lors du passage de la catégorie *j* à la catégorie *i*. L'application de $G_s = W \cdot M_s$, au moyen d'une multiplication par composantes, produit la matrice de transition de la biomasse. À titre d'exemple, si $B_{a,\ s}$ représente le vecteur de biomasse de chaque catégorie de tailles à un emplacement *s*, alors $G_s \cdot B_{a,\ s}$ représente la biomasse attendue dans chaque catégorie après une année de croissance. Afin d'estimer le taux moyen de croissance de la biomasse d'une population, $G_s \cdot P_s$ est calculé, où P_s est le vecteur des catégories de tailles estimé par le modèle de composition selon la catégorie de tailles.

Le modèle d'évaluation considère la catégorie de tailles SSS comme la catégorie des individus de petite taille et l'ensemble des autres catégories comme une seule catégorie des individus de grande taille; une conversion des paramètres de sélectivité et de croissance des sept catégories vers les deux catégories d'évaluation susmentionnées est donc nécessaire. La sélectivité de la catégorie des individus de petite taille est identique à celle de la catégorie SSS, tandis que la sélectivité de la catégorie des individus de grande taille correspond à une moyenne pondérée des valeurs de la sélectivité des catégories SS à XLL. Les pondérations sont déterminées à partir de la composition relative des individus des catégories SS à XLL, standardisée de façon à ce que la somme soit égale à 1. Comme la composition des mactres de Stimpson varie selon l'emplacement, la sélectivité de la catégorie des individus de grande taille varie également dans l'espace. La matrice de transition de la biomasse est modifiée pour correspondre à la catégorie des individus de petite taille et celle des individus de grande taille, comme suit :

$$G_s' = VG_sP_sV^T(VP_sV^T)^{-1}$$

où P_s est la matrice diagonale dont les éléments correspondent aux compositions des catégories SSS à XLL et V est la matrice de sélection.

$$\begin{vmatrix} 1 & 0 & \cdots & 0 \\ 0 & \mathbf{1} & \cdots & \mathbf{1} \end{vmatrix}$$

Résultats

La composition des mactres de Stimpson sur l'ensemble du Banquereau (figure 94) est dominée par la plus petite catégorie de tailles (SSS), mais les prédictions indiquent que la zone située immédiatement au nord-ouest du haut-fond de l'est devrait comprendre près de 40 % d'individus appartenant à la plus grande catégorie de tailles. Comme les données provenant de relevés n'étaient disponibles qu'en périphérie de cette zone, l'étendue réelle de l'habitat occupé par les plus grands individus demeure incertaine. Les estimations du taux de croissance moyen de la biomasse de la population (figure 95) varient de 2 % à 15 % par année; la plupart des emplacements présentaient des taux moyens compris entre 6 % et 10 % par année. L'incertitude associée aux estimations du taux de croissance est généralement faible, mais la zone située au nord-ouest du haut-fond présente une incertitude beaucoup plus élevée en raison du faible niveau de couverture des relevés dans cette zone.

Le reclassement des résultats selon la catégorie des individus de grande taille et celle des individus de petite taille utilisées dans le modèle d'évaluation ne révèle aucune différence importante dans les tendances liées à la composition (figure 96) ou à la croissance (figure 97) par rapport aux catégories initiales. Les transitions de la catégorie des individus de petite taille à celle des individus de grande taille concernent environ 5 % à 10 % des individus de petite taille chaque année; toutefois, en raison du taux de croissance plus élevé observé dans la zone au nord-ouest du haut-fond, environ 50 % des individus de petite taille passent chaque année dans la catégorie des individus de grande taille. Au sein des individus de grande taille, la croissance de la biomasse varie d'environ 2 % à 7 % sur la majeure partie du banc et peut atteindre 12 % dans la zone située au nord-ouest du haut-fond.

Validation

La validation du modèle a été réalisée au moyen d'une analyse des résidus visant à vérifier la validité du modèle, ainsi que de simulations destinées à quantifier le biais et la couverture de l'intervalle de confiance.

Comme la variable dépendante des modèles de composition et de composition selon l'âge est distincte et ne peut prendre qu'un nombre fini de valeurs possibles, des résidus quantiles aléatoires ont été utilisés. Si *F* est la fonction de distribution associée à une réponse distincte *y*, alors le résidu quantile aléatoire d'une observation est $r_i = \Phi^{-1}(u_i)$, où Φ^{-1} est la fonction de distribution inverse d'une variable gaussienne standard et u_i est une variable aléatoire uniforme définie sur l'intervalle $[F(y_i - 1),\ F(y_i)]$. Si le modèle estimé représente correctement le mécanisme réel de génération des données, les résidus suivront une distribution gaussienne standard. Les observations appartenant à une même catégorie présentent des valeurs résiduelles semblables parce que les intervalles correspondant aux valeurs u_i sont aussi semblables. Les résidus issus des données réelles ont été comparés à ceux obtenus à partir de trois exemples simulés afin qu'il soit possible de vérifier qu'aucune différence sur le plan visuel n'existe entre les deux types de résidus.

Des études de simulation ont permis d'examiner le biais et la couverture de l'intervalle de confiance pour qu'il soit possible de mesurer l'erreur systématique prévue pour les estimations et les prédictions, ainsi que l'étalonnage des estimations de l'incertitude associée aux estimations et aux prédictions. Pour chaque modèle, 100 nouveaux ensembles de données ont été simulés, puis le modèle a été ajusté de nouveau pour chacun de ces ensembles de

données et les estimations des paramètres ont été comparées aux valeurs réelles. Le biais correspond à la différence moyenne entre les valeurs réelles et les valeurs simulées. Le taux de couverture de l'intervalle de confiance correspond au pourcentage des simulations dont la valeur réelle se situe à l'intérieur de l'intervalle de confiance.

Les résultats de validation du modèle de composition ne soulèvent aucune préoccupation majeure. Les résidus (figure 98) obtenus à partir des données réelles ne semblent pas différents de ceux obtenus à partir des données simulées et suivent une distribution normale, comme prévu. Le biais, tant considéré à l'échelle spatiale (figure 99) que moyenné à l'échelle du banc (tableau 20), est très faible. Le taux de couverture, tant considéré à l'échelle spatiale (figure 100) que moyenné à l'échelle du banc (tableau 20), est légèrement inférieur au taux nominal de 0,9, ce qui indique que les intervalles de confiance sont légèrement plus petits qu'ils devraient l'être.

La validation du modèle de composition selon l'âge était axée sur la matrice de transition entre les catégories, parce qu'il s'agit du principal résultat d'intérêt. Dans l'ensemble, les résultats semblent acceptables malgré quelques préoccupations mineures. Les résidus (figure 101) indiquent qu'il est difficile pour le modèle de reproduire avec exactitude le mécanisme de génération des données pour les individus les plus jeunes et les plus petits. Comme les résidus associés aux catégories d'âge des individus les plus jeunes sont négatifs, l'analyse des résidus laisse croire que le modèle surestime le taux de croissance associée au passage de la plus petite catégorie de tailles à la catégorie supérieure chez les jeunes individus. Les estimations du biais, tant considérées à l'échelle spatiale (figure 102) que moyennées à l'échelle du banc (tableau 21), montrent que le modèle tend à sous-estimer les taux de croissance, et qu'il présente un léger biais positif lié aux probabilités de maintien dans la même catégorie et un léger biais négatif pour les probabilités de passage vers une catégorie supérieure. Le taux de couverture, tant considéré à l'échelle spatiale (figure 103) que moyenné à l'échelle du banc (tableau 22), est légèrement inférieur au taux nominal de 0,9, ce qui indique que les intervalles de confiance sont légèrement plus petits qu'ils devraient l'être.

SpaceClam : modèle à différences retardées caractérisé par une résolution spatiale élevée

Description des données

Les principales données utilisées dans le modèle d'évaluation SpaceClam proviennent de Clearwater Seafoods Inc. Ces données, qui comprennent les lieux de pêche, le poids des prises et la composition des prises par catégorie de tailles, ont été regroupées par quarts d'observation de six heures (pour des raisons de confidentialité). Les lieux de pêche ont été agrégés comme le pourcentage de la superficie de chaque cellule matricielle draguée durant le quart d'observation. Les données utilisées dans l'analyse couvrent la période allant du début de décembre 2014 à la fin de décembre 2023, ce qui représente l'ensemble de l'effort de pêche déployé sur le Banquereau durant cette période. Les autres intrants du modèle comprennent les estimations de sélectivité selon la catégorie de poids et de croissance des individus, qui ont été décrites dans la section précédente.

Descriptions du modèle

Le modèle SpaceClam est spécialement conçu pour l'estimation de la biomasse d'espèces sessiles, comme la mactre de Stimpson, à une résolution spatiale élevée et convient à diverses catégories de tailles. La résolution spatiale élevée est obtenue en divisant la zone d'étude en nombreuses sous-régions à l'intérieur desquelles la densité de la biomasse ainsi que les autres processus biologiques et environnementaux sont considérés comme constants. Dans ce modèle, le Banquereau est subdivisé en cellules matricielles d'une superficie de 7,5 km^2.

L'application du modèle repose sur deux catégories de tailles : une catégorie des individus de petite taille comprenant toutes les mactres dont le poids de la langue est d'au plus 12 g (environ 78 g de poids entier) et une catégorie des individus de grande taille comprenant toutes les autres mactres.

Les cellules matricielles sont suffisamment grandes pour que les déplacements de mactres de Stimpson entre les cellules soient considérés comme négligeables. Par conséquent, les changements de biomasse à l'intérieur d'une cellule matricielle donnée ne peuvent être associés qu'à la croissance des individus, à la mortalité naturelle, aux retraits attribuables à la pêche et au recrutement. Les estimations de la croissance des individus ont été obtenues à partir des données provenant de relevés décrites dans la section précédente et varient dans l'espace selon la composition des catégories de tailles et le taux de croissance à l'échelle locale. La mortalité naturelle est considérée comme constante dans l'espace et dans le temps, même si chaque catégorie de tailles possède ses propres estimations de mortalité naturelle. Il est présumé que les retraits attribuables à la pêche connus ne comportent pas d'erreurs. Toutefois, les prises sont déclarées par quart d'observation, et chaque quart peut couvrir une superficie associée à diverses cellules matricielles. Une caractéristique centrale du modèle est la prise en compte explicite des cellules matricielles desquelles devraient provenir les retraits attribuables à la pêche.

La modélisation du recrutement à la pêche est difficile pour deux raisons. Premièrement, comme la mactre de Stimpson est une espèce qui libère ses gamètes dans l'eau, le recrutement dans une zone donnée est influencé par la répartition spatiale des individus sexuellement matures à l'échelle du banc, voire au-delà, ainsi que par des facteurs environnementaux comme les courants océaniques. En théorie, ces effets non locaux pourraient être modélisés au moyen d'une équation intégro-différentielle, mais les modèles connexes n'ont pas été considérés dans le présent document parce qu'ils nécessitent des calculs trop complexes. Deuxièmement, les individus sont généralement recrutés à la pêche entre 5 et 8 ans. Compte tenu de la période relativement courte couverte par les données utilisées dans la présente analyse, soit 10 ans, il est peu probable qu'il y ait suffisamment de renseignements pour qu'une estimation de la relation entre la biomasse mature et le recrutement soit possible. Un paramètre très rudimentaire est inclus dans le modèle pour la prise en compte des recrues, mais la majeure partie du recrutement y est représentée par une erreur aléatoire qui n'est pas séparée des autres sources d'incertitude associées à la dynamique de la biomasse.

Pour une cellule matricielle donnée, cette dynamique est modélisée à l'aide d'un modèle à différences retardées modifié qui tient compte des deux catégories de tailles, des taux de croissance des individus estimés précédemment et des retraits attribuables à la pêche pour chaque cellule.

$$B_{\cdot\, s\, y+1} = \left[e^{-M} \cdot G_s \cdot B_{\cdot\, s\, y} - C_{\cdot\, s\, y}\right] \cdot e^{\varepsilon_{\cdot\, s\, y}}$$

Dans cette équation, $B_{\cdot\, s\, y}$ représente le vecteur de biomasse de la catégorie des individus de petite taille et de la catégorie des individus de grande taille pour la cellule matricielle ***s*** et l'année ***y***. ***M*** est la mortalité naturelle, G_s est la matrice de croissance 2 x 2 estimée à partir des données provenant de relevés et du modèle des catégories de tailles selon l'âge, $C_{\cdot\, s\, y}$ est le vecteur du total des retraits d'individus de petite taille et d'individus de grande taille dans la cellule matricielle ***s*** pendant l'année ***y***, et $e^{\varepsilon_{\cdot\, s\, y}}$ est un vecteur de l'erreur de processus spatialement corrélée pour la biomasse des individus de petite taille et des individus de grande taille. La matrice de croissance G_s est une matrice triangulaire inférieure, mais un paramètre supplémentaire $G_{1,2}$ a été estimé aux fins de représentation d'une relation proportionnelle

simple entre la biomasse de la catégorie des individus de grande taille et le recrutement associé à la catégorie des individus de petite taille.

La dynamique de pêche est plus complexe parce qu'un même quart d'observation peut couvrir diverses cellules matricielles et qu'il n'est pas possible de déterminer directement quelle proportion des prises provient de chacune de ces cellules. Conditionnellement à la présence d'une biomasse *B* dans chaque cellule matricielle *s*, la biomasse exploitée durant le quart d'observation *i* pour la catégorie de tailles *c* correspond à :

$$fB_{i\ c\ s} = q\phi_{c\ s}A_{c\ s}B_{c\ s\ y_i}$$

où q est la capturabilité estimée de la drague, $\phi_{c\ s}$ représente la sélectivité selon la taille et $A_{c\ s}$ représente la proportion de la superficie de la cellule matricielle *s* qui a été draguée durant le quart d'observation. La sélectivité dépend de l'emplacement, car la sélectivité de la catégorie des individus de grande taille correspond à une moyenne pondérée des catégories de tailles utilisées dans l'analyse compositionnelle.

Compte tenu de la biomasse exploitée, les prises déclarées pour chaque catégorie de tailles devraient suivre une distribution de Tweedie :

$$C_{i,c} \sim \text{Tweedie}\left(\mu = \widehat{C_{i,c}},\ \sigma^2 = \phi_c \widehat{C_{i,c}^{p_c}}\right)$$

$$\widehat{C_{i\ c}} = \sum_{s=1}^{S} fB_{i\ c\ s}$$

où $\phi_c > 0$ et $1 < p_c < 2$ sont des paramètres de variance à estimer. La distribution de Tweedie permet de tenir compte des erreurs de mesure attribuables aux écarts par rapport à la capturabilité et à la sélectivité moyennes, ainsi que du fait que la biomasse n'est pas répartie uniformément dans chaque cellule matricielle.

La dernière étape du modèle consiste à associer les prises déclarées $C_{i,\ c}$ pour chaque quart d'observation aux retraits annuels totaux de chaque cellule matricielle $C_{\cdot,s,y}$. Pour chaque quart d'observation, la proportion des prises attribuée à une cellule matricielle donnée a été présumée proportionnelle à la biomasse exploitée dans cette cellule. La somme des prises de tous les quarts d'observation au cours d'une année donne :

$$C_{c\ s\ y} = \sum_{i;\, y_i = y} C_i \cdot \frac{fB_{i\ c\ s}}{1^T fB_{i\ c\ \cdot}}$$

où $fB_{i\ c\ \cdot}$ représente le vecteur de la biomasse exploitée provenant de l'ensemble des cellules matricielles.

Remarque concernant le calcul des intervalles de confiance de la biomasse prédite à l'échelle du banc : comme les estimateurs de la biomasse des cellules matricielles adjacentes sont fortement corrélés de manière complexe, les intervalles de confiance de la biomasse à l'échelle du banc doivent être calculés avec prudence. Des techniques de simulation servent à échantillonner des réalisations de la biomasse spatiale cohérentes avec les données, à déterminer la biomasse à l'échelle du banc pour chacune de ces réalisations, puis à sélectionner, pour chaque année, des quantiles de 5 % et de 95 % de la biomasse à partir des réalisations simulées. Plus précisément, dans le cadre de l'ajustement du modèle, l'estimation du maximum de vraisemblance $\hat{\theta}$ des paramètres du modèle et des effets aléatoires, ainsi que la matrice de covariance conjointe Σ des estimateurs du maximum de vraisemblance à $\hat{\theta}$ sont obtenues. Comme l'estimation du maximum de vraisemblance est considérée comme presque normale, 100 réalisations des paramètres et des effets aléatoires ont été échantillonnées à

partir d'une distribution normale caractérisée par une moyenne de $\hat{\theta}$ et une covariance de Σ. L'échantillonnage des paramètres et des effets aléatoires selon cette méthode, suivi du calcul des statistiques dérivées et l'utilisation des intervalles de confiance empiriques correspondants permettent d'obtenir des intervalles de confiance fiables pour les quantités dérivées, tant que les estimations du maximum de vraisemblance sont presque normales. L'exactitude des intervalles de confiance demeure même lorsque la relation entre les paramètres échantillonnés et les statistiques dérivées est fortement non linéaire. Cependant, elle dépend du nombre d'échantillons utilisés. Un nombre relativement faible de réalisations a été utilisé en raison des contraintes liées aux calculs; des intervalles de confiance à 90 % plutôt qu'à 95 % ont donc été calculés pour que la taille limitée des échantillons simulés soit prise en compte.

Résultats

Les estimations de la biomasse de 2018 pour la catégorie des individus de petite taille et celle des individus de grande taille, accompagnées d'un intervalle de confiance à 90 % pour chaque cellule, sont présentées à la figure 104. Ces estimations servent à illustrer les tendances spatiales générales de la biomasse et à examiner l'incertitude associée à la répartition spatiale des mactres de Stimpson. La parcelle située à l'est du banc constitue une zone très productive où les estimations de la biomasse pour les deux catégories susmentionnées sont élevées. L'extrémité ouest du banc constitue une autre zone importante pour les individus de grande taille, mais pour les individus de petite taille, la biomasse prédite est relativement faible. L'incertitude associée à toute cellule matricielle est généralement élevée. Par exemple, l'intervalle de confiance à 90 % de la biomasse de la catégorie des individus de grande taille dans une cellule typique de la zone est du banc varie d'environ 0,4 kilotonne (kt) à environ 1,2 kt, avec une estimation ponctuelle d'environ 0,7 kt. Il s'agit d'une variation de -43 % pour la limite inférieure de l'intervalle de confiance et de +71 % pour sa limite supérieure.

Cette forte incertitude locale est en grande partie attribuable au fait que chaque quart d'observation couvre diverses cellules matricielles et qu'il n'est pas possible de déterminer précisément la contribution de chacune d'elles à la biomasse associée au quart d'observation. Les intervalles de confiance devraient diminuer considérablement (en pourcentage) si la biomasse est agrégée sur des zones plus grandes, particulièrement si la superficie de ces dernières se rapproche de la superficie habituellement draguée durant un quart d'observation. À titre d'exemple, la biomasse à l'échelle du banc présentée à la figure 111 montre une variation de 16 % par rapport à l'estimation ponctuelle pour la limite inférieure de l'intervalle de confiance de 2018 associé à la catégorie des individus de grande taille et de +20 % pour la limite supérieure.

La biomasse associée à cette catégorie présentait des différences importantes dans l'espace et dans le temps (figure 105). Les données sur les prélèvements de 2014 ne couvraient que le mois de décembre, ce qui ne fournissait pas suffisamment de renseignements pour que la répartition spatiale de la biomasse de cette année-là puisse être déterminée. La zone productive située à l'est du banc a atteint le sommet de la densité de la biomasse estimée, soit 1,0 à 1,2 kt/km^2, en 2020; les densités de cette zone sont beaucoup plus élevées que celles du reste du banc. L'extrémité ouest du banc présente également une biomasse généralement plus élevée que sur le reste du banc, mais la biomasse n'affiche pas de sommet marqué au cours de la série chronologique. Le reste du banc est caractérisé par une répartition relativement homogène de densités de la biomasse faibles à intermédiaires, qui varient de 0,2 à 0,5 kt/km^2.

L'exploitation de la ressource repose généralement sur une stratégie de pêche par rotation opportuniste selon laquelle un navire commercial pêche très intensivement dans une zone relativement restreinte au cours d'une année donnée, puis ne retourne pas dans cette zone pendant de nombreuses années (figure 106). En raison de cette stratégie de pêche, les taux

d'exploitation propres aux zones ciblées peuvent atteindre 40 % au cours d'une année donnée. Toutefois, les zones ayant subi un tel taux d'exploitation au cours d'une année sont peu susceptibles d'être exploitées de nouveau à court terme, ce qui laisse le temps aux populations locales de se rétablir. À l'extérieur des zones où l'intensité de pêche est extrêmement élevée, les taux d'exploitation locaux se situent généralement entre 5 % et 20 % si des activités de pêche ont lieu dans la zone.

La composante structurelle du modèle estime une dynamique moyenne de la biomasse à l'échelle du banc. Le taux de croissance local tient compte d'une certaine variabilité spatiale de la dynamique de la biomasse, mais une variabilité additionnelle est attendue en raison des variations temporelles du taux de croissance et des variations spatiotemporelles de la mortalité. Ces sources de variabilité supplémentaires contribuent à l'erreur aléatoire estimée qui est présentée à la figure 107. Les zones en vert présentent une biomasse supérieure aux attentes compte tenu de la biomasse observée au cours des années précédentes et de la moyenne modélisée à l'échelle du banc, tandis que les zones représentées en violet présentent une biomasse inférieure aux attentes (figure 107).

Les estimations de la biomasse de la catégorie des individus de petite taille suivent des tendances semblables à celles observées pour la catégorie des individus de grande taille, mais la biomasse de la première catégorie est généralement inférieure à celle de la seconde (figure 108). La zone située à l'est du banc présentait une forte densité d'individus de petite taille en 2015. Cette densité a diminué progressivement jusqu'en 2018, à mesure que ces individus étaient capturés ou qu'ils avaient suffisamment grandi pour passer à la catégorie des individus de grande taille. Le taux d'exploitation local des individus de petite taille reflète la tendance de celui observé pour les individus de grande taille, car l'exploitation est principalement déterminée par l'effort de pêche (figure 109). Le taux d'exploitation local des individus de petite taille atteint jusqu'à 15 % dans certaines zones faisant l'objet d'une pêche ciblée, mais il est généralement plus près de 1 à 3 %. La variabilité aléatoire de la biomasse des individus de petite taille présente d'importantes différences spatiotemporelles, particulièrement dans la parcelle située à l'est du banc en 2018 (figure 110). Cette zone, où la biomasse des individus de petite taille dépasse beaucoup les attentes, présente un pourcentage d'écart important par rapport aux prédictions du modèle. Cependant, comme la biomasse attendue dans cette région est extrêmement faible, la différence absolue entre la véritable biomasse des individus de petite taille et la biomasse prévue demeure relativement faible.

Les estimations de la biomasse et des taux d'exploitation de la catégorie des individus de petite taille et de celle des individus de grande taille à l'échelle du banc sont présentées à la figure 111, tandis que les versions tabulaires des estimations de la biomasse sont fournies aux tableaux 23 et 24. Peu d'éléments indiquent que la biomasse à l'échelle du banc a changé de façon importante au cours de la période examinée. Cependant, elle pourrait avoir légèrement diminué entre 2016 et 2018. Les estimations de la biomasse des individus de grande taille ont varié de 1 304,0 kt en 2018 à 2 082,1 kt en 2014. Le taux d'exploitation des individus de grande taille à l'échelle du banc demeure systématiquement près de 0,85 % par année. Les estimations de la biomasse des individus de petite taille ont varié de 619,4 kt en 2020 à 1 368,9 kt en 2014. Le taux d'exploitation des individus de petite taille à l'échelle du banc est d'environ 0,3 % pour l'ensemble des années, mais pourrait avoir été légèrement plus élevé en 2015 et en 2016.

Les estimations des paramètres du modèle sont présentées au tableau 25. Le modèle estime la capturabilité de la drague à environ 60 %, et l'intervalle de confiance à 90 % connexe va de 43 % à 75 %. Cette estimation de q est supérieure aux valeurs déclarées précédemment, mais elle est fondée sur les données et les engins actuellement utilisés lors des activités de pêche. La mortalité naturelle des individus de petite taille est estimée à 0,097, et l'intervalle de

confiance à 90 % connexe va de 0,058 à 0,163. La mortalité naturelle des individus de grande taille est estimée à 0,148, et l'intervalle de confiance à 90 % connexe va de 0,117 à 0,187. Ces estimations de la mortalité naturelle sont légèrement plus élevées que celles déclarées précédemment. Le modèle estime également que le recrutement annuel correspond à 1,8 % de la biomasse des individus de grande taille et que l'intervalle de confiance à 90 % connexe s'étend de 1,0 % à 3,2 % par année.

Validation

Les prédictions de la biomasse totale sur le Banquereau obtenues à partir de trois configurations du modèle ont été comparées. Le premier modèle, qui constitue la configuration principale, utilisait une résolution d'environ 7,5 km^2 par polygone spatial et estimait librement la capturabilité. Le deuxième utilisait une valeur fixe de capturabilité égale à la valeur estimée. Le troisième modèle utilisait une valeur fixe de capturabilité et une résolution d'environ 3,7 km^2 par polygone spatial. Lorsqu'une valeur de capturabilité fixe a été utilisée, la seule différence observée dans les valeurs de biomasse prédites concerne l'étendue de l'intervalle de confiance. Ni l'utilisation d'une valeur de capturabilité fixe ni l'augmentation de la résolution spatiale n'ont modifié les estimations ponctuelles de la biomasse totale (figure 112).

Une analyse rétrospective a été réalisée aux fins d'examen de la capacité prédictive du modèle. Le modèle a été réexécuté à quatre reprises, chaque fois à partir d'une série chronologique plus courte obtenue par le retrait de la dernière année de données de cette façon à prédire la biomasse pour l'année suivante. Les résultats ont ensuite été comparés aux estimations de la biomasse obtenues à partir de l'ensemble des données. La capturabilité a été fixée à la valeur estimée lors de l'analyse rétrospective pour que les différences dans les estimations de la capturabilité n'influencent pas les résultats. Les tendances rétrospectives de la biomasse à l'échelle du banc (figure 113) montrent que les prédictions pour l'année suivante sont généralement exactes pour la biomasse des individus de grande taille, même si elles sont associées à un léger biais positif. Les prédictions de la biomasse des individus de petite taille pour l'année suivante sont peu fiables et présentent un biais négatif.

Une étude de simulation fondée sur 100 ensembles de données simulés a également été réalisée aux fins d'évaluation du biais possiblement associé au modèle et de vérification du taux de couverture des intervalles de confiance. Le biais associé à la biomasse totale est légèrement positif pour presque toutes les années, mais le taux de couverture de la biomasse totale est légèrement inférieur au taux nominal de 90 % prédit pour les individus de petite taille et légèrement supérieur à ce taux pour les individus de grande taille (tableau 26). Le biais spatial associé à la densité des individus de grande taille montre que quelques petites zones isolées présentent un important biais négatif près de la limite du haut-fond de l'est, tandis que le reste du banc présente un biais très faible, qu'il soit positif ou négatif (figure 114). Les résultats du taux de couverture pour la biomasse des individus de grande taille (figure 115) montrent que, pour la plupart des emplacements, le taux de couverture correspond à moins de 10 % du taux nominal et qu'aucune tendance spatiale particulière n'est observée. Le biais (figure 116) et le taux de couverture (figure 117) associés aux individus de petite taille sont semblables à ceux observés pour les individus de grande taille, sauf que la zone associée au biais des individus de petite taille ne correspond pas à la zone associée au biais négatif des individus de grande taille.

GRAND BANC

Caractère convenable de l'habitat

Comme l'effort de pêche a été limité sur le Grand Banc, les lieux de pêche pourraient ne pas représenter avec exactitude les habitats les plus propices à la pêche. Il a été possible de

prédire le caractère convenable de l'habitat en prenant les effets estimés des covariables environnementales pour le Banquereau et en les appliquant aux covariables environnementales pour le Grand Banc. Les données de rétrodiffusion disponibles pour le Grand Banc sont très limitées; les prédictions reposent donc entièrement sur les données du système *RoxAnn* et les données bathymétriques (figure 118). Le caractère convenable de l'habitat prédit est présenté à la figure 119; une vaste parcelle d'habitat convenable se situe dans la partie sud du banc et une parcelle plus petite se trouve dans la partie nord.

Composition selon la taille et croissance des individus

Les modèles utilisés pour la composition et la composition selon l'âge sur le Grand Banc sont les mêmes que ceux appliqués pour le Banquereau, mais les estimations ont été produites à partir des données du Grand Banc (figure 120). Comme sur le Banquereau, la composition des mactres de Stimpson à l'échelle du Grand Banc (figure 121) est largement dominée par la plus petite catégorie de tailles (SSS). Les estimations du taux de croissance moyen de la biomasse de la population (figure 122) varient d'une valeur s'approchant de 0 % par année dans la partie nord du banc à 10 % par année dans certaines portions de la partie sud.

L'incertitude associée aux estimations du taux de croissance est généralement faible, mais la zone où le taux de croissance estimé est le plus élevé est aussi associée à une grande incertitude. Le reclassement des résultats selon la catégorie des individus de petite taille et celle des individus de grande taille utilisées dans le modèle d'évaluation indique que la partie sud du banc pourrait compter davantage d'individus de grande taille que d'individus de petite taille (figure 123), mais n'est pas associée à une croissance sensiblement plus élevée que celle de la partie nord (figure 124). Les résidus du modèle de composition (figure 125) et du modèle de composition selon l'âge (figure 126) ne présentent aucune tendance préoccupante qui indiquerait que les modèles ne représentent pas adéquatement les données.

SpaceClam : modèle à différences retardées caractérisé par une résolution spatiale élevée

Le modèle utilisé pour l'estimation de la biomasse sur le Grand Banc est le même que celui utilisé pour le Banquereau, mais il a été ajusté à partir des données du Grand Banc. Lorsqu'il a été appliqué au Grand Banc, le modèle a éprouvé des difficultés à estimer la capturabilité; une valeur fixe de 0,6 correspondant à la capturabilité estimée sur le Banquereau a donc été utilisée. Le modèle présentait également des problèmes de convergence attribuables à huit quarts d'observation associés à des prises extrêmement élevées par kilomètre carré de la zone draguée (plus de 2 kt/km^2); ces quarts ont donc été retirés de l'analyse. Compte tenu du caractère dispersé de l'effort de pêche sur le Grand Banc, la zone modélisée a été limitée aux emplacements qui ont effectivement été dragués, situés le long de la limite est du banc. À mesure que de nouvelles données seront disponibles, cette zone devrait être élargie afin que tous les emplacements dragués puissent être inclus.

La densité estimée de la biomasse des individus de grande taille (figure 127) est très faible dans la partie nord du banc, soit moins de 0,2 kt/km^2, mais elle est importante dans la partie sud, où elle atteint environ 0,8 kt/km^2. La variabilité interannuelle est très faible. À partir de 2019, un seul polygone modélisé présente une densité estimée des individus de grande taille qui est supérieure à 2 kt/km^2. L'exploitation des individus de grande taille était concentrée dans la partie sud du banc, particulièrement de 2016 à 2018 (figure 128). L'exploitation maximale a été observée en 2016 et en 2017, dans une zone concentrée où les taux d'exploitation atteignaient au moins 20 %, mais les taux d'exploitation locaux sont généralement plus près de 5 à 10 % lorsqu'une zone fait l'objet d'activités de pêche. L'erreur aléatoire estimée qui est associée à la densité des individus de grande taille montre d'importants écarts positifs dans la

partie sud du banc en 2015 et dans la partie nord en 2019, mais présente autrement les tendances attendues d'une erreur aléatoire spatiale (figure 129).

La densité estimée de la biomasse des individus de petite taille est élevée dans la partie nord du banc, atteignant jusqu'à 3 kt/km^2 et s'approchant habituellement de 1,5 kt/km^2, mais elle est relativement faible dans la partie sud, où les densités moyennes sont d'environ 1 kt/km^2 (figure 130). L'exploitation des individus de petite taille suit des tendances spatiales semblables à celles observées pour les individus de grande taille, mais les taux d'exploitation atteignent au plus 6 % et sont en moyenne d'environ 2 % lorsqu'une zone est exploitée (figure 131). L'erreur aléatoire estimée qui est associée à la densité des individus de petite taille révèle quelques zones isolées présentant une densité inférieure aux attentes, mais montre presque exclusivement des densités supérieures aux attentes ailleurs sur le banc (figure 132). Ces résultats indiquent que la composante structurelle du modèle pour le Grand Banc sous-estime systématiquement la densité des individus de petite taille.

Les estimations de la biomasse totale et de l'exploitation totale laissent croire que la biomasse des individus de grande taille et de petite taille augmente depuis 2015, même si ces estimations demeurent très incertaines (figure 133, tableaux 27 et 28). Le taux d'exploitation estimé des individus de grande taille a culminé à 0,45 % en 2016, puis a diminué progressivement jusqu'à 0,15 % en 2023. L'exploitation estimée des individus de petite taille est demeurée stable à 0,7 % depuis 2016. Les estimations des paramètres pour le modèle indiquent qu'à l'heure actuelle, il n'y a pas suffisamment de données pour alimenter le modèle de façon appropriée (tableau 29). L'estimation de la mortalité naturelle des individus de petite taille est de 0,002, mais l'intervalle de confiance à 90 % associé à cette estimation couvre pratiquement toutes les valeurs possibles. La mortalité naturelle des individus de grande taille est estimée à 0,06 et l'intervalle de confiance à 90 % connexe varie de 0,016 à 0,233, ce qui indique également une incertitude assez importante pour cette estimation.

Aucune validation n'a été réalisée pour le modèle du Grand Banc parce que les données disponibles n'étaient pas suffisantes pour permettre un ajustement complet du modèle. Si davantage d'activités de pêche sont menées sur le Grand Banc et que de nouvelles données deviennent disponibles pour l'alimentation du modèle, une validation pourra être effectuée.

COMPARAISON DES MODÈLES

Le modèle SpaceClam et le MPS de Hubley et Heaslip (2018) estiment tous deux le caractère convenable de l'habitat (voir l'annexe B). Pour le Banquereau, l'étendue de l'habitat et l'emplacement des zones d'habitat très convenable sont semblables selon les deux modèles. Pour le Grand Banc, l'habitat modélisé par SpaceClam couvre une superficie plus importante que la version provenant du SSN utilisée dans le MPS. La zone définie par SpaceClam repose sur des prédictions de l'habitat fondées sur les relations établies pour le Banquereau; elle ne repose pas uniquement sur les lieux de pêche. De plus, le modèle SpaceClam intègre des données indépendantes de la pêche au moyen des analyses morphologiques et de sélectivité réalisées à partir des données provenant de relevés, ainsi que de nouvelles données issues des catégories de tailles de la chair pour l'estimation du recrutement. En comparaison, le MPS regroupe les données de la biomasse en une seule unité, sans égard à la taille de la chair, et ne comprend aucune mesure du recrutement.

Aux fins de comparaison des estimations de biomasse produites par chacun des modèles, la zone modélisée par SpaceClam a été utilisée dans le MPS à la place de la carte des habitats provenant du SSN. Les résultats du MPS ont ensuite été ajustés en fonction de q et comparés à la biomasse vulnérable (individus de petite taille et de grande taille combinés) estimée par SpaceClam, qui a aussi été ajustée selon q et la sélectivité. Les résultats ont ensuite été

exprimés sous forme de densité. Pour le Banquereau, les deux modèles présentent une bonne concordance pour les trois premières années de chevauchement, même si le modèle SpaceClam ne reproduit pas les tendances des CPUE aussi fidèlement que le MPS (figure 134). Pour les années plus récentes, le modèle SpaceClam indique une diminution de la densité accompagnée de faibles fluctuations. Pour le Grand Banc, le modèle SpaceClam et le MPS présentent la même tendance générale, mais le premier estime des densités plus faibles (figure 135).

Un biais connu du MPS est que des taux de prise élevés peuvent influencer fortement les estimations de biomasse, particulièrement lorsque ces taux élevés sont observés dans une zone présentant une concentration élevée de mactres de Stimpson (même si les estimations de biomasse ont ensuite été extrapolées à l'ensemble du banc au moyen de l'habitat convenable). Cette situation a été observée dans les résultats du MPS pour le Grand Banc. Le modèle SpaceClam atténue en partie ce problème grâce à sa résolution spatiale élevée, de sorte que l'effet des taux de prise élevés n'influence que l'estimation de biomasse dans la zone où ces taux ont été observés, et n'est pas appliqué à une superficie plus vaste.

POINTS DE RÉFÉRENCE

APERÇU

Le Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution du MPO (2009) définit le PRL comme l'état d'un stock en deçà duquel le stock subit de graves dommages; des répercussions pourraient également toucher l'écosystème, les espèces connexes et les possibilités de pêche à long terme (MPO 2009). Selon ce cadre, le PRS constitue le seuil de l'état du stock en deçà duquel il faut progressivement commencer à réduire les retraits pour éviter que le PRL ne soit atteint. Le PRS peut également servir de point de référence cible, fondé sur les objectifs de productivité du stock ainsi que sur des objectifs biologiques, sociaux et économiques plus généraux pour la pêche. Les valeurs par défaut de $0{,}4B_{RMD}$ et $0{,}8B_{RMD}$ pour le PRL et le PRS, respectivement, ont déjà été utilisées pour l'orienter les avis relatifs aux stocks de mactres de Stimpson (tableau 4).

POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE ET POINT DE RÉFÉRENCE SUPÉRIEUR

La densité de la biomasse vulnérable a été retenue comme indicateur de l'état des stocks. Sur le Banquereau, cette densité est demeurée relativement stable à environ 10 t/km^2 pendant la période modélisée. La moyenne de la densité vulnérable au cours de la série chronologique était de 102 t/km^2. Cette valeur est considérée comme une approximation de la B_{RMD}, ce qui donne un PRL par défaut de 40 t/km^2. Une approximation de la B_0 (biomasse à l'équilibre moyenne d'un stock à long terme, en l'absence de pêche) a également été examinée pour le PRL. Le calcul de B_0 était fondé sur la somme des valeurs maximales de la biomasse vulnérable à l'échelle de la série chronologique pour chaque cellule matricielle, ce qui a donné une valeur de 672 t/km^2 pour le Banquereau. Un PRL fondé sur B_0 correspond généralement à 20 % de cette valeur, ce qui donne un PRL de 134 t/km^2. Ce PRL est supérieur à celui obtenu à partir de l'autre variable d'approximation et n'a pas été jugé pertinent pour le stock. Le PRL fondé sur l'approximation de la B_{RMD}, soit 40 t/km^2, a été retenu pour les deux bancs; il représente la densité en deçà de laquelle des effets biologiques néfastes sur les stocks sont attendus.

Selon l'approche par défaut du cadre intégrant l'approche de précaution, le PRS correspond au double du PRL, soit 80 t/km^2 pour les stocks évalués. Compte tenu de la faible productivité des stocks, il est peu probable que d'importantes variations annuelles de biomasse se produisent;

un PRS correspondant au double du PRL entraînerait donc un délai d'intervention plus long dans la zone de prudence que celui requis pour des stocks plus productifs ou plus dynamiques. Une autre valeur candidate pour le PRS qui a été examinée est celle de l'indicateur secondaire des CPUE, soit 70 g/m^2 (c.-à-d. 70 t/km^2). Cette valeur a déjà été utilisée pour les stocks en complément des points de référence fondés sur la B_{RMD} (tableau 4). Même si elle est inférieure à 80 % de la B_{RMD}, elle permettrait quand même de disposer de suffisamment de temps pour une intervention en matière de gestion.

TAUX DE RETRAIT DE RÉFÉRENCE

Jusqu'à maintenant, les taux d'exploitation observés sur les deux bancs n'ont pas été associés à des changements importants de biomasse, ce qui indique que la pêche s'est déroulée à un niveau durable et que le maintien des taux d'exploitation dans les limites observées serait conforme à l'approche de précaution. La valeur moyenne de F pour la période de 2014 à 2023 a été retenue comme taux de retrait de référence (p. ex. figures 111 et 133). Cette valeur ferait en sorte que seule une faible proportion des stocks sera exploitée au cours d'une année donnée, mais elle demeure appropriée compte tenu de l'incertitude associée aux modèles, de la faible productivité des stocks ainsi que des inconnues entourant le recrutement et le temps de rétablissement de l'espèce.

INDICATEURS SECONDAIRES

INDICATEURS ÉCOSYSTÉMIQUES

Des indicateurs écosystémiques secondaires ont été pris en considération pour le suivi continu des deux stocks, d'après l'examen d'un rapport sommaire sur l'écosystème de la division 4Vs de l'OPANO (Tam 2025). À la lumière des discussions, les anomalies annuelles de la température près du fond ainsi que les mesures annuelles de l'acidification près du fond (c.-à-d. le pH, l'état de saturation en aragonite et en calcite, et le rapport substrat-inhibiteur) ont été retenues comme les indicateurs écosystémiques les plus pertinents pour le suivi de l'état de santé de l'espèce. Le PMZA utilise un seuil critique de 0,1 mol/µmol pour le rapport substrat-inhibiteur (RSI), défini comme le rapport entre le substrat (ions bicarbonate) et les déchets (ions hydrogène). Le RSI est une mesure utilisée pour l'évaluation de l'influence des changements dans la chimie des carbonates sur la biocalcification (Galbraith *et al.* 2025). En deçà de ce seuil, une possible diminution de la calcification de certains organismes marins est attendue. Pour les saturations en aragonite et en calcite, un seuil inférieur à 1 sert à indiquer les conditions qui favorisent la dissolution des structures formées de ces minéraux, tandis que des seuils inférieurs à 1,5 servent à indiquer les conditions qui pourraient favoriser le déclenchement d'effets physiologiques (Galbraith *et al.* 2025). Toutes ces variables ont été mesurées et publiées dans les rapports du PMZA pour les régions des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO.

Banquereau

L'anomalie de la température près du fond observée en 2023 dans la division 4Vs de l'OPANO se situait dans la plage normale (figure 31b dans Hebert *et al.* 2024). Les mesures de l'acidification des océans dans la biorégion du plateau néo-écossais et de la baie de Fundy montrent une tendance générale vers des conditions d'acidification normales à croissantes dans les eaux près du fond (figure 17 dans Galbraith *et al.* 2025).

Grand Banc

Dans les divisions 3LNO de l'OPANO, les températures printanières au fond observées en 2023 se situaient dans la plage normale après une période d'années plus chaudes (figure 33 dans Cyr *et al.* 2024). Comme sur le Banquereau, les mesures de l'acidification des océans sur le Grand Banc ont montré une tendance indiquant des conditions d'acidification normales à croissantes dans les eaux près du fond (Galbraith *et al.* 2025).

INDICATEURS DES STOCKS

Des indicateurs des stocks secondaires ont été pris en compte pour le suivi continu des stocks; ces indicateurs avaient initialement été conçus pour le suivi de l'état des stocks entre les relevés (Roddick 2013) (tableau 5). Au cours des dernières années, ils ont fait l'objet d'un examen annuel. Ils peuvent fournir un contexte utile sur la pêche et les stocks, mais ils fournissent moins de renseignements sur les changements localisés parce que les données sont moyennées à l'échelle de l'ensemble d'un banc. Les indicateurs ont été examinés à l'échelle de chacune des zones d'évaluation ainsi qu'à l'échelle du banc pour qu'il soit possible de déterminer si une résolution plus élevée procurait un avantage. Dans tous les cas, les seuils des indicateurs visaient à déclencher l'examen plus approfondi d'un stock, sans pour autant entraîner de mesures de gestion immédiates. Un « examen plus approfondi » pourrait comprendre : l'analyse des tendances des CPUE dans des zones spatiales plus petites pour le repérage de possibles signes d'épuisement du stock; la représentation graphique de la fréquence des longueurs de coquilles; l'examen de la distribution spatiale des échantillons de la fréquence des longueurs entre les années.

Banquereau

Indicateur de la CPUE

L'indicateur de la CPUE a été fixé à une valeur correspondant à un creux récent de la série chronologique, où le stock est demeuré commercialement viable et les CPUE ont augmenté sans intervention de gestion (Roddick 2013). Sur le Banquereau, cet indicateur a été fixé à 70 g/m^2. Le seuil pour l'ensemble du banc a été établi à partir d'une faible valeur observée en 2001. Ce seuil n'a pas été franchi depuis l'établissement de l'indicateur (figure 26, graphique du centre).

Indicateur de l'empreinte de la pêche

L'indicateur de l'empreinte de pêche a été fixé en fonction des valeurs les plus élevées observées par le passé (Roddick 2013). Des valeurs supérieures au seuil établi pourraient indiquer que les pêcheurs recherchent de nouveaux gisements à mesure que d'autres gisements s'épuisent, ce qui justifierait un examen plus approfondi du stock. Le seuil de cet indicateur a été fixé à la valeur observée en 1999, soit 250 km^2, alors que trois navires participaient activement à la pêche, et il n'a pas été dépassé depuis son établissement. L'effort observé en 2015, qui a atteint 242 km^2, est celui qui s'est le plus rapproché de ce seuil (figure 26, graphique du bas).

Premier indicateur de longueur

Le premier indicateur de longueur a été élaboré pour le suivi de l'abondance des individus plus âgés dans la population. Des valeurs ont été choisies de manière à représenter l'extrémité supérieure de la distribution des tailles. Le seuil a été établi environ aux valeurs les plus faibles de la série chronologique du pourcentage associé à la catégorie des individus de grande taille dans les prises (Roddick 2013). Le premier indicateur de longueur correspond à une proportion de 1 % de mactres de Stimpson d'une longueur supérieure à 120 mm dans les prises

commerciales non triées. Cette valeur a été choisie après une évaluation visuelle pour représenter l'extrémité de la distribution, et elle est supérieure à la valeur de L_{inf}, soit 111,7 mm (tableau 1). Le seuil de cet indicateur n'a pas été dépassé depuis son établissement (tableau 30).

Nouveaux indicateurs de longueur

Le suivi de la longueur sera amélioré au moyen de deux nouveaux indicateurs secondaires du stock. Le premier correspond au pourcentage des prises non triées dont la taille est inférieure à celle correspondant à 50 % de maturité sexuelle; le seuil établi est fondé sur la valeur maximale observée durant la période utilisée pour l'indicateur de longueur initial. Le nouvel indicateur utilise une source de données existante; aucun échantillonnage supplémentaire n'est donc requis. Même si l'engin de pêche utilisé tend à exclure les individus de petite taille en raison de la taille des ouvertures de la drague, certains peuvent tout de même être retenus lorsque la grille est obstruée par d'autres prises.

Le deuxième nouvel indicateur de longueur correspond à L_{max}, c'est-à-dire la longueur totale moyenne du plus grand nombre *n* d'individus capturés. Cet indicateur est fondé sur le $L_{max5\ \%}$ (Probst *et al.* 2013a) et peut servir à mesurer la troncature de la distribution des longueurs. Il a été démontré que cet indicateur est positivement associé à la biomasse de la population et qu'il présente une corrélation notable dans des simulations (Probst *et al.* 2013b). Il est considéré comme un indicateur du stock approprié pour les espèces à croissance lente (Kell *et al.* 2022). Pour cet indicateur, un seuil correspondant à $0{,}8L_{inf}$ est souvent utilisé (Kell *et al.* 2022); ce seuil a également été utilisé dans le présent document. L'indicateur est fondé sur deux sources de données existantes (échantillonnage à bord de navires et échantillonnage effectué par des observateurs); aucun échantillonnage supplémentaire n'est donc requis. L'utilisation du $L_{max5\ \%}$ a également été envisagée, mais n'a pas été retenue en raison des difficultés associées à la petite taille des échantillons lors de certaines années. Des valeurs fixes ont plutôt été adoptées pour l'indicateur. Les valeurs retenues sont donc de 100 à l'échelle du banc (L_{max100}, soit la longueur moyenne des 100 plus grands individus de l'échantillon) et de 50 à l'échelle des zones d'évaluation, s'il y a lieu (L_{max50}, soit la longueur moyenne des 50 plus grands individus de l'échantillon).

Deuxième indicateur de longueur (L_{max})

Le seuil de l'indicateur L_{max} correspond à 80 % de L_{inf} (tableau 1), soit 89 mm (figure 136). Le seuil de cet indicateur n'a pas été dépassé depuis le début de la série chronologique amorcée en 1987. Les valeurs de L_{max} issues des données d'observateurs sont systématiquement inférieures à celles provenant de l'échantillonnage à bord de navires. Cette différence est probablement attribuable à la répartition spatiale. Les données d'observateurs proviennent d'une sortie ou d'un petit nombre de sorties, et ne proviennent que d'environ la moitié des quarts d'observation de ces sorties.

Troisième indicateur de longueur (45,2 mm)

Le pourcentage des prises non triées dont la taille est inférieure à la taille à 50 % de maturité sexuelle depuis 1999 est présenté au tableau 31. Un seuil de 0,5 % a été établi à partir du sommet de la série chronologique, soit 0,49 %, qui a été atteint en 2004. Le seuil de cet indicateur n'a pas été dépassé depuis le début de la série chronologique amorcée en 1999 (tableau 31).

Ensemble du banc par rapport aux zones d'évaluation

Pour le Banquereau, des indicateurs distincts ont été examinés pour chaque zone d'évaluation et comparés à la valeur établie pour l'ensemble du banc, qui a été appliquée à chaque zone.

Ces indicateurs n'ont pas été retenus et l'indicateur applicable à l'ensemble du banc n'a pas changé.

Grand Banc

Indicateur de la CPUE

L'indicateur de la CPUE a été fixé à une valeur correspondant à un creux récent de la série chronologique, où le stock est demeuré commercialement viable et les CPUE ont augmenté sans intervention de gestion (Roddick 2013). Sur le Grand Banc, l'indicateur de la CPUE a été fixé à 50 g/m^2. Le seuil pour l'ensemble du banc a été établi à partir d'un creux de la série chronologique observé en 2002. Des seuils propres à chaque zone d'évaluation, établis à partir des valeurs de 2002, ont également été examinés et comparés au seuil applicable à l'ensemble du banc. Ces seuils, arrondis au nombre entier le plus près, sont présentés dans le tableau 32 et à la figure 137. Peu de différences ont été observées par rapport au seuil de l'indicateur établi pour l'ensemble du banc. Comparativement à ce dernier, le seuil de l'indicateur propre à la partie nord était légèrement plus élevé et le seuil de l'indicateur propre à la partie sud, légèrement plus faible. L'utilisation de l'un de ces seuils aurait mené à un examen plus approfondi des données de la partie nord du banc en 2018. L'effort observé en 2018 n'était que légèrement inférieur à celui observé en 2019, année au cours de laquelle de meilleurs taux de prise ont été enregistrés. L'examen des zones de chevauchement en 2019 a montré que les activités de pêche étaient plus dispersées en 2018, tandis qu'en 2019, elles étaient plus concentrées et généraient des prises plus importantes pour un effort moindre. Cette observation pourrait indiquer que les activités d'exploration menées en 2018 ont contribué à améliorer les prises en 2019.

Indicateur de l'empreinte de la pêche

L'indicateur de l'empreinte de pêche a été établi en fonction des valeurs les plus élevées observées par le passé. Des valeurs supérieures au seuil établi pourraient indiquer que les pêcheurs recherchent de nouveaux gisements à mesure que d'autres gisements s'épuisent, ce qui justifierait un examen plus approfondi du stock (Roddick 2013). Sur le Grand Banc, cet indicateur a été fixé à 125 km^2. Le seuil pour l'ensemble du banc est fondé sur un sommet de la série chronologique observé en 1995. L'effort observé cette année-là était principalement attribuable à l'effort déployé dans la partie sud du banc (95 %) ainsi qu'au début de l'exploitation de la partie nord. La valeur de 2003 a été retenue parce qu'il s'agit d'un sommet de la série chronologique se rapprochant davantage de la période couverte par l'indicateur original que celle de 1995. Le tableau 32 et la figure 138 présentent les seuils propres à chaque zone pour l'indicateur de l'empreinte de pêche, qui ont été obtenus selon cette approche. L'utilisation de ces seuils pour l'indicateur n'aurait pas mené à un examen plus approfondi des données.

Premier indicateur de longueur

Le premier indicateur de longueur a été élaboré pour le suivi de l'abondance des individus plus âgés dans la population. Des valeurs ont été choisies de manière à représenter l'extrémité supérieure de la distribution des tailles. Le seuil a été établi environ aux valeurs les plus faibles de la série chronologique du pourcentage associé à la catégorie des individus de grande taille dans les prises (Roddick 2013). L'indicateur correspond à une proportion de 0,5 % de mactres de Stimpson d'une longueur supérieure à 105 mm dans les prises commerciales non triées. Cette valeur a été choisie après une évaluation visuelle pour représenter l'extrémité de la distribution, et elle est inférieure à la valeur de L_{inf} du stock, soit 111,7 mm (tableau 1). Une approche normalisée fondée sur la taille correspondant au 95^e centile dans les données provenant de relevés a été proposée pour d'autres espèces ciblées par la pêche (MPO 2022). Les valeurs propres à la zone d'évaluation pour le premier indicateur de longueur, qui ont été

obtenues selon cette approche, figurent au tableau 33. Ces valeurs varient de 99 mm à 116 mm. Dans la partie nord du banc, le seuil de l'indicateur n'a pas été atteint en 2018 ni en 2021. Les modes observés durant ces deux années étaient semblables à ceux des années précédentes et suivantes (figure 52), et les zones échantillonnées présentaient un certain chevauchement avec celles d'autres années; les différences observées ne peuvent donc pas être attribuées uniquement à l'emplacement des échantillons. Dans la partie sud du banc, le seuil de l'indicateur n'a pas été atteint en 2023. Cette année-là, le mode était légèrement plus petit et la fréquence des longueurs semblait présenter une certaine bimodalité (figure 53). Dans ce cas, les emplacements d'échantillonnage de 2023 recoupaient peu ceux de 2021 et de 2022, et les échantillons de 2023 étaient plus concentrés dans l'espace. Les échantillons de 2021 et de 2022 couvraient environ 1,7 degré de latitude, tandis que ceux de 2023 ne couvraient qu'environ 0,12 degré de latitude.

Nouveaux indicateurs de longueur

De nouveaux indicateurs de longueur ont été élaborés selon l'approche décrite précédemment pour le Banquereau. Pour le Grand Banc, les indicateurs L_{max} utilisent une valeur de 100 à l'échelle du banc (L_{max100}, soit la longueur moyenne des 100 plus grands individus de l'échantillon) et une valeur de 50 pour chaque zone d'évaluation (L_{max50}, soit la longueur moyenne des 50 plus grands individus de l'échantillon).

Deuxième indicateur de longueur (L_{max})

Le seuil de l'indicateur L_{max} correspond à 80 % de L_{inf} (tableau 1), soit 78 mm (figure 139). À l'échelle du banc, l'indicateur est demeuré au-dessus du seuil pendant toute la série chronologique. Pour les zones d'évaluation, l'indicateur est également demeuré au-dessus du seuil, mais s'en est approché en 2010 dans la partie nord du banc, selon les données d'observateurs.

Indicateur des individus de petite taille

Le pourcentage des prises non triées dont la taille est inférieure à la taille à 50 % de maturité sexuelle depuis 2000 est présenté au tableau 34. Un seuil de 0,5 % a été établi à partir du sommet de la série chronologique, soit 0,45 %, qui a été atteint en 2006. Ce seuil n'a jamais été dépassé à ce jour, ni à l'échelle du banc ni à celle des zones d'évaluation.

Ensemble du banc par rapport aux zones d'évaluation

La séparation des données par zone d'évaluation permet d'améliorer les indicateurs pour le Grand Banc. Au cours des premières années de la pêche et encore récemment, en 2017, une seule zone d'évaluation pouvait être exploitée au cours d'une année donnée. Dans de tels cas, l'indicateur calculé à l'échelle du banc ne reflète qu'une seule partie du banc, alors que les indicateurs distincts par zone d'évaluation permettent de tenir compte de cette situation.

CALENDRIER RECOMMANDÉ POUR L'ÉVALUATION ET LA MISE À JOUR DE L'ÉTAT DES STOCKS

Un examen du cadre d'évaluation des stocks est recommandé dans cinq ans (c.-à-d. en 2030). Toutefois, un examen du cadre pourrait être déclenché plus tôt si d'importantes améliorations sont apportées au modèle d'évaluation, si des problèmes sont relevés dans les résultats modélisés ou si des préoccupations sont soulevées quant à l'état des stocks. Des mises à jour de l'état des stocks pour les années intermédiaires peuvent être fournies sur demande par la Gestion des ressources du MPO, avec le soutien des Sciences du MPO. Ces mises à jour pourraient comprendre la mise à jour des principales données sur les stocks, dont les séries chronologiques des prises, de l'effort, de l'empreinte, des CPUE, des indicateurs secondaires,

des autres espèces conservées et des prises accessoires, ainsi que la mise à jour des résultats du modèle SpaceClam, y compris l'état des stocks et le TAC au taux de retrait de référence.

Les éléments déclencheurs qui pourraient justifier un nouveau cadre ou une évaluation complète du stock pour l'un ou l'autre des bancs avant le prochain examen prévu en 2030 comprennent :

1. la présence d'enjeux avec le modèle SpaceClam (p. ex. non convergence du modèle);
2. au moins un indicateur de l'état du stock (p. ex. biomasse vulnérable) associé à une probabilité supérieure à 50 % que le stock soit dans la zone de prudence;
3. une augmentation inexpliquée de 30 % de l'indicateur annuel de l'empreinte de la pêche;
4. une diminution de l'indicateur de la CPUE jusqu'à une valeur inférieure à son seuil;
5. une augmentation de la zone de pêche modélisée sur le Grand Banc de 50 % par rapport à celle de 2023, ce qui indiquerait une grande expansion de la pêche nécessitant un examen détaillé.

Ces conditions seront évaluées à la lumière de l'ensemble des autres indicateurs aux fins de détermination du processus le plus approprié pour l'examen de ces situations.

SOURCES D'INCERTITUDE

Aucune source de données indépendantes de la pêche récente ne permet d'estimer la biomasse et les indicateurs des stocks ni de valider les résultats modélisés sur le terrain. De plus, la relation stock-recrutement est inconnue pour les stocks. Même si le recrutement peut être estimé à l'aide du modèle SpaceClam, la relation stock-recrutement ne peut pas être déterminée à partir de celui-ci. En outre, il y a un décalage dans la déclaration des prises et de l'effort de pêche. En raison des délais de traitement, les prises déclarées lors d'un quart d'observation pourraient provenir de l'effort d'un quart antérieur. De plus, l'efficacité de capture de la pêche est en hausse, comme le montre clairement la relation entre les CPUE et l'effort, ce qui correspond aussi à l'opinion de membres de l'industrie. Il y a eu des gains d'efficacité concernant la capacité des navires et l'utilisation améliorée de la technologie pour la localisation, le tri et le traitement des prises. De telles hausses de l'efficacité et de la capturabilité peuvent masquer les véritables tendances de la biomasse. Il existe un risque que les taux de prise restent élevés, alors que les gisements sont épuisés (c.-à-d. hyperstabilité) parce que l'amélioration de la capacité de l'industrie à maximiser la capturabilité n'est pas prise en compte dans l'approche du modèle SpaceClam.

RECOMMANDATIONS POUR LES RECHERCHES FUTURES

Le Canadian Biogenome Project a permis le séquençage de génomes de référence à l'échelle chromosomique pour trois des espèces de palourdes ciblées par la pêche : la mactre de Stimpson (GenBank GCA_032209605.1), le pitot (GCA_037043455.1) et la coque du Groenland (GCA_031761405.1). Ces génomes sont accessibles gratuitement et représentent une nouvelle base pour la recherche sur ces espèces. Entre autres travaux déjà recommandés pour les stocks figure l'étude des tendances de connectivité à l'intérieur des bancs exploités et entre ces bancs, tant pour la mactre de Stimpson que pour les autres espèces pêchées. D'autres avenues de recherche génétiques comprennent l'étude directe des adaptations locales en fonction de l'environnement pour chacune de ces espèces.

La réaction de la mactre de Stimpson aux changements climatiques devrait également être étudiée selon différentes approches. Notamment dans le cadre d'expériences en laboratoire

visant à évaluer les seuils de tolérance aux conditions environnementales ou de relevés ciblés visant à suivre l'expansion ou la contraction de l'aire de répartition. La relation entre la productivité de la mactre de Stimpson, et les conditions environnementales et océanographiques devrait être étudiée davantage aux fins d'intégration aux futurs modèles d'évaluation.

Le lien entre la température et le moment de la fraie devrait être examiné, tout comme les variations spatiales de l'ISG et du moment de la fraie. Le coefficient de condition pourrait être révisé grâce à l'étude de l'effet de la profondeur ou de l'emplacement sur la relation entre la longueur et le poids du pied, ainsi que des facteurs influençant la relation entre la hauteur de la coquille et le poids du pied.

La relation stock-recrutement demeure inconnue pour cette pêche et constitue une lacune dans les données. S'il existait des données sur cette relation, les modèles et l'application des points de référence biologiques pourraient être améliorés. De façon générale, des estimations de la mortalité révisées pourraient être utiles; l'estimation de la mortalité issue du modèle SpaceClam pour le Grand Banc est associée à une forte incertitude pour les deux catégories de tailles. Il serait pertinent d'examiner l'utilisation de ce modèle pour étudier le temps de rétablissement des gisements de mactres de Stimpson et les facteurs susceptibles de favoriser ce rétablissement.

Les facteurs de conversion applicables à la mactre de Stimpson n'ont pas été mis à jour depuis 2012. Ils constituent un lien essentiel entre les débarquements et les estimations de biomasse obtenues à l'aide des modèles. Des travaux supplémentaires devraient être réalisés pour que des valeurs plus récentes puissent être évaluées et, au besoin, intégrées au processus d'évaluation.

Les données indiquent que le taux de croissance de la mactre de Stimpson est plus faible sur le Grand Banc que sur le Banquereau. L'examen des indicateurs de longueur dans le présent document de recherche indique que des différences de croissance entre les parties nord et sud du Grand Banc pourraient aussi exister. Une étude plus approfondie de ces possibles différences permettrait d'établir des seuils plus pertinents pour les indicateurs du stock du Grand Banc.

Des expériences actualisées sur la sélectivité des dragues pourraient être réalisées pour que les paramètres des modèles puissent être améliorés.

Il faudra mener des travaux supplémentaires pour mieux comprendre l'incidence des changements de l'efficacité de la pêche au fil du temps et les effets possibles sur les CPUE.

Finalement, un relevé de recherche indépendant de la pêche fournirait une référence permettant de comparer les résultats des modèles, tout en produisant des données sur les mactres de Stimpson présentes dans les zones des bancs qui ne sont pas exploitées.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient M. McMahon pour son soutien à la préparation des données, K. Christie et D. Keith pour leurs commentaires utiles sur les versions préliminaires du document de recherche, ainsi que T. Barrett pour ses conseils concernant les PRL. Les commentaires formulés par J. Babyn, R. Belley et N. Cadigan au cours du processus d'examen par les pairs ont grandement contribué à améliorer le document de recherche. Les travaux de recherche d'E. Lawler ont été financés dans le cadre d'une subvention de l'Alliance du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, avec le soutien de l'Université Dalhousie, de Clearwater Seafoods Limited Partnership et du MPO.

RÉFÉRENCES CITÉES

Annala, J.H. 1993. Fishery assessment approaches in New Zealand's ITQ system. In Proceedings of the international symposium on management strategies for exploited fish populations, 21–24 October 1992, Anchorage, Alaska. Edited by G. Kruse, D.M. Eggers, R.J. Marasco, C. Pautzke, and T.J. Quinn II. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska, Fairbanks, Alaska. pp. 791–806.

Ansell, A.D. 1969. Leaping movements in the bivalvia. J. Molluscan Stud. 38(5): 387–399.

Baddeley, A., Rubak, E., and Turner, R. 2015. Spatial Point Patterns: Methodology and Applications with R. London: Chapman and Hall/CRC Press, 2015.

Bargione, G., Guicciardi, S., Virgili, M., Barone, G., and Lucchetti, A. 2024. Damage assessment on the discarded macro-benthic fauna in the Italian striped venus clam *(Chamelea gallina)* fisheries. Mediterr. Mar. Sci. 25(2): 404–417.

Belley, R. et Sean, A.-S. 2022. Évaluation des stocks de mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) des eaux côtières du Québec en 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/038. ix + 75 p.

Boyce, D.G., Tittensor, D.P., Fuller, S., Henson, S., Kaschner, K., Reygondeau, G., Schleit K.E., Saba,V., Shackell, N.. Stanley, R.R.E and Worm, B. 2024. Operationalizing climate risk in a global warming hotspot. npj Ocean Sustain. 3(33).

Brown, C.J., Sameoto, J.A., and Smith, S.J., 2012. Multiple methods, maps, and management applications: Purpose made seafloor maps in support of ocean management. J. Sea Res. 72: 1–13.

Casault, B., Johnson, C.L., Devred, E., and Beazley, L. 2025. Chemical and Biological Oceanographic Conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine during 2023. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3658: vi + 57 p.

Cassista, M.C., and Hart, M.W. 2007. Spatial and temporal genetic homogeneity in the Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*). Mar. Biol. 152(3): 569–579.

Chamberlin, J.L., and Stearns, F. 1963. A geographic study of the clam, *Spisula polynyma* (Stimpson). American Geographical Society, New York.

Choi, J.S., Zisserson, B.M., and Cameron, B.J. 2012. Assessment of Scotian Shelf Snow Crab in 2011. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/024. iv + 95 p.

Christian, J.R., Grant, C.G.J, Meade, J.D. and Noble, L.D.. 2010. Habitat Requirements and Life History Characteristics of Selected Marine Invertebrate Species Occurring in the Newfoundland and Labrador Region. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2925: vi + 207 p.

Comité de coordination des statistiques de la côte atlantique (COSTACA). 1984. Facteurs de conversion normalisés – Toutes espèces. COSTACA – Document normatif nº 2. Pèches et Océans Canada.

Cyr, F., Coyne, J., Snook, S., Bishop, C., Galbraith, P.S., Chen, N., and Han, G. 2024. Physical Oceanographic Conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2023. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 382: iv + 54 p.

Davis, C.V. and Shumway, S.E. 1996. Larval and juvenile growth of Stimpson's Surf Clam - a new candidate species for aquaculture development? Annual Meeting of the National Shellfish Association, April 1996. Abstract: J. Shellfish Res. 15(2): 479–480.

Dore, J. , Thebault, J., Roy, V., Dewilde, F., and Chaillou, G. 2021. Insight into shell growth dynamics of *Mactromeris polynyma* in the St. Lawrence Estuary using sclerochemistry. Mar. Chem. 234 103987. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2021.103987.

Galbraith, P.S., Blais, M., Lizotte, M., Cyr, F., Bélanger, D., Casault, B., Clay, S., Layton, C., Starr, M., Chassé, J., Azetsu-Scott, K., Coyne, J., Devred, E., Gabriel, C.-E., Johnson, C.L., Maillet, G., Pepin, P., Plourde, S., Ringuette, M., and Shaw, J.-L. 2024. Oceanographic conditions in the Atlantic zone in 2023. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 379: v + 38 p.

Galbraith, P.S., Lizotte, M., Blais, M., Bélanger, D., Casault, B., Coyne, J., Layton, C., Azetsu-Scott, K., Beazley, L., Chassé, J., Clay, S., Cyr, F., Devred, E., Fudge, A., Gabriel, C.-E., Greenan, B., Hébert, A.-J., Johnson, C.L., Maillet, G., Penney, J., Rastin, S., Ringuette, M., Shaw, J.-L., Snook, S., and Starr, M. 2025. Oceanographic conditions in the Atlantic zone in 2024. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean. Sci. 400 : viii + 49 p.

Gavaris, S., Clark, K.J., Hanke, A.R., Purchase, C.F. and Gale, J. 2010. Overview of discards from Canadian commercial fisheries in NAFO Divisions 4V, 4W, 4X, 5Y and 5Z for 2002-2006. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2873: vi + 112 p.

GEBCO Compilation Group. 2024. “GEBCO 2024 Grid.” https://doi.org/10.5285/1c44ce99-0a0d-5f4f-e063-7086abc0ea0f.

Gilkinson, K., King, E.L., Li, M.Z., Roddick, D., Kenchington, E., and Han, G. 2015. Processes of physical change to the seabed and bivalve recruitment over a 10-year period following experimental hydraulic clam dredging on Banquereau, Scotian Shelf. Cont. Shelf Res. 92: 72–86.

Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., MacIsaac, K.G., McKeown, D.L., Kenchington, E.L.R., Bourbonnais, C., and Vass, W.P. 2005. Immediate impacts and recovery trajectories of macrofaunal communities following hydraulic clam dredging on Banquereau, eastern Canada. ICES J. Mar. Sci. 62(5): 925–947.

Gilkinson, K.D., Fader, G.B.J., Gordon, D.C., Charron, R., McKeown, D., Roddick, D., Kenchington, E.L.R., MacIsaac, K., Bourbonnais, C., Vass, P., and Liu, Q. 2003. Immediate and longer-term impacts of hydraulic clam dredging on an offshore sandy seabed: effects on physical habitat and processes of recovery. Cont. Shelf Res. 23(14–15): 1315–1336.

Haar, C. D. 2024. Assessing benthic ecosystem recovery following hydraulic dredging for Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*). M. Sc. Thesis. Dalhousie University.

Hare, J.A., Morrison, W.E., Nelson, M.W., Stachura, M.M., Teeters, E.J., Griffis, R.B., et al. 2016. A Vulnerability Assessment of Fish and Invertebrates to Climate Change on the Northeast U.S. Continental Shelf. PLoS ONE.11(2): e0146756. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146756

Hebert, D., Layton, C., Brickman, D., and Galbraith, P.S. 2024. Physical Oceanographic Conditions on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine during 2023. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 380: vi + 71 p.

Himmelman, J.H. and Hamel, J.R. 1993. Diet, behaviour and reproduction of the whelk *Buccinum undatum* in the northern Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Mar. Biol. 116: 423–430.

Hubley, B., and Heaslip, S.G. 2018. Data Review and Assessment Framework of the Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*) on Banquereau and Grand Banks. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/069. v + 49 p.

Hubley, B. Heaslip, S.G., and Stanley, R.R.E. 2020. Assessment of the Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*) stocks on Banquereau and Grand Banks. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/063. vi + 65 p.

Hubley, P.B., A. Glass, A. Reeves, J. Sameoto, and S.J. Smith. 2011. Browns Bank "North" Scallop (*Placopecten magellanicus*) Stock Assessment. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/042: vi + 63 p.

Hubley, P.B., Reeves, A., Smith, S.J., and Nasmith, L. 2014. Georges Bank 'a' and Browns Bank 'North' Scallop (*Placopecten magellanicus*) stock assessment. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/079. vi + 58 p.

Hughes, S.E., and Bourne, N. 1981. Stock Assessment and Life History of a Newly Discovered Alaska Surf Clam (*Spisula polynyma*) Resource in the Southeastern Bering Sea. Can. J. Fish Aquat. Sci. 38(10): 1173–1181.

Huo, Z., Rbbani, M.G., Cui, H., Xu, L., Yan, X., Fang, L., Wang, Y., and Yang, F. 2019. Larval development, juvenile survival, and burrowing rate of geoduck clams (*Panopea japonica*) under different pH conditions. Aquacult. Int. 27: 1331–1342.

Jiang, W., Fang, J., Rastrick, S.P.S., Samuelsen, O.B., Liang, B., Mao, Y, Strand, Ø., Fang, J., and Jiang, Z. 2023. CO_2-Induced Ocean Acidification Alters the Burrowing Behavior of Manila Clam *Ruditapes philippinarum* by Reversing $GABA_A$ Receptor Function. Environ. Sci. Technol. 57(24): 8921–8932.

Johnson, N.L., and Kotz, S. 1970. Continuous univariate distributions, Part 1. Distributions in statistics. John Wiley and Sons, New York, NY.

Kilada, R.W., Roddick, D., and Mombourquette, K. 2007. Age determination, validation, growth and minimum size of sexual maturity of the Greenland Smoothcockle (*Serripes groenlandicus*, Bruguiere, 1989) in Eastern Canada. J. Shellfish Bio. 26(2): 443–450.

Kilada, R.W., Campana S.E., and Roddick, D. 2009. Growth and sexual maturity of the northern propeller clam (*Cyrtodaria siliqua*) in Eastern Canada, with bomb radiocarbon age validation. Mar. Biol. 156: 1029–1037.

Kim, T.W., Park S., Sin E. 2018. At the tipping point: Differential influences of warming and deoxygenation on the survival, emergence, and respiration of cosmopolitan clams. Ecol Evol. 8: 4860–4866.

Kell, L.T., Minto, C., and Gerritsen, H.D. 2022. Evaluation of the skill of length-based indicators to identify stock status and trends. ICES J. Mar. Sci. 79(4): 1202–1216.

Kruft Welton, R. A., Hoppit, G, Schmidt, D. N., Witts, J. D., and Moon, B. C.2024. Reviews and syntheses: The clam before the storm - a meta-analysis showing the effect of combined climate change stressors on bivalves. Biogeosciences. 21: 223-239.

Lambert, J., et Goudreau, P. 1999. Indices de croissance de la de mactre de Stimpson (*Mactromeris polynma*). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2269. vii + 39 p.

Marzec, R.J., Kim, Y., and Powell, E.N. 2010. Geographical Trends in Weight and Condition Index of Surf Clams (*Spisula solidissima*) in the Mid-Atlantic Bight. J. Shellfish Res. 29(1): 117–128.

Morissette, S. and Himmelman, J.H. 2000a. Subtidal food thieves: interactions of four invertebrate kleptoparasites with the sea star *Leptasterias polaris*. Anim. Behav. 60: 531–543.

Morissette, S. and Himmelman, J.H. 2000b. Decision of the asteroid *Leptasterias polaris* to abandon its prey when confronted with its predator, the asteroid *Asterias vulgaris*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 252: 151–157.

MPO. 2007. Éclaircissements au sujet des TAC de mactre de Stimpson et de quahog nordique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2007/018.

MPO. 2009. Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution. Dernière modification : 2009-03-23.

MPO. 2012. Évaluation du stock de mactres de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) du Banquereau en 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2011/068.

MPO. 2017. Évaluation du stock de mactres de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) du Banquereau en 2016. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2017/047.

MPO. 2018. Évaluation des stocks d'aiglefins dans les divisions 3LNO de l'OPANO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2018/009.

MPO. 2020. Palourdes hauturières - Régions des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador. Pêches et Océans Canada. (Consultation : le 14 juillet 2025).

MPO. 2022. Examen des méthodes utilisées pour l'établissement des limites de capture liées à la coque du Groenland (*Serripes groenlandicus*) et au pitot (*Cyrtodaria siliqua*) pour la pêche hauturière des palourdes sur le Banquereau et le Grand Banc. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2021/054.

MPO. 2024a. Tendances dans les relevés par navire de recherche sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes pour 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/010.

MPO. 2024b. Évaluation des stocks de morue du nord (*Gadus morhua*) dans les divisions 2J3KL de l'OPANO jusqu'en 2024. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/049.

MPO. 2024c. Mise à jour sur l'état du stock de la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) sur le Banquereau et le Grand Banc à la fin de la saison de pêche 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/038.

Munroe, D.M., Powell, E.N., Mann, R., Klinck, J.M., and Hofmmann, E.E. 2013. Underestimation of primary productivity on continental shelves: evidence from maximum size of extant Surf Clam (*Spisula solidissima*) populations. Fish. Oceanog. 22(3): 220–233.

Murillo, F.J., Serrano, A., Kenchington, E., and Mora, J. 2016. Epibenthic assemblages of the Tail of the Grand Banks and Flemish Cap (northwest Atlantic) in relation to environmental parameters and trawling intensity. Deep Sea Res. Part I. 109: 99–122.

Murillo, F.J., Weigel, B., Clark, D., and Kenchington, E. 2024. Hierarchical modelling of epibenthic communities on the Scotian Shelf and Gulf of Maine (Atlantic Canada) in support of conservation planning. Can J. Fish. Aquat. Sci. 81: 1752–1772.

NAFO. 2021. Cod in Divisions 3NO. Northwest Atlantic Fisheries Organizations Scientific Council Summary Sheets: SC 27 May- 11 June 2021. scs21-14 Scientific Council Meeting Report 2021.

Nuñez, J.D., Laitano, M.V., Meretta, P.E., and Ocampo, E.H. 2014., Burrowing behavior of an infaunal clam species after siphon nipping. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 459: 45–50.

Peng, C., Zhao X., Liu, S., Shi, W., Han, Y., Guo, C., Peng, X., Chai, X., and Liu, G. 2017 Ocean acidification alters the burrowing behaviour, Ca^{2+}/Mg^{2+}-ATPase activity, metabolism, and gene expression of a bivalve species, *Sinonovacula constricta*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 575:107–117.

Plummer, M. 2003. JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models using Gibbs Sampling. 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003); Vienna, Austria. 124. Plummer, M. 2013. JAGS Version 3.4.0 user manual.

Plummer M. 2013. JAGS Version 3.4.0 user manual (pp. 0–41). Retrieved from: http://www.stats.ox.ac.uk/~nicholls/MScMCMC15/jags_user_manual.pdf.

Pousse, E., Poach, M.E., Redman, D.H., Sennefelder, G., White, L.E., Lindsay, J.M., Munroe, D., Hart, D., Hennen, D. Dixon, M.S., Li, Y., Wikfors, G.H., and Meseck, S.L. 2020. Energetic response of Atlantic Surf Clam *Spisula solidissima* to ocean acidification. Mar. Pollut. Bull. 16 pg. 111740.

Probst, W.N., Kloppmann, M., and Kraus, G. 2013a. Indicator-based status assessment of commercial fish species in the North Sea according to the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD). ICES J. Mar. Sci. 70(3): 694–706.

Probst. W.N., Stelzenmüller, V. and G. Kraus. 2013b. A simulation-approach to assess the size structure of commercially exploited fish populations within the European Marine Strategy Framework Directive. Ecol. Indic. 24: 621–632.

Rochette, R., Morissette, S. and Himmelman, J.H. 1995. A flexible response to a major predator provides the whelk *Buccinum undatum* L. with nutritional gains. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 185: 167–180.

Roddick, D.L. 2013. Precautionary Approach Reference Points for Arctic Surf Clams (*Mactromeris polynyma*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/007. v + 11 p.

Roddick, D.L., and Kenchington, E. 1990. A review of the Banquereau Bank fishery for *Mactromeris polynyma* for the 1986 to 1989 period. CAFSAC Res. Doc. 1990/014. 27 p.

Roddick, D., Kilada, R., and Mombourquette, K. 2007a. Assessment of the Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*) stock on Banquereau, Nova Scotia, 2004. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/035.

Roddick, D.L, Kilada, R., and Mombourquette, K. 2007b. Ocean Quahog (Arctica islandica) Survey and Yield Estimates for Sable Bank. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/036.

Roddick, D.L. and Lemon, D. 1992. Exploratory survey for small Arctic Surf Clams on the eastern Scotian Shelf. Can. Ind. Rep. Fish. Aquat. Sci. 215. 33 p.

Roddick, D., Brading, J., Carrigan, L., Davignon-Burton, T., Graham, S. and McEwen., C. 2011. Assessment of the Arctic Surf Clam (*Mactromeris polynyma*) Stock on the Grand Banks. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/052: v + 55 p.

Roddick, D., Brading, J., Carrigan, L., Davignon-Burton, T., Graham, S., and McEwen, C. 2012. Assessment of the Arctic Surf Clam (*Matromeris polynyma*) stock on Banquereau in 2010. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/050. 59 p.

Ropes, J.W. 1968. Reproductive cycle of surf clam, *Spisula solidissima*, in offshore New Jersey. Biology Bulletin. 135(2): 349–365.

Rowell, T.W., Chaisson, D.R., and McLane, J.T. 1990. Size and age at sexual maturity and annual gametogenic cycle in the Ocean quahog, *Arctica islandica* (Linnaeus, 1767) from coastal waters of Nova Scotia, Canada. J. Shellfish Res. 9(1): 195–203.

Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial fisheries. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1: 27–56.

Smith, S.J., and Hubley, B. 2014. Impact of survey design changes on stock assessment advice: Sea scallops. Ices J. Mar. Sci. 71(2): 320–327.

Tam, J. 2025. Ecosystem Summary Report for the NAFO 4VS Region. (Accessed July 14 2025).

Zeng, Y., and H. Yang. 2021. Review of molluscan bivalve condition index calculations and application in Northern Quahogs *Mercenaria mercenaria*. Aquacult. Res. 52:23–36.

TABLEAUX

Tableau 1. Paramètres d'ajustement de la courbe de croissance de von Bertalanffy pondérés en fonction du nombre de mactres de Stimpson sur le Banquereau (Roddick et al. *2012) et le Grand Banc (Roddick* et al. *2011). L_{inf} est la longueur asymptotique; k est un coefficient de croissance; et t0 est l'âge théorique à une longueur nulle.*

Banc	L_{inf} (mm)	k	t0
Banquereau	111,7	0,084	-2,512
Grand Banc	98,1	0,082	-2,223

Tableau 2. Résumé des poissons dont le contenu stomacal est caractérisé par la présence de la mactre de Stimpson, qui ont été capturés lors du relevé de recherche au chalut sur les écosystèmes de la région des Maritimes du MPO mené dans la sous-division 4Vs de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), de 1999 à 2020. Les données proviennent de la base de données sur les habitudes alimentaires de la région des Maritimes du MPO.

Espèce prédatrice	Estomacs échantillonnés	Longueur moyenne du poisson (cm)	Poids moyen du poisson (g)	Proportion du contenu stomacal selon le poids (%)
Chaboisseau à dix-huit épines	3	36	615	65
Morue franche	2	51	1 216	48
Plie canadienne	1	11	5	17
Aiglefin	1	56	1 758	2

Tableau 3. Résumé des poissons dont le contenu stomacal est caractérisé par la présence de palourdes non différenciés, qui ont été capturés lors du relevé de recherche au chalut sur les écosystèmes des Maritimes du MPO mené dans la sous-division 4Vs de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), de 1999 à 2020. Les données proviennent de la base de données sur les habitudes alimentaires de la région des Maritimes du MPO.

Espèce prédatrice	Estomacs échantillonnés	Longueur moyenne du poisson (cm)	Poids moyen du poisson (g)	Proportion du contenu stomacal selon le poids (%)
Plie canadienne	20	23	106	70
Lompénie tachetée	3	12	5	59
Morue franche	5	53	1 560	49
Raie épineuse	6	46	961	37
Sébastes non différenciés	1	20	104	33
Lycode de Vahl	6	32	129	32
Hémitriptère atlantique	2	31	293	24
Chaboisseau à dix-huit épines	1	49	1 981	22
Plie grise	62	38	660	16
Lompénie-serpent	22	29	174	14
Limande à queue jaune	11	32	27	14
Aiglefin	17	21	96	12
Lycode de Laval	1	40	731	11

Tableau 4. Valeurs de référence du point de référence supérieur (PRS), du point de référence limite (PRL) et de la capture par unité d'effort de 70 g/m^2 ($CPUE_{70}$) pour les zones d'évaluation 1 à 5 du Banquereau (Hubley et al. *2020).*

Zone	PRS	PRL	$CPUE_{70}$
1	18 195	36 389	59 339
2	28 377	56 753	92 619
3	26 513	53 026	86 514
4	12 101	24 202	39 479
5	11 720	23 441	38 226
Toutes les zones	96 906	193 811	316 178

Tableau 5. Indicateurs secondaires des stocks du Banquereau et du Grand Banc, utilisés jusqu'en 2023. Pour la longueur, l'indicateur du Banquereau est de 1 % de mactres de Stimpson d'une longueur supérieure à 120 mm dans les prises commerciales non triées. L'indicateur du Grand Banc est de 0,5 % de mactres de Stimpson d'une longueur supérieure à 105 mm dans les prises commerciales non triées. Dans le tableau, « > » indique « plus grand que ».

Indicateur	Banquereau	Grand Banc
Capture par unité d'effort (g/m^2)	70	50
Empreinte (km^2)	250	125
Indicateur de longueur (mm)	1 % > 120	0,5 % > 105

Tableau 6. Résumé du nombre de mactres de Stimpson congelées échantillonnées chaque année. Les tirets (—) indiquent l'absence d'échantillons.

Année	Banquereau	Grand Banc
1999	910	—
2000	1 033	224
2001	461	446
2002	1 320	684
2003	759	991
2004	1 208	586
2005	1 153	550
2006	921	253
2007	609	47
2008	642	—
2019	756	—
2020	63	—
2021	545	177
2022	184	—

Tableau 7. Facteurs de composants et facteurs de conversion appliqués au type de produit pour les produits de mactres de Stimpson débarqués dans le cadre de la pêche hauturière de la palourde. « S.O. » indique qu'aucun facteur de conversion n'est requis pour le produit parce que celui-ci ne compte pas dans le total autorisé des captures (TAC).

Type de produit	Facteur de conversion et facteur de composants (%)
Pied blanchi (langue)	6,51
Manteau blanchi	S.O.
Catégorie C (produit composé d'espèces mixtes; 2019 à 2020)	80 % * 6,51
Catégorie C (produit composé d'espèces mixtes; 2021 à aujourd'hui)	86 % * 6,51

Tableau 8. Facteurs de composants et facteurs de conversion appliqués au type de produit pour les produits d'autres espèces conservées qui ont été débarqués dans le cadre de la pêche hauturière de la palourde (%; le cas échéant).

Autres espèces conservées	Type de produit	Facteur de conversion et facteur de composants (%)
Coque du Groenland	Pied blanchi (langue)	5,5
Coque du Groenland	Pied cru (langue)	5,5
Coque du Groenland (Banquereau)	Catégorie C (produit composé d'espèces mixtes)	5,5 x 12 %
Coque du Groenland (Grand Banc)	Catégorie C (produit composé d'espèces mixtes)	5,5 x 8,8 %
Pitot	Siphon blanchi	3,84
Quahog nordique	Pied (langue)	6,0

Tableau 9. Débarquements, effort et capture par unité d'effort (CPUE) pour le Banquereau. La catégorie C est présentée sous forme de proportion des débarquements totaux. Le TAC représente le total autorisé des captures. Les tirets (—) indiquent l'absence de données. Les données proviennent de la base de données CLAM du MPO.

Année	Débarquements (t)	Effort (km^2)	CPUE (g/m^2)	Catégorie C dans les débarquements (%)	TAC (t)
1987	1 210	16	75	—	30 000
1988	2 474	25	101	—	30 000
1989	9 159	85	108	—	30 000
1990	6 158	68	90	—	30 000
1991	714	10	74	—	30 000
1992	0	0	0	—	30 000
1993	64	2	29	—	30 000
1994	5 313	40	133	—	30 000
1995	11 425	84	136	—	30 000
1996	19 262	156	123	—	30 000
1997	19 517	157	124	—	30 000
1998	24 456	237	103	—	30 000
1999	24 138	254	95	—	30 000

Année	Débarquements (t)	Effort (km^2)	CPUE (g/m^2)	Catégorie C dans les débarquements (%)	TAC (t)
2000	20 248	233	87	—	30 000
2001	11 014	159	69	—	30 000
2002	12 506	149	84	—	24 000
2003	16 960	147	115	—	24 000
2004	16 493	150	110	—	24 000
2005	14 327	142	101	—	24 000
2006	15 932	117	137	—	24 000
2007	17 931	115	155	—	24 000
2008	19 301	131	148	—	24 000
2009	24 158	181	134	—	24 000
2010	22 450	160	140	—	24 000
2011	20 608	128	161	<0,001	24 000
2012	20 909	144	145	<0,001	24 000
2013	19 343	151	128	1,3	24 000
2014	23 786	193	123	1,6	24 000
2015	23 833	156	153	1,6	24 000
2016	24 793	165	151	1,2	24 000
2017	22 038	148	149	2,3	24 000
2018	17 377	142	122	0,9	20 943
2019	21 169	144	147	1,6	20 943
2020	18 405	123	149	2,2	20 943
2021	20 938	137	153	2,3	20 943
2022	21 969	125	176	2,3	20 943
2023	20 106	139	144	2,3	20 943

Tableau 10. Contribution de chaque zone d'évaluation du Banquereau aux débarquements et à l'effort. Dans le tableau, « SSN » est l'acronyme utilisé pour le Système de surveillance des navires. Les données proviennent de la base de données CLAM du MPO.

Zone	Habitat selon le SSN	Proportion de la superficie totale (%)	Proportion des débarquements moyens depuis 1987 (%)	Proportion de l'effort moyen depuis 1987 (%)	Proportion des débarquements maximaux (%)	Proportion de l'effort maximal (%)
1	315	19,7	19,4	20,3	71 (2019)	69,1 (2019)
2	436	27,3	23,4	26,1	76,7 (1994)	78,5 (1994)
3	442	27,7	29,8	30,0	88,8 (1988)	90,5 (1988)
4	220	13,8	8,8	8,7	50,9 (2002)	40,6 (2002)
5	185	11,6	22,03	18,0	85,5 (1989)	74,3 (1989)

Tableau 11. Résumé des échantillons de fréquence des longueurs recueillis sur le Banquereau lors de l'échantillonnage à bord de navires réalisé par l'industrie.

Année	Nombre d'échantillons	Nombre moyen d'échantillons par sortie	Nombre minimal d'échantillons lors d'une sortie	Nombre maximal d'échantillons lors d'une sortie
1999	71	6,5	3	14
2000	62	4,8	2	10
2001	21	3,0	1	5
2002	36	3,3	1	6
2003	28	2,2	1	4
2004	44	2,9	1	6
2005	16	2,7	1	5
2006	6	3,0	2	4
2007	8	1,6	1	3
2008	87	10,9	3	17
2009	233	10,6	1	17
2010	222	10,6	1	15
2011	158	9,9	3	14
2012	162	10,8	6	14
2013	19	4,8	1	11
2014	196	10,3	1	15
2015	151	8,4	2	14
2016	196	9,8	1	15
2017	170	9,4	3	15
2018	167	7,3	1	13
2019	148	7,0	1	10
2020	134	7,4	1	12
2021	145	6,3	1	10
2022	135	6,8	2	10
2023	121	5,5	1	9

Tableau 12. Débarquements, effort et capture par unité d'effort (CPUE) pour le Grand Banc. La catégorie C est présentée sous forme de proportion des débarquements totaux. Le TAC représente le total autorisé des captures. Les tirets (—) indiquent l'absence de données. Les données proviennent de la base de données CLAM du MPO.

Année	Débarquements (t)	Effort (km^2)	CPUE (g/m^2)	Catégorie C dans les débarquements (%)	TAC (t)
1989	373	3	110	—	20 000
1990	6 049	24	256	—	20 000
1991	2 094	11	185	—	20 000
1992	5 161	27	190	—	20 000
1993	13 100	93	141	—	20 000
1994	10 979	95	115	—	20 000
1995	14 907	128	116	—	20 000
1996	5 772	54	108	—	20 000
1997	7 492	80	94	—	20 000
1998	931	11	82	—	20 000
1999	1 472	19	79	—	20 000
2000	3 289	46	72	—	20 000
2001	8 026	110	73	—	20 000
2002	6 077	120	51	—	20 000
2003	8 727	121	72	—	20 000
2004	6 437	67	96	—	20 000
2005	3 967	52	77	—	20 000
2006	4 990	75	66	—	20 000
2007	215	8	29	—	20 000
2008	—	—	—	—	20 000
2009	437	8	58	—	20 000
2010	296	9	32	—	20 000
2011	55	4	15	—	14 756
2012	—	—	—	—	14 756
2013	239	6	39	21,5	14 756
2014	—	—	—	—	14 756
2015	737	6	123	3,6	14 756
2016	14 443	74	195	3,2	14 756
2017	14 580	75	196	2,4	14 756
2018	13 962	80	176	1,1	14 756
2019	15 029	91	166	2,0	14 756
2020	11 334	68	168	1,3	14 756
2021	14 761	78	189	1,0	14 756
2022	14 764	71	210	1,6	14 756
2023	14 773	65	226	1,9	14 756

Tableau 13. Contribution de chaque zone d'évaluation du Grand Banc aux débarquements et à l'effort depuis 1987, selon la base de données CLAM.

Zone	Proportion des débarquements depuis 1989 (%)	Proportion de l'effort depuis 1989 (%)	Débarquements maximaux (%)	Effort maximal (%)
1 (partie nord)	22,1	24,6	81 (1998)	97 (2011)
2 (partie sud)	77,9	75,4	100 (diverses années)	100 (diverses années)

Tableau 14. Résumé des échantillons de fréquence des longueurs recueillis sur le Grand Banc lors de l'échantillonnage à bord de navires réalisé par l'industrie. Les années pendant lesquelles il n'y a pas eu de pêche ne sont pas indiquées.

Année	Nombre d'échantillons	Nombre moyen d'échantillons par sortie	Nombre minimal d'échantillons lors d'une sortie	Nombre maximal d'échantillons lors d'une sortie
2000	14	4,7	3	6
2001	17	4,3	4	5
2002	14	2,8	2	3
2003	15	3,0	2	4
2004	25	3,6	2	5
2005	7	1,8	1	2
2006	23	3,3	1	6
2007	0	0	0	0
2009	0	0	0	0
2010	4	2,0	1	3
2011	8	8,0	8	8
2013	0	0	0	0
2015	6	6	6	6
2016	90	3,0	3	11
2017	76	6,0	3	10
2018	80	6,9	2	12
2019	93	6,9	7	10
2020	70	6,7	3	9
2021	75	8,5	1	10
2022	73	6,4	4	9
2023	63	5,4	2	8

Tableau 15. Résumé des sorties de pêche sur le Banquereau caractérisées par la présence d'observateurs en mer. Un astérisque (*) indique une année où une sortie de pêche observée couvrait deux années civiles, ce qui a nécessité une séparation en deux sorties observées distinctes.

Année	Nombre de sorties observées	Mois	Proportion de l'effort de sortie observé	Proportion des prises de mactres de Stimpson observées	Différence des prises par sortie (%)
2018	1	févr./mars	0,46	1,35	196
2019	1	mars/avr.	0,48	0,55	15
2020	1	mars/avr.	0,51	0,72	42
2021	1	févr.	0,48	1,11	130
2021	2	févr./mars	0,45	0,54	21
2021	3	août/sept.	0,42	1,25	194
2022*	1	déc.	0,47	0,55	16
2023*	1	janv.	0,52	0,41	-22
2023	2	mars/avr.	0,50	0,68	35
2023	3	nov./oct.	0,48	0,69	43

Tableau 16. Comparaison des prises observées en tant que pourcentage des prises de mactres de Stimpson sur le Banquereau. Les estimations des prises utilisées pour le calcul sont fondées sur les prises totales observées par sortie après l'élargissement de l'effort. Seules les cinq dernières sorties sont présentées; des renseignements détaillés sur ces années et les années précédentes sont décrits à l'annexe A. Le nombre de sorties observées est indiqué après l'année. Les espèces ont été classées du pourcentage le plus élevé au pourcentage le plus faible, en fonction de la sortie la plus récente dans le tableau. Un astérisque (*) indique une sortie de pêche observée qui couvrait deux années civiles, ce qui a nécessité une séparation en deux sorties observées distinctes. Les tirets (—) indiquent que le taxon ou l'objet n'a pas été observé au cours de la sortie. Le symbole « < » indique « moins que » et l'acronyme « ND » signifie « non différencié ».

Taxon/objet	2021.3 (%)	2022.1* (%)	2023.1* (%)	2023.2 (%)	2023.3 (%)
Coquilles	53,45	110,81	260,31	53,53	236,16
Pitot	60,72	14,89	4,66	44,03	48,13
Pierres et roches	10,02	5,28	13,31	2,64	46,06
Clypéastres	27,71	26,11	31,06	13,85	45,43
Quahog nordique	0,57	7,76	0,24	1,43	5,04
Famille des *Buccinidae*	8,60	1,67	0,95	2,16	2,69
Coque du Groenland	8,20	0,11	0,12	0,93	1,57
Sous-classe des *Asteroidea*	0,56	0,14	0,40	0,06	1,02
Holothuries (ND)	2,60	0,14	—	0,26	0,87
Raies (ND)	0,24	—	—	0,02	0,74
Bernard-l'ermite	2,15	0,23	0,02	0,17	0,73
Oursins	5,52	0,36	0,18	0,20	0,65
Pétoncle géant	0,19	—	—	0,31	0,52
Souris de mer	3,44	0,78	—	0,86	0,48
Lançons	3,31	0,18	—	0,06	0,29
Pétoncle d'Islande	1,63	—	—	0,11	0,29
Merlu argenté	0,26	0,03	—	—	0,15
Couteau de l'Atlantique	—	0,13	0,04	0,08	0,14
Moules (ND)	—	0,64	0,02	0,36	0,14
Embranchement des acanthocéphales	1,09	0,04	0,14	0,01	0,13
Anémone de mer	0,17	0,09	—	0,06	0,12
Crabe des neiges	0,24	0,02	—	0,01	0,12
Hyas araneus	—	—	—	0,02	0,11
Limaces de mer (ND)	0,15	—	—	0,02	0,09
Limande à queue jaune	0,42	—	—	0,21	0,08
Psolus phantapus (SC)	—	—	—	—	0,07
Chabots (ND)	—	—	—	—	0,06
Solasters	0,23	—	—	0,00	0,05
Natices	—	—	—	—	0,04
Débris/corps étrangers	0,16	—	—	0,04	0,04
Raie épineuse	3,36	0,18	—	0,32	0,02
Crabe nordique	—	0,06	—	—	0,02
Ophiures	0,88	0,01	—	0,27	0,02
Chaboisseau à épines courtes	—	—	—	—	0,02
Morues	—	—	—	—	0,01
Coraux (ND)	0,09	—	—	0,03	<0,01
Capsules ovigènes de raies	0,10	0,17	—	<0,01	<0,01
Algues	0,05	—	—	<0,01	<0,01
Merluche-écureuil	—	—	—	<0,01	<0,01

Taxon/objet	2021.3 (%)	2022.1* (%)	2023.1* (%)	2023.2 (%)	2023.3 (%)
Éponges de mer	0,08	—	—	0,13	—
Raie tachetée	—	—	—	0,09	—
Boue	—	—	—	0,04	—
Plie canadienne	0,55	—	—	0,01	—
Pétoncles lisses (en anglais, *smooth scallop*)	—	—	—	0,01	—
Pétoncles (ND)	0,68	0,10	—	<0,01	—
Leptasterias polaris	—	—	—	<0,01	—
Œufs (ND)	—	—	—	<0,01	—
Crabe commun	0,14	0,07	—	—	—
Chaboisseau à dix-huit épines	0,26	0,04	—	—	—
Sable	1,87	—	—	—	—
Tuniciers	0,93	—	—	—	—
Plie grise	0,83	—	—	—	—
Raie à queue de velours	0,43	—	—	—	—
Hyas coarctatus	0,10	—	—	—	—
Grosse poule de mer	0,03	—	—	—	—

Tableau 17. Résumé des sorties de pêche sur le Grand Banc caractérisées par la présence d'observateurs en mer. Un astérisque (*) indique une année où une sortie de pêche observée couvrait deux années civiles, ce qui a nécessité une séparation en deux sorties observées distinctes. Aucune sortie n'a été observée en 2023.

Année	Nombre de sorties observées	Mois	Proportion de l'effort de sortie observé	Proportion des prises de mactres de Stimpson observées	Différence des prises par sortie (%)
2018	1	Mars/avr.	0,71	0,6	-15
2018	2	Avr./mai	0,70	0,58	-19
2019	1	Nov./déc.	0,47	0,72	53
2020*	1	Déc.	0,47	0,42	-9
2021*	1	Janv.	0,48	0,52	8
2022	1	Févr./mars	0,39	0,77	97

Tableau 18. Comparaison des prises observées en tant que pourcentage des prises de mactres de Stimpson sur le Grand Banc. Les estimations des prises utilisées pour le calcul sont fondées sur les prises totales observées par sortie après l'élargissement de l'effort. Seules les cinq dernières sorties sont présentées; des renseignements détaillés sur ces années et les années précédentes sont décrits à l'annexe A. Le nombre de sorties observées est indiqué après l'année. Les espèces ont été classées du pourcentage le plus élevé au pourcentage le plus faible, en fonction de la sortie la plus récente dans le tableau. Un astérisque (*) indique une sortie de pêche observée qui couvrait deux années civiles, ce qui a nécessité une séparation en deux sorties observées distinctes. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Les tirets (—) indiquent que le taxon ou l'objet n'a pas été observé au cours de la sortie. « > » signifie « plus grand que ».

Taxon/objet	2018.2 (%)	2019.1 (%)	2020.1* (%)	2021.1 (%)	2022.1 (%)
Coquilles	207,45	95,34	92,92	25,92	79,28
Pitot	5,84	28,21	14,47	38,18	53,08
Coque du Groenland	2,89	6,10	18,07	27,70	23,04
Clypéastres	18,29	22,06	139,72	125,10	15,90
Buccin	1,64	1,54	0,03	—	4,37
Holothuries (ND)	56,63	21,97	—	—	2,90
Sous-classe des *Asteroidea*	1,08	0,38	0,64	0,82	2,44
Limande à queue jaune	0,38	0,06	0,05	0,12	0,71
Pierres et roches	24,07	7,79	11,49	2,40	0,65
Œufs (ND)	—	—	—	—	0,24
Souris de mer	2,60	0,60	—	—	0,22
Bernard-l'ermite	0,74	0,16	0,05	0,01	0,11
Raie épineuse	0,06	0,13	—	0,14	0,10
Lançons	0,08	0,04	1,25	0,75	0,04
Quahog nordique	1,28	0,79	—	—	0,04
Crabe des neiges	—	0,03	0,84	0,47	0,02
Crabe commun	—	—	—	—	0,01
Limaces de mer (ND)	—	—	0,44	0,26	>0,01
Capsules ovigènes de raies	—	—	—	—	>0,01
Bivalves de la famille des *Pectinidae*	—	—	0,19	0,01	—
Oursins	0,60	0,16	0,13	0,05	—
Embranchement des acanthocéphales	—	0,09	0,08	0,05	—
Anguilles	—	—	0,02	—	—
Palourdes (ND)	1,42	0,59	—	—	—
Moules (ND)	—	0,07	—	—	—
Plie canadienne	0,71	0,05	—	—	—
Anémone de mer	—	0,03	—	—	—
Hyas araneus	—	0,03	—	—	—
Tuniciers	—	0,02	—	—	—
Hyas coarctatus	0,10	0,01	—	—	—
Patate de mer	0,01	>0,01	—	—	—
Moules (ND)	0,21	—	—	—	—
Araignées de mer (ND)	0,16	—	—	—	—
Algues	0,03	—	—	—	—

Tableau 19. Définition des catégories de taille utilisées pour l'estimation de la composition selon la taille et de la croissance des individus pour le modèle SpaceClam. Le poids, mesuré en grammes (g), correspond au poids entier.

Catégorie de tailles	Poids minimal (g)	Poids moyen (g)	Longueur moyenne (mm)	Âge moyen (années)	Sélectivité des relevés	Sélectivité de la pêche commerciale
SSS	0	46,2	64,3	12,2	0,16	0,24
SS	78	91,1	86,1	21,1	0,45	0,49
S	104	113,9	92,5	25,7	0,59	0,58
M	124	136,1	98,4	27,9	0,70	0,65
L	150	168,0	104,8	32,3	0,81	0,72
LL	189	212,9	111,5	37,9	0,89	0,79
XLL	241	316,4	121,6	40,4	0,95	0,87

Tableau 20. Biais du modèle de composition et couverture moyenne sur le Banquereau.

Catégorie de tailles	Biais moyen	Couverture moyenne
SSS	0,0095	0,874
SS	-0,0061	0,874
S	-0,0045	0,874
M	-0,0050	0,873
L	-0,0050	0,875
LL	-0,0047	0,871
XLL	-0,0027	0,871

Tableau 21. Biais de la matrice de transition du modèle de composition selon l'âge (moyenne dans l'espace). Les tirets (—) indiquent qu'aucune comparaison n'est possible.

Catégorie de tailles	SSS	SS	S	M	L	LL
SSS	0,0016	—	—	—	—	—
SS	-0,0005	0,0037	—	—	—	—
S	-0,0004	-0,0003	0,0047	—	—	—
M	-0,0003	-0,0017	-0,0013	0,0031	—	—
L	-0,0002	-0,0010	-0,0021	-0,0010	0,0029	—
LL	-0,0001	-0,0005	-0,0010	-0,0016	-0,0018	0,0021
XLL	0,0000	-0,0001	-0,003	-0,0005	-0,0011	-0,0021

Tableau 22. Couverture de la matrice de transition du modèle de composition selon l'âge (moyenne dans l'espace). Les tirets (—) indiquent qu'aucune comparaison n'est possible.

Catégorie de tailles	SSS	SS	S	M	L	LL
SSS	0,8755	—	—	—	—	—
SS	0,8757	0,8742	—	—	—	—
S	0,8755	0,8753	0,8758	—	—	—
M	0,9750	0,8733	0,8739	0,8759	—	—
L	0,8759	0,8756	0,8772	0,8759	0,8722	—
LL	0,8758	0,8750	0,8760	0,8747	0,8716	0,8738
XLL	0,8758	0,8751	0,8758	0,8752	0,8745	0,8738

Tableau 23. Estimations de la biomasse d'individus de grande taille à l'échelle du Banquereau, en kilotonnes (kt), selon le modèle SpaceClam.

Année	Quantile de 5 %	Estimation	Quantile de 95 %
2014	1 591,9	2 082,1	2 670,8
2015	1 582,6	2 030,5	2 490,5
2016	1 546,2	1 994,2	2 450,0
2017	1 142,0	1 478,4	1 799,0
2018	1 031,6	1 304,0	1 588,1

Année	Quantile de 5 %	Estimation	Quantile de 95 %
2019	1 177,7	1 538,6	1 902,5
2020	1 353,8	1 716,2	2 123,4
2021	1 191,7	1 560,0	1 925,8
2022	1 150,1	1 414,9	1 778,2
2023	1 072,2	1 333,4	1 692,0

Tableau 24. Estimations de la biomasse d'individus de petite taille à l'échelle du Banquereau, en kilotonnes (kt), selon le modèle SpaceClam.

Année	Quantile de 5 %	Estimation	Quantile de 95 %
2014	1 054,2	1 368,9	1 758,1
2015	1 009,4	1 348,8	1 642,2
2016	1 156,4	1 497,5	1 811,3
2017	799,9	1 072,7	1 292,4
2018	573,9	762,3	931,5
2019	505,9	677,5	840,5
2020	478,3	619,6	776,0
2021	502,0	661,4	884,1
2022	555,4	735,1	949,5
2023	583,9	782,0	990,2

Tableau 25. Estimations des paramètres du modèle SpaceClam pour le Banquereau. Dans le tableau, « IC » signifie intervalle de confiance.

Paramètre	Estimation (IC à 90 %)
$\phi_{\text{Petite taille}}$	0,419 (0,412 à 0,427)
$p_{\text{Petite taille}}$	1,477 (1,467 à 1,488)
$\phi_{\text{Grande taille}}$	0,869 (0,846 à 0,893)
$p_{\text{Grande taille}}$	1,144 (1,133 à 1,157)
q	0,60 (0,43 à 0,75)

Paramètre	Estimation (IC à 90 %)
$M_{\text{Petite taille}}$	0,097 (0,058 à 0,163)
$M_{\text{Grande taille}}$	0,148 (0,117 à 0,187)
$G_{1,\,2}$	0,018 (0,010 à 0,032)

Tableau 26. Biais et couverture de l'intervalle de confiance à 90 % pour la biomasse totale sur le Banquereau.

Année	Biais – Petite taille (kt)	Biais – Grande taille (kt)	Couverture – Petite taille	Couverture – Grande taille
2014	1,3	43,8	0,90	0,93
2015	16,6	40,5	0,88	0,90
2016	13,2	41,1	0,87	0,89
2017	9,7	35,8	0,88	0,89
2018	14,1	36,8	0,86	0,89
2019	15,3	33,0	0,89	0,89
2020	17,5	56,9	0,88	0,90
2021	17,6	33,8	0,88	0,90
2022	21,3	25,2	0,88	0,85
2023	20,1	35,9	0,88	0,89
2024	18,5	52,1	0,89	0,85

Tableau 27. Estimations de la biomasse d'individus de grande taille à l'échelle du Grand Banc, en kilotonnes (kt), selon le modèle SpaceClam.

Année	Quantile de 5 %	Estimation	Quantile de 95 %
2015	1 643,1	2 142,4	2 886,8
2016	2 264,3	2 700,7	3 292,1
2017	2 304,5	2 740,3	3 432,8
2018	2 507,6	3 014,0	3 921,1
2019	2 924,0	3 542,8	4 417,5
2020	2 867,4	3 472,3	5 514,7
2021	2 985,4	4 035,9	6 417,9
2022	3 380,4	4 782,4	7 605,1
2023	3 519,6	5 713,9	9 638,7

Tableau 28 Estimations de la biomasse d'individus de petite taille à l'échelle du Grand Banc, en kilotonnes (kt), selon le modèle SpaceClam.

Année	Quantile de 5 %	Estimation	Quantile de 95 %
2015	2 022,9	2 782,7	3 933,2
2016	2 899,7	3 463,4	4 419,1
2017	2 865,3	3 876,1	4 841,7
2018	3 222,1	4 112,9	5 362,6
2019	3 927,3	4 905,0	6 323,7
2020	3 779,0	4 982,6	7 132,7
2021	4 035,2	5 514,4	7 992,6
2022	4 003,0	5 637,1	8 083,5
2023	4 027,2	6 318,9	9 385,8

Tableau 29. Estimations des paramètres du modèle SpaceClam pour le Grand Banc. Dans le tableau, « IC » signifie intervalle de confiance.

Paramètre	Estimation (IC à 90 %)
ϕ_{petite}	0,581 (0,568 à 0,595)
$p_{\text{petite taille}}$	1,444 (1,433 à 1,455)
$\phi_{\text{grande taille}}$	0,568 (0,551 à 0,586)
$p_{\text{grande taille}}$	1,445 (1,432 à 1,458)
q	0,6* (gardé fixe)
$M_{\text{petite taille}}$	0,002 (l'erreur-type n'a pas pu être calculée)
$M_{\text{grande taille}}$	0,060 (0,016 à 0,233)
$G_{1,2}$	0,033 (0,017 à 0,064)

Tableau 30. Valeurs du premier indicateur de longueur à l'échelle du Banquereau, exprimées en pourcentage des prises échantillonnées dont la longueur est supérieure à la taille indiquée. Seules les données des 10 dernières années sont présentées. La taille de l'échantillon est indiquée entre parenthèses. Le seuil pour cet indicateur est de 1 %. Dans le tableau, « > » signifie « plus grand que ».

Année	>120 mm (%)
2014	1,6 (14 327)
2015	1,4 (15 137)
2016	2,3 (19 567)
2017	2,5 (16 995)
2018	1,2 (16 695)
2019	2,6 (14 799)
2020	3,9 (13 298)
2021	2,2 (14 491)
2022	1,1 (12 785)
2023	4,6 (11 943)

Tableau 31. Valeurs du troisième indicateur de longueur à l'échelle du Banquereau, exprimées en pourcentage des prises échantillonnées inférieures à 45,2 mm. La taille de l'échantillon est indiquée entre parenthèses. Le seuil pour cet indicateur est de 0,5 %. Le symbole « < » indique « plus petit que ».

Année	<45,2 mm (%)
1999	0,14 (6 997)
2000	0,34 (5 343)
2001	0,13 (1 517)
2002	0,19 (2 597)
2003	0,36 (2 533)
2004	0,49 (3 233)
2005	0,12 (828)
2006	0 (528)
2007	0 (703)

Année	<45,2 mm (%)
2008	0,2 (7 416)
2009	0,08 (18 082)
2010	0,26 (16 683)
2011	0,32 (10 841)
2012	0,17 (12 090)
2013	0,49 (21 301)
2014	0,06 (14 327)
2015	0,01 (15 137)
2016	0 (19 567)
2017	0,01 (16 995)
2018	0 (16 695)
2019	0 (14 799)
2020	0,14 (13 298)
2021	0,01 (14 491)
2022	0 (12 785)
2023	0,02 (11 943)

Tableau 32. Seuils des indicateurs pour le Grand Banc, à l'échelle d'une zone ou de l'ensemble du banc, en fonction de la capture par unité d'effort (CPUE) et de l'empreinte de pêche maximale pour l'année indiquée dans le tableau.

Zone	CPUE 2002 (g/m^2)	Empreinte (km^2)	Premier indicateur de longueur 95e centile (mm)
Nord	55	65 (2003)	99
Sud	46	122 (1995)	116
Ensemble du banc	50	125 (1995)	105

Tableau 33. Valeurs du premier indicateur de longueur pour le Grand Banc, à l'échelle d'une zone ou de l'ensemble du banc, exprimées en pourcentage des prises échantillonnées dont la longueur est supérieure à la taille indiquée. La taille de l'échantillon est indiquée entre parenthèses. Le seuil pour cet indicateur est de 0,5 %. Les tirets (—) indiquent l'absence de données.

Année	Nord >99 mm (%)	Sud >116 mm (%)	Ensemble du banc >105 mm (%)
2015	33,00 (100)	6,60 (500)	19,17 (600)
2016	0,00 (100)	3,35 (8 900)	16,97 (9 000)
2017	—	1,91 (7 598)	15,95 (7 598)
2018	0,17 (1 800)	2,26 (6 200)	11,35 (8 000)
2019	0,78 (3 200)	1,56 (6 100)	9,72 (9 300)
2020	2,15 (1 300)	8,04 (5 598)	17,25 (6 998)
2021	0,38 (1 299)	1,21 (6 194)	10,9 (7 493)
2022	2,5 (2 000)	1,06 (5 293)	11,12 (7 293)
2023	1,41 (2 700)	0,03 (3 598)	1,67 (6 298)

Tableau 34. Valeurs du troisième indicateur de longueur pour le Grand Banc, à l'échelle d'une zone ou pour l'ensemble du banc concernant, exprimées en pourcentage des prises échantillonnées dont la longueur est inférieure à 39,9 mm. La taille de l'échantillon est indiquée entre parenthèses. Le seuil pour cet indicateur est de 0,5 %. Les années sans échantillons ne sont pas présentées. Les tirets (—) indiquent l'absence de données.

Année	Ensemble du banc (%)	Nord (%)	Sud (%)
2000	0 (1 393)	0 (894)	0 (499)
2001	0 (1 697)	0 (688)	0 (1 009)
2002	0 (714)	—	0 (714)
2003	0 (621)	—	0 (621)
2004	0,08 (1 243)	0 (910)	0,3 (333)
2005	0 (172)	—	0 (172)
2006	0,45 (662)	—	0,45 (662)
2010	0 (224)	0 (152)	0 (72)
2011	0 (203)	0 (203)	—
2013	0 (159)	—	0 (59)
2015	0 (600)	0 (100)	0 (500)
2016	0 (9 000)	0 (100)	0 (8 900)
2017	0 (7 598)	—	0 (7 598)
2018	0 (8 000)	0 (1 800)	0 (6 200)
2019	0 (9 300)	0 (3 200)	0 (6 100)
2020	0 (6 998)	0 (1 300)	0 (5 598)
2021	0 (7 493)	0 (1 299)	0 (6 194)
2022	0 (7 293)	0 (2 000)	0 (5 293)
2023	0 (6 298)	0 (2 700)	0 (3 598)

FIGURES

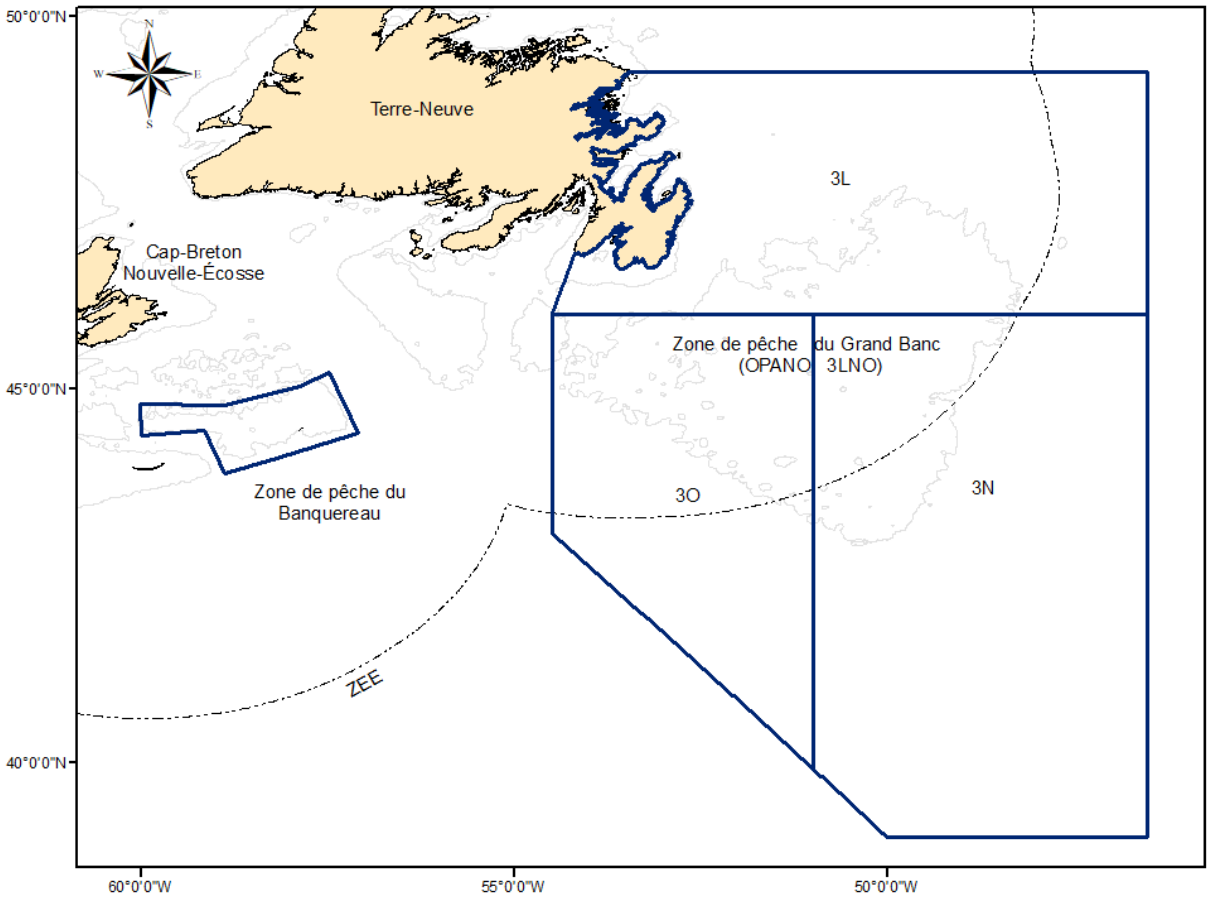


Figure 1. Zones de pêche hauturière de la palourde (lignes pleines), d'après les conditions de permis. Dans la figure, l'acronyme « NAFO » désigne l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest.

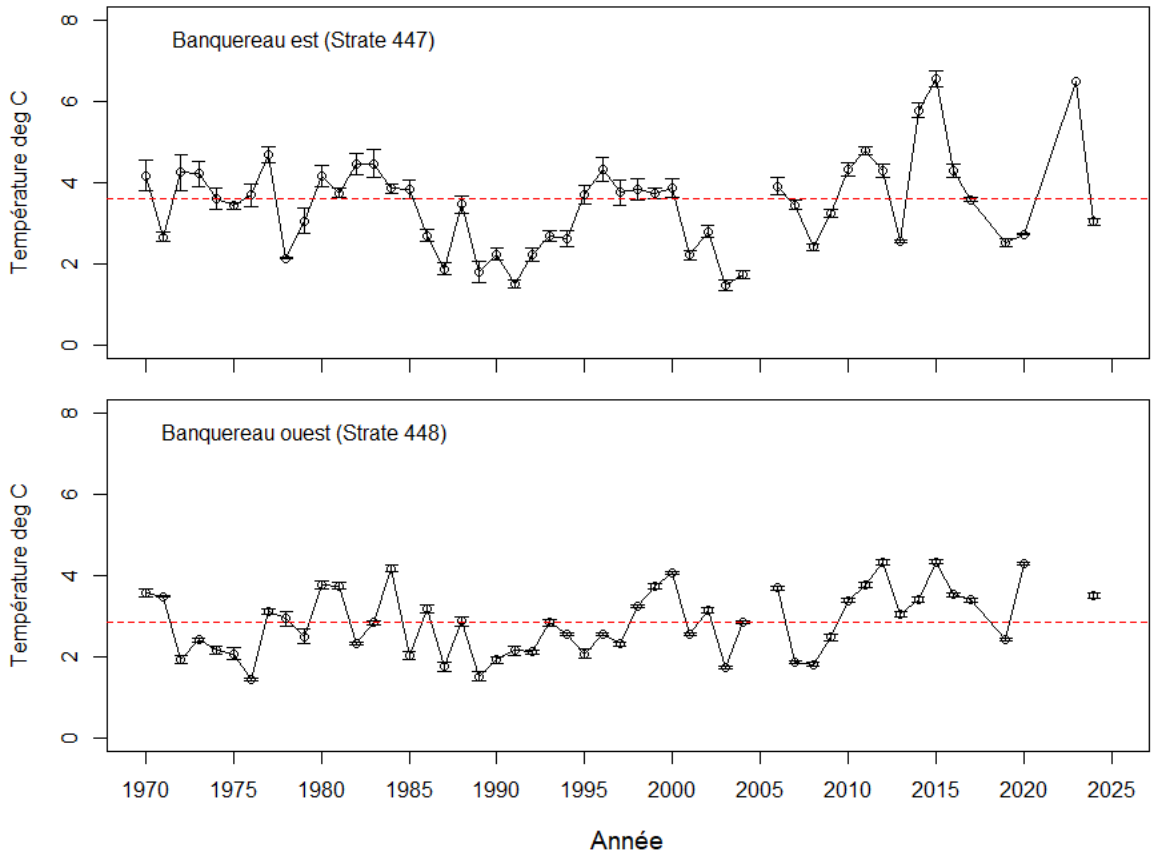


Figure 2. Températures au fond moyennes (±1 écart-type) sur le Banquereau, en degrés Celsius (°C), recueillies lors du relevé de recherche estival au chalut sur l'écosystème de la région des Maritimes du MPO (1970 à 2024). Le graphique du haut représente la partie est du Banquereau et le graphique du bas, la partie ouest.

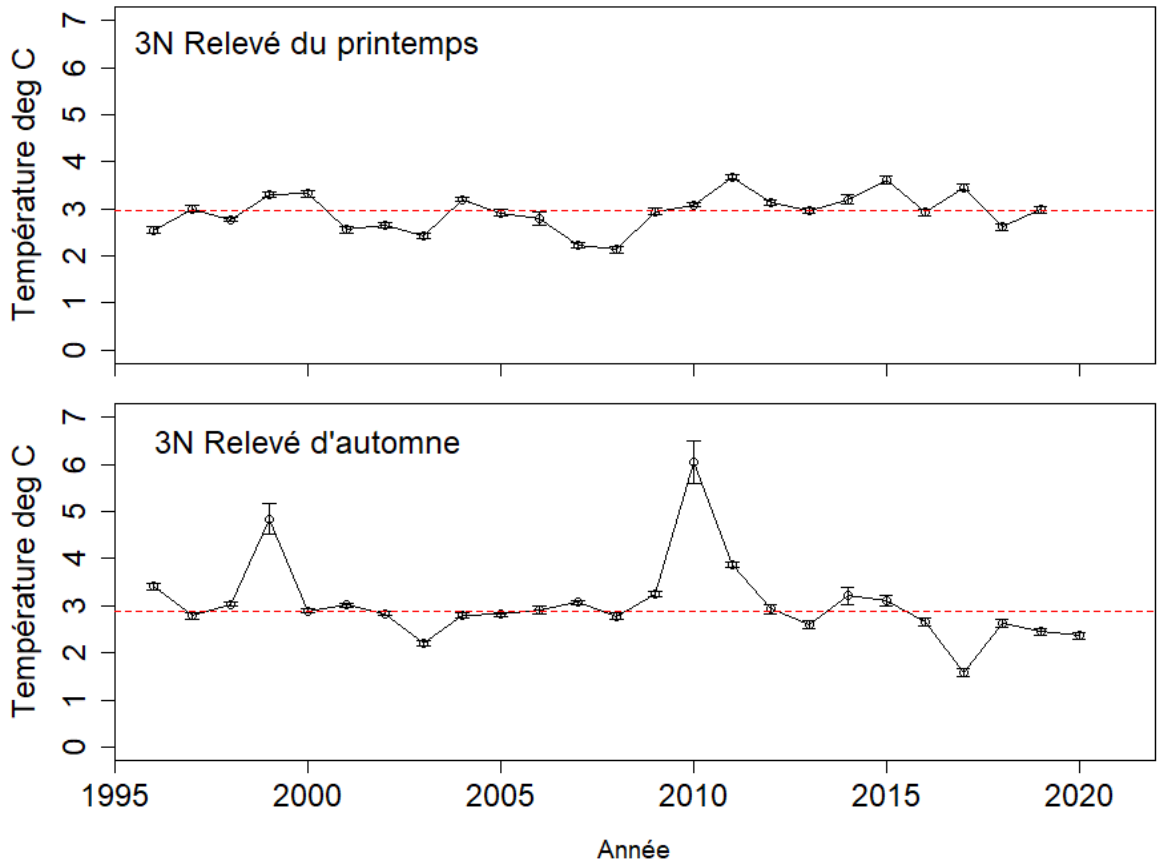


Figure 3. Températures au fond moyennes (±1 écart-type), en degrés Celsius (°C), recueillies lors du relevé de recherche au chalut sur l'écosystème de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO mené dans la division 3N de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Le graphique du haut correspond au relevé de printemps (1996 à 2019) et celui du bas, au relevé d'automne (1996 à 2020).

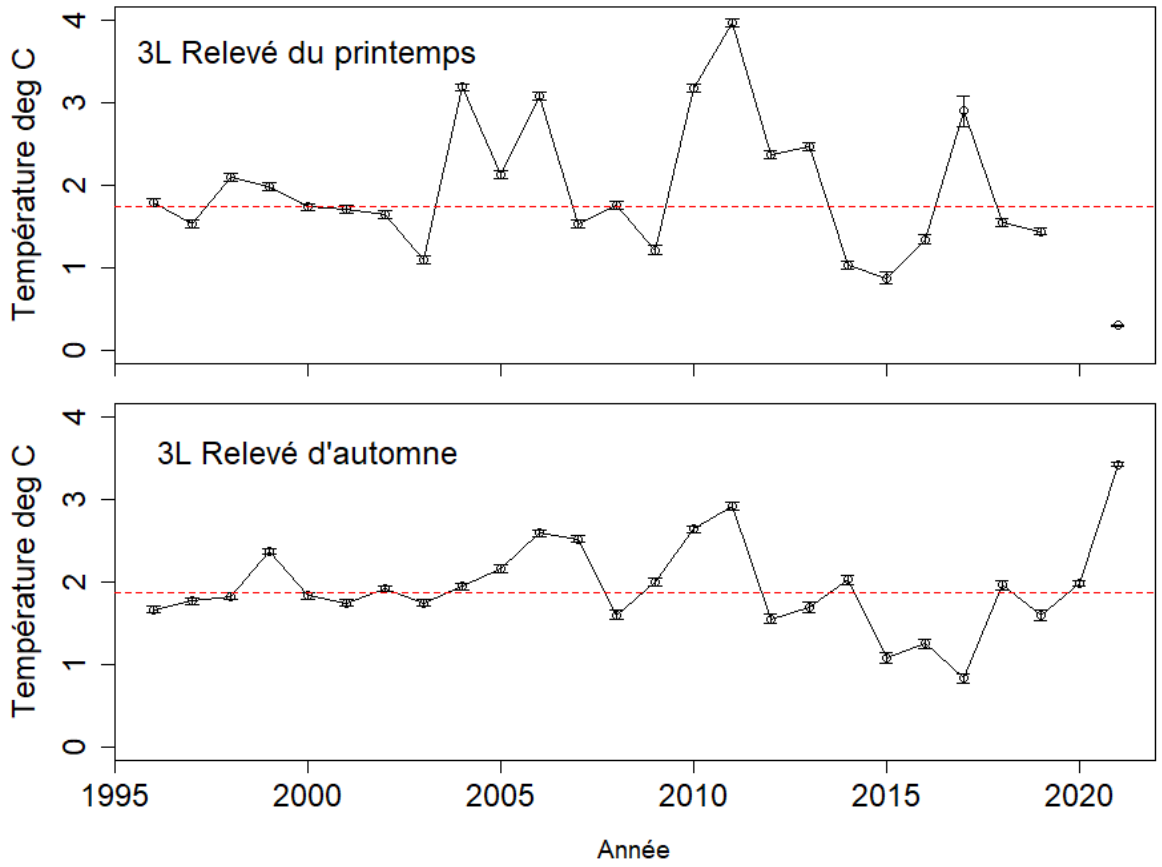


Figure 4. Températures au fond moyennes (±1 écart-type), en degrés Celsius (°C) recueillies lors du relevé de recherche au chalut sur l'écosystème de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO mené dans la division 3L de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Le graphique du haut correspond au relevé de printemps (1996 à 2019) et celui du bas, au relevé d'automne (1996 à 2021).

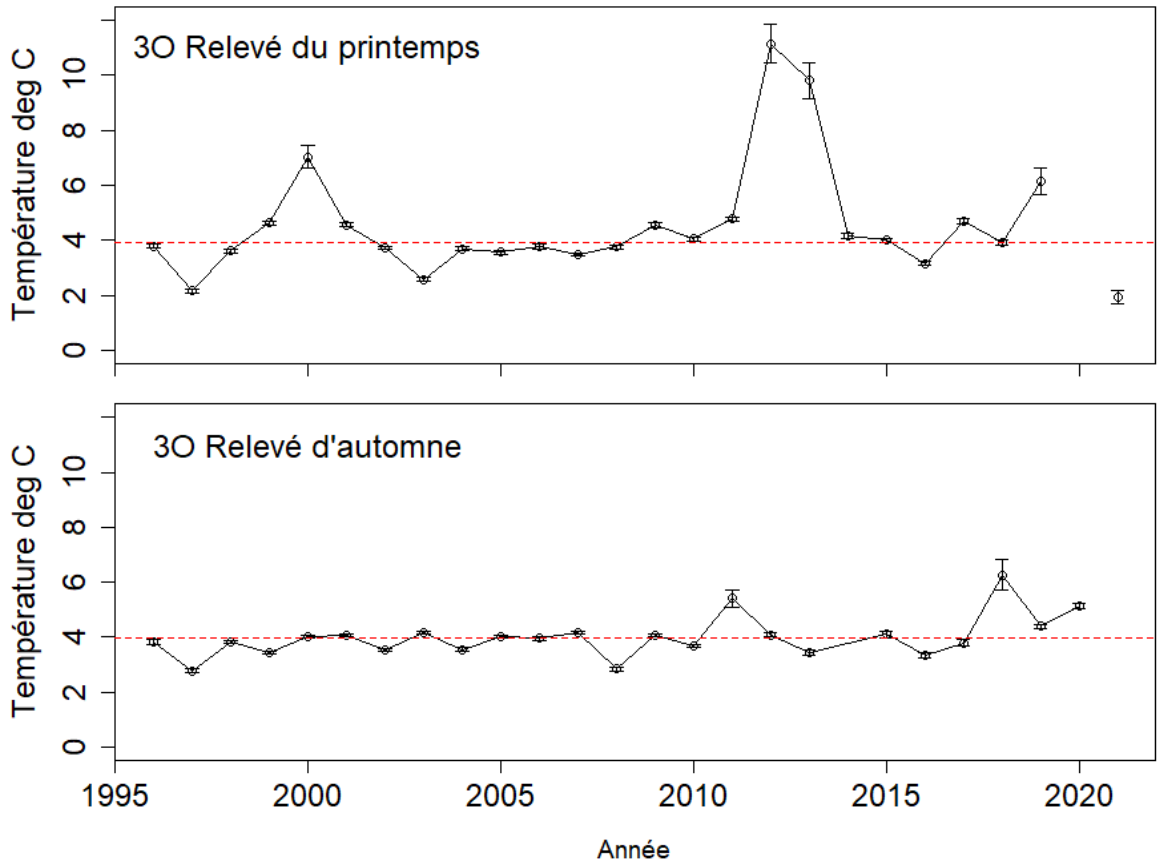


Figure 5. Températures au fond moyennes (±1 écart-type), en degrés Celsius (°C), recueillies lors du relevé de recherche au chalut sur l'écosystème de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO mené dans la division 3O de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Le graphique du haut correspond au relevé de printemps (1996 à 2021) et celui du bas, au relevé d'automne (1996 à 2020).

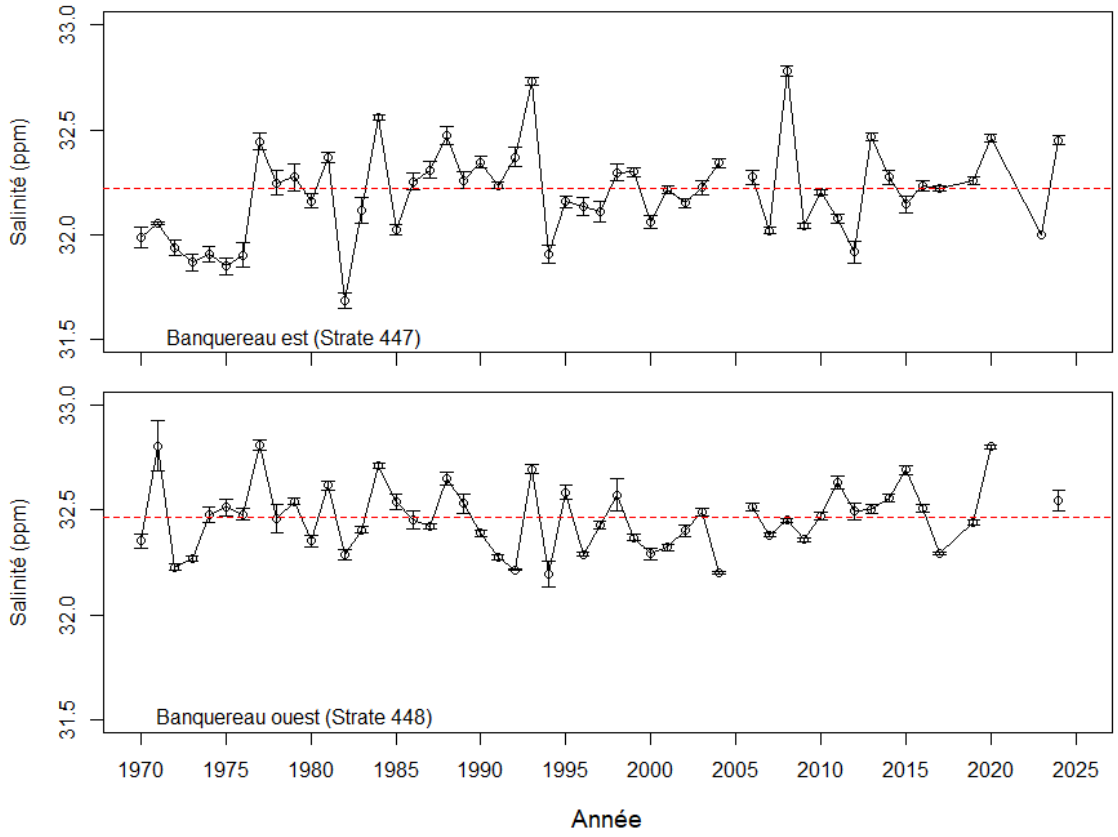


Figure 6. Salinités au fond moyennes (±1 écart-type) sur le Banquereau, en degrés Celsius (°C), recueillies lors du relevé de recherche estival au chalut sur l'écosystème de la région des Maritimes du MPO (1970 à 2024). Le graphique du haut représente la partie est du Banquereau et le graphique du bas, la partie ouest.

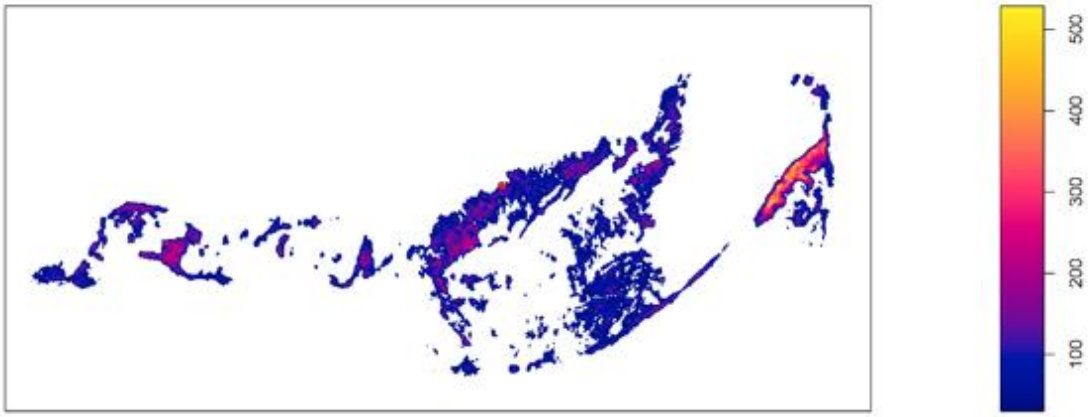


Figure 7. Empreinte de la pêche utilisée pour définir le stock de mactres de Stimpson du Banquereau pour la période de 2017 à 2023. L'empreinte est déterminée grâce à la densité estimée à partir des données du Système de surveillance des navires (SSN), au moyen d'une fonction de l'intensité avec lissage par noyau. L'écart-type est de 0,2 pour une résolution de 100 m^2. L'échelle indique l'intensité de la pêche mesurée par le SSN, exprimée sous la forme du nombre de transmissions (signaux) par km^2, pour la période de 2004 à 2016. Les zones en couleur sont celles où l'intensité mesurée par le SSN est supérieure à 30 signaux/km^2.

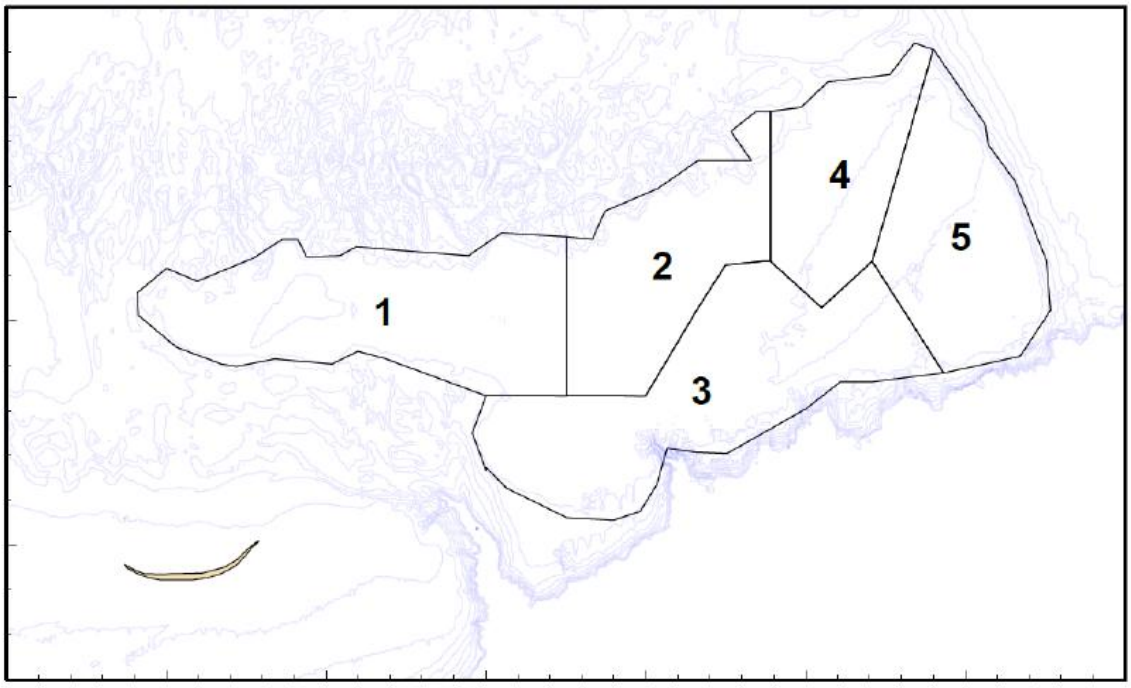


Figure 8. Zones d'évaluation spatiale sur le Banquereau utilisées pour l'évaluation du stock de 2017 à 2023.

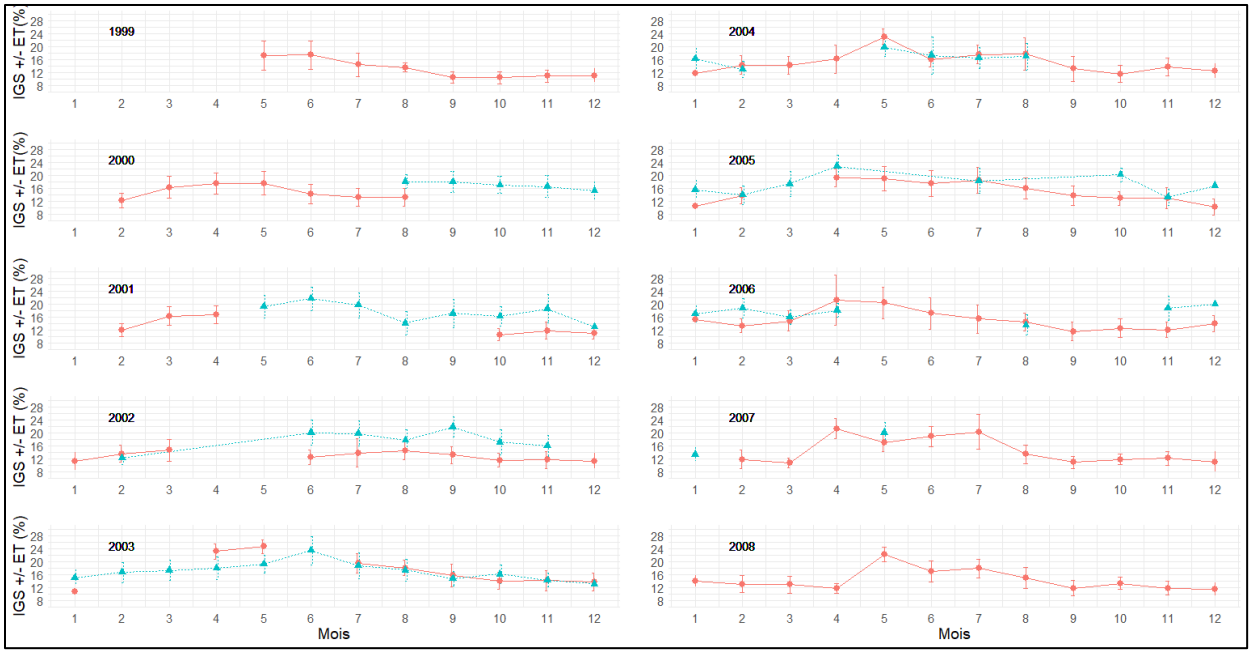


Figure 9. Indice somatique des gonades (ISG) moyen ±1 écart-type de mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau (cercles roses) et du Grand Banc (triangles bleus), de 1999 à 2008.

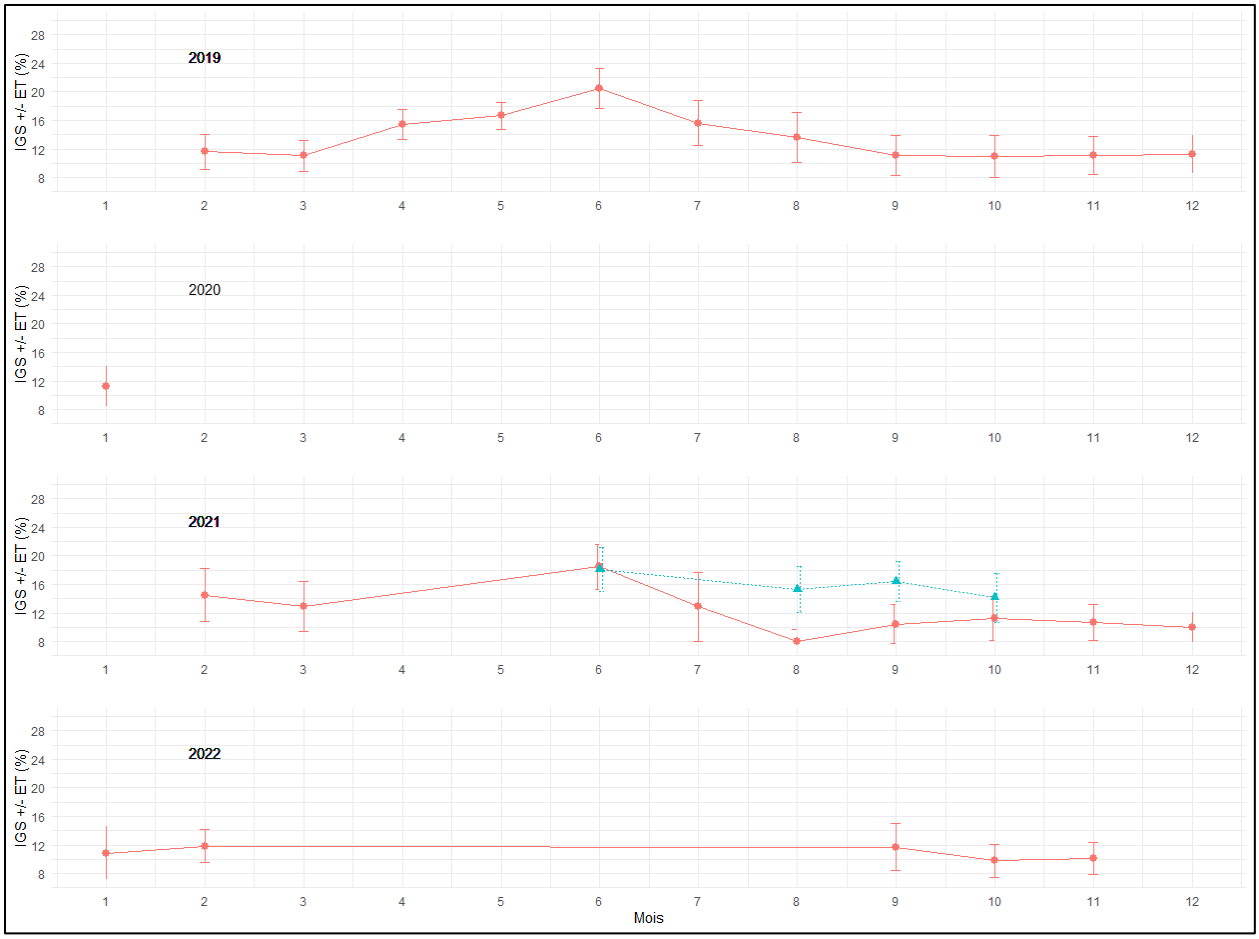


Figure 10. Indice somatique des gonades (ISG) moyen ±1 écart-type de mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau (cercles roses) et du Grand Banc (triangles bleus), de 2019 à 2022.

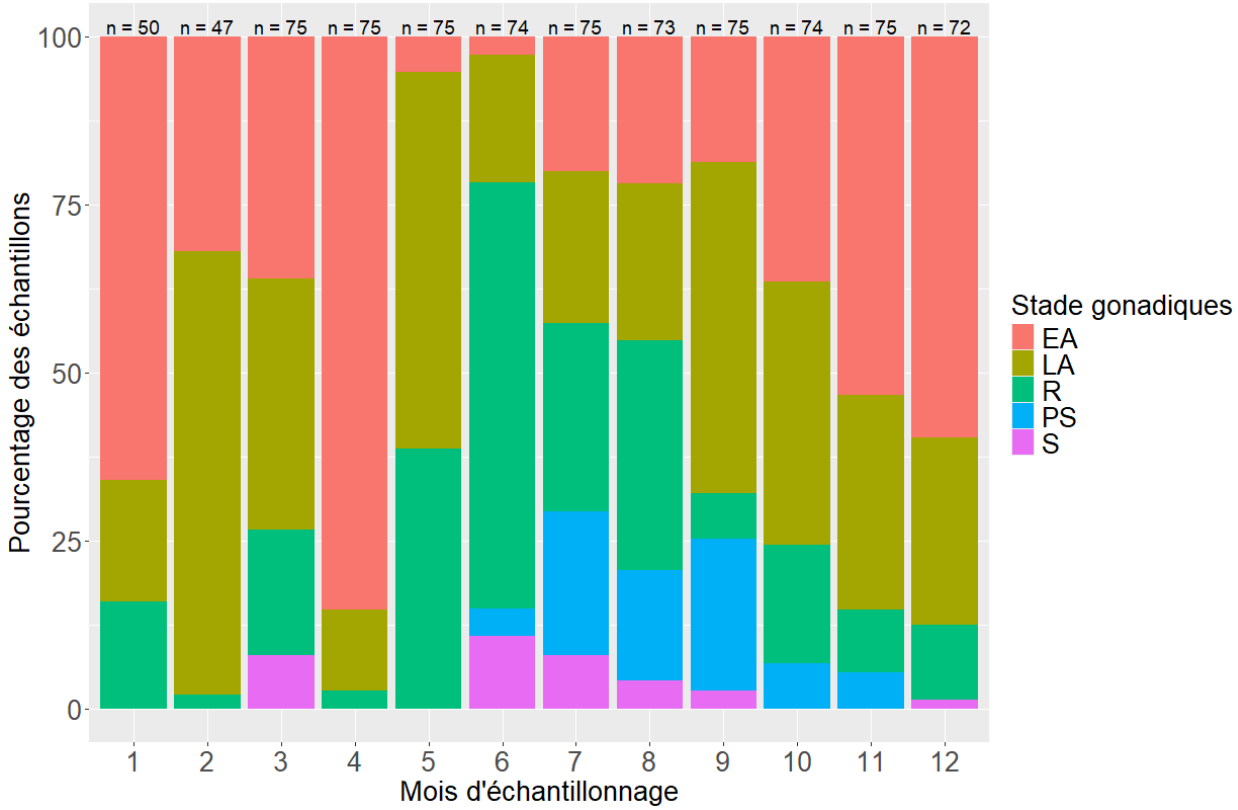


Figure 11. Pourcentage de mactres de Stimpson à chaque stade de développement des gonades par mois pour le stock du Banquereau. Les données regroupent des échantillons allant de 2019 à 2024. Les stades de développement sont les suivants : « EA » signifie active précoce; « LA » signifie active avancée; « R » signifie mature; « PS » signifie partiellement utilisée; « S » signifie vide. « N » représente le nombre d'individus échantillonnés.

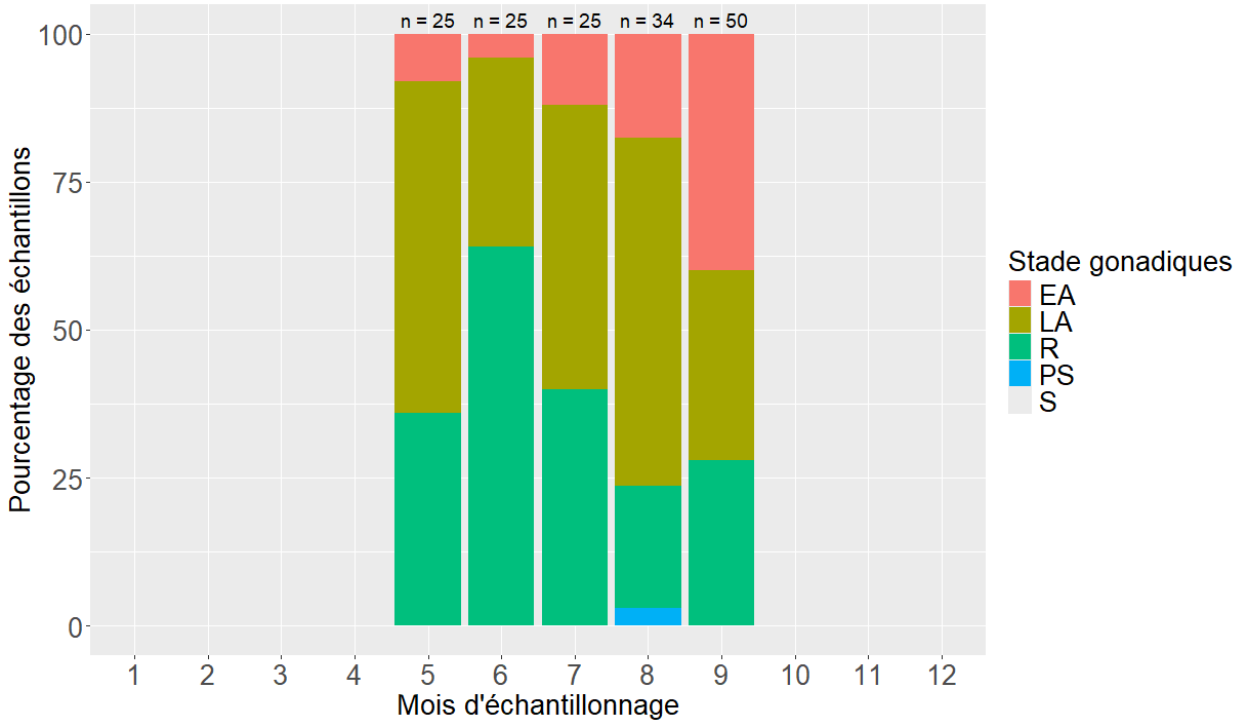


Figure 12. Pourcentage de mactres de Stimpson à chaque stade de développement des gonades par mois pour le stock du Grand Banc. Les données regroupent des échantillons allant de 2022 à 2024. Les stades de développement sont les suivants : « EA » signifie active précoce; « LA » signifie active avancée; « R » signifie mature; « PS » signifie partiellement utilisée; « S » signifie vide. « N » représente le nombre d'individus échantillonnés.

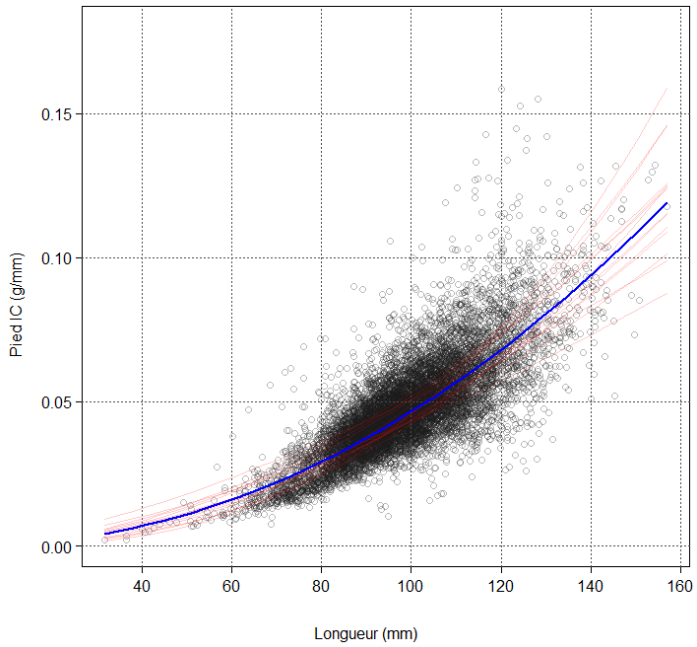


Figure 13. Relation entre l'indice de condition du pied (ICP; g/mm) sec et la longueur de la coquille (mm) sur le Banquereau. L'année représente un effet aléatoire (lignes rouges). La ligne bleue représente l'effet fixe.

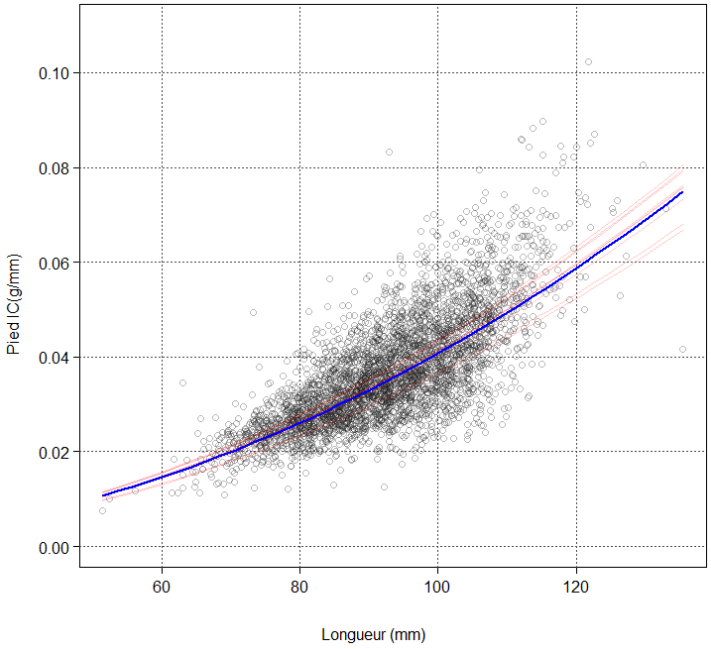


Figure 14. Relation entre l'indice de condition du pied (ICP; g/mm) sec et la longueur de la coquille (mm) sur le Grand Banc. L'année représente un effet aléatoire (lignes rouges). La ligne bleue représente l'effet fixe.

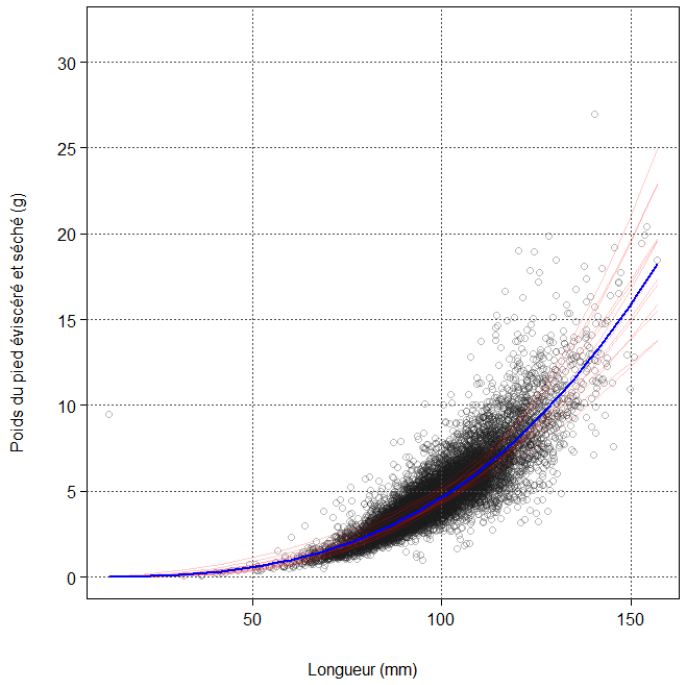
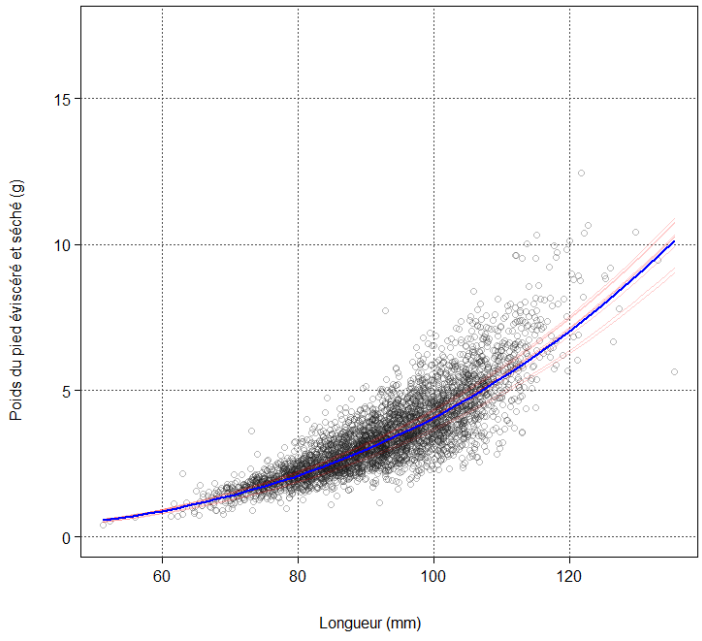


Figure 15. Relation entre le poids sec du pied éviscéré (g) et la longueur de la coquille (mm) sur le Banquereau. L'année représente un effet aléatoire (lignes rouges). La ligne bleue représente l'effet fixe.



.

Figure 16. Relation entre le poids sec du pied éviscéré (g) et la longueur de la coquille (mm) sur le Grand Banc. L'année représente un effet aléatoire (lignes rouges). La ligne bleue représente l'effet fixe.

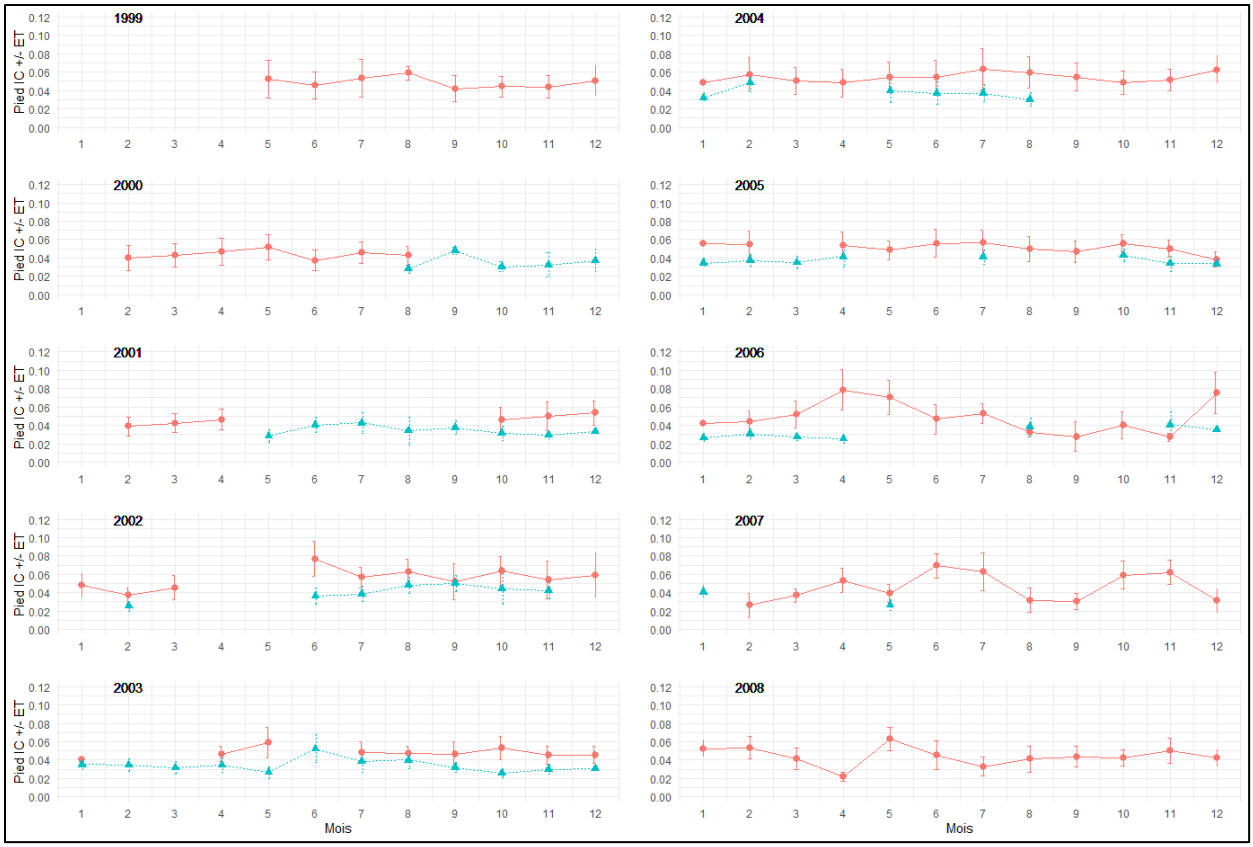


Figure 17. Indice de condition du pied (ICP; g/mm) mensuel moyen ±1 écart-type pour des mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau (cercles roses) et du Grand Banc (triangles bleus), de 1999 à 2008.

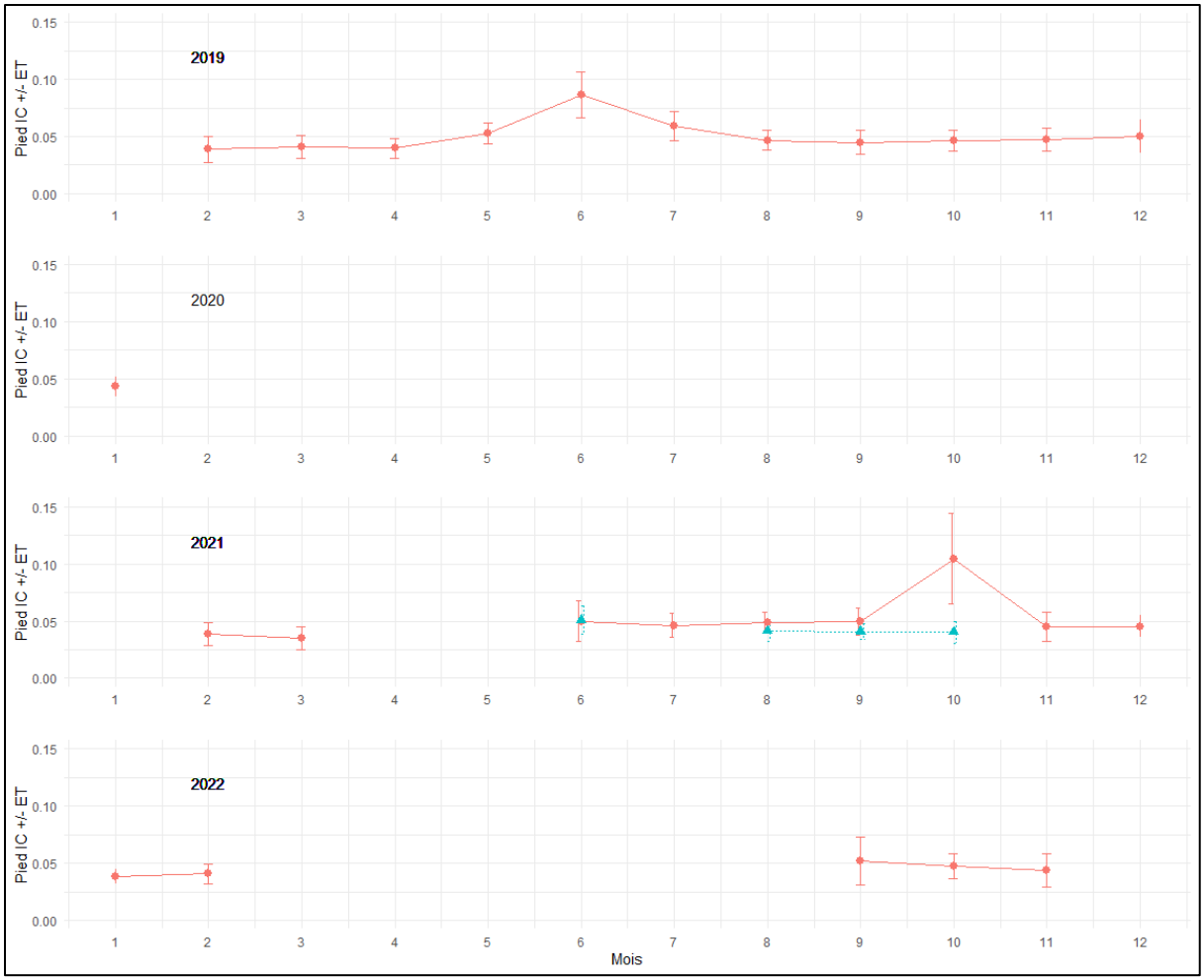


Figure 18. Indice de condition du pied (ICP; g/mm) mensuel moyen ±1 écart-type pour des mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau (cercles roses) et du Grand Banc (triangles bleus), de 2019 à 2022.

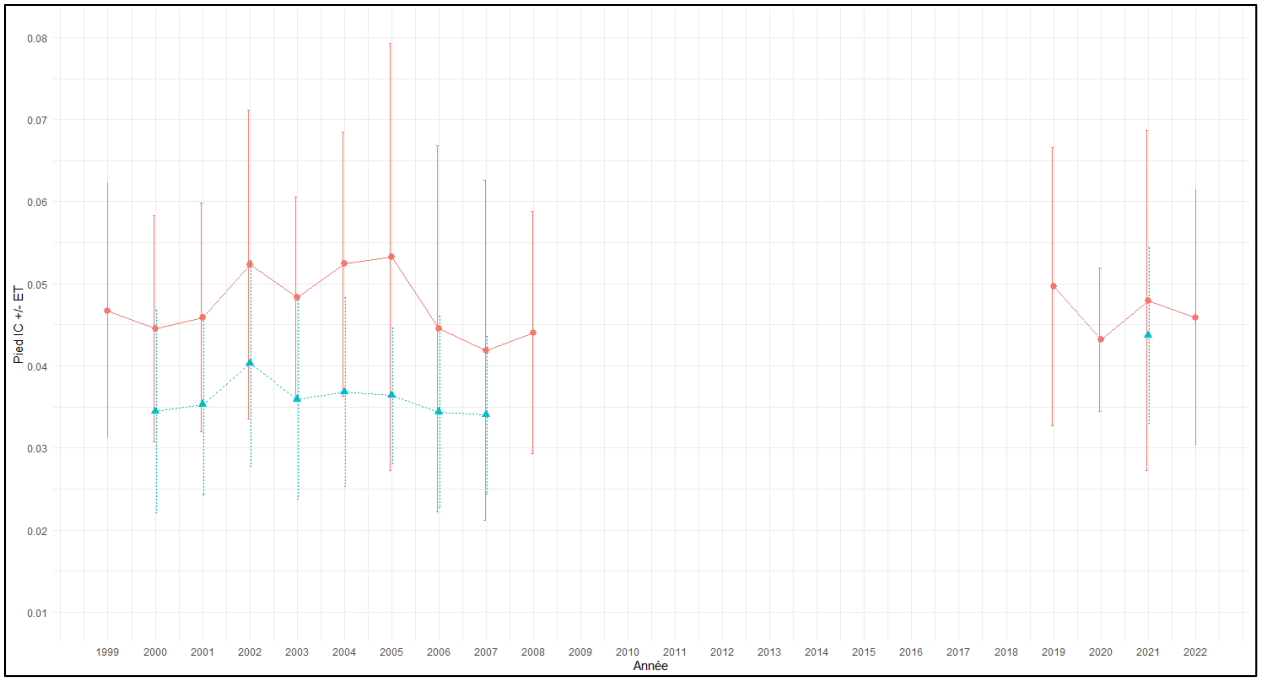


Figure 19. Indice de condition du pied (ICP; g/mm) annuel moyen ±1 écart-type pour des mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau (cercles roses) et du Grand Banc (triangles bleus), de 2019 à 2022.

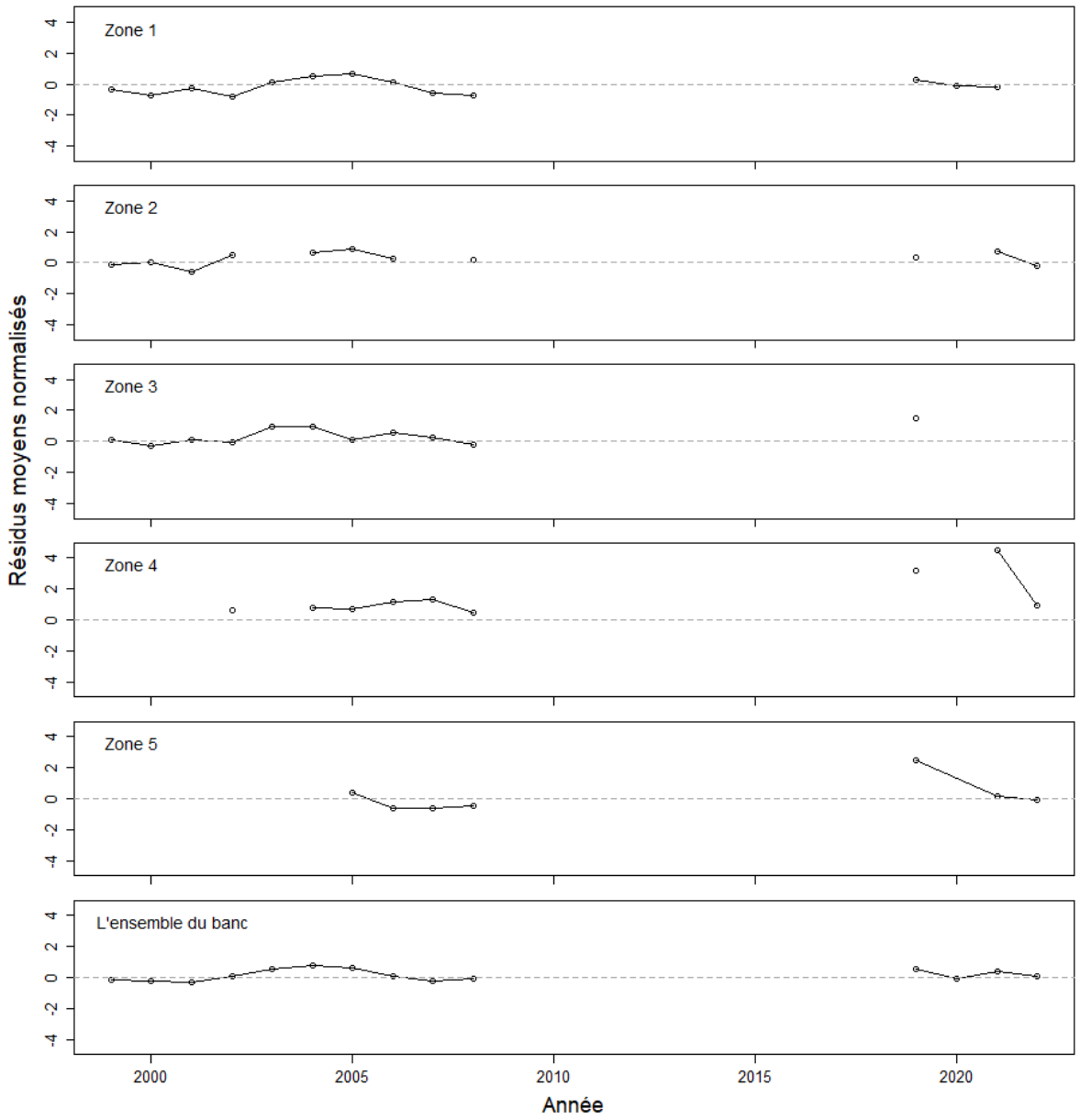


Figure 20. Résidus annuels moyens entre l'indice de condition du pied (ICP) réel de mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau et l'ICP calculé d'après la régression par zone d'évaluation et à l'échelle du banc découlant de la ligne de régression illustrée à la figure 13.

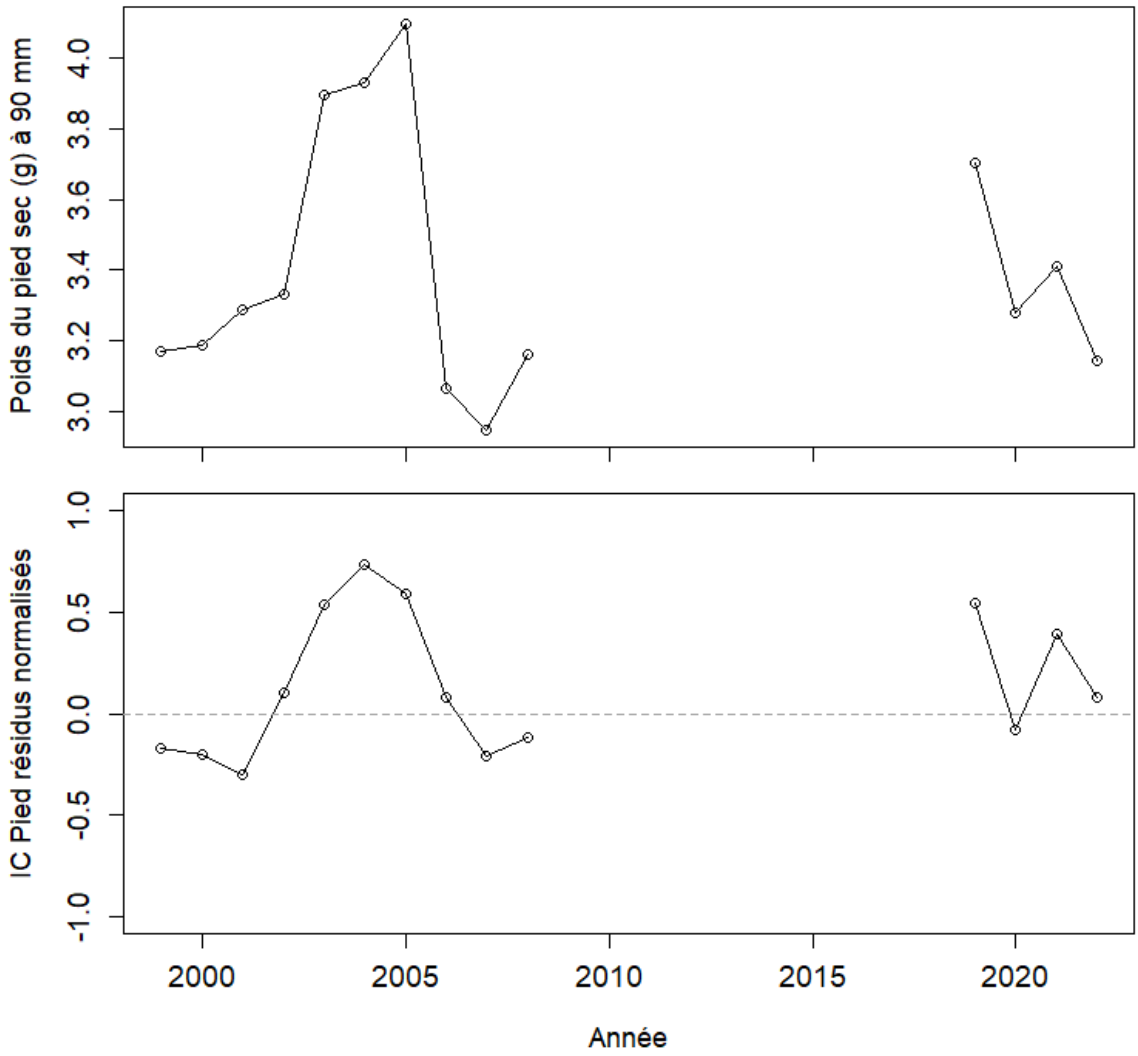


Figure 21. Indice de condition du pied (ICP; g/mm) de mactres de Stimpson congelées provenant du Banquereau, fondé sur le poids du pied sec prédit pour un individu de 90 mm (graphique du haut; à partir de la ligne de régression illustrée à la figure 15) et indice fondé sur les résidus annuels moyens entre l'ICP réel et l'ICP calculé (graphique du bas; à partir de la ligne de régression illustrée à la figure 13).

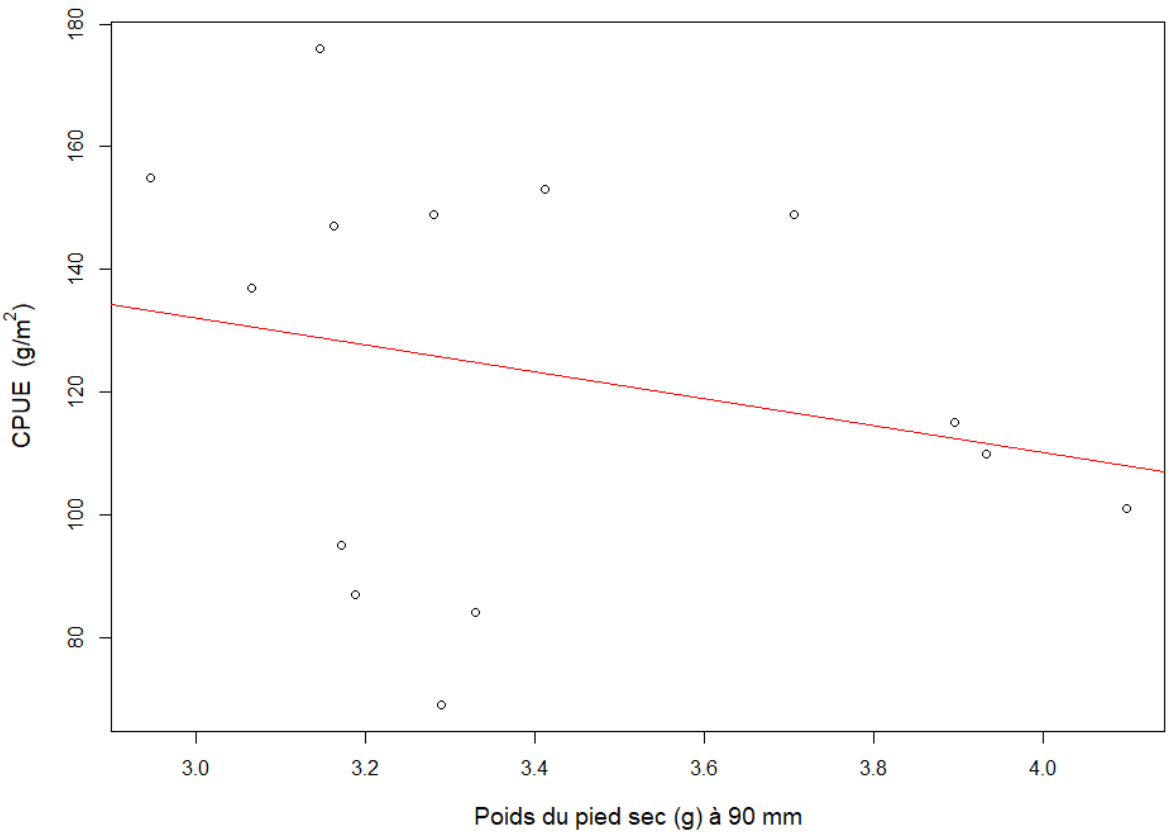


Figure 22. Capture par unité d'effort (CPUE; g/m^2) annuelle à l'échelle du banc et poids du pied sec (g) prédit pour un individu de 90 mm sur le Banquereau. La ligne de régression non significative est représentée en rouge.

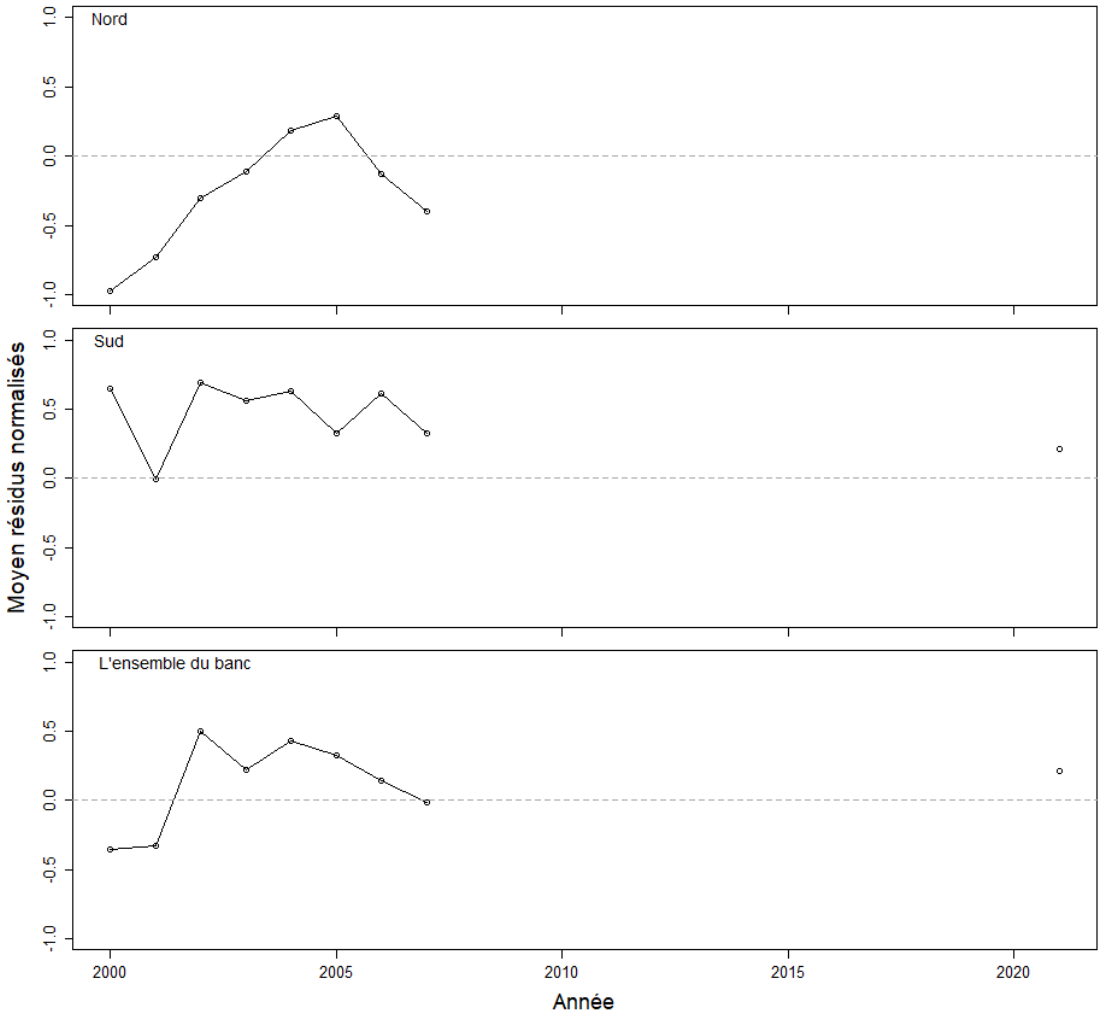


Figure 23. Résidus annuels moyens entre l'indice de condition du pied (ICP) réel de mactres de Stimpson congelées provenant du Grand Banc, et l'ICP calculé d'après la régression par zone d'évaluation et à l'échelle du banc découlant de la ligne de régression illustrée à la figure 14.

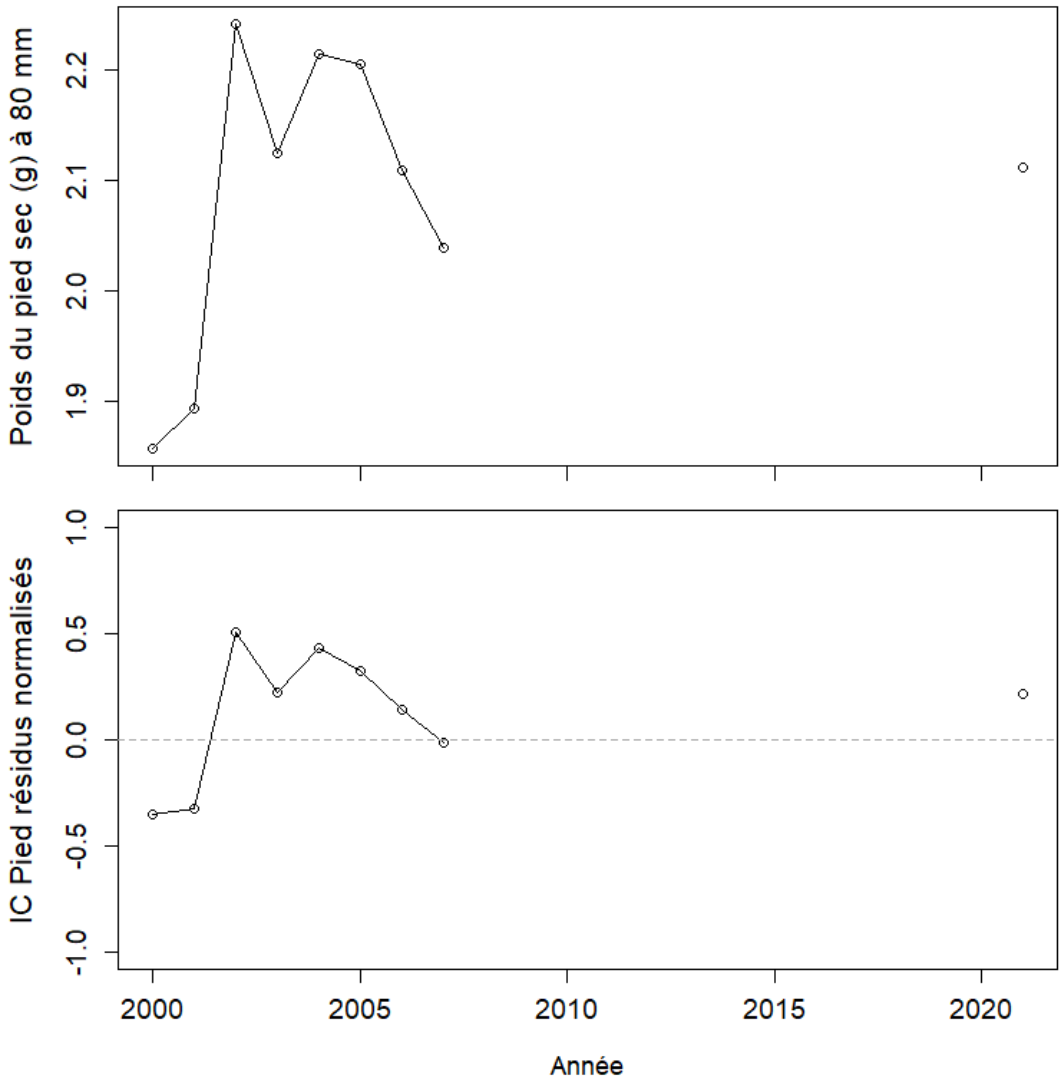


Figure 24. Indice de condition du pied (ICP; g/mm) fondé sur le poids du pied sec prédit pour une mactre de Stimpson de 80 mm (graphique du haut; à partir de la ligne de régression illustrée à la figure 16) et indice fondé sur les résidus annuels moyens entre l'ICP réel de mactres de Stimpson congelées provenant du Grand Banc et l'ICP calculé (graphique du bas; à partir de la ligne de régression illustrée à la figure 14).

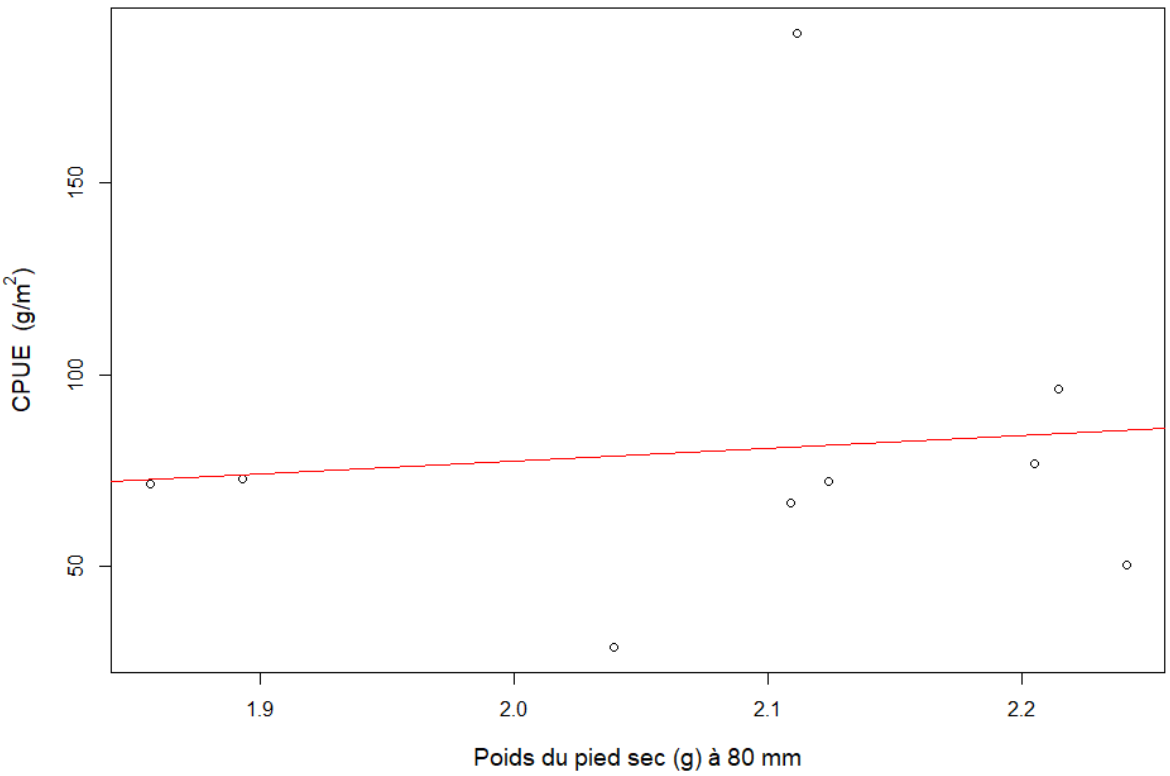


Figure 25. Capture par unité d'effort (CPUE, g/m^2) annuelle à l'échelle du banc et poids du pied sec (g) prédit pour une mactre de Stimpson de 80 mm sur le Grand Banc. La ligne de régression non significative est représentée en rouge.

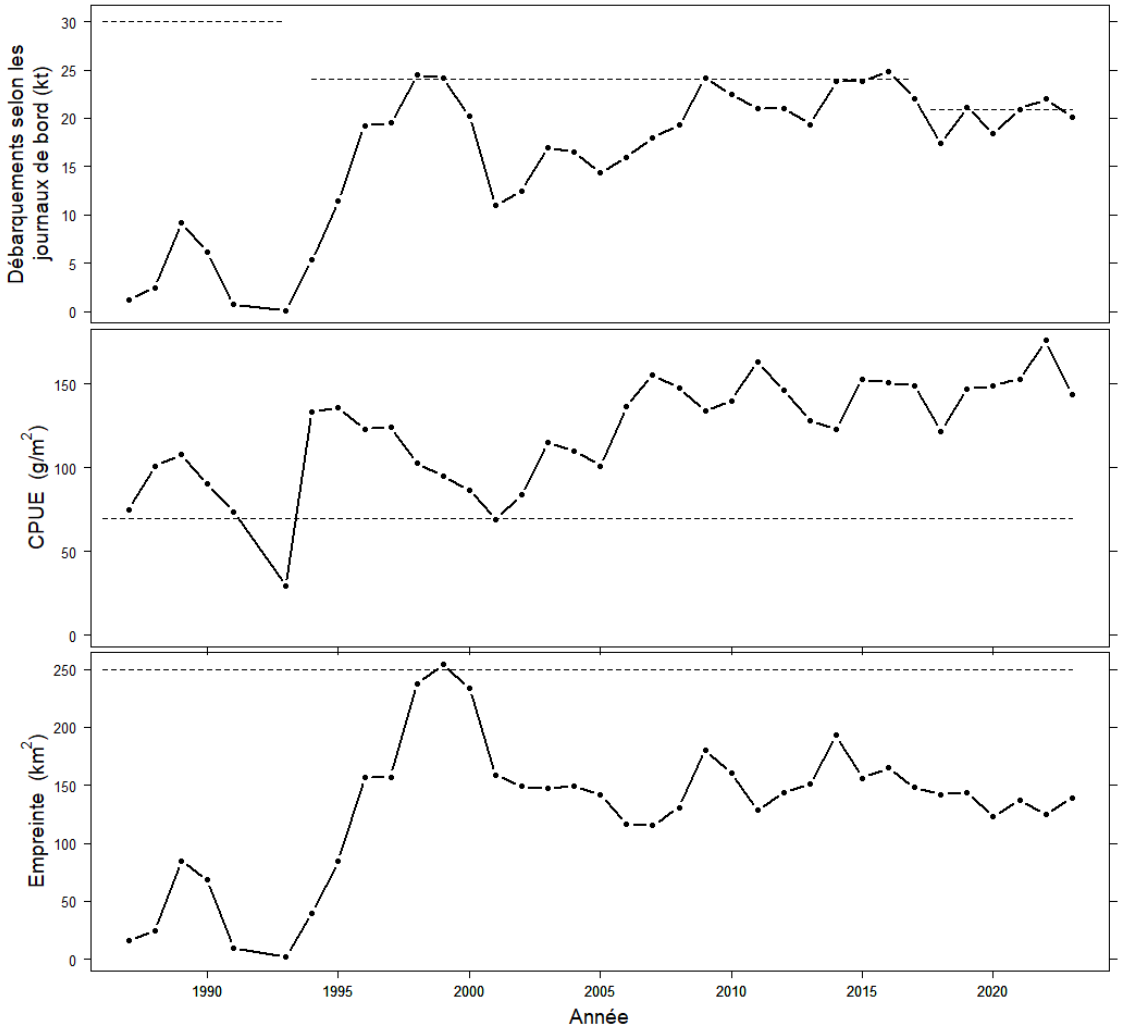


Figure 26. Débarquements (kt) selon les journaux de bord [graphique du haut], capture par unité d'effort (CPUE; g/m^2) [graphique du milieu] et empreinte de la pêche (km^2) [graphique du bas] pour le Banquereau, de 1987 à 2023. Les lignes horizontales représentent le total autorisé des captures (graphique du haut) ou les seuils des indicateurs secondaires.

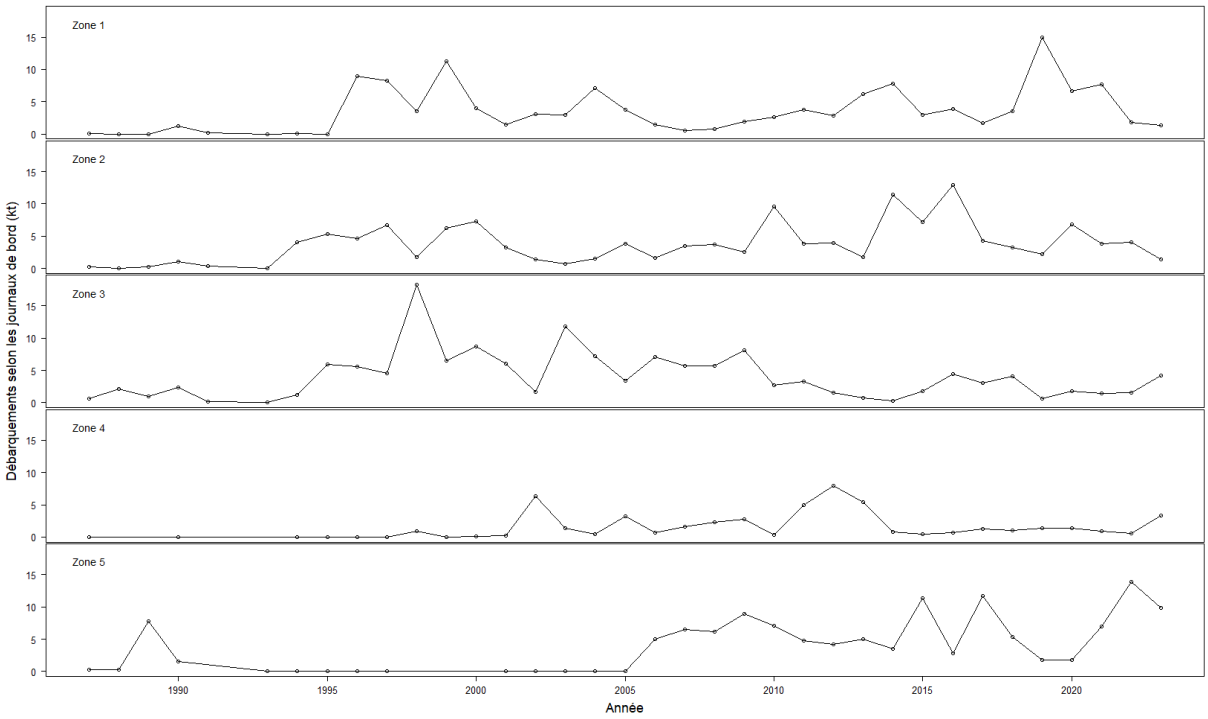


Figure 27. Débarquements (kt) selon les journaux de bord par zone d'évaluation pour le Banquereau, de 1987 à 2023. Voir la figure 8 pour une carte des zones d'évaluation.

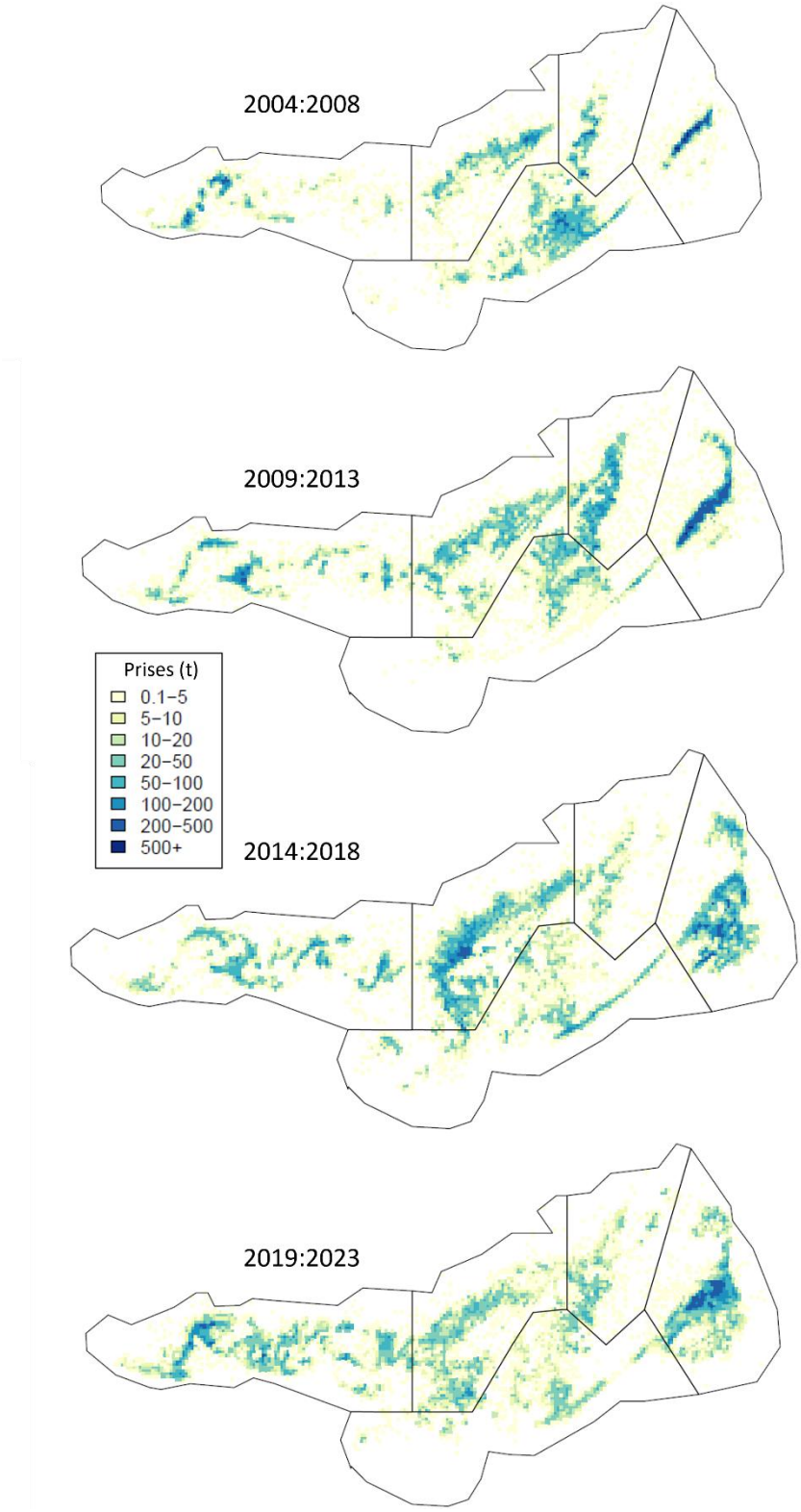


Figure 28. Prises (t) agrégées par périodes de cinq ans pour le Banquereau.

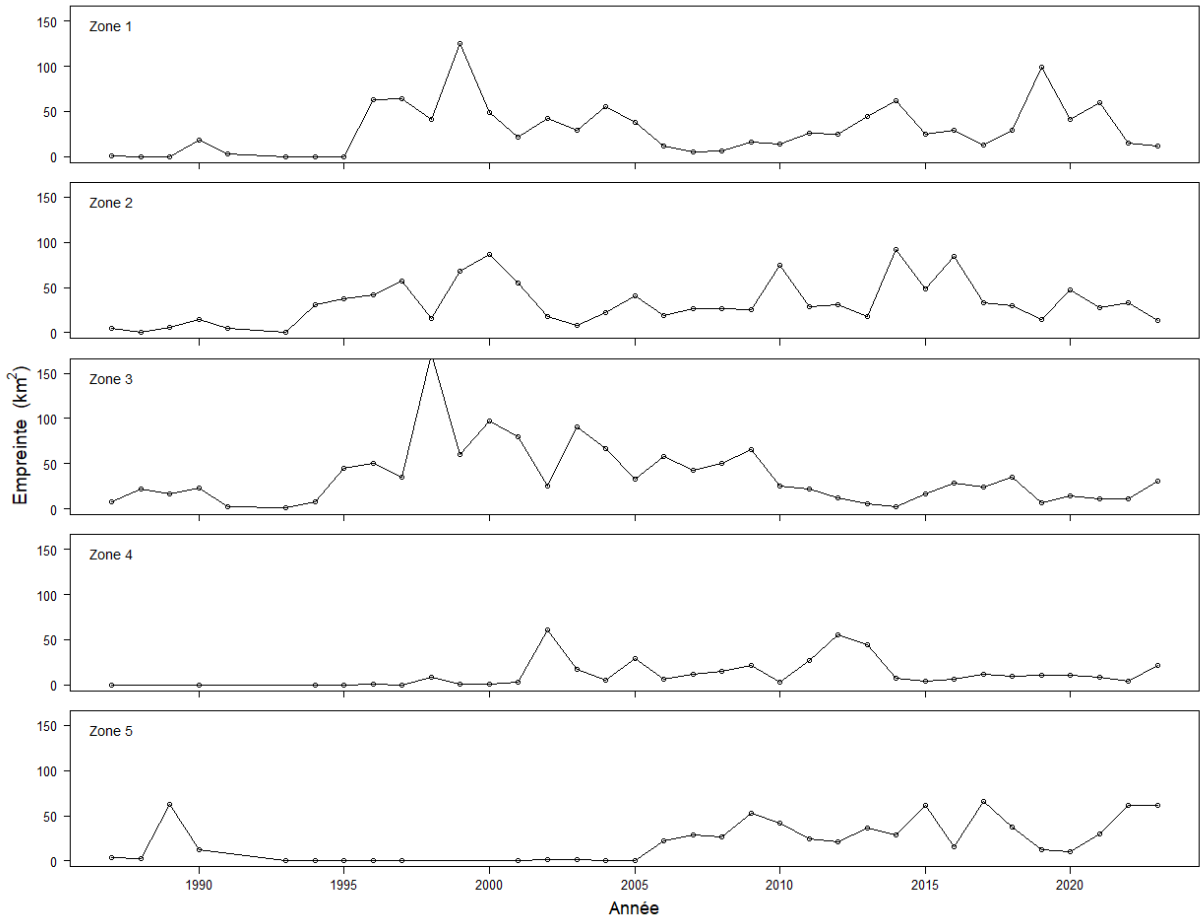


Figure 29. Empreinte de la pêche (effort, en km^2) par zone d'évaluation pour le Banquereau, de 1987 à 2023. Voir la figure 8 pour une carte des zones d'évaluation.

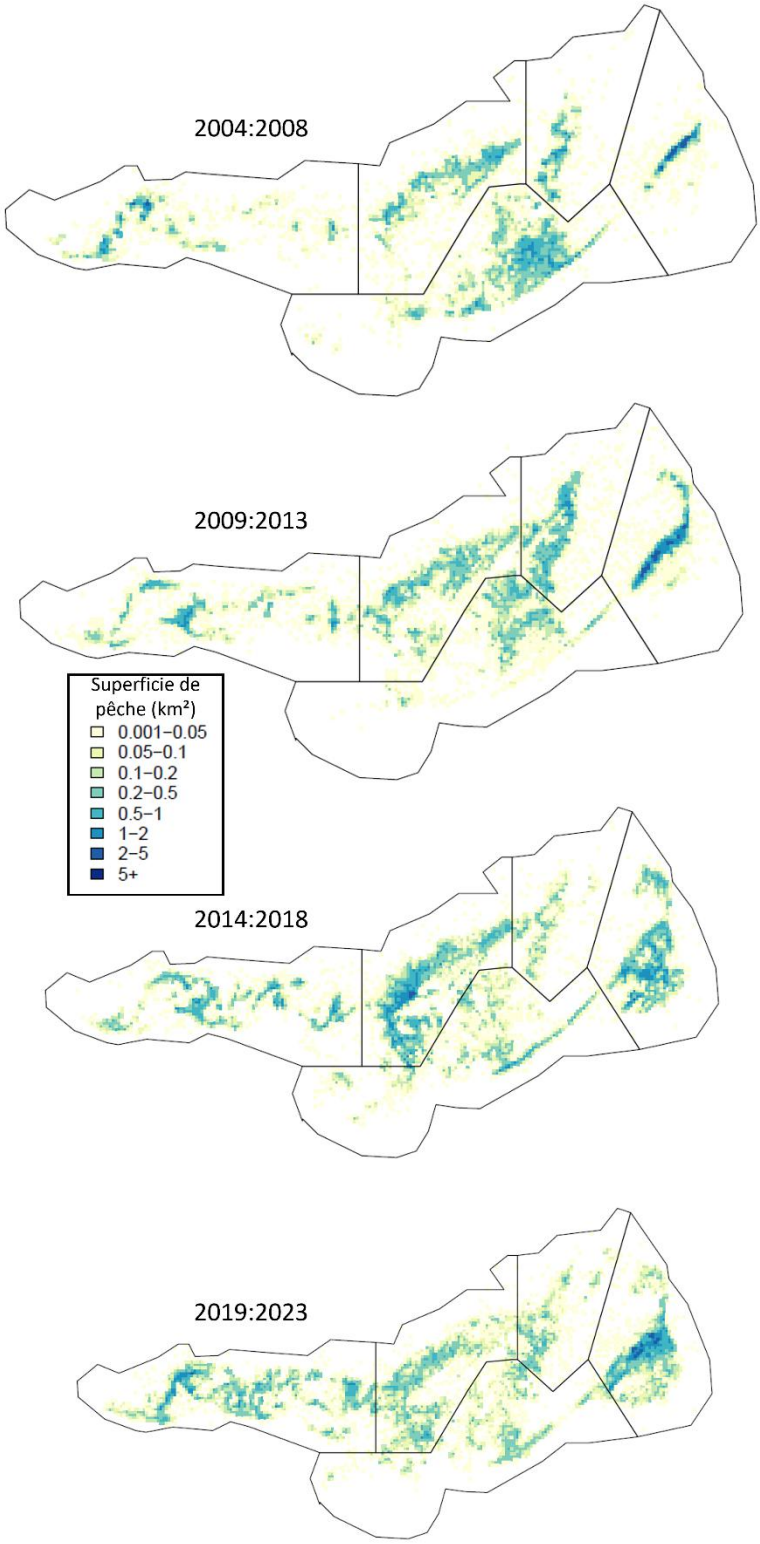


Figure 30. Effort (km²) agrégé par périodes de cinq ans pour le Banquereau.

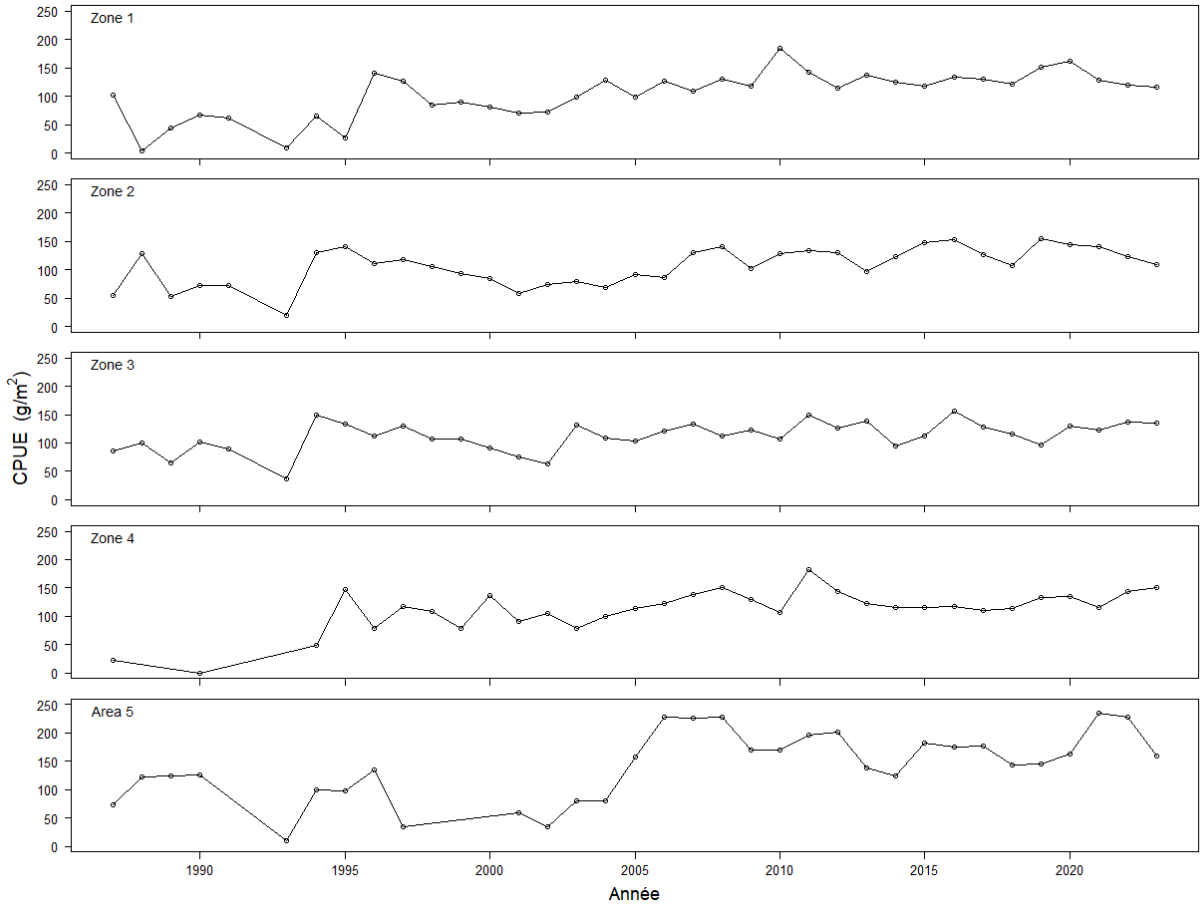


Figure 31. Captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2) par zone d'évaluation pour le Banquereau, de 1987 à 2023.

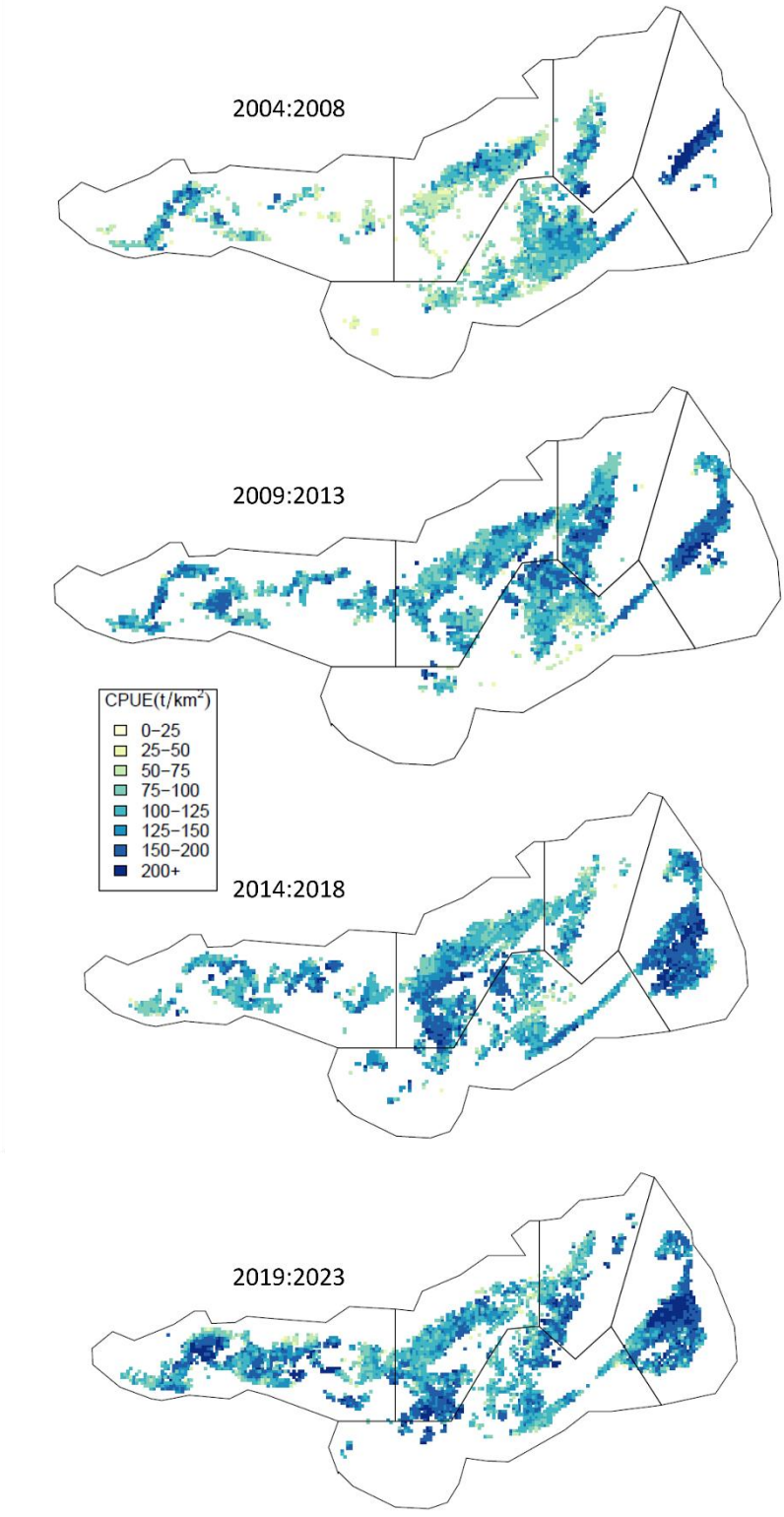


Figure 32. Captures par unité d'effort (CPUE; g/m²) agrégées par périodes de cinq ans pour le Banquereau.

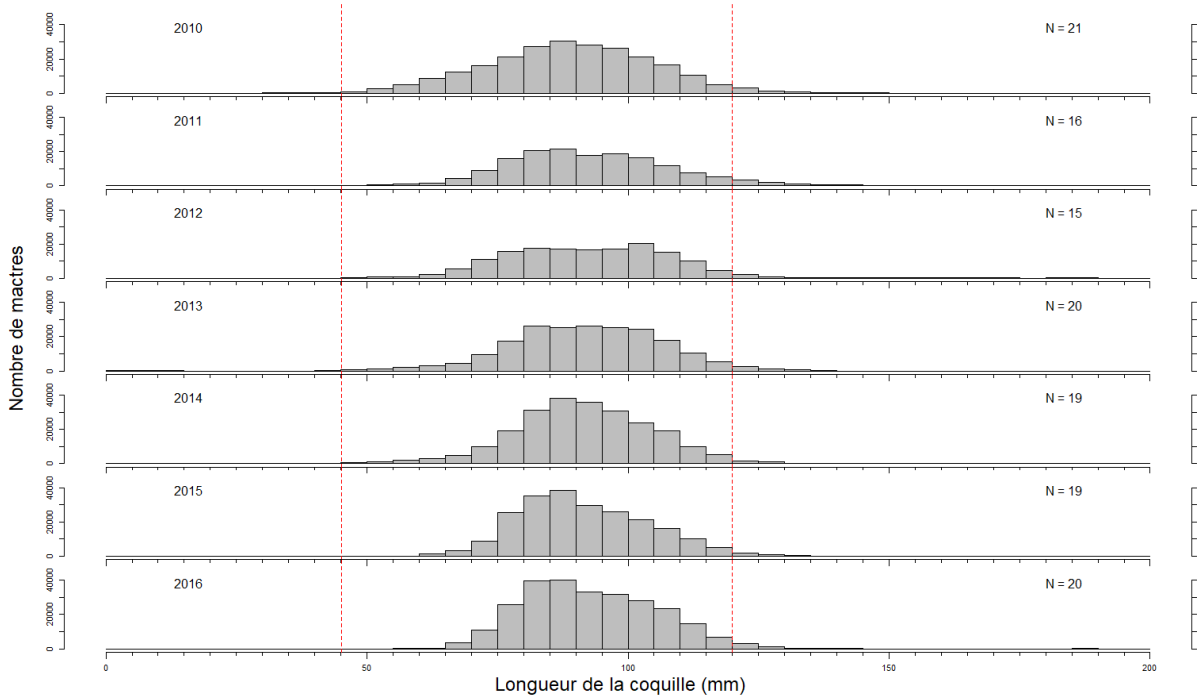


Figure 33. Fréquence des longueurs de coquilles pour le Banquereau, de 2010 à 2016. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

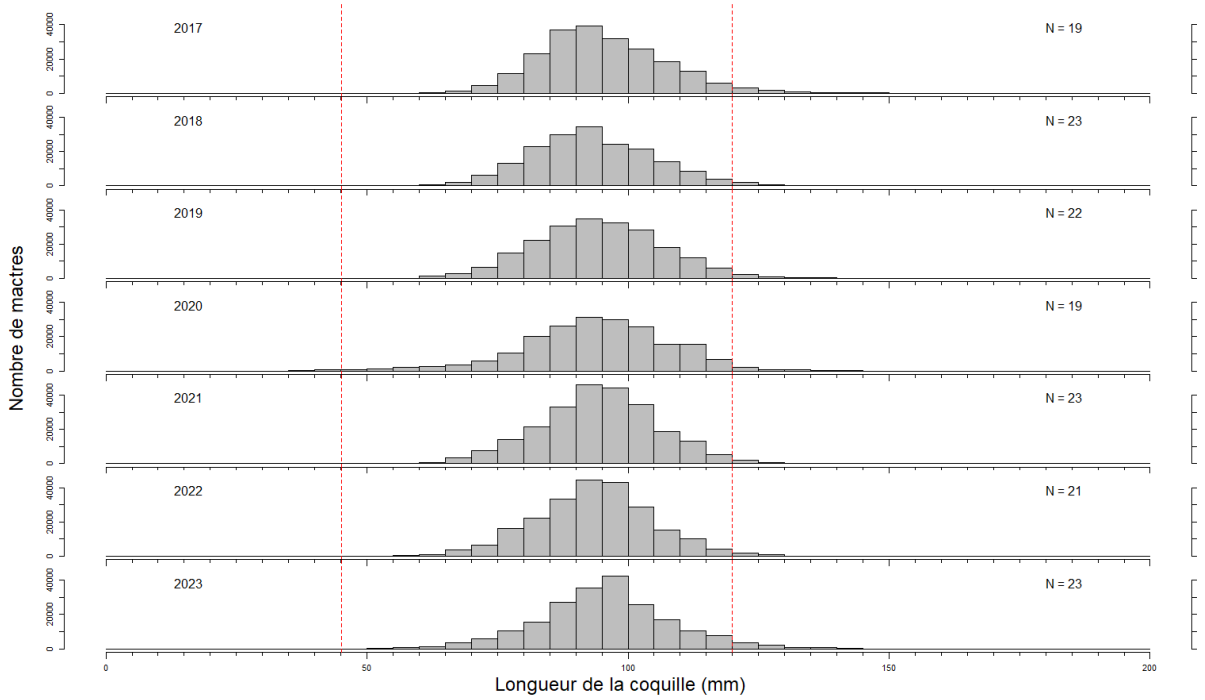


Figure 34. Fréquence des longueurs de coquilles pour le Banquereau, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

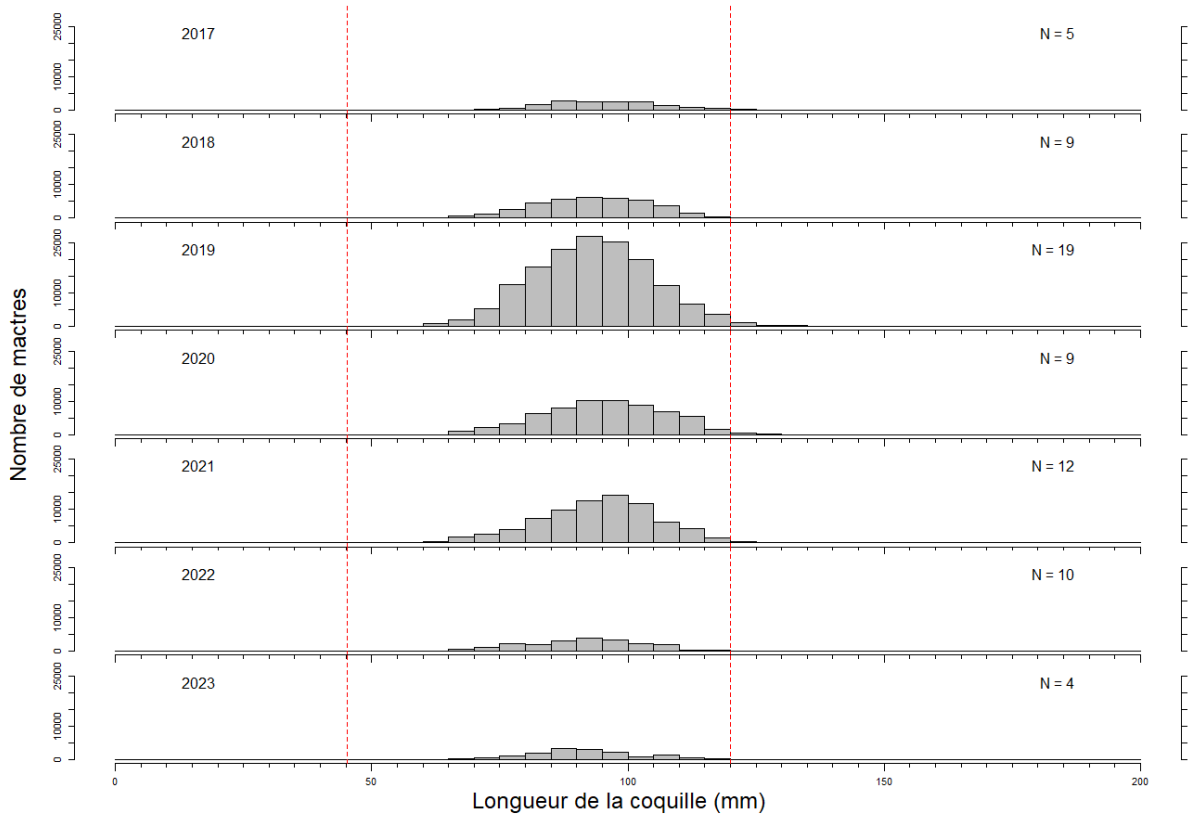


Figure 35. Fréquence des longueurs de coquilles pour la zone 1 du Banquereau, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

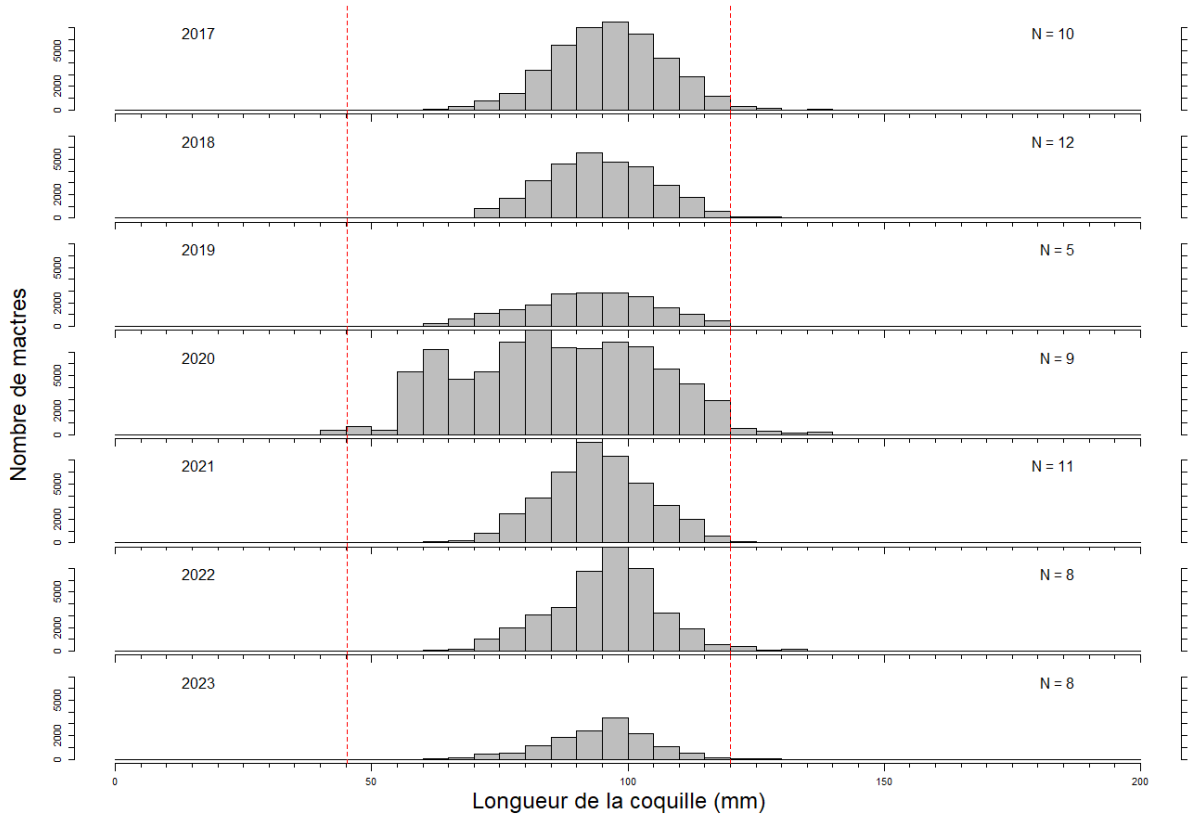


Figure 36. Fréquence des longueurs de coquilles pour la zone 2 du Banquereau, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

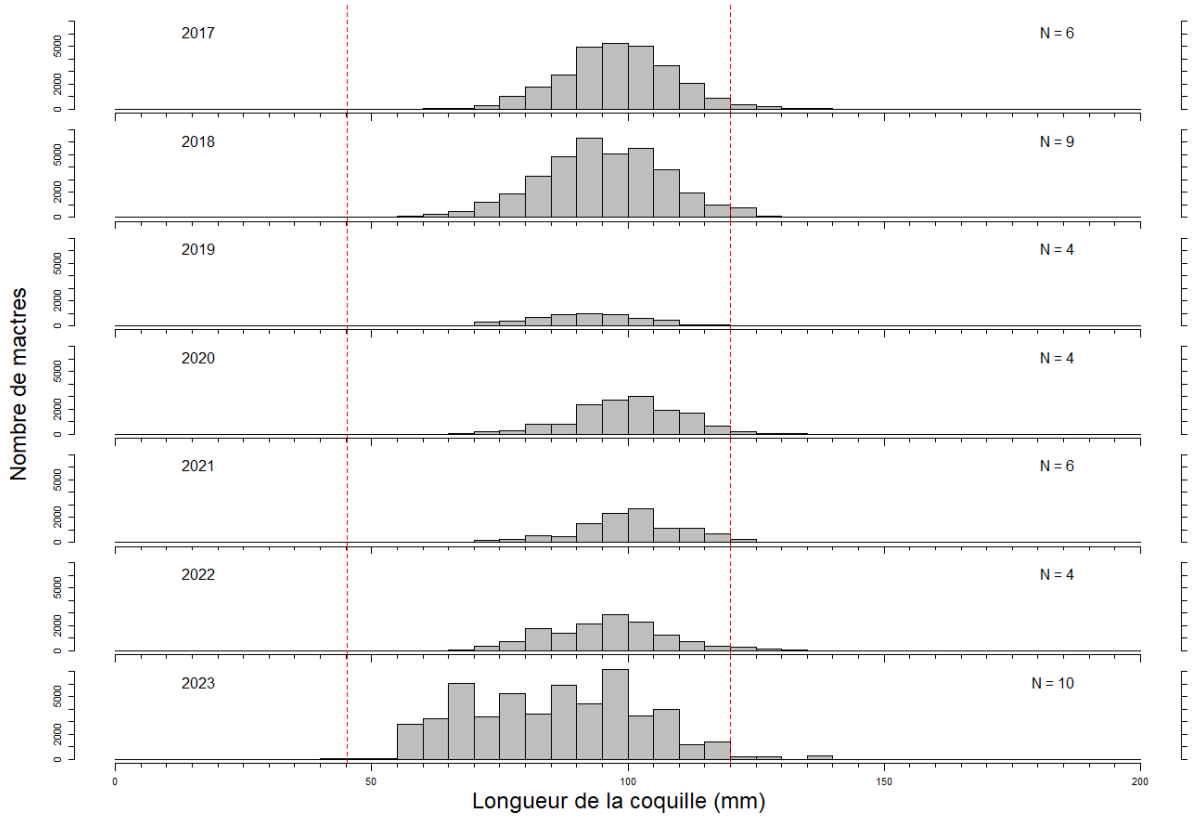


Figure 37. Fréquence des longueurs de coquilles pour la zone 3 du Banquereau, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

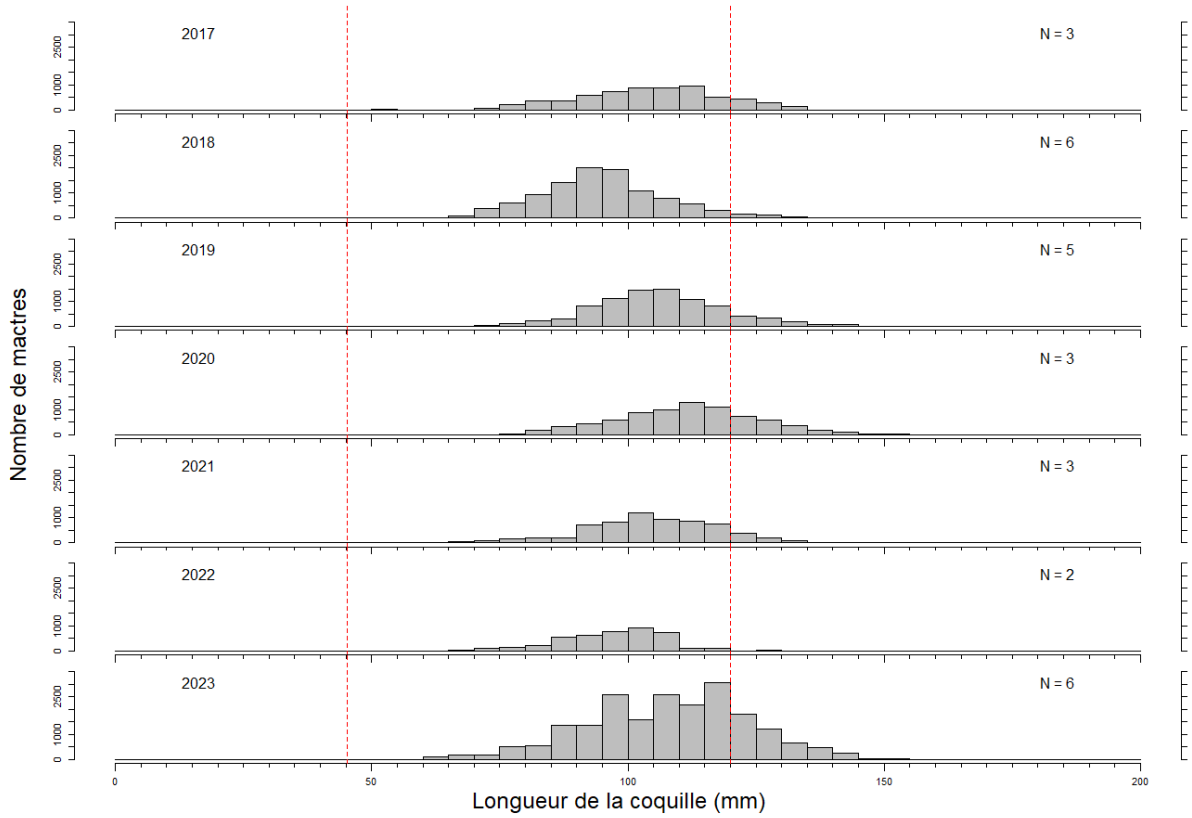


Figure 38. Fréquence des longueurs de coquilles pour la zone 4 du Banquereau, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

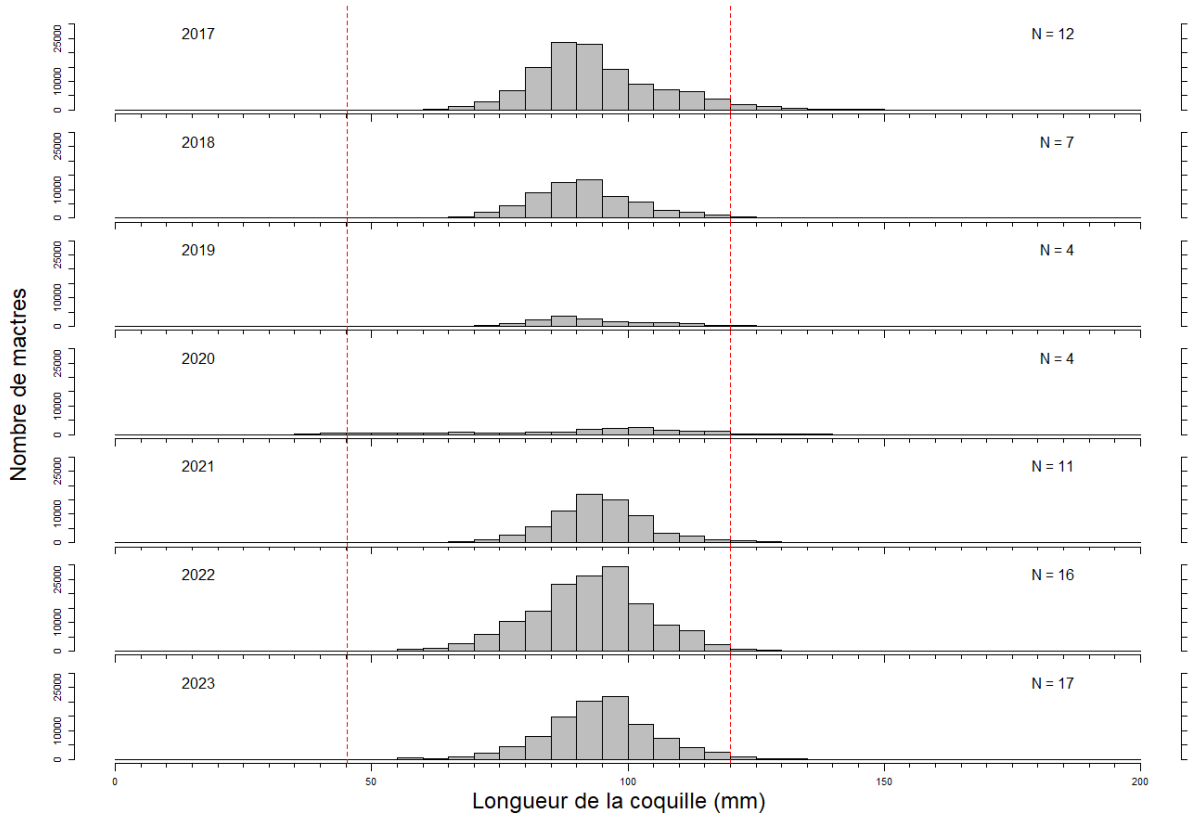


Figure 39. Fréquence des longueurs de coquilles pour la zone 5 du Banquereau, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

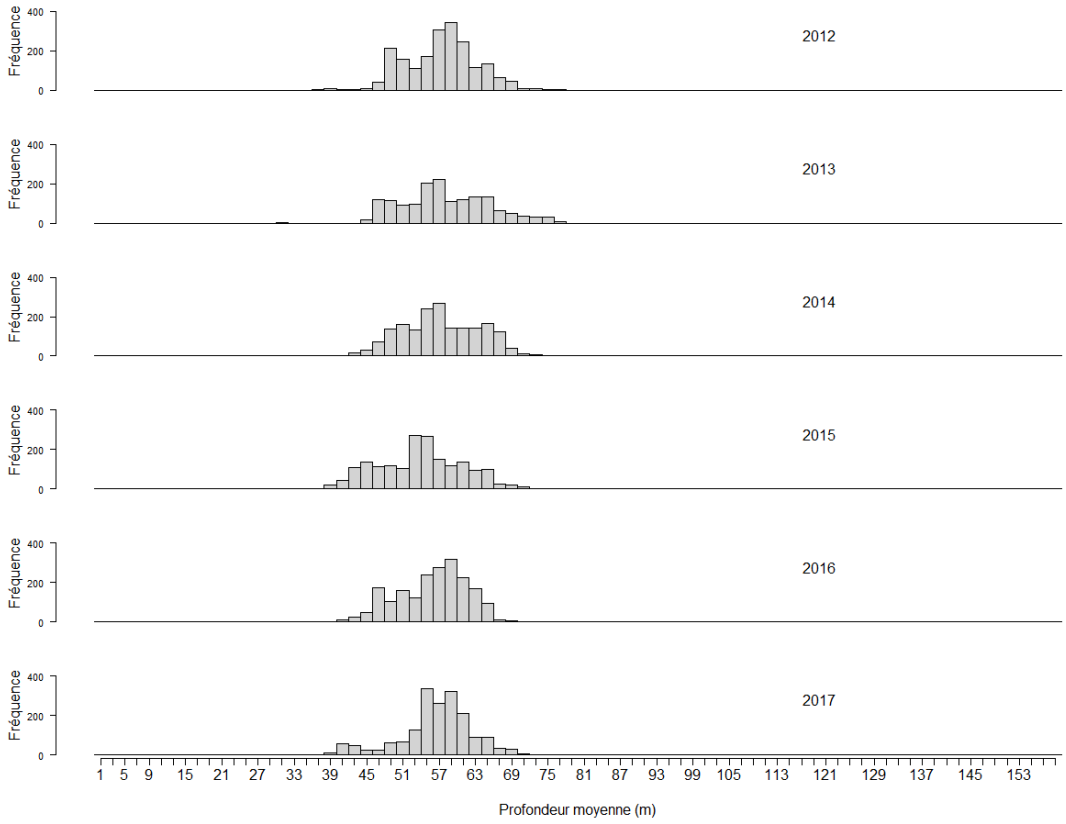


Figure 40. Histogrammes de la profondeur moyenne (m) par quart d'observation pour le Banquereau, de 2012 à 2017.

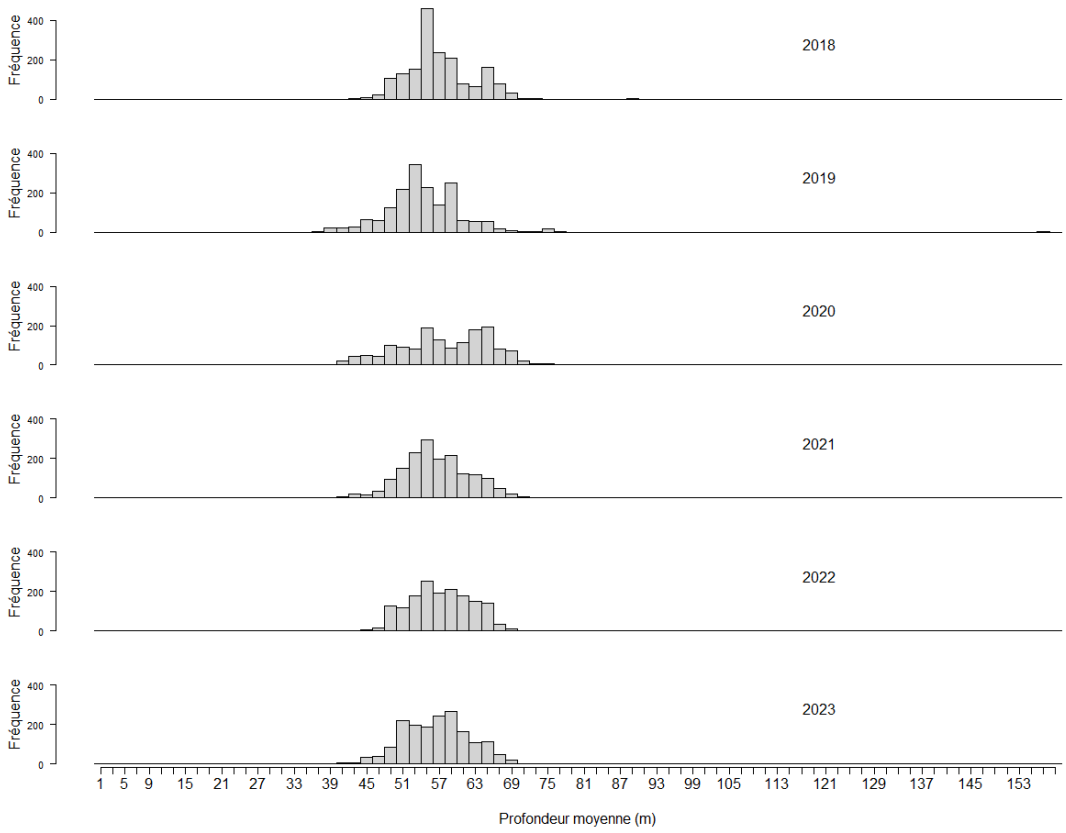


Figure 41. Histogrammes de la profondeur moyenne (m) par quart d'observation pour le Banquereau, 2018 à 2023.

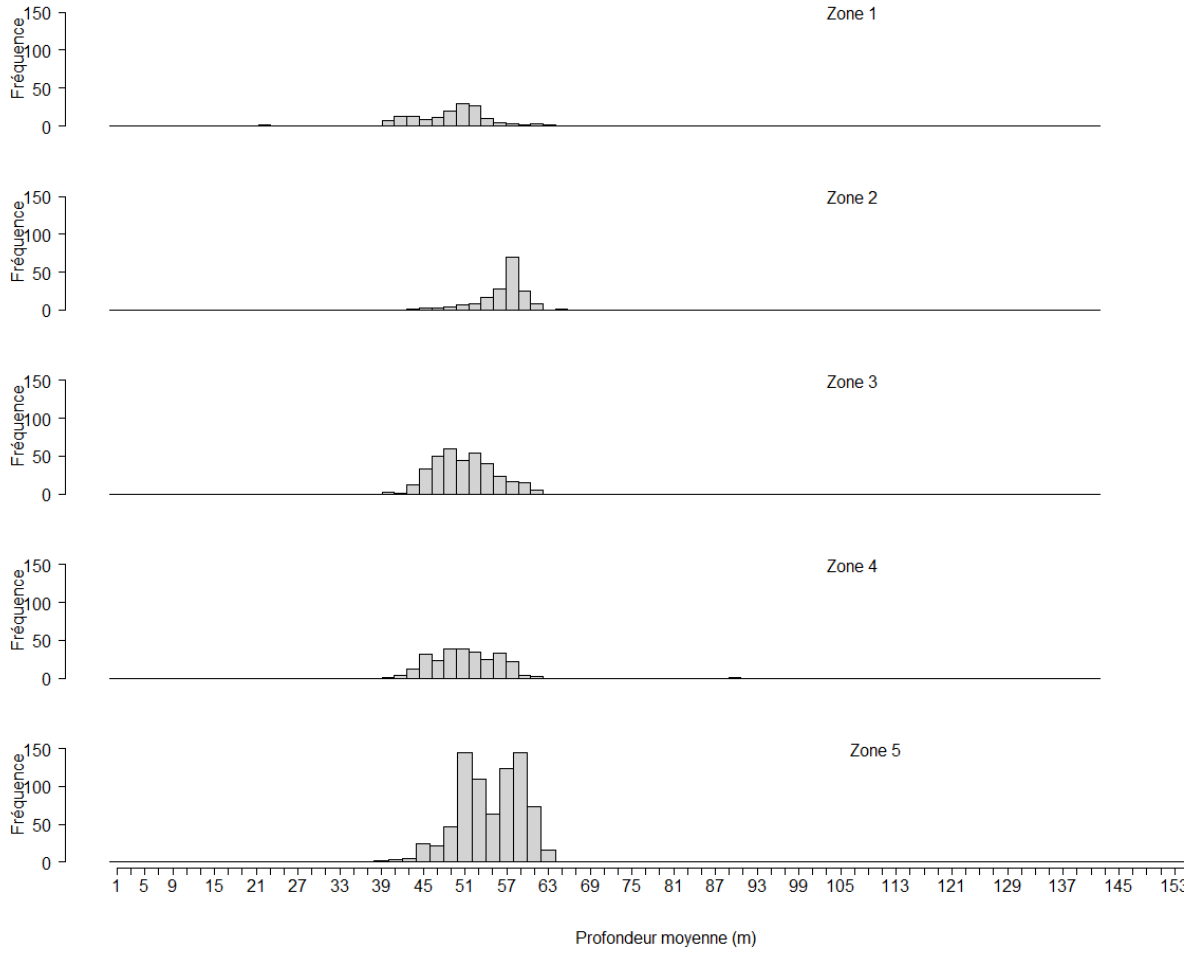


Figure 42. Histogrammes de la profondeur moyenne (m) par zone d'évaluation pour le Banquereau en 2023.

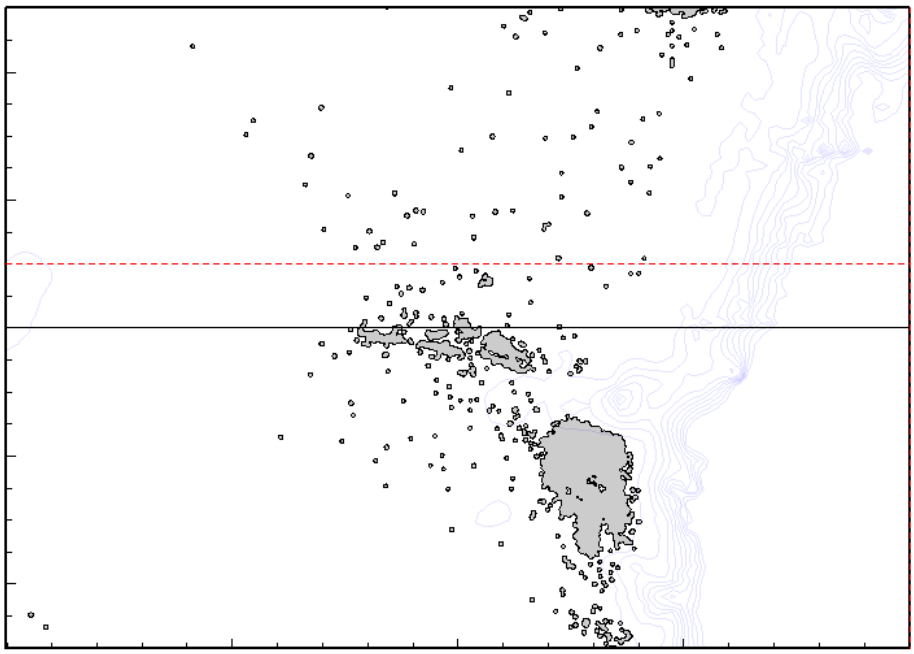


Figure 43. Données agrégées du Système de surveillance des navires (SSN) (à intervalles d'une heure, de 2014 à 2023). La division nord-sud utilisée lors des relevés (ligne pleine noire) et la division nord-sud proposée dans le présent document de recherche pour le Grand Banc (ligne pointillée rouge) sont représentées.

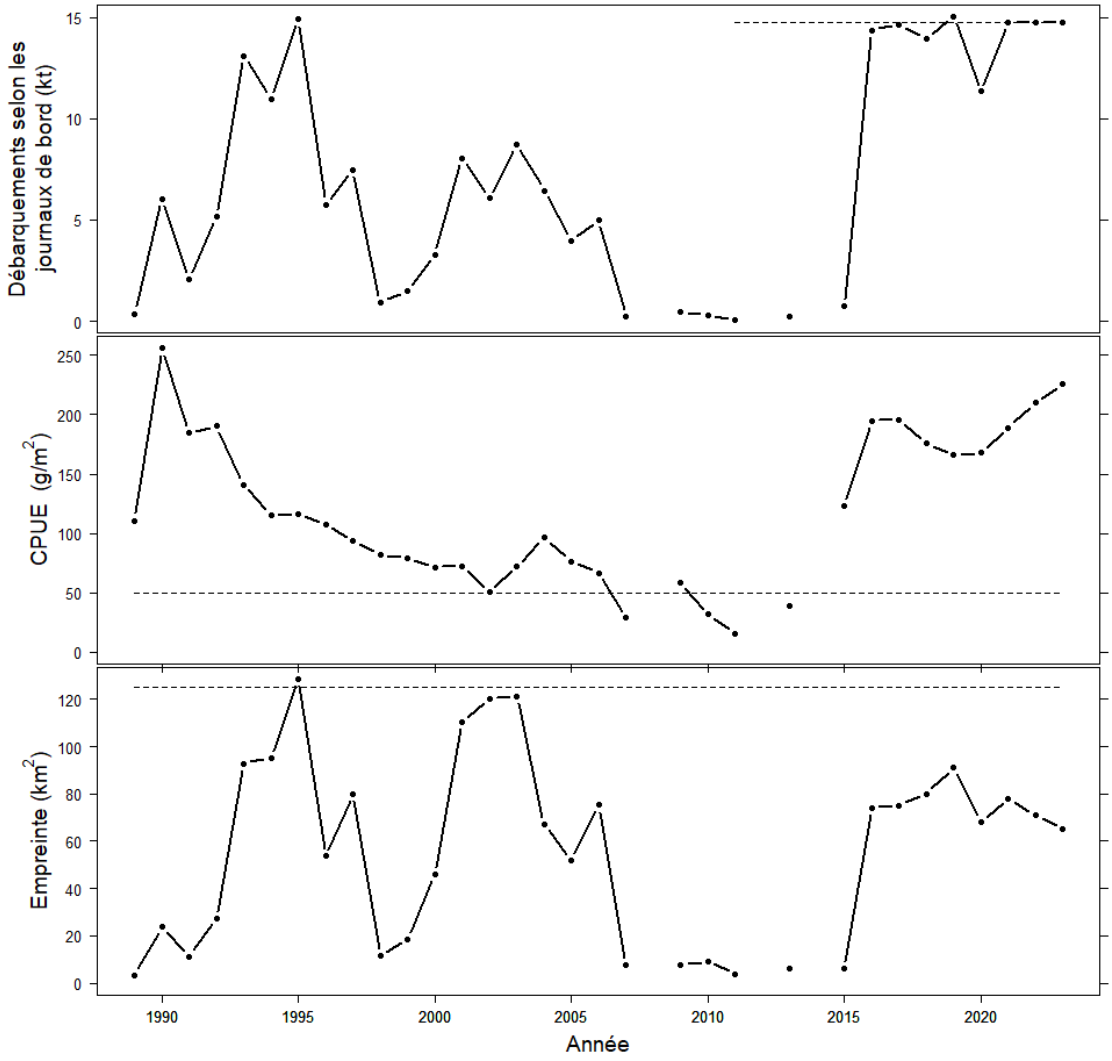


Figure 44. Débarquements (kt) selon les journaux de bord [graphique du haut], capture par unité d'effort (CPUE; g/m^2) [graphique du milieu] et empreinte de la pêche (km^2) [graphique du bas] pour le Grand Banc, de 1989 à 2023. Les lignes horizontales tiretées représentent le total autorisé des captures (graphique du haut) ou les seuils des indicateurs secondaires (graphiques du milieu et du bas).

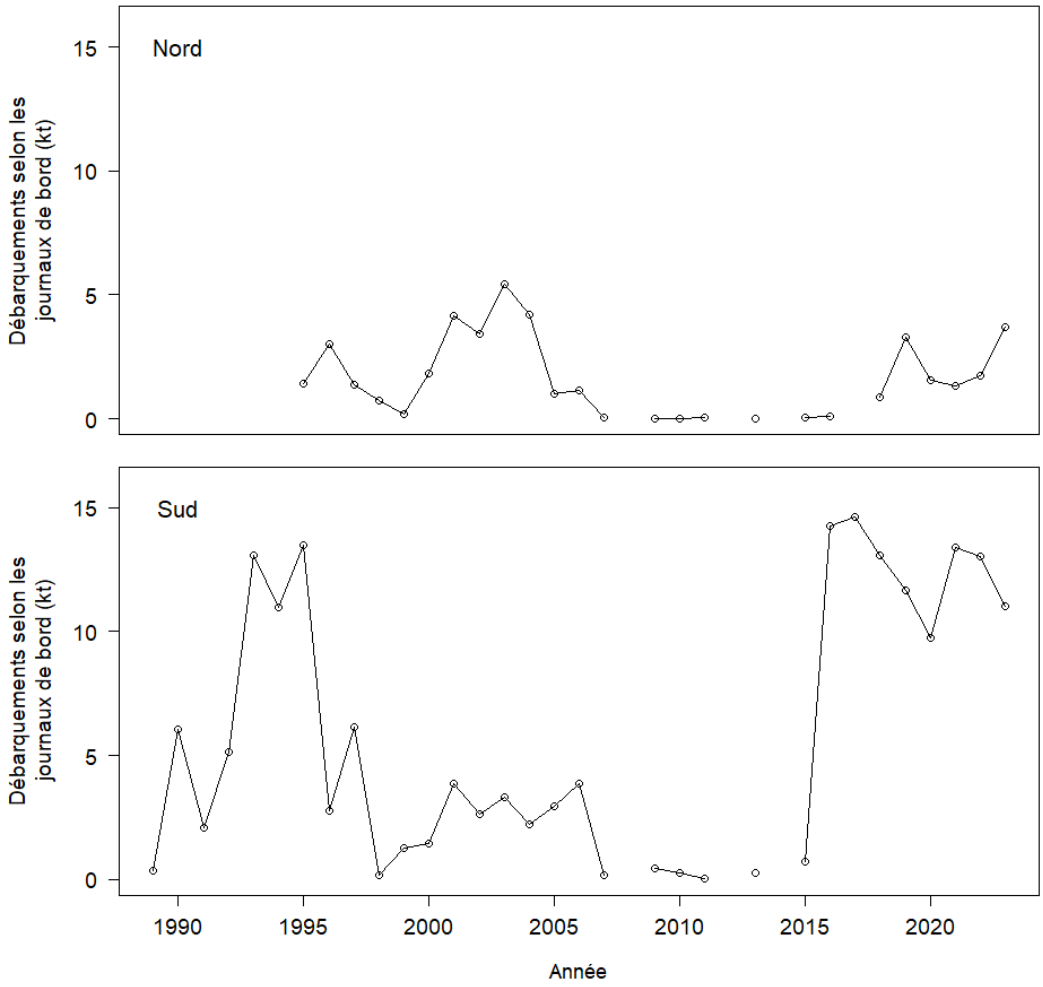


Figure 45. Prises (kt) pour les parties nord et sud du Grand Banc, de 1989 à 2023.

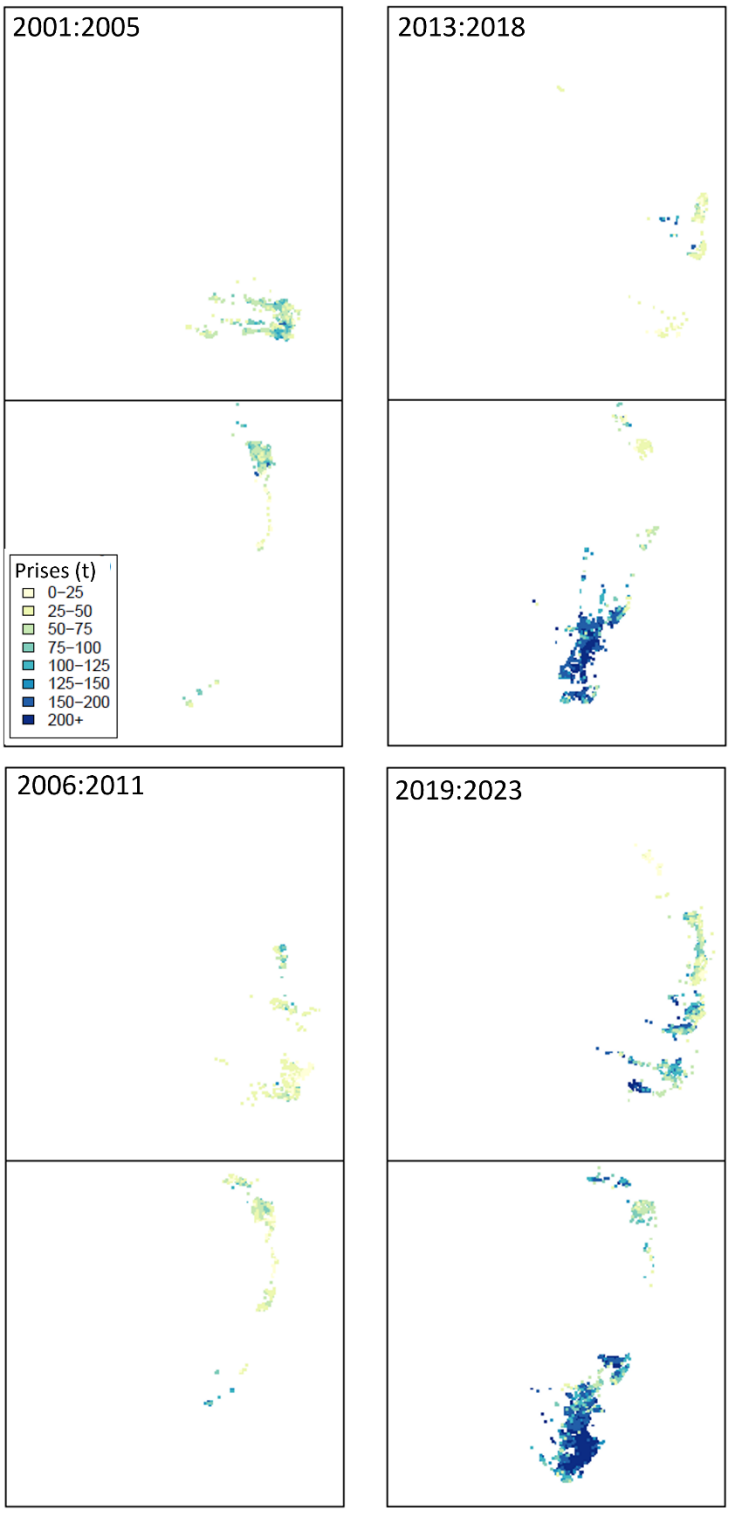


Figure 46. Prises (t) agrégées par périodes de cinq ans pour le Grand Banc. La ligne noire horizontale séparant chaque image représente la division nord-sud. Seules les années associées à des débarquements sont incluses dans les périodes de cinq ans.

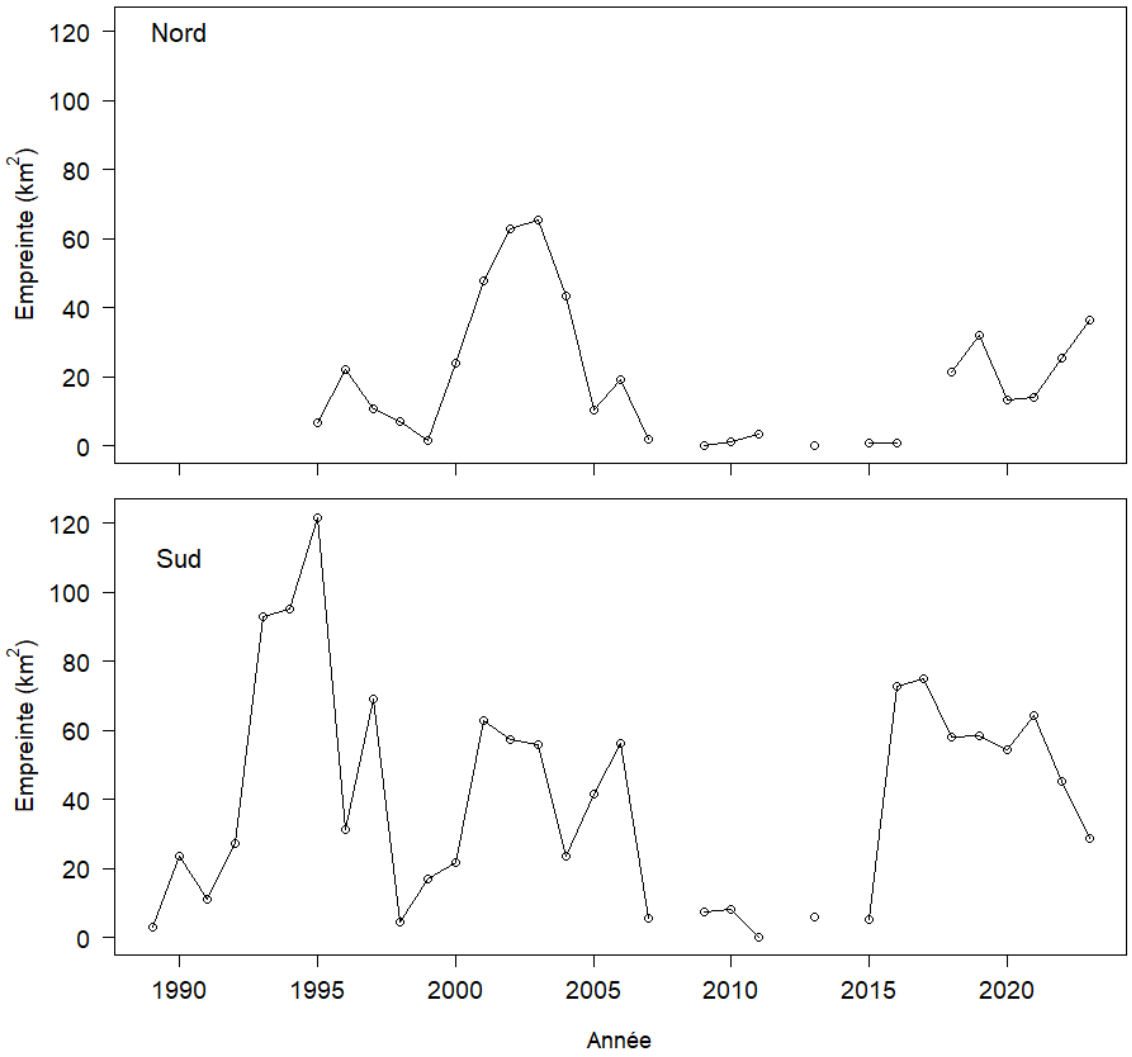


Figure 47. Empreinte de la pêche (effort, km^2) pour les parties nord et sud du Grand Banc, de 1989 à 2023.

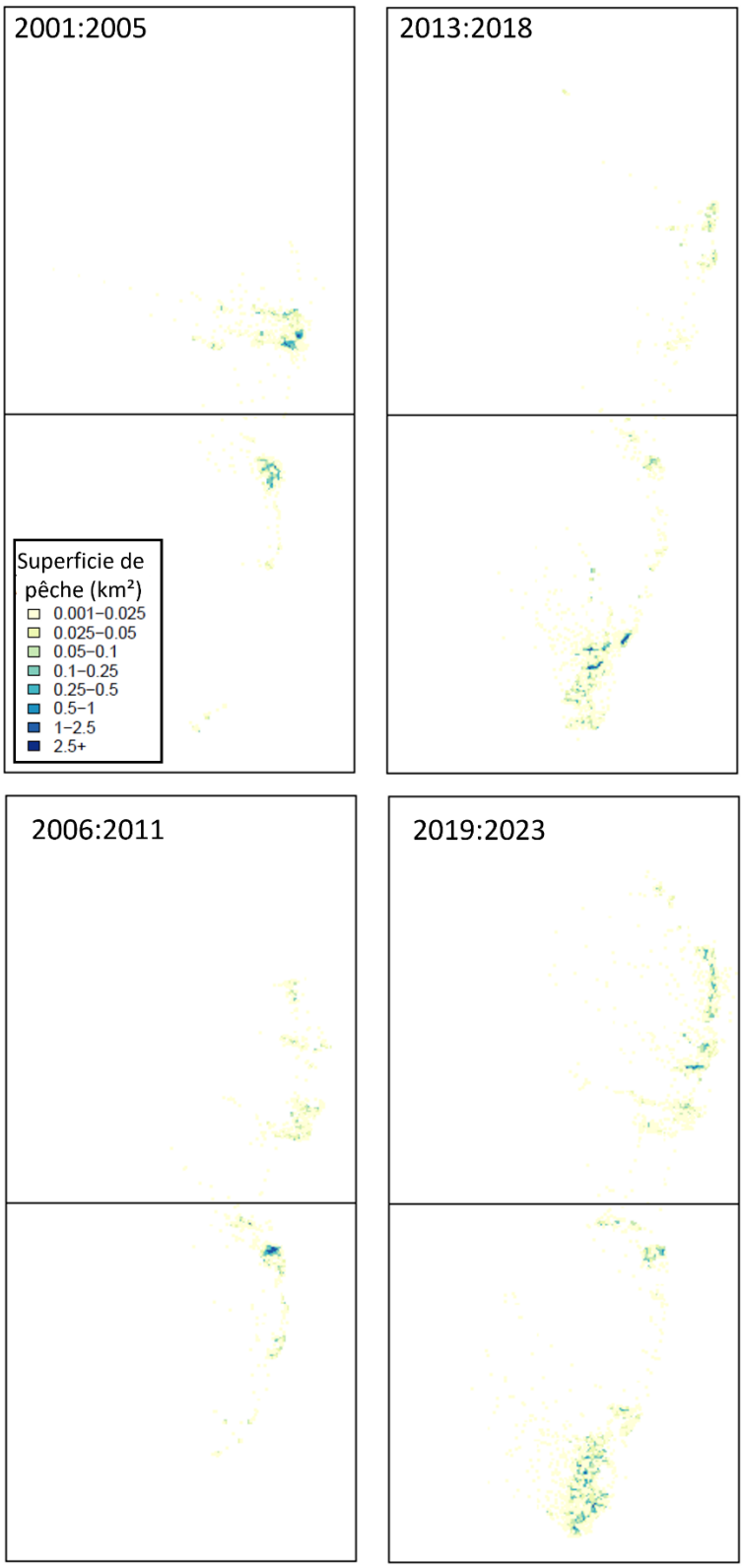


Figure 48. Effort (km^2) agrégé par périodes de cinq ans pour le Grand Banc. La ligne noire horizontale séparant chaque image représente la division nord-sud. Seules les années associées à des débarquements sont incluses dans les périodes de cinq ans.

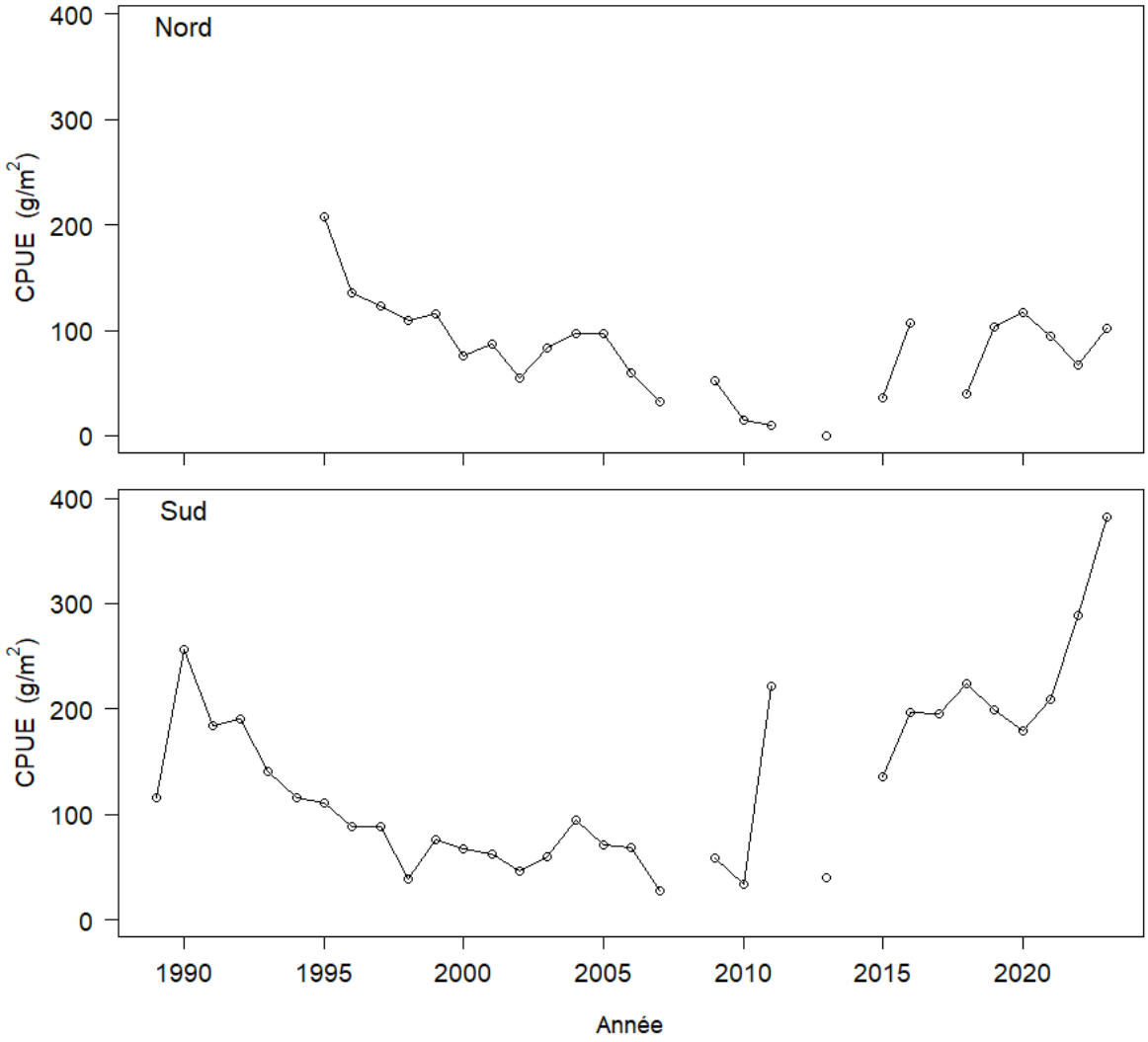


Figure 49. Captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2) pour les parties nord et sud du Grand Banc, de 1989 à 2023.

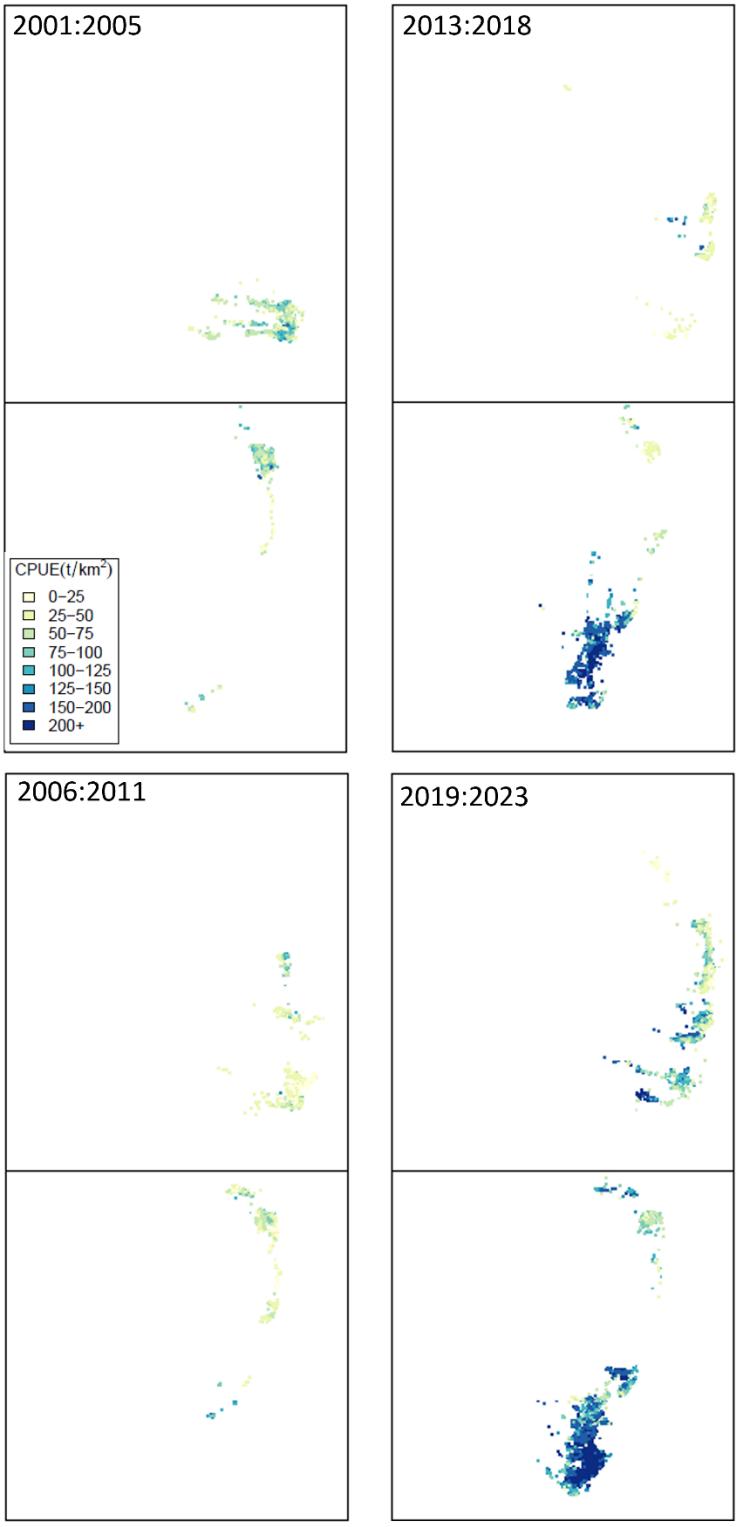


Figure 50. Captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2) agrégées par périodes de cinq ans pour le Grand Banc. La ligne noire horizontale séparant chaque image représente la division nord-sud. Seules les années associées à des débarquements sont incluses dans les périodes de cinq ans.

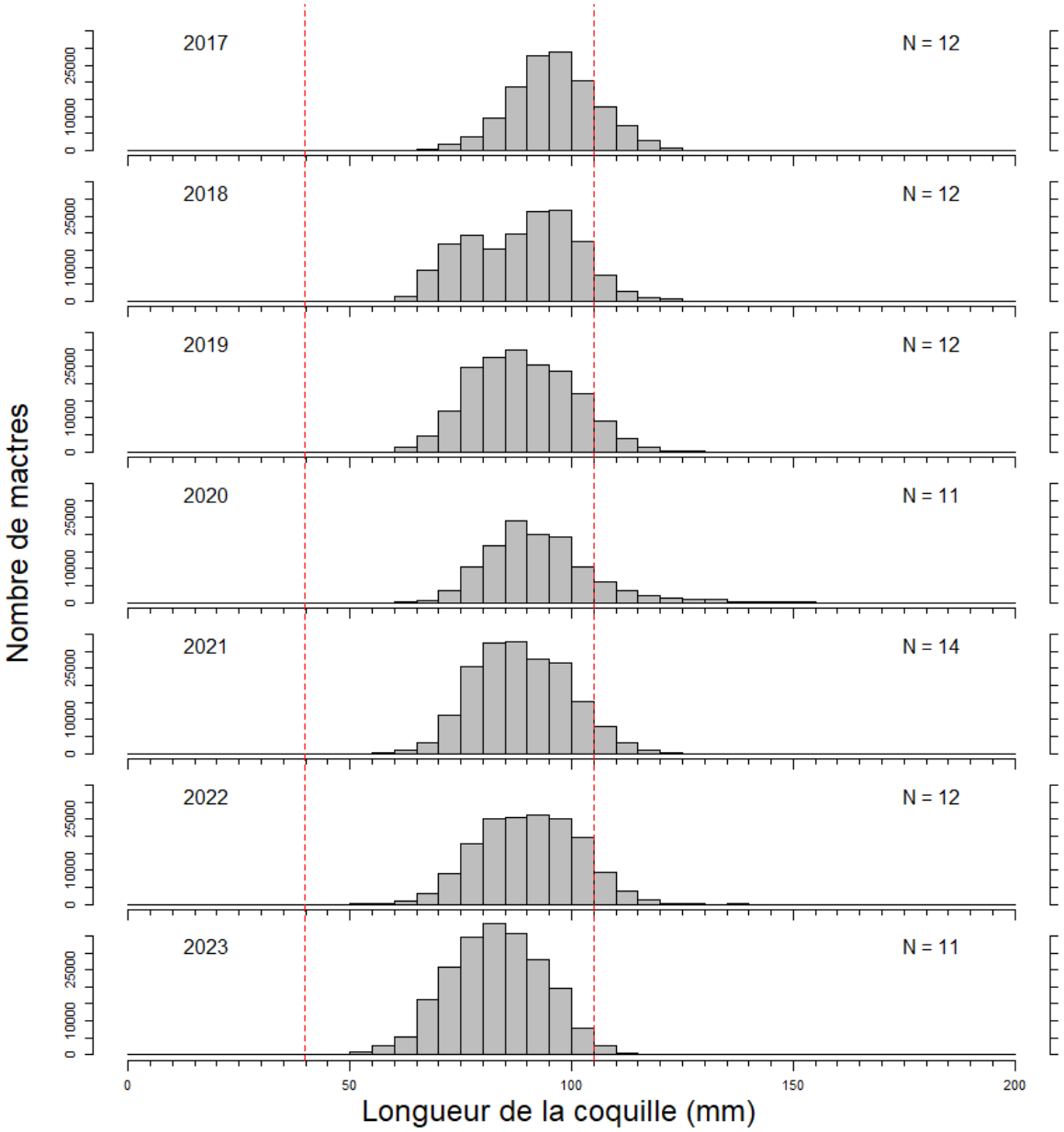


Figure 51. Fréquence des longueurs de coquilles pour le Grand Banc, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (39,9 mm) et celle située à droite représente la longueur (105 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

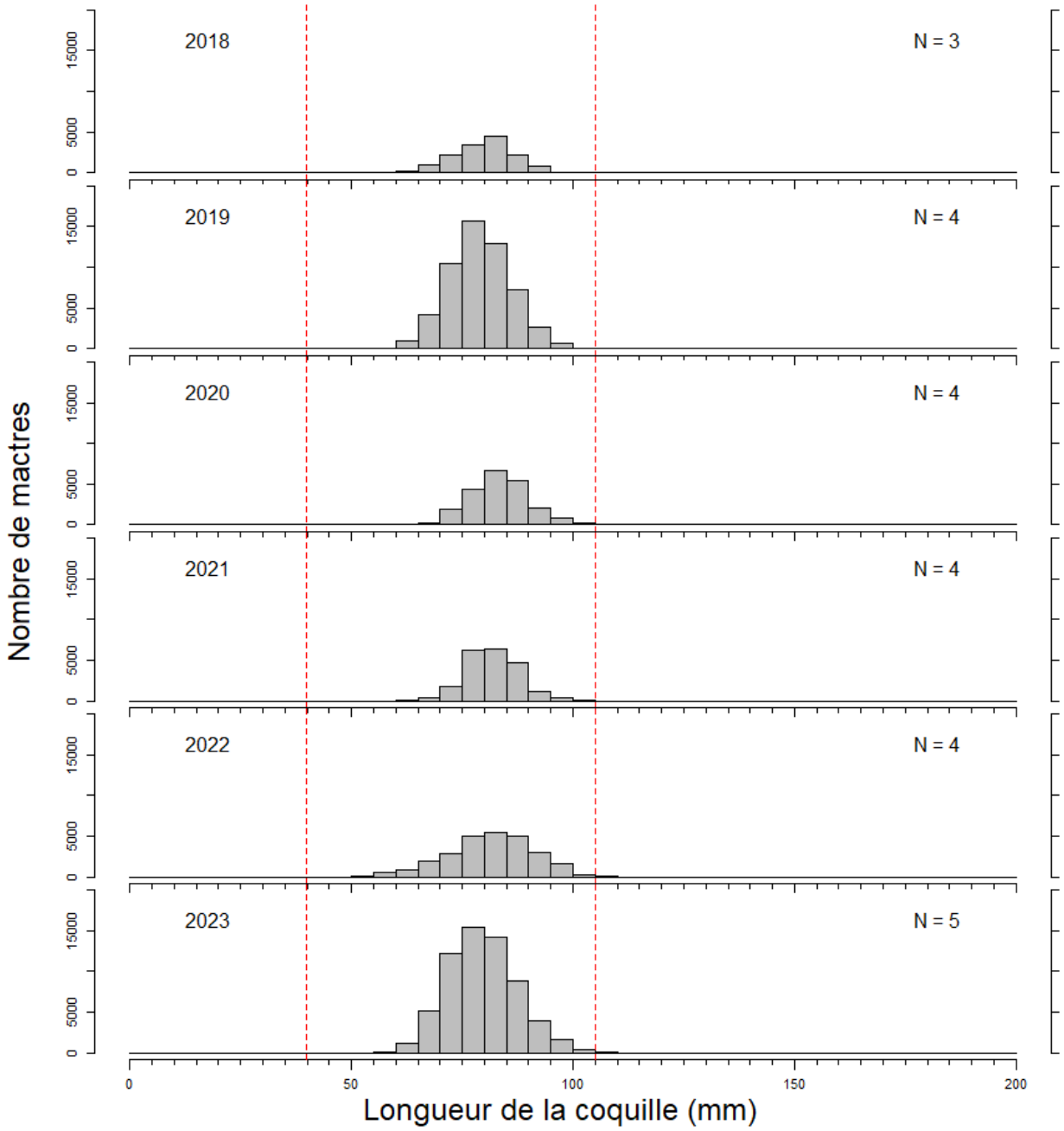


Figure 52. Fréquence des longueurs de coquilles pour la partie nord du Grand Banc, de 2018 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (39,9 mm) et celle située à droite représente la longueur (105 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

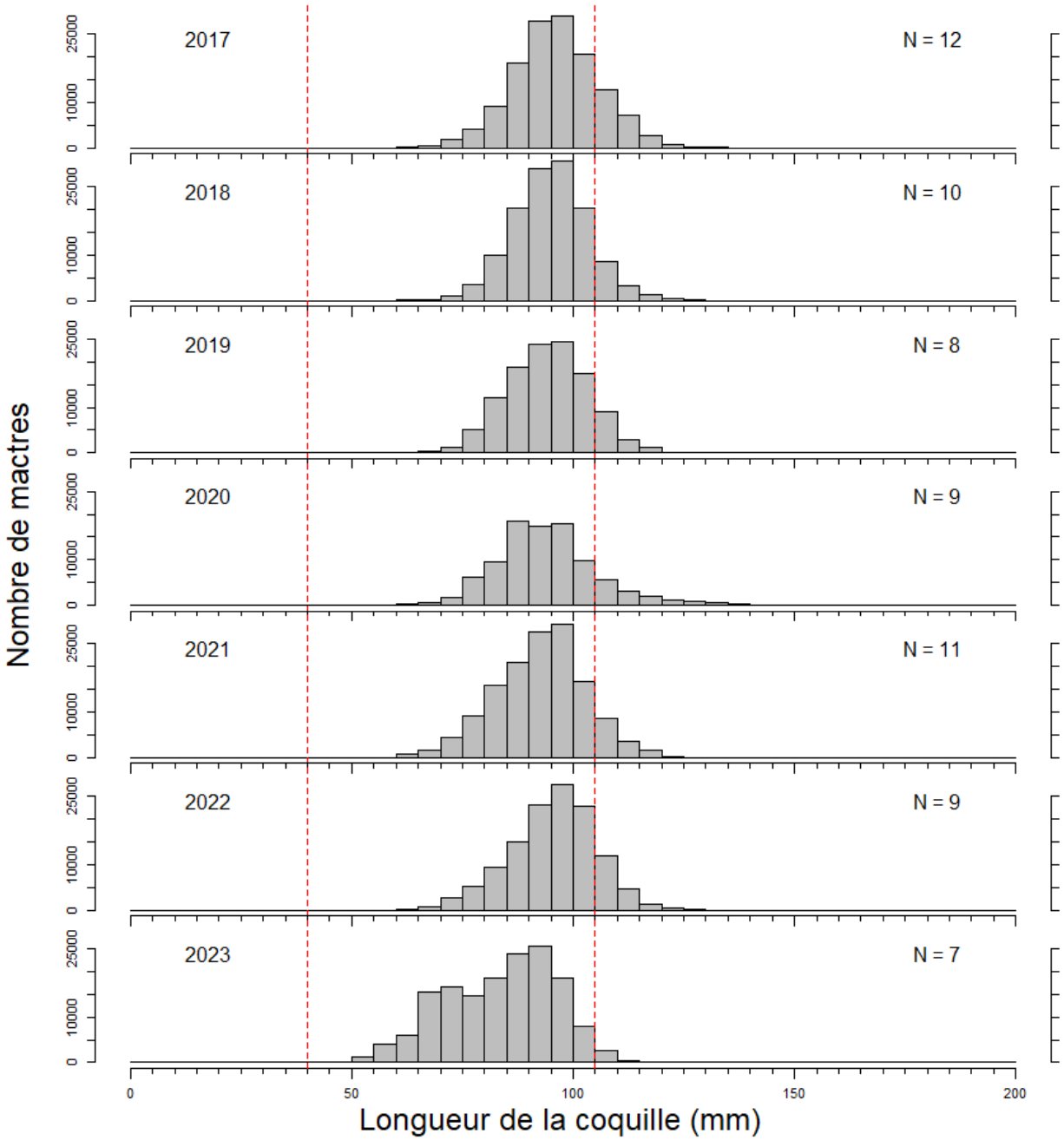


Figure 53. Fréquence des longueurs de coquilles pour la partie sud du Grand Banc, de 2017 à 2023. Les valeurs ont été ajustées selon le poids des prises. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties associées à des échantillons. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (39,9 mm) et celle située à droite représente la longueur (105 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

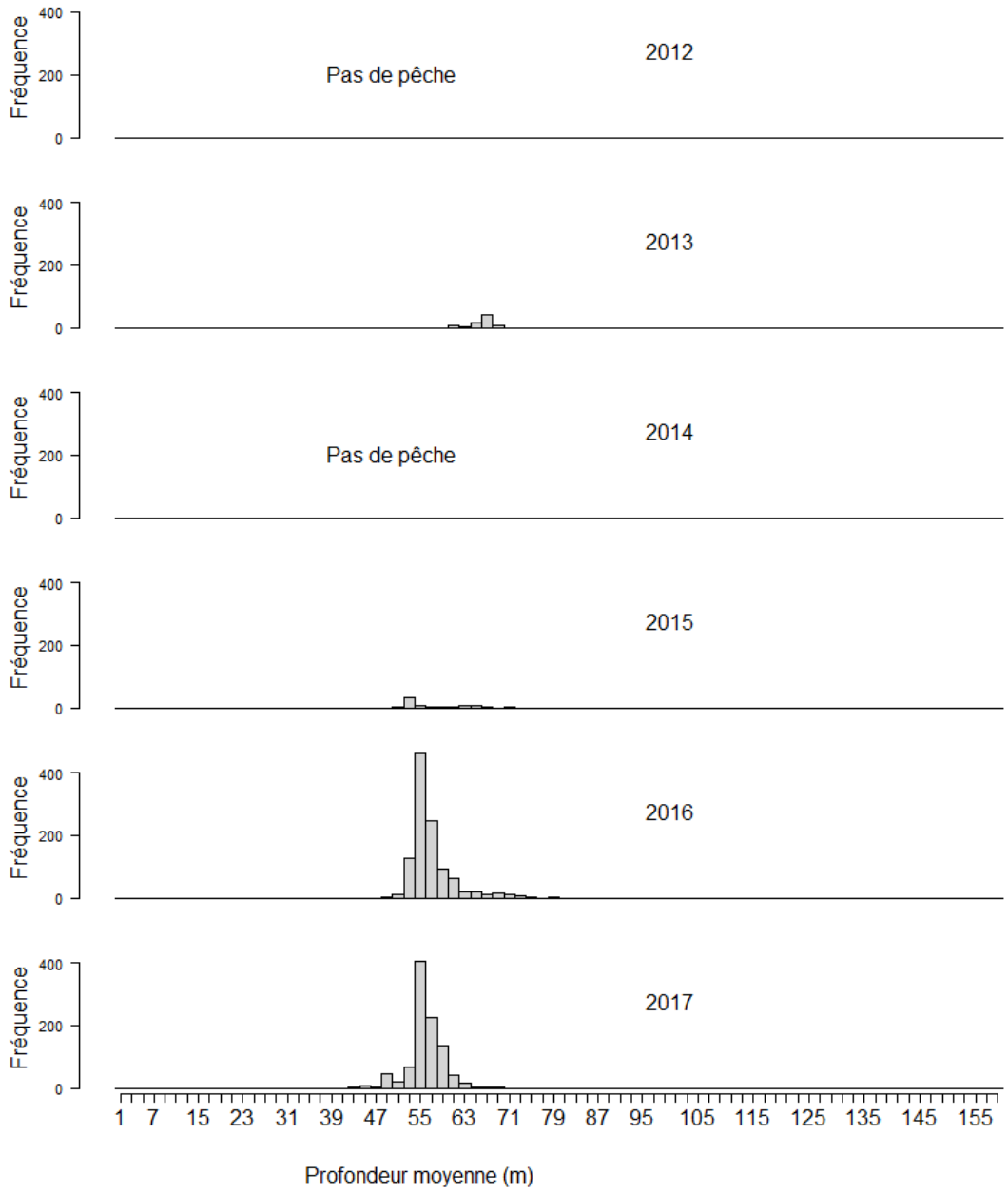


Figure 54. Histogrammes de la profondeur moyenne (m) par quart d'observation pour le Grand Banc, de 2012 à 2017.

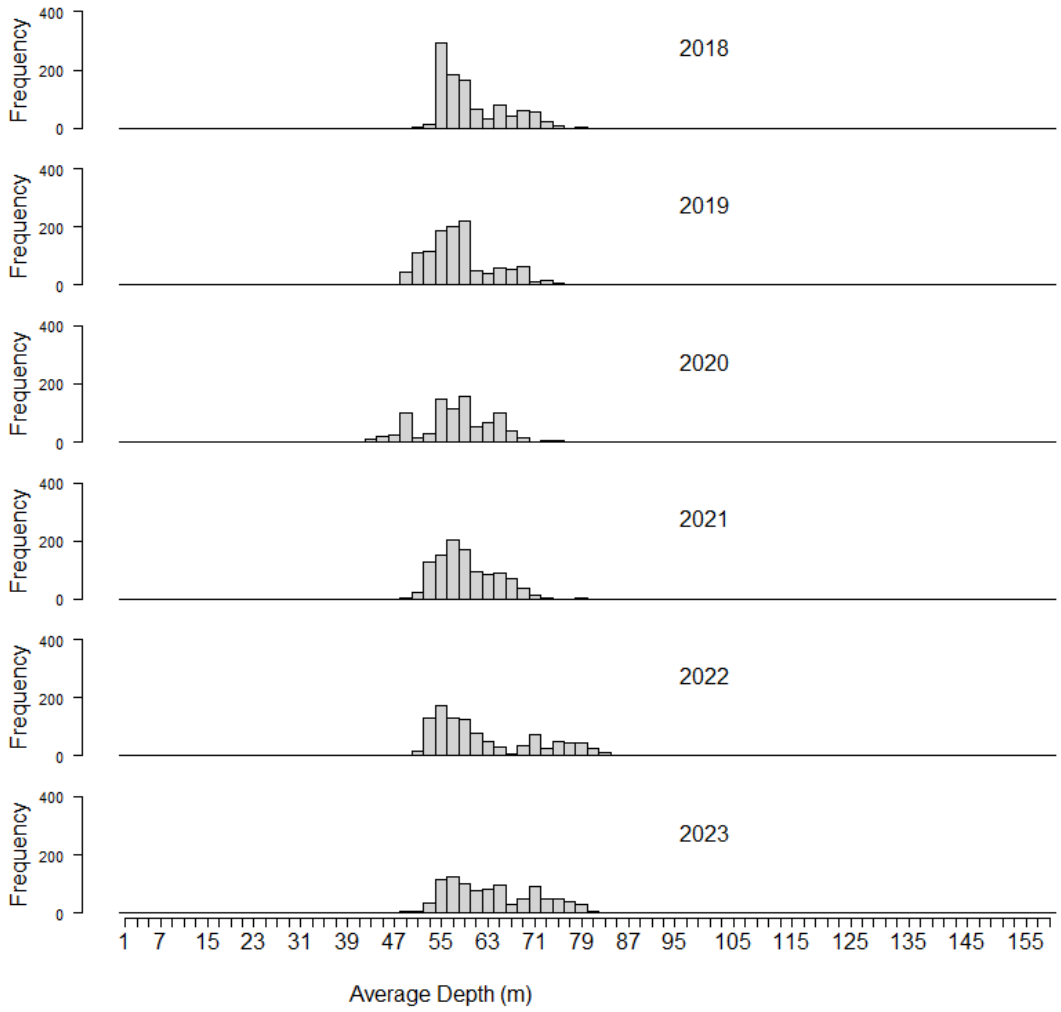


Figure 55. Histogrammes de la profondeur moyenne (m) par quart d'observation pour le Grand Banc, de 2017 à 2022.

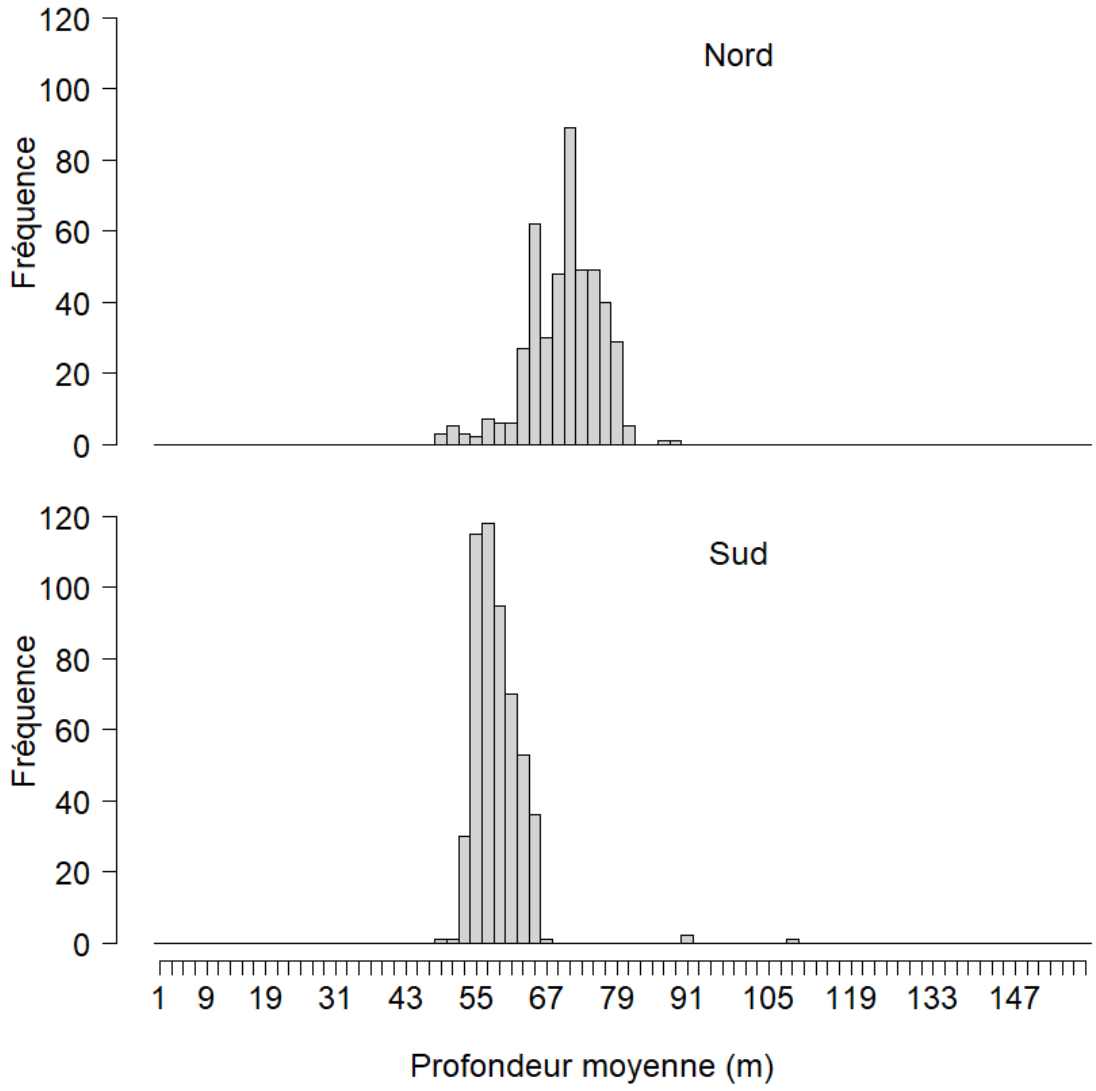


Figure 56. Histogrammes de la profondeur moyenne (m) par quart d'observation pour les parties nord (graphique du haut) et sud (graphique du bas) du Grand Banc en 2023.

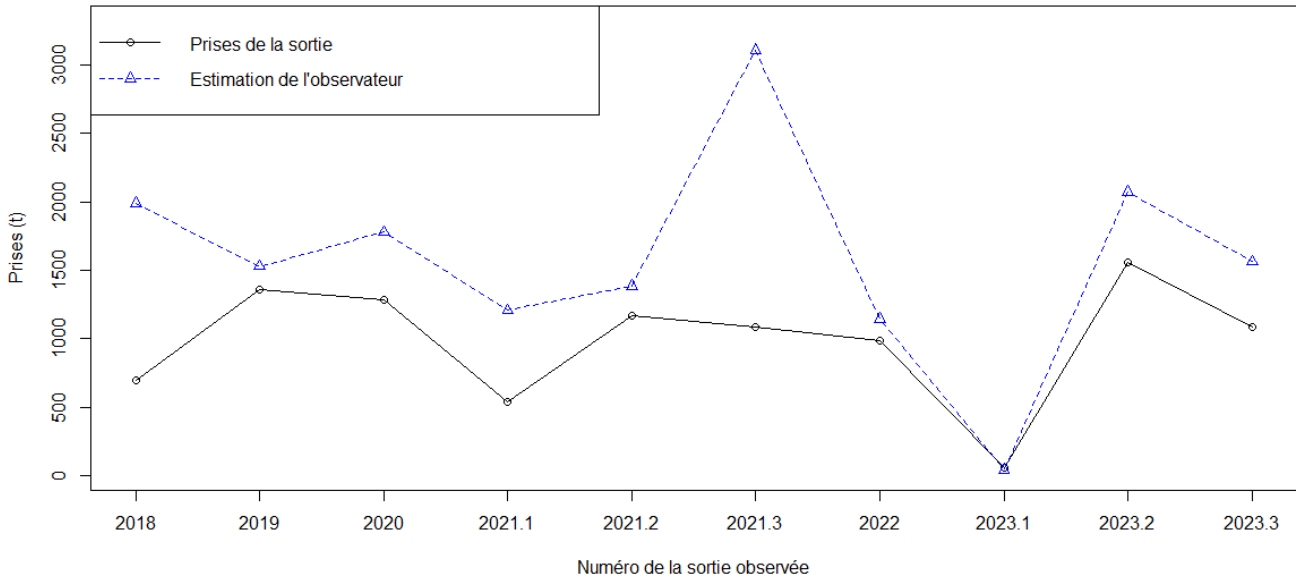


Figure 57. Prises de mactres de Stimpson par sortie de pêche sur le Banquereau (t; cercles noirs et ligne pleine) comparées aux estimations issues des données d'observateurs pour ces sorties (triangles bleus et ligne tiretée). Il convient de noter que l'axe des x est gradué par catégories et n'est pas continu.

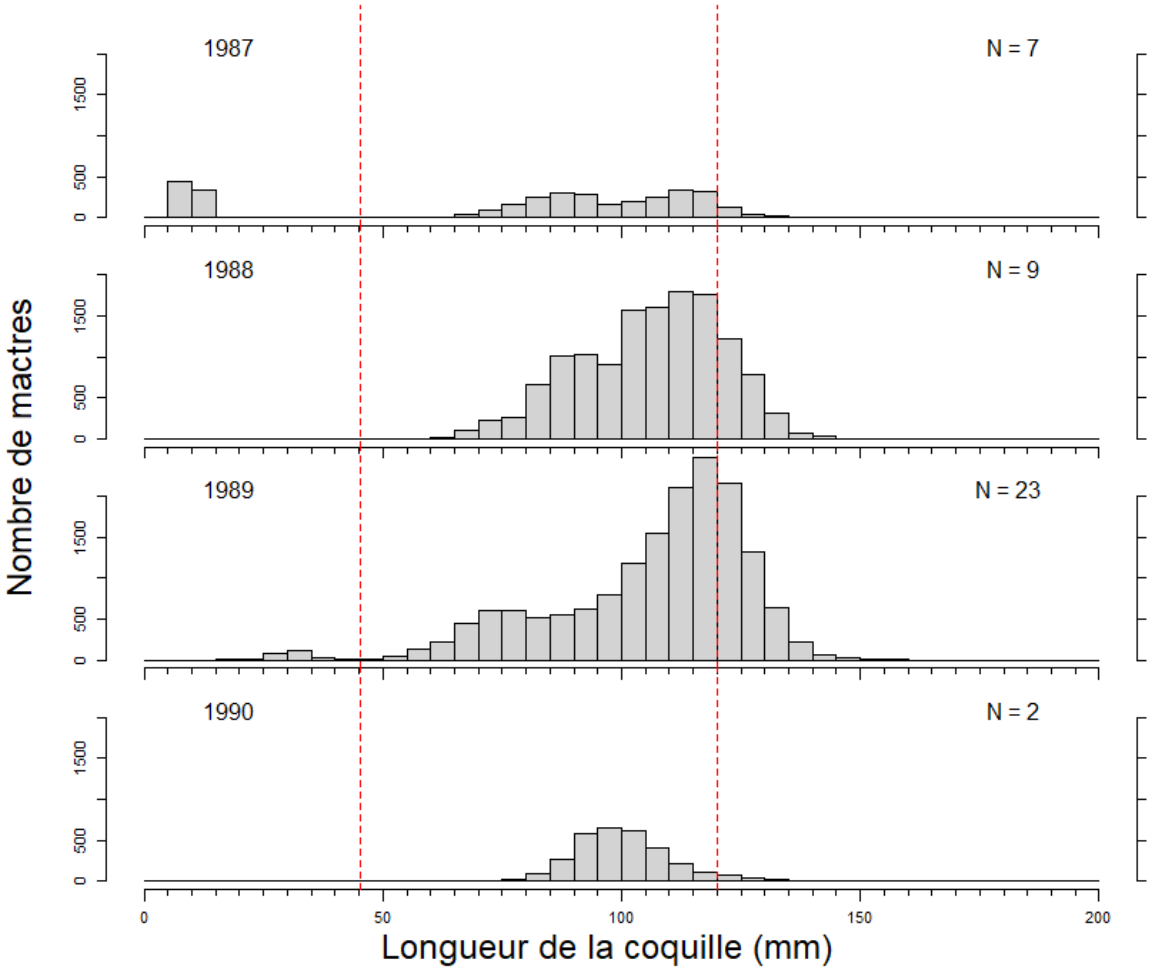


Figure 58. Fréquence des longueurs de coquilles pour les sorties de pêche observées sur le Banquereau, de 1987 à 1990. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

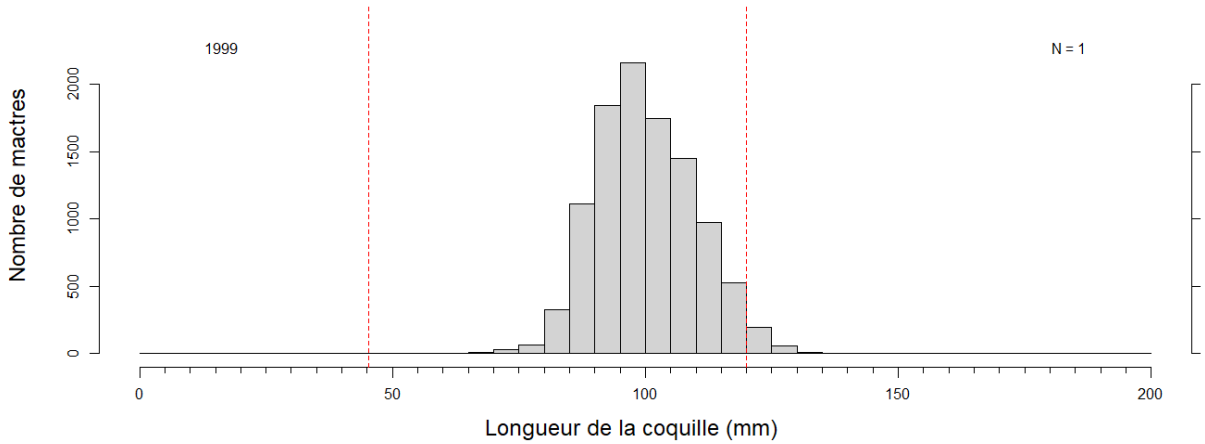


Figure 59. Fréquence des longueurs de coquilles pour les sorties de pêche observées sur le Banquereau en 1999. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

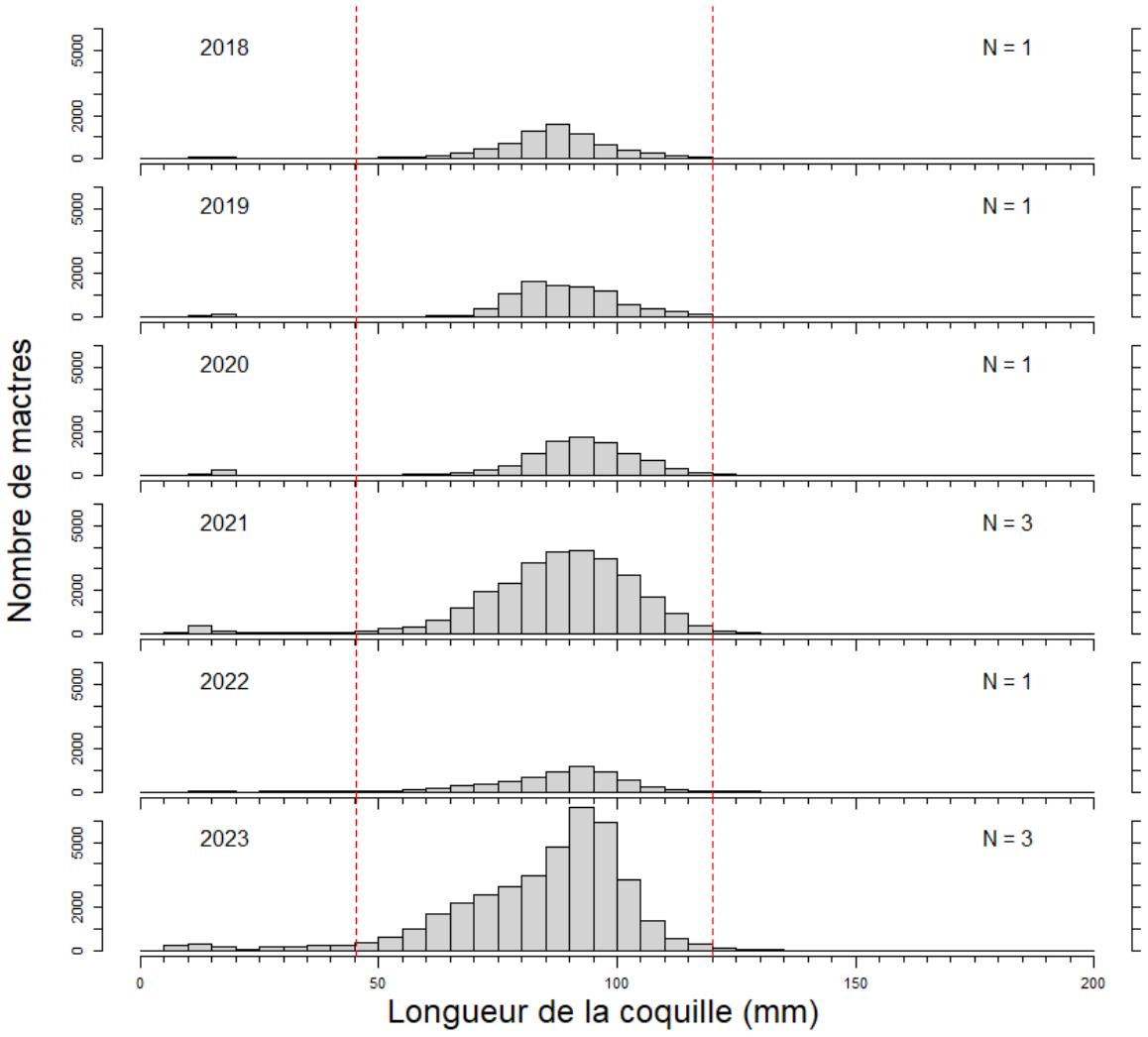


Figure 60. Fréquence des longueurs de coquilles pour les sorties de pêche observées sur le Banquereau, de 2018 à 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (45,2 mm) et celle située à droite représente la longueur (120 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

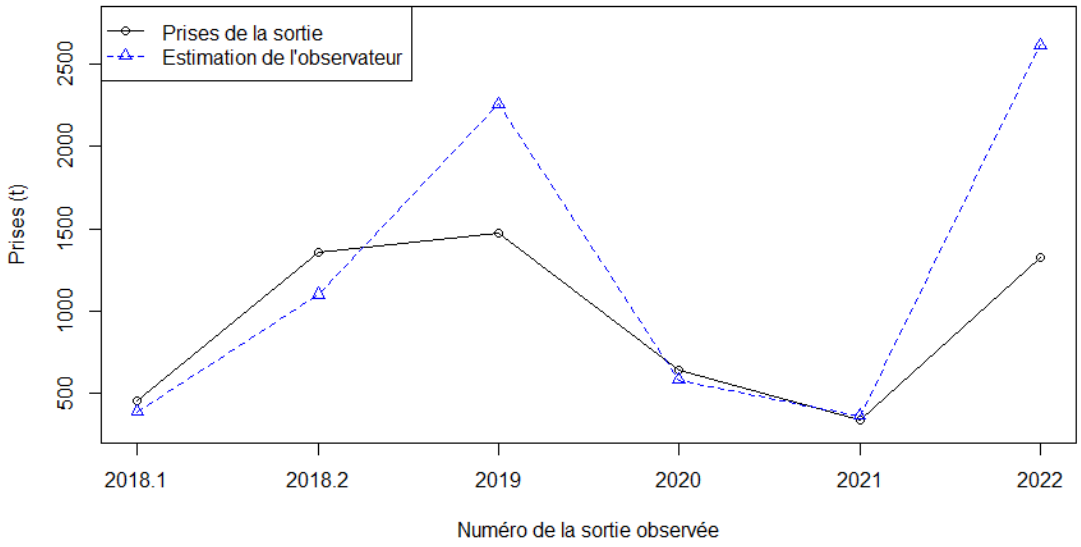


Figure 61. Prises de mactres de Stimpson par sortie de pêche sur le Grand Banc (t; cercles noirs et ligne pleine) comparées aux estimations issues des données d'observateurs pour ces sorties (triangles bleus et ligne tiretée). Il convient de noter que l'axe des x est gradué par catégories et n'est pas continu.

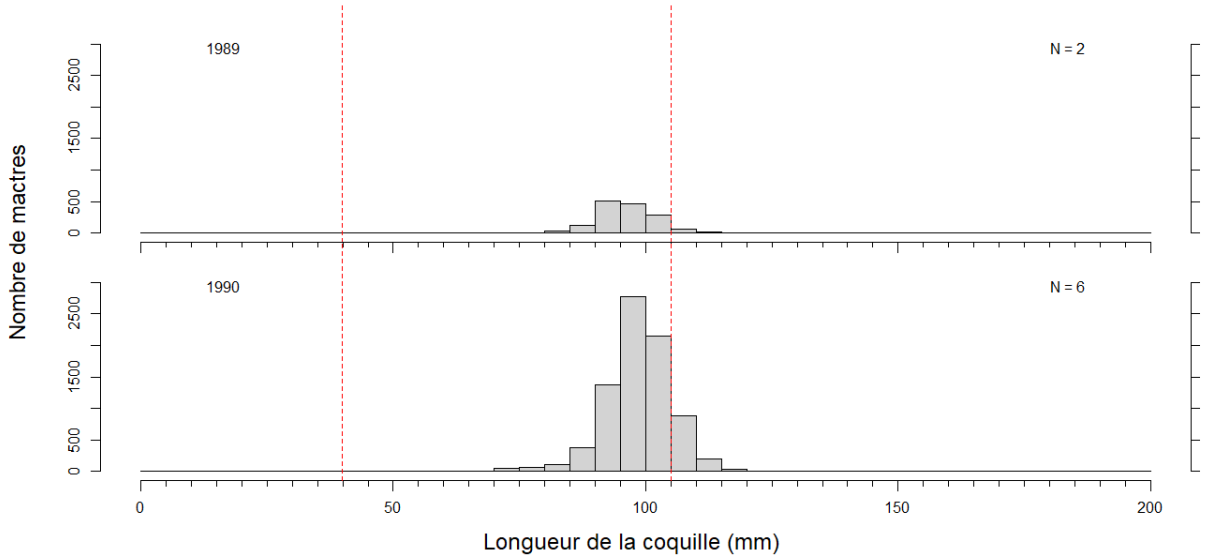


Figure 62. Fréquence des longueurs de coquilles pour les sorties de pêche observées sur le Grand Banc, de 1989 à 1990. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (39,9 mm) et celle située à droite représente la longueur (105 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

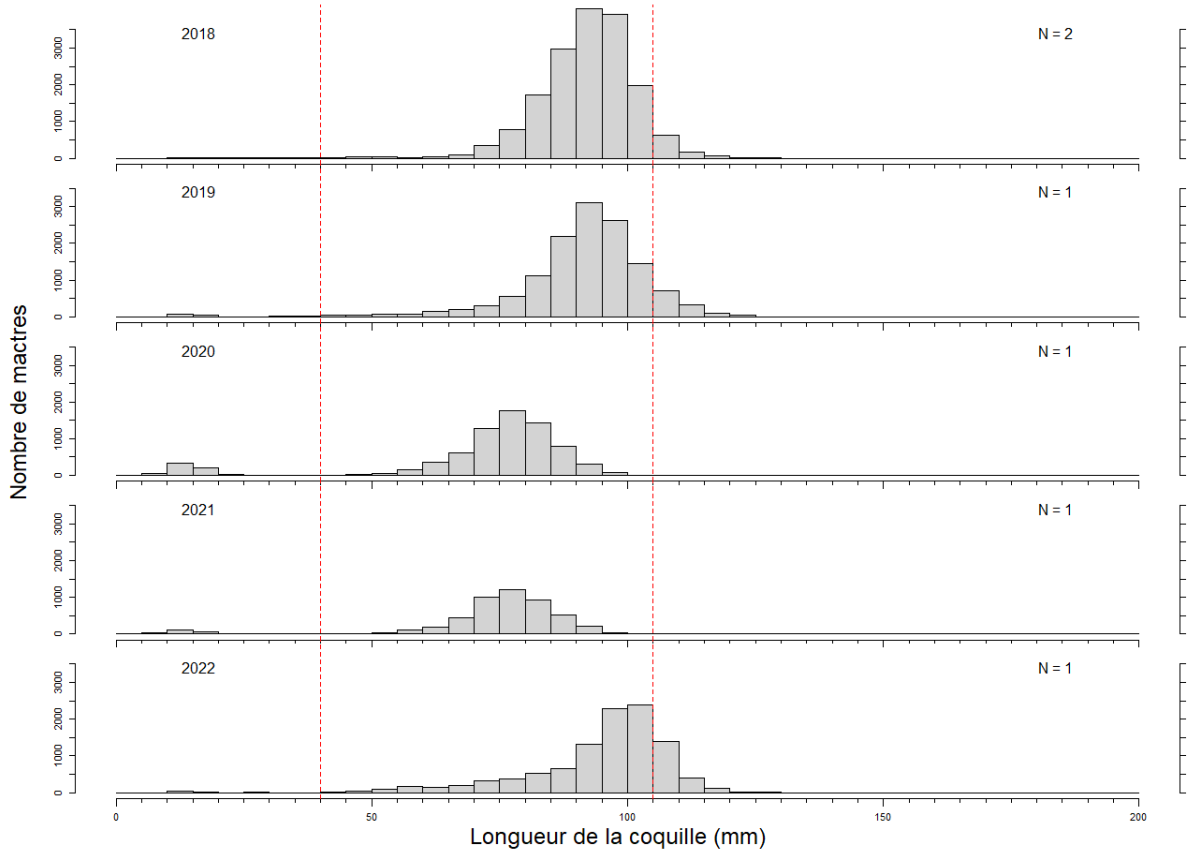


Figure 63. Fréquence des longueurs de coquilles pour les sorties de pêche observées sur le Grand Banc, de 2018 à 2022. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne pointillée rouge située à gauche représente la taille à 50 % de maturité sexuelle (39,9 mm) et celle située à droite représente la longueur (105 mm) utilisée pour le premier indicateur de longueur.

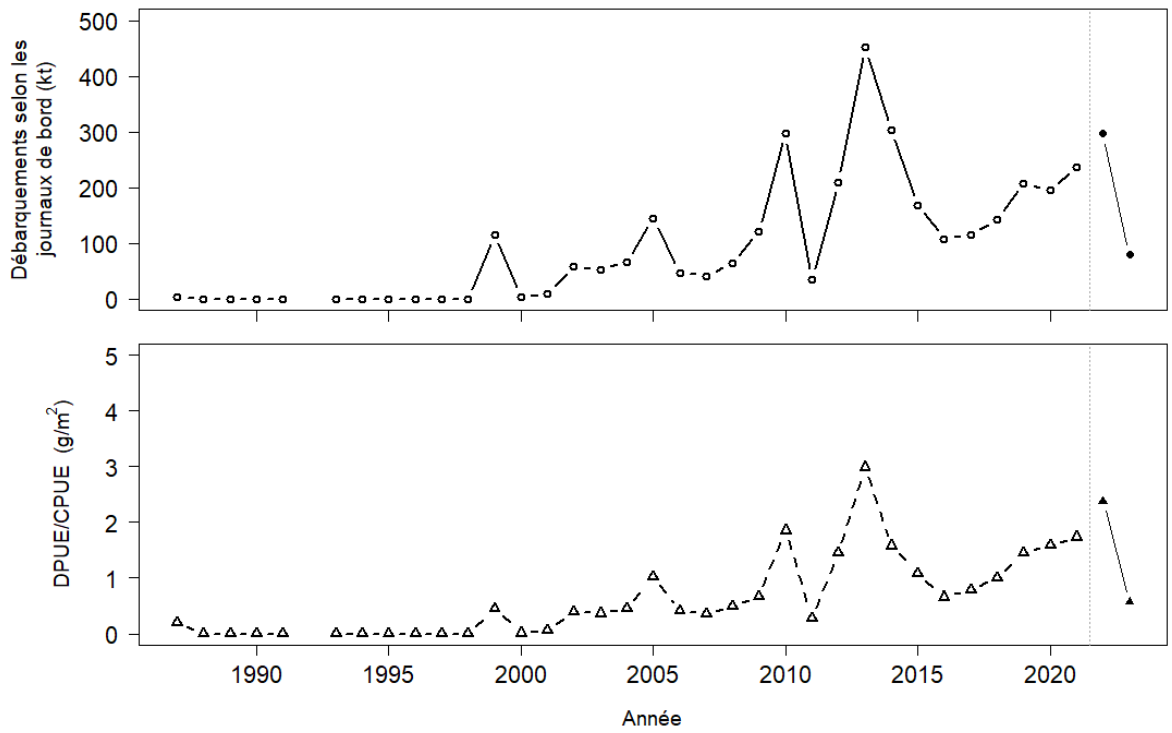


Figure 64. Débarquements de coques du Groenland sur le Banquereau (t; graphique du haut), débarquements par unité d'effort (DUE; g/m^2; graphique du bas, triangles vides) et captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2; graphique du bas, triangles pleins). La ligne verticale tiretée représente le changement de pratique de pêche jusqu'à une conservation de l'ensemble des prises. L'effort de pêche correspondant est présenté à la figure 26.

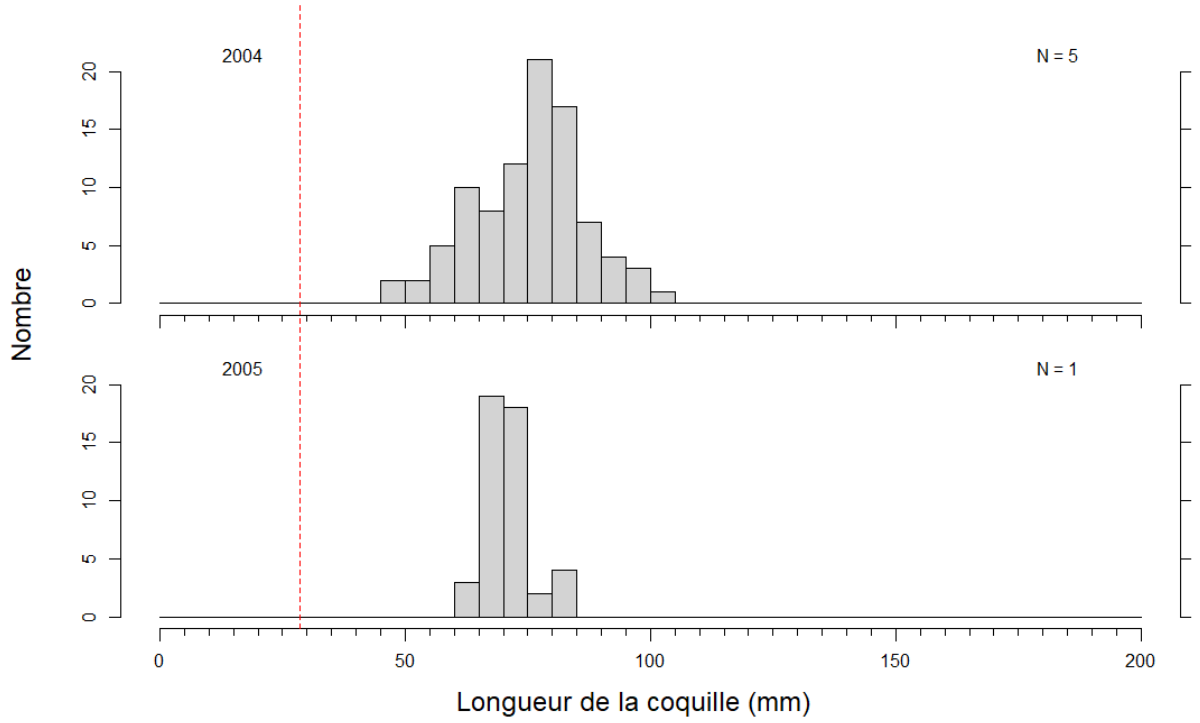


Figure 65. Fréquence des longueurs de coquilles de coques du Groenland sur le Banquereau d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2004 et 2005. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (37,2 mm).

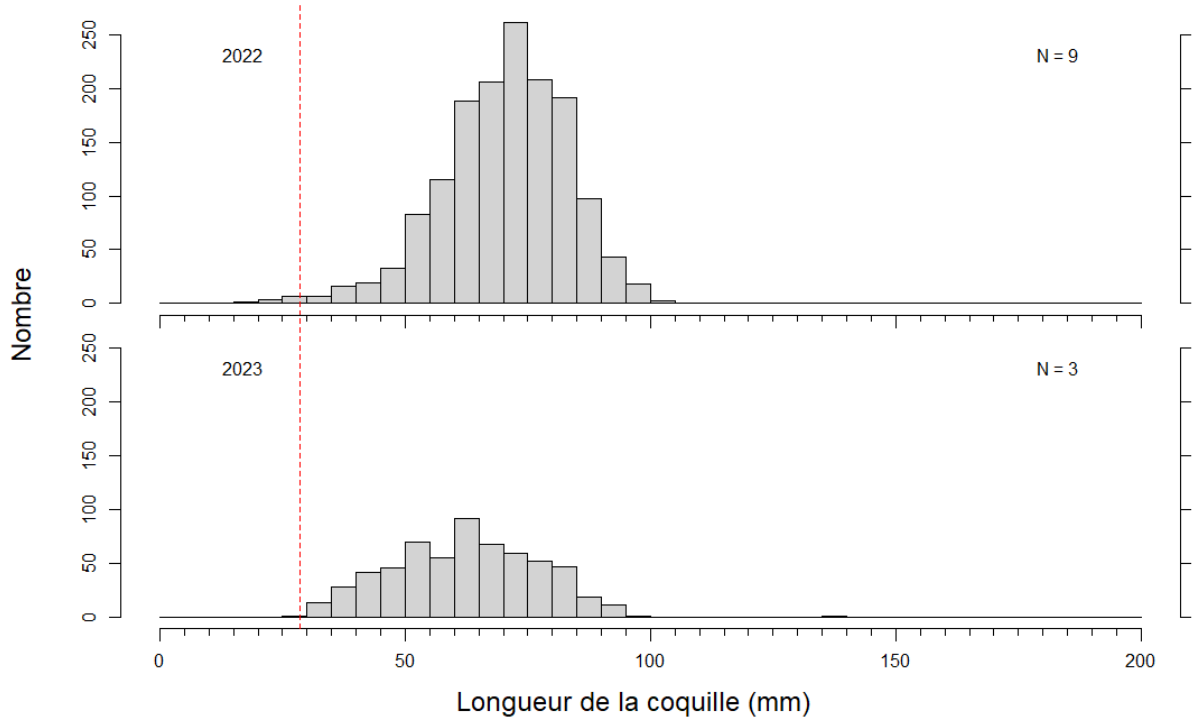


Figure 66. Fréquence des longueurs de coquilles de coques du Groenland sur le Banquereau d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2022 et 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (37,2 mm).

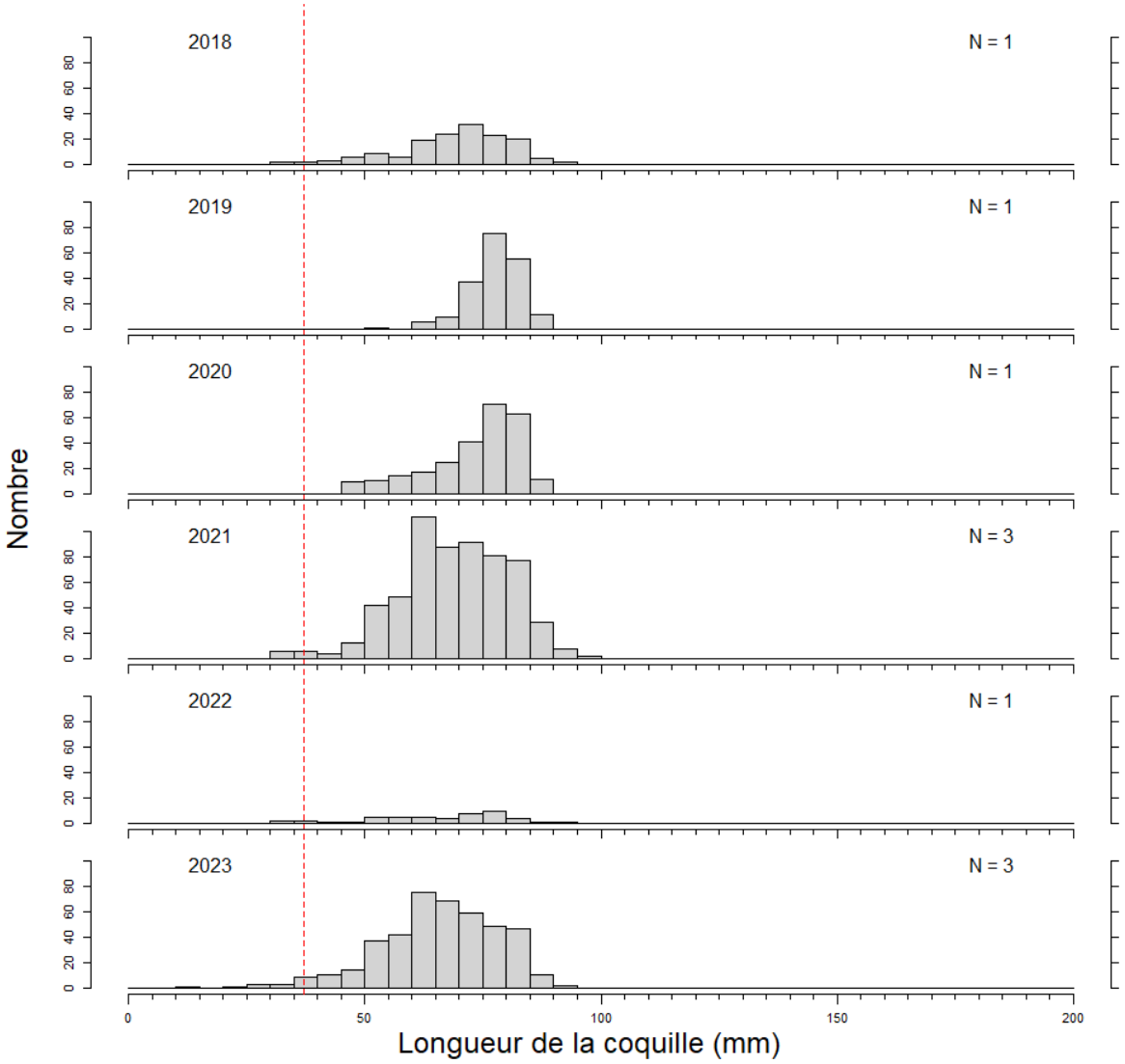


Figure 67. Fréquence des longueurs de coquilles de coques du Groenland sur le Banquereau d'après les sorties de pêche observées de 2018 à 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (37,2 mm).

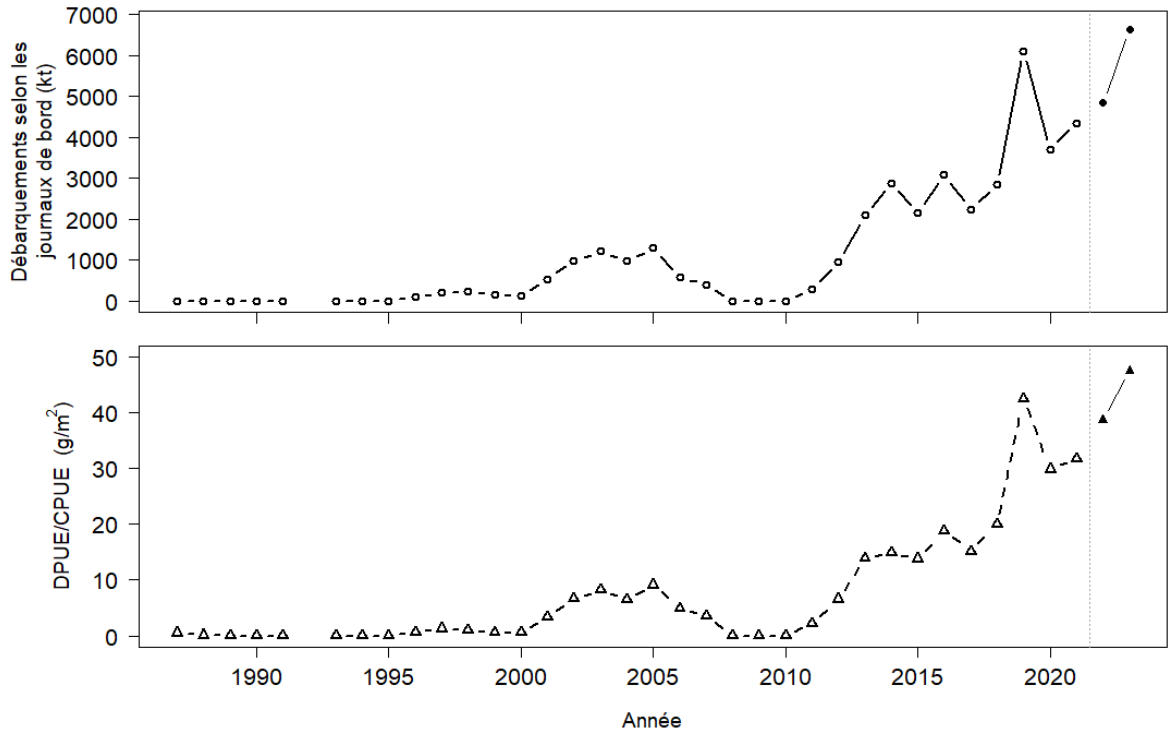


Figure 68. Débarquements de pitots sur le Banquereau (t; graphique du haut), débarquements par unité d'effort (DUE; g/m^2; graphique du bas, triangles vides) et captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2; graphique du bas, triangles pleins). La ligne verticale tiretée représente le changement de pratique de pêche jusqu'à une conservation de l'ensemble des prises. L'effort de pêche correspondant est présenté à la figure 26.

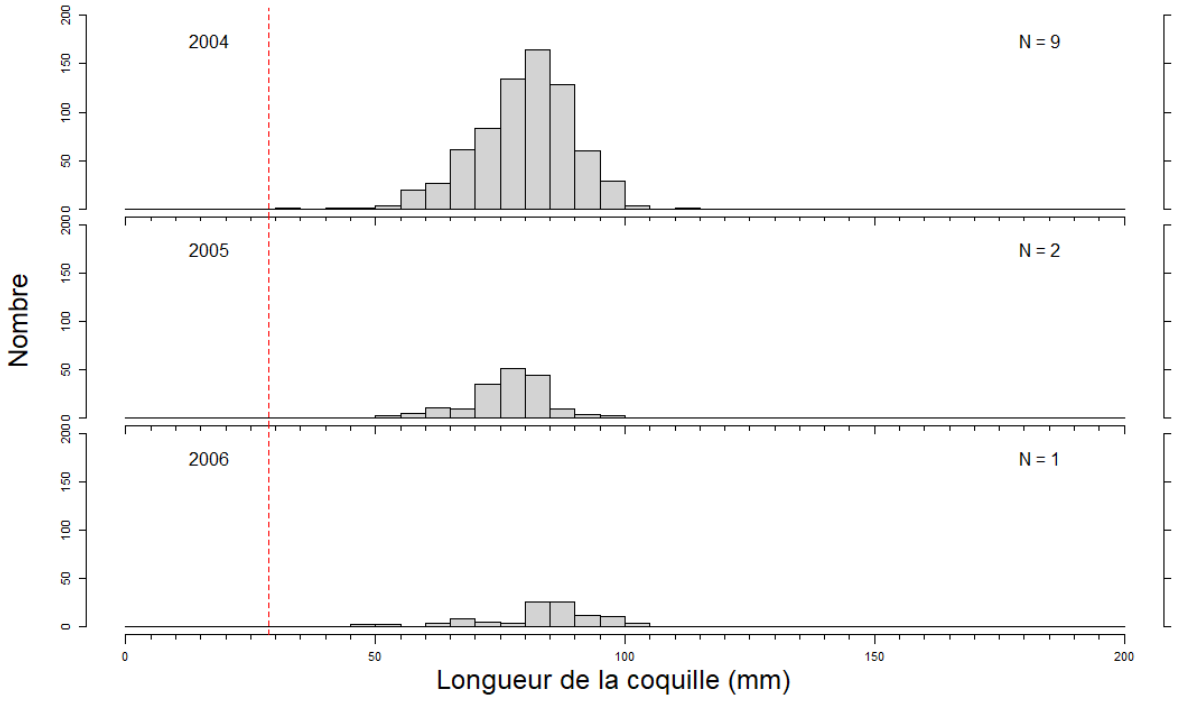


Figure 69. Fréquence des longueurs de coquilles de pitots sur le Banquereau d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué de 2004 à 2006. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (28,6 mm).

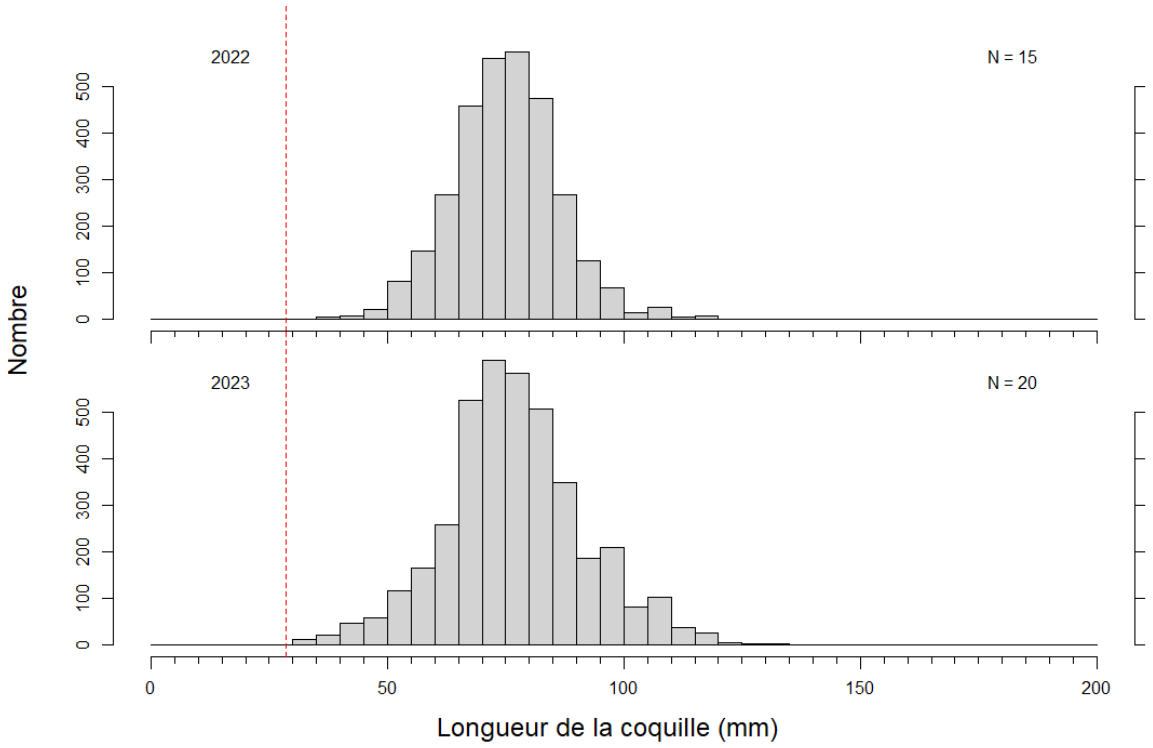


Figure 70. Fréquence des longueurs de coquilles de pitots sur le Banquereau d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2022 et 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (28,6 mm).

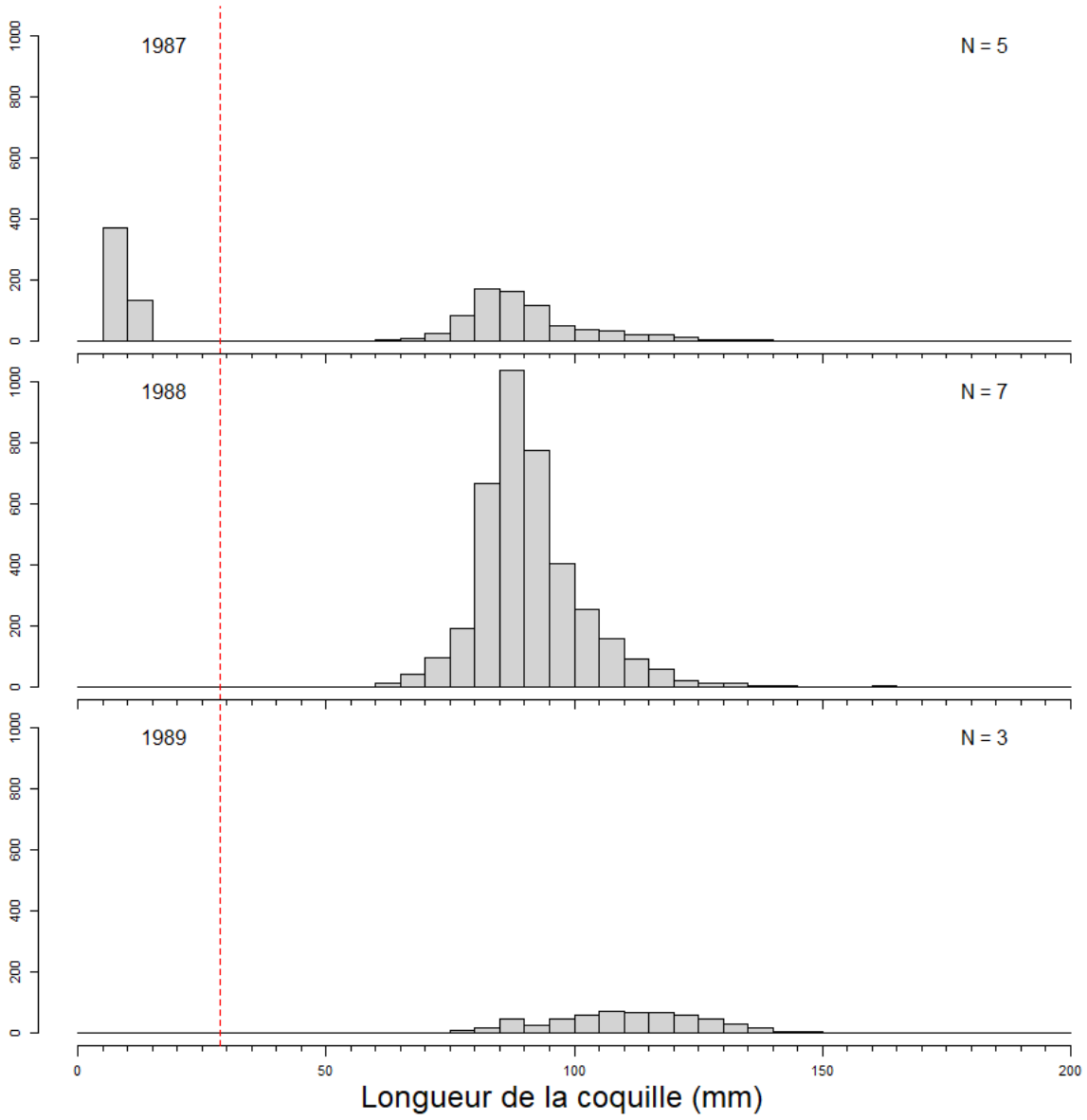


Figure 71. Fréquence des longueurs de coquilles de pitots sur le Banquereau d'après les sorties de pêche observées de 1987 à 1989. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (28,6 mm).

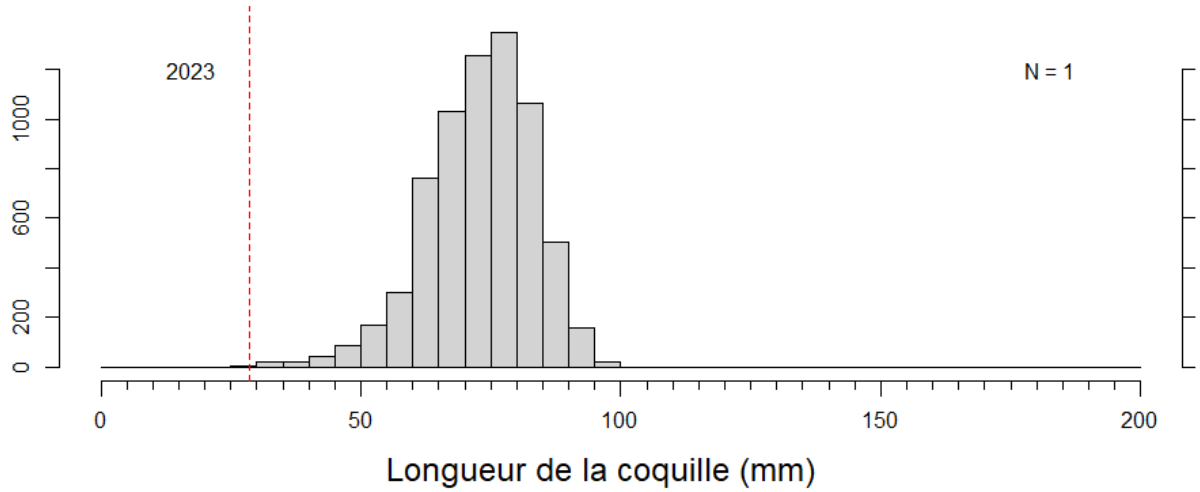


Figure 72. Fréquence des longueurs de coquilles de pitots sur le Banquereau d'après les sorties de pêche observées en 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (28,6 mm).

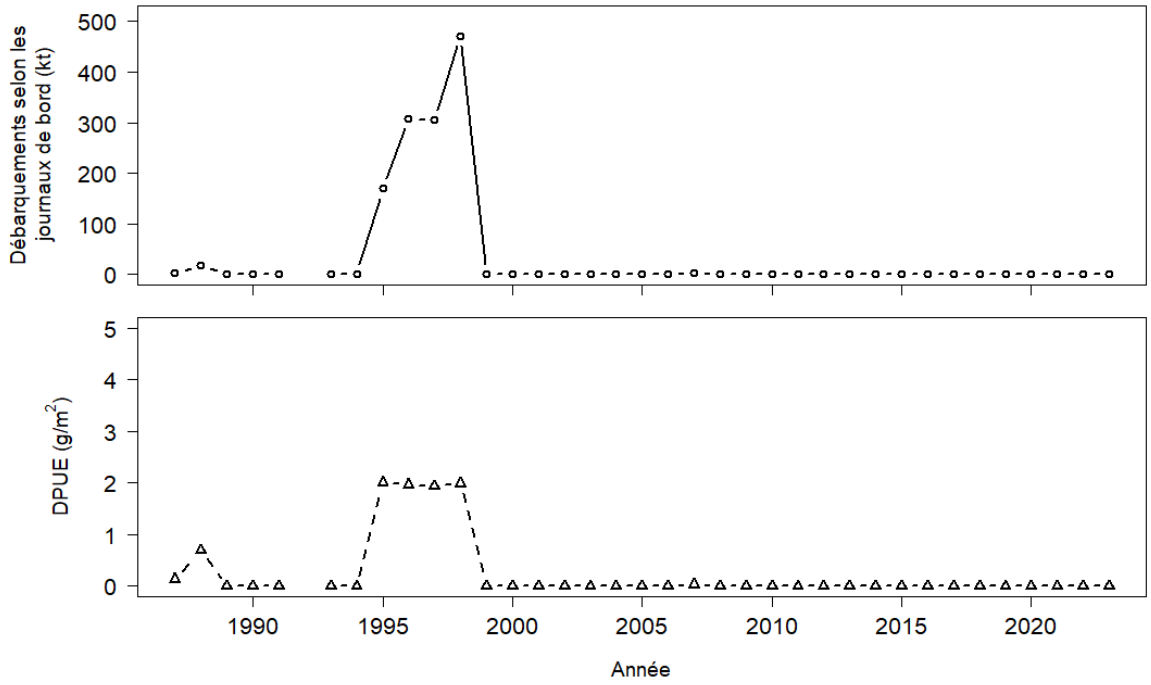


Figure 73. Débarquements de quahogs nordiques sur le Banquereau (t; graphique du haut) et débarquements par unité d'effort (DUE; g/m^2; graphique du bas). Le total autorisé des captures depuis 2005 est de 800 tonnes. L'effort de pêche correspondant est présenté à la figure 26.

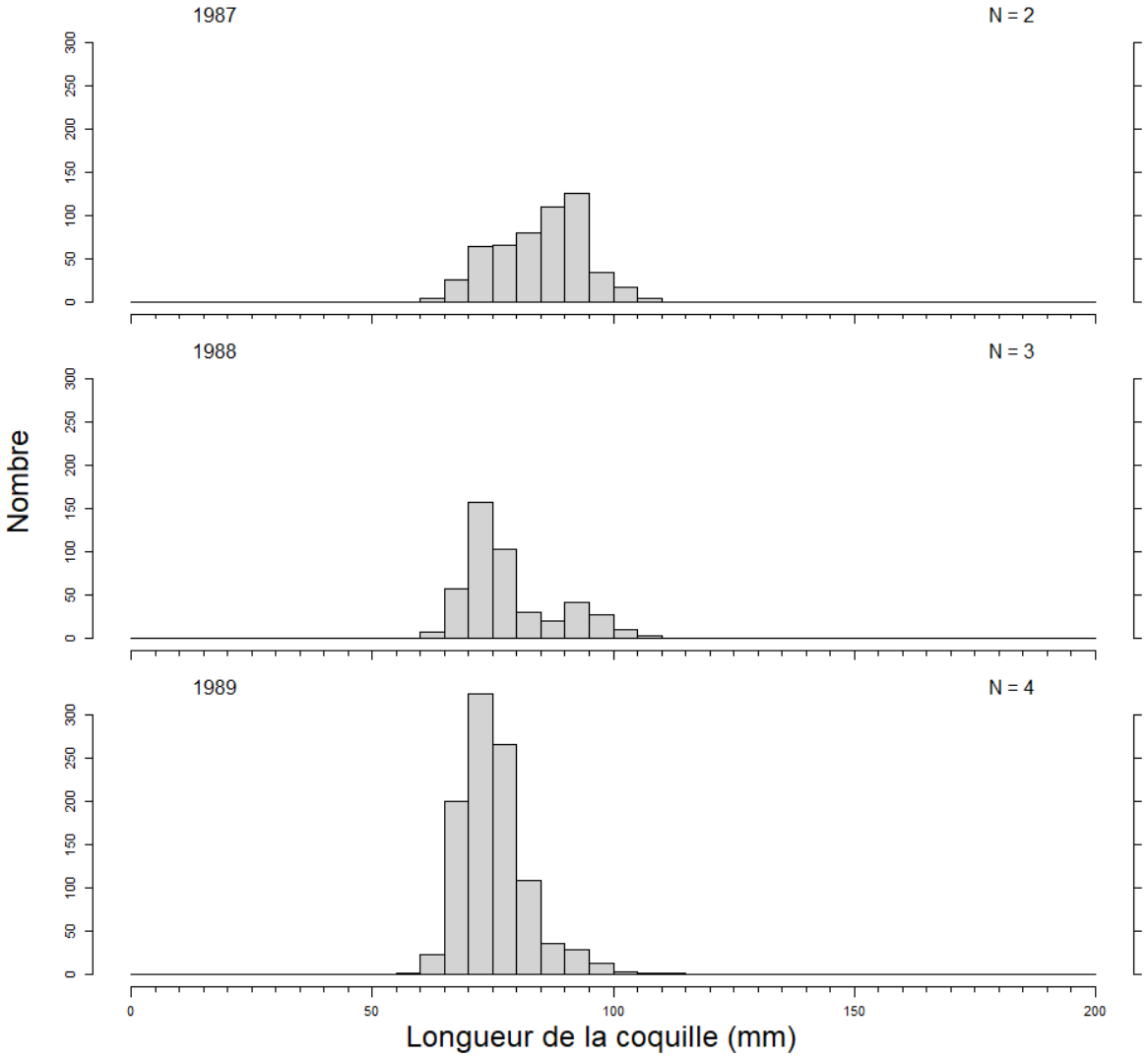


Figure 74. Fréquence des longueurs de coquilles de quahogs nordiques sur le Banquereau d'après les sorties de pêche observées de 1987 à 1989. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties.

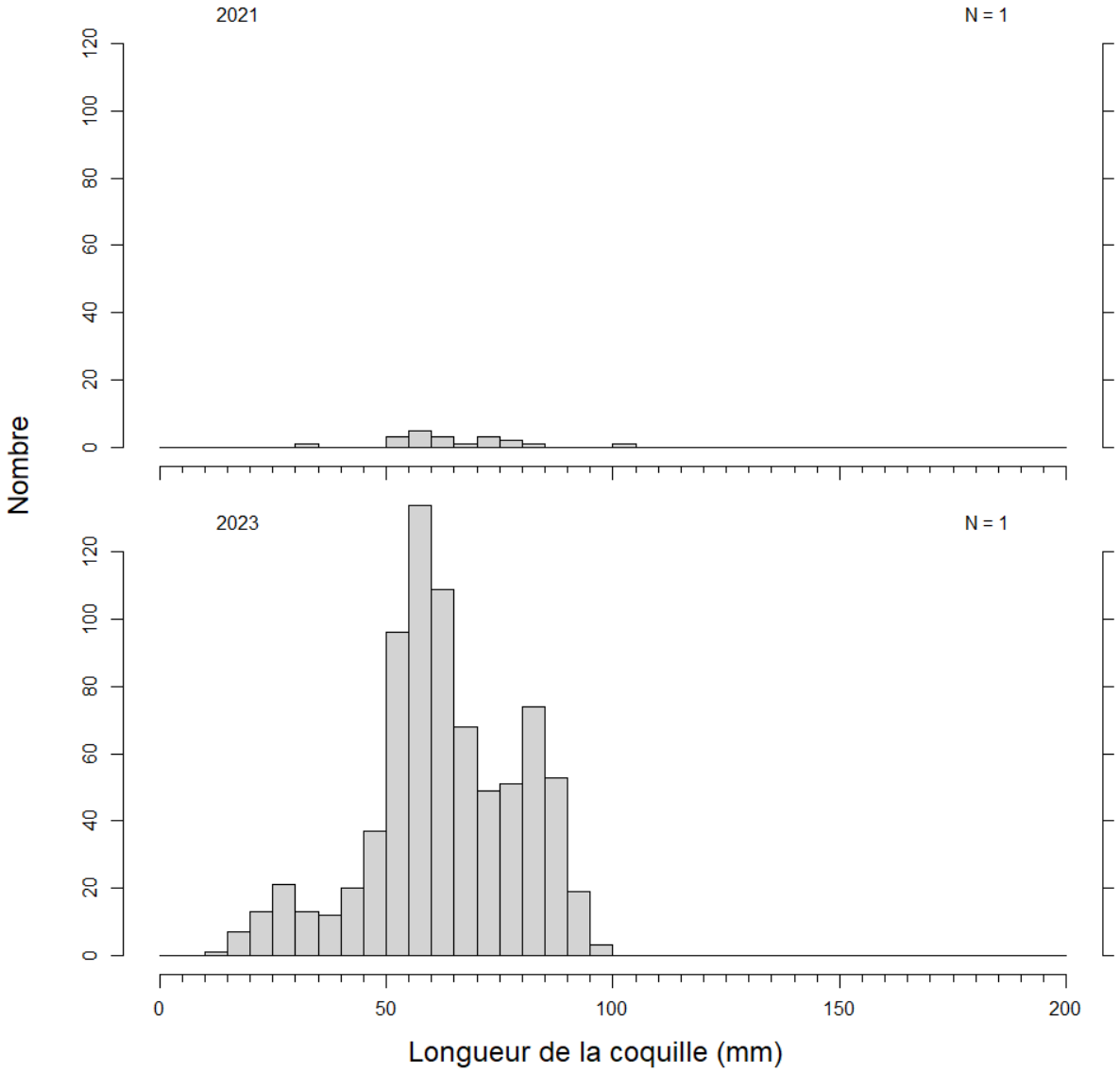


Figure 75. Fréquence des longueurs de coquilles de quahogs nordiques sur le Banquereau d'après les sorties de pêche observées de 2021 à 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties.

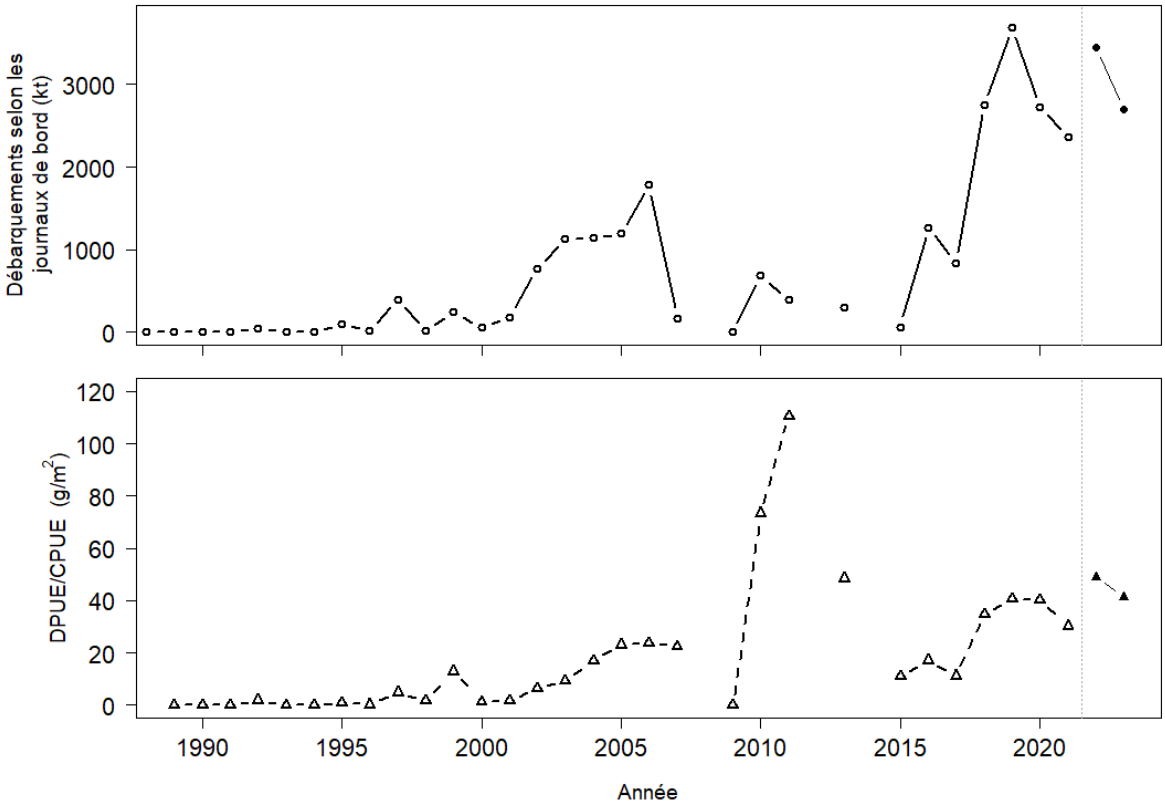


Figure 76. Débarquements de coques du Groenland sur le Grand Banc (t; graphique du haut), débarquements par unité d'effort (DUE; g/m^2; graphique du bas, triangles vides) et captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2; graphique du bas, triangles pleins). La ligne verticale tiretée représente le changement de pratique de pêche jusqu'à une conservation de l'ensemble des prises. L'effort de pêche correspondant est présenté à la figure 44.

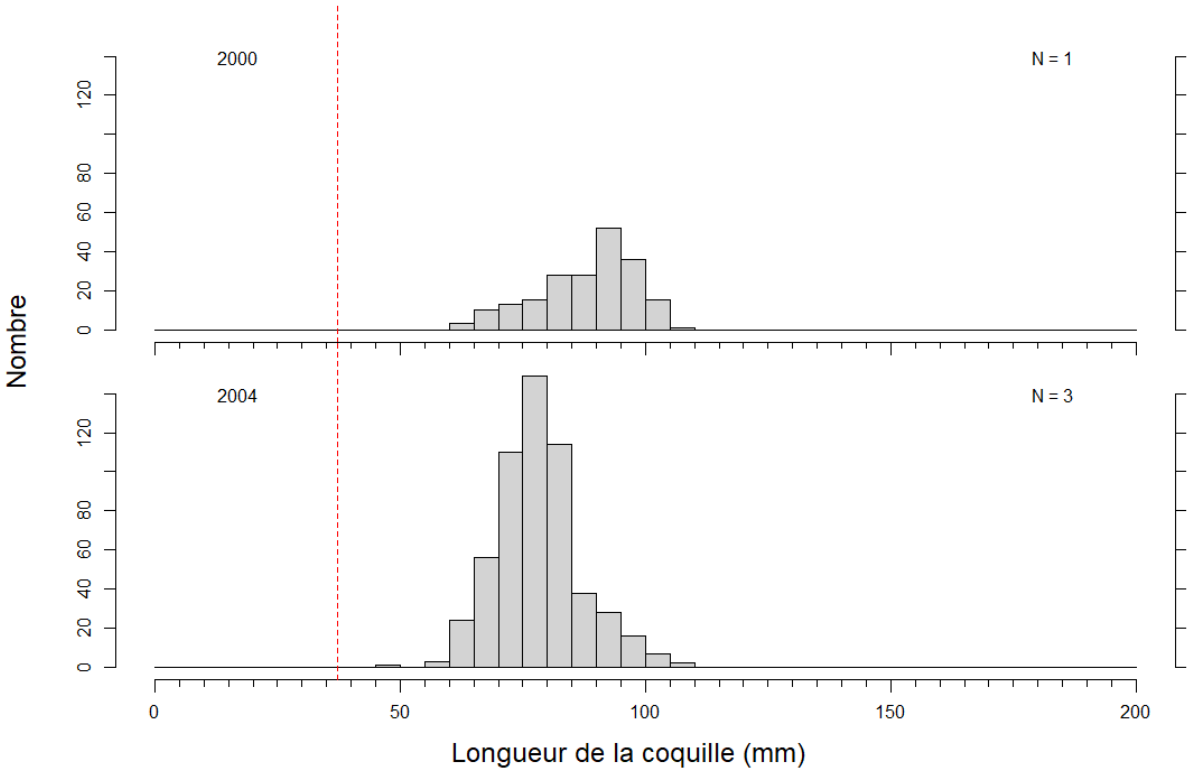


Figure 77. Fréquence des longueurs de coquilles de coques du Groenland sur le Grand Banc d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2000 et 2004. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (37,2 mm).

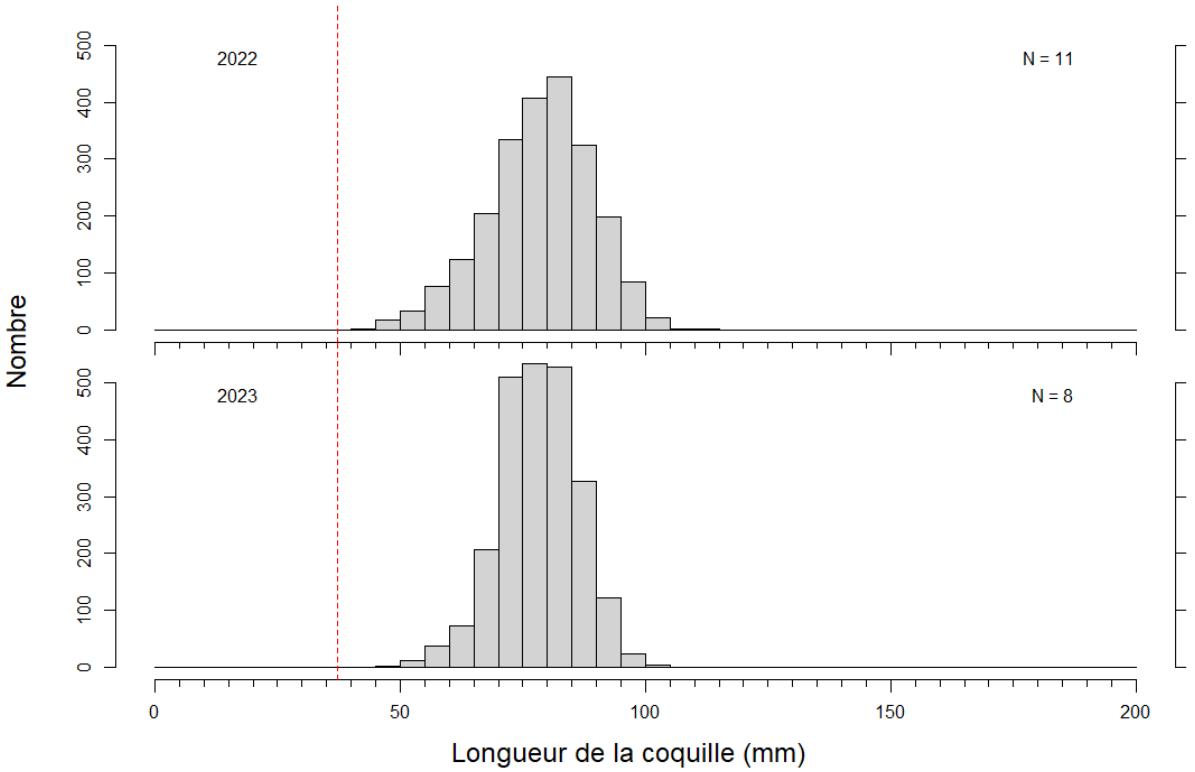


Figure 78. Fréquence des longueurs de coquilles de coques du Groenland sur le Grand Banc d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2022 et 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (37,2 mm).

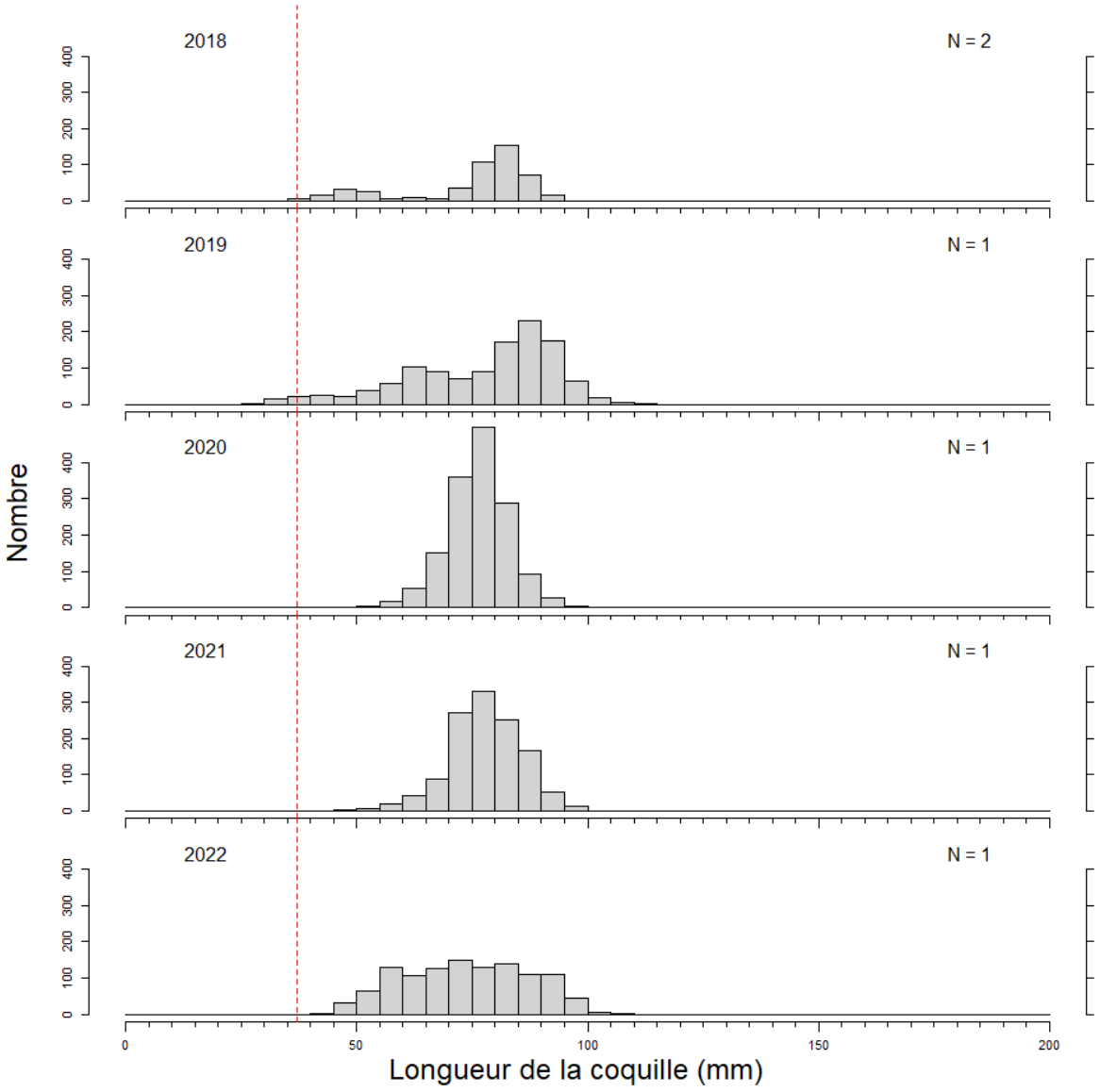


Figure 79. Fréquence des longueurs de coquilles de coques du Groenland sur le Grand Banc d'après les sorties de pêche observées de 2018 à 2022. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (37,2 mm).

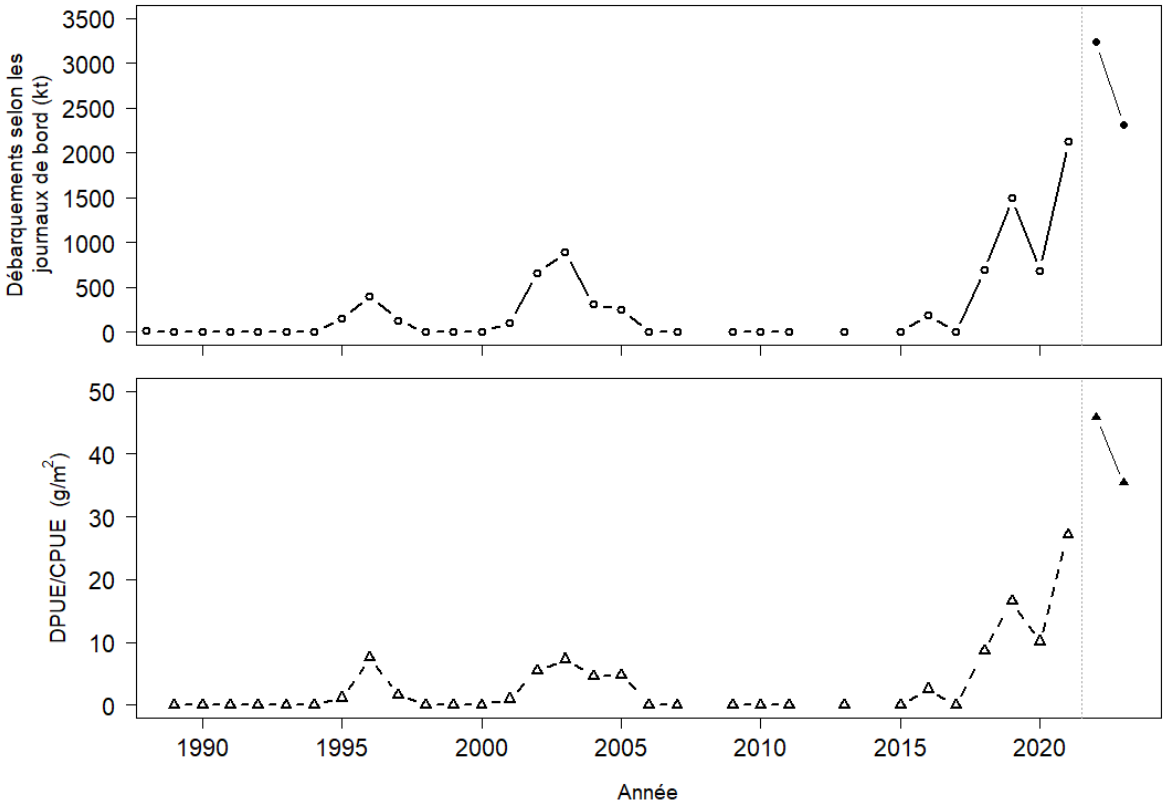


Figure 80. Débarquements de pitots sur le Grand Banc (t; graphique du haut), débarquements par unité d'effort (DUE; g/m^2; graphique du bas, triangles vides) et captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2; graphique du bas, triangles pleins). La ligne verticale tiretée représente le changement de pratique de pêche jusqu'à une conservation de l'ensemble des prises. L'effort de pêche correspondant est présenté à la figure 44.

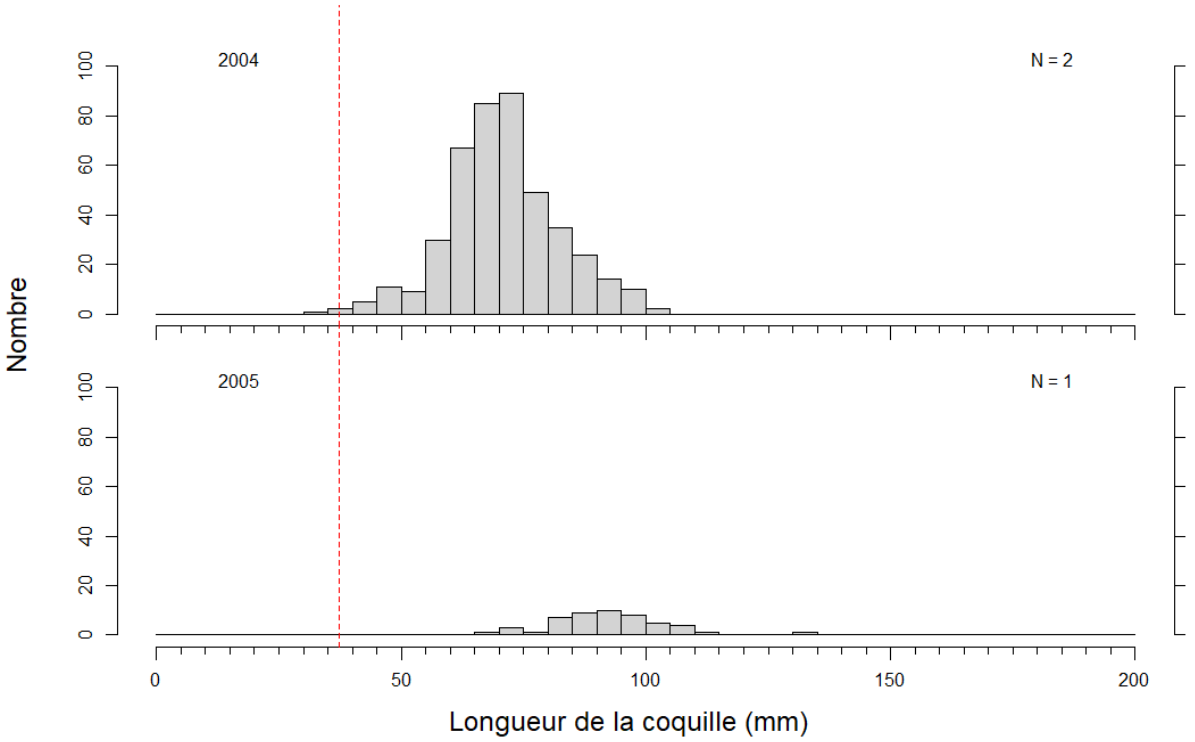


Figure 81. Fréquence des longueurs de coquilles de pitots sur le Grand Banc d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2004 et 2005. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (28,6 mm).

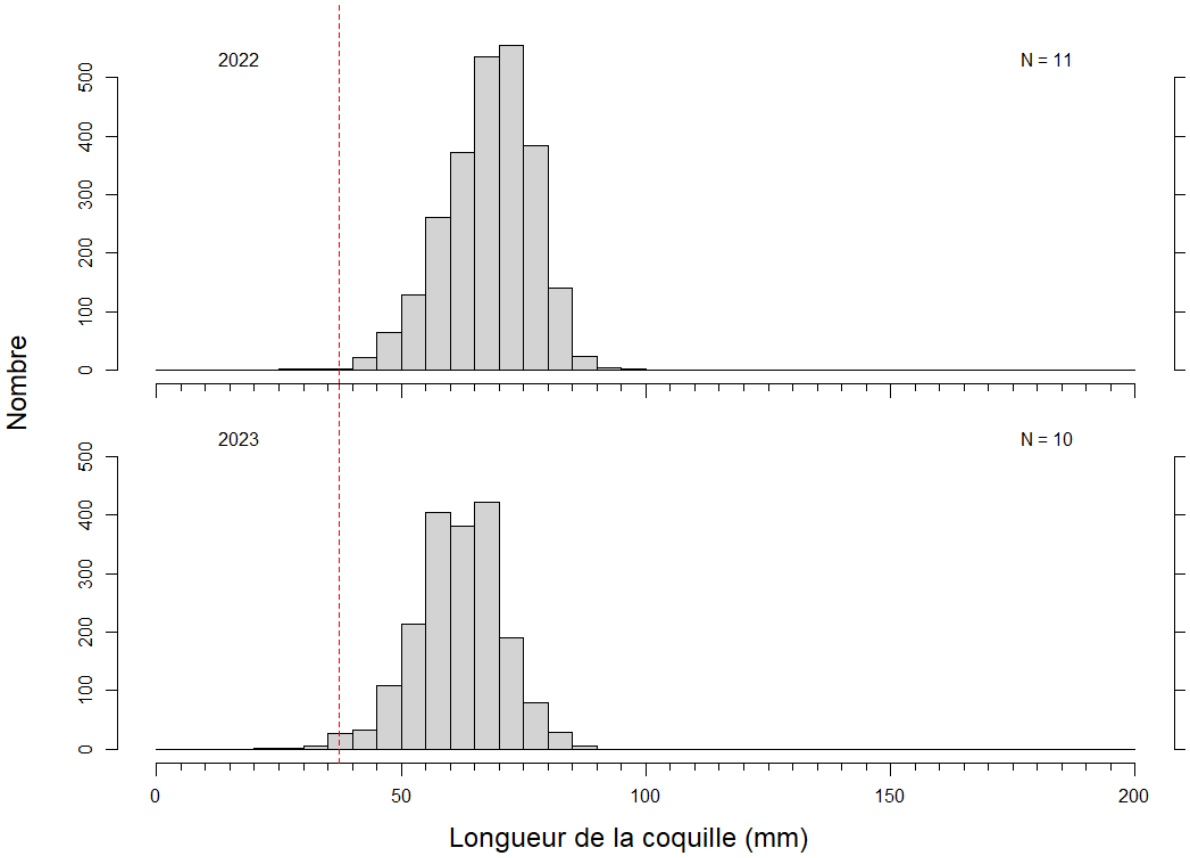


Figure 82. Fréquence des longueurs de coquilles de pitots sur le Grand Banc d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2022 et 2023. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties. La ligne tiretée rouge située à gauche indique la taille à 50 % de maturité sexuelle (28,6 mm).

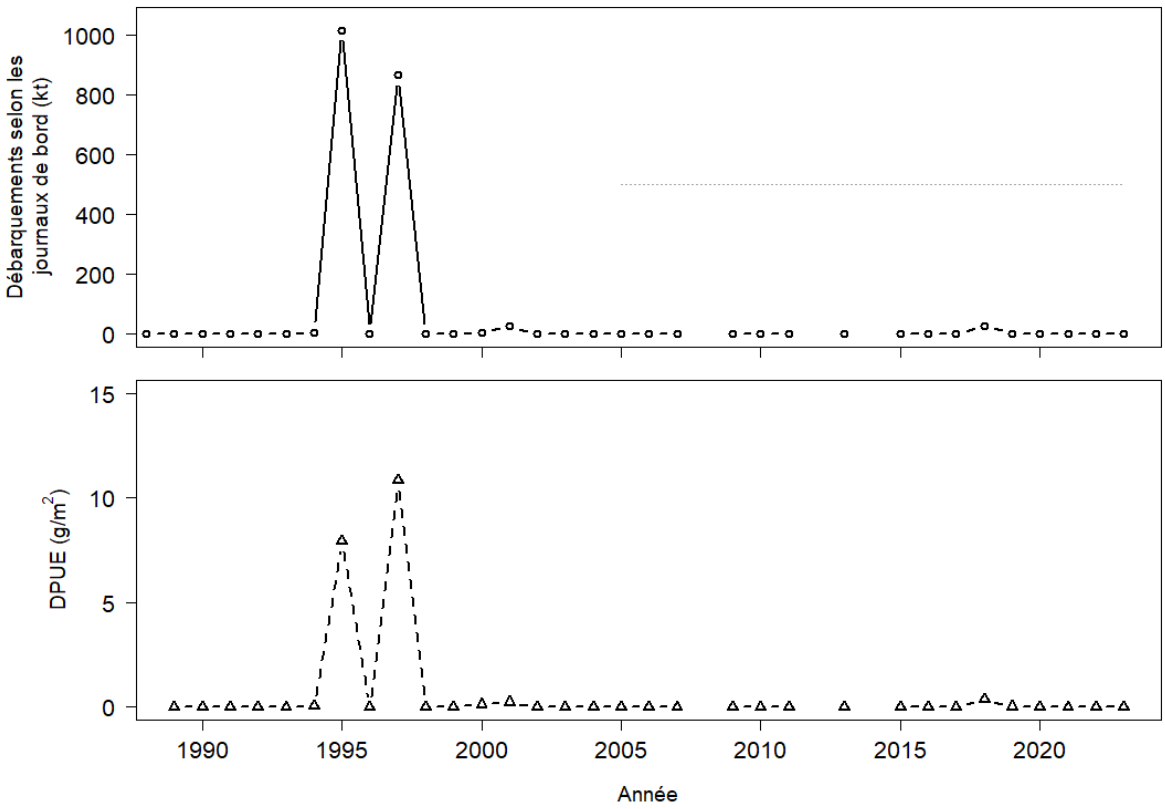


Figure 83. Débarquements de quahogs nordiques sur le Grand Banc (t; graphique du haut) et débarquements par unité d'effort (DUE; g/m^2; graphique du bas). La ligne horizontale tiretée représente le total autorisé des captures (TAC) maximal (10 % des débarquements de mactres de Stimpson jusqu'à un maximum de 500 t). L'effort de pêche correspondant est présenté à la figure 44.

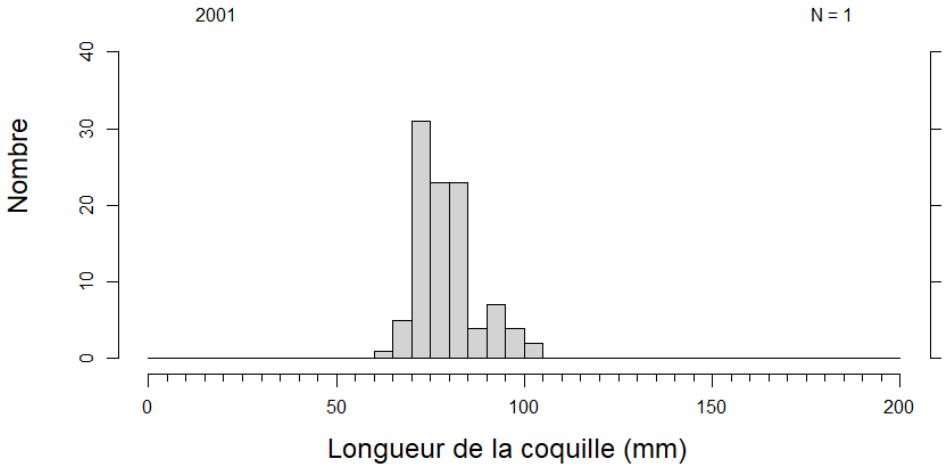


Figure 84. Fréquence des longueurs de coquilles de quahogs nordiques sur le Grand Banc d'après l'échantillonnage à bord de navires effectué en 2001. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties.

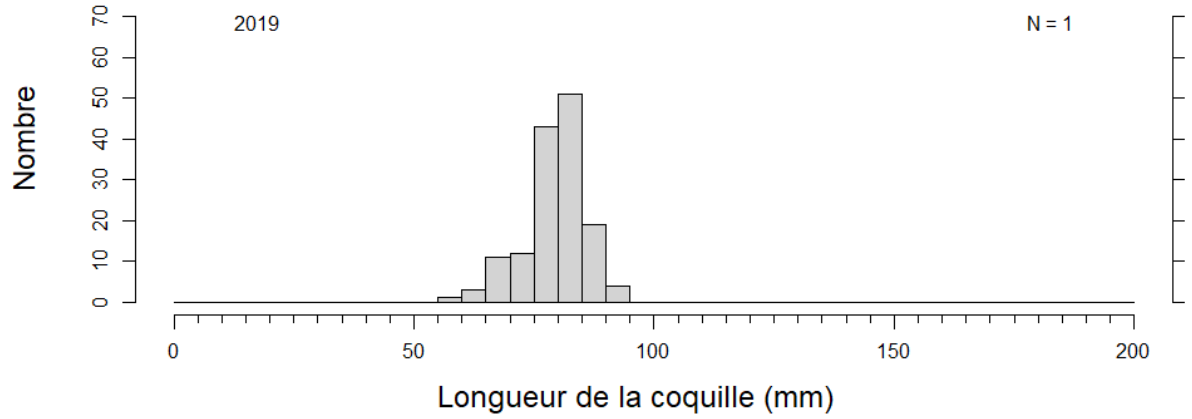


Figure 85. Fréquence des longueurs de coquilles de quahogs nordiques sur le Grand Banc d'après les sorties de pêche observées en 2019. Dans les graphiques, « N » représente le nombre de sorties.

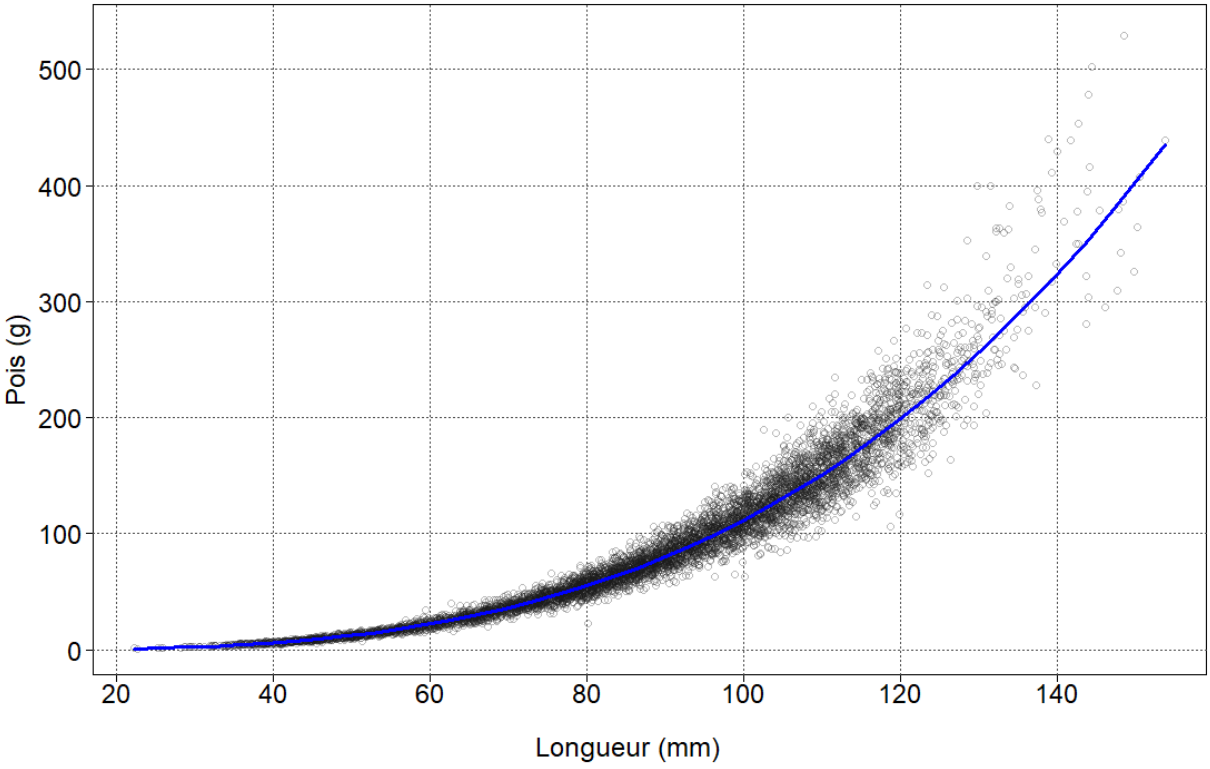


Figure 86. Relation longueur-poids d'après le relevé mené sur le Banquereau en 2011. Les données ont fait l'objet d'une transformation logarithmique aux fins d'analyse. La ligne pleine bleue représente la relation globale. Les effets aléatoires (traits individuels) ne sont pas indiqués.

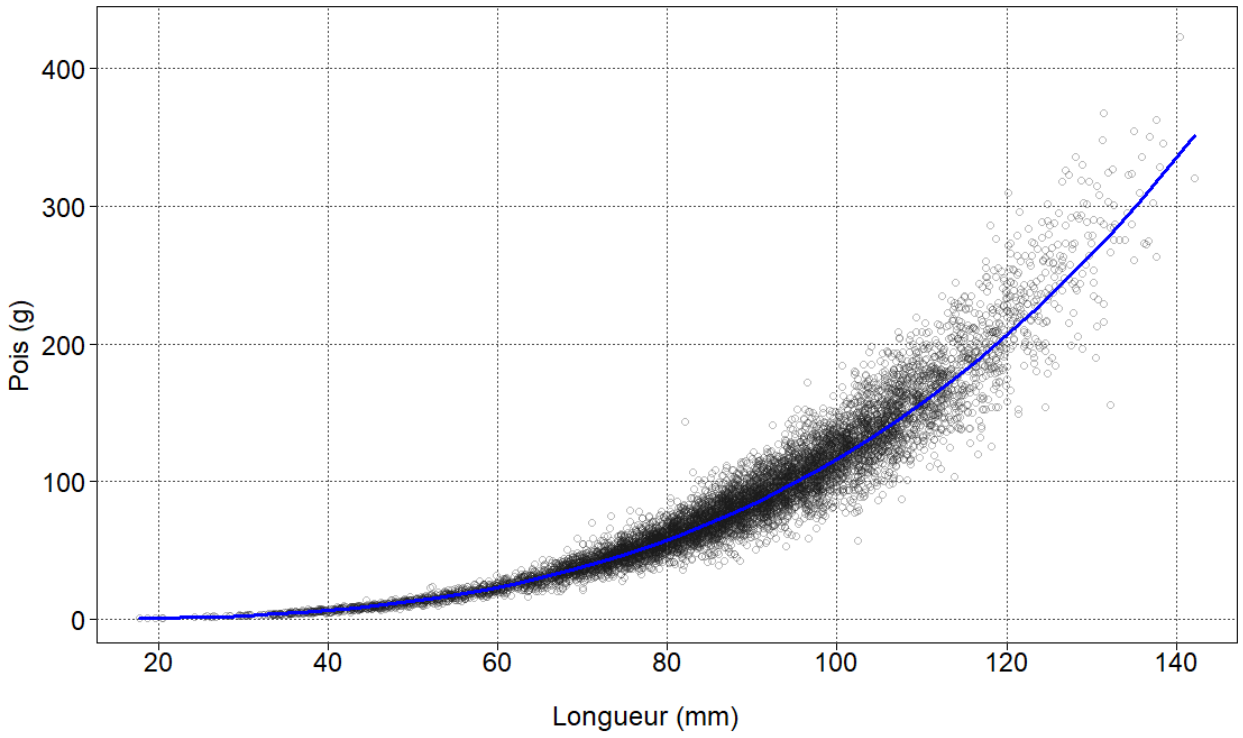


Figure 87. Relation longueur-poids d'après les relevés menés sur le Grand Banc pour les années 2006, 2008 et 2009 combinées. Les données ont fait l'objet d'une transformation logarithmique aux fins d'analyse. La ligne pleine bleue représente la relation globale. Les effets aléatoires (traits individuels) ne sont pas indiqués.

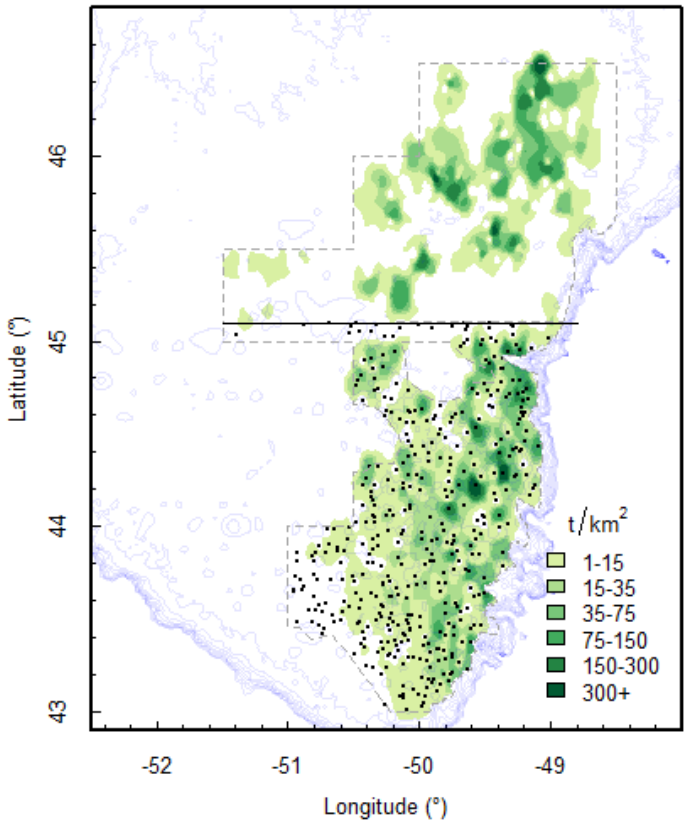


Figure 88. Tracé de contours de la densité estimée de la biomasse de mactres de Stimpson (t/km^2) d'après les relevés menés sur le Grand Banc en 2006, 2007 et 2009. L'étendue du relevé est indiquée en gris pâle (Roddick et al. *2011). La ligne horizontale pleine représente la division nord-sud proposée dans le présent document de recherche.*

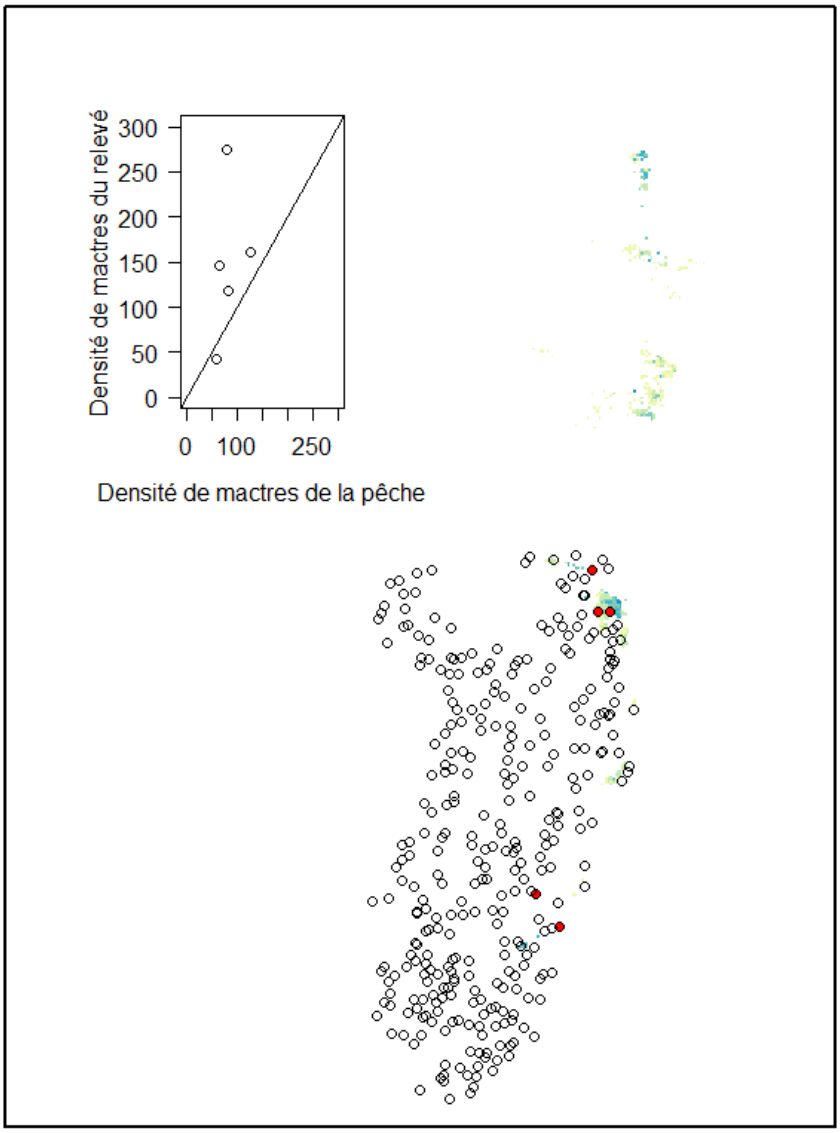


Figure 89. Comparaison de l'emplacement des stations du relevé ciblant la mactre de Stimpson mené sur le Grand Banc en 2006 et des captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2) de la pêche en 2006. Les cercles représentent les stations de relevé et les cercles rouges indiquent un chevauchement entre le relevé et l'effort de pêche. Les estimations de la densité à ces emplacements sont incluses dans le graphique en médaillon de la densité des mactres estimée à partir des données provenant de la pêche par rapport à la densité estimée à partir des données provenant de relevés.

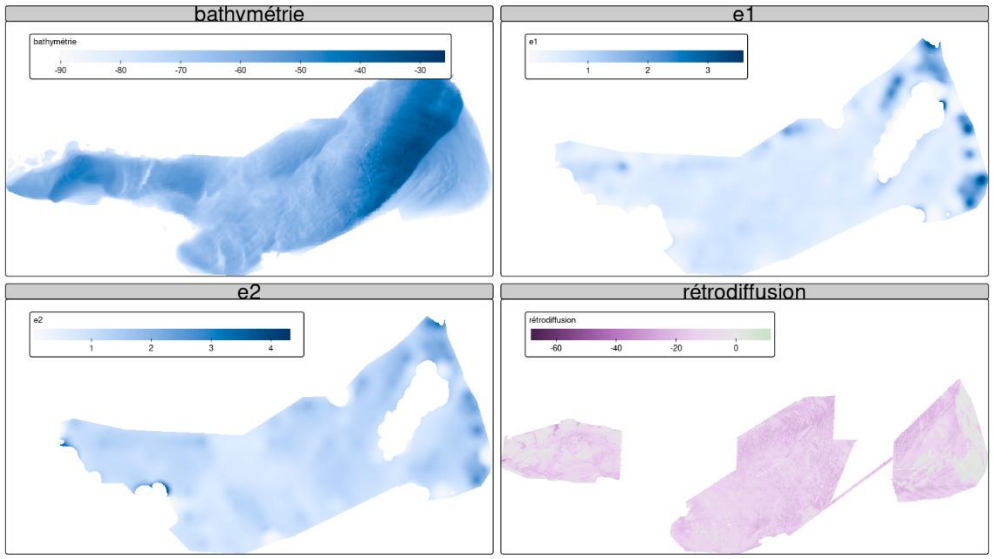


Figure 90. Covariables environnementales utilisées pour prédire le caractère convenable de l'habitat sur le Banquereau.

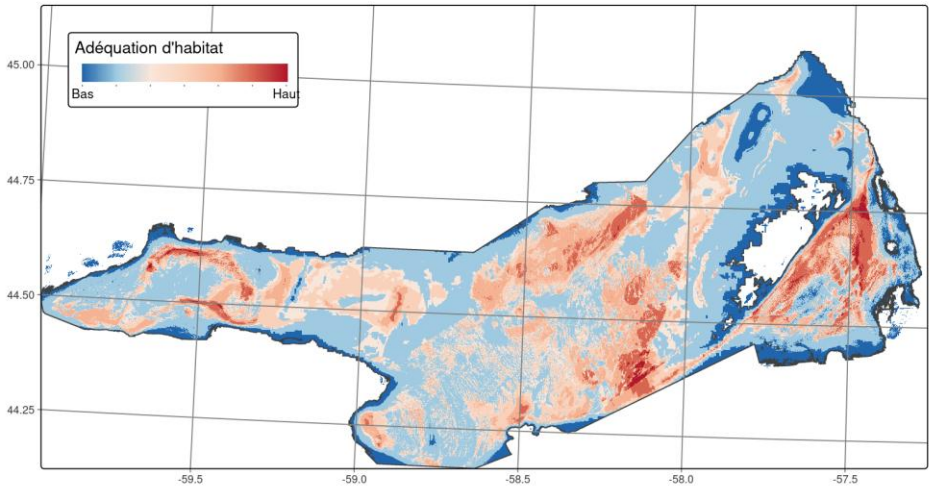


Figure 91. Estimations du caractère convenable de l'habitat sur le Banquereau. Les zones d'habitat très convenable sont susceptibles d'être ciblées par la pêche. Étant donné que l'effort de pêche a été constamment élevé et qu'il couvre la majeure partie du banc, les zones d'habitat très convenable devraient être des zones caractérisées par une densité élevée de mactres de Stimpson.

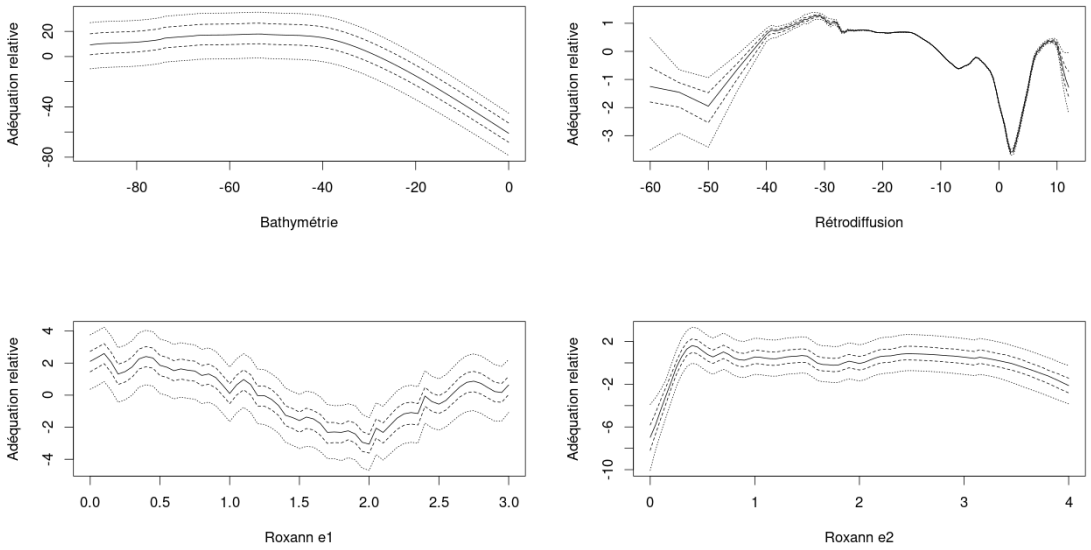


Figure 92. Estimations des effets des covariables sur le caractère convenable de l'habitat du Banquereau. Dans chaque graphique, la ligne pleine représente l'estimation du maximum de vraisemblance, les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance à 50 %, et les lignes tiretées représentent l'intervalle de confiance à 90 %.

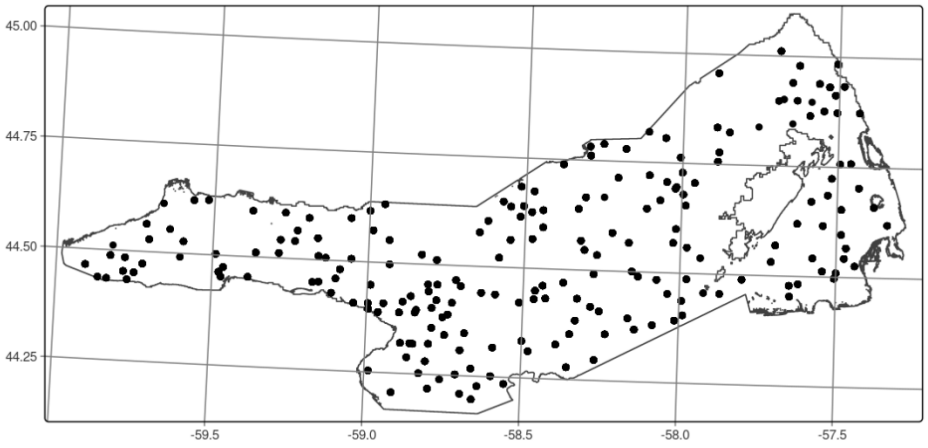


Figure 93. Emplacements des échantillons prélevés lors du relevé mené sur le Banquereau en 2010.

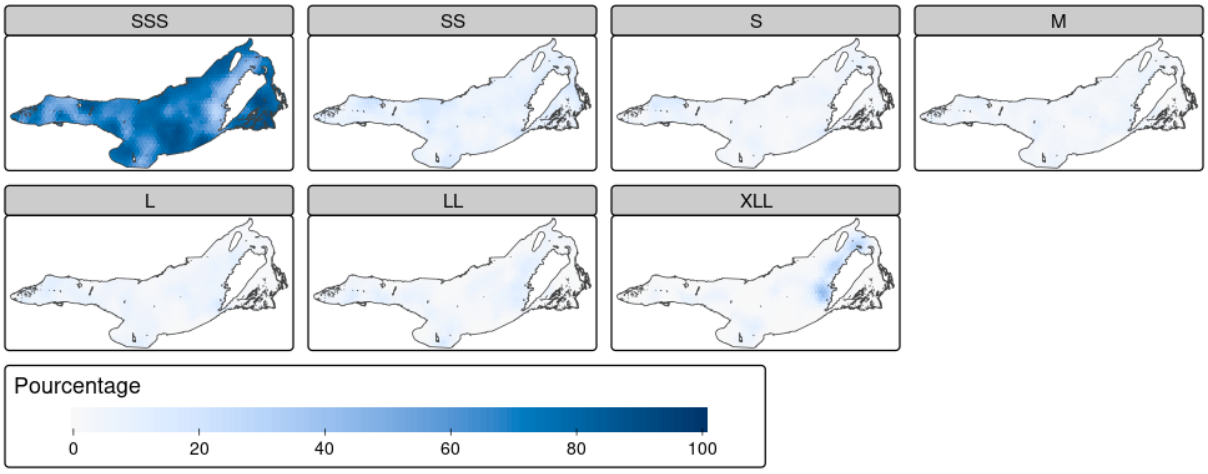


Figure 94. Estimations de la composition des catégories de tailles pour la mactre de Stimpson du Banquereau, selon les données du relevé de 2010.

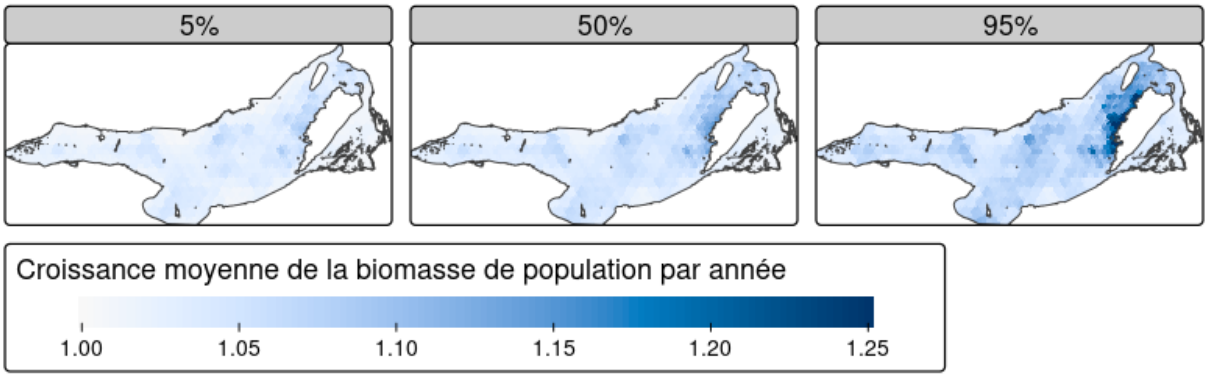


Figure 95. Estimations du taux de croissance moyen de la biomasse de la mactre de Stimpson du Banquereau, selon les données du relevé de 2010. L'image du milieu (50 %) est l'estimation du maximum de vraisemblance, tandis que les images de droite (95 %) et de gauche (5 %) représentent les limites d'un intervalle de confiance à 90 %.

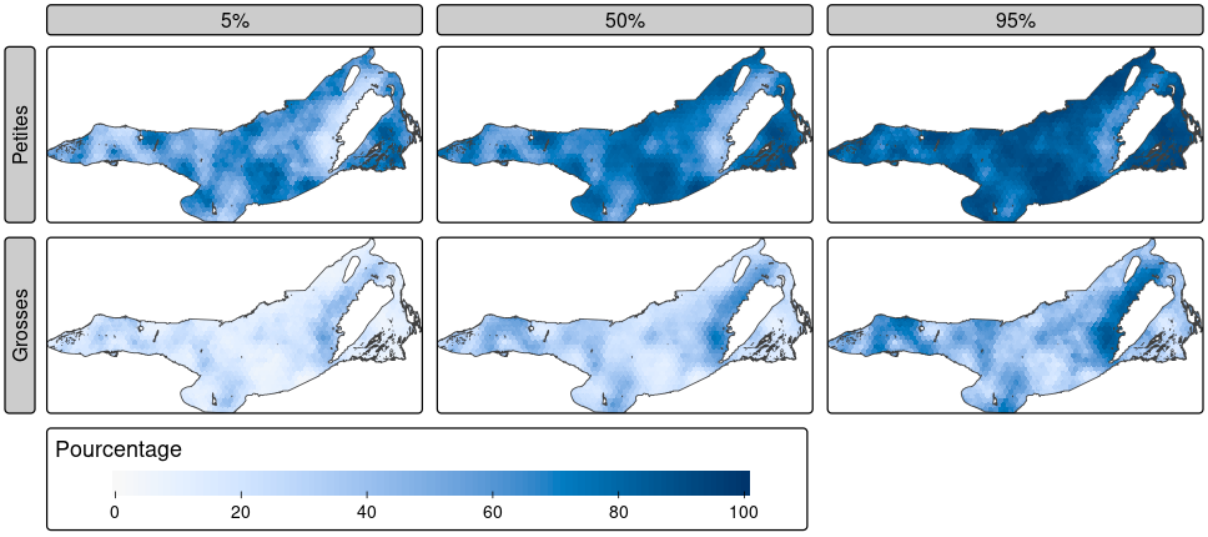


Figure 96. Composition de la catégorie des individus de petite taille et de la catégorie des individus de grande taille pour la mactre de Stimpson du Banquereau, selon les données du relevé de 2010. La colonne du milieu correspond à l'estimation de vraisemblance maximale, tandis que les colonnes de gauche (5 %) et de droite (95 %) représentent les limites d'un intervalle de confiance à 90 %.

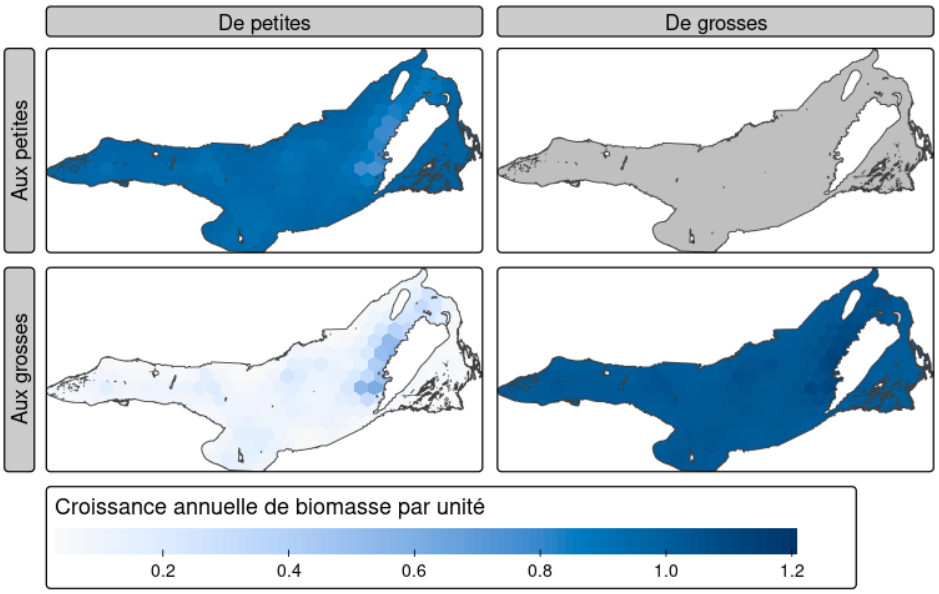


Figure 97. Matrice de transition de la biomasse estimée G_s' pour la catégorie des individus de petite taille et celle des individus de grande taille. L'image en haut à gauche (colonne « Small » et ligne « Small ») représente la variation estimée (multiplicative) de la biomasse au sein de la catégorie des individus de petite taille, d'une année à l'autre. L'image en bas à gauche (colonne « Small » et ligne « Large ») représente la transition estimée de la biomasse lors du passage de la catégorie des individus de petite taille à celle des individus de grande taille. Si la biomasse de la catégorie des individus de petite taille est b de plus que la biomasse ayant passée à la catégorie des individus de grande taille, la catégorie des individus de petite taille sera $G_{2,1}b$. L'image en bas à droite (colonne « Large » et Ligne « Large ») représente la variation estimée (multiplicative) de la biomasse au sein de la catégorie des individus de grande taille, d'une année à l'autre.

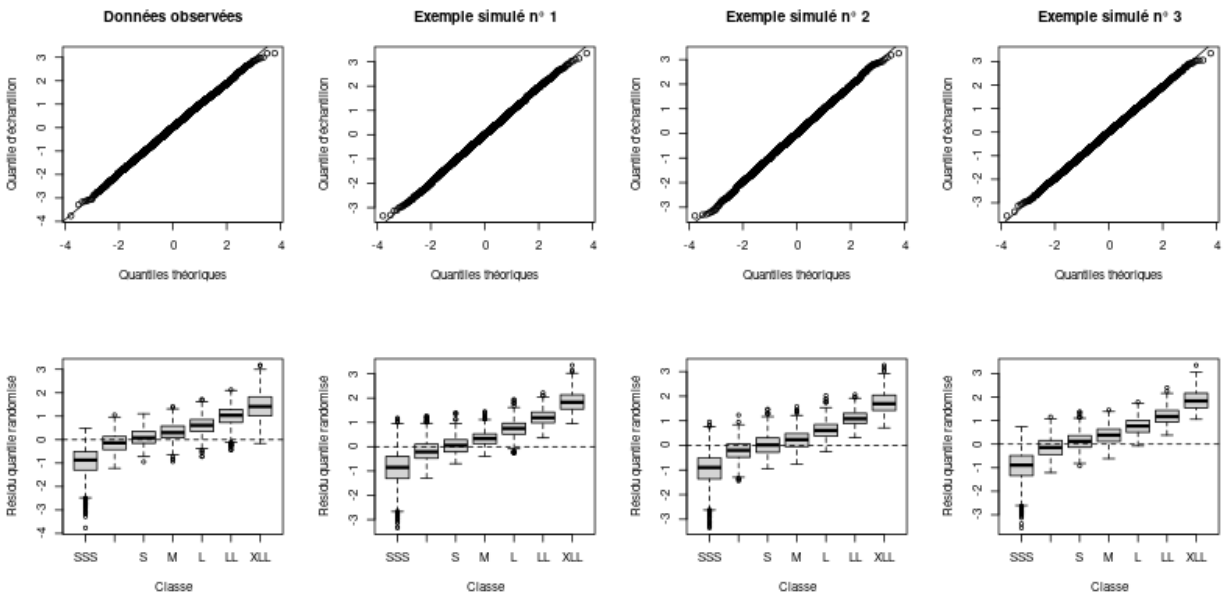


Figure 98. Résidus du modèle de composition pour les données réelles (colonne de gauche) et trois exemples simulés (autres graphiques). Les résidus pour les données réelles ne semblent pas présenter de différences importantes par rapport aux résidus pour les données simulées, ce qui indique que le modèle représente avec précision le véritable mécanisme de génération des données.

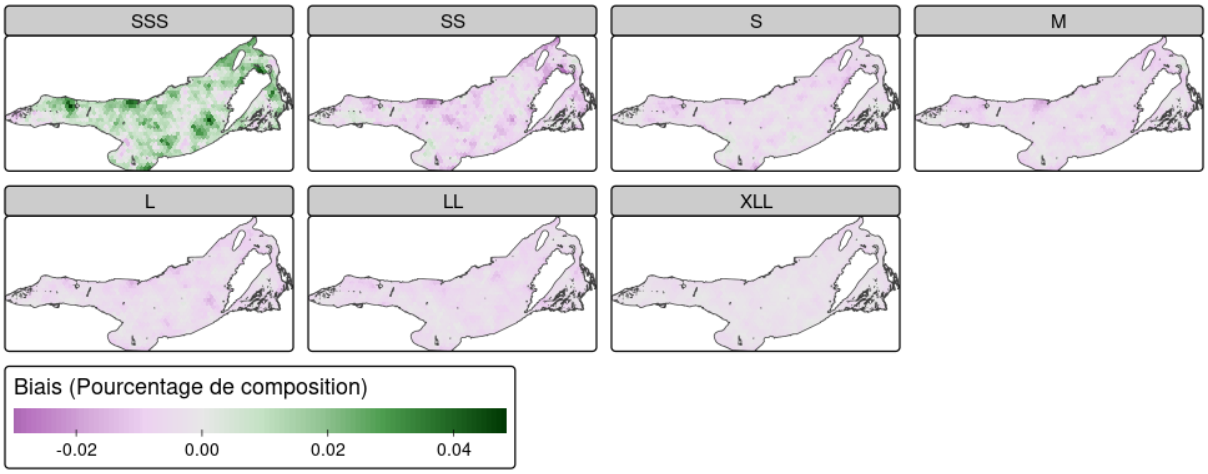


Figure 99. Biais du modèle de composition pour le Banquereau.

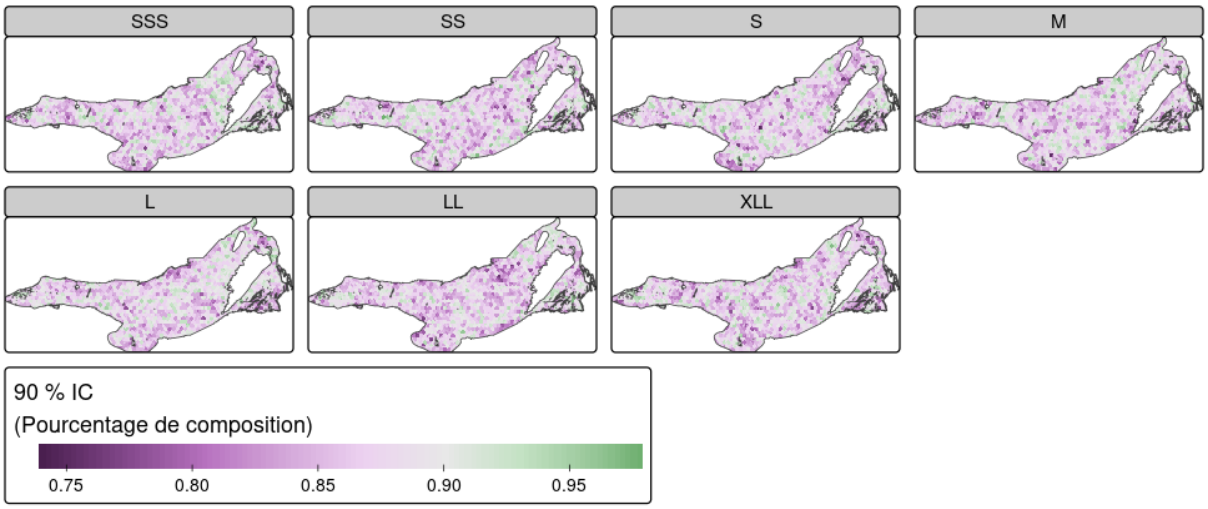


Figure 100. Couverture du modèle de composition avec un intervalle de confiance (IC) à 90 % pour le Banquereau.

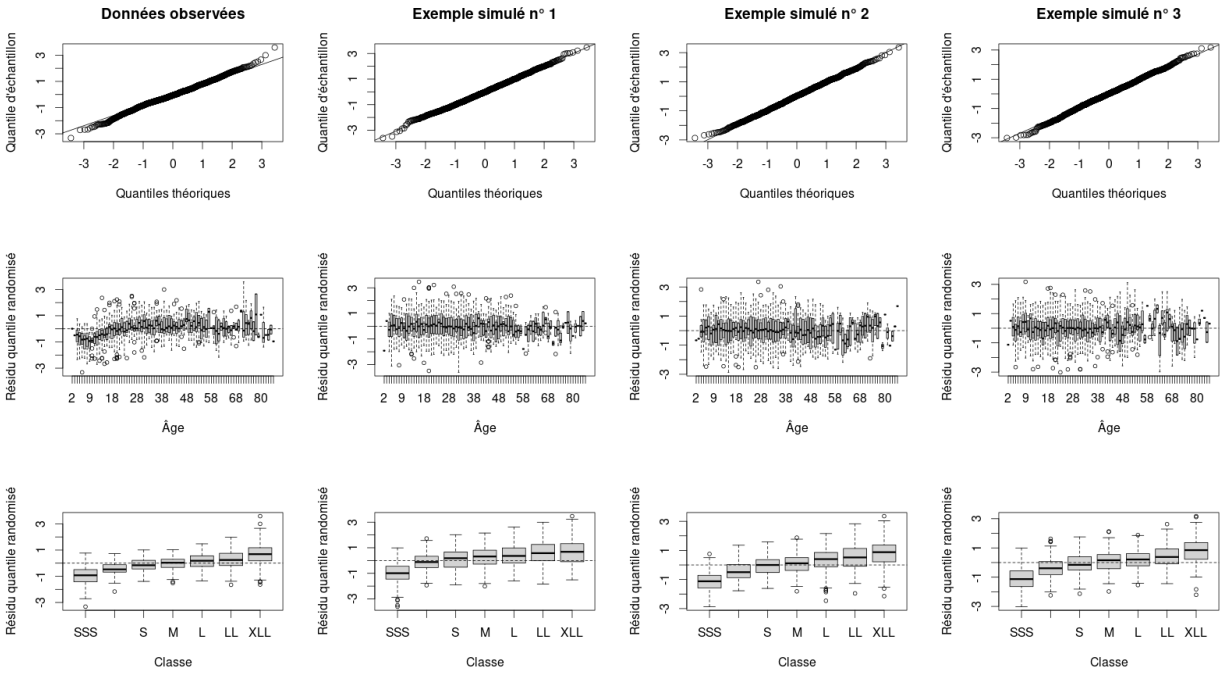


Figure 101. Résidus du modèle de composition selon l'âge pour le Banquereau.

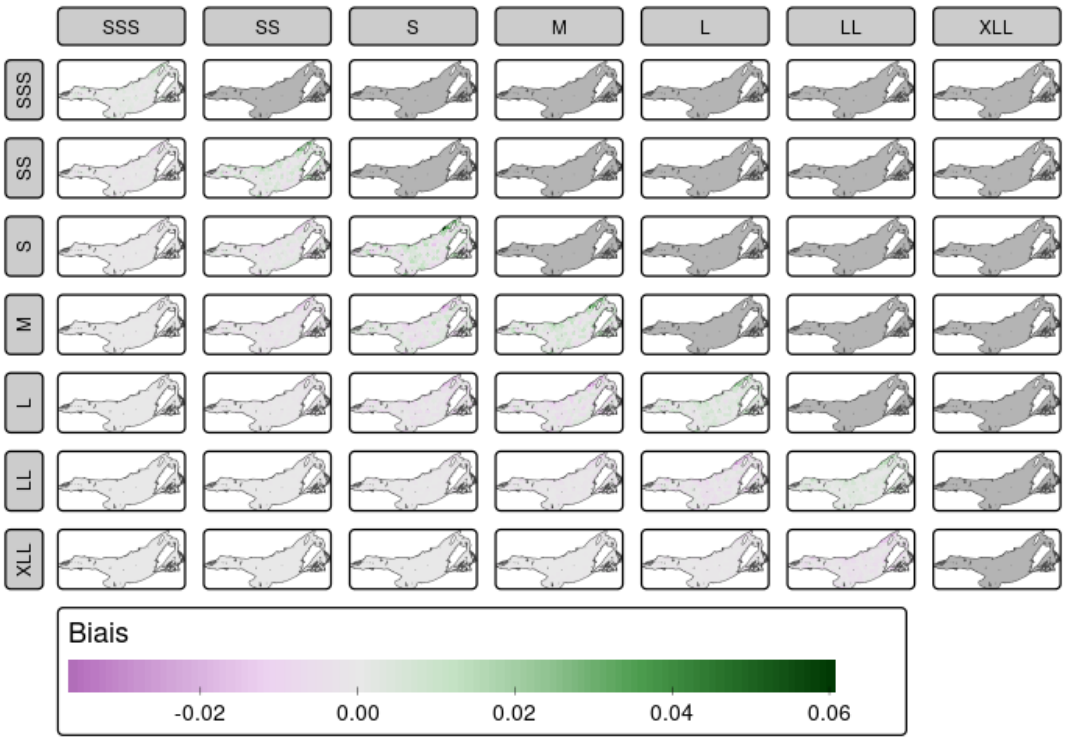


Figure 102. Biais de la matrice de transition du modèle de composition selon l'âge pour le Banquereau.

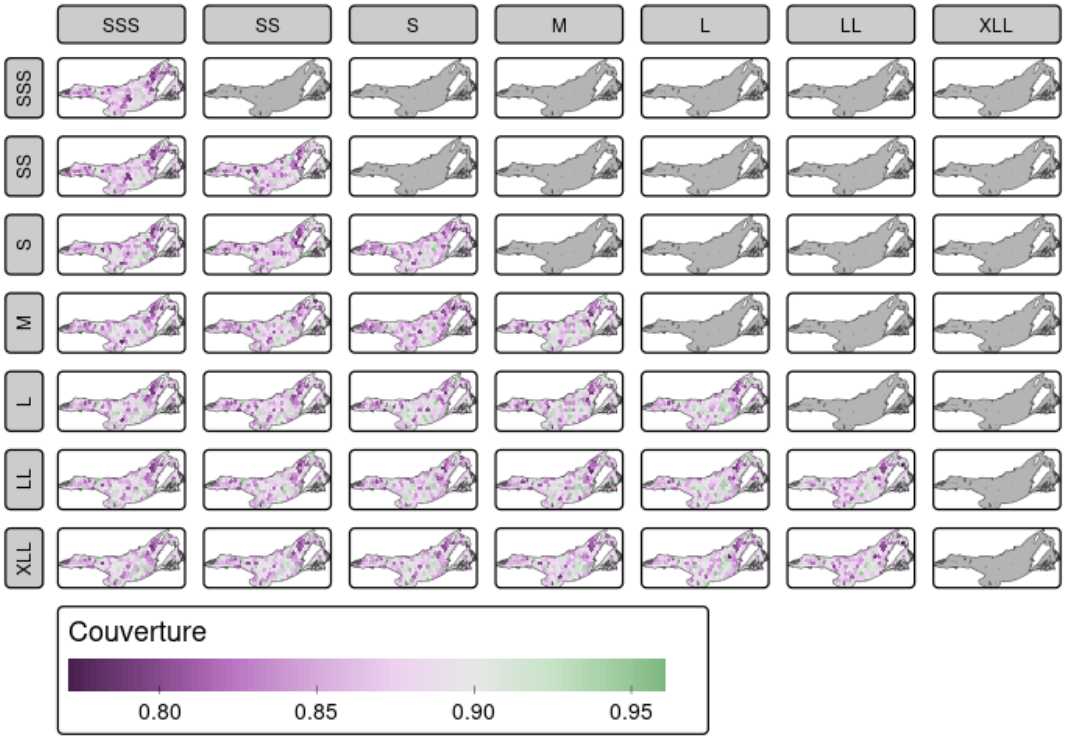


Figure 103. Couverture de la matrice de transition du modèle de composition selon l'âge avec un intervalle de confiance à 90 % pour le Banquereau.

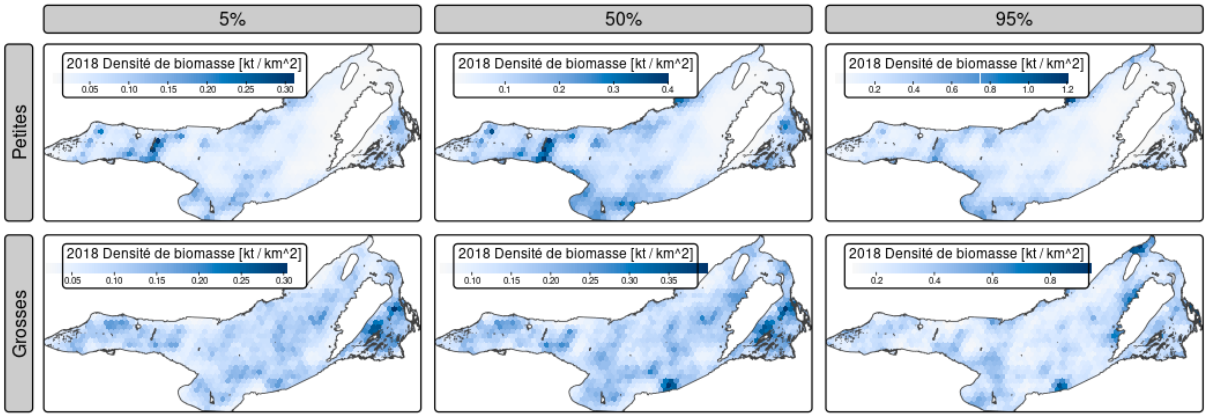


Figure 104. Exemple de la biomasse estimée (kt/km^2) pendant une année donnée (2018) avec un intervalle de confiance à 90 %. La colonne du milieu représente l'estimation du maximum de vraisemblance pour la biomasse des individus de petite taille (ligne du haut) et de grande taille (ligne du bas). Les colonnes de droite (95 %) et de gauche (5 %) sont les limites d'un intervalle de confiance à 90 % pour chaque cellule.

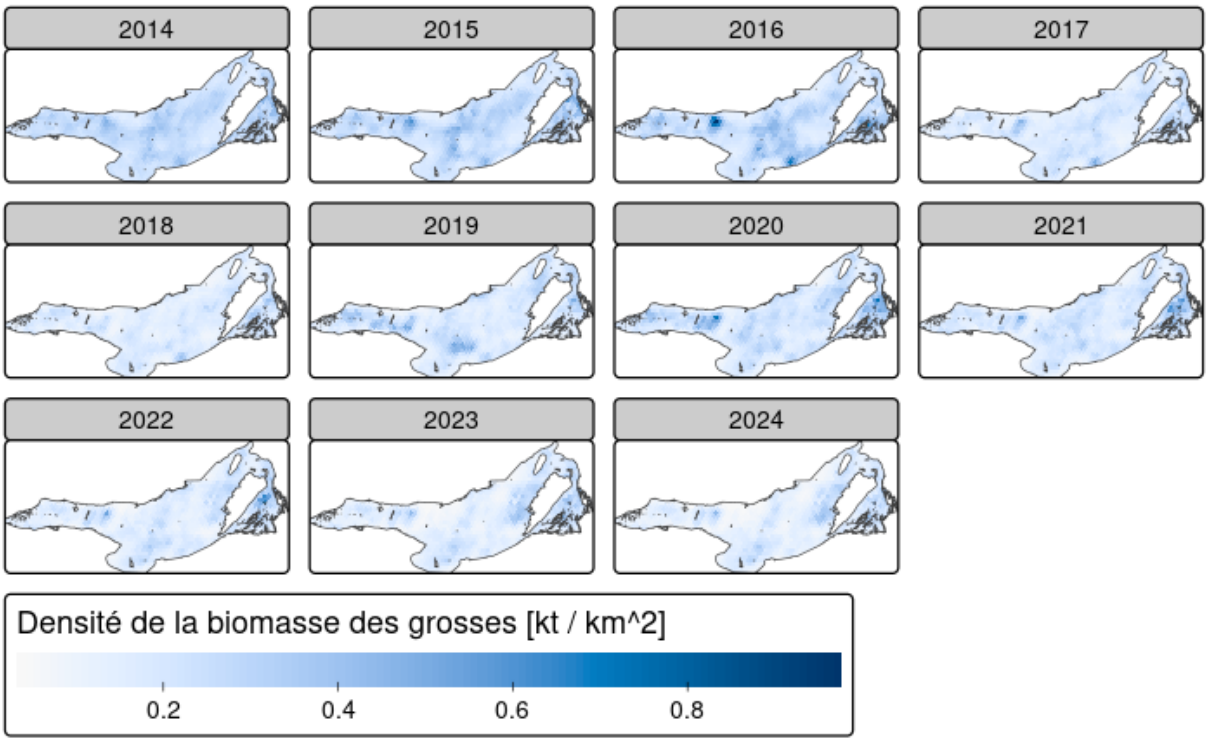


Figure 105. Estimations de la biomasse des individus de grande taille (kt), de 2014 à 2024, sur le Banquereau. La biomasse de 2024 est une prédiction pour l'année suivante.

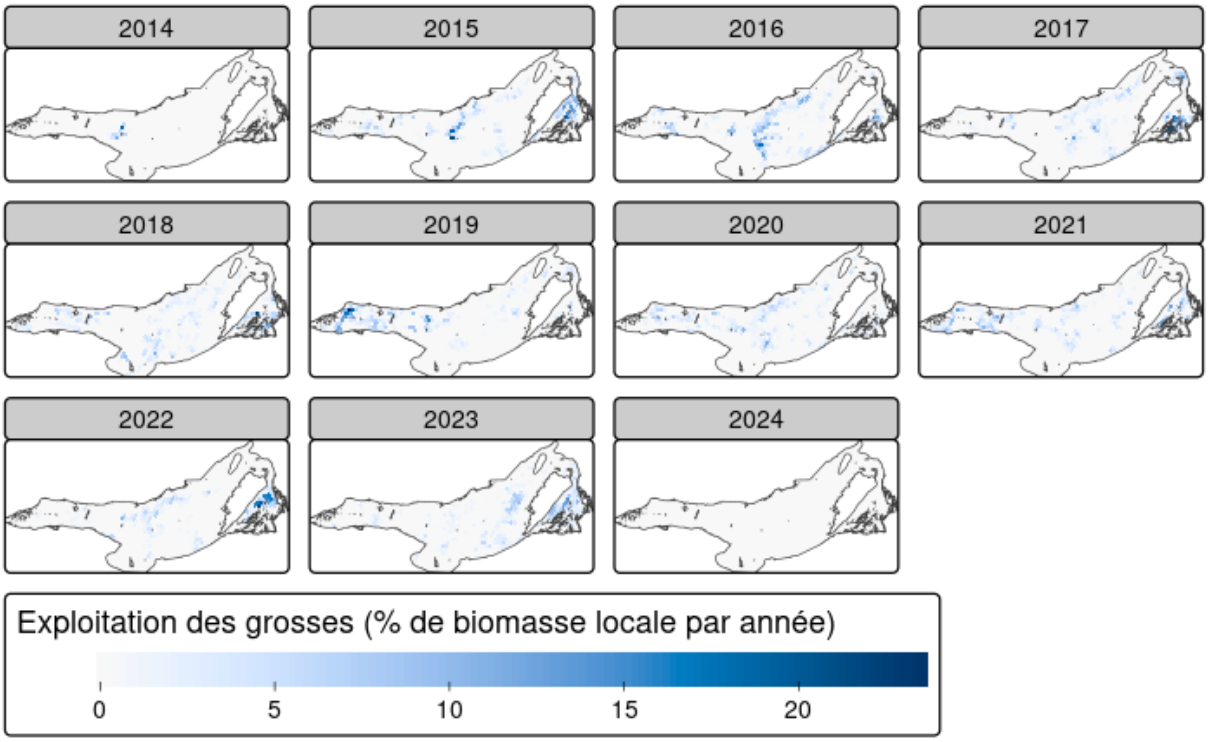


Figure 106. Estimations des taux d'exploitation locaux de la biomasse des individus de grande taille, de 2014 à 2024, sur le Banquereau.

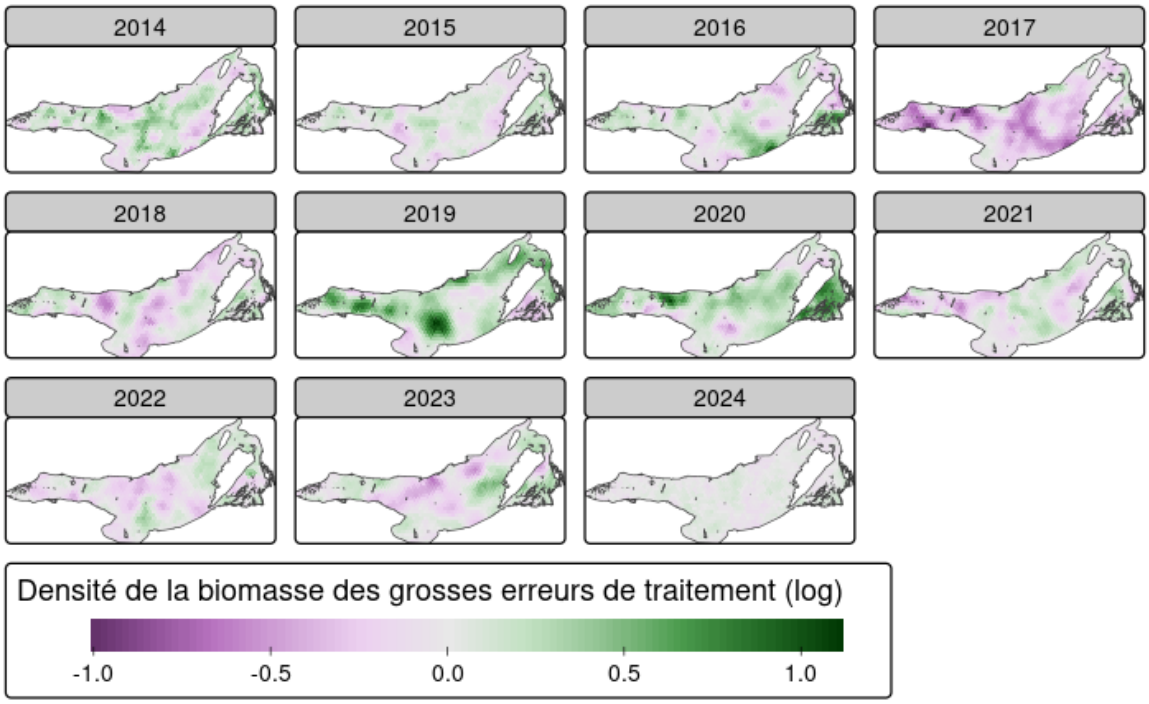


Figure 107. Estimations de l'erreur aléatoire dans la dynamique de la biomasse des individus de grande taille. L'erreur aléatoire tient compte de toute différence spatiale annuelle concernant la mortalité et la croissance moyennes à l'échelle du banc. Elle est représentée par la variation, en pourcentage, entre la biomasse réelle et la biomasse prévue estimée à partir du modèle.

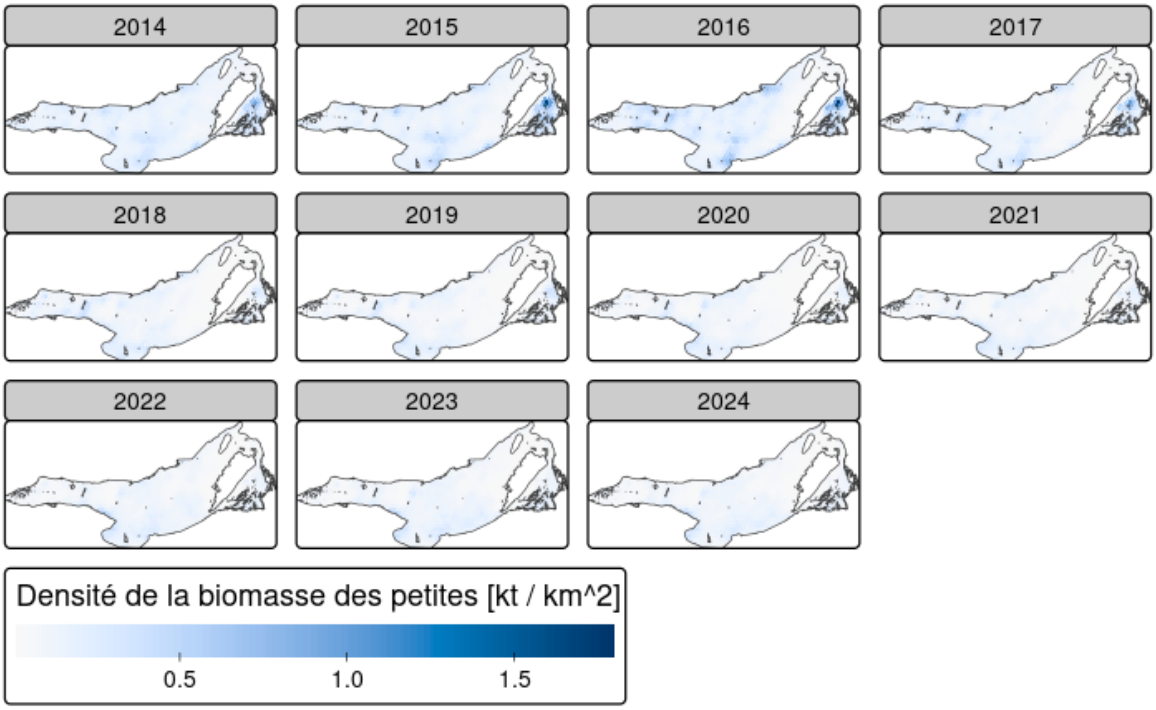


Figure 108. Estimations de la biomasse des individus de petite taille (kt/km^2), de 2014 à 2024, sur le Banquereau. La biomasse en 2024 est une prédiction pour l'année suivante.

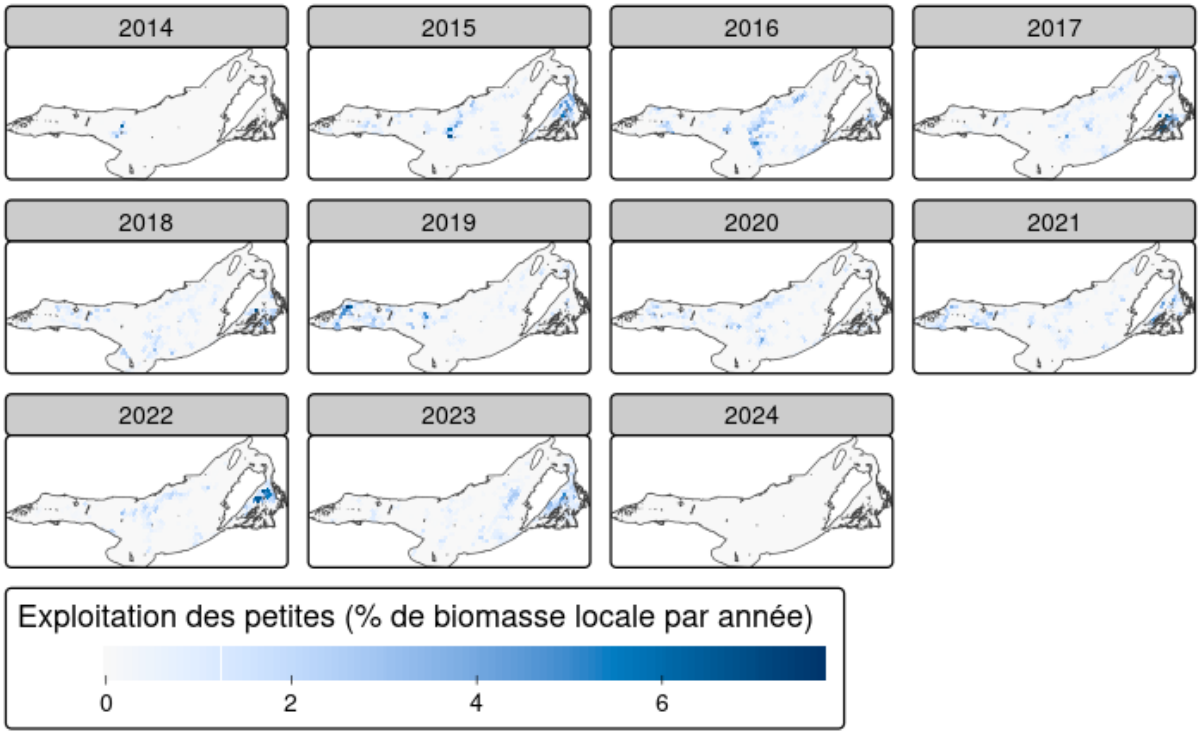


Figure 109. Estimations des taux d'exploitation locaux de la biomasse des individus de petite taille, de 2014 à 2024, sur le Banquereau.

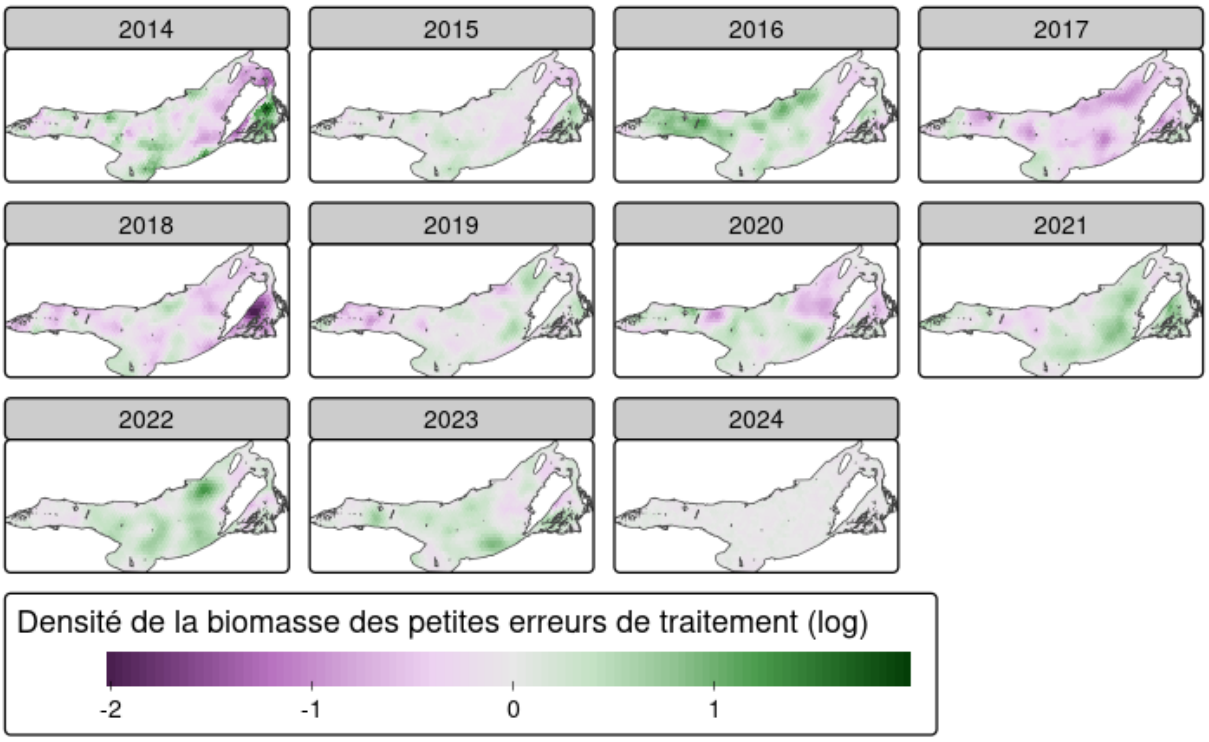


Figure 110. Estimations de l'erreur aléatoire dans la dynamique de la biomasse des individus de petite taille. L'erreur aléatoire tient compte de toute différence spatiale annuelle concernant la mortalité et la croissance moyennes à l'échelle du banc. Elle est représentée par la variation, en pourcentage, entre la biomasse réelle et la biomasse prévue estimée à partir du modèle.

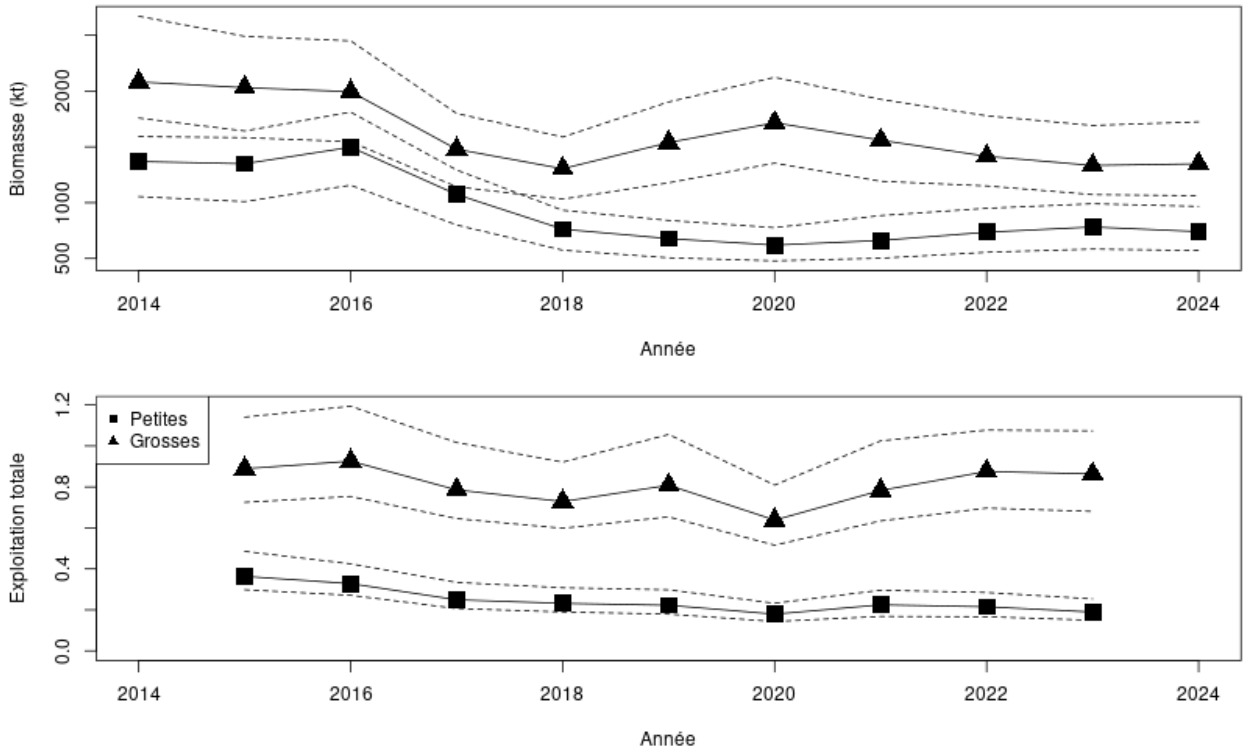


Figure 111. Estimations du taux d'exploitation et de la biomasse d'individus de petite taille et de grande taille à l'échelle du Banquereau, en kilotonnes (kt). Chaque ligne pleine représente l'estimation du maximum de vraisemblance, tandis que chaque paire de lignes tiretées représente un intervalle de confiance à 90 %.

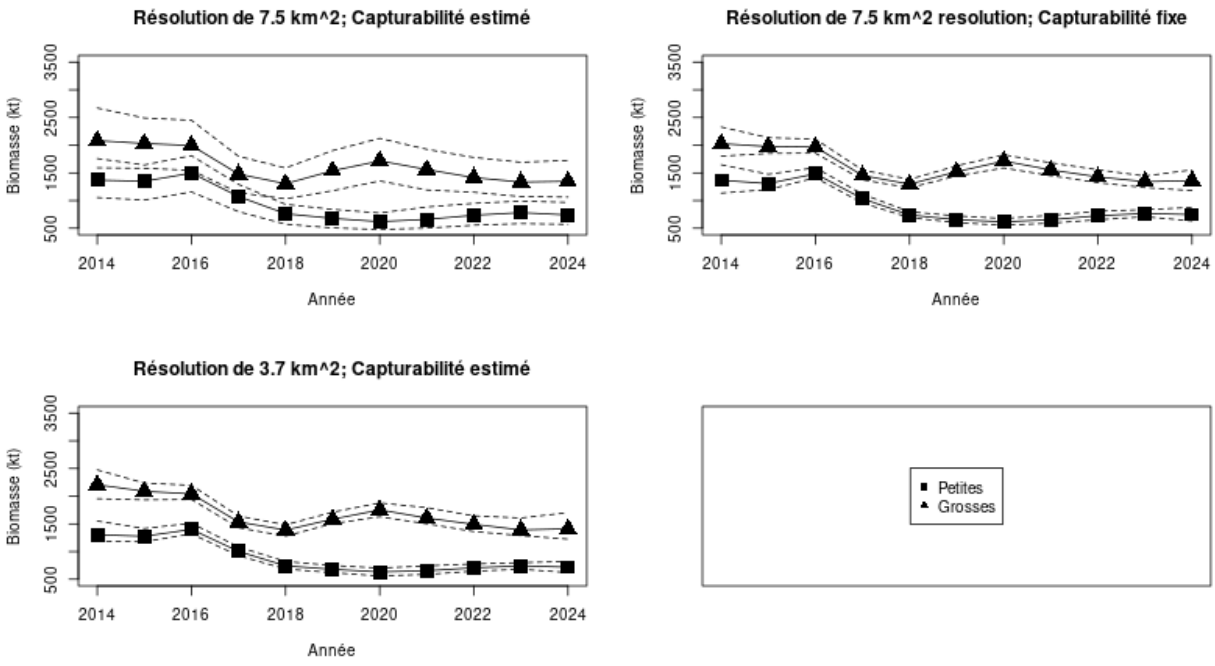


Figure 112. Comparaison des estimations de la biomasse totale (kt) lors de la modification de la résolution spatiale et de l'estimation de la capturabilité par rapport à l'utilisation d'une capturabilité fixe correspondant à la valeur estimée.

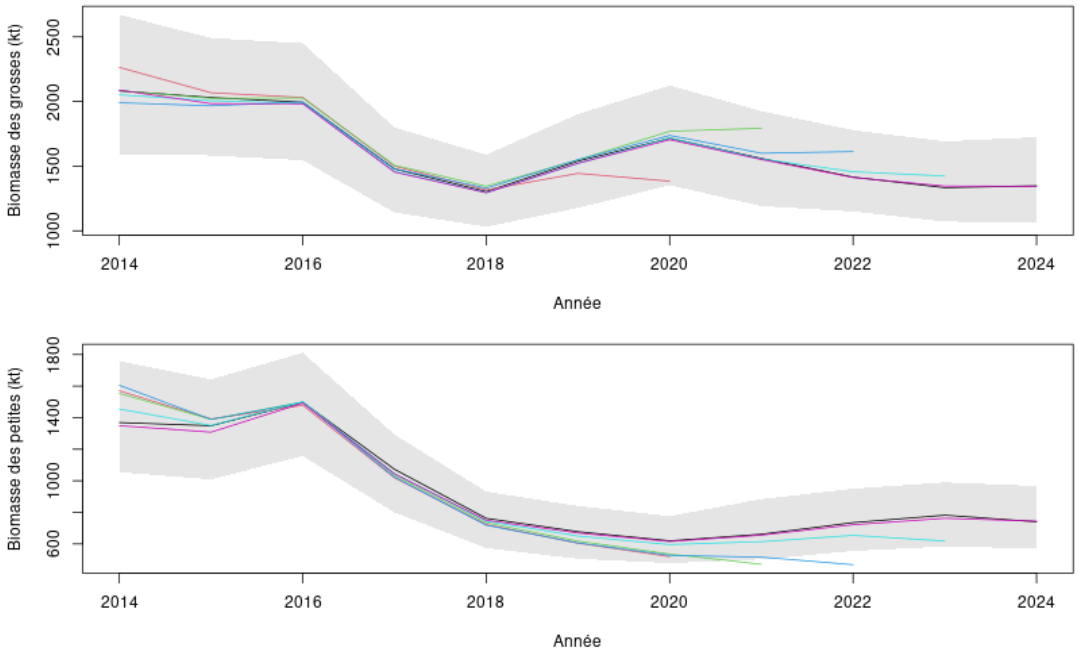


Figure 113. Analyse rétrospective pour les mactres de Stimpson de grande taille (graphique du haut) et de petite taille (graphique du bas) sur le Banquereau. La biomasse prédite (kt) pour le modèle tronqué est mise à l'échelle pour que la biomasse moyenne au cours des six premières années soit la même que celle du modèle complet, afin que les différences dans l'estimation de la capturabilité soient prises en compte.

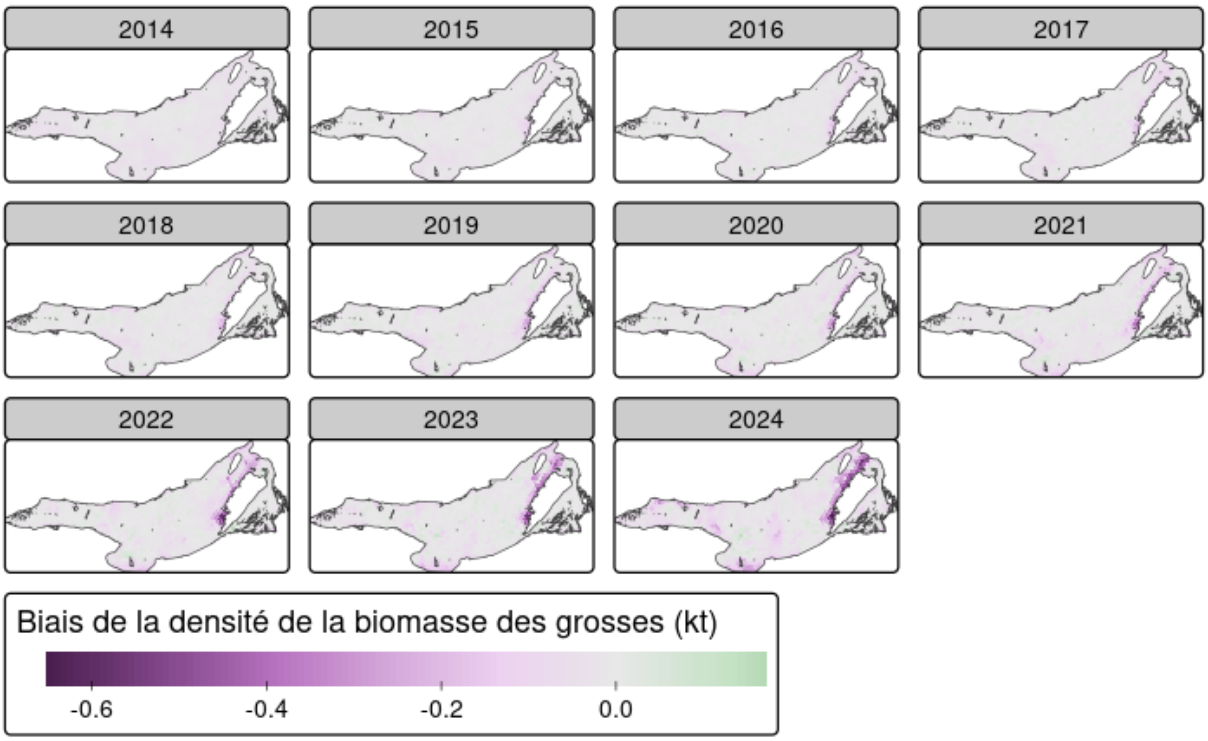


Figure 114. Biais de la densité de la biomasse (kt) des individus de grande taille sur le Banquereau.

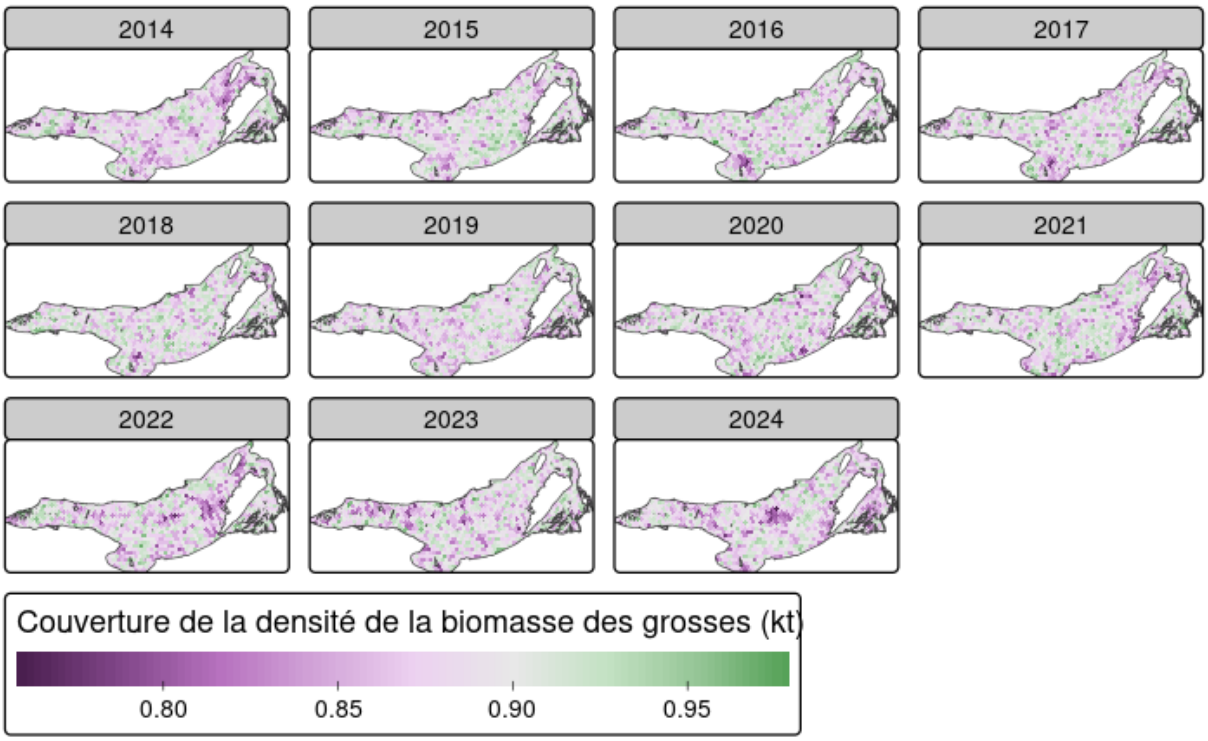


Figure 115. Couverture de la densité de la biomasse des individus de grande taille pour un intervalle de confiance à 90 % sur le Banquereau.

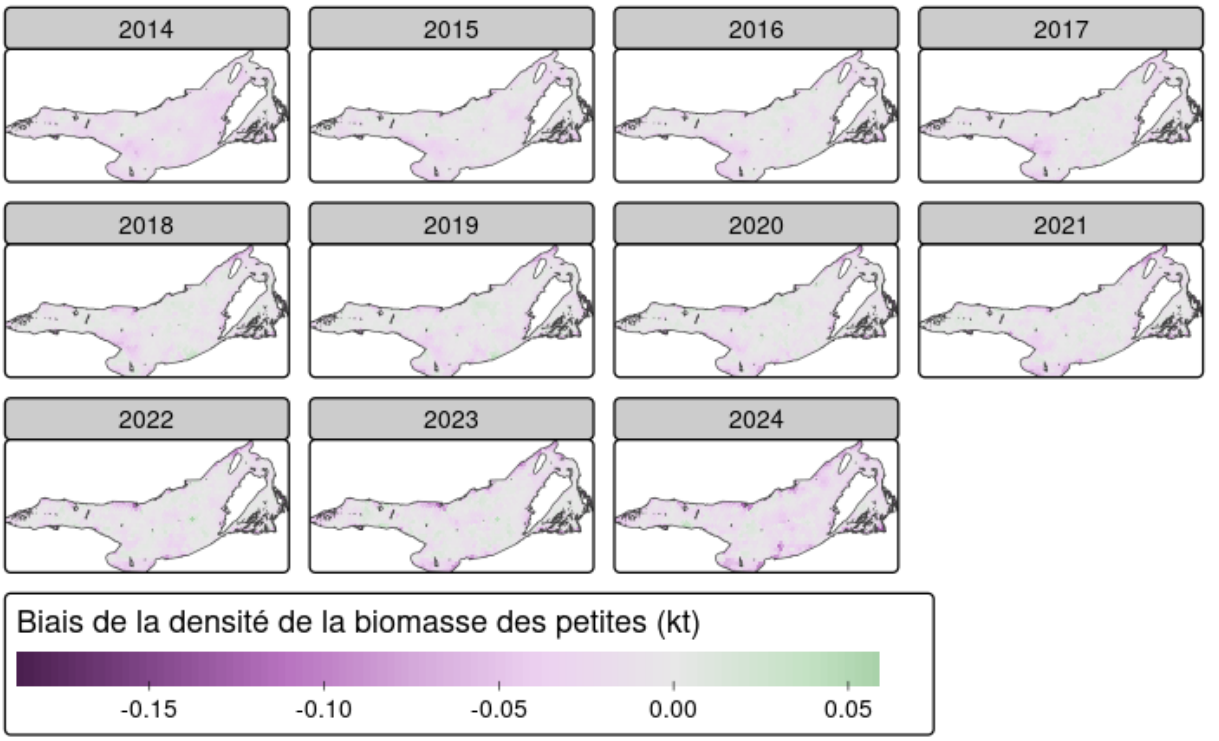


Figure 116. Biais de la densité de la biomasse (kt) des individus de petite taille sur le Banquereau.

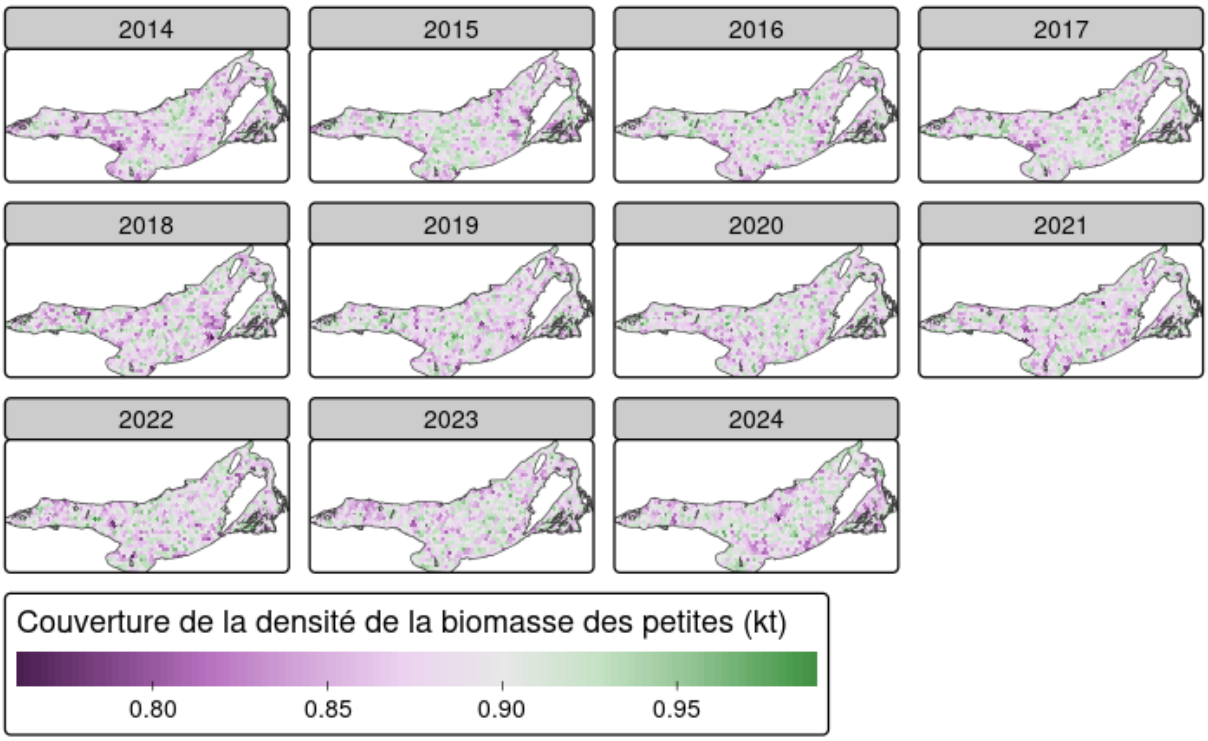


Figure 117. Couverture de la densité de la biomasse des individus de petite taille avec un intervalle de confiance à 90 % sur le Banquereau.

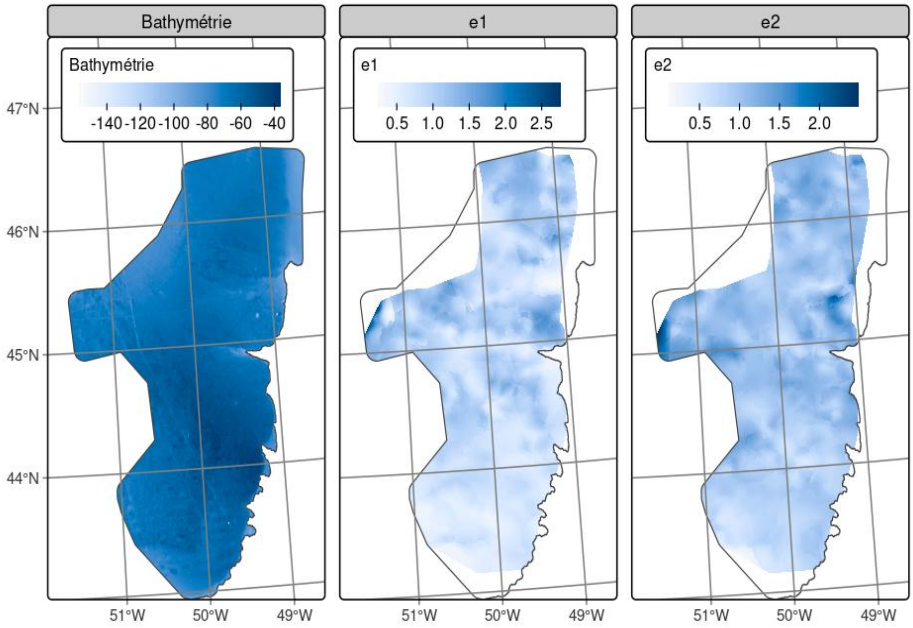


Figure 118. Covariables environnementales utilisées pour prédire le caractère convenable de l'habitat sur le Grand Banc.

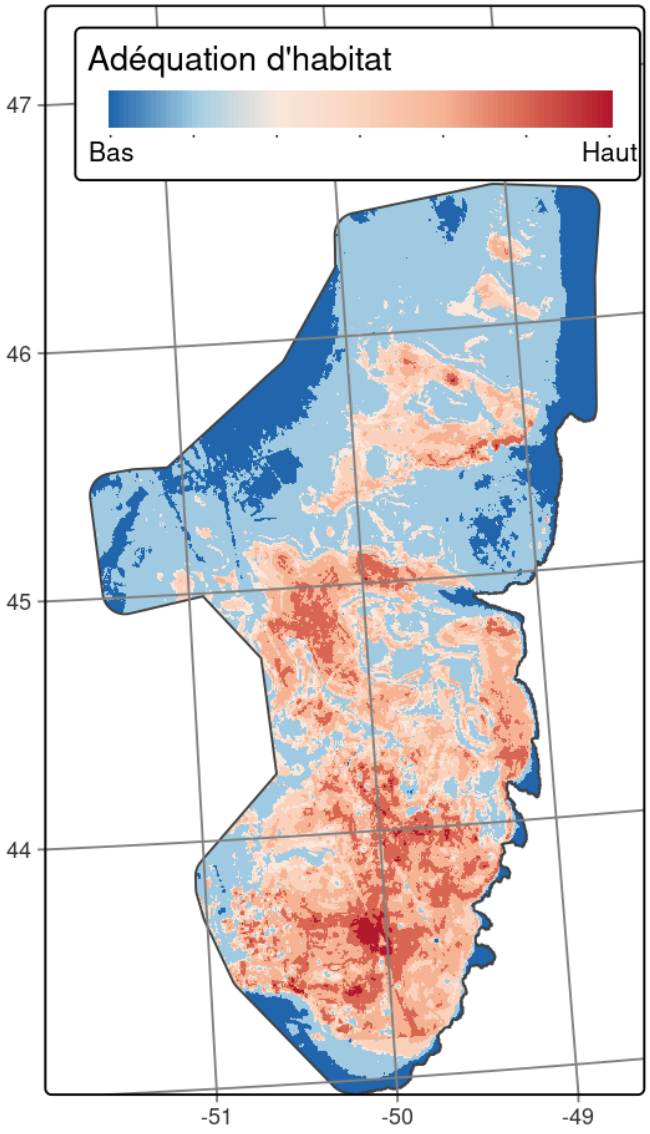


Figure 119. Prédictions du caractère convenable de l'habitat sur le Grand Banc. Les zones d'habitat très convenable sont celles qui ressemblent aux zones d'habitat très convenable sur le Banquereau, qui sont ciblées par des activités de pêche.

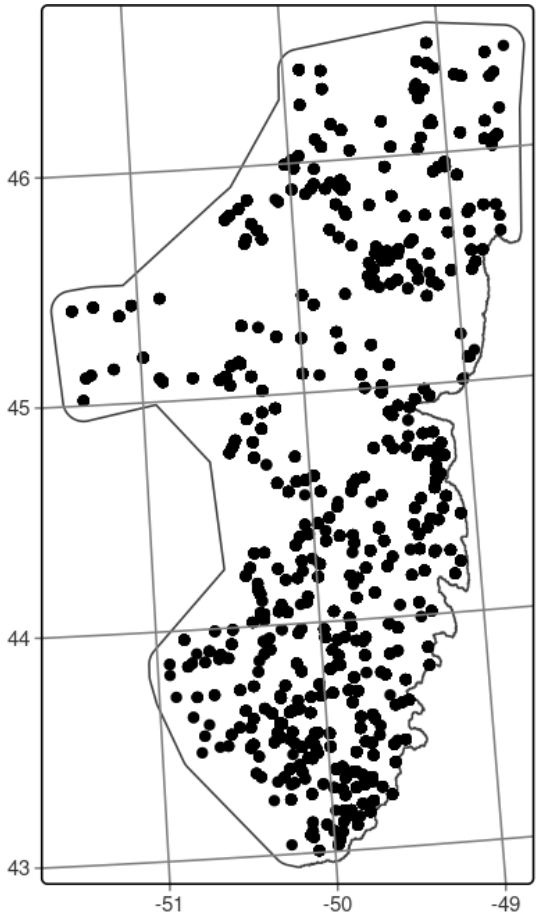


Figure 120. Emplacements des échantillons prélevés lors des relevés menés sur le Grand Banc, de 2006 à 2009.

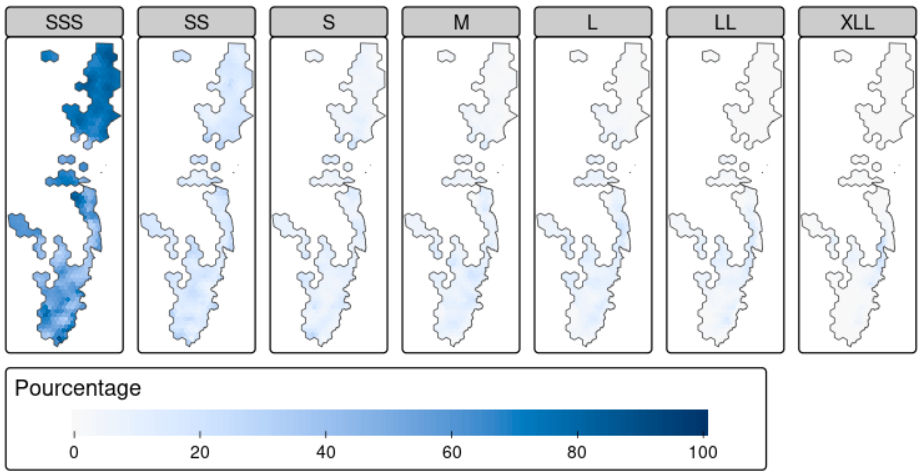


Figure 121. Estimations de la composition des catégories de tailles de la mactre de Stimpson du Grand Banc, selon les données provenant de relevés de 2006 à 2009.

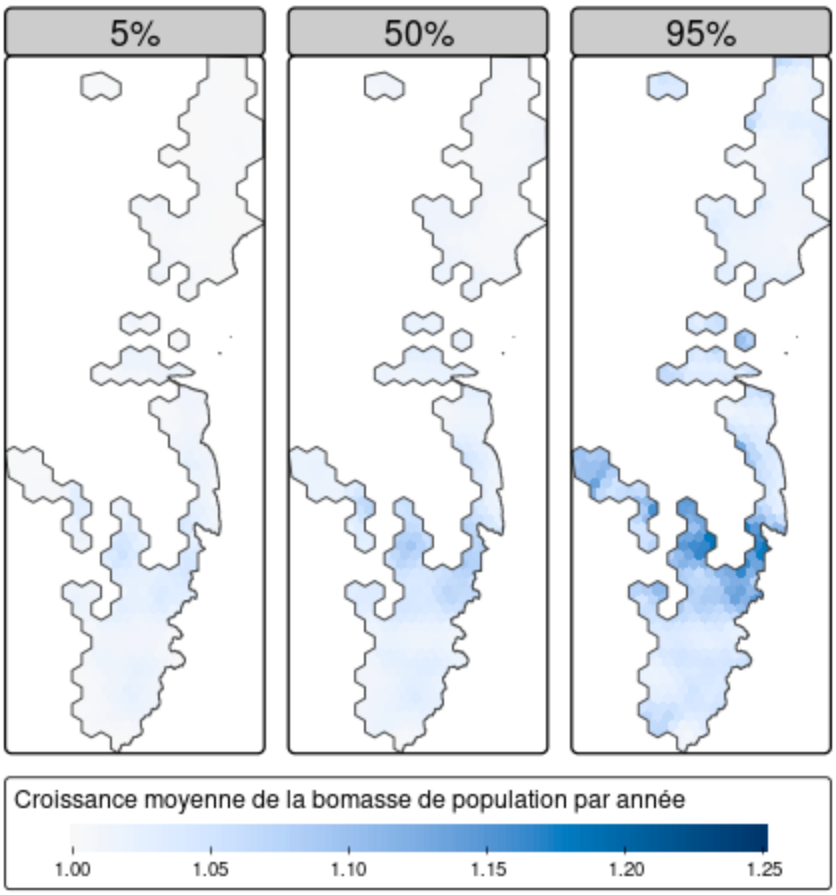


Figure 122. Estimations du taux de croissance moyen de la biomasse de la mactre de Stimpson du Grand Banc, selon les données provenant de relevés de 2006 à 2009. L'image du milieu (50 %) est l'estimation du maximum de vraisemblance, tandis que les images de gauche (5 %) et de droite (95 %) sont les limites d'un intervalle de confiance à 90 %.

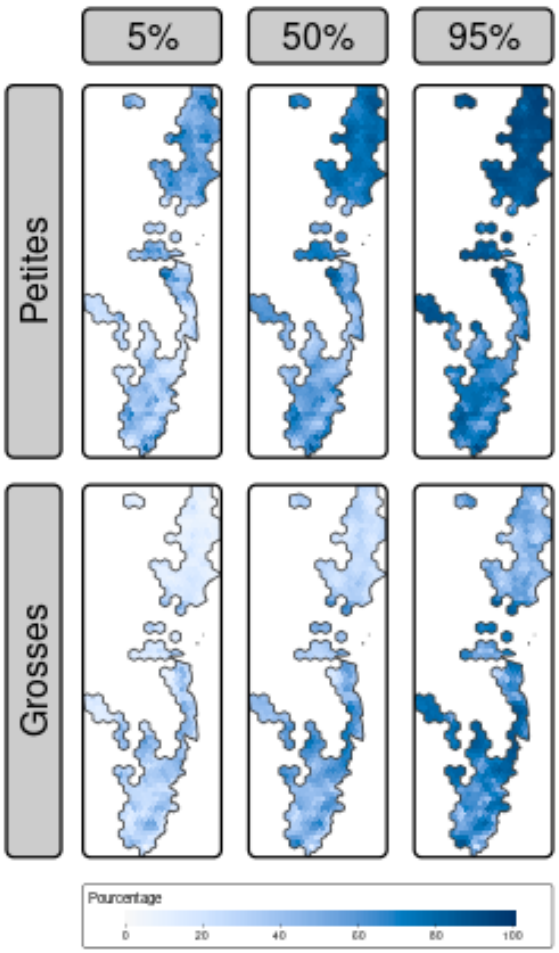


Figure 123. Composition de la catégorie des individus de petite taille et de la catégorie des individus de grande taille pour la mactre de Stimpson du Grand Banc, selon les données provenant de relevés de 2006 à 2009. La colonne du milieu correspond à l'estimation de vraisemblance maximale, tandis que les colonnes de gauche (5 %) et de droite (95 %) représentent les limites d'un intervalle de confiance à 90 %.

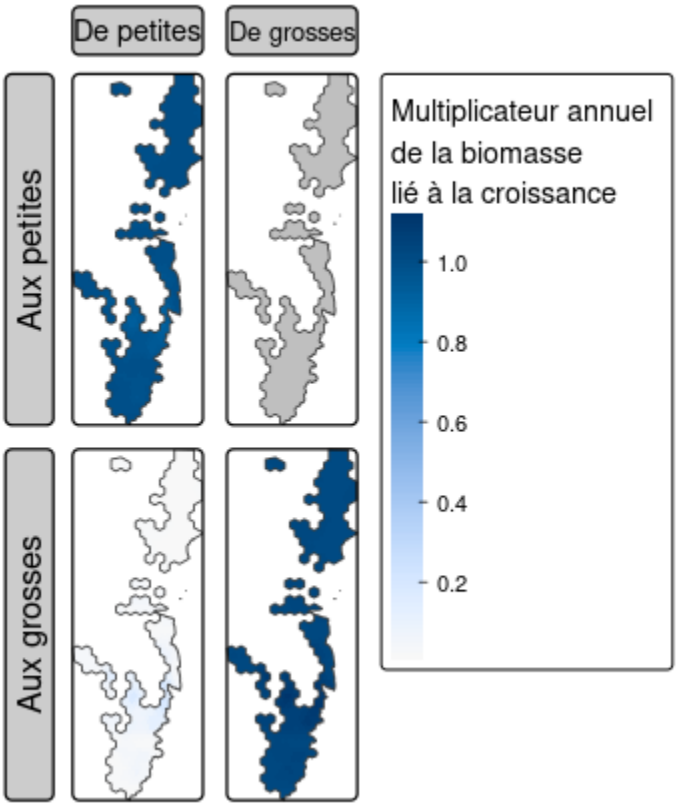


Figure 124. Estimation de la matrice de transition de la biomasse pour les individus de la catégorie des individus de petite taille et celle des individus de grande taille. L'image en haut à gauche (colonne « Small » et ligne « Small ») représente la variation estimée (multiplicative) de la biomasse au sein de la catégorie des individus de petite taille, d'une année à l'autre. L'image en bas à gauche (colonne « Small » et ligne « Large ») représente la transition estimée de la biomasse lors du passage de la catégorie des individus de petite taille à celle des individus de grande taille.

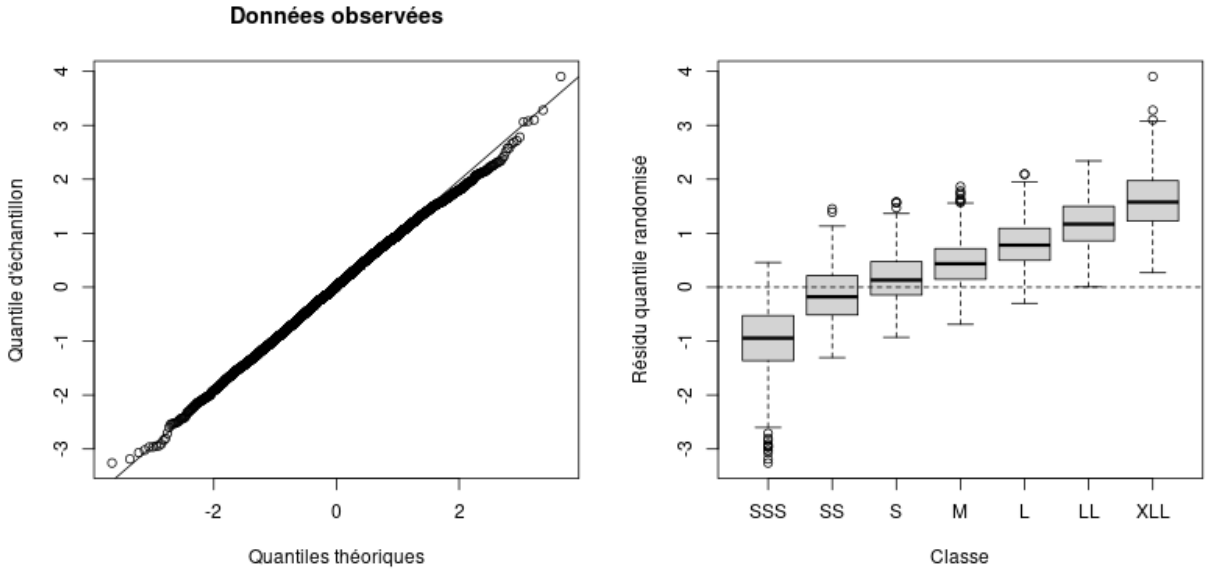


Figure 125. Résidus du modèle de composition pour le Grand Banc.

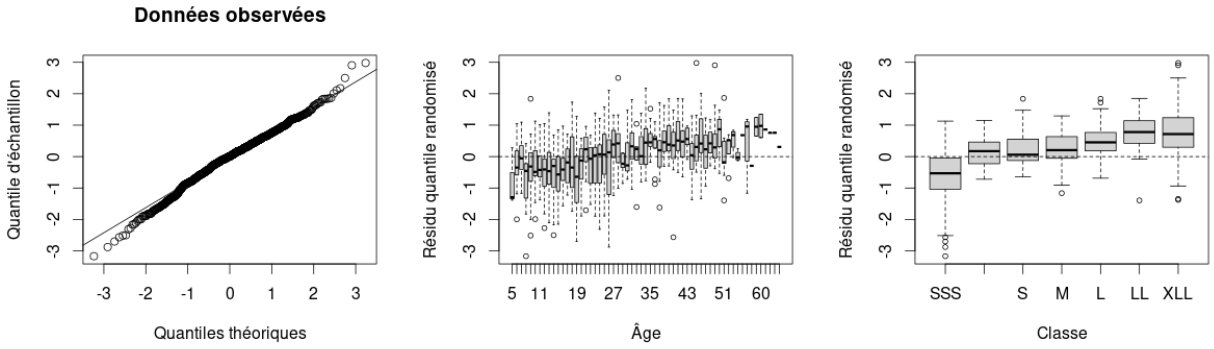


Figure 126. Résidus du modèle de composition selon l'âge pour le Grand Banc.

Figure 127. Estimations de la densité de la biomasse des individus de grande taille (kt/km^2) sur le Grand Banc, de 2015 à 2024. La biomasse de 2024 est une prédiction pour l'année suivante.

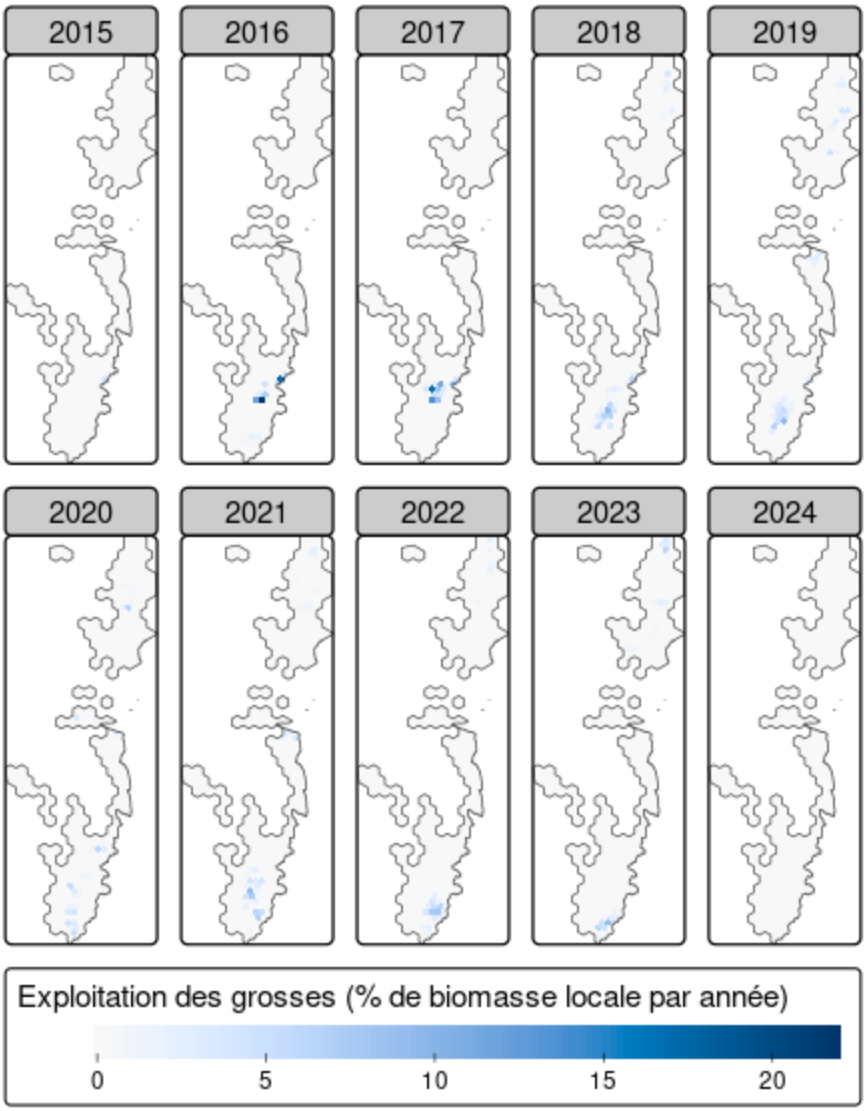


Figure 128. Estimations des taux d'exploitation locaux de la biomasse des individus de grande taille sur le Grand Banc, de 2015 à 2024.

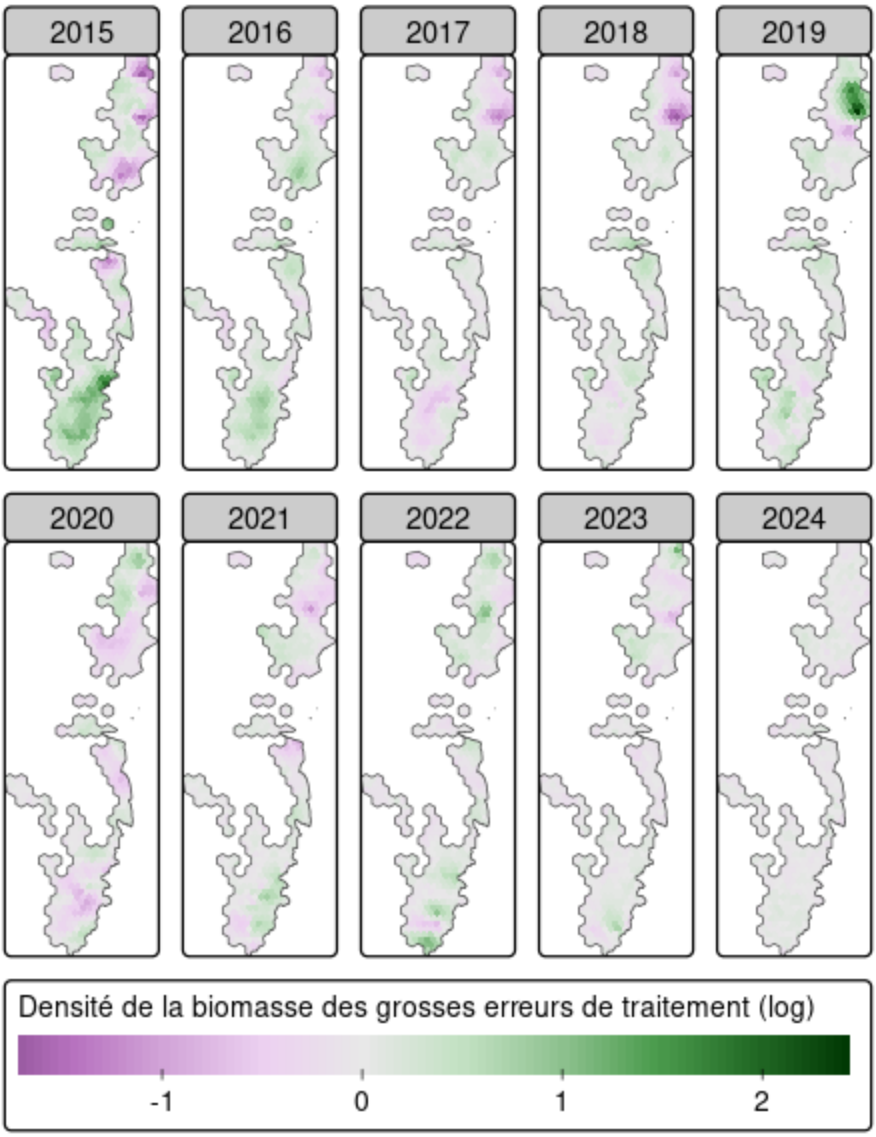


Figure 129. Estimations de l'erreur aléatoire dans la dynamique de la biomasse des individus de grande taille sur le Grand Banc.

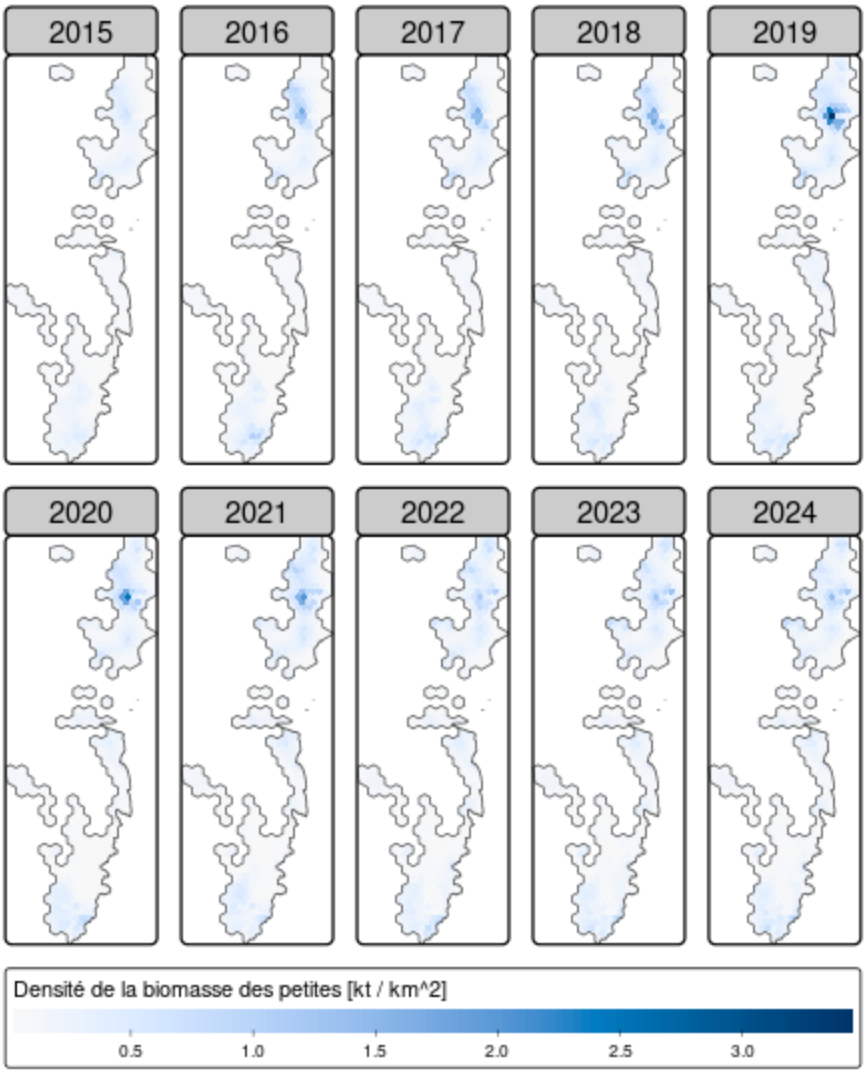


Figure 130. Estimations de la densité de la biomasse des individus de petite taille (kt/km^2) pour le Grand Banc, de 2015 à 2024. La densité de la biomasse en 2024 est une prédiction pour l'année suivante.

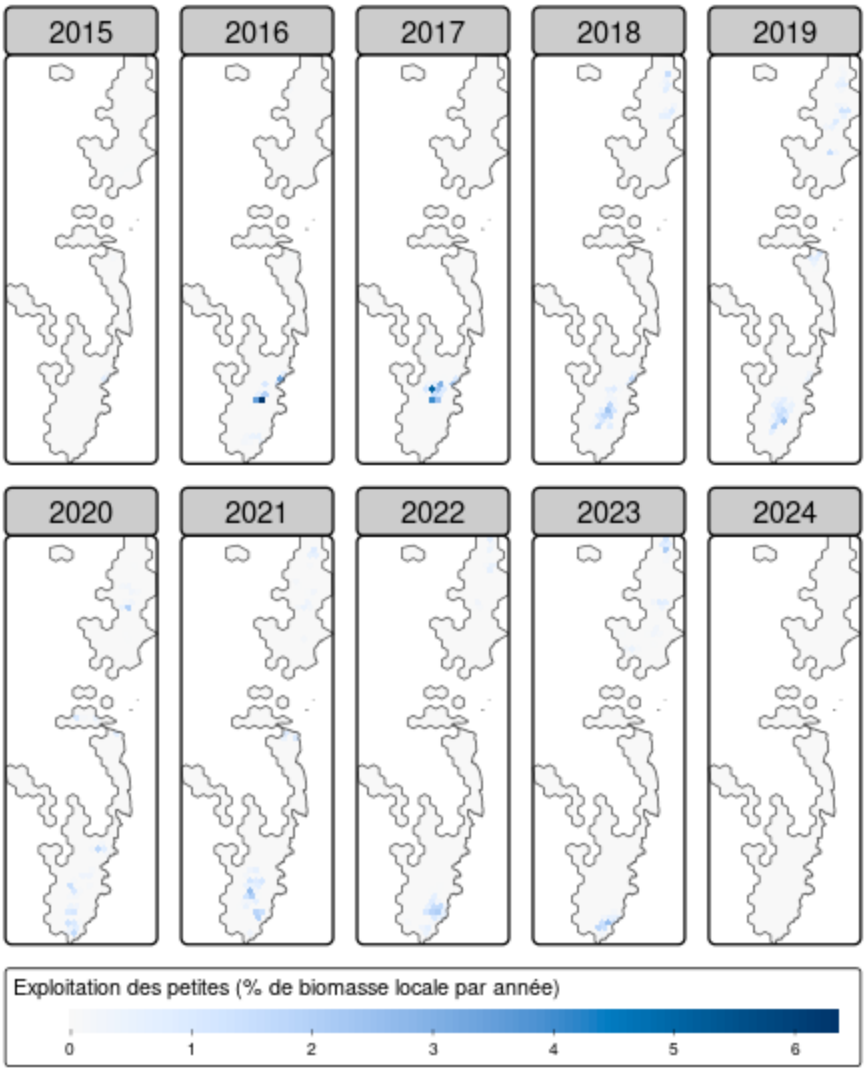


Figure 131. Estimations des taux d'exploitation locaux de la biomasse des individus de petite taille sur le Grand Banc, de 2015 à 2024.

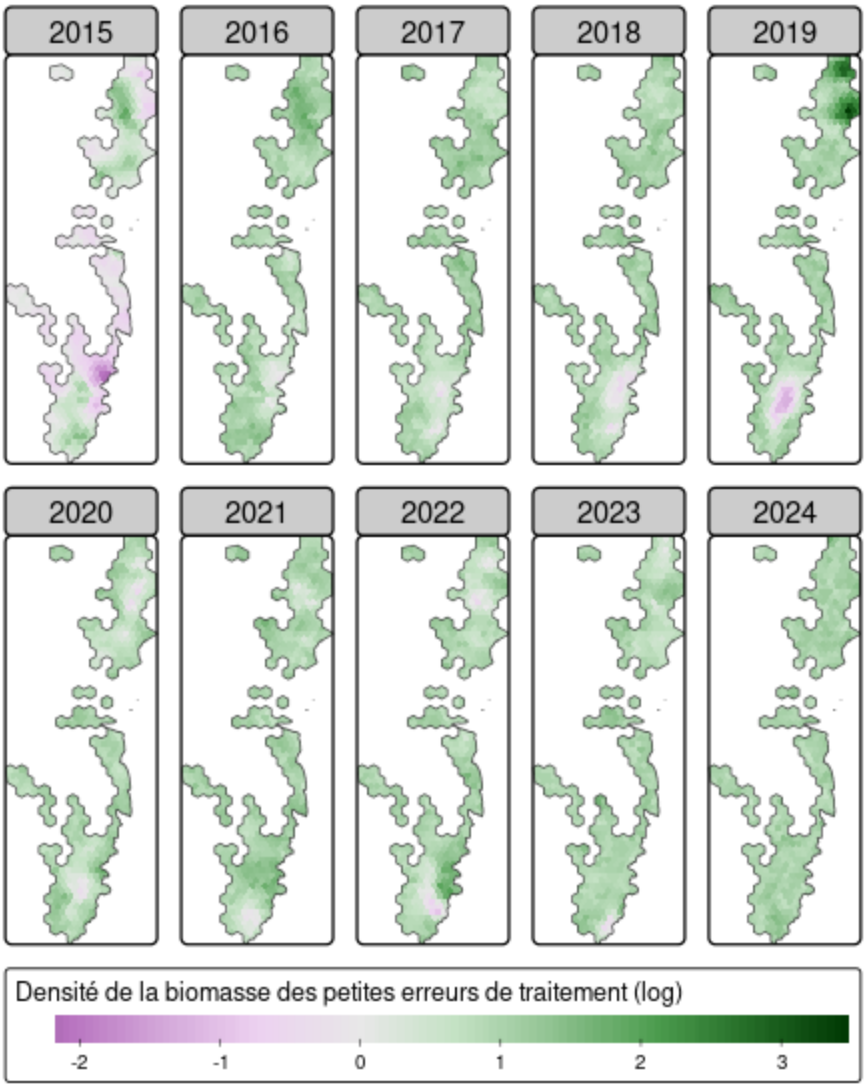


Figure 132. Estimations de l'erreur aléatoire dans la dynamique de la biomasse des individus de petite taille sur le Grand Banc.

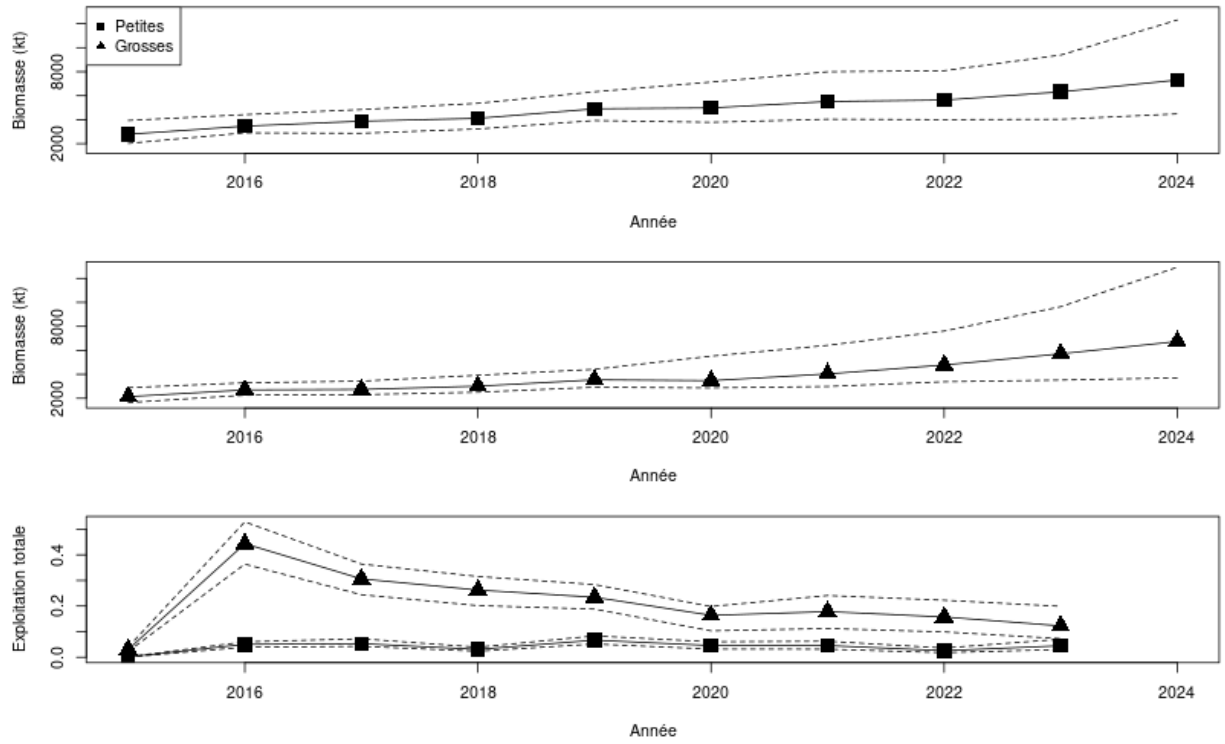


Figure 133. Estimations du taux d'exploitation et de la biomasse d'individus de petite taille et de grande taille à l'échelle du Grand Banc, en kilotonnes (kt). Chaque ligne pleine représente l'estimation du maximum de vraisemblance, tandis que chaque paire de lignes tiretées représente un intervalle de confiance à 90 %.

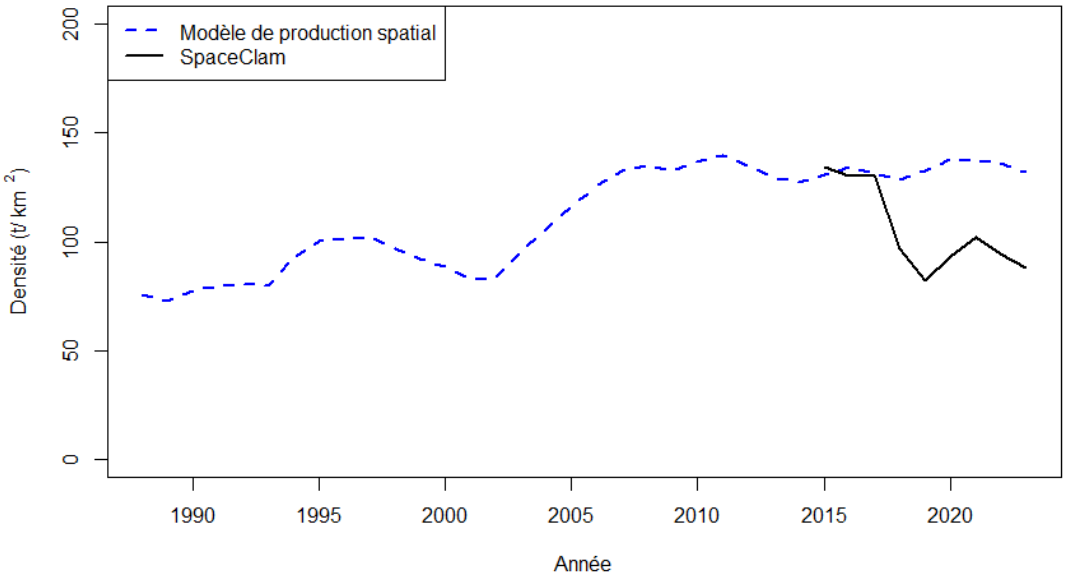


Figure 134. Comparaison des estimations de la densité de la biomasse (t/km^2) issues du modèle de production spatiale (ligne tiretée bleue) et de celles issues du modèle SpaceClam (ligne pleine noire) pour le Banquereau. Lors de la comparaison, la même zone a été utilisée et la sélectivité a été ajustée.

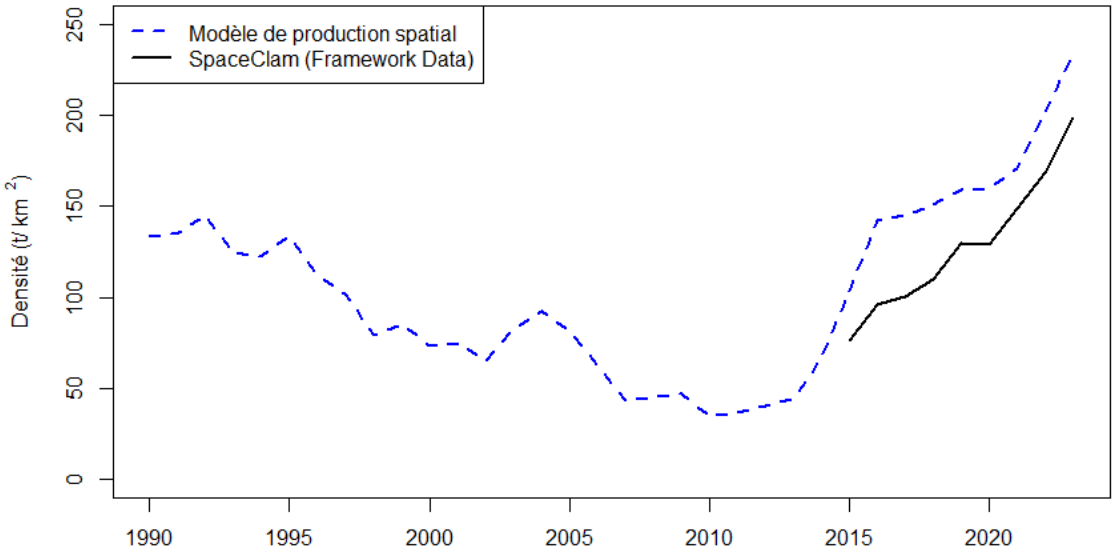


Figure 135. Comparaison des estimations de la densité de la biomasse (t/km^2) issues du modèle de production spatiale (ligne tiretée bleue) et de celles issues du modèle SpaceClam (ligne pleine noire) pour le Grand Banc. Lors de la comparaison, la même zone a été utilisée et la sélectivité a été ajustée.

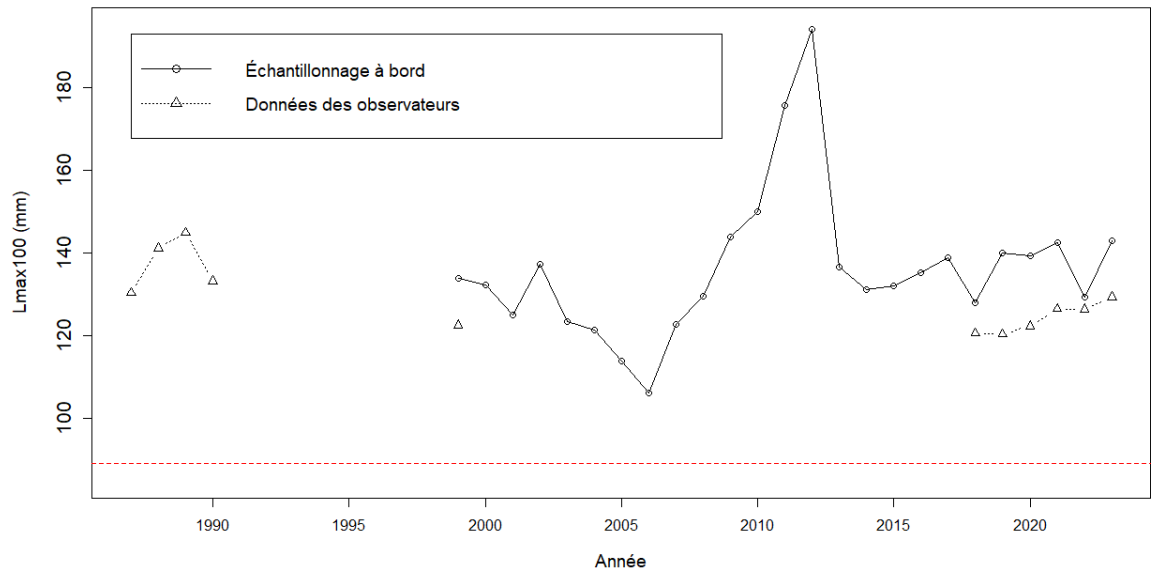


Figure 136. Deuxième indicateur de longueur, L_{max100} (mm), d'après les données d'observateurs (triangles) et les données issues de l'échantillonnage à bord de navires (cercles vides), à l'échelle du Banquereau. La ligne tiretée rouge correspond à un niveau de référence de 0,8L_{inf} (89 mm). L_{max} est la longueur totale moyenne du plus grand nombre n *d'individus capturés. L_{inf} est la longueur asymptotique.*

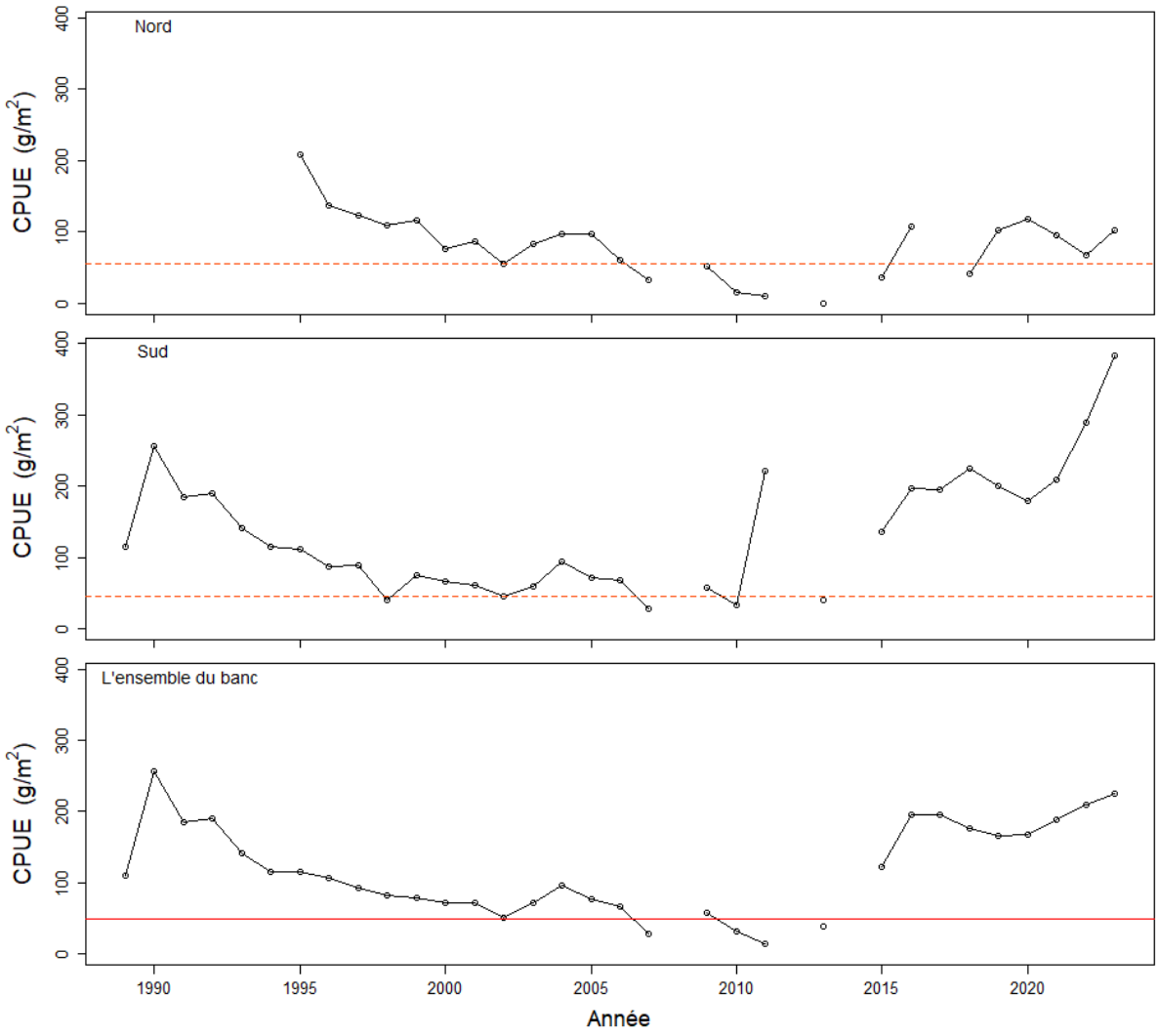


Figure 137. Indicateur des captures par unité d'effort (CPUE; g/m^2) par zone d'évaluation et à l'échelle du Grand Banc. La ligne horizontale pleine rouge représente le niveau de l'indicateur de la CPUE à l'échelle du banc, soit 50 g/m^2. La ligne tiretée rouge est un indicateur propre à une zone (voir le tableau 24).

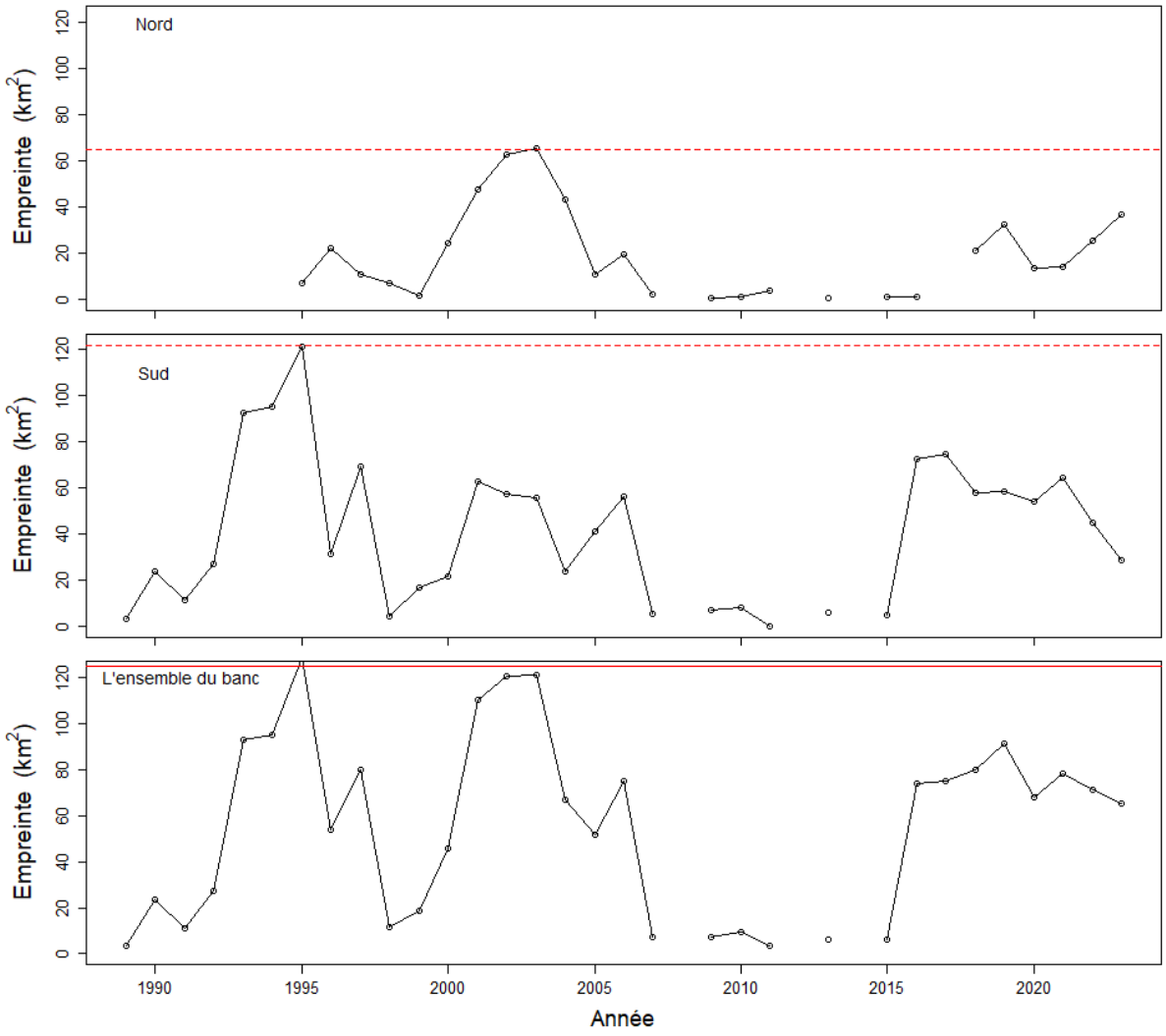


Figure 138. Indicateur de l'empreinte de la pêche (km^2) par zone d'évaluation et à l'échelle du Grand Banc. La ligne pleine rouge représente le niveau de l'indicateur à l'échelle du banc, soit 125 km^2. La ligne tiretée rouge est un indicateur propre à une zone (voir le tableau 24).

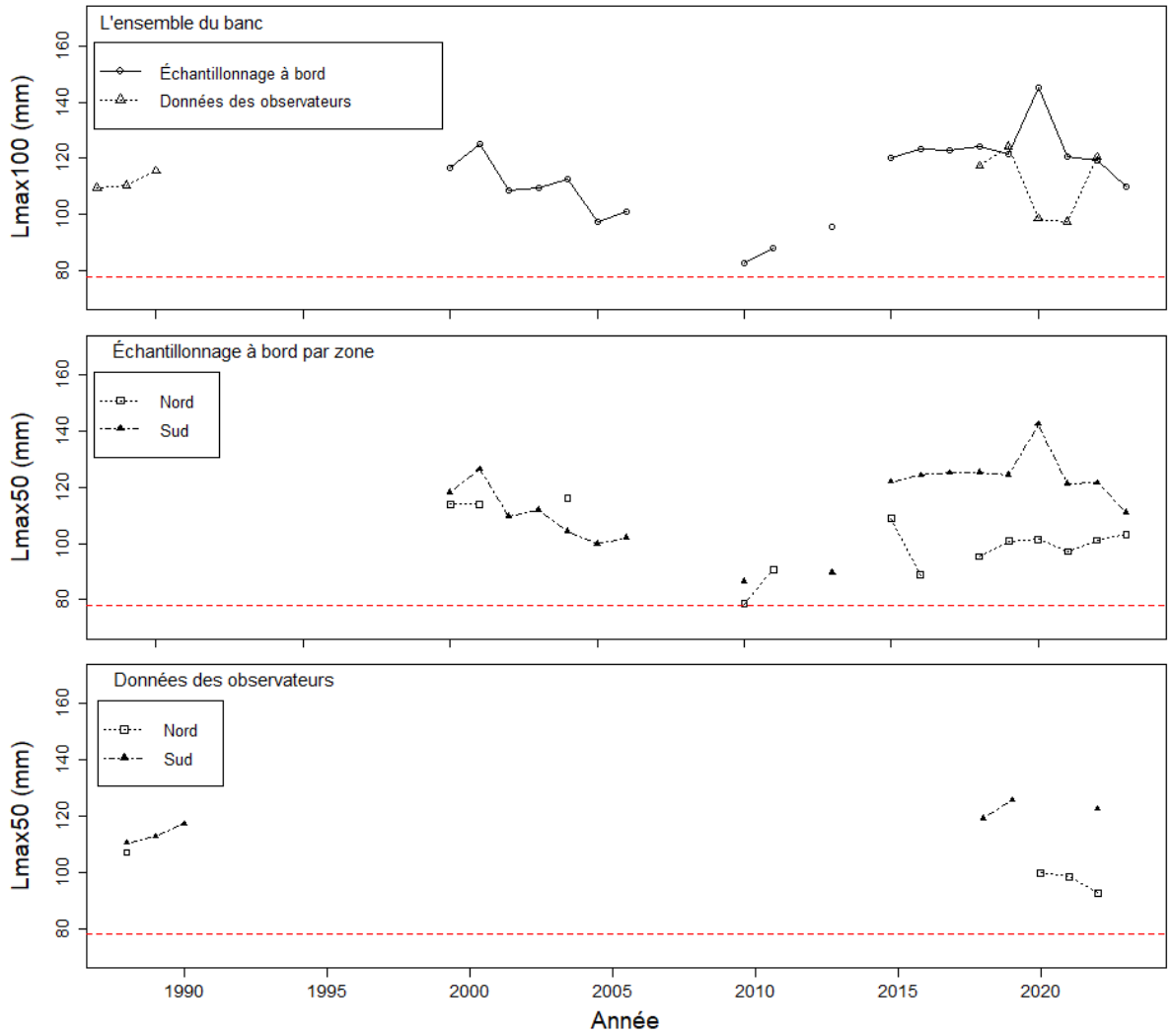


Figure 139. Deuxième indicateur de longueur, L_{max} (mm), à l'échelle du Grand Banc (L_{max100}; graphique du haut), d'après les données d'échantillonnage à bord de navires (cercles vides) et les données d'observateurs (triangles). Le graphique du milieu montre les données issues de l'échantillonnage à bord de navire par zone d'évaluation (L_{max50}). Le graphique du bas présente les données d'observateurs par zone d'évaluation (L_{max50}). La ligne tiretée rouge correspond à un niveau de référence de 0,8L_{inf} (78 mm). L_{max} est la longueur totale moyenne du plus grand nombre n *d'individus capturés. L_{inf} est la longueur asymptotique.*

ANNEXE A : RÉSUMÉS D'OBSERVATEURS

Tableau A1. Banquereau 2018 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises /effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	942,68	2,11	445,85	4,62	2 059,8	37,02	100,00
Coquilles	898,43	2,11	424,92	4,62	1 963,2	35,28	95,31
Pitot	255,62	2,11	120,90	4,62	558,5	10,04	27,12
Clypéastres	200,73	2,11	94,94	4,62	438,6	7,88	21,29
Pierres et roches	131,26	2,11	62,08	4,62	286,8	5,15	13,92
Holothuries (ND)	52,13	2,11	24,66	4,62	113,9	2,05	5,53
Famille des Buccinidae	25,66	2,11	12,14	4,62	56,1	1,01	2,72
Coque du Groenland	8,29	2,11	3,92	4,62	18,1	0,33	0,88
Oursins	7,22	2,11	3,42	4,62	15,8	0,28	0,77
Souris de mer	6,62	2,11	3,13	4,62	14,5	0,26	0,70
Pétoncles (ND)	5,04	2,11	2,38	4,62	11,0	0,20	0,53
Pétoncle géant	4,81	2,11	2,27	4,62	10,5	0,19	0,51
Bernard-l'ermite	1,84	2,11	0,87	4,62	4,0	0,07	0,20
Quahog nordique	1,80	2,11	0,85	4,62	3,9	0,07	0,19

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises /effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Sous-classe des Asteroidea	1,27	2,11	0,60	4,62	2,8	0,05	0,13
Lançons	1,14	2,11	0,54	4,62	2,5	0,04	0,12
Raies (ND)	0,76	2,11	0,36	4,62	1,7	0,03	0,08
Anémone de mer	0,51	2,11	0,24	4,62	1,1	0,02	0,05
Limande à queue jaune	0,24	2,11	0,11	4,62	0,5	0,01	0,03
Hyas coarctatus	0,19	2,11	0,09	4,62	0,4	0,01	0,02
Embranchement des acanthocéphales	0,14	2,11	0,07	4,62	0,3	0,01	0,02
Hyas araneus	0,07	2,11	0,03	4,62	0,2	<0,01	0,01

Tableau A2. Banquereau 2019 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Pierres et roches	1 643,73	2,64	621,92	5,49	3 414,4	45,07	218,42

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	752,54	2,64	284,73	5,49	1 563,2	20,63	100,00
Coquilles	714,62	2,64	270,38	5,49	1 484,4	19,59	94,96
Clypéastres	169,22	2,64	64,03	5,49	351,5	4,64	22,49
Pitot	144,65	2,64	54,73	5,49	300,5	3,97	19,22
Holothuries (ND)	100,10	2,64	37,88	5,49	207,9	2,74	13,30
Souris de mer	23,03	2,64	8,71	5,49	47,8	0,63	3,06
Sous-classe des *Asteroidea*	13,99	2,64	5,29	5,49	29,1	0,38	1,86
Famille des *Buccinidae*	13,19	2,64	4,99	5,49	27,4	0,36	1,75
Bernard-l'ermite	13,07	2,64	4,95	5,49	27,1	0,36	1,74
Pétoncle géant	11,97	2,64	4,53	5,49	24,9	0,33	1,59
Oursins	11,49	2,64	4,35	5,49	23,9	0,32	1,53
Coque du Groenland	9,41	2,64	3,56	5,49	19,5	0,26	1,25
Lançons	6,70	2,64	2,54	5,49	13,9	0,18	0,89
Quahog nordique	4,86	2,64	1,84	5,49	10,1	0,13	0,65
Anémone de mer	4,37	2,64	1,65	5,49	9,1	0,12	0,58
Crabe commun	4,10	2,64	1,55	5,49	8,5	0,11	0,54
Embranchement des acanthocéphales	3,81	2,64	1,44	5,49	7,9	0,10	0,51
Crabe des neiges	1,04	2,64	0,39	5,49	2,2	0,03	0,14

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Pétoncle d'Islande	0,77	2,64	0,29	5,49	1,6	0,02	0,10
Chaboisseau à dix-huit épines	0,25	2,64	0,10	5,49	0,5	0,01	0,03
Limande à queue jaune	0,17	2,64	0,06	5,49	0,3	<0,01	0,02
Hyas coarctatus	0,10	2,64	0,04	5,49	0,2	<0,01	0,01
Plie canadienne	0,09	2,64	0,03	5,49	0,2	<0,01	0,01

Tableau A3. Banquereau 2020 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coquilles	1 837,06	3,18	578,18	6,24	3 607,8	35,32	199,12
Pierres et roches	1 587,86	3,18	499,74	6,24	3 118,4	30,53	172,10
Mactre de Stimpson	922,61	3,18	290,37	6,24	1811,9	17,74	100,00
Pitot	334,61	3,18	105,31	6,24	657,1	6,43	36,27
Clypéastres	256,04	3,18	80,58	6,24	502,8	4,92	27,75

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Holothuries (ND)	99,89	3,18	31,44	6,24	196,2	1,92	10,83
Souris de mer	35,25	3,18	11,10	6,24	69,2	0,68	3,82
Famille des *Buccinidae*	19,53	3,18	6,15	6,24	38,3	0,38	2,12
Coque du Groenland	13,24	3,18	4,17	6,24	26,0	0,25	1,43
Oursins	13,01	3,18	4,09	6,24	25,5	0,25	1,41
Pétoncle géant	12,86	3,18	4,05	6,24	25,2	0,25	1,39
Sous-classe des *Asteroidea*	11,48	3,18	3,61	6,24	22,5	0,22	1,24
Lançons	10,57	3,18	3,33	6,24	20,8	0,20	1,15
Bernard-l'ermite	10,50	3,18	3,30	6,24	20,6	0,20	1,14
Embranchement des acanthocéphales	7,75	3,18	2,44	6,24	15,2	0,15	0,84
Anémone de mer	7,45	3,18	2,35	6,24	14,6	0,14	0,81
Crabe des neiges	5,98	3,18	1,88	6,24	11,7	0,11	0,65
Quahog nordique	4,62	3,18	1,45	6,24	9,1	0,09	0,50
Pétoncle d'Islande	3,86	3,18	1,22	6,24	7,6	0,07	0,42
Crabe commun	3,04	3,18	0,96	6,24	6,0	0,06	0,33
Plie canadienne	0,93	3,18	0,29	6,24	1,8	0,02	0,10
Raie épineuse	0,71	3,18	0,22	6,24	1,4	0,01	0,08
Chaboisseau à dix-huit épines	0,48	3,18	0,15	6,24	1,0	0,01	0,05

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km²)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km²)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Moules (ND)	0,40	3,18	0,13	6,24	0,8	0,01	0,04
Palourde (ND)	0,38	3,18	0,12	6,24	0,7	0,01	0,04
Araignées de mer (ND)	0,20	3,18	0,06	6,24	0,4	<0,01	0,02
Éponges de mer	0,13	3,18	0,04	6,24	0,3	<0,01	0,01
Hyas coarctatus	0,07	3,18	0,02	6,24	0,1	<0,01	0,01

Tableau A4. Banquereau 2021 (sortie observée 1) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	598,39	0,58	1 038,24	1,19	1 235,5	70,99	100,00
Coquilles	90,23	0,58	156,55	1,19	186,3	10,70	15,08
Moules (ND)	36,92	0,58	64,05	1,19	76,2	4,38	6,17
Quahog nordique	34,76	0,58	60,32	1,19	71,8	4,12	5,81
Famille des *Buccinidae*	16,75	0,58	29,06	1,19	34,6	1,99	2,80

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coque du Groenland	16,54	0,58	28,70	1,19	34,2	1,96	2,76
Pierres et roches	15,68	0,58	27,21	1,19	32,4	1,86	2,62
Souris de mer	12,73	0,58	22,09	1,19	26,3	1,51	2,13
Holothuries (ND)	6,72	0,58	11,66	1,19	13,9	0,80	1,12
Bernard-l'ermite	4,90	0,58	8,50	1,19	10,1	0,58	0,82
Pétoncle géant	2,87	0,58	4,98	1,19	5,9	0,34	0,48
Pitot	2,62	0,58	4,55	1,19	5,4	0,31	0,44
Sous-classe des *Asteroidea*	1,47	0,58	2,55	1,19	3,0	0,17	0,25
Clypéastres	1,29	0,58	2,24	1,19	2,7	0,15	0,22
Couteau de l'Atlantique	0,50	0,58	0,87	1,19	1,0	0,06	0,08
Oursins	0,17	0,58	0,29	1,19	0,3	0,02	0,03
Crabe nordique	0,16	0,58	0,28	1,19	0,3	0,02	0,03
Raie épineuse	0,13	0,58	0,23	1,19	0,3	0,02	0,02
Embranchement des acanthocéphales	0,09	0,58	0,16	1,19	0,2	0,01	0,02
Lançons	0,01	0,58	0,02	1,19	0,02	<0,01	<0,01

Tableau A5. Banquereau 2021 (sortie observée 2) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	633,23	3,50	181,08	7,84	1419,6	37,70	100,00
Coquilles	518,63	3,50	148,31	7,84	1 162,7	30,87	81,90
Pierres et roches	248,38	3,50	71,03	7,84	556,9	14,79	39,23
Clypéastres	119,78	3,50	34,25	7,84	268,5	7,13	18,92
Pitot	53,50	3,50	15,30	7,84	119,9	3,18	8,45
Bernard-l'ermite	25,09	3,50	7,17	7,84	56,2	1,49	3,96
Quahog nordique	19,85	3,50	5,68	7,84	44,5	1,18	3,14
Famille des *Buccinidae*	15,73	3,50	4,50	7,84	35,3	0,94	2,48
Oursins	13,33	3,50	3,81	7,84	29,9	0,79	2,11
Souris de mer	9,91	3,50	2,83	7,84	22,2	0,59	1,57
Holothuries (ND)	5,34	3,50	1,53	7,84	12,0	0,32	0,84
Crabe des neiges	4,91	3,50	1,40	7,84	11,0	0,29	0,78
Coque du Groenland	4,53	3,50	1,29	7,84	10,2	0,27	0,72
Pétoncle géant	3,33	3,50	0,95	7,84	7,5	0,20	0,53
Sous-classe des *Asteroidea*	2,31	3,50	0,66	7,84	5,2	0,14	0,37

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Lançons	1,19	3,50	0,34	7,84	2,7	0,07	0,19
Limande à queue jaune	0,53	3,50	0,15	7,84	1,2	0,03	0,08
Embranchement des acanthocéphales	0,25	3,50	0,07	7,84	0,6	0,02	0,04
Crabe nordique	0,03	3,50	0,01	7,84	0,1	<0,01	<0,01

Tableau A6. Banquereau 2021 (sortie observée 3) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	1 358,32	3,68	369,53	8,65	3 196,4	33,11	100,00
Pitot	824,83	3,68	224,39	8,65	1 941,0	20,11	60,72
Coquilles	726,05	3,68	197,52	8,65	1 708,6	17,70	53,45
Clypéastres	376,38	3,68	102,40	8,65	885,7	9,17	27,71
Pierres et roches	136,12	3,68	37,03	8,65	276,7	3,32	10,02

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Famille des *Buccinidae*	116,80	3,68	31,77	8,65	274,9	2,85	8,60
Coque du Groenland	111,32	3,68	30,28	8,65	262,0	2,71	8,20
Oursins	75,03	3,68	20,41	8,65	176,6	1,83	5,52
Souris de mer	46,70	3,68	12,70	8,65	109,9	1,14	3,44
Raie épineuse	45,59	3,68	12,40	8,65	107,3	1,11	3,36
Lançons	44,99	3,68	12,24	8,65	105,9	1,10	3,31
Holothuries (ND)	35,33	3,68	9,61	8,65	82,6	0,86	2,60
Bernard-l'ermite	29,21	3,68	7,95	8,65	68,7	0,71	2,15
Sable	25,40	3,68	6,91	8,65	59,8	0,62	1,87
Pétoncle d'Islande	22,08	3,68	6,01	8,65	52,0	0,54	1,63
Embranchement des acanthocéphales	14,85	3,68	4,04	8,65	43,6	0,36	1,09
Tuniciers	12,66	3,68	3,44	8,65	34,9	0,31	0,93
Ophiures	11,97	3,68	3,26	8,65	29,8	0,29	0,88
Plie grise	11,33	3,68	3,08	8,65	28,2	0,28	0,83
Pétoncles (ND)	9,17	3,68	2,50	8,65	26,7	0,22	0,68
Quahog nordique	7,81	3,68	2,12	8,65	21,6	0,19	0,57
Sous-classe des *Asteroidea*	7,54	3,68	2,05	8,65	18,4	0,18	0,56
Plie canadienne	7,52	3,68	2,05	8,65	17,7	0,18	0,55

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Raie à queue de velours	5,85	3,68	1,59	8,65	17,7	0,14	0,43
Limande à queue jaune	5,76	3,68	1,57	8,65	13,8	0,14	0,42
Merlu argenté	3,59	3,68	0,98	8,65	13,6	0,09	0,26
Chaboisseau à dix-huit épines	3,50	3,68	0,95	8,65	8,4	0,09	0,26
Raies (ND)	3,32	3,68	0,90	8,65	8,2	0,08	0,24
Crabe des neiges	3,20	3,68	0,87	8,65	7,8	0,08	0,24
Solasters	3,15	3,68	0,86	8,65	7,5	0,08	0,23
Pétoncle géant	2,63	3,68	0,72	8,65	7,4	0,06	0,19
Anémone de mer	2,32	3,68	0,63	8,65	6,2	0,06	0,17
Débris/corps étrangers	2,13	3,68	0,58	8,65	5,5	0,05	0,16
Limaces de mer (ND)	1,99	3,68	0,54	8,65	5,0	0,05	0,15
Crabe commun	1,86	3,68	0,51	8,65	4,7	0,05	0,14
Hyas coarctatus	1,37	3,68	0,37	8,65	4,4	0,03	0,10
Capsules ovigènes de raies	1,34	3,68	0,37	8,65	3,2	0,03	0,10
Coraux (ND)	1,23	3,68	0,33	8,65	3,2	0,03	0,09
Éponges de mer	1,13	3,68	0,31	8,65	2,9	0,03	0,08
Algues	0,65	3,68	0,18	8,65	2,7	0,02	0,05

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Grosse poule de mer	0,37	3,68	0,10	8,65	1,5	0,01	0,03

Tableau A7. Banquereau 2022 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coquilles	618,06	3,38	182,66	7,15	1 305,20	41,04	110,81
Mactre de Stimpson	557,74	3,38	164,84	7,15	1 177,82	37,03	100,00
Clypéastres	145,64	3,38	43,04	7,15	307,57	9,67	26,11
Pitot	83,06	3,38	24,55	7,15	175,41	5,52	14,89
Quahog nordique	43,29	3,38	12,79	7,15	91,41	2,87	7,76
Pierres et roches	29,42	3,38	8,70	7,15	62,13	1,95	5,28
Famille des *Buccinidae*	9,30	3,38	2,75	7,15	19,63	0,62	1,67
Souris de mer	4,37	3,38	1,29	7,15	9,23	0,29	0,78
Moules (ND)	3,54	3,38	1,05	7,15	7,48	0,24	0,64

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Oursins	2,03	3,38	0,60	7,15	4,28	0,13	0,36
Bernard-l'ermite	1,26	3,38	0,37	7,15	2,66	0,08	0,23
Lançons	1,02	3,38	0,30	7,15	2,16	0,07	0,18
Raie épineuse	0,98	3,38	0,29	7,15	2,08	0,07	0,18
Capsules ovigènes de raies	0,92	3,38	0,27	7,15	1,95	0,06	0,17
Holothuries (ND)	0,78	3,38	0,23	7,15	1,65	0,05	0,14
Sous-classe des *Asteroidea*	0,76	3,38	0,22	7,15	1,60	0,05	0,14
Couteau de l'Atlantique	0,73	3,38	0,22	7,15	1,54	0,05	0,13
Coque du Groenland	0,59	3,38	0,18	7,15	1,26	0,04	0,11
Pétoncles (ND)	0,55	3,38	0,16	7,15	1,16	0,04	0,10
Anémone de mer	0,52	3,38	0,15	7,15	1,10	0,03	0,09
Crabe commun	0,37	3,38	0,11	7,15	0,78	0,02	0,07
Crabe nordique	0,33	3,38	0,10	7,15	0,69	0,02	0,06
Chaboisseau à dix-huit épines	0,24	3,38	0,07	7,15	0,51	0,02	0,04
Embranchement des acanthocéphales	0,23	3,38	0,07	7,15	0,48	0,02	0,04
Merlu argenté	0,19	3,38	0,05	7,15	0,39	0,01	0,03
Crabe des neiges	0,09	3,38	0,03	7,15	0,18	0,01	0,02

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Ophiures	0,03	3,38	0,01	7,15	0,07	<0,01	0,01

Tableau A8. Banquereau 2023 (sortie observée 1) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coquilles	57,02	0,16	360,63	0,30	109,45	63,27	260,31
Mactre de Stimpson	21,90	0,16	138,54	0,30	42,05	24,30	100,00
Clypéastres	6,80	0,16	43,03	0,30	13,06	7,55	31,06
Pierres et roches	2,92	0,16	18,44	0,30	5,60	3,24	13,31
Pitot	1,02	0,16	6,45	0,30	1,96	1,13	4,66
Famille des *Buccinidae*	0,21	0,16	1,31	0,30	0,40	0,23	0,95
Sous-classe des *Asteroidea*	0,09	0,16	0,55	0,30	0,17	0,10	0,40
Quahog nordique	0,05	0,16	0,34	0,30	0,10	0,06	0,24
Oursins	0,04	0,16	0,26	0,30	0,08	0,04	0,18

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Embranchement des acanthocéphales	0,03	0,16	0,20	0,30	0,06	0,03	0,14
Coque du Groenland	0,03	0,16	0,16	0,30	0,05	0,03	0,12
Couteau de l'Atlantique	0,01	0,16	0,05	0,30	0,02	0,01	0,04
Bernard-l'ermite	0,004	0,16	0,03	0,30	0,01	<0,01	0,02
Moules (ND)	0,004	0,16	0,03	0,30	0,01	<0,01	0,02

Tableau A9. Banquereau 2023 (sortie observée 2) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	1 057,64	4,08	259,14	8,08	2 094,54	44,97	100,00
Coquilles	566,19	4,08	138,72	8,08	1 121,28	24,08	53,53
Pitot	465,72	4,08	114,11	8,08	922,32	19,80	44,03
Clypéastres	146,45	4,08	35,88	8,08	290,03	6,23	13,85

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Pierres et roches	27,91	4,08	6,84	8,08	55,28	1,19	2,64
Famille des *Buccinidae*	22,86	4,08	5,60	8,08	45,26	0,97	2,16
Quahog nordique	15,12	4,08	3,70	8,08	29,95	0,64	1,43
Coque du Groenland	9,83	4,08	2,41	8,08	19,47	0,42	0,93
Souris de mer	9,06	4,08	2,22	8,08	17,95	0,39	0,86
Moules (ND)	3,79	4,08	0,93	8,08	7,50	0,16	0,36
Raie épineuse	3,37	4,08	0,83	8,08	6,67	0,14	0,32
Pétoncle géant	3,31	4,08	0,81	8,08	6,56	0,14	0,31
Ophiures	2,87	4,08	0,70	8,08	5,67	0,12	0,27
Holothuries (ND)	2,79	4,08	0,68	8,08	5,52	0,12	0,26
Limande à queue jaune	2,18	4,08	0,53	8,08	4,31	0,09	0,21
Oursins	2,11	4,08	0,52	8,08	4,17	0,09	0,20
Bernard-l'ermite	1,75	4,08	0,43	8,08	3,47	0,07	0,17
Éponges de mer	1,39	4,08	0,34	8,08	2,75	0,06	0,13
Pétoncle d'Islande	1,16	4,08	0,28	8,08	2,29	0,05	0,11
Raie tachetée	0,99	4,08	0,24	8,08	1,97	0,04	0,09
Couteau de l'Atlantique	0,85	4,08	0,21	8,08	1,69	0,04	0,08
Lançons	0,68	4,08	0,17	8,08	1,35	0,03	0,06

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Sous-classe des *Asteroidea*	0,68	4,08	0,17	8,08	1,34	0,03	0,06
Anémone	0,61	4,08	0,15	8,08	1,20	0,03	0,06
Boue	0,46	4,08	0,11	8,08	0,92	0,02	0,04
Débris/corps étrangers	0,41	4,08	0,10	8,08	0,81	0,02	0,04
Coraux (ND)	0,36	4,08	0,09	8,08	0,72	0,02	0,03
Hyas araneus	0,25	4,08	0,06	8,08	0,49	0,01	0,02
Raies (ND)	0,18	4,08	0,04	8,08	0,36	0,01	0,02
Limaces de mer (ND)	0,17	4,08	0,04	8,08	0,33	0,01	0,02
Embranchement des acanthocéphales	0,15	4,08	0,04	8,08	0,31	0,01	0,01
Plie canadienne	0,13	4,08	0,03	8,08	0,26	0,01	0,01
Pétoncles lisses (en anglais, *smooth scallop*)	0,10	4,08	0,02	8,08	0,19	>0,01	0,01
Crabe des neiges	0,07	4,08	0,02	8,08	0,15	>0,01	0,01
Pétoncles (ND)	0,04	4,08	0,01	8,08	0,08	>0,01	>0,01
Leptasterias polaris	0,01	4,08	0,003	8,08	0,03	>0,01	>0,01
Solasters	0,01	4,08	0,002	8,08	0,02	>0,01	>0,01
Merluche-écureuil	0,01	4,08	0,002	8,08	0,01	>0,01	>0,01
Œufs (ND)	0,01	4,08	0,002	8,08	0,01	>0,01	>0,01

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Algues	0,003	4,08	0,001	8,08	0,01	>0,01	>0,01
Capsules ovigènes de raies	0,003	4,08	0,001	8,08	0,01	>0,01	>0,01

Tableau A10. Banquereau 2023 (sortie observée 3) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coquilles	1 776,84	4,39	404,95	9,09	3 681,66	47,99	236,16
Mactre de Stimpson	752,38	4,39	171,47	9,09	1 558,95	20,32	100,00
Pitot	362,08	4,39	82,52	9,09	750,25	9,78	48,13
Pierres et roches	346,54	4,39	78,98	9,09	718,05	9,36	46,06
Clypéastres	341,83	4,39	77,91	9,09	708,29	9,23	45,43
Quahog nordique	37,88	4,39	8,63	9,09	78,49	1,02	5,04
Famille des *Buccinidae*	20,24	4,39	4,61	9,09	41,94	0,55	2,69

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coque du Groenland	11,81	4,39	2,69	9,09	24,47	0,32	1,57
Sous-classe des *Asteroidea*	7,67	4,39	1,75	9,09	15,90	0,21	1,02
Holothuries (ND)	6,57	4,39	1,50	9,09	13,62	0,18	0,87
Raies (ND)	5,57	4,39	1,27	9,09	11,54	0,15	0,74
Bernard-l'ermite	5,51	4,39	1,26	9,09	11,42	0,15	0,73
Oursins	4,89	4,39	1,12	9,09	10,14	0,13	0,65
Pétoncle géant	3,92	4,39	0,89	9,09	8,12	0,11	0,52
Souris de mer	3,62	4,39	0,82	9,09	7,50	0,10	0,48
Lançons	2,20	4,39	0,50	9,09	4,56	0,06	0,29
Pétoncle d'Islande	2,17	4,39	0,49	9,09	4,50	0,06	0,29
Merlu argenté	1,12	4,39	0,26	9,09	2,32	0,03	0,15
Couteau de l'Atlantique	1,06	4,39	0,24	9,09	2,19	0,03	0,14
Moules (ND)	1,06	4,39	0,24	9,09	2,19	0,03	0,14
Embranchement des acanthocéphales	0,98	4,39	0,22	9,09	2,03	0,03	0,13
Anémone	0,88	4,39	0,20	9,09	1,83	0,02	0,12
Crabe des neiges	0,87	4,39	0,20	9,09	1,81	0,02	0,12
Hyas araneus	0,82	4,39	0,19	9,09	1,71	0,02	0,11

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Limaces de mer (ND)	0,70	4,39	0,16	9,09	1,45	0,02	0,09
Limande à queue jaune	0,57	4,39	0,13	9,09	1,18	0,02	0,08
Psolus phantapus (SC)	0,50	4,39	0,11	9,09	1,04	0,01	0,07
Chabots (ND)	0,42	4,39	0,10	9,09	0,88	0,01	0,06
Solasters	0,37	4,39	0,08	9,09	0,76	0,01	0,05
Natices	0,34	4,39	0,08	9,09	0,70	0,01	0,04
Débris/corps étrangers	0,28	4,39	0,06	9,09	0,58	0,01	0,04
Hémitriptère atlantique	0,18	4,39	0,04	9,09	0,37	<0,01	0,02
Crabe nordique	0,14	4,39	0,03	9,09	0,29	<0,01	0,02
Ophiures	0,13	4,39	0,03	9,09	0,28	<0,01	0,02
Chaboisseau à épines courtes	0,12	4,39	0,03	9,09	0,25	<0,01	0,02
Morues	0,06	4,39	0,01	9,09	0,12	<0,01	0,01
Coraux (ND)	0,04	4,39	0,01	9,09	0,07	<0,01	<0,01
Capsules ovigènes de raies	0,02	4,39	0,003	9,09	0,03	<0,01	<0,01
Algues	0,01	4,39	0,002	9,09	0,02	<0,01	<0,01
Merluche-écureuil	0,002	4,39	0,001	9,09	<0,01	<0,01	<0,01

Tableau A11. Grand Banc 2018 (sortie observée 1) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coquilles	681,68	1,71	397,83	2,39	958,4	58,73	246,72
Mactre de Stimpson	276,29	1,71	161,24	2,39	388,4	23,80	100,00
Holothuries (ND)	59,03	1,71	34,45	2,39	83,0	5,09	21,37
Pitot	45,65	1,71	26,64	2,39	64,2	3,93	16,52
Clypéastres	45,10	1,71	26,32	2,39	63,4	3,89	16,32
Pierres et roches	15,83	1,71	9,24	2,39	22,3	1,36	5,73
Souris de mer	6,67	1,71	3,89	2,39	9,4	0,57	2,41
Buccin	5,39	1,71	3,15	2,39	7,6	0,46	1,95
Palourde (ND)	4,99	1,71	2,91	2,39	7,0	0,43	1,81
Sous-classe des *Asteroidea*	4,07	1,71	2,37	2,39	5,7	0,35	1,47
Coque du Groenland	3,84	1,71	2,24	2,39	5,4	0,33	1,39
Oursins	3,27	1,71	1,91	2,39	4,6	0,28	1,18
Quahog nordique	3,18	1,71	1,85	2,39	4,5	0,27	1,15
Limande à queue jaune	2,28	1,71	1,33	2,39	3,2	0,20	0,82
Bernard-l'ermite	2,21	1,71	1,29	2,39	3,1	0,19	0,80

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Hyas coarctatus	0,56	1,71	0,32	2,39	0,8	0,05	0,20
Plie grise	0,41	1,71	0,24	2,39	0,6	0,04	0,15
Araignées de mer (ND)	0,15	1,71	0,09	2,39	0,2	0,01	0,06
Couteau de l'Atlantique	0,05	1,71	0,03	2,39	0,1	<0,01	0,02

Tableau A12. Grand Banc 2018 (sortie observée 2) : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coquilles	1 642,95	4,25	386,92	5,98	2 284,85	48,67	207,45
Mactre de Stimpson	791,98	4,25	186,51	5,98	1 101,40	23,46	100,00
Holothuries (ND)	448,47	4,25	105,62	5,98	623,68	13,28	56,63
Pierres et roches	190,66	4,25	44,90	5,98	265,16	5,65	24,07
Clypéastres	144,87	4,25	34,12	5,98	201,46	4,29	18,29
Pitot	46,28	4,25	10,90	5,98	64,36	1,37	5,84

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Coque du Groenland	22,86	4,25	5,38	5,98	31,79	0,68	2,89
Souris de mer	20,62	4,25	4,86	5,98	28,68	0,61	2,60
Buccin	13,01	4,25	3,06	5,98	18,09	0,39	1,64
Palourde (ND)	11,23	4,25	2,64	5,98	15,62	0,33	1,42
Quahog nordique	10,11	4,25	2,38	5,98	14,06	0,30	1,28
Sous-classe des *Asteroidea*	8,54	4,25	2,01	5,98	11,88	0,25	1,08
Bernard-l'ermite	5,89	4,25	1,39	5,98	8,19	0,17	0,74
Plie canadienne	5,64	4,25	1,33	5,98	7,85	0,17	0,71
Oursins	4,75	4,25	1,12	5,98	6,61	0,14	0,60
Limande à queue jaune	3,01	4,25	0,71	5,98	4,18	0,09	0,38
Moules (ND)	1,63	4,25	0,38	5,98	2,26	0,05	0,21
Araignées de mer (ND)	1,25	4,25	0,30	5,98	1,74	0,04	0,16
Hyas coarctatus	0,76	4,25	0,18	5,98	1,06	0,02	0,10
Lançons	0,61	4,25	0,14	5,98	0,85	0,02	0,08
Raie épineuse	0,47	4,25	0,11	5,98	0,65	0,01	0,06
Algues	0,21	4,25	0,05	5,98	0,30	0,01	0,03
Patate de mer	0,09	4,25	0,02	5,98	0,12	<0,01	0,01

Tableau A13. Grand Banc 2019 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	1 057,05	3,64	290,74	7,69	2 257,97	34,94	100,00
Coquilles	1 007,77	3,64	277,19	7,69	2 152,71	33,31	95,34
Pitot	298,21	3,64	82,02	7,69	637,01	9,86	28,21
Clypéastres	233,21	3,64	64,15	7,69	498,17	7,71	22,06
Holothuries (ND)	232,20	3,64	63,87	7,69	495,99	7,67	21,97
Pierres et roches	82,34	3,64	22,65	7,69	175,88	2,72	7,79
Coque du Groenland	64,44	3,64	17,72	7,69	137,64	2,13	6,10
Buccin	16,28	3,64	4,48	7,69	34,78	0,54	1,54
Quahog nordique	8,39	3,64	2,31	7,69	17,93	0,28	0,79
Souris de mer	6,32	3,64	1,74	7,69	13,49	0,21	0,60
Palourde (ND)	6,21	3,64	1,71	7,69	13,27	0,21	0,59
Sous-classe des *Asteroidea*	4,02	3,64	1,10	7,69	8,58	0,13	0,38
Oursins	1,72	3,64	0,47	7,69	3,68	0,06	0,16
Bernard-l'ermite	1,67	3,64	0,46	7,69	3,57	0,06	0,16
Raie épineuse	1,35	3,64	0,37	7,69	2,89	0,04	0,13

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Embranchement des acanthocéphales	0,95	3,64	0,26	7,69	2,03	0,03	0,09
Moules (ND)	0,78	3,64	0,21	7,69	1,66	0,03	0,07
Limande à queue jaune	0,64	3,64	0,18	7,69	1,36	0,02	0,06
Plie canadienne	0,49	3,64	0,13	7,69	1,04	0,02	0,05
Lançons	0,46	3,64	0,13	7,69	0,99	0,02	0,04
Anémone de mer	0,35	3,64	0,10	7,69	0,75	0,01	0,03
Hyas araneus	0,34	3,64	0,09	7,69	0,72	0,01	0,03
Crabe des neiges	0,27	3,64	0,07	7,69	0,58	0,01	0,03
Tuniciers	0,16	3,64	0,04	7,69	0,35	0,01	0,02
Hyas coarctatus	0,09	3,64	0,02	7,69	0,19	<0,01	0,01
Patate de mer	0,03	3,64	0,01	7,69	0,06	<0,01	<0,01

Tableau A14. Grand Banc 2020 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Clypéastres	402,92	1,63	247,40	3,43	863,75	36,73	139,72
Mactre de Stimpson	288,37	1,63	177,06	3,43	618,18	26,29	100,00
Coquilles	267,94	1,63	164,52	3,43	574,40	24,43	92,92
Coque du Groenland	52,12	1,63	32,00	3,43	111,72	4,75	18,07
Pitot	41,72	1,63	25,62	3,43	89,44	3,80	14,47
Pierres et roches	33,13	1,63	20,34	3,43	71,02	3,02	11,49
Lançons	3,61	1,63	2,22	3,43	7,74	0,33	1,25
Crabe des neiges	2,42	1,63	1,49	3,43	5,19	0,22	0,84
Sous-classe des *Asteroidea*	1,84	1,63	1,13	3,43	3,96	0,17	0,64
Limaces de mer (ND)	1,27	1,63	0,78	3,43	2,73	0,12	0,44
Pétoncles (ND)	0,56	1,63	0,34	3,43	1,20	0,05	0,19
Oursins	0,36	1,63	0,22	3,43	0,78	0,03	0,13
Embranchement des acanthocéphales	0,23	1,63	0,14	3,43	0,49	0,02	0,08
Bernard-l'ermite	0,14	1,63	0,09	3,43	0,31	0,01	0,05

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Limande à queue jaune	0,14	1,63	0,08	3,43	0,30	0,01	0,05
Buccin	0,10	1,63	0,06	3,43	0,20	0,01	0,03
Anguilles	0,05	1,63	0,03	3,43	0,11	<0,01	0,02

Tableau A15. Grand Banc 2021 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Clypéastres	217,48	1,32	164,27	2,73	456,7	38,85	125,10
Mactre de Stimpson	173,85	1,32	131,31	2,73	365,1	31,06	100,00
Pitot	66,38	1,32	50,14	2,73	139,4	11,86	38,18
Coque du Groenland	48,16	1,32	36,38	2,73	101,1	8,60	27,70
Coquilles	45,06	1,32	34,04	2,73	94,6	8,05	25,92
Pierres et roches	4,17	1,32	3,15	2,73	8,8	0,74	2,40
Sous-classe des *Asteroidea*	1,42	1,32	1,07	2,73	3,0	0,25	0,82

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Lançons	1,31	1,32	0,99	2,73	2,7	0,23	0,75
Crabe des neiges	0,82	1,32	0,62	2,73	1,7	0,15	0,47
Limaces de mer (ND)	0,46	1,32	0,34	2,73	1,0	0,08	0,26
Raie épineuse	0,25	1,32	0,19	2,73	0,5	0,04	0,14
Limande à queue jaune	0,21	1,32	0,16	2,73	0,4	0,04	0,12
Embranchement des acanthocéphales	0,08	1,32	0,06	2,73	0,2	0,02	0,05
Oursins	0,08	1,32	0,06	2,73	0,2	0,01	0,05
Bernard-l'ermite	0,02	1,32	0,02	2,73	0,1	<0,01	0,01
Pétoncles (ND)	0,02	1,32	0,02	2,73	0,05	<0,01	0,01

Tableau A16. Grand Banc 2022 : valeurs des prises et de l'effort observés qui ont été utilisées pour élargir les prises observées et les transformer en prises lors de la sortie. Les deux dernières colonnes représentent le pourcentage par rapport aux prises totales lors de la sortie et aux prises de mactres de Stimpson lors de la sortie. Les deux valeurs sont fondées sur les prises observées qui ont été élargies selon l'effort. Les taxons/objets sont énumérés par ordre décroissant du nombre de prises observées. Dans le tableau, « ND » signifie non différencié. Le symbole « < » indique « moins que ».

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Mactre de Stimpson	1 025,14	2,03	504,88	5,18	2 615,87	35,32	100,00
Coquilles	812,76	2,03	400,28	5,18	2 073,94	28,00	79,28
Pitot	544,16	2,03	267,99	5,18	1 388,54	18,75	53,08
Coque du Groenland	236,21	2,03	116,33	5,18	602,74	8,14	23,04
Clypéastres	163,00	2,03	80,28	5,18	415,93	5,62	15,90
Buccin	44,77	2,03	22,05	5,18	114,24	1,54	4,37
Holothuries (ND)	29,78	2,03	14,67	5,18	75,99	1,03	2,90
Sous-classe des *Asteroidea*	25,01	2,03	12,32	5,18	63,81	0,86	2,44
Limande à queue jaune	7,31	2,03	3,60	5,18	18,65	0,25	0,71
Pierres et roches	6,64	2,03	3,27	5,18	16,93	0,23	0,65
Œufs (ND)	2,41	2,03	1,19	5,18	6,16	0,08	0,24
Souris de mer	2,31	2,03	1,14	5,18	5,88	0,08	0,22
Bernard-l'ermite	1,14	2,03	0,56	5,18	2,92	0,04	0,11
Raie épineuse	1,02	2,03	0,50	5,18	2,60	0,04	0,10
Lançons	0,45	2,03	0,22	5,18	1,15	0,02	0,04
Hyas araneus	0,40	2,03	0,20	5,18	1,03	0,01	0,04

Taxon/objet	Prises observées (t)	Effort observé (km^2)	Taux (prises/ effort)	Effort lors de la sortie (km^2)	Prises lors de la sortie (t)	Proportion par rapport aux prises totales (%)	Proportion par rapport aux prises de mactres de Stimpson (%)
Crabe des neiges	0,17	2,03	0,08	5,18	0,44	0,01	0,02
Crabe commun	0,11	2,03	0,06	5,18	0,29	<0,01	0,01
Limaces de mer (ND)	0,05	2,03	0,02	5,18	0,13	<0,01	<0,01
Capsules ovigènes de raies	0,005	2,03	0,002	5,18	0,01	<0,01	<0,01

ANNEXE B : MODÈLE DE PRODUCTION SPATIALE (2016 à 2023)

Le modèle de production spatiale (MPS), qui a été utilisé pour estimer la biomasse et déterminer l'état du stock sur le Banquereau de 2016 à 2023, a été élaboré par Hubley et Heaslip (2018). Il est décrit dans la présente annexe à des fins de comparaison avec le modèle SpaceClam récemment adopté. C'est l'approche du modèle SpaceClam qui a été retenue pour les futures évaluations des stocks de mactres de Stimpson sur le Banquereau et le Grand Banc. La possible utilisation MPS sur le Grand Banc a été examinée lors de l'examen par les pairs du présent cadre d'évaluation des stocks, mais ce modèle n'a pas été retenu pour les évaluations futures.

B.1 CENSURE DE DONNÉES

Censure de données sur les prises et l'effort

Le précédent cadre d'évaluation de la mactre de Stimpson, élaboré par Hubley et Heaslip (2018), définissait des seuils inférieurs et supérieurs aux fins de détermination des données sur les prises et l'effort à inclure dans le MPS. Cette approche visait à éliminer les valeurs extrêmes et à atténuer le problème des délais de traitement, qui pouvait faire en sorte que des prises déclarées lors d'un quart d'observation avaient été prélevées lors d'un quart antérieur. Avant, les prises très élevées qui étaient déclarées au cours d'un seul quart d'observation étaient considérées comme erronées. Les données recueillies depuis l'application du cadre d'évaluation décrit par Hubley et Heaslip (2018) ont fait l'objet d'un examen approfondi et de nombreuses corrections ont été apportées par les Sciences du MPO. Le niveau de confiance associé aux données recueillies depuis l'application du cadre de Hubley et Heaslip (2018) est maintenant plus élevé, et les valeurs extrêmes sont moins susceptibles d'être attribuables à des erreurs.

Les prises et l'effort sont déclarés par quart d'observation, et des seuils de censure sont appliqués à cette échelle. Les seuils de censure des prises et de l'effort pour chaque banc sont présentés au tableau B1. Sur le Banquereau, les seuils choisis excluent peu de données sur les prises et l'effort (moins de 1 %) pour toute année donnée. Sur le Grand Banc, les seuils excluent aussi peu de données sur les prises et l'effort (moins de 1 %) pour toute année donnée, à l'exception de l'année 2015 pendant laquelle 2,7 % des données sur l'effort ont été exclues par le seuil d'effort supérieur.

Tableau B1. Résumé des seuils inférieurs et supérieurs pour les prises et l'effort, qui ont été utilisés pour la censure de données du MPS.

Banc	Seuil de prises inférieur (kg)	Seuil de prises supérieur (kg)	Seuil d'effort inférieur (m^2)	Seuil d'effort supérieur (m^2)
Banquereau	1 500	40 000	15 000	200 000
Grand Banc	1 000	45 000	10 000	200 000

Censure de données sur le plan spatial

Les données sont censurées sur le plan spatial pour que seules celles qui proviennent de la zone d'intérêt soient prises en compte. Les lieux de pêche situés à l'extérieur de la zone

d’intérêt sont vérifiés régulièrement afin que d’éventuelles erreurs puissent être détectées et corrigées, dans la mesure du possible. Sur le Banquereau, la limite de censure spatiale correspond à l’isobathe de 100 m; sur le Grand Banc, elle correspond à un polygone formé de l’isobathe de 100 m au nord, à l’est et au sud, et de la limite ouest du relevé (figure B1). Sur le Banquereau, l’application de cette limite retire moins de 0,6 % des données sur les prises et l’effort pour toutes les années, à l’exception de 2008. Lorsque la limite de censure a été appliquée à l’année 2008, 2,8 % des données sur les prises et 3,5 % des données sur l’effort ont été exclues. Sur le Grand Banc, le polygone exclut principalement les prises provenant de la limite est du banc. Aucune prise n’a été exclue après 2013. Avant 2013, ce polygone a exclu de 0 à 38 % des prises et de 0 à 30 % des données sur l’effort, selon les années de la série chronologique.

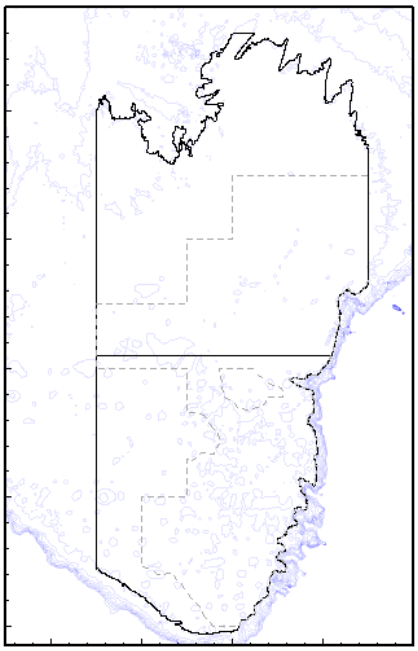


Figure B1. Polygone (ligne pleine noire) utilisé pour la censure de données sur le plan spatial, sur le Grand Banc. Le polygone correspondant à la zone de relevé (ligne pointillée) est présenté à titre de référence. La ligne horizontale représente la division nord-sud.

Certaines données consignées à l’échelle des quarts d’observation ne sont associées à aucune coordonnée de latitude ou de longitude. Dans certains cas, ces données sont toutefois associées à une zone de l’OPANO ou une telle zone peut être déterminée à partir d’autres renseignements sur la sortie de pêche. Les données peuvent être incluses dans les résumés et les tendances à l’échelle d’un banc. En revanche, lorsqu’aucun renseignement sur l’emplacement n’est disponible, elles sont exclues de toute analyse spatiale. Sur le Banquereau, la quantité annuelle de prises dans cette situation varie de 1,5 à 564 t (tableau B2). Sur le Grand Banc, la quantité annuelle de prises dans cette situation varie de 0,6 à 69,1 t (tableau B3). La situation concerne principalement des quarts d’observation sans effort déclaré, mais pour lesquels des prises ont été déclarées. Elle survient souvent lorsque les prises prélevées lors d’un quart d’observation ne sont traitées qu’au cours du quart suivant.

Tableau B2. Résumé des prises du Banquereau qui ne sont pas associées à des coordonnées de latitude ou de longitude, selon des déclarations de journaux de bord pour la zone statistique 4Vsc du MPO. Ces prises seraient exclues de toute analyse fondée sur des positions précises.

Année	Prises (t)	Année	Prises (t)	Année	Prises (t)
1988	23,1	2006	38,7	2017	49,3
1989	25,6	2007	64,4	2018	44,4
1995	9,6	2008	36,0	2019	66,5
1998	16,8	2011	390,2	2020	16,3
1999	14,0	2012	546,4	2021	23,3
2000	23,7	2013	1,5	2022	26,0
2001	12,5	2015	30,2	2023	12,2

Tableau B3. Résumé des prises sur le Grand Banc qui ne sont pas associées à des coordonnées de latitude ou de longitude, selon des déclarations de journaux de bord pour la division 3N de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest. Ces prises seraient exclues de toute analyse fondée sur des positions précises.

Année	Prises (t)	Année	Prises (t)
1989	1,2	2016	3,9
1991	15,4	2017	53,1
1995	4,5	2018	50,5
2000	7,8	2019	69,1
2002	13,5	2020	33,3
2005	1,2	2021	39,2
2006	6,4	2022	12,5
2007	0,6	2023	37,3

B.2 ZONES D'ÉVALUATION SPATIALES

Cinq zones d'évaluation sont utilisées sur le Banquereau (figure 8) et deux zones d'évaluation sont utilisées sur le Grand Banc (figure B1). Ces zones servent à répartir les prises et l'effort utilisés dans le modèle, ce qui facilite l'ajustement du modèle à l'habitat convenable de chaque zone d'évaluation. Les tendances différentes observées entre les zones d'évaluation fournissent un contexte utile pour l'interprétation des indices à l'échelle d'un banc et des résultats modélisés.

B.3 CARACTÈRE CONVENABLE DE L'HABITAT

Une carte de l'habitat fondée sur les données du Système de surveillance des navires (SSN) a été utilisée pour définir l'empreinte de la pêche et l'étendue des stocks. Par le passé, elle était considérée comme représentant toutes les zones caractérisées par des concentrations de mactres de Stimpson exploitables. L'empreinte est d'abord déterminée par l'association des prises consignées dans les journaux de bord, regroupées par quarts d'observation de six heures, aux positions du SSN liées à ces quarts. Les positions du SSN sont enregistrées une fois par heure. Les données des journaux de bord sont corrigées et les seuils de censure sont appliqués avant cette étape; l'empreinte découlant des positions du SSN peut donc varier légèrement à mesure que des erreurs sont corrigées ou que les seuils d'exclusion sont modifiés. Les positions du SSN sont ensuite représentées à l'échelle du banc et additionnées au sein de chaque carré de 1 km^2. Les sommes obtenues sont ensuite comparées à un seuil déterminant leur inclusion ou leur exclusion de la carte de l'habitat. Les cartes sont produites au moyen d'une fonction de l'intensité avec lissage par noyau issue du progiciel Spatstat (Baddeley *et al.* 2015).

La carte d'habitat du Banquereau a été mise à jour pour le cadre d'évaluation des stocks présenté dans le présent document au moyen d'un rapport de 2,5 signaux du SSN (heures de pêche) par année et par carré, aux fins de détermination du seuil. Cette approche donne un seuil de 50 signaux transmis/km^2 et une empreinte couvrant une superficie de 2 075 km^2 (figure B2). Une carte de l'habitat du Grand Banc fondée sur les données du SSN a également été élaborée pour le cadre d'évaluation décrit dans le présent document. Dans le cas du Grand Banc, un seuil de 5 signaux transmis/km^2 a été retenu aux fins d'établissement d'un équilibre entre un seuil trop faible qui pourrait inclure des déplacements entre des zones et un seuil trop élevé qui aurait réduit excessivement la superficie utilisée pour la modélisation de la biomasse. Cette approche a produit une empreinte couvrant une superficie de 2 056 km^2 (figure B3).

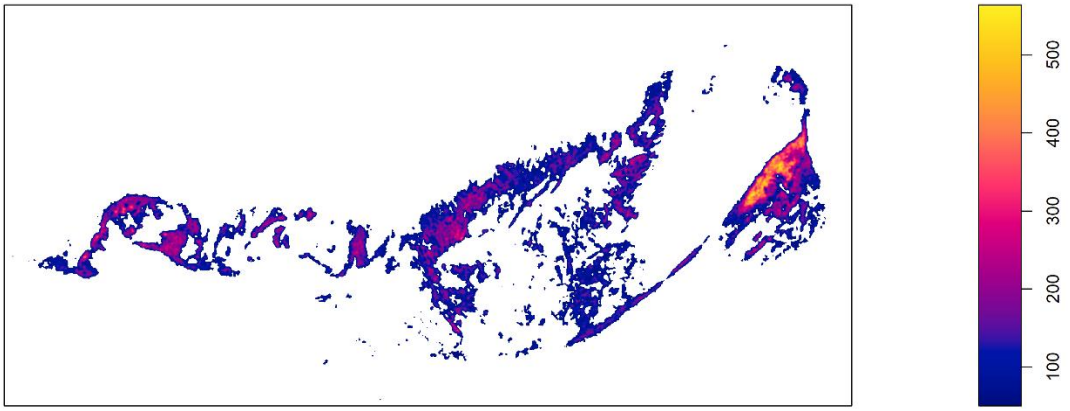


Figure B2. Empreinte de la pêche utilisée pour définir le stock de mactres de Stimpson du Banquereau. Elle a été déterminée grâce à la densité estimée à partir des données du Système de surveillance des navires (SSN) sur le Banquereau, au moyen d'une fonction de l'intensité avec lissage par noyau. L'écart-type est de 0,2 pour une résolution de 100 m^2. L'échelle indique l'intensité de la pêche mesurée par le SSN, exprimée sous la forme du nombre de transmissions (signaux) par km^2 pour la période de 2004 à 2023. Le seuil retenu est de 50 signaux par km^2.

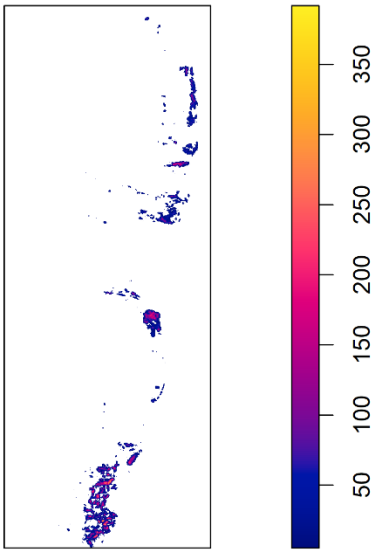


Figure B3. Empreinte de la pêche utilisée pour définir le stock de mactres de Stimpson du Grand Banc. Elle a été déterminée grâce à la densité estimée à partir des données du Système de surveillance des navires (SSN), au moyen d'une fonction de l'intensité avec lissage par noyau. L'écart-type (sigma) est de 0,3. L'échelle indique l'intensité de la pêche mesurée par le SSN, exprimée sous la forme du nombre de transmissions (signaux) par km² pour la période de 2004 à 2023. Le seuil retenu est de 5 signaux par km².

B.4 MODÈLE DE PRODUCTION SPATIALE

Il convient de rappeler que le modèle de production spatiale (MPS) a été élaboré par Hubley et Heaslip (2018). Les séries chronologiques des prises et des CPUE ont été utilisées pour l'intégration de la dynamique de la biomasse à l'analyse, sous la forme de modèles logistiques de la dynamique de la biomasse ou de modèles de production excédentaire (Schaefer 1954) ajustés simultanément à chacune des zones (*j*). L'implantation du modèle dans un cadre bayésien d'espace d'états permet la propagation réaliste des erreurs crédibles provenant à la fois des données et des analyses antérieures (p. ex. les estimations de l'efficacité et l'erreur-type de l'indice des CPUE).

$$B_{t+1,\,1} = B_{t,\,j} + r_j B_{t,\,j} \left(\frac{B_{t,\,j}}{K_j}\right) - C_{t,\,j}$$

Ce type de modèle est plus facile à appliquer qu'un modèle complet structuré selon l'âge et n'estime qu'un nombre limité de paramètres d'intérêt : la biomasse exploitable (*B*); la capacité de charge (*K*); le taux de croissance intrinsèque de la population (*r*); l'efficacité de la drague utilisée lors de la pêche commerciale (*q*); l'erreur de processus (σ); l'erreur d'observation (τ). La division des bancs en zones distinctes (cinq zones sur le Banquereau et deux sur le Grand Banc) introduit une composante spatiale au modèle, qui permet d'estimer les paramètres à l'échelle de l'ensemble d'un banc (regroupement de toutes les zones) ou à l'échelle de chaque zone séparée. Comme aucune information n'indique que l'efficacité de la drague varie d'une zone à l'autre, le paramètre *q* était le même pour toutes les zones.

$$O_{t,\,j} = B_{t,\,j} \times q$$

où *O* représente les estimations de biomasse extrapolée à la zone, qui proviennent de l'analyse des CPUE pour chaque zone (*j*) et chaque année (*t*). Il a été présumé que la capacité de charge

était liée à la superficie d'habitat présente dans chaque zone. Cette hypothèse a été mise en œuvre grâce à l'ajustement de *K* en fonction de la superficie d'habitat de chaque zone :

$$K_j = \overline{K} \times \left(\frac{H_j}{\overline{H}}\right)$$

Même si le paramètre du taux de croissance de la population (*r*) peut varier à l'échelle spatiale, il a été présumé qu'il était semblable à l'échelle de l'aire de répartition de chaque stock. Par conséquent, le paramètre *r* a été estimé pour chaque zone, mais était limité par une structure hiérarchique dans laquelle la moyenne et l'écart-type sont estimés pour l'ensemble des zones, puis utilisés pour définir la distribution a priori de *r* pour chaque zone.

$$\bar{r} \sim unif\ (0, 1)$$

$$\sigma_r^2 \sim LN\ (-0{,}35;\ -0{,}08)$$

$$r_j \sim LN(\log(\bar{r},\ \sigma_r^2))$$

La distribution a priori de la capturabilité a été établie à partir des estimations de l'efficacité de la drague. Une loi bêta a été présumée pour cette distribution a priori, avec une moyenne égale à celle des estimations de l'efficacité de la drague obtenues lors d'expériences d'épuisement du stock (0,45; Roddick ***et al.*** 2012) et une variance produisant un intervalle de confiance à 95 % semblable (IC : 0,20 à 0,71).

$$q \sim bêta\ (a = 6,\ b = 7{,}3)$$

Les méthodes d'estimation des paramètres du MPS fondées sur un modèle espace d'états permettent d'estimer les états non observés (« véritable » biomasse exploitable), et d'estimer de façon simultanée les erreurs d'observation des données et les erreurs de processus modélisées. Les erreurs de processus (*στ2*) sont les incertitudes qui se propagent dans les états futurs en raison de la forme récursive de l'équation logistique (c.-à-d. des erreurs dans B_{t+1} qui se propagent dans l'espace d'états de B_t par rapport à B_{t+1}). Les erreurs d'observation (*σε2*) renvoient aux incertitudes associées à la mesure et à l'observation (c.-à-d. les erreurs relatives aux mesures ou aux données des deux variables dans l'espace d'états de B_t par rapport à B_{t+1}). Cette capacité est particulièrement importante, car les estimations et les prévisions des paramètres fondées uniquement sur les erreurs d'observation donnent des limites d'erreur irréalistes et trop optimistes (faibles et constantes). Les estimations et les prévisions des paramètres fondées uniquement sur les erreurs de processus augmentent rapidement dans l'avenir, ce qui produit des limites d'erreur possiblement irréalistes et trop pessimistes (grandes et généralement croissantes) (Choi ***et al.*** 2012). Une loi uniforme a été retenue comme distribution a priori pour l'erreur de processus :

$$\sigma_\tau \sim unif\ (0{,}5)$$

alors que la distribution a priori de l'erreur d'observation reposait sur le coefficient de variation (CV) moyen de l'indice des CPUE. Si l'indice des CPUE est considéré comme suivant une distribution log-normale, la relation entre son CV et la variance de son logarithme peut être utilisée pour estimer directement une erreur d'observation (Hubley ***et al.*** 2014, Johnson and Kotz 1970).

$$\hat{\sigma}_\varepsilon^2 = \log(CV^2 + 1)$$

Cette valeur a été utilisée pour construire une distribution gamma a priori informative pour la précision de l'observation (Hubley ***et al.*** 2014, Smith and Hubley 2014).

$$\frac{1}{\sigma_\varepsilon^2} \sim gamma\ (forme = 3,\ taux = 0{,}4)$$

Les distributions a posteriori des paramètres d'intérêt conditionnelles aux données ont été estimées au moyen d'un algorithme d'échantillonnage de Gibbs (méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov) à l'aide de la plateforme Just Another Gibbs Sampler (JAGS) (Plummer 2003, Plummer 2013). Les données jusqu'à la fin de l'année 2023 ont été incluses. Deux chaînes de Markov ont été utilisées aux fins de vérification de la convergence; les 250 000 premières répétitions ont été rejetées parce qu'elles ont été considérées comme une période de chauffe (en anglais, *burn-in period*), puis une répétition sur vingt parmi les 700 000 répétitions suivantes (Banquereau) et les 950 000 répétitions suivantes (Grand Banc) ont été conservées pour la description des distributions a posteriori des paramètres.

L'ajustement des CPUE prédites par le MPS à l'indice des CPUE, et les intervalles de crédibilité à 50 % et à 95 % pour chacun des bancs, sont présentés aux figures B4 et B5.

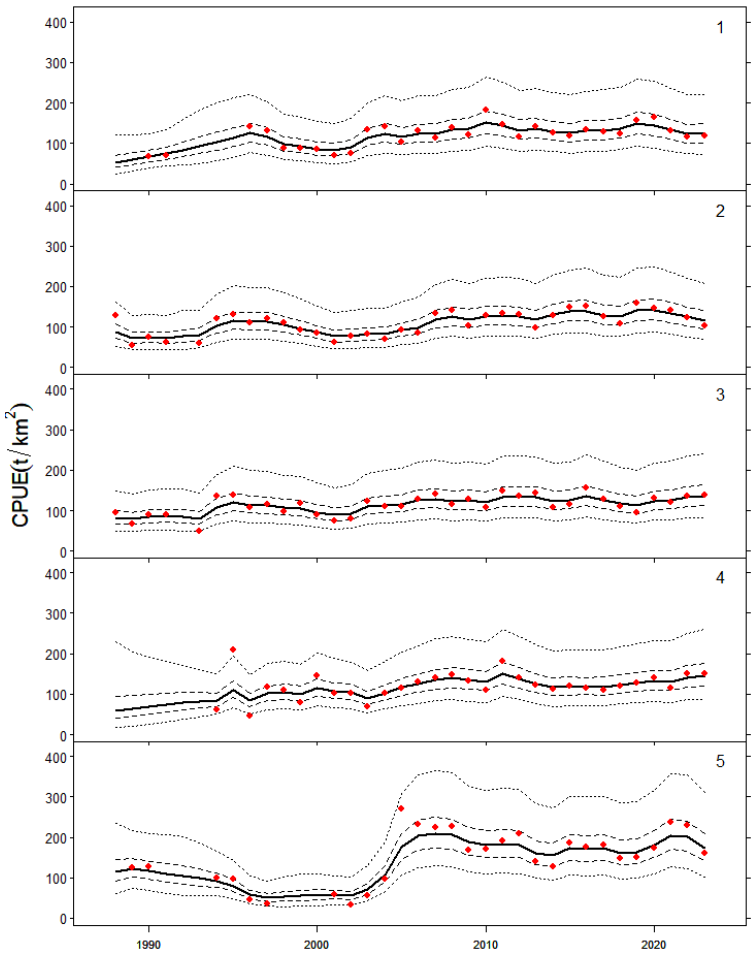


Figure B4. Ajustement du modèle de production spatiale du Banquereau à l'indice des captures par unité d'effort (CPUE; points rouges; t/km^2) annuel pour chaque zone, de 1988 à 2023. La ligne pleine représente la médiane, la ligne tiretée représente l'intervalle de crédibilité à 50 % et la ligne pointillée représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

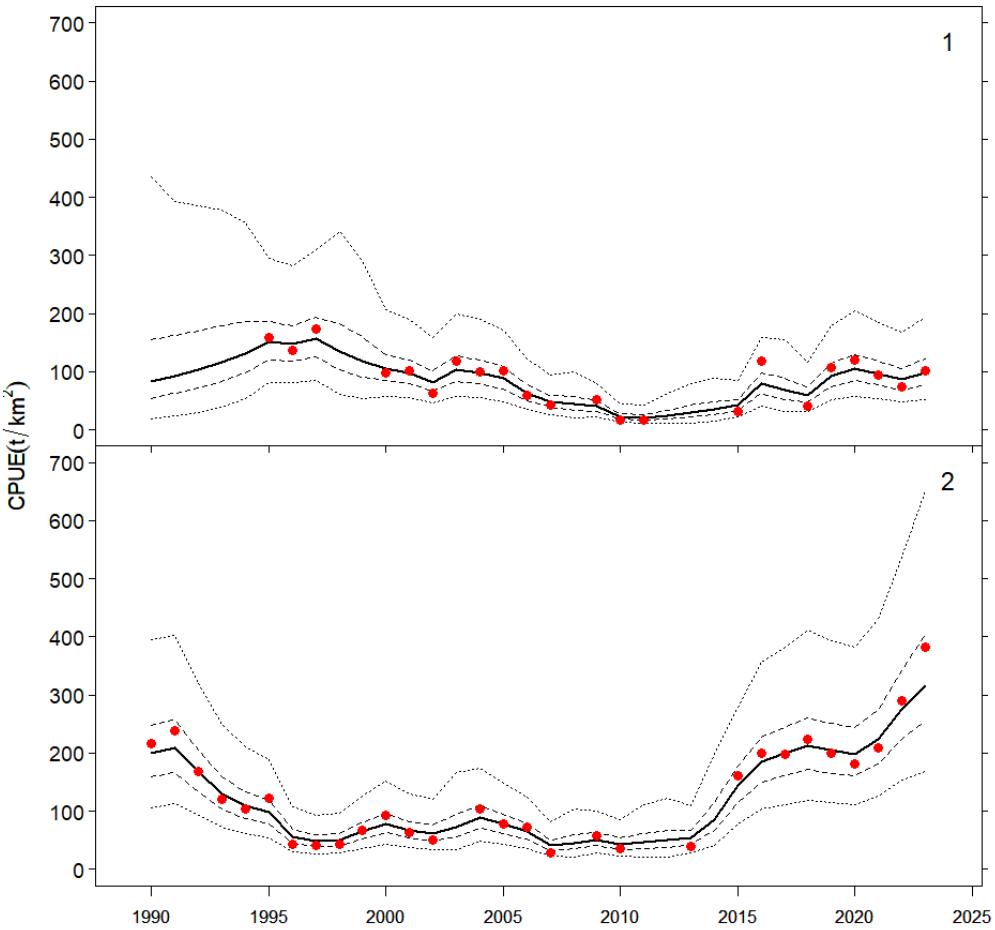


Figure B5. Ajustement du modèle de production spatiale du Grand Banc à l'indice des captures par unité d'effort (CPUE; points rouges; t/km^2) annuel pour chaque zone (1 : nord, 2 : sud), de 1990 à 2023. La ligne pleine représente la médiane, la ligne tiretée représente l'intervalle de crédibilité à 50 % et la ligne pointillée représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

Sur le Banquereau, les distributions de densité a posteriori des paramètres partagés indiquent généralement que l'information contenue dans les données a permis de mettre à jour les estimations des paramètres par rapport aux distributions a priori, à l'exception de l'écart-type de *r* et de *q* (figure B6). La distribution a posteriori de l'écart-type de *r* était associée à un hyper a priori intentionnellement informatif pour que les distributions a priori de *r* dans chaque zone ne deviennent pas trop informatives et pour que *r* puisse varier entre les zones. Les estimations de *r* variaient très peu entre les zones (0,117 à 0,118; figure B7). Les valeurs médianes de *K* variaient davantage entre les zones, car elles sont liées à l'habitat propre à chacune d'elles (71 392 à 174 571; figure B8). L'estimation médiane de l'efficacité de la drague (0,451) est semblable au résultat de l'expérience sur l'efficacité de la drague réalisée dans le cadre du relevé (0,45), qui a servi à établir la distribution a priori. Il s'agit d'un changement par rapport au cadre de Hubley et Heaslip (2018), dans lequel la valeur médiane de *q* était de 0,38.

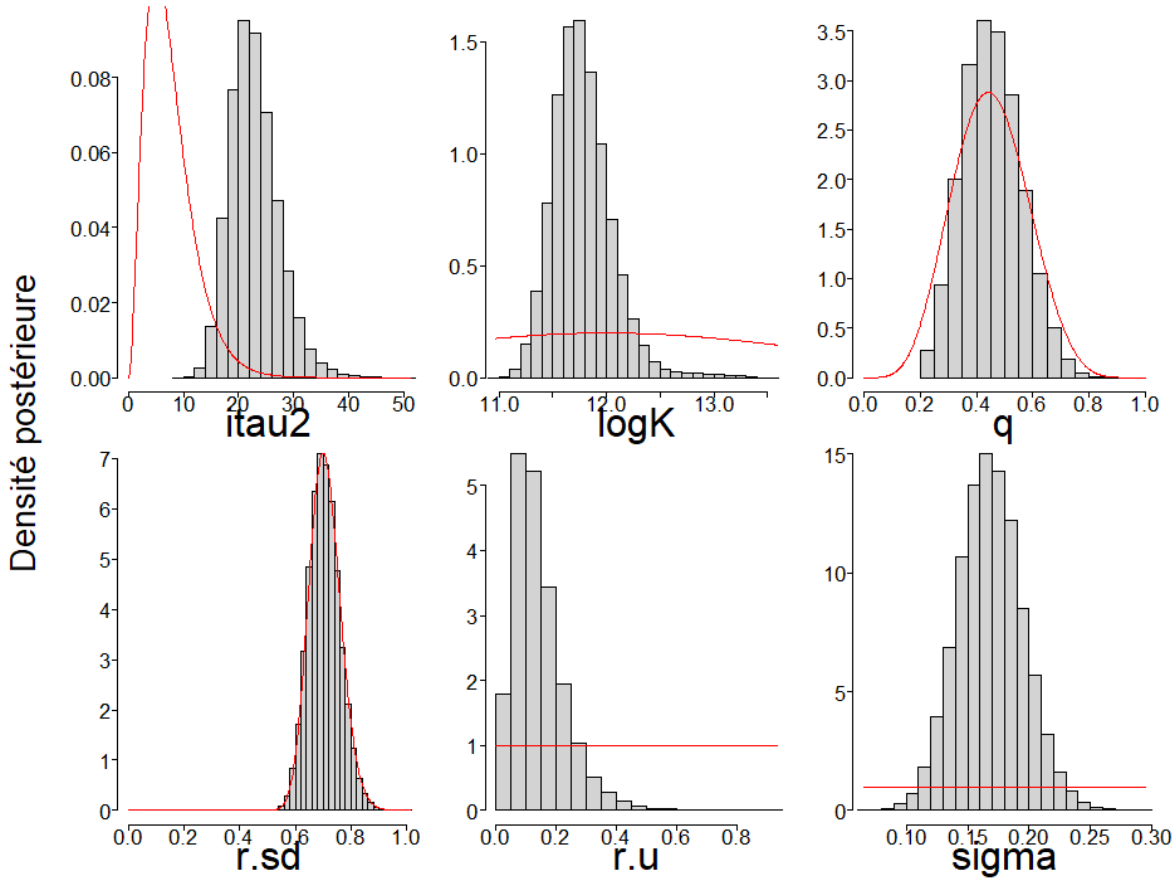


Figure B6. Histogrammes des densités marginales a posteriori des paramètres partagés qui ont été estimés au moyen du modèle de production spatiale pour le Banquereau. En haut, de gauche à droite : précision de l'observation (itau2; cette distribution a priori était fondée sur l'inverse de la variance de la série chronologique des captures par unité d'effort), logarithme de la capacité de charge moyenne (logK) et efficacité de la drague (q). En bas, de gauche à droite : écart-type du taux de croissance de la population (r.et), taux de croissance moyen de la population (r.u) et écart-type de l'erreur de processus (sigma). Les lignes horizontales rouges représentent les distributions de la densité a priori.

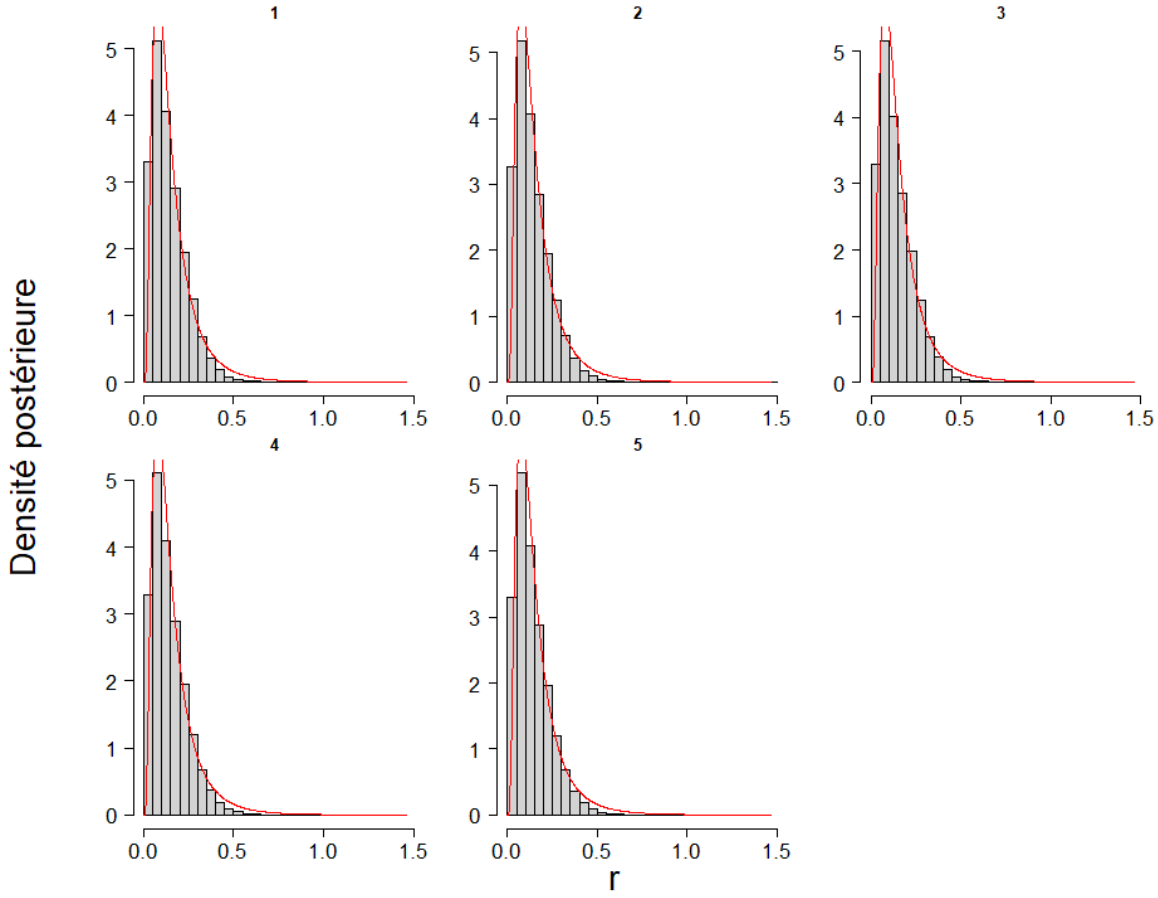


Figure B7. Histogrammes des densités marginales a posteriori liées aux estimations du taux de croissance de la population (r) pour chaque zone dans le modèle de production spatiale du Banquereau. Les lignes rouges représentent les distributions de la densité a priori de ces estimations, définies à partir de la moyenne et de l'écart-type des paramètres présentés à la figure B6.

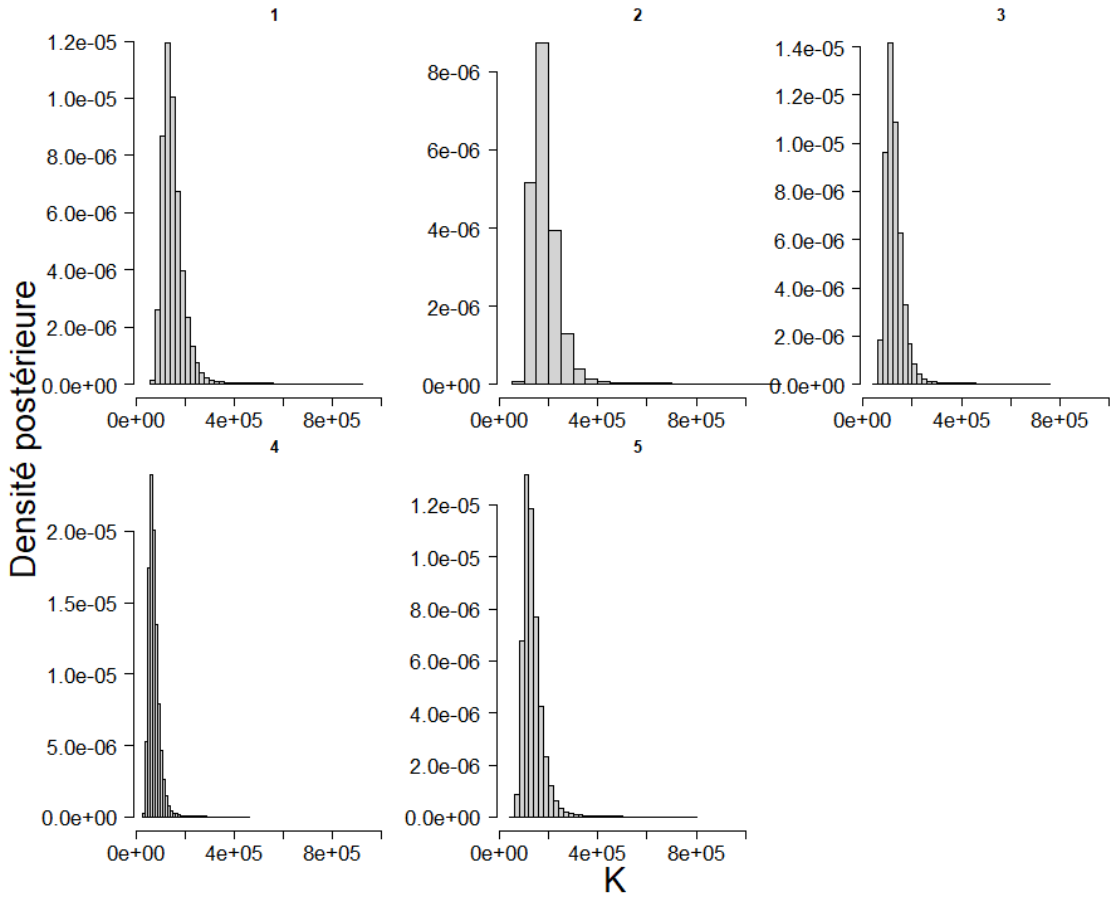


Figure B8. Histogrammes des densités marginales a posteriori liées aux estimations de la capacité de charge (K) pour chacune des zones du modèle de production spatiale du Banquereau.

Pour le modèle du Grand Banc, les distributions de densité a posteriori pour les paramètres partagés indiquent généralement que l'information contenue dans les données a permis de mettre à jour les estimations des paramètres par rapport aux distributions a priori, à l'exception de l'écart-type de *r* (figure B9). La distribution a posteriori de l'écart-type de *r* était associée à un hyper a priori intentionnellement informatif pour que les distributions a priori de *r* dans chaque zone ne deviennent pas trop informatives et pour que *r* puisse varier entre les zones. Les estimations de *r* variaient très peu entre les zones : 0,0799 et 0,0784 (figure B10). Ces estimations sont inférieures à celles observées sur le Banquereau (0,117 à 0,118; figure B7).

Les valeurs médianes de *K* varient davantage entre les zones parce qu'elles sont liées à l'habitat propre à chacune d'elles : 145 198 et 276 782 (figure B11). La superficie de chacune des deux zones d'évaluation du Grand Banc est supérieure à celle de chacune des cinq zones d'évaluation du Banquereau. La superficie totale de l'habitat est semblable pour les deux bancs (2 075 km^2 sur le Banquereau et 2 056 km^2 sur le Grand Banc). La somme des valeurs médianes de *K* sur le Grand Banc est de 421 980, ce qui est inférieur à la somme de 634 639 obtenue pour le Banquereau.

L'estimation médiane de l'efficacité de la drague, *q*, est de 0,54 (figure B9), ce qui est supérieur à la valeur médiane de *q* sur le Banquereau (0,451), ainsi qu'au résultat de l'expérience sur l'efficacité de la drague réalisée dans le cadre du relevé (0,45), qui a servi à établir la distribution a priori.

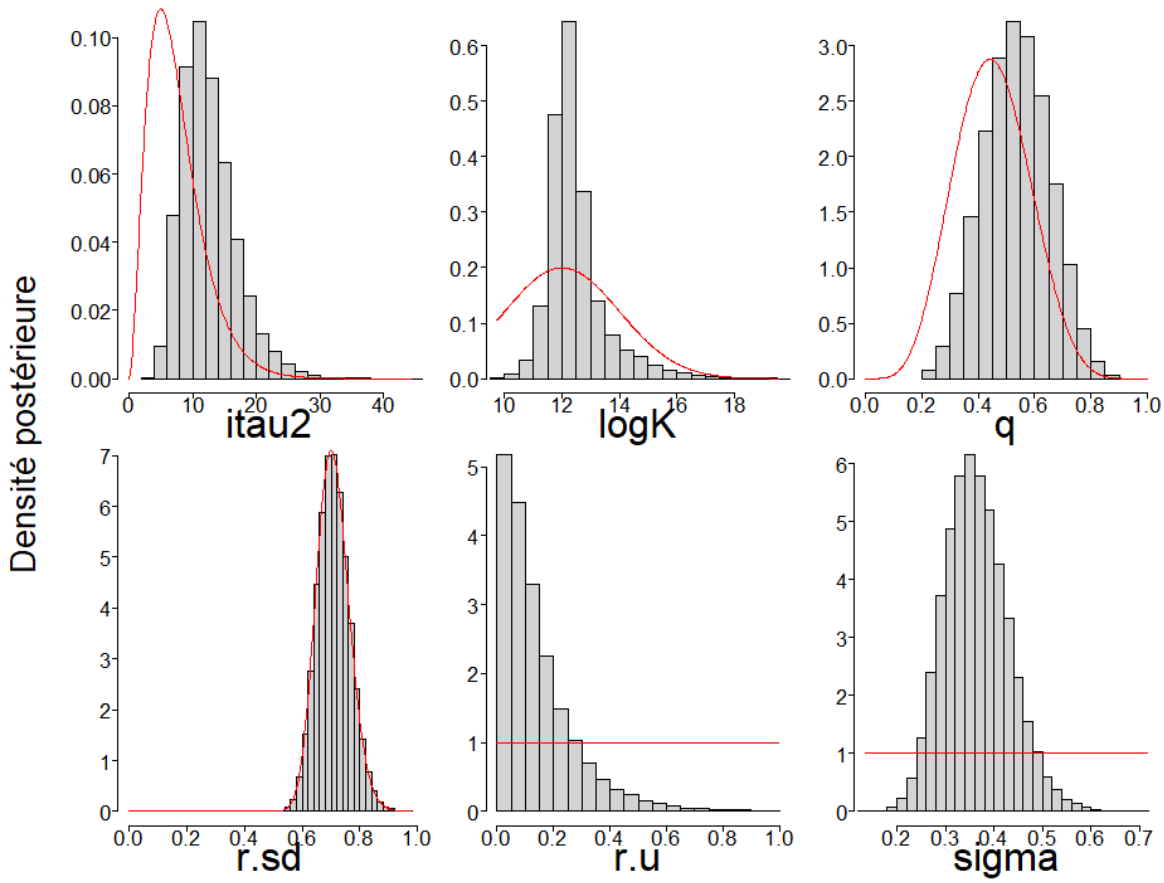


Figure B9. Histogrammes des densités marginales a posteriori des paramètres partagés estimés dans le modèle de production spatiale du Grand Banc. En haut, de gauche à droite : précision de l'observation (itau2; cette distribution a priori était fondée sur l'inverse de la variance de la série chronologique des captures par unité d'effort), logarithme de la capacité de charge moyenne (logK) et efficacité de la drague (q). En bas, de gauche à droite : écart-type du taux de croissance de la population (r.et), taux de croissance moyen de la population (r.u) et écart-type de l'erreur de processus (sigma). Les lignes rouges représentent les distributions a priori.

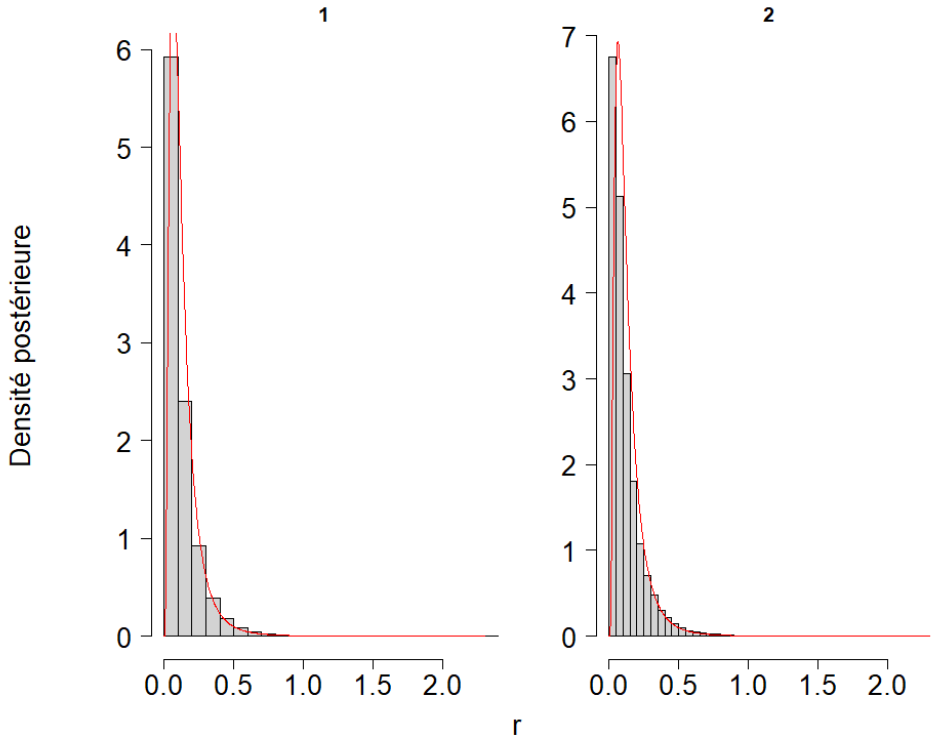


Figure B10. Histogrammes des densités marginales a posteriori liées aux estimations du taux de croissance de la population (r) pour chacune des zones du modèle de production spatiale du Grand Banc (1 : nord; 2 : sud). Les lignes rouges représentent les distributions de la densité a priori de ces estimations, définies à partir de la moyenne et de l'écart-type des paramètres présentés à la figure B9.

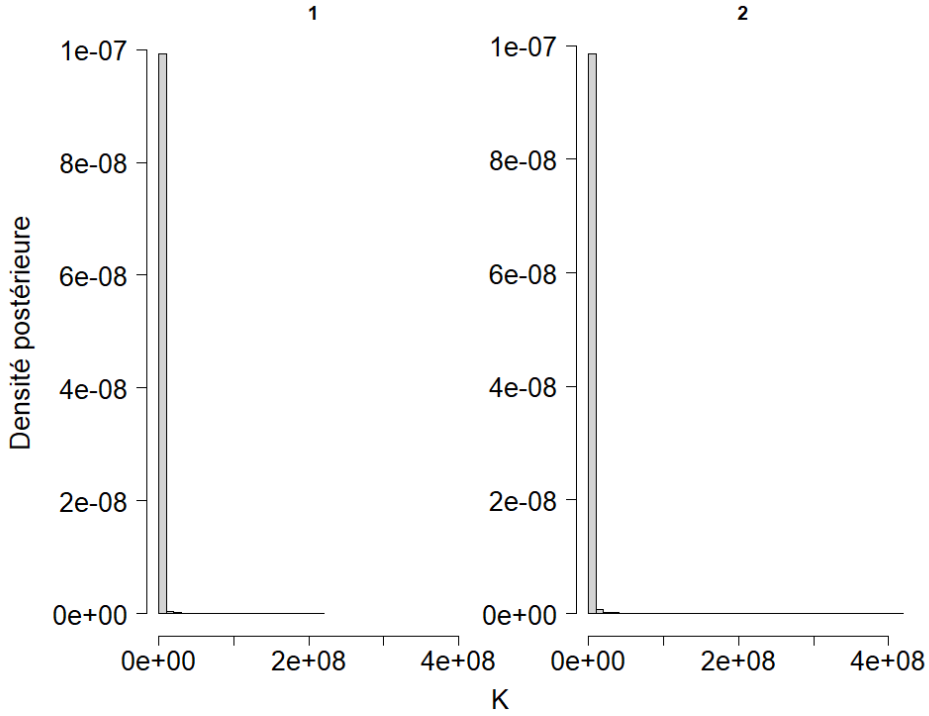


Figure B11. Histogrammes des densités marginales a posteriori liées aux estimations de la capacité de charge (K) pour chacune des zones du modèle de production spatiale du Grand Banc (1 : nord; 2 : sud).

Les estimations médianes de la biomasse à l'échelle de chaque banc sont présentées aux figures B12 et B13. Sur le Banquereau, la biomasse a augmenté de 2018 à 2021, année pendant laquelle le sommet de la série chronologique a été atteint. Depuis 2021, la biomasse a diminué. La diminution observée de 2022 à 2023 était de 5 %. L'estimation de la biomasse à l'échelle du banc pour 2023 était de 621 259 t (IC à 95 % : 373 349 à 1 121 132 t). Sur le Grand Banc, la tendance de la biomasse à l'échelle du banc est largement influencée par la partie sud du banc. La biomasse a augmenté presque chaque année depuis 2010; les augmentations annuelles varient de 3 % à 58 % depuis cette période. L'estimation de la biomasse à l'échelle du banc pour 2023 était de 933 669 t (IC à 95 % : 493 093 à 1 895 215 t).

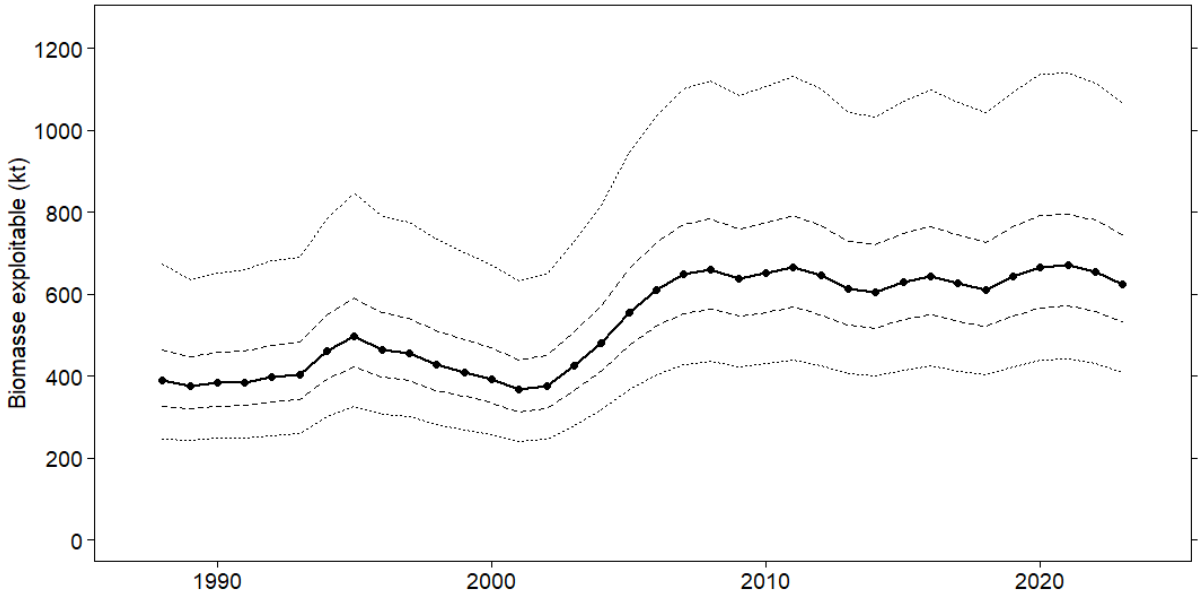


Figure B12. Estimation de la biomasse exploitable (kt) à l'échelle du Banquereau selon le modèle de production spatiale, de 1988 à 2023. La ligne pleine représente la médiane, la ligne tiretée représente un intervalle de crédibilité à 50 %, et la ligne pointillée représente un intervalle de crédibilité à 95 %.

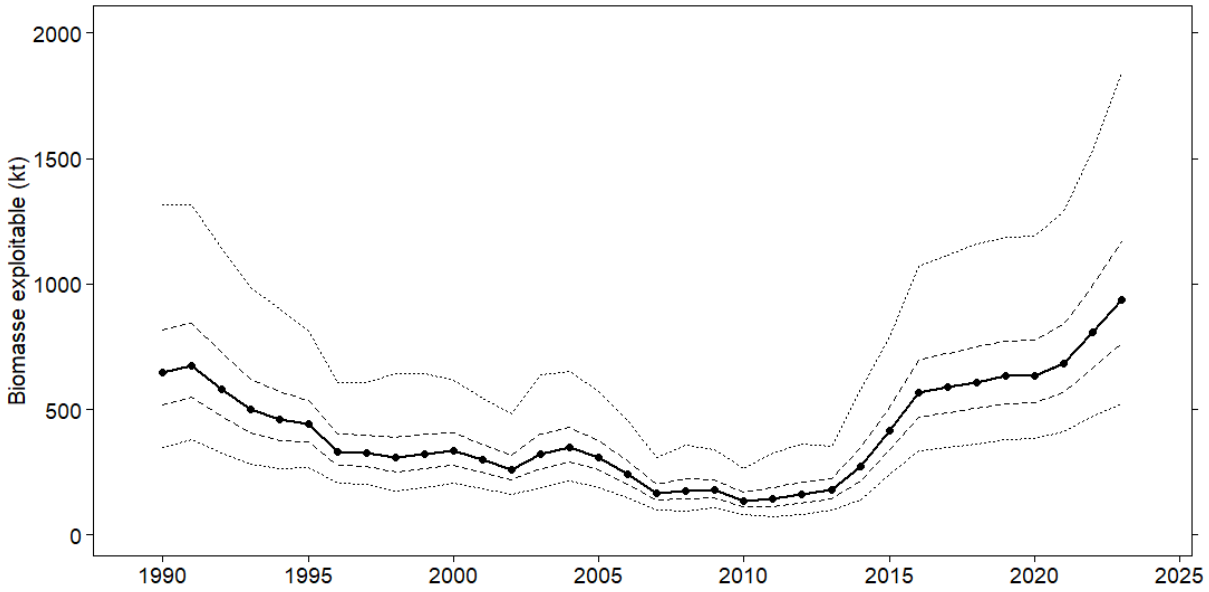


Figure B13. Estimation de la biomasse exploitable (kt) à l'échelle du Grand Banc selon le modèle de production spatiale, de 1989 à 2023. La ligne pleine représente la médiane, la ligne tiretée représente un intervalle de crédibilité à 50 %, et la ligne pointillée représente un intervalle de crédibilité à 95 %.

B.5 POINTS DE RÉFÉRENCE

L'approche du MPS fournit des estimations de paramètres pour l'estimation des points de référence fondés sur le rendement maximal durable (RMD).

$$RMD = 0{,}25rK$$

$$B_{RMD} = 0{,}5K$$

$$F_{RMD} = 0{,}5r$$

Comme l'ont indiqué Hubley *et al.* (2020), la médiane des densités a posteriori a été utilisée comme fondement pour la détermination des points de référence. Les valeurs de F_{RMD} estimées à l'aide de cette approche étaient de 0,06 pour le Banquereau et de 0,04 pour le Grand Banc. Les points de référence fondés sur la B_{RMD} obtenus à l'aide de cette approche sont présentés au tableau B4.

Tableau B4. Point de référence limite (PRL), point de référence supérieur (PRS) et indicateur de capture par unité d'effort (CPUE) pour chacun des bancs ($CPUE_{70}$ sur le Banquereau et $CPUE_{50}$ sur le Grand Banc).

Banc	PRL (t)	PRS (t)	CPUE (t)
Banquereau	125 109	250 217	322 327
Grand Banc	66 562	139 123	191 916

Les paramètres du modèle de production spatiale pour le taux de croissance et la capacité de charge sont partiellement faussés et possiblement biaisés; un taux de croissance (*r*) élevé et une capacité de charge (*K*) faible donnent au modèle une plus grande souplesse pour

l'ajustement aux données. Si l'estimation du taux de croissance est trop élevée et la capacité de charge trop faible, les points de référence risquent d'être trop optimistes. La valeur de F_{RMD} (0,5*r*) sera plus élevée, ce qui augmentera le taux de retrait de référence. La valeur de B_{RMD} (0,5*K*) sera plus faible, ce qui réduira artificiellement les valeurs de $0,4B_{RMD}$ et de $0,8B_{RMD}$ utilisées respectivement pour le PRL et le PRS. Selon les hypothèses, cette situation se produirait pour les points de référence fondés sur le MPS lorsqu'il est appliqué au Banquereau et au Grand Banc.