



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Ecosystems and
Oceans Science

Sciences des écosystèmes
et des océans

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2018/063

Région des Maritimes

Évaluation des stocks de mactres de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) du Banquereau et du Grand Banc

Brad Hubley, Susan G. Heaslip et Ryan R.E. Stanley

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

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

La présente publication doit être citée comme suit :

Hubley, B., Heaslip, S.G., Stanley, R.R.E. 2020. Évaluation des stocks de mactres de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) du Banquereau et du Grand Banc. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/063. iv + 70 p.

Aussi disponible en anglais :

Hubley, B., Heaslip, S.G., and Stanley, R.R.E. 2020. Assessment of the Arctic Surfclam (Mactromeris polynyma) Stocks on Banquereau and Grand Bank. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/063. iv + 65 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	IV
INTRODUCTION	1
HISTORIQUE DE LA PÊCHE À LA MACTRE DE STIMPSON.....	1
RELEVÉS ET HISTORIQUE DE L'ÉVALUATION	2
CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DE LA MACTRE DE STIMPSON	5
Croissance	5
Taille et âge à la maturité sexuelle	6
Mortalité	6
CONSIDÉRATIONS LIÉES À L'ÉCOSYSTÈME ET IMPACTS DU DRAGAGE.....	8
Habitat.....	8
Rejets et prises accessoires.....	10
Climat.....	12
DONNÉES SUR LES PÊCHES.....	13
DONNÉES DÉRIVÉES DES RELEVÉS	14
ANALYSE	16
CARACTÈRE PROPICE DE L'HABITAT.....	16
ZONES D'ÉVALUATION SPATIALE	17
ESTIMATION DE LA BIOMASSE	17
MODÈLE DE PRODUCTION SPATIAL.....	18
INDICATEURS ET POINTS DE RÉFÉRENCE	20
DISCUSSION.....	22
SOURCES D'INCERTITUDE	23
CONCLUSIONS ET AVIS	23
REMERCIEMENTS	24
RÉFÉRENCES CITÉES.....	24
TABLEAUX	29
FIGURES.....	35
ANNEXE	62
ANNEXE 1. PROGRAMME DE SURVEILLANCE SCIENTIFIQUE AU LARGE DE LA MACTRE DE STIMPSON (<i>MACTROMERIS POLYNYMA</i>) : INDICATEURS DE L'ÉTAT DU STOCK COMMERCIAL DE MACTRES DE STIMPSON SUR LE BANQUEREAU ET LE GRAND BANC	62

RÉSUMÉ

La pêche hauturière à la mactre de Stimpson a été gérée par le passé sur la base d'estimations de la biomasse et du total autorisé des captures (TAC) à l'échelle du banc. Ces estimations de la biomasse découlaient de relevés scientifiques, dont les plus récents ont été menés en 2009 (Grand Banc) et en 2010 (Banquereau). Cette démarche à l'échelle du banc ne garantit pas nécessairement la durabilité, car la biomasse est estimée pour des zones où les densités de myes sont trop faibles pour être viables du point de vue commercial. Les estimations de la biomasse pour l'ensemble du banc et les TAC qui en découlent pourraient se traduire par le fait que les zones où l'on enregistre des densités commerciales sont exploitées plus rapidement qu'elles ne peuvent se reconstituer. En outre, les mises à jour des évaluations reposant sur cette démarche exigent que l'on collecte de nouvelles données de relevé, lesquelles ne sont pas disponibles actuellement pour les deux bancs considérés. Dans le présent document, nous appliquons une démarche d'évaluation mise à jour par laquelle nous tentons d'atténuer ces problèmes en produisant des estimations de la biomasse qui sont limitées aux zones où l'on enregistre des densités viables sur le plan commercial selon des données historiques sur les positions du Système de surveillance des navires (SSN) et sur les captures par unité d'effort (CPUE). Cette démarche permet de produire des estimations de la biomasse pour chaque banc en utilisant des modèles bayésiens de production excédentaire permettant d'intégrer et de quantifier les incertitudes entourant l'efficacité des dragues. Étant donné la nature sédentaire des myes et la nature cyclique de l'empreinte spatiale de l'activité de pêche, nous avons ajusté les modèles de production excédentaire aux données spatiales désagrégées. Cinq zones d'évaluation spatiale facilement navigables ont été définies pour le Banquereau. Ces zones englobaient d'importants gisements contigus de myes, présentaient une biomasse totale à peu près égale et comprenaient des secteurs où les densités étaient élevées ou faibles. Le modèle de production a été ajusté à l'indice des CPUE pour chaque zone d'évaluation spatiale en utilisant des paramètres comme l'efficacité des dragues estimée entre les zones. Les résultats du modèle montrent une tendance au déclin des taux de prise pour toutes les zones au cours des cinq dernières années. La biomasse totale pour les zones du Banquereau où est pratiquée la pêche s'établissait à 475 960 t (275 592 – 869 243, intervalle de crédibilité bayésien à 95 %).

Nous avons comparé les estimations produites pour le Banquereau en 2010 aux estimations dérivées des observations durant les relevés. Les estimations de la densité dérivées du relevé de 2010 étaient semblables aux estimations de la densité selon l'indice des CPUE de 2010 pour des emplacements qui se chevauchent, malgré les différences dans les navires et les engins, ainsi que dans la démarche statistique, utilisés. Lorsque ces estimations de la densité étaient étendues à la zone exploitée, telle qu'elle a été définie selon l'empreinte obtenue au moyen du SSN, les estimations de la biomasse qui en découlaient pour 2010 étaient également semblables entre le relevé (211 136 t) et les CPUE (218 262 t). Les estimations de la biomasse tirées de la dernière évaluation ont été corrigées pour tenir compte de l'efficacité des dragues, laquelle a été estimée à 0,45 avec une incertitude considérable (intervalle de confiance à 95 % de 0,21 – 0,86). Un modèle bayésien de production excédentaire a intégré et quantifié les incertitudes liées à l'efficacité des dragues, les estimations de la biomasse qui en découlent, et a fourni des estimations des erreurs de traitement et d'observation.

Des points de référence ont été calculés à partir des estimations de la biomasse dérivées du modèle de production excédentaire, les estimations de F_{RMS} étant près de 0,1. Toutefois, les diagrammes de phase indiquent que les taux de prise déclinent lorsque la valeur de F est supérieure à 0,05. Les avis reposant sur l'extension des zones de pêche à l'ensemble du banc sont plus risqués que lorsqu'on ne considère que les zones exploitées. Les taux d'exploitation qui se situent près des estimations de F_{RMS} sont plus risqués que les niveaux de référence de F qui se situent en dessous de F_{RMS} .

INTRODUCTION

Les dernières évaluations des stocks de mactres de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) du Grand Banc et du Banquereau remontent à 2010 et 2011 (Roddick *et al.* 2011, 2012). Elles ont été effectuées selon un cadre d'évaluation qui a été élaboré pour le Banquereau et le banc de l'île de Sable en 2007 (Roddick *et al.* 2007). Cette démarche reposait sur des interpolations de la densité des mactres à partir des relevés les plus récents menés sur le Grand Banc (2006, 2008 et 2009) et le Banquereau (2010) pour estimer la biomasse totale pour chaque banc. Depuis lors, il est devenu nécessaire de réévaluer la situation de la ressource malgré l'absence de données de relevé indépendantes des pêches à jour. En 2016, une méthode d'évaluation dépendante de la pêche a été mise au point pour le Banquereau à l'aide d'un modèle de production excédentaire désagrégée sur le plan spatial (Hubley et Heaslip 2018). Cette méthodologie a été acceptée en tant que nouvelle démarche d'évaluation au cours de la réunion de 2016 portant sur le cadre d'évaluation (MPO 2016). L'objectif du présent document est de fournir de l'information sur l'état de la ressource de mactres de Stimpson sur le Banquereau et sur le Grand Banc en utilisant cette méthodologie d'évaluation révisée à l'appui de la prise de décisions concernant la pêche en 2018. Dans la mesure où l'activité de pêche pratiquée sur le Grand Banc a été relativement limitée depuis 2010, on ne peut, pour le moment, mener d'analyse complète que pour le Banquereau.

HISTORIQUE DE LA PÊCHE À LA MACTRE DE STIMPSON

En 1980, on a lancé un plan de développement de la pêche visant à établir le potentiel de la ressource de quahogs nordiques (*Arctica islandica*) et d'autres espèces de myes sous-utilisées dans le secteur Scotia-Fundy. On a trouvé des quantités commerciales de mactres de Stimpson sur le Banquereau durant les relevés menés sur le plateau néo-écossais entre 1980 et 1983 (Chaisson et Rowell 1985, Rowell et Chaisson 1983).

En 1986, une pêche d'essai a été pratiquée durant trois mois, avec trois entreprises participantes. Ces entreprises ont affrété des navires des États-Unis, lesquels étaient équipés d'une drague à palourdes hydraulique unique (Amaratunga et Rowell 1986).

En 1987, un programme triennal d'allocation d'entreprise pour la pêche hauturière aux myes a été élaboré avec l'accord de l'industrie. Des totaux autorisés des captures (TAC) et des allocations d'entreprise ont été établis pour chacune des trois années du programme, auquel ont participé les trois entreprises. Les TAC et les allocations d'entreprise reposaient sur des données biologiques dérivées des relevés et de la pêche d'essai, de même que sur une analyse du seuil d'équilibre économique portant sur les ressources requises pour la viabilité de l'exploitation des navires et des usines de transformation. Les TAC ont été établis à 30 000 t pour le Banquereau, et à 15 000 t pour le reste du plateau néo-écossais.

On a signalé la présence de mactres de Stimpson sur les Grands Bancs dès 1885 (Chamberlin et Stearns 1963), et Nesis (1963) a cartographié la répartition de cette espèce sur des parties des Grands Bancs. Après le développement de la pêche à la mactre de Stimpson sur le Banquereau en 1986, des pêches exploratoires pratiquées sur le Grand Banc en 1987 et en 1988 ont mené à l'expansion de la pêche sur le Grand Banc en 1989. Deux permis exploratoires et deux permis exploratoires ont été délivrés pour un an pour les sous-divisions 3LNO de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (les Grands Bancs), avec un TAC « prudent » de 20 000 t (MPO 1999b). Le TAC reposait sur une analyse du point d'équilibre économique, et on disposait de peu d'information sur la biomasse disponible dans le secteur. Comme aucun avis biologique sur la biomasse n'était disponible et

que le TAC n'a jamais été atteint, le TAC pour le Grand Banc a été maintenu au même niveau jusqu'après l'évaluation du Grand Banc de 2010, et a été ajusté à 14 756 t en 2011.

La mactre de Stimpson est officiellement devenue une espèce réglementée en vertu du Règlement de pêche de l'Atlantique en février 1989, avec l'expansion de la pêche sur le Grand Banc. À cette époque, quatre permis donnaient accès à différents secteurs en vertu de différentes allocations d'entreprise. En 1991, un nouveau plan de gestion pluriannuel a été approuvé, et un programme d'allocation d'entreprise pour la pêche hauturière aux myes a été approuvé pour la période s'échelonnant entre 1990 et 1994. Les pêches dans le secteur de Scotia-Fundy et dans la région de Terre-Neuve ont été combinées dans ce plan unique de gestion intégrée des pêches (PGIP). Les TAC pour le Banquereau et le Grand Banc n'ont pas changé en vertu de ce plan, mais les allocations d'entreprises ont été revues de sorte que les quatre permis permanents puissent offrir un accès égal et des allocations pour tous les secteurs. L'industrie s'est consolidée au fil du temps, une entreprise unique contrôlant actuellement les trois permis existants pour quatre navires.

Le plan pluriannuel de pêche hauturière aux myes subséquent (1995-1997) a permis de prolonger le programme des allocations d'entreprise de 1995-1997 et de maintenir les mêmes TAC pour le Banquereau et le Grand Banc, mais a interdit les transferts d'allocations permanents. Des engagements ont été pris par l'industrie et par le MPO pour partager les coûts des études scientifiques menées durant cette période, et l'industrie s'est engagée à financer une étude économique de la pêche et un programme de vérification à quai. Un deuxième plan quinquennal a été approuvé pour la période s'échelonnant entre 1998 et 2002, le plan de gestion intégrée de la pêche hauturière à la mactre. Après l'achèvement d'une recherche menée par le MPO en 1999, le TAC pour le Banquereau a été réduit à 20 000 t en 2000. Le PGIP pour 1998-2002 a été prolongé de deux ans en attendant le parachèvement d'un plan à long terme – le plan de gestion intégrée de la pêche hauturière aux myes de 2005-2009.

Le PGIP actuel est un plan quinquennal continu ou évolutif qui peut faire l'objet de modifications à la discrétion du ministre des Pêches et des Océans du Canada, lesquelles modifications doivent tout de même respecter les lois, politiques et règlements applicables. Le plan de gestion intégrée de la pêche hauturière aux myes demeure en vigueur jusqu'à ce qu'il soit remplacé. À la fin de chaque année, le plan fait l'objet d'un examen et est modifié au besoin. Depuis que le plan de gestion intégrée de la pêche aux myes de 2005-2009 a été approuvé, on a effectué une mise à jour technique d'un TAC révisé pour le Grand Banc en 2011, avec une réduction de 20 000 à 14 756 t. D'autres modifications apportées en 2014 comprenaient l'ajout d'un cadre de l'approche de précaution et de règles de contrôle des prises, lesquels ont été examinés et établis comme étant des composantes officielles du plan de gestion intégrée de la pêche hauturière aux myes (MPO 2012b, 2014).

RELEVÉS ET HISTORIQUE DE L'ÉVALUATION

L'industrie s'est engagée à financer un relevé sur le Grand Banc et le Banquereau entre 1995 et 1997 en vertu d'un accord pluriannuel de projet conjoint. Elle a poursuivi cet engagement en entreprenant une série de relevés sur la ressource visant à évaluer la biomasse de la mactre de Stimpson en vertu d'accords pluriannuels de projet conjoints avec le MPO. L'intention était la suivante, à savoir que les relevés devaient suivre un cycle, étant effectués chaque année sur les bancs de pêche et tous les trois à cinq ans sur des bancs individuels. La série de relevés a débuté par un relevé du quahog sur le banc de l'île de Sable en 2003, suivi par des relevés sur le Banquereau et sur le Grand Banc. Aucun relevé n'a été mené en 2005 et 2007. Le dernier relevé a été effectué sur le Banquereau en 2010 (Roddick *et al.* 2012).

Depuis le début de la pêche, trois relevés ont été menés conjointement par l'industrie et par le MPO sur le Banquereau en 1996-1997, 2004 et 2010. Les résultats d'une évaluation du relevé de 1996-1997 mené sur le Banquereau (MPO 1999a) ont mené à une réduction du TAC pour le Banquereau, celui-ci passant de 30 000 à 24 000 t en 2000.

Deux relevés conjoints de l'industrie et du MPO ont été menés jusqu'à présent sur le Grand Banc. En raison de la taille du banc, ces relevés ont été répartis sur plusieurs années en 1995-1997 et 2006, 2008 et 2009. Les résultats de la partie du Grand Banc du relevé de 1995-1997 n'ont pas été officiellement présentés aux fins d'examen jusqu'en 2010, lorsqu'ils ont été fournis dans le cadre d'une évaluation qui visait à passer en revue les deux relevés (Roddick *et al.* 2011). Cette évaluation a entraîné une réduction du TAC pour le Grand Banc de 20 000 à 14 756 t en 2011.

Les analyses des tendances affichées par les données de relevé pour le Banquereau et pour le Grand Banc sont compliquées en raison de changements de navires et d'engins entre les années, et de la répartition sur plusieurs années du relevé sur le Grand Banc.

Les pêches hauturières aux myes sur le plateau néo-écossais et sur le Grand Banc continuent d'être gérées en vertu d'un plan (MPO 2014), les titulaires de permis ayant un accès égal aux quotas dans les deux secteurs. L'activité de pêche s'est déplacée entre le Banquereau et le Grand Banc au fil du temps, avec une accentuation plus récente (jusqu'en 2016) sur le Banquereau (figure 1). Les débarquements et le TAC pour la pêche sur le Banquereau sont montrés à la figure 2. Les débarquements et le TAC pour la pêche sur le Grand Banc sont montrés à la figure 3. Bien que les débarquements aient généralement augmenté depuis le début de la pêche, ils n'ont jamais atteint ni ne se sont approchés du quota combiné pour les deux bancs avant 2016 (tableau 1 et figure 1). Les débarquements dans le cadre de la pêche sur le Banquereau ont atteint le TAC ou s'en sont approchés durant un certain nombre d'années (c.-à-d. 2009-2012 et 2014-2016; figure 2 et tableau 2).

Depuis 1992, de gros navires-usines congélateurs sont utilisés pour la pêche. Trois navires ont pêché sur le Banquereau et sur le Grand Banc pendant la plupart des années, et la flotte se compose actuellement de trois navires-usines congélateurs. La distribution des données sur les prises et l'effort de pêche par période de quart, la distribution des prises et la distribution de l'effort pour la pêche sur le Banquereau entre 2004 et 2016 sont montrés aux figures 4, 5 et 6, respectivement. La distribution annuelle de l'effort pour des années individuelles (2004-2016) est montrée à la figure 7, et la distribution des captures par unité d'effort (CPUE) pour le Banquereau est montrée à la figure 8. La distribution des prises dans le cadre de la pêche sur le Grand Banc pour la période s'échelonnant entre 2004 et 2016 est montrée à la figure 9. La plus grande partie de l'effort de pêche (95 %) sur le Banquereau a été concentrée sur une zone couvrant environ 20 % du banc (figure 6), tandis que les prises sur le Grand Banc ont été concentrées sur une petite portion de celui-ci jusqu'à présent (figure 9).

Un cadre d'évaluation de la mactre de Stimpson sur le Banquereau et sur les bancs de l'île de Sable a fait l'objet d'un examen en 2007 (Roddick *et al.* 2007). Une évaluation des stocks de mactres de Stimpson sur le Grand Banc revue par des pairs a été menée en 2010 et reposait sur une démarche d'évaluation semblable à celle utilisée pour le Banquereau (Roddick *et al.* 2011). La dernière évaluation du stock de mactres de Stimpson sur le Banquereau remonte à 2011 (Roddick *et al.* 2012). Après la dernière évaluation, on est passé des évaluations prévues dans le temps à un cadre pluriannuel de l'approche de précaution fondé sur des indicateurs, des évaluations officielles des stocks étant prévues environ tous les dix ans. Le cadre de l'approche de précaution comprend des points de référence limites, auxquels sont associées des règles de contrôle des prises. Des points de référence supérieurs (PRS) et limites (PRL) ont été établis d'après un indicateur B_{RMS} de 1 015 059 t pour le Banquereau et de 703 065 t

pour le Grand Banc et ont été calculés en utilisant la biomasse exploitable par recrue et le recrutement annuel moyen estimé. Les valeurs par défaut de 80 et de 40 % de B_{RMS} ont été utilisées pour l'établissement des points de référence pour ce stock :

	Banquereau	Grand Banc
Point de référence supérieur (PRS)	812 047 t	562 452 t
Point de référence limite (PRL)	406 024 t	281 226 t

Le taux d'exploitation supérieur de référence connexe était $F = 0,33M$ (0,0264) et a été appliqué à la biomasse exploitable $> 70 \text{ g/m}^2$ lorsque le stock se situe dans la zone saine. Durant la période qui a séparé les évaluations officielles des stocks, des rapports sur les indicateurs ont été produits chaque année en tant que mises à jour intérimaires annuelles. Des seuils de déclenchement des mesures correctives d'après les indicateurs ont été établis pour que l'on puisse surveiller les changements dans l'état des stocks et en tant que facteur principal des ajustements de la gestion liés à la mortalité par pêche, aux TAC et au calendrier des évaluations pluriannuelles.

	Seuils de déclenchement des mesures correctives d'après les indicateurs	
	Banquereau	Grand Banc
CPUE	70 g/m ²	50 g/m ²
Étendue spatiale	253 km ²	128 km ²
Composition par taille	< 1 % des prises > 120 mm	< 0,5 % des prises > 105 mm

Des examens indépendants de la gestion de la pêche à la mactre de Stimpson ont été menés en 2015 par Hoenig (2015b¹) et Orensanz (2015²). Les recommandations formulées à l'issue de ces examens comprenaient le passage d'un TAC qui représente une fraction de l'estimation de la biomasse la plus récente à l'échelon du banc à un TAC qui représente une fraction de la zone exploitable, avec un temps de rotation qui correspond au temps de rétablissement (Hoenig 2015b). Des zones exploitables présentant de fortes densités de myes ont pu être recensées et cartographiées à l'aide de relevés dont la conception a été adaptée et en tenant compte de la l'hétérogénéité spatiale de la mortalité par pêche, et le temps de rétablissement a pu être exploré en utilisant les données sur les positions du Système de surveillance des navires (SSN), à l'appui de la mise en œuvre de stratégies de récolte explicites sur le plan spatial. Les deux auteurs ont constaté que les estimations de l'efficacité des engins de relevés et le temps de rétablissement dans des parcelles exploitées continuaient d'être une source d'incertitude considérable qui exige davantage d'attention. Au cours de la réunion de 2016 sur

¹ Hoenig, J.M. 2015b. Review of the Scientific Basis for Managing Stocks of Arctic Surfclam on Banquereau and Grand Bank: Data, Analysis, and Overall Inference. Rapport non publié.

² Orensanz, J.M.L. 2015. Review of Arctic Surfclam Fishery Management. Rapport non publié.

le cadre (MPO 2016), on a pris en considération ces recommandations lorsqu'on a élaboré la nouvelle méthodologie qui est détaillée dans la section portant sur l'analyse ci-après.

CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DE LA MACTRE DE STIMPSON

La mactre de Stimpson, aussi connue sous le nom de palourde de Stimpson, est un gros bivalve (jusqu'à 160 mm) affichant une longue durée de vie (elle peut atteindre plus de 60 ans). On la trouve dans les eaux profondes du nord du Pacifique Nord et dans l'Atlantique Nord-Ouest (Chamberlin et Stearns 1963). On trouve des quantités commerciales de mactres de Stimpson dans les zones côtières qui se situent au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, dans le golfe du Saint-Laurent et dans les zones qui se situent au large de l'est du plateau néo-écossais et de l'est des Grands Bancs (MPO 2012a). La mactre de Stimpson est un reproducteur dioïque à la volée qui atteint la maturité sexuelle entre l'âge 5 et à l'âge 8 et qui fraie principalement en été ou à l'automne. Le potentiel élevé de dispersion des larves pélagiques de mactres de Stimpson se traduit vraisemblablement par un flux génétique important dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. Des relevés génétiques menés dans l'Atlantique Nord-Ouest ont révélé peu de structure génétique, ce qui appuie cette prédiction (Cassista et Hart 2007). Le développement et la croissance des larves sont dépendants de la température (Davis et Shumway 1996). Après un stade larvaire planctonique de une à trois semaines, les juvéniles sont recrutés sur les bancs sableux côtiers ou du large, où leur répartition est limitée aux substrats benthiques qui présentent des sédiments à grains moyens à gros et aux eaux dont la température ne dépasse pas 15 °C. Les taux de croissance de la mactre de Stimpson diminuent après que les individus ont atteint une longueur de coquille d'environ 50 mm.

Croissance

Un sous-échantillon aléatoire stratifié selon la longueur de myes faisant l'objet de mesures morphométriques a été prélevé aux fins de la détermination de l'âge durant les relevés menés sur le Banquereau et sur le Grand Banc (Roddick *et al.* 2011, 2012). On observe davantage de variabilité des âges estimés pour les individus de plus grande taille. En conséquence, l'échantillon se composait de 30 mactres par plages de 5 mm de longueur de coquille jusqu'à 80 mm, et de 150 mactres par plages de 5 mm pour les plages de taille après 80 mm. On a estimé l'âge des spécimens en utilisant de minces sections de la charnière de la valve gauche et à l'aide d'un microscope à lumière transmise et à un grossissement de 40 fois pour dénombrer les anneaux (Almeida et Sheehan 1997; voir Roddick *et al.* [2011, 2012] pour davantage de détails sur les sections et la détermination de l'âge). Tout le personnel ayant participé à la détermination de l'âge des myes a reçu une formation à l'aide d'une collection de référence et a participé à des séances de formation en groupe de sorte que les assignations des âges soient cohérentes (Roddick *et al.* 2011, 2012).

Les données sur l'âge qui en ont résulté ont été ajustées à une courbe de croissance de von Bertalanffy,

$$L_t = L_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)})$$

où L_t est la longueur à l'âge t , L est la longueur asymptotique, k est le coefficient de croissance et t_0 est l'âge théorique à la longueur zéro. Les courbes ont été ajustées à la fois aux données brutes collectées dans l'échantillon et aux données sur l'échantillon pondérées par la distribution des fréquences des tailles dérivées du relevé, par plages de 5 mm (figure 10, figure 23 dans Roddick *et al.* 2012).

Taille et âge à la maturité sexuelle

Des échantillons ont été prélevés durant les relevés du Banquereau et du Grand Banc pour que l'on puisse estimer la taille et l'âge à la maturité (Roddick *et al.* 2011, 2012). On a pris des mesures morphométriques de chaque spécimen avant que les spécimens ne soient conservés dans une solution à 10 % de formaline dans de l'eau de mer. Les échantillons conservés ont été transportés à l'Institut océanographique de Bedford (IOB) (Darmouth, N.-É.), où les pieds, qui contiennent le matériel gonadique, ont été coupés à des fins de traitement histologique. La description histologique et la stadification gonadique ont été effectuées par les services de diagnostic aquatique du collège vétérinaire de l'Atlantique de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard (Charlottetown, Î.-P.-É.). Les sections des gonades ont été classées en six stades de maturation (Ropes 1968, Rowell *et al.* 1990) :

1. précoce actif;
2. tardif actif;
3. mûr;
4. frayant;
5. dépassé;
6. immature.

La proportion des individus adultes a été décrite sur une courbe en fonction de la taille. Une courbe de Richard (Millar et Fryer 1999) a été ajustée aux données en utilisant la probabilité maximale. Les coquilles ont été conservées, et leur âge a été déterminé en utilisant les mêmes techniques que pour les échantillons morphométriques, à l'exception des très petites coquilles qui ont d'abord été revêtues d'époxy ou enchâssées dans de l'époxy de sorte qu'elles soient plus solides durant la coupe et le polissage. Une courbe de Richard a été ajustée aux données sur l'âge à la maturité en utilisant la même méthode que celle utilisée pour les données sur la taille à la maturité.

En ce qui concerne le relevé de 2010 sur le Banquereau, un nombre total de 87 mactres de Stimpson dont la taille se situait entre 23 et 99 mm ont fait l'objet d'évaluations de la maturité, de la taille et du sexe, et on a déterminé l'âge de 84 d'entre elles. Les âges déterminés à partir de ces échantillons s'échelonnaient entre 5 et 41 ans (Roddick *et al.* 2012). Les données sur la maturité qui en ont résulté ont été ajustées à une courbe de Richard en utilisant la probabilité maximale. La taille à 50 % de la maturité s'établissait à 45,2 mm de longueur de coquille (figure 10, figure 23 dans Roddick *et al.* 2012), ce qui se situe en dessous de la taille à 50 % de rétention de 62,24 mm calculée pour le relevé de 2010 sur le Banquereau (figure 11 dans Roddick *et al.* 2012), en dessous de l'estimation de 87,4 mm dérivée du relevé à la drague du Banquereau en 2004 (figure 10 dans Roddick *et al.* 2007) et en dessous de l'estimation de 85,6 mm pour une drague commerciale à myes (figure 11 dans Roddick *et al.* 2007). L'âge à 50 % de maturité s'établissait à 8,3 ans (figure 10, figure 23 dans Roddick *et al.* 2012). Ces valeurs sont plus élevées que celles observées dans les échantillons prélevés aux fins de détermination de l'âge et résultant de l'application de méthodes semblables durant le relevé du Grand Banc, lesquelles s'établissaient respectivement à 39,9 mm et à 5,3 ans à 50 % de la maturité (figure 8 dans Roddick *et al.* 2011).

Mortalité

Depuis qu'on pratique la pêche commerciale aux myes sur le Banquereau, on présume que le taux de mortalité naturelle (M) est équivalent au taux de mortalité totale (Z) moins le taux de

mortalité par pêche (F). L'estimation de la mortalité la plus simple examinée reposait sur la méthode utilisée par Amaratunga et Rowell (1986),

$$Z = \frac{3}{T_{MAX}}$$

où T_{MAX} représente la durée de vie de l'organisme. La durée de vie est habituellement décrite comme étant l'âge auquel 5 % de la population demeure en vie. Il s'agit d'une approximation qui n'exige que très peu de données. En prenant la taille estimée à 50 % du recrutement de 62 mm et la courbe de croissance, on obtient un âge au recrutement de 9 pour l'évaluation de 2010 sur le Banquereau (Roddick *et al.* 2012). D'après la distribution des âges estimée (figure 10, figure 23 dans Roddick *et al.* 2012), le seuil des 5 % supérieurs est de 50 ans, ce qui produit une estimation de la mortalité de $Z = 0,06$, soit une valeur inférieure à l'estimation initiale fournie par Amaratunga et Rowell (1986) de $Z = 0,075$. Dans ce cas, Z a été considéré comme étant égal au taux de mortalité naturelle (M), car aucune pêche n'était pratiquée à ce moment-là. Sur le Banquereau, la pêche commerciale est pratiquée depuis 1986, ce qui correspond à environ la moitié de la durée de vie de la mactre de Stimpson, de sorte que M devrait être inférieur à cette estimation de Z .

La méthode utilisée par Beverton et Holt (1956) considère le déclin du côté droit de la courbe de distribution de la fréquence des longueurs et utilise les paramètres de croissance de von Bertalanffy pour estimer le temps que prennent les animaux pour croître au travers de toute la fourchette des tailles. La mortalité est estimée par la formule suivante :

$$Z = \frac{(K(L_{\infty} - L_m))}{(L_m - L')}$$

où L' est la longueur la plus petite pleinement représentée dans les données sur la fréquence des longueurs, L_m est la longueur moyenne de toutes les mactres qui est supérieure ou égale à L' , et K et L_{∞} sont les paramètres de la courbe de croissance de von Bertalanffy. Cette méthode nécessite que l'on dispose de données sur la fréquence des longueurs et d'une courbe de croissance, mais n'exige pas un grand échantillon pour les fins de la détermination de l'âge. La taille avec une sélectivité de 95 % pour le relevé du Banquereau de 2010 était de 84 mm, produisant une estimation de la mortalité $Z = 0,081912$ en utilisant la méthode de Beverton et Holt (1956).

La troisième méthode que nous avons utilisée est la méthode de la courbe des prises (Chapman et Robson 1960, Ricker 1975), qui demande un grand échantillon dont les âges des spécimens ont été déterminés et qui modélise le déclin des effectifs selon l'âge.

$$N_t = N_0 * e^{-Zt}$$

N_0 est le nombre initial d'individus, t est la période (en années) et N_t est le nombre d'individus vivant au moment t . Z est estimée en effectuant une régression linéaire des nombres auxquels est appliquée une transformation logarithmique selon l'âge et a été estimée à 0,07905 pour le relevé du Banquereau de 2010.

La quatrième méthode que nous avons utilisée est l'estimation de Z de Chapman Robson (C-R) (Chapman et Robson 1960). Cette méthode utilise l'âge moyen des animaux au-dessus de l'âge au recrutement pour estimer la mortalité : où \bar{a} est l'âge moyen au-dessus de l'âge au recrutement pour les individus qui ont dépassé l'âge au recrutement (a_i ; c.-à-d. moyenne de $[a - a_i]$ pour les individus $> a_i$), et n est la taille de l'échantillon. En utilisant un âge au recrutement de 25, le même que celui utilisé pour le relevé du Grand Banc de 2009, l'estimation de la mortalité selon la méthode de C-R pour le relevé du Banquereau de 2010 est $Z = 0,075501$.

Les trois dernières méthodes exigent que l'on prenne une décision concernant quelles tailles et quels âges inclure, car l'analyse doit reposer sur des individus qui sont sélectionnés par l'engin d'échantillonnage, et donc sur la partie droite descendante de la courbe des fréquences des longueurs. Pour prendre cette décision, on s'est servi de la courbe de sélectivité dérivée du relevé.

En ce qui concerne les méthodes qui exigent des données sur les fréquences des âges (courbe des prises et méthode de C-R), la fréquence des âges au moment du relevé sur le Banquereau a été estimée à partir des données sur la fréquence des longueurs, en utilisant une clé âge-longueur construite grâce à l'échantillon des mactres dont l'âge a été déterminé (environ 150 mactres de Stimpson pour chacune des plages de 5 mm). Il s'agissait de s'assurer que la clé âge-longueur couvrait l'ensemble de la fourchette des tailles. On a utilisé la clé âge-longueur pour convertir les données dérivées du relevé sur les fréquences des longueurs en données sur les fréquences des âges. La fréquence des âges qui en a résulté pour la population a été utilisée pour estimer la mortalité totale (Z) d'après la courbe des prises. L'estimation de la biomasse et les débarquements nous donnent une estimation de F , et la valeur de M qui en résulte a été comparée à celle utilisée durant l'évaluation du stock de mactres de Stimpson du Banquereau de 2004 ($M = 0,08$, Roddick *et al.* 2007).

D'après l'évaluation menée en 2010 sur le Banquereau (Roddick *et al.* 2012), les estimations de la mortalité se situent dans la fourchette allant de 0,06 à 0,082, Z incluant à la fois la mortalité naturelle (M) et la mortalité par pêche (F). En ce qui concerne l'évaluation menée sur le Grand Banc (Roddick *et al.* 2011), les estimations de la mortalité se situaient dans une fourchette allant de 0,06 à 0,10 (Roddick *et al.* 2011).

CONSIDÉRATIONS LIÉES À L'ÉCOSYSTÈME ET IMPACTS DU DRAGAGE

Pêches et Océans Canada (MPO) s'est engagé à adopter une démarche écosystémique de la gestion des pêches. Le Ministère assume également des responsabilités et des mandats qui touchent l'habitat du poisson, les espèces en péril, la conservation de la biodiversité et la planification et la gestion des océans.

Habitat

Les dragues à myes utilisées pour la pêche hauturière ont des répercussions immédiates sur le substrat et les organismes benthiques, parce qu'elles liquéfient les sédiments jusqu'à une profondeur d'au moins 20 cm, retirent plusieurs macroorganismes benthiques, provoquent la sédimentation et déplacent les organismes adjacents aux sillons. Sur le Banquereau, les impacts à long terme de la drague hydraulique des myes sur l'habitat et la communauté benthique ont été étudiés sur un site d'une profondeur de 65 à 70 m et ont fait l'objet d'un suivi sur une période de dix ans (Gilkinson *et al.* 2015, Gilkinson *et al.* 2003, Gilkinson *et al.* 2005). L'impact sur l'espèce le plus important à avoir été quantifié est l'enlèvement des myes et d'autres espèces de bivalves non ciblées de la zone, tant par la récolte qu'en raison de la mortalité accidentelle. Il n'est pas rare qu'on observe des efficacités de la récolte supérieures à 90 %, et plus des deux tiers des myes qui sont non pêchées peuvent être endommagées (Lambert et Goudreau 1996). Compte tenu de la nature sédentaire des myes et de leur faible taux de croissance, il s'agit d'un impact à long terme. L'expérience a mis en évidence des impacts immédiats sur les habitats et sur des organismes non ciblés. Au cours des deux premières années suivant le dragage, on a observé une augmentation de l'abondance d'espèces benthiques non ciblées comme les échinodermes, avec un changement de l'abondance relative des espèces présentes. Des méthodes visuelles comme les photos et les enregistrements vidéos ne permettaient pas de discerner les sillons après un an. Toutefois, les sillons étaient visibles au moyen de l'imagerie du sonar à balayage latéral. La composition des

espèces aux sites où le dragage a eu lieu semblait être dominée par des espèces colonisatrices trois ans après le dragage. Il a été difficile de tirer des conclusions définitives en raison de changements semblables dans les sites de référence, qui donnent à penser que les effets du dragage pourraient s'étendre au-delà de la zone perturbée, que la variation de la composition des communautés observée dans la zone draguée n'était pas liée au dragage lui-même, ou que ces deux éléments sont combinés (Gilkinson *et al.* 2005).

Les résultats obtenus grâce à l'imagerie par sonar à balayage latéral donnent à penser que des changements dans la structure des sédiments causés par le dragage pourraient persister pendant dix ans ou plus. Un piètre recrutement des grandes espèces de mollusques bivalves a été observé au site de l'étude expérimentale plus de dix ans après le dragage, et le sonar à balayage latéral a permis de détecter certains des sillons dix ans après le dragage. Durant le relevé du banc de l'île de Sable de 2003, sur les 26 sites d'échantillonnage qui ont fait l'objet du relevé au moyen du sonar à balayage latéral une année plus tard, seuls six sites profonds présentaient encore des sillons de drague visibles. Quatre espèces commerciales de mollusques bivalves (mactre de Stimpson, pitot [*Cyrtodaria siliquæ*], quahog nordique [*Arctica islandica*] et coque du Groenland [*Serripes groenlandicus*]) ont affiché un piètre recrutement au site expérimental pendant la période de dix ans suivant le dragage. Toutefois, une tendance semblable affichée par le recrutement a aussi été observée dans des zones non draguées, ce qui donne à penser qu'il est peu probable que le piètre recrutement soit attribuable au dragage. La persistance des sillons de drague en eau profonde donne à penser que ceux-ci y sont probablement préservés plus longtemps, puisque les sédiments dans les zones moins profondes sont plus agités par les vagues et les courants. Les pêches aux myes pratiquées au moyen de dragues hydrauliques ont lieu sur des substrats de sable assez mobiles et bien stratifiés, ce qui contribue à atténuer l'impact général de ces dragues sur certains éléments de la communauté benthique (NREFHSC 2002). Des incertitudes subsistent toutefois quant aux répercussions à long terme du dragage sur la productivité benthique dans son ensemble.

Bien que les dragues à myes aient un impact immédiat important sur le fond, l'impact de la pêche est habituellement considéré comme étant moins important qu'avec d'autres engins de pêche au contact du fond, en grande partie en raison de son empreinte relativement restreinte. On peut estimer l'empreinte de la pêche à partir des données des journaux de bord en utilisant la « superficie balayée » (en km²) par an. Cette estimation est un maximum, car il n'y a pas de correction pour les traits qui se chevauchent. Comme seuls trois navires sont actuellement exploités pour la pêche hauturière aux myes, la superficie balayée est relativement petite par rapport à la répartition de l'espèce ciblée et à l'empreinte d'autres pêches pratiquées avec engins mobiles. Depuis 1986, environ 3 898 km² ont été balayés sur le Banquereau, les superficies annuelles les plus élevées ayant été balayées entre 1998 et 2000 et entre 2014 et 2016. Depuis que la pêche à la mactre de Stimpson sur le Grand Banc a commencé en 1989, environ 1 280 km² ont été balayés, l'activité la plus importante ayant été enregistrée en 1995 et entre 2001 et 2003, et on a observé une augmentation de l'activité en 2016 par rapport aux années précédentes durant lesquelles peu ou pas de pêches ont été pratiquées sur le Grand Banc (depuis 2006).

Des variations spatiales et temporelles considérables ont été observées dans les zones balayées depuis les débuts de la pêche. Les zones présentant une biomasse élevée de mactres ont fait l'objet de pêches plus fréquentes et plus intensives que d'autres zones et, pendant certaines périodes, les pêches étaient concentrées sur le Banquereau plutôt que sur le Grand Banc. En moyenne, la superficie annuellement balayée au cours des 13 dernières années de la pêche (2004-2016) sur le Banquereau est environ de 160 km² et, sur le Grand Banc, elle est environ de 26 km². L'empreinte de la pêche au cours des 13 dernières années est montrée à la figure 5 pour le Banquereau et à la figure 9 pour le Grand Banc.

Comme l'espèce ciblée est l'une de celles dont l'espérance de vie est la plus élevée dans le benthos, elle sera l'une des dernières à se rétablir de la pêche. Si une zone de pêche ne retrouve pas sa condition initiale avant le rétablissement de la mactre de Stimpson, cela devrait permettre aux espèces à durée de vie plus courte et à croissance plus rapide de se rétablir avant que le secteur ne soit de nouveau exploité.

Rejets et prises accessoires

Les données sur les rejets et les prises accessoires sont disponibles grâce aux moyens suivants :

1. les relevés menés sur le Banquereau et sur le Grand Banc (Roddick *et al.* 2011, 2012, 2007);
2. le programme d'échantillonnage à bord de l'industrie de 1999 à 2012;
3. les programmes des observateurs en mer de la région de Terre-Neuve et de la région des Maritimes du MPO (programme international des observateurs, région de Terre-Neuve : 1995, 2007 et 2009-2015 pour le Banquereau; 1995-1997, 2007 et 2016 pour le Grand Banc; région des Maritimes : 1988-1991, 1994, 1996, 1998-1999 et 2008 pour le Banquereau; 1989-1992 et 1995-1996 pour le Grand Banc.

Prises accessoires durant les relevés

Les dernières évaluations réalisées pour le Banquereau (Roddick *et al.* 2012) et pour le Grand Banc (Roddick *et al.* 2011) comprenaient des données sur les prises accessoires enregistrées durant les relevés scientifiques. Les données sur les prises accessoires durant les relevés sont enregistrées de façon plus détaillée lorsque les tailles d'échantillon sont plus importantes, plutôt qu'en vertu du programme international des observateurs ou des programmes exécutés à bord. Les prises accessoires durant les traits des relevés affichant des prises supérieures à 100 g/m² ont été comparées aux données dérivées de programmes d'échantillonnage exécutés à bord de navires commerciaux, ce qui permettait de représenter les zones susceptibles d'être exploitées à des fins commerciales. La composition des espèces dérivée des relevés est plus étendue qu'avec l'exécution d'autres programmes d'échantillonnage en raison de l'échantillonnage plus détaillé et de la taille plus importante des échantillons.

Pour le relevé du Banquereau en 2010, les cinq sous-échantillons de boisseaux utilisés pour évaluer la composition des prises se chiffraient à 38 t de prises (Roddick *et al.* 2012). En ce qui concerne les traits de relevés qui affichent des prises supérieures à 100 g/m² et qui ne contiennent que du matériel vivant, huit espèces représentaient plus de un pour cent des prises. L'oursin plat, la souris de mer et l'holothurie étaient les seules espèces n'appartenant pas au groupe des bivalves, l'oursin plat représentant 36 % des prises (tableau 9 dans Roddick *et al.* 2012). Au cours des trois années du dernier relevé du Grand Banc (2006, 2008 et 2009), on a évalué la composition des espèces sur un volume total de 56,9 t de prises (Roddick *et al.* 2011). Pour les traits de relevé qui affichaient des prises supérieures à 100 g/m² et qui ne contenaient que du matériel vivant, cinq espèces représentaient plus de un pour cent des prises (tableau 4 dans Roddick *et al.* 2011). L'oursin plat et l'holothurie étaient les seules espèces n'appartenant pas au groupe des bivalves, l'oursin plat représentant 26 % des prises (tableau 4 dans Roddick *et al.* 2011). La composition des espèces dérivée des relevés est plus étendue qu'avec l'exécution d'autres programmes d'échantillonnage en raison de l'échantillonnage plus détaillé et de la taille plus importante des échantillons. Pour les deux relevés, la proportion d'oursins plats est plus élevée qu'avec l'exécution des programmes d'échantillonnage à bord des navires commerciaux et pourrait être une fonction de la répartition spatiale ou de l'engin.

Programme d'échantillonnage à bord

L'échantillonnage à bord de navires utilise des échantillons d'un boisseau de prises non triées. Les échantillonneurs ont reçu des documents de référence, mais avaient peu d'expérience en matière d'identification des espèces. La plupart des composantes se situent au niveau du genre ou à un niveau taxinomique plus élevé, ce qui fait que la liste est plus brève que celle dérivée des relevés, où les échantillons peuvent être congelés pour une identification ultérieure. L'analyse la plus récente des prises enregistrées durant l'échantillonnage à bord est présentée au tableau 8 de Roddick et ses collaborateurs (2012) pour le Banquereau et au tableau 6 de Roddick et ses collaborateurs (2011) pour le Grand Banc. Les mactres de Stimpson représentaient 60 % du matériel vivant pour le Banquereau (1999-2009) et 29 % du matériel vivant pour le Grand Banc (2002-2009). Même lorsque la mactre de Stimpson et la coque du Groenland étaient combinées, l'échantillonnage à bord de navires ne permettait de recenser que 54 % de mactres de Stimpson, ce qui est semblable au pourcentage de 48 % des prises lors des relevés dans les zones potentiellement commerciales, mais inférieur au pourcentage des prises enregistrées grâce à l'échantillonnage en vertu du programme international des observateurs. L'oursin plat était la seule composante n'appartenant pas au groupe des bivalves qui représentait plus de un pour cent des prises, tant pour le Banquereau que pour le Grand Banc.

Prises accessoires dans le cadre de la pêche commerciale

Les rapports sur les données collectées grâce au programme international des observateurs pour la région de Terre-Neuve indiquent que, depuis les dernières évaluations (Roddick *et al.* 2011, 2012), des observateurs étaient à bord pour des voyages en mer sur le Banquereau entre 2012 et 2015 et pour un voyage en mer sur le Grand Banc en 2016. Pour ces voyages, le poids total des prises enregistrées sur le Banquereau se chiffrait à 10 326 715 kg, et le poids total des prises enregistrées sur le Grand Banc se chiffrait à 1 287 381 kg (tableau 3). On demande aux observateurs d'obtenir les meilleures estimations possibles, mais la méthode utilisée – le sous-échantillonnage ou l'observation visuelle – n'est pas précisée ou documentée (Joe Firth, MPO, région de Terre-Neuve, comm. pers.).

Pour le Banquereau, les mactres de Stimpson représentaient 60,98 % des prises totales observées, de pair avec 10,90 % de pitot, 2,16 % de coques du Groenland et 0,08 % de quahogs nordiques (tableau 3). L'espèce n'appartenant pas au groupe des bivalves la plus abondante observée sur le Banquereau et représentant plus de un pour cent des prises était l'oursin plat (9,42 %) (tableau 3). La proportion relative des espèces de bivalves était comparable à celle indiquée dans la dernière évaluation de la mactre de Stimpson sur le Banquereau (tableau 7 dans Roddick *et al.* 2012). En ce qui concerne les espèces n'appartenant pas au groupe des bivalves, on enregistrait relativement plus d'oursins plats durant la période allant de 2012 à 2015, par comparaison avec la valeur consignée dans la dernière évaluation pour 1995 et 2009-2011 (9,42 % vs 3,76 %).

Pour ce qui est du Grand Banc, la mactre de Stimpson représentait 94,75 % des prises totales observées, de pair avec 3,70 % de coques du Groenland, 0,13 % de quahogs nordiques et 0,08 % de pitots (tableau 3). L'espèce n'appartenant pas au groupe des bivalves la plus abondante représentant plus de un pour cent des prises sur le Grand Banc était l'holothurie (1,25 %). Par comparaison avec les valeurs consignées pour 2007 durant la dernière évaluation de la mactre de Stimpson sur le Grand Banc (tableau 7 dans Roddick *et al.* 2011), les prises de mactres étaient plus élevées en 2016 que lors du voyage de pêche de 2007 (94,75 % vs 20 %) qui ciblait la coque du Groenland (76,28 % des prises en 2007). En ce qui concerne les espèces n'appartenant pas au groupe des bivalves, l'oursin plat était présent en 2007 (3,57 %) et absent en 2016, le buccin était absent en 2007 et présent en 2016, et un certain nombre

d'espèces de crabes et de poissons étaient enregistrées en 2007, tandis qu'aucune de ces espèces n'était présente en 2016.

Comme signalé durant les dernières évaluations (Roddick *et al.* 2011, 2012), on a observé un pourcentage plus élevé de mactres de Stimpson d'après les données du programme international des observateurs par comparaison avec les données dérivées des relevés, ce qui pourrait indiquer que la pêche ciblait des zones comportant des prises de mactres de Stimpson plus élevées que les 100 g/m² utilisés pour délimiter les zones commerciales dans le cadre des relevés, que les dragues commerciales entraînent moins de prises accessoires que les dragues utilisées pour les relevés ou qu'il y a eu un biais dans l'échantillonnage. La liste des espèces observées dans les données du programme international des observateurs était bien plus courte que la liste dérivée des relevés, et contenait plus de grands organismes plus faciles à repérer. La différence dans le nombre d'espèces enregistrées reflétait probablement à la fois une taille d'échantillon plus réduite et un biais en faveur d'espèces de plus grande taille, tandis que la proportion plus élevée de myes était probablement fonction des zones ciblées et des engins utilisés.

Il existe un certain nombre de groupes non précisés dont l'utilisation varie d'une année à l'autre, comme les raies (NP), les lançons (NP) et les pétoncles (NP). Aucune catégorie concernant les coquilles, les pierres et le sable n'a été indiquée pour le Banquereau avant 2010, et aucune n'a été indiquée jusqu'à présent pour le Grand Banc.

Sur le Banquereau, le groupe non précisé des raies (raies [NP], famille des Rajidés) représentait la catégorie de raies la plus abondante, et la raie épineuse (2012-2015, *Amblyraja radiata*) et la raie à queue de velours (2014-2015, *Malacoraja senta*) étaient les première et deuxième espèces de raies les plus communes identifiées. Ces deux espèces ont été désignées comme étant préoccupantes par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en 2012 (COSEPAC 2012). Durant l'évaluation précédente (tableau 7 dans Roddick *et al.* 2012), les catégories de prises des raies (NP) et de la raie épineuse ont été déclarées pour 1995 et 2009-2011, tandis que la raie à queue de velours a été déjà signalée une fois en 1995. La raie tachetée a été observée en 2015 sur le Banquereau, et a aussi été déjà signalée une fois en 1995. En mai 2015, le COSEPAC a désigné la population de raies tachetées de l'est du plateau néo-écossais – de Terre-Neuve comme étant en voie de disparition. Aucune raie n'a été observée sur le Grand Banc en 2016. Pour les années visées par la dernière évaluation (1995-1997 et 2007, Roddick *et al.* 2011), des raies (NP) ont été signalées en 1995 et en 1997, étaient absentes en 1996, et des raies épineuses ont été signalées en 2007 (tableau 5, Roddick *et al.* 2011). Durant les années précédentes, la proportion relative des prises de raies sur le Grand Banc était faible et comparable à celle enregistrée sur le Banquereau ($\leq 0,04$ %). Les prises accessoires de raies sont peu nombreuses sur le Banquereau et sur le Grand Banc, mais pourraient devenir un problème.

Climat

La vulnérabilité de la mactre de Stimpson face au réchauffement et à l'acidification de l'océan n'a pas été spécifiquement étudiée jusqu'à présent. Cependant, des invertébrés benthiques comme le quahog nordique (*Arctica islandica*), la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*) et la mactre de l'Atlantique (*Spisula solidissima*) présenteraient un degré de vulnérabilité au climat allant d'élevé à très élevé d'après un examen plus approfondi de la vulnérabilité relative d'espèces de poissons et d'invertébrés du plateau du nord-est des États-Unis (Hare 2016). Avec le réchauffement des températures, nous nous attendons à un changement bathymétrique de la répartition de la mactre de Stimpson, lequel serait semblable au déplacement vers des eaux plus profondes au large de la côte mi-atlantique des États-Unis de la mactre de l'Atlantique côtière durant une période où la température de l'eau était anormalement chaude

(Weinberg 2005). Un changement latitudinal est également fort probable, selon lequel la profondeur (p. ex., chenal Laurentien) et le substrat (p. ex., Grand Banc) ne limitent pas l'habitat convenable. Outre les changements de latitude et de profondeur qui touchent l'espèce et qui sont associés à la température au fond, nous nous attendons également à des changements du taux de croissance, du poids des tissus et des taux de mortalité. Il est nécessaire que nous accumulions des connaissances de base sur le cycle biologique de la mactre de Stimpson si nous voulons comprendre comment le frai et le recrutement peuvent subir les répercussions de changements de la température océanique et connaître les échelles temporelles auxquelles ces changements peuvent influencer sur les pêches.

DONNÉES SUR LES PÊCHES

Les principales sources de données associées à la pêche commerciale sont les journaux de bord et les programmes d'échantillonnage volontaires qui sont menés à bord des navires. Il existe aussi une couverture périodique par le programme international des observateurs, dans le cadre duquel des observateurs indépendants embarquent à bord des navires pour surveiller les prises. Les journaux de bord fournissent des données sur l'emplacement, les prises et l'effort, lequel est exprimé en superficie balayée calculée à partir de la durée déclarée des traits, de la vitesse du navire et de la largeur de l'engin utilisé. Les programmes d'échantillonnage fournissent des données sur les fréquences des longueurs, les prises accessoires et les facteurs de conversion. En outre, des échantillons physiques sont envoyés au MPO aux fins d'analyses morphométriques supplémentaires. Le Système de surveillance des navires (SSN) permet de transmettre la position des navires de pêche au MPO toutes les heures grâce à un système de communication par satellite qui offre de l'information à petite échelle sur la répartition spatiale et temporelle de l'activité de pêche.

L'utilisation de données consignées dans des journaux de bord pour estimer les CPUE est compliquée par le fait que les mactres de Stimpson sont sédentaires, que les emplacements où s'exerce l'effort de pêche varient au fil du temps et que les navires sont des navires-usines congélateurs. Durant la pêche, les prises effectuées par les dragues sont introduites dans un système de trémies qui alimente en continu la ligne de transformation. Le poids des prises est enregistré en tant que poids du produit transformé à la fin de la ligne de transformation, de sorte qu'il y a un décalage dans la déclaration des prises qui rend difficile de faire correspondre avec exactitude les prises à l'effort qui les ont rendues possibles pour des enregistrements individuels.

L'effet de la piètre correspondance entre les données sur les prises et les données sur l'effort est atténué en censurant des données et en regroupant individuellement dans l'espace les prises et l'effort pour le banc. Le filtrage des données consiste à supprimer les enregistrements qui ne contiennent pas à la fois des données sur les prises et des données sur l'effort, ainsi que les enregistrements qui présentent des valeurs des prises et de l'effort extrêmement faibles et élevées. On a utilisé des graphiques de la distribution des données sur les prises et l'effort pour étayer le choix de seuils d'inclusion des enregistrements (figure 4). L'analyse des données sur les CPUE ne comprend que les enregistrements concernant une superficie se trouvant entre 15 000 et 200 000 m² d'effort par quart et un poids se trouvant entre 1 500 et 30 000 kg de prises par quart. Les données aberrantes, qui sont vraisemblablement dues à des erreurs dans la saisie des données ou à des quarts partiels, ont été exclues de l'analyse. On présume que les données restantes sont représentatives du rendement de la pêche.

Les données produites par le SSN comprennent de l'information précise sur les positions des navires de pêche à des intervalles horaires, laquelle est fournie depuis 2004. Ces données ont été combinées avec l'enregistrement connexe effectué grâce aux quarts et figurant dans les journaux de bord. Les journaux de bord sont remplis pour chaque quart de six heures, et

plusieurs enregistrements effectués dans le SNN ont été liés à chaque quart selon que la référence temporelle associée au SNN se situait ou non dans la période de six heures donnée. Les données sur les prises et sur l'effort ont ensuite été réparties de façon égale entre les positions données par le SNN de sorte que les données recueillies durant un quart donné s'accompagnent maintenant de données exactes sur la position pour chaque heure, plutôt que des données sur une position moyenne pour chaque tranche de six heures. Cela s'est traduit par une représentation spatiale bien plus exacte de la distribution des données sur les prises et sur l'effort.

Les données sur les prises et sur l'effort ont été regroupées en cellules de grille de 1 km x 1 km pour la période pour laquelle des données du SNN étaient disponibles (2004-2016) pour que l'on puisse examiner la répartition spatiale des pêches (figure 5 et figure 6). Les données sur l'effort figurant sur les grilles sont aussi présentées pour chaque année à la figure 7 afin que l'on puisse montrer comment la répartition de l'effort a changé au fil du temps. La pêche s'est tout d'abord concentrée sur une zone située le long de la pente sud-est du haut-fond, sur l'est du Banquereau. Au fur et à mesure que cette zone a été exploitée, la flotte s'est déplacée vers les parties du centre et de l'ouest du banc. C'est dans la zone initiale que l'on a observé une grande vague de recrutement durant le relevé de 2004 (Roddick *et al.* 2007). L'effort de pêche a augmenté au fil du temps, tandis que les recrues se développaient, et cette zone a soutenu de grands nombres de prises au cours des dernières années. On a calculé les CPUE en prenant la somme des prises totales sur la somme de l'effort total au sein de chaque cellule (figure 8). Ce graphique permet de faire ressortir une zone importante près de cette pente sud-est, où les densités sont plus élevées que partout ailleurs sur le banc. Lorsque l'effort est exprimé en zone draguée et mesuré en km², les données regroupées sur l'effort représentent aussi la proportion de la zone draguée dans chaque cellule (figure 6). On peut effectuer des approximations de l'exploitation locale par cellule en présumant une capturabilité de 100 % ($q = 1$), une répartition uniforme des mactres et l'absence de chevauchement des traits. Bien que ces hypothèses soient très simplifiées et affichent possiblement des biais, elles permettent de fournir la meilleure indication disponible de l'exploitation locale à l'heure actuelle.

L'expression de l'effort de pêche en termes de superficie draguée présente un autre avantage, à savoir que les CPUE commerciales sont exprimées en densité de myes sur le fond avec des unités pratiques pour différentes échelles (c.-à-d. t/km² = g/m²). Les estimations de la densité découlant des CPUE commerciales peuvent être élargies par zones pour que l'on puisse produire des estimations de la biomasse qui soient comparables aux estimations dérivées des relevés. Cependant, bon nombre de facteurs pourraient mener à des incertitudes et à des biais concernant les taux de prise et les relevés. Parmi ceux-ci figure la capturabilité (q) qui, ici, est synonyme de l'efficacité des dragues; les différences dans la sélectivité; d'autres changements de l'efficacité de la pêche au fil du temps. Le Grand Banc a connu beaucoup moins d'activité de pêche que le Banquereau depuis 2004 (figure 9), de sorte que peu de nouvelles données sur les pêches étaient disponibles depuis la dernière évaluation (Roddick *et al.* 2011).

La composition des prises est actuellement disponible à la résolution d'un voyage de pêche, ce qui est trop grossier pour permettre de décrire la variabilité spatiale de la composition par tailles sur l'ensemble du banc. Cependant, elle donne une indication globale de la composition par tailles des prises chaque année (figure 13).

DONNÉES DÉRIVÉES DES RELEVÉS

Des relevés scientifiques des mactres de Stimpson du Banquereau ont été réalisés en 2004 et 2010. En raison de l'importance de la superficie du Grand Banc, un relevé scientifique visant à évaluer la biomasse du stock de mactres de Stimpson dans cette zone a été réalisé dans trois secteurs jusqu'en 2009 (2006, 2008 et 2009). On trouvera une description détaillée de la

conception du relevé et des procédures connexes dans des documents de recherche précédents (Roddick *et al.* 2011, 2012).

Le navire et la drague utilisés durant les relevés les plus récents (2008-2010) diffèrent de ceux utilisés en 2004 et durant des relevés antérieurs. Le navire utilisé pour le relevé du Banquereau de 2010 était le *Tenacity 1*, un chalutier à pêche arrière de 36 m et de 353 tb qui a été construit en 1967. Il était équipé d'une pompe, d'une rampe arrière et d'une drague hydraulique. La drague mesurait 226 cm de large et 445 cm de long, avec une lame de couteau de 177 cm. L'espacement moyen des barres dans la section de la cage était de 23 mm en haut et sur les côtés, et de 28 mm en bas. La profondeur du couteau a été réglée à 14,3 m sous les roues.

Pour le relevé de 2010, on a échantillonné 260 stations réparties au hasard dans les courbes de niveau de 100 m du Banquereau, avec un espacement minimal de 2 km entre les traits. Trente-cinq stations supplémentaires ayant été déjà échantillonnées en 2004 ont été choisies au sein de zones où aucune pêche n'a été pratiquée entre les relevés de 2004 et de 2010. Cela permettait d'effectuer des comparaisons entre les relevés.

Les procédures des traits et de la transformation des prises sont décrites en détail dans Roddick et ses collaborateurs (2011, 2012). Les traits duraient généralement trois minutes, et la distance entre les traits était mesurée de sorte que l'on puisse normaliser les prises pour une zone expérimentale donnée. On a utilisé le sous-échantillonnage à différents niveaux pour estimer de façon efficace l'abondance et la composition en espèces des prises à chaque station. L'échantillonnage supplémentaire comprenait au moins 100 myes dont on a mesuré la fréquence des longueurs, et un échantillon pouvant aller jusqu'à trois myes pour chaque plage de 5 mm aux fins de mesures morphométriques et de la détermination de l'âge.

Des expériences de sélectivité et d'efficacité des dragues ont été menées durant le relevé de 2010, outre les 35 traits répétés du relevé de 2004 qui ont été utilisés pour comparer l'efficacité des dragues entre les relevés en raison de l'emploi d'engins différents. En 2010, l'arrière de la drague comportait un système de cage et de porte plutôt que le sac à chaîne et le cul de chalut utilisés en 2004. Cela signifie que la drague utilisée en 2010 avait une capacité moindre que celle utilisée en 2004, mais on estime qu'elle permettait également de conserver moins de coquilles. Les 35 traits ont été effectués dans des zones où aucune activité de pêche n'avait été pratiquée entre les deux relevés. Une régression linéaire jusqu'à l'origine donne une pente de 0,634 (écart-type = 0,064 et $p < 0,001$). Cela indique que le taux de prises pour les traits de 2010 ne se situait qu'à 63 % du taux de prises en 2004. Roddick et ses collaborateurs (2012) ont conclu que les estimations de la biomasse dérivées des relevés de 2004 et de 2010 n'étaient pas directement comparables, et qu'on ne peut pas utiliser les estimations pour indiquer un changement de la biomasse entre les relevés. Une comparaison des taux de prises durant les relevés avec les CPUE commerciales dans des zones qui se chevauchaient entre 2004 et 2010 montre que les estimations de la densité grâce aux CPUE commerciales sont plus semblables aux résultats du relevé de 2010 qu'à ceux du relevé de 2004 (figure 11). Il se pourrait que les dragues commerciales soient plus efficaces que celles utilisées lors des relevés, mais ceux-ci portent sur des myes présentant une vaste fourchette de tailles, tel que l'indique une comparaison des courbes de sélectivité (figure 12). Cependant, la composition des prises durant les relevés est semblable à celle obtenue dans le cadre de la pêche en 2009 et 2010 (figures 10 et 13).

On a estimé l'efficacité des dragues utilisées lors des relevés en employant un modèle de parcelles, une démarche reposant sur l'épuisement qui a été élaborée tout particulièrement pour estimer l'efficacité de l'échantillonnage lorsqu'on drague afin de collecter des invertébrés marins sessiles (Rago *et al.* 2006, Roddick *et al.* 2012). Le profil de probabilité logarithmique négatif de l'estimation de l'efficacité en utilisant des myes plus grosses que la taille de rétention

de 90 % est montré à la figure 14. Le profil est arrondi plutôt que tranchant, et cela se reflète dans l'écart-type de l'estimation (0,48). L'estimation par la méthode du maximum de vraisemblance de l'efficacité des dragues selon MLE était de 45 %, avec un intervalle de confiance asymétrique à droite à 95 % de 21 - 86 % (Roddick *et al.* 2012, figure 12). Les résultats reflètent l'incertitude considérable qui entoure l'efficacité estimée des dragues.

La fréquence des longueurs et la détermination de l'âge pour l'ensemble du relevé sont montrées à la figure 10. Il existe un mode de petites myes affichant une longueur de coquille inférieure à 50 mm qui n'ont pas été observées durant le relevé de 2004. En raison de différences dans la sélectivité des engins entre 2004 et 2010, le faible nombre de myes de taille plus petite en 2004 n'indique pas leur absence dans la population. On observe un grand nombre de classes d'âge parmi les myes de taille plus importante. Ainsi, l'échantillon qui a servi à déterminer les âges était un échantillon aléatoire stratifié selon la longueur qui comportait environ 30 myes par plages successives de 5 mm de longueur de coquille jusqu'à 80 mm, et environ 150 myes par plages successives de 5 mm au-delà de 80 mm. La figure 10 montre un diagramme de dispersion de l'âge versus la longueur au sein de l'échantillon, lequel est ajusté avec des courbes de croissance de von Bertalanffy pour l'échantillon ayant servi à déterminer les âges et pour l'échantillon pondéré par l'effectif selon la longueur. Les histogrammes de la fréquence des longueurs pour l'échantillon ayant servi à déterminer les âges et la répartition des fréquences de taille dérivée du relevé sont illustrés à gauche du diagramme de dispersion, et les histogrammes de la fréquence des âges pour l'échantillon ainsi que les âges estimés pour la population sont montrés dessous. La répartition de la fréquence des âges indique des fluctuations du recrutement au fil du temps. On a estimé la répartition des mactres de Stimpson au travers du banc grâce aux relevés de 2004 et de 2010, en effectuant une interpolation par pondération inverse à la distance (figure 13, Pebesma 2004). Certains des profils de répartition obtenus concordent avec les renseignements disponibles associés à la pêche. Cependant, compte tenu de l'irrégularité très importante de la répartition de la ressource, la densité d'échantillonnage du relevé est insuffisante pour décrire correctement la répartition des myes sur le banc. Des densités plus élevées en 2004 pourraient être dues à des niveaux de capturabilité différents entre les relevés, et non à des changements de l'abondance.

ANALYSE

CARACTÈRE PROPICE DE L'HABITAT

La nature très irrégulière de la répartition de la mactre de Stimpson est un facteur clé lorsqu'on considère la gestion spatiale de la ressource. Ces irrégularités compliquent la fourniture d'avis concernant la récolte d'après une biomasse présumée à l'échelon du banc plutôt que d'après les zones réellement exploitées (Hoenig 2015a). Idéalement, des renseignements à petite échelle sur l'habitat pourraient être utilisés pour effectuer des prévisions concernant l'habitat de la mactre, en employant des covariables pertinentes liées à l'abondance et à la répartition de la mactre. De telles données et les modèles prédictifs connexes sont toutefois actuellement indisponibles. Au lieu de ces renseignements, nous avons utilisé des données du SSN à haute résolution pour construire une approximation de l'habitat des myes en présumant que la pêche a ciblé toutes les zones affichant une concentration adéquate pour la pêche au cours des douze dernières années (depuis 2004). Cette hypothèse est probablement plus appropriée pour le Banquereau que pour le Grand Banc, en raison de la taille relative de ces bancs et de l'effort cumulé durant cette période.

Sur le Banquereau, la densité des stations du SSN a été estimée entre 2004 et 2016 (figure 16). On a produit cette image en utilisant la méthode de lissage par noyau grâce à la trousse Spatstat avec une valeur de sigma de 0,2 (Baddeley *et al.* 2015). La densité selon le

SSN est exprimée sous la forme du nombre de transmissions par km², avec une résolution de 100 m². Le nombre de transmissions par km² a donc été estimé pour chaque tranche de 100 m². On a choisi un niveau de densité de 30 transmissions par km² pour définir la zone exploitée, de même que pour définir la zone qui est considérée comme étant un habitat de la mye capable de soutenir la pêche. La superficie estimée de l'habitat viable de la mye est sensible à ce seuil (tableau 4), et on doit réaliser une analyse continue comparant des modèles à haute résolution du caractère propice de l'habitat pour préciser ou confirmer ce niveau.

ZONES D'ÉVALUATION SPATIALE

Les analyses préliminaires présentées lors de la réunion de 2016 sur le cadre d'évaluation donnent à penser que, en raison de la nature sédentaire des myes et de la nature cyclique des lieux où l'effort de pêche est exercé, des modèles de production excédentaire sont mieux adaptés lorsque les données affichent une désagrégation spatiale. Les critères suivants ont été utilisés pour effectuer les délimitations spatiales :

1. zone facilement navigable (faite de lignes droites);
2. zone comprenant de grands gisements contigus de myes;
3. zones à peu près égales au chapitre de la biomasse totale;
4. zones comprenant des secteurs où la densité est élevée, et des secteurs où la densité est faible.

Cinq zones proposées ont été choisies d'après ces critères (figure 17) et utilisées dans le cadre d'analyses plus poussées. Un résumé des données disponibles par zone est fourni au tableau 5, incluant la superficie totale de la zone, la zone où l'on trouve un habitat commercial viable de myes tel que défini par la densité selon le SSN, les données sur les prises et la biomasse dérivées du relevé de 2010 et les CPUE commerciales.

ESTIMATION DE LA BIOMASSE

La biomasse estimée dérivée du relevé dans la zone de relevé de 2010 a été calculée au moyen de deux méthodes :

1. *Des statistiques sur l'échantillonnage aléatoire :*

$$B = \frac{A_s}{A_t} * C$$

où B = biomasse, A_r = zone de relevé, A_t = zone d'un trait standard et C = prises moyennes par trait standard.

2. *Extension des zones en utilisant la pondération inverse à la distance (figure 15, Pebesma 2004)*

On a calculé ces estimations pour l'ensemble de la zone de relevé ainsi qu'au sein de polygones délimités dans la zone exploitée et on les a résumées par zone d'évaluation spatiale (figure 17, tableau 5).

Les seules nouvelles données permettant de connaître l'état actuel de la biomasse exploitable depuis le dernier relevé (2010) proviennent de l'indice des CPUE dérivé de l'information sur les pêches qui a été collectée depuis lors. Comme on l'a vu dans la section portant sur les données sur les pêches ci-devant, les CPUE exprimées en densité de mactres (t/km²) peuvent être mises à l'échelle de la zone totale exploitée en tant qu'indice de la biomasse exploitable totale.

L'indice annuel des CPUE et les écarts-types connexes ont été calculés en utilisant un estimateur jackknife (Smith 1980),

$$CPUE_{-j} = n \left(\frac{\sum C}{\sum E} \right) - (n - 1)R_{-j}$$

où n est le nombre d'enregistrements durant une année donnée, respectivement, la $j^{\text{ème}}$ observation étant supprimée.

$$R_{-j} = \frac{\sum C_{i,-j}}{\sum E_{i,-j}}$$

L'indice annuel des CPUE ainsi que les écarts-types sont montrés pour chaque zone à la figure 18.

La biomasse dérivée des densités des CPUE (en présumant que $q = 1$) a été étendue à la zone totale exploitée, et les prises connexes sont montrées pour les cinq zones pour la période allant de 2004 à 2016 au tableau 6 et au tableau 7, respectivement. En 2010, la biomasse estimée était de 211 136 t et de 218 262 t d'après la moyenne enregistrée lors du relevé et les données sur les CPUE, respectivement, et a été étendue à la zone exploitée (tableau 6). En 2016, la biomasse estimée grâce aux CPUE a diminué pour s'établir à 179 633 t.

MODÈLE DE PRODUCTION SPATIAL

On peut utiliser les séries chronologiques des prises et des données sur les CPUE pour incorporer la dynamique de la biomasse dans les analyses sous la forme de modèles logistiques de la dynamique de la biomasse ou de modèles de production excédentaire (Schaefer 1954) ajustés simultanément à chaque zone (j). La mise en œuvre du modèle dans un cadre bayésien de l'espace des états nous donne la possibilité de propager de façon réaliste les erreurs de crédibilité provenant des données et des analyses antérieures (p. ex., les estimations de l'efficacité et l'écart-type de l'indice des CPUE).

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

Ce type de modèle est plus facile à mettre en œuvre qu'un modèle structuré par âge complet et ne permet d'estimer qu'un petit nombre de paramètres d'intérêt : B , la biomasse exploitable, K , la capacité de charge, r , le taux de croissance intrinsèque de la population, q , l'efficacité des dragues commerciales, σ , l'erreur de traitement, et τ , l'erreur d'observation. En divisant le banc en cinq zones (figure 17), on introduit une dimension spatiale dans le modèle, en vertu de laquelle on peut estimer des paramètres pour toutes les zones combinées ou séparément pour chaque zone. Comme il n'y a pas de données donnant à penser que l'efficacité des dragues pourrait varier entre les zones, le paramètre q a été partagé entre les zones :

$$O_{t,j} = B_{t,j} * q$$

où O représente les estimations de la biomasse étendues à la zone dérivées de l'analyse des CPUE pour chaque zone (j) et année (t). On a présumé que la capacité de charge était liée à la superficie de l'habitat dans chaque zone. Ceci a été mis en œuvre en mettant K à l'échelle par habitat pour chaque zone en tant que :

$$K_j = \bar{K} * \left(\frac{H_j}{\bar{H}} \right)$$

Bien que le paramètre du taux de croissance de la population, r , pourrait être variable sur le plan spatial, on a présumé qu'il était semblable dans l'ensemble de la zone de stock. Ainsi, le

paramètre r a été estimé pour chaque zone, mais a été contraint par une structure hiérarchique en vertu de laquelle la moyenne et l'écart-type sont estimés pour toutes les zones, puis utilisés pour définir les r individuels a priori pour chaque zone.

$$\begin{aligned}\bar{r} &\sim \text{unif}(0,1) \\ \sigma_r^2 &\sim \text{LN}(-0.35, 0.08) \\ r_j &\sim \text{LN}(\log(\bar{r}), \sigma_r^2)\end{aligned}$$

La valeur a priori de la capturabilité a été étayée par les estimations de l'efficacité des dragues. Une distribution bêta a été présumée pour la valeur a priori, avec une moyenne égale à la moyenne des estimations de l'efficacité des dragues découlant des expériences d'épuisement (0,45, figure 14) et une variance qui produisait un intervalle de confiance à 95 % semblable (0,20 - 0,71).

$$q \sim \text{beta}(a = 6, b = 7.33)$$

Les méthodes de l'espace des états utilisées pour estimer les paramètres de ce modèle lui confèrent la capacité d'estimer des états non observés (la biomasse exploitable « vraie ») et d'estimer simultanément les erreurs de traitement et les erreurs dans l'observation des données. Les erreurs de traitement (σ_τ^2) sont les incertitudes qui se propagent dans les états ultérieurs par l'entremise de la forme récursive de l'équation logistique (c.-à-d. erreurs de B_{t+1} dans l'espace des états de B_t vs. B_{t+1}). Les erreurs d'observation (σ_ε^2) renvoient aux incertitudes entourant la mesure et l'observation (c.-à-d. les erreurs relatives aux mesures ou aux données des deux variables dans l'espace des états B_t vs. B_{t+1}). Cette capacité est particulièrement importante, car les estimations et les prévisions des paramètres fondées sur les seules erreurs d'observation fournissent des bornes d'erreur exagérément optimistes (petites et constantes), et les estimations et les prévisions des paramètres fondées sur les seules erreurs de traitement s'étendent rapidement dans l'avenir, se traduisant par des bornes d'erreur potentiellement exagérément pessimistes (grandes et habituellement croissantes) (Choi *et al.* 2012). Une valeur a priori uniforme a été choisie pour rendre compte des erreurs de traitement :

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

où la valeur a priori pour l'erreur d'observation a été étayée par le coefficient de variation moyen de l'indice des CPUE (0,38). Si l'on présume que l'indice des CPUE suit une distribution logarithmique normale, on peut utiliser la relation entre le coefficient de variation des CPUE et la variance de son logarithme pour estimer directement l'erreur d'observation (Hubley *et al.* 2014, Johnson et Kotz 1970).

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

Cette valeur (0,134) a ensuite été utilisée pour construire une valeur de gamma a priori informative sur la précision de l'observation (Hubley *et al.* 2014, Smith et Hubley 2014).

$$\frac{1}{\sigma_\varepsilon^2} \sim \text{gamma}(\text{shape} = 3, \text{rate} = 0.4)$$

La distribution a posteriori des paramètres d'intérêt conditionnelle aux données a été estimée à l'aide d'un algorithme d'échantillonnage de Gibbs (méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov) en utilisant la plateforme JAGS (Plummer 2003, 2013). Deux chaînes de Markov ont été suivies pour assurer la convergence avec les 100 000 premières répétitions rejetées pour la fiabilisation, puis chaque dixième répétition des 500 000 suivantes a été conservée pour décrire les distributions a posteriori des paramètres.

L'ajustement des CPUE prévues découlant du modèle de production spatial à l'indice des CPUE est montré à la figure 19, de pair avec des intervalles de crédibilité à 50 et à 95 %. La plupart des zones affichent une tendance à la baisse durant les années 1990, puis à la hausse durant les années 2000. La tendance est plus marquée dans la zone 5, où un recrutement constant a contribué aux densités plus élevées qui y sont observées. Au cours des dernières années, cette zone a connu une chute des CPUE, ce qui indique un épuisement de la ressource.

Les densités a posteriori pour les paramètres estimés du modèle sont illustrées aux figures 20 à 22. La distribution a posteriori des paramètres communs indique généralement que l'information contenue dans les données a permis de mettre à jour les estimations du paramètre découlant des distributions a priori. L'exception concerne la valeur a posteriori de l'écart-type de r , où la valeur a hyperpriori était intentionnellement informative pour que l'on puisse éviter que les valeurs a priori résultantes de r propres à la zone soient trop informatives et pour donner à r la possibilité de varier entre les zones. Les estimations de r ne variaient que légèrement d'une zone à l'autre. L'estimation médiane de l'efficacité des dragues (0,39) était inférieure aux résultats de l'expérience sur l'efficacité des dragues utilisées lors des relevés (0,45). La valeur a priori de q pourrait être modifiée si l'on mène davantage de recherches pour étayer l'efficacité des dragues commerciales. L'erreur d'observation estimée était aussi inférieure à la valeur établie a priori d'après la variance des CPUE (figure 20).

Les taux d'exploitation ont varié tandis que la pêche s'est déplacée entre les zones (figure 23). Les pics d'exploitation sont habituellement suivis, les années subséquentes, par une exploitation réduite, et ne surviennent normalement pas dans plusieurs zones durant la même année (p. ex., zone 5, à la figure 23). Les estimations de la biomasse pour chaque zone sont présentées à la figure 24 et au tableau 8. Généralement, pour ces zones, la biomasse affichait une augmentation au début des années 2000 et déclinait quelque peu au cours des dernières années.

INDICATEURS ET POINTS DE RÉFÉRENCE

Le modèle logistique de la dynamique de la biomasse offre également des estimations des paramètres qui permettent l'estimation de points de référence pour le rendement maximal soutenu (RMS), où $RMS = 0,25rK$, $B_{RMS} = 0,5K$ et $F_{RMS} = 0,5r$. Dans le cadre de modélisation de l'espace des états, les estimations d'erreurs de traitement peuvent être intégrées pour fournir des points de référence stochastiques du RMS (Bousquet *et al.* 2008). L'application de règles déterministes du RMS à des environnements stochastiques peut mener à une probabilité plus importante de diminution de la taille et de la productivité des stocks (Bousquet *et al.* 2008). On a déjà montré que l'inclusion d'erreurs de traitement pouvait se traduire par une diminution des points de référence du RMS, ce qui les rend plus prudents et, selon le niveau des erreurs de traitement ou le caractère non stationnaire dans le système, ces diminutions peuvent être significatives (Bousquet *et al.* 2008, Cadigan 2012). Les densités a posteriori pour les points de référence reposant sur le RMS, de pair avec les médianes et les médianes stochastiques, sont présentées aux figures 25 à 27.

Chassion et Rowell (1985) ont déjà utilisé des calculs du RMS pour estimer le rendement des mactres de Stimpson sur le Banquereau, mais ceux-ci ont perdu de l'intérêt tandis que d'autres stocks d'invertébrés se sont épuisés lorsque la pêche qui les ciblait était gérée au niveau du RMS. Le RMS est actuellement utilisé en tant que limite supérieure qui déclenche des mesures correctives si ce niveau est atteint. Des niveaux de rendement inférieurs, comme les 2/3 du RMS et $F_{0,1}$, ont aussi été utilisés, avec un succès variable. Des équations plus prudentes, comme le rendement maximal constant (RMC) = $xMBO$ (Annala 1993) ont été utilisées pour établir les niveaux de rendement qui, avec une probabilité élevée, seront durables à tous les

niveaux de biomasse. Le « x », dans la formule $xMBO$, oscille souvent entre 0,2 et 0,3 pour des pêches qui sont peu ou non surveillées, et pourrait être ainsi une valeur très prudente. Pour les pêches côtières au quahog nordique en Nouvelle-Écosse, un expert du MPO (MPO 2005) a recommandé que l'on utilise un taux de mortalité constant reposant sur la démarche du RMC. Une valeur de F de $0,33M$, ce qui est légèrement supérieur au RMC, a été recommandée durant la dernière évaluation, car la plupart des pêches pratiquées au Canada font l'objet d'un certain niveau de surveillance (Roddick *et al.* 2012). Les participants à la réunion portant sur l'évaluation du Banquereau de 2007 ont recommandé que, en l'absence d'une série chronologique de données et compte tenu des incertitudes entourant les niveaux de recrutement et des préoccupations concernant les impacts sur l'habitat, l'application d'un TAC fondé sur ce taux de mortalité par pêche aux estimations les plus récentes de la biomasse exploitable était appropriée dans le cas de la mactre de Stimpson du Banquereau (MPO 2007a, b).

En attendant, entre les évaluations complètes de la biomasse du stock, on a élaboré des indicateurs secondaires pour aider à relever les changements importants qui touchent l'état de la ressource (Roddick 2013). Ces indicateurs sont dérivés de données dépendantes des pêches, et sont utilisés pour fournir une évaluation de l'état du stock par rapport à des points de référence limites (PRL). Les PRL reposent sur les CPUE, l'empreinte spatiale des pêches, les densités du stock et la fréquence des myes plus âgées dans la composition des prises (structure par âges). Depuis 2013, des rapports annuels sur l'état des stocks ont été produits en utilisant ces indicateurs. Tous les indicateurs suggèrent un état du stock positif par rapport aux points de référence limite depuis 2011 (annexe 1).

Les études qui documentent le rétablissement des habitats benthiques, des communautés sédimentaires et des espèces ciblées (*Mactromeris polynyma*) donnent à penser que l'on pourrait devoir attendre jusqu'à dix ans après la drague pour que les communautés se rétablissent à un niveau reflétant des conditions non perturbées (Gilkinson *et al.* 2015). À l'instar de cette observation, l'industrie a pris l'habitude de mettre en jachère des zones pendant environ dix ans après le dragage pour permettre le rétablissement des stocks grâce au recrutement et à l'atteinte de la maturité sexuelle, dont le temps est estimé entre 5 et 9 ans dans l'Atlantique canadien. À l'heure actuelle, cette période de décalage décennal correspond vraisemblablement à la meilleure estimation disponible de la durée du rétablissement des stocks, tant que de nouvelles estimations ne sont pas disponibles. Bien que l'empreinte de la pêche fournisse un indice spatial relatif à la taille du banc, elle ne tient pas compte du fait que les impacts de la pêche sont probablement cumulatifs, la mactre étant sessile, et que le recrutement a probablement lieu une fois par décennie (Gilkinson *et al.* 2015). Pour tenir compte de cet impact cumulatif, nous avons calculé une empreinte cumulative de la pêche en tant que fonction d'un décalage de cinq à dix ans. Au cours d'une année donnée, l'empreinte de la pêche ne dépasse généralement pas un PRL annuel (250 km² pour le Banquereau et 125 km² pour le Grand Banc). Cependant, les empreintes cumulatives pour les deux bancs ont atteint 1 750 km² (environ 18 % de la taille estimée à 10 110 km² du banc), mais ont décliné durant les dernières années (figure 28). Les empreintes cumulatives de la pêche ont plafonné près de la zone exploitée disponible estimée du Banquereau (d'après une zone de pêche estimée de 1 601 km²; tableau 5), ce qui donne à penser que des estimations de la zone exploitable et une période de rétablissement de dix ans sont probablement appropriées dans le cas de ce stock.

On a utilisé les points de référence biologiques B_{RMS} et F_{RMS} pour calculer les valeurs par défaut de $0,8$ et $0,4B_{RMS}$, lesquelles sont normalement utilisées pour définir le point de référence limite (PRL) et la référence supérieure du stock (RSS). Ces points de référence ont été comparés au point de référence des CPUE de 70 g/m² découlant du rapport sur les indicateurs en ajustant la

façon dont les 70 g/m² se traduisent en estimations de la biomasse modélisée pour chaque zone. Ces niveaux, de pair avec les niveaux d'exploitation de référence de $0,5F_{RMS}$ et de $0,33M$ (0,0264), sont montrés dans les diagrammes de phase (figure 29). Le niveau d'exploitation de référence de $0,5F_{RMS}$ a été proposé comme valeur intermédiaire entre $0,33M$, une valeur élaborée pour une zone de stock plus grande et moins productive, et F_{RMS} , qui semble avoir été surestimée et qui est supérieure à tous les niveaux de F observés.

DISCUSSION

La gestion de la pêche à la mactre de Stimpson a depuis toujours fait reposer le TAC et les paramètres de l'état des stocks sur des estimations de la biomasse pour l'ensemble du banc. Bien que cette démarche ait généralement été considérée comme étant adéquate pour la pêche, elle ne garantit pas nécessairement la durabilité de la ressource. Les estimations de la biomasse dérivées de relevés menés sur l'ensemble du banc présument que l'effort de pêche sera réparti de façon égale ou aléatoire dans tous les habitats et à toutes les densités. Cependant, toutes les densités ne sont pas viables sur le plan commercial et, ainsi, les TAC qui s'intègrent dans un éventail de densités pourraient faire en sorte que des zones affichant des densités commerciales soient exploitées plus vite qu'elles ne peuvent se rétablir (Hoenig 2015a). L'analyse présentée dans ce document cherche à atténuer ce problème, en n'estimant la biomasse que pour les zones qui sont caractérisées par des densités exploitables. Des analyses futures pourraient permettre d'affiner cette démarche en évaluant le caractère propice de l'habitat dans des zones qui n'ont pas soutenu de pêche depuis 2004. Il est important de limiter l'exploitation dans les zones de pêche à des niveaux qui n'ont été jugés durables que pour ces zones (c.-à-d. on ne tient pas compte de la biomasse à l'extérieur de ces zones).

Aucun nouveau relevé indépendant de la pêche n'a été mené depuis 2010. En conséquence, les données sur les CPUE dépendantes de la pêche sont la seule source d'information dont nous disposons sur l'état actuel du stock. Les CPUE sont aussi la seule information disponible qui fournisse une série chronologique de données sur l'abondance. Pour ces raisons, la présente évaluation se fie aux données sur les CPUE malgré les problèmes inhérents qui touchent les données sur les taux de capture commerciale.

La biomasse totale estimée pour le Banquereau durant la dernière évaluation (1 150 585 t en 2010) résulte d'une extrapolation de la densité moyenne dans le relevé sur l'ensemble du banc, et ne tient pas compte de la plus grande partie des incertitudes connexes. Si l'on étend la densité moyenne pour tous les traits à la superficie totale du banc sans tenir compte de l'incertitude entourant les estimations de l'efficacité des dragues, on risque de sous-estimer de façon considérable les incertitudes qui entourent l'estimation globale de la biomasse. Si l'on ne propage pas les erreurs associées à ces processus, on ne tient pas compte des incertitudes dans la formulation de l'avis, ce qui peut mener à une confiance exagérée dans les estimations de la biomasse totale. La démarche d'évaluation révisée utilisée dans le présent document traite de façon explicite ces enjeux. Si l'on veut traiter les incertitudes entourant l'efficacité des dragues, il est utile de considérer un scénario prudent en vertu duquel $q = 1$ (biomasse dans la zone exploitée en 2016; 179 633 t; tableau 6). Par ailleurs, le modèle de production spatial offre un contexte dans lequel les incertitudes entourant l'efficacité des dragues sont prises en considération dans l'estimation a posteriori des paramètres (biomasse dans la zone exploitée en 2016 : 475 960 t; tableau 8).

La relation stock-recrutement et la dispersion des larves sont les principaux déterminants de la répartition des mactres, étant donné la nature sédentaire des adultes. On peut estimer la dynamique de la biomasse à pratiquement n'importe quelle échelle en divisant le stock par

autant de zones qu'on le souhaite, sous réserve uniquement de la disponibilité limitée des données et de l'aspect pratique des analyses (p. ex., vitesse des ordinateurs). Les zones proposées utilisées ici comprennent des gisements contigus qui sont plus susceptibles de présenter des dynamiques semblables, tout en continuant de satisfaire aux autres critères mentionnés ci-devant et dans la section portant sur la zone d'évaluation spatiale.

Les points de référence reposant sur le RMS présentés aux figures 25 à 27 sont calculés à partir des estimations de r et de K grâce au modèle de production spatial. Il y a un risque de confusion entre ces paramètres avec l'application de modèles de production excédentaire, et il faut tenir compte de cela dans l'interprétation des points de référence. Un scénario en vertu duquel le taux de croissance de la population, r , est estimé comme étant élevé, et la capacité de charge, K , est estimée comme étant faible, donne au modèle davantage de souplesse dans l'ajustement aux données, mais pourrait se traduire par des points de référence exagérément optimistes (F_{RMS} plus élevé et B_{RMS} plus faible).

SOURCES D'INCERTITUDE

Cette section vise à rendre compte des incertitudes qui n'ont pas été déjà prises en considération dans l'analyse. Le décalage dans le temps de la relation entre les prises et l'effort connexe introduit un certain bruit dans les données sur les pêches, car certaines parties des prises déclarées dans les journaux de bord doivent être attribuées à l'effort durant le quart précédent. On sait que les estimations de l'efficacité des dragues sont très variables et contribuent à des incertitudes importantes lorsqu'on les utilise pour extrapoler la biomasse totale à partir des relevés. Les estimations de l'efficacité des dragues reposant sur le modèle de production spatial étaient semblables aux estimations précédentes, et également variables. L'augmentation de l'investissement dans les technologies visant à améliorer l'efficacité des estimations s'est vraisemblablement traduite par le fait que les CPUE sont demeurées élevées tandis que les gisements s'épuisaient (p. ex., hyperstabilité). Les CPUE commerciales représentent la principale source de données de la présente analyse, de sorte qu'il est important de tenir compte de ces incertitudes lorsqu'on établit des limites des prises dans ces zones.

CONCLUSIONS ET AVIS

L'évaluation qualitative des risques vise à tenir compte des risques relevés durant diverses évaluations et applications de stratégies de gestion. Dans le présent document, nous considérons les risques associés à des stratégies de gestion en vertu desquelles F est élevé (RMS), moyen ($0,5_{RMS}$) et faible ($0,33M$), et lorsque ces valeurs de F sont appliquées aux estimations de la biomasse dans les zones exploitées seulement ou sur l'ensemble de la superficie du banc.

Niveau de F	Zone exploitée	Superficie totale
Élevé (environ 0,1)	Élevé	Extrême
Moyen (environ 0,05)	Moyen	Très élevé
Faible (environ 0,025)	Faible	Élevé

Les stratégies de pêche reposant sur la biomasse estimée pour l'ensemble du banc sont plus risquées que celles reposant sur la biomasse estimée dans les zones exploitées seulement, car

on dispose de moins de données pour les zones qui n'ont pas précédemment soutenu de pêches. L'utilisation d'estimations de la biomasse et de l'efficacité des dragues grâce au modèle de production est plus risqué que le fait de présumer que $q = 1$, mais permet de quantifier les incertitudes et les risques.

Des points de référence reposant sur le rendement maximal soutenu (RMS) ont été calculés à l'aide du modèle de production excédentaire, avec des estimations de F_{RMS} proches de 0,09. Cependant, les diagrammes de phase (figure 29) montrent que les taux de prises ont tendance à diminuer lorsque la valeur de F est supérieure à 0,05. Malgré la façon dont les zones ont été délimitées pour l'évaluation spatiale, il y a beaucoup plus de risque associé à l'établissement de recommandations en matière de TAC d'après des estimations de la biomasse qui résultent d'une extension spatiale à des zones qui n'ont pas été précédemment exploitées. En outre, des taux d'exploitation proches des estimations de F_{RMS} comportent plus de risques que d'autres niveaux de référence de F se trouvant en-deçà de F_{RMS} .

Le stock de mactres de Stimpson du Banquereau est sain, car les estimations de la biomasse médiane modélisée se situent au-dessus de tous les niveaux de référence de la biomasse (PRL, RSS, CPUE₇₀) pour toutes les zones (figure 24). Toutefois, les CPUE indiquent que la biomasse a diminué depuis la dernière évaluation de 2010, en particulier dans la zone 5 (figure 24). On recommande que les niveaux potentiels de récolte ne soient appliqués qu'aux zones de pêche déterminées, celles-ci étant les seules zones pour lesquelles des renseignements récents permettant de soutenir les avis sont disponibles. Parmi les trois références potentielles de l'exploitation F , F_{RMS} est considérée comme associée à un risque élevé, car des déclinés dans les CPUE ont été observés à des valeurs de F qui étaient significativement inférieures. Le niveau de F qui est associé à un risque modéré devrait entraîner des TAC qui sont comparables au TAC actuel, tandis que le niveau de F qui est associé à un risque faible devrait entraîner des TAC bien plus bas lorsqu'ils sont appliqués à la biomasse de la zone exploitée (figure 30).

REMERCIEMENTS

Nous aimerions remercier Jill Andrews, Tania Davignon-Burton, Carol Ann Peters, Todd Inkpen, Mike McMahan, Leslie Norman, Colin O'Neil et Dale Roddick pour leur aide dans l'accès aux données, et Leslie Nasmith, Michelle Greenlaw, Jae Choi, Adam Cook, Dave Keith et Dale Roddick pour les discussions constructives qui ont été tenues et pour leur contribution à l'analyse.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Almeida, F.P., Sheehan, T.F. 1997. Age Determination Methods for Northwest Atlantic Species: An Update of NOAA Technical Report NMFS 72. Accès : <https://www.nefsc.noaa.gov/fbp/age-man> [consulté le 15 juin 2012].
- Amaratunga, T., Rowell, T.W. 1986. New Estimates of Commercially Harvestable Biomass of Stimpson's Surf Clam, *Spisula polynyma*, on the Scotian Shelf Based on the January Through April 1986 Test Fishery and New Age Data. Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Commit. Res. Doc. 86/112.
- Annala, J.H. 1993. Fishery Assessment Approaches in New Zealand's ITQ system, Anchorage, Alaska, 21-24 October 1992, University of Alaska Fairbanks, pp. 791-805.
- Baddeley, A., Rubak, E., Turner, R. 2015. Spatial Point Patterns: Methodology and Applications with R. Chapman and Hall/CRC.

-
- Beverton, R., Holt, S. 1956. A Review of Methods for Estimating Mortality Rates in Exploited Fish Populations, with Special Reference to Sources of Bias in Catch Sampling. *Rapports et procès-verbaux des réunions. Rapp. P.-V. Reun. - Cons. Int. Explor. Mer*, 140(1): 67-83.
- Bousquet, N., Duchesne, T., Rivest, L.-P. 2008. Redefining the Maximum Sustainable Yield for the Schaefer Population Model Including Multiplicative Environmental Noise. *J. Theor. Biol.* 254(1): 65-75.
- Cadigan, N.G. 2012. Impact of Stock-recruit and Natural Mortality Process Errors on MSY Reference Points. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/075.
- Cassista, M.C., Hart, M.W. 2007. Spatial and Temporal Genetic Homogeneity in the Arctic Surfclam (*Mactromeris polynyma*). *Mar. Biol.* 152(3): 569-579.
- Chaisson, D.R., Rowell, T.W. 1985. Distribution, Abundance, Population Structure, and Meat Yield of the Ocean Quahog (*Artica islandica*) and the Stimpson's Surf Clam (*Spisula polynyma*) on the Scotian Shelf and Georges Bank. *Can. Ind. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 155.
- Chamberlin, J.L., Stearns, F. 1963. A Geographic Study of the Clam, *Spisula polynyma* (Stimpson). *Am. Geogr. Soc.*, New York.
- Chapman, D.G., Robson, D.S. 1960. The Analysis of the Catch Curve. *Biometrics* 16(3): 354-368.
- Choi, J.S., Zisserson, B.M., Cameron, B.J. 2012. Assessment of Scotian Shelf Snow Crab in 2011. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/024. iv + 95.
- COSEPAC. 2012. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie épineuse \(*Amblyraja radiata*\) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.](#) Ottawa. ix + 82 p.
- Davis, C.V., Shumway, S.E. 1996. Larval and Juvenile Growth of Stimpson's Surfclam: A New Candidate Species for Aquaculture Development? *J. Shellfish Res.* 15(2): 479-480.
- ~~MPO. 1999a. Mactre de Stimpson du Banquereau. MPO - Sciences, Rapp. sur l'état des stocks G3-34.~~
- ~~MPO. 1999b. Plan de gestion intégrée de la pêche hauturière de la mactre de Stimpson. Régions des Maritimes et de Terre-Neuve. 1998-2002. 24 p.~~
- ~~MPO. 2005. Export Opinion on the Rationale for Harvest Advice on Ocean Quahogs (*Artica islandica*). DFO Mar. Reg., Export Opinion 2005/04.~~
- ~~MPO. 2007a. Éclaircissements au sujet des TAC de mactre de Stimpson et de quahog nordique des bancs du large. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2007/018.~~
- ~~MPO. 2007b. Proceedings of the Maritime Provinces Regional Advisory Process on Assessment and Management Strategy Framework for Banquereau Arctic Surfclam and Ocean Quahogs on Sable Bank and in St. Mary's Bay: 17-18 January 2007; 4-5 April 2007. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2007/008.~~
- ~~MPO. 2012a. 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. 2012b. Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/035.~~
- ~~MPO. 2014. Plan de gestion intégrée des pêches. Palourdes hauturières - Régions des Maritimes et de Terre-Neuve. Juin 2014. 38 p.~~
-

~~MPO. 2016. Proceedings of the Maritimes Regional Peer Review of the Arctic Surfclam (*Mactromeris polynyma*) Framework: 2016; June 28-29, 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2016/043: v + 21 p.~~

Gilkinson, K., King, E.L., Li, M.Z., Roddick, D., Kenchington, E., 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., 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., 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.

Hare, J.A., Morrison, W.E., Nelson, M.W., Stachura, M.M., Teeters, E.J., Griffis, R.B., Alexander, M.A., Scott, J.D., Alade, L., Bell, R.J., Chute, A.S., Curti, K.L., Curtis, T.H., Kircheis, D., Kocik, J.F., Lucey, S.M., McCandless, C.T., Milke, L.M., Richardson, D.E., Robillard, E., Walsh, H.J., McManus, M.C., Marancik, K.E., Griswold, C.A. 2016. A Vulnerability Assessment of Fish and Invertebrates to Climate Change on the Northeast U.S. Continental Shelf. *PLoS One.* 2016 Feb 3;11(2):e0146756. doi: 10.1371/journal.pone.0146756. eCollection 2016.

Hoenig, J. 2015a. Forget F, M, q, B, and Selectivity: Simple, Cost-effective Management of a Sedentary Resource (Clams) for Sustainability Using Surveyed Catch Rates. *In* S. Cadrin, C. Kelly, and R. Methot (eds.). *Advancement of Stock Assessment Methods for Sustainable Fisheries*, Theme Session A. ICES Annual Science Conference (2015).

Hubley, B., Heaslip, S. 2018. Data Review and Assessment Framework of the Arctic Surfclam (*Mactromeris polynyma*) on Banquereau and Grand Bank. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/069.

Hubley, P.B., Reeves, A., Smith, S.J., 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.

Johnson, N.L., Kotz, S. 1970. *Continuous Univariate Distributions, Part 1. Distributions in Statistics.* John Wiley and Sons, New York, NY.

Lambert, J., Goudreau, P. 1996. Performance of the New England Hydraulic Dredge for the Harvest of Stimpson's Surf Clams (*Mactromeris polynyma*). *Can. Ind. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 235: vii + 28 p.

Millar, R.B., Fryer, R.J. 1999. Estimating the Size-selection Curves of Towed Gears, Traps, Nets and Hooks. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 9(1): 89-116.

MPO. 1999a. Mactre de Stimpson du Banquereau. MPO – Sciences, Rapp. sur l'état des stocks C3-34.

MPO. 1999b. Plan de gestion intégrée de la pêche hauturière de la mactre de Stimpson. Régions des Maritimes et de Terre-Neuve. 1998-2002. 24 p.

MPO. 2005. Expert Opinion on the Rationale for Harvest Advice on Ocean Quahogs (*Arctica islandica*). DFO Mar. Reg., Expert Opinion 2005/04.

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

MPO. 2007b. Proceedings of the Maritime Provinces Regional Advisory Process on Assessment and Management Strategy Framework for Banquereau Arctic Surfclam and Ocean Quahogs on Sable Bank and in St. Mary's Bay: 17-18 January 2007; 4-5 April 2007. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2007/008.

MPO. 2012a. 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. 2012b. Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/035.

MPO. 2014. Plan de gestion intégrée des pêches. Palourdes hauturières - Régions des Maritimes et de Terre-Neuve. Juin 2014. 38 p.

MPO. 2016. Proceedings of the Maritimes Regional Peer Review of the Arctic Surfclam (*Mactromeris polynyma*) Framework: 2016; June 28-29, 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2016/043: v + 21 p.

Nesis, K.I. 1963. Pacific Elements in Northwest Atlantic Benthos. In: Y.Y. Marti (ed.) Soviet Fisheries Investigations in the Northwest Atlantic. VNIRO-PINRO, Moscow: 370 p.

(NMFS) National Marine Fisheries Service Workshop. 2002. Workshop on the Effects of Fishing Gear on Marine Habitats off the Northeastern United States, October 23-25, 2001. Northe. Fish. Sci. Centre Ref. Doc. 02-01.

Pebesma, E.J. 2004. Multivariable Geostatistics in S: The gstat Package. Comp. Geosc. 30(7): 683-691.

Plummer, M. 2003. JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling. Vienna, (Aut.). Technische Universität Wien, pp. 20-22.

Plummer, M. 2013. JAGS Version 3.4.0 User Manual.

Rago, P.J., Weinberg, J.R., Weidman, C. 2006. A Spatial Model to Estimate Gear Efficiency and Animal Density from Depletion Experiments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63(10): 2377-2388.

Ricker, W.E. 1975. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, Ottawa. xxi + 409 p.

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

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

Roddick, D., Brading, J., Carrigan, L., Davignon-Burton, T., Graham, S., McEwen, C. 2011. Assessment of the Arctic Surfclam (*Mactromeris polynyma*) Stock on Grand Bank. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/052.

Roddick, D., Brading, J., Carrigan, L., Davignon-Burton, T., Graham, S., McEwen, C. 2012. Assessment of the Arctic Surfclam (*Mactromeris polynyma*) Stock on Banquereau in 2010. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/050.

-
- Ropes, J.W. 1968. Reproductive Cycle of Surf Clam, *Spisula solidissima*, in Offshore New Jersey. Biol. Bull. 135(2): 349-365.
- Rowell, T.W., Chaisson, D.R. 1983. Distribution and abundance of the ocean quahog (*Arctica islandica*) and Stimpson's surf clam (*Spisula polynyma*) resource on the Scotian Shelf. Can. Ind. Rep. Fish. Aquat. Sci. 142.
- Rowell, T.W., Chaisson, D.R., 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. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 1: 27-56.
- Smith, S.J. 1980. Comparison of Two Methods of Estimating the Variance of the Estimate of Catch Per Unit Effort. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(12): 2346-2351.
- Smith, S.J., Hubley, B. 2014. Impact of Survey Design Changes on Stock Assessment Advice: Sea Scallops. ICES J. Mar. Sci. 71(2): 320-327.
- Weinberg, J.R. 2005. Bathymetric Shift in the Distribution of Atlantic Surfclams: Response to Warmer Ocean Temperature. ICES J. Mar. Sci. 62(7): 1444-1453.

TABLEAUX

Tableau 1. Débarquements (tonnes) dans la pêche hauturière à la mactre de Stimpson au Canada atlantique par année de débarquement

Année de débarquement	Grand Banc	Banquereau	Plateau néo-écossais	Total
1987	0	883	0	883
1988	0	2 929	0	2 929
1989	1 485	8 565	0	10 050
1990	10 501	5 673	686	16 859
1991	7 162	684	0	7 845
1992	11 609	0	0	11 609
1993	19 871	56	0	19 927
1994	15 879	4 590	0	20 468
1995	13 465	10 256	9	23 731
1996	6 459	18 913	12	25 384
1997	7 406	19 695	7	27 107
1998	958	24 712	5	25 676
1999	1 487	24 949	0	26 436
2000	3 246	20 715	0	23 961
2001	8 389	11 375	0	19 765
2002	6 928	12 559	10	19 497
2003	10 150	16 295	0	26 445
2004	6 331	16 855	0	23 187
2005	4 006	14 414	0	18 420
2006	5 156	15 877	0	21 033
2007	217	17 982	0	18 198
2008	10	19 326	0	19 336
2009	127	24 565	0	24 692
2010	287	22 558	0	22 845
2011	76	22 140	0	22 216
2012	0	21 228	0	21 228
2013	268	19 663	0	19 931
2014	0	20 258	3	20 260
2015	0	24 430	0	24 430
2016	14 350	22 328	7	36 685

Nota : Les données sur les rejets et sur toutes les mactres de Stimpson qui ont été capturées comme prises accessoires dans des pêches côtières ne sont pas incluses. Les données pour les années 2014 à 2016 sont préliminaires et peuvent donc être incomplètes ou faire l'objet de modifications sans préavis. Source des données : Division des données commerciales, Direction des politiques et de l'économie, région des Maritimes et région de Terre-Neuve

Tableau 2. Prises, effort et captures par unité d'effort (CPUE) estimés pour le Banquereau et le Grand Banc d'après les enregistrements dans les journaux de bord. Les traits d'union indiquent des valeurs non calculées.

Année de prise	Grand Banc			Banquereau		
	Prises (t)	Effort (km ²)	CPUE (g/m ²)	Prises (t)	Effort (km ²)	CPUE (g/m ²)
1986	34	-	-	29	0,841	34,96
1987	1	0,052	10,18	1 210	16,090	75,22
1988	5	-	-	2 474	24,533	100,85
1989	373	3,369	110,79	9 159	84,935	107,84
1990	6 049	23,645	255,84	6 158	68,198	90,29
1991	2 094	11,339	184,69	714	9,702	73,59
1992	5 161	27,083	190,57	0	-	-
1993	13 100	92,840	141,10	64	2,174	29,36
1994	10 979	95,229	115,29	5 313	39,800	133,48
1995	14 907	128,366	116,13	11 425	84,102	135,85
1996	5 772	53,564	107,76	19 262	156,394	123,17
1997	7 492	79,979	93,67	19 517	157,164	124,18
1998	931	11,370	81,86	24 456	237,333	103,05
1999	1 472	18,599	79,16	24 138	254,184	94,96
2000	3 289	45,954	71,57	20 248	233,277	86,80
2001	8 026	110,382	72,71	11 014	158,942	69,30
2002	6 077	120,271	50,53	12 506	148,990	83,94
2003	8 727	120,985	72,13	16 960	147,036	115,34
2004	6 437	66,867	96,26	16 493	149,498	110,32
2005	3 967	51,762	76,65	14 327	141,499	101,25
2006	4 990	75,200	66,36	15 932	116,700	136,52
2007	215	7,480	28,78	17 931	115,435	155,33
2008	0	-	-	19 301	130,580	147,81
2009	437	7,520	58,15	24 158	180,48	133,85
2010	296	9,322	31,77	22 558	160,258	140,76
2011	112	9,015	12,37	20 858	130,991	159,23
2012	0	-	-	20 214	135,92	148,72
2013	199	6,065	32,85	19 270	149,874	128,58
2014	0	-	-	23 640	200,918	117,66
2015	730	7,546	96,76	23 287	241,993	96,23
2016	13 560	95,414	142,12	24 154	220,065	109,76

Tableau 3. Données du programme international des observateurs sur les espèces capturées dans les pêches à la mactre de Stimpson par année pour le Banquereau (2012-2015) et le Grand Banc (2016). Les traits d'union indiquent qu'aucune espèce n'était présente.

Espèce	Banquereau				Grand Banc	Total (kg)
	2012	2013	2014	2015	2016	
Mactre de Stimpson	1 659 254	1 626 283	1 087 833	1 924 209	1 219 836	7 517 415
Pitot	421 955	467 940	51 458	183 973	1 085	1 126 411
Oursins plats (NP)	312 802	360 892	89 540	209 925	-	973 159
Coquilles	81 212	364 802	98 105	259 781	-	803 900
Pierres	170 208	129 391	174 375	259 986	-	733 960
Coque du Groenland	97 204	110 118	4 930	10 392	47 590	270 234
Buccin	15 508	27 533	13 090	16 079	1 085	73 295
Holothurie (<i>C. frondosa</i>)	650	337	11 565	5 185	-	17 737
Holothuries (NP)	122	4 388	-	2 197	16 120	22 827
Holothurie (<i>P. fabricii</i>)	-	1	7	-	-	8
Oursins (NP)	2 465	2 090	6 715	1 961	-	13 231
Quahog nordique	3 539	1 153	97	3 928	1 635	10 352
Étoiles de mer (NP)	1 702	1 344	4 380	2 563	-	9 989
Sable	5 953	432	-	-	-	6 385
Vers annelés (segmentés)	201	-	-	5 514	-	5 715
Bernard l'hermite (NP)	1 216	1 686	1 243	1 534	-	5 679
Polychètes	731	4 294	-	-	-	5 025
Moules (NP)	-	571	234	1 789	30	2 624
Moule bleue	390	-	-	-	-	390
Crabe des neiges	842	959	135	487	-	2 423
Lançons (NP)	1 179	-	622	506	-	2 307
Limande à queue jaune	862	921	4	26	-	1 813
Raies (NP)	753	828	-	-	-	1 581
Pétoncles (NP)	-	1 264	-	180	-	1 444
Pétoncle d'Islande	145	332	235	181	-	893
Pétoncle géant	63	48	257	140	-	508
Raie épineuse	128	37	688	520	-	1 373
Crabes-araignées (NP)	315	793	86	130	-	1 324
Chaboisseau à dix-huit épines	115	440	182	109	-	846
Plie canadienne	291	276	1	10	-	578
Raie à queue de velours	-	-	134	95	-	229
Anémone de mer	-	-	-	161	-	161
Éponges	14	57	-	57	-	128
Ophiures	59	-	-	-	-	59
Natrice de l'Atlantique	27	-	-	-	-	27
Raie tachetée	-	-	-	23	-	23
Crabe cancer	-	-	-	16	-	16
Coraux mous	-	7	-	-	-	7
Myes (NP)	6	-	-	-	-	6
Hémitriptère atlantique	-	5	-	-	-	5
Plie grise	-	-	-	4	-	4
Merlu argenté	-	-	1	2	-	3
Morue franche	-	-	2	-	-	2
Poids total observé (kg)	2 779 911	3 109 222	1 545 919	2 891 663	1 287 381	11 614 096

Tableau 4. Analyse de sensibilité de la zone exploitée par rapport au seuil établi par le Système de surveillance des navires (nombre d'impulsions par km² depuis 2004).

Seuil du SSN	Zone exploitée (km ²)
10	2 255
15	2 033
20	1 867
25	1 727
30	1 601
35	1 481
40	1 367
45	1 259
50	1 159

Tableau 5. Zone totale, zone exploitée (zone présentant de l'habitat de myes commercialement viable tel que défini par la densité selon le SSN), prises annuelles moyennes et prises totales depuis 2004 pour les cinq zones d'évaluation spatiale du Banquereau (voir la figure 17). Les estimations de la biomasse dérivées des données du relevé de 2010 étendues à la zone totale (ensemble du banc), les données du relevé de 2010 étendues à la zone exploitée et les captures par unité d'effort (CPUE, en g/m²) étendues à la zone exploitée en 2010 et en 2016 sont présentées.

Identification de la zone	Zone totale (km ²)	Zone exploitée (km ²)	Prises annuelles moyennes (t)	Prises totales depuis 2004 (t)	Estimations de la biomasse (t)			
					Zone totale visée par le relevé de 2010	Zone exploitée visée par le relevé de 2010	CPUE dans la zone exploitée en 2010	CPUE dans la zone exploitée en 2016
1	3 008	315	3 510	45 628	192 448	24 934	56 127	32 888
2	2 008	436	5 221	67 879	182 519	43 281	55 914	48 582
3	3 251	442	4 081	53 054	338 452	75 693	49 354	52 571
4	1 555	220	2 406	31 281	31 892	10 509	24 703	20 092
5	2 078	189	4 945	64 280	138 773	56 719	32 163	25 500
Total	11 900	1 601	20 163	262 122	884 085	211 136	218 262	179 634

Tableau 6. Estimations de la biomasse (tonnes) à partir des données sur les CPUE étendues à la zone exploitée pour les cinq zones d'évaluation spatiale sur le Banquereau (voir la figure 17)

Année	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Total
2004	42 721	30 405	48 455	22 354	23 082	167 018
2005	31 269	39 786	46 337	25 363	50 853	193 608
2006	40 587	37 030	54 144	28 662	43 438	203 861
2007	35 467	57 431	60 400	31 185	42 666	227 150
2008	42 492	61 142	49 657	32 698	42 533	228 523
2009	37 728	45 084	54 281	29 043	31 868	198 003
2010	56 127	55 914	49 354	24 703	32 163	218 262
2011	44 850	59 094	66 947	39 419	36 191	246 500
2012	36 332	57 088	60 280	31 472	37 949	223 121
2013	44 056	42 641	62 062	26 989	26 193	201 940
2014	34 571	55 034	47 538	25 443	23 673	186 259
2015	24 447	41 505	31 827	18 611	22 420	138 811
2016	32 888	48 582	52 571	20 092	25 500	179 634
Moyenne	38 733	48 518	52 604	27 387	33 733	200 976

Tableau 7. Prises (tonnes) dans les cinq zones d'évaluation spatiale du Banquereau (voir la figure 17)

Année	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Total
2004	6 245	1 683	8 023	521	20	16 493
2005	3 943	3 584	3 320	3 456	24	14 327
2006	1 490	1 615	7 089	729	5 009	15 932
2007	556	3 511	5 764	1 645	6 455	17 931
2008	863	3 709	6 084	2 369	6 275	19 301
2009	1 837	2 561	8 110	2 730	8 920	24 158
2010	2 664	9 574	2 682	393	7 245	22 558
2011	4 399	3 953	3 326	5 101	4 079	20 858
2012	2 973	4 416	1 333	6 771	4 720	20 214
2013	6 213	1 766	865	5 535	4 891	19 270
2014	7 744	11 395	230	787	3 483	23 640
2015	2 896	7 230	1 766	519	10 876	23 287
2016	3 804	12 880	4 461	724	2 284	24 154
Moyenne	3 510	5 221	4 081	2 406	4 945	20 163

Tableau 8. Estimations de la biomasse (tonnes) grâce au modèle de production spatial dans les cinq zones d'évaluation spatiale du Banquereau (voir la figure 17)

Année	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Total
2004	101 906	108 162	132 004	57 748	68 944	468 764
2005	94 156	120 234	133 667	65 154	102 188	515 399
2006	99 963	126 972	146 879	70 014	114 286	558 114
2007	100 916	154 261	152 079	75 808	114 622	597 686
2008	108 695	162 739	146 549	77 816	110 362	606 161
2009	111 659	153 923	148 978	75 040	99 774	589 374
2010	123 966	164 725	147 533	72 839	94 772	603 835
2011	116 653	164 424	162 810	83 547	95 132	622 566
2012	105,688	160 248	160 312	76 792	93 167	596 207
2013	105 230	145 994	154 263	67 725	80 173	553 385
2014	91 811	152 498	134 693	60 144	72 519	511 665
2015	78 023	137 511	117 572	54 002	70 552	457 660
2016	84 091	139 978	132 869	54 377	64 632	475 947
Moyenne	101 751	145 513	143 862	68 539	90 856	550 520

FIGURES

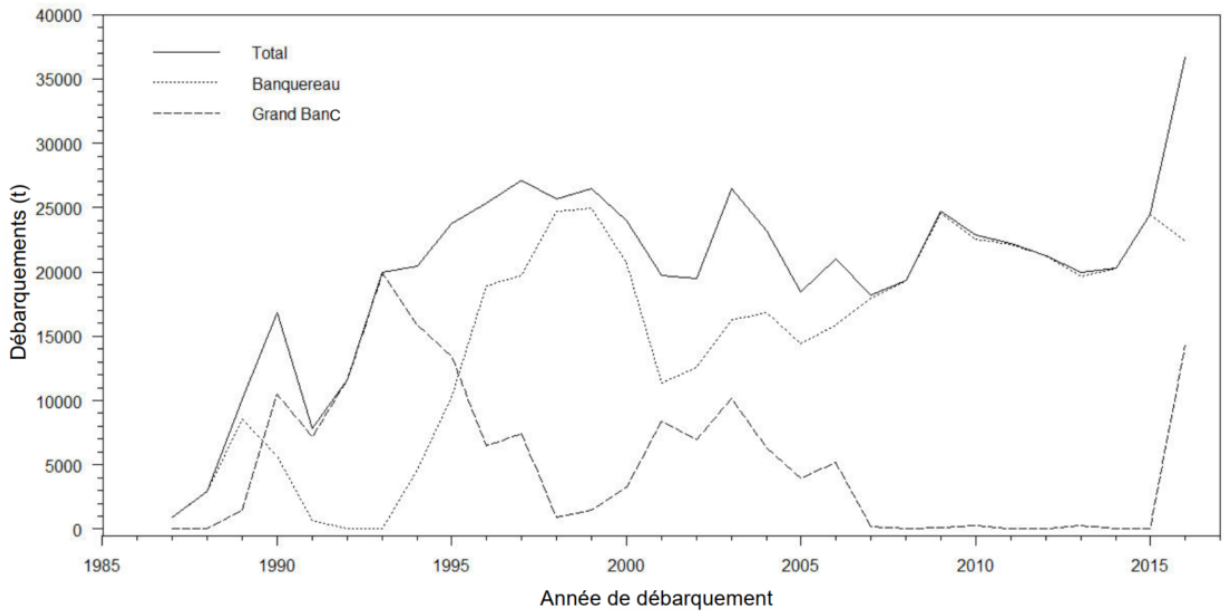


Figure 1. Débarquements (tonnes) de mactres de Stimpson dans la pêche sur le Banquereau et sur le Grand Banc

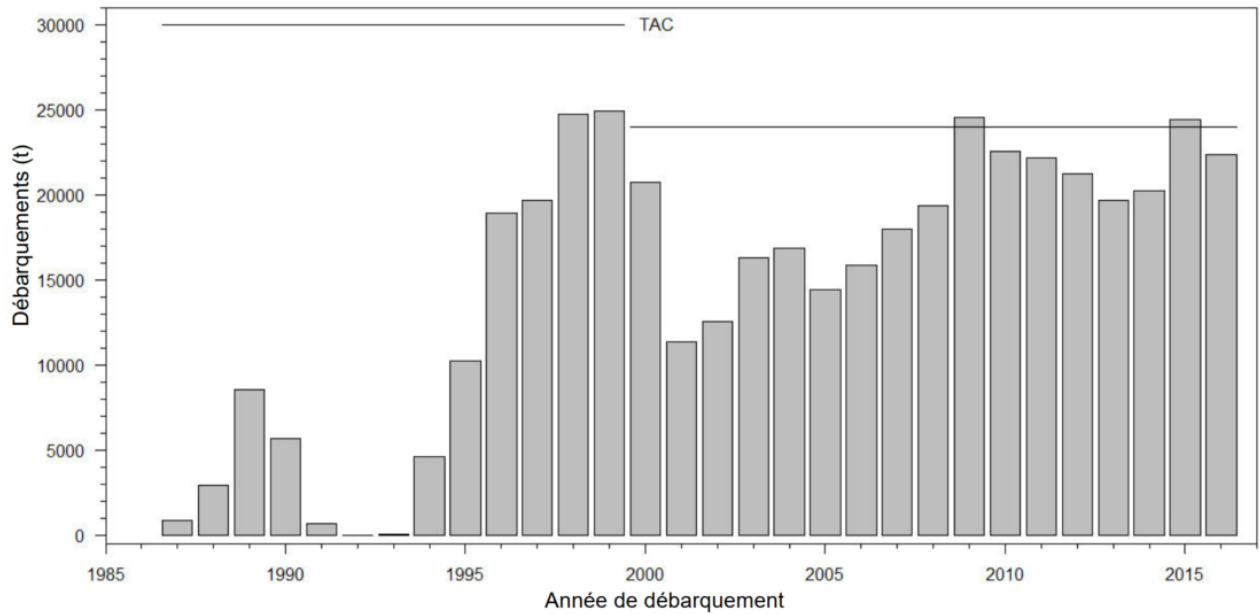


Figure 2. Débarquements (tonnes) et total autorisé des captures (TAC; tonnes) dans la pêche à la mactre de Stimpson sur le Banquereau

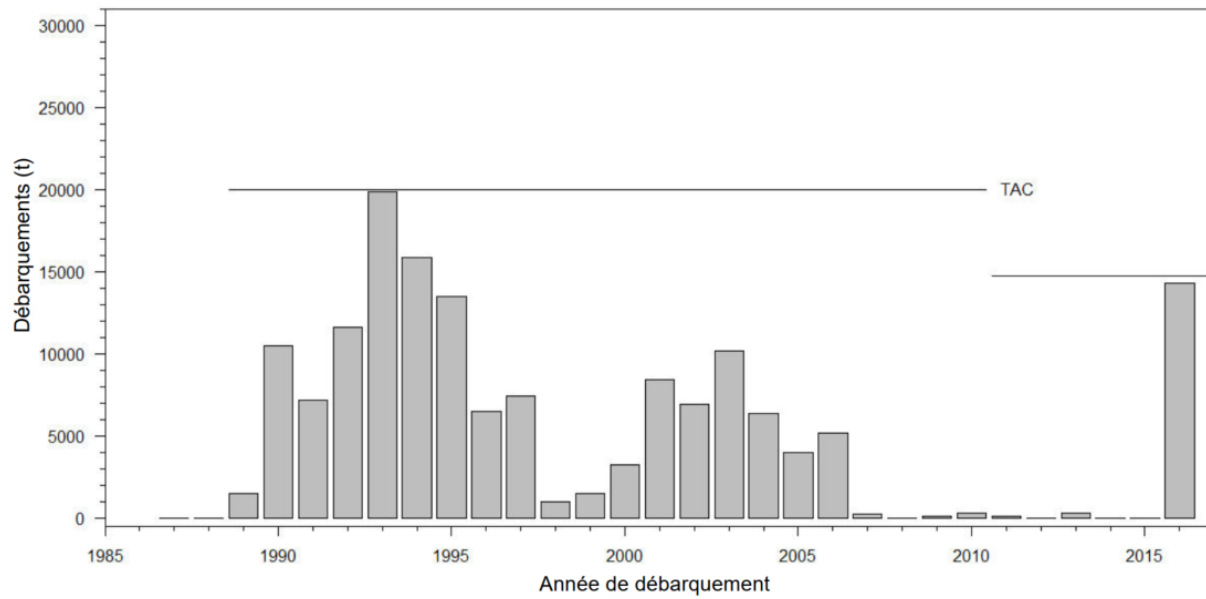


Figure 3. Débarquements (tonnes) et total autorisé des captures (TAC; tonnes) dans la pêche à la mactre de Stimpson sur le Grand Banc

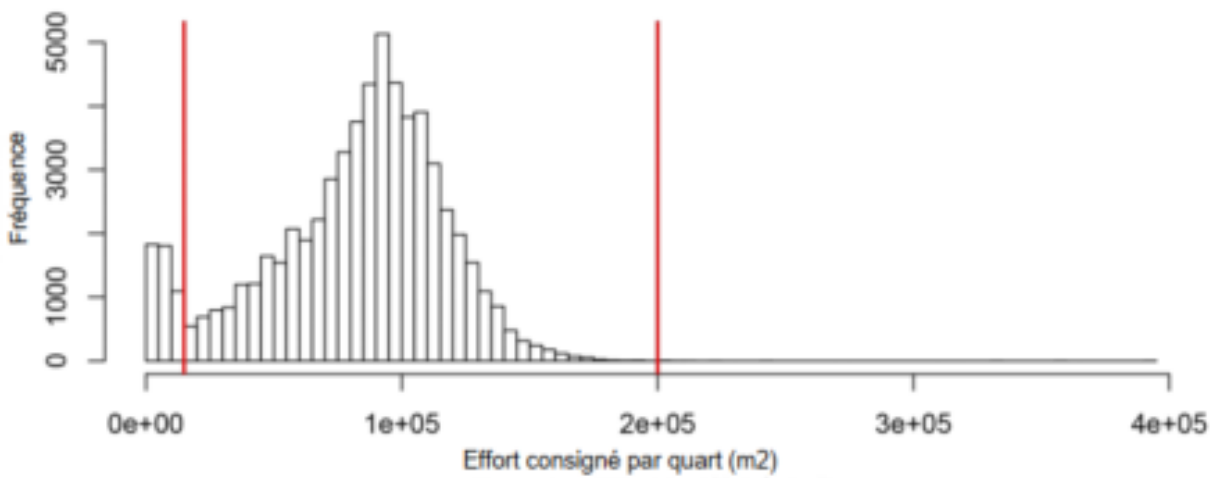
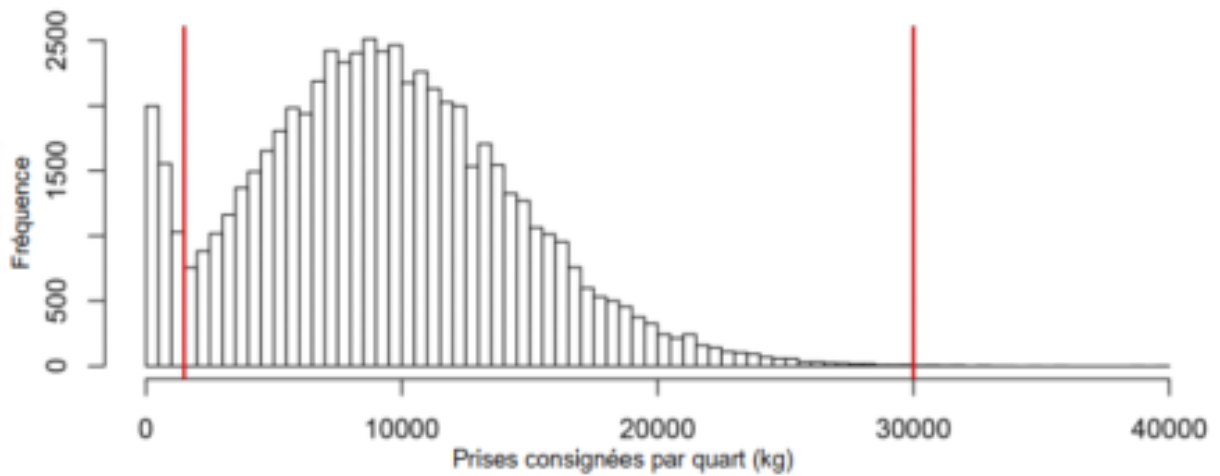


Figure 4. Distribution des données sur les prises (kg) et sur l'effort (m²) par quart d'après les enregistrements sur les journaux de bord de 2004 à 2016. Les lignes rouges indiquent où la distribution a été tronquée pour l'analyse des captures par unité d'effort (CPUE)

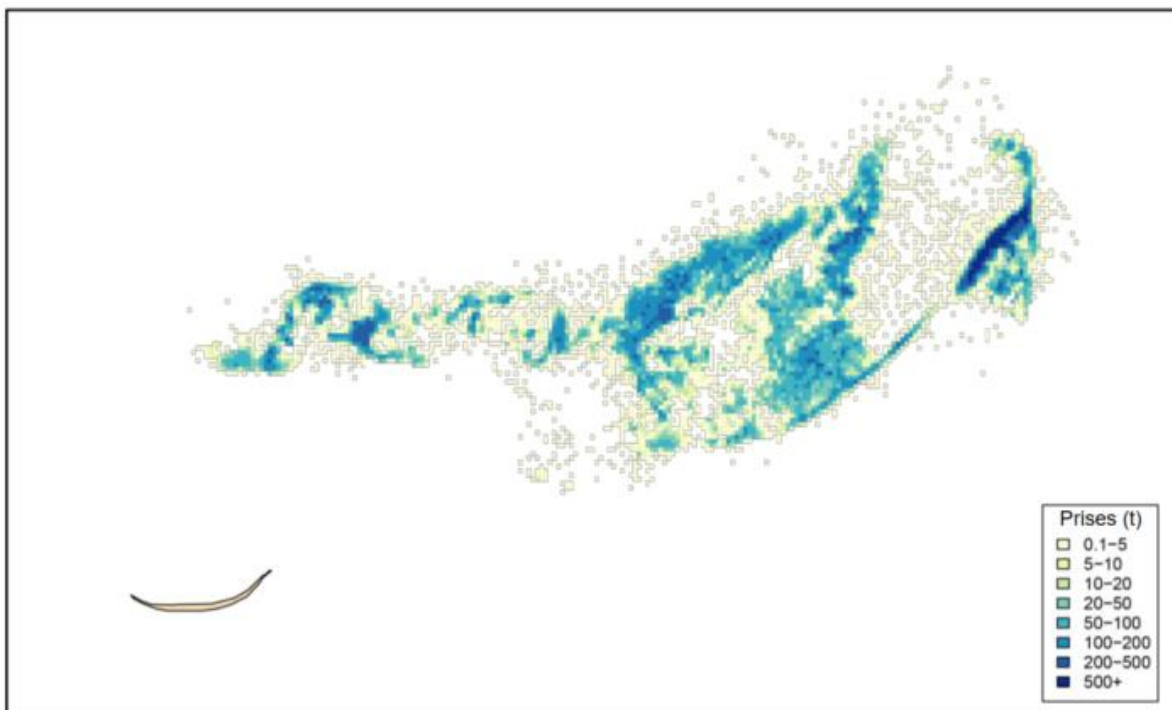


Figure 5. Distribution des prises de mactres de Stimpson (tonnes) à partir des données consignées dans les journaux de bord et des données du Système de surveillance des navires pour le Banquereau. Les prises sont agrégées par cellules de 1 km x 1 km pour la période s'échelonnant entre 2004 et 2016.

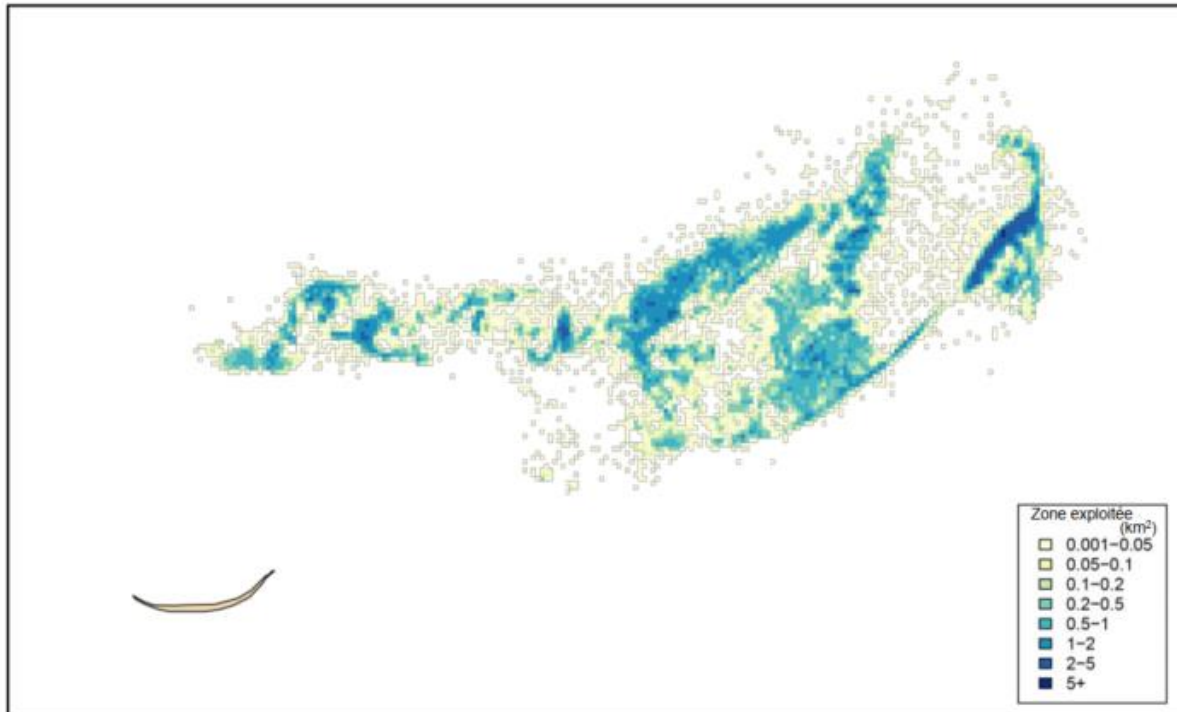


Figure 6. Distribution de l'effort de pêche à la mactre de Stimpson (km^2) à partir des données consignées dans les journaux de bord et des données du Système de surveillance des navires pour le Banquereau. L'effort est agrégé par cellules de 1 km x 1 km pour la période s'échelonnant entre 2004 et 2016.

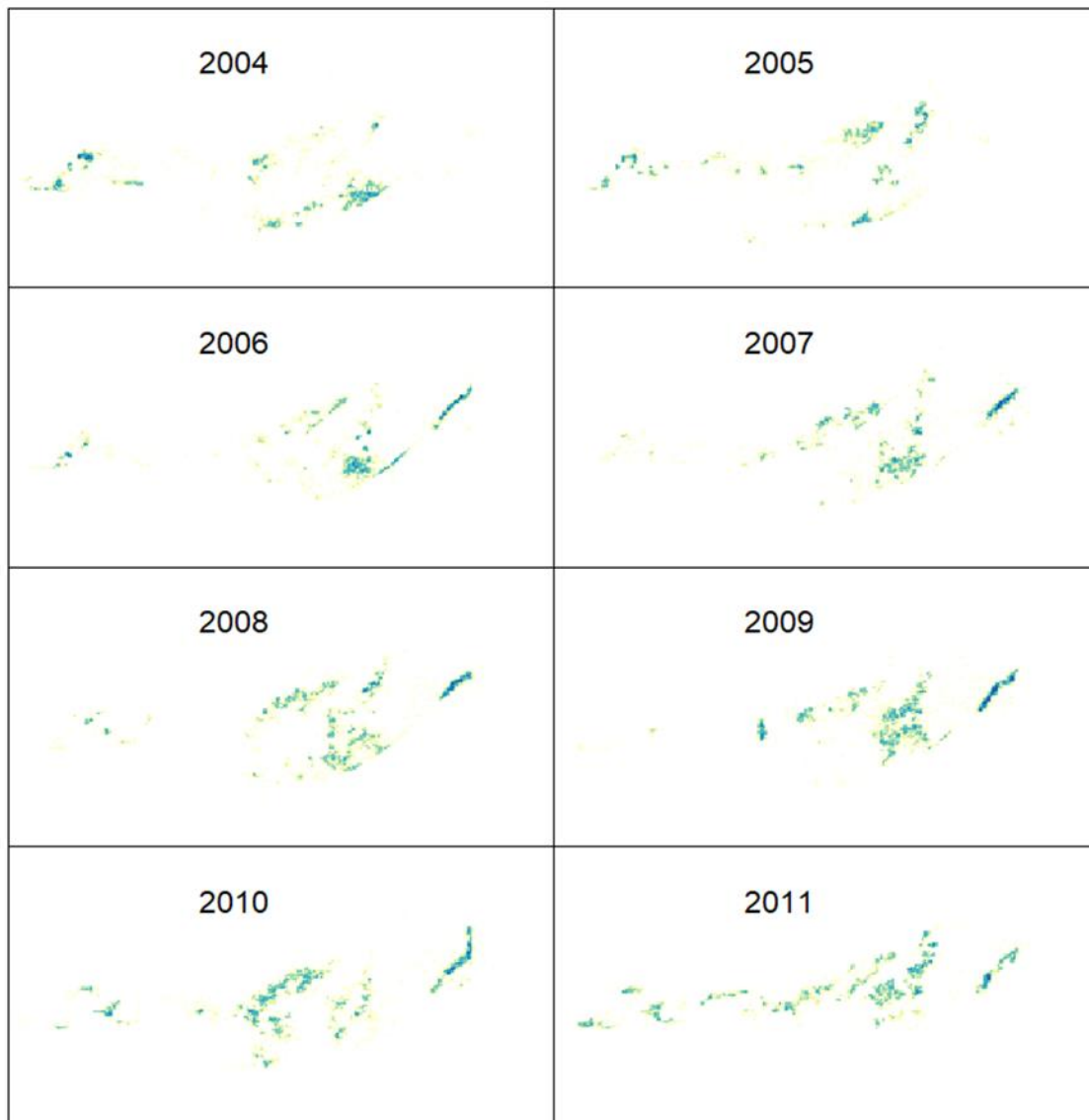


Figure 7. Distribution annuelle de l'effort de pêche à la mactre de Stimpson (km^2) à partir des données consignées dans les journaux de bord et des données du Système de surveillance des navires pour le Banquereau. Les prises sont agrégées par cellules de $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$. Des exemples d'années entre 2004 et 2011 sont montrés.

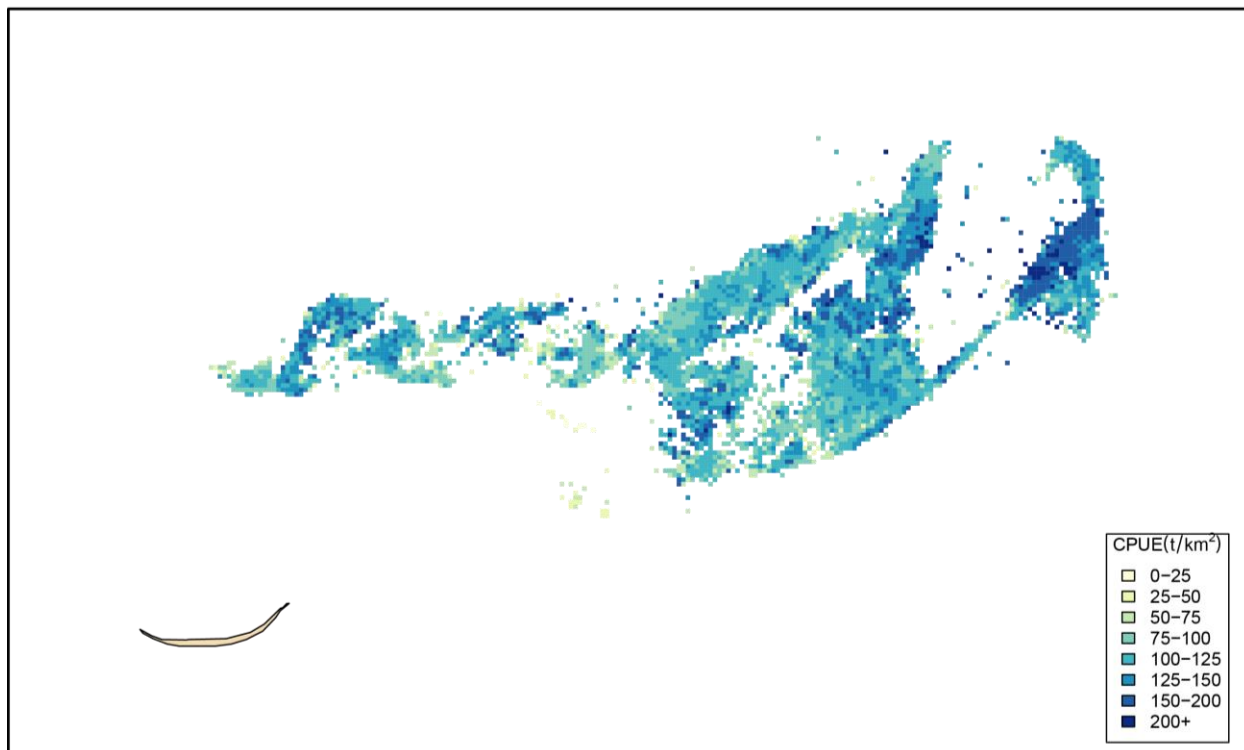


Figure 8. Distribution des captures par unité d'effort de mactres de Stimpson (CPUE; t/km²) à partir des données consignées dans les journaux de bord et des données du Système de surveillance des navires pour le Banquereau. Les prises sont agrégées par cellules de 1 km x 1 km pour la période s'échelonnant entre 2004 et 2016.

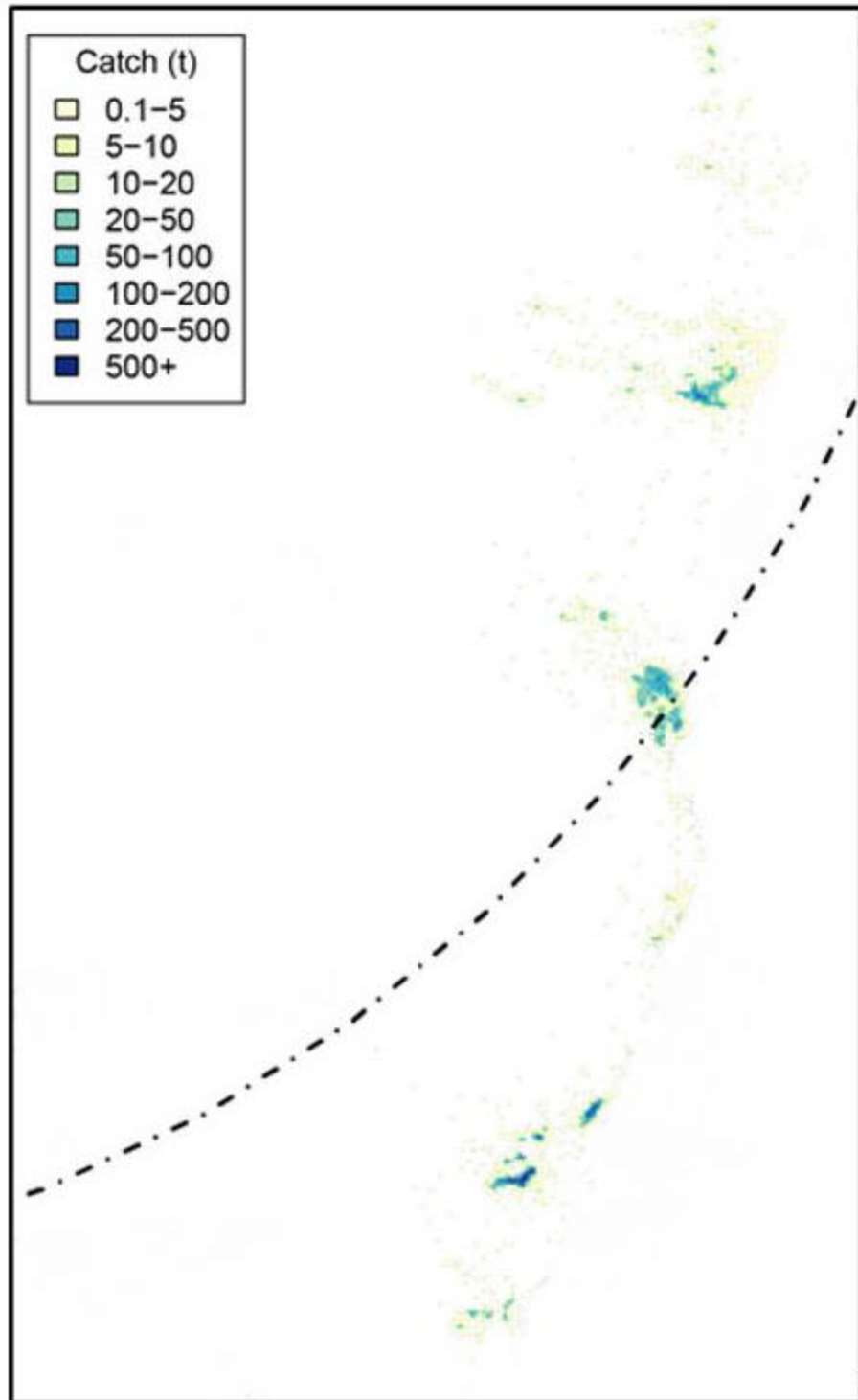


Figure 9. Distribution des prises de mactres de Stimpson (tonnes) à partir des données consignées dans les journaux de bord et des données du Système de surveillance des navires pour le Grand Banc. Les prises sont agrégées par cellules de 1 km x 1 km pour la période s'échelonnant entre 2004 et 2016. La ligne tiretée indique les limites de la zone économique exclusive du Canada.

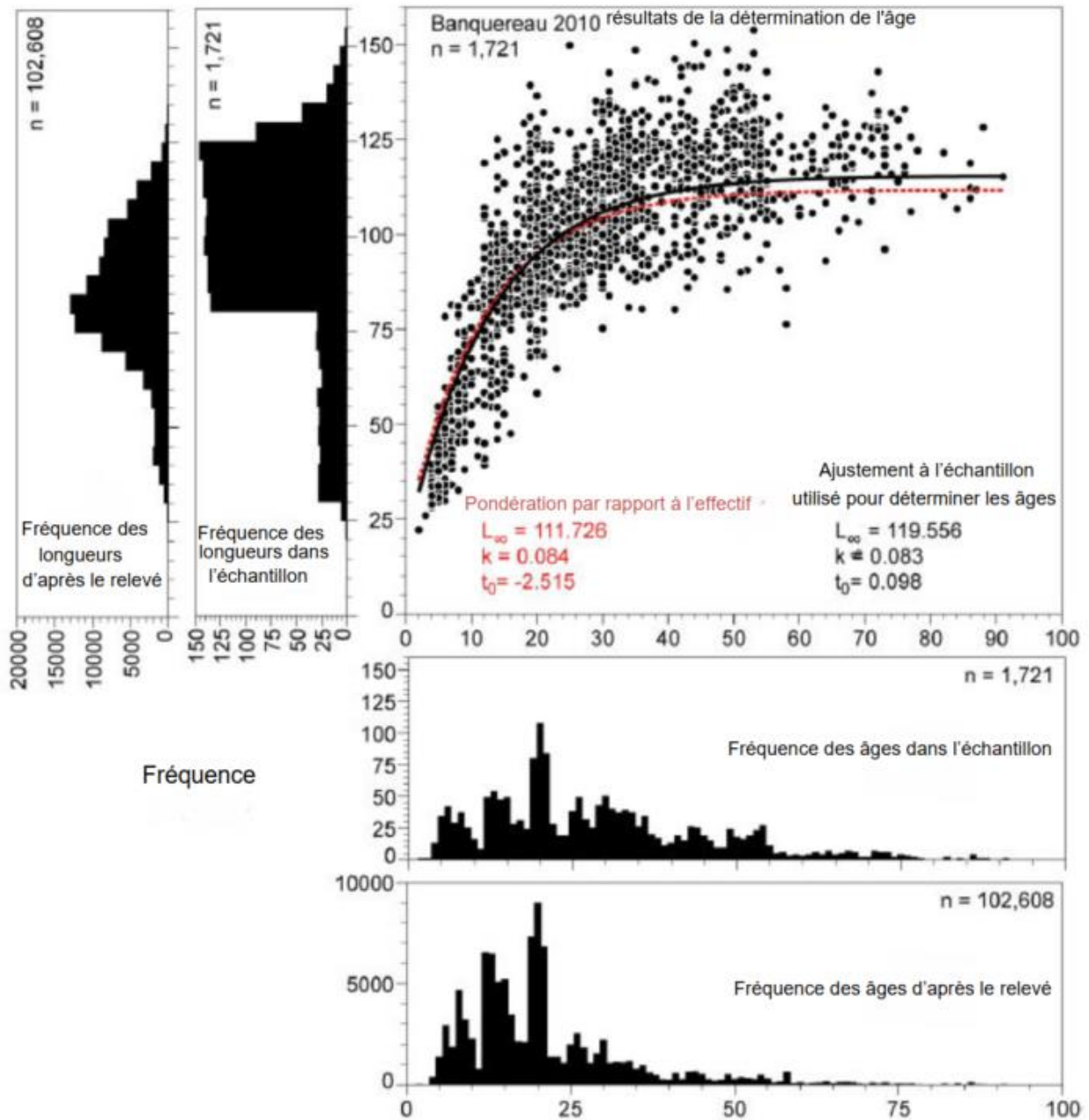


Figure 10. Relevé et échantillon pour la fréquence des longueurs, résultats de la détermination de l'âge et échantillon et résultats estimés concernant la fréquence des âges dans le relevé à partir de la détermination de l'âge au sein d'un échantillon aléatoire de 1 721 mactres de Stimpson dans le cadre du relevé des myes au large du Banquereau de 2010 (reproduit à partir de Roddick et al. 2012)

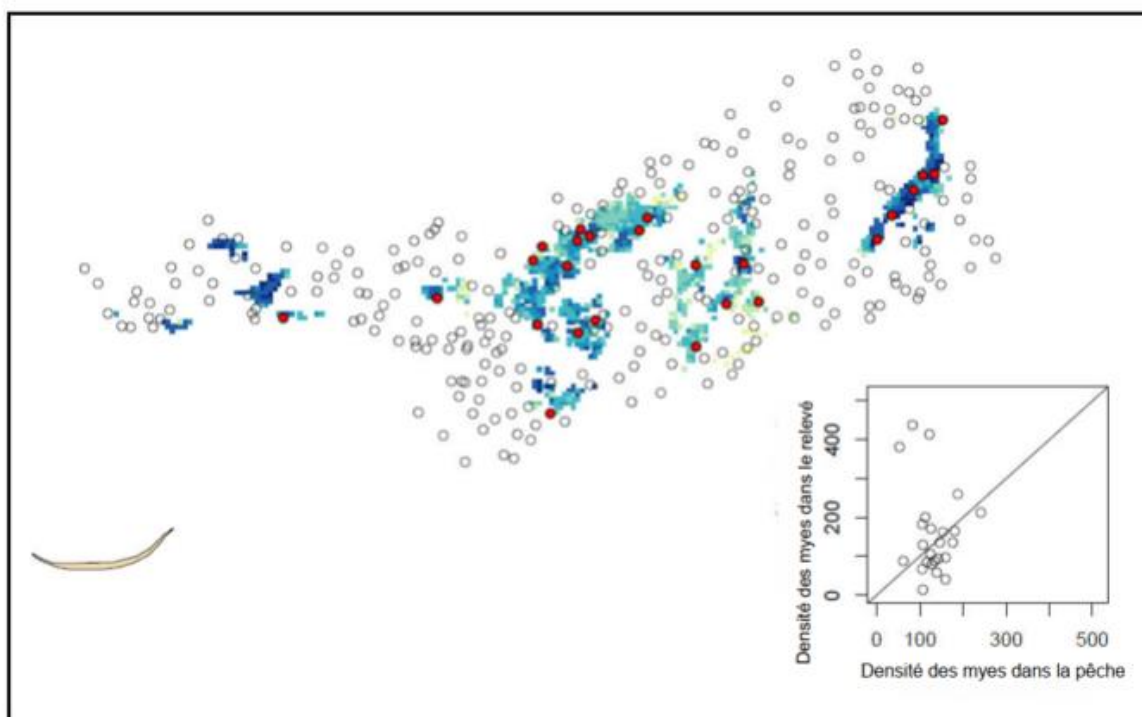
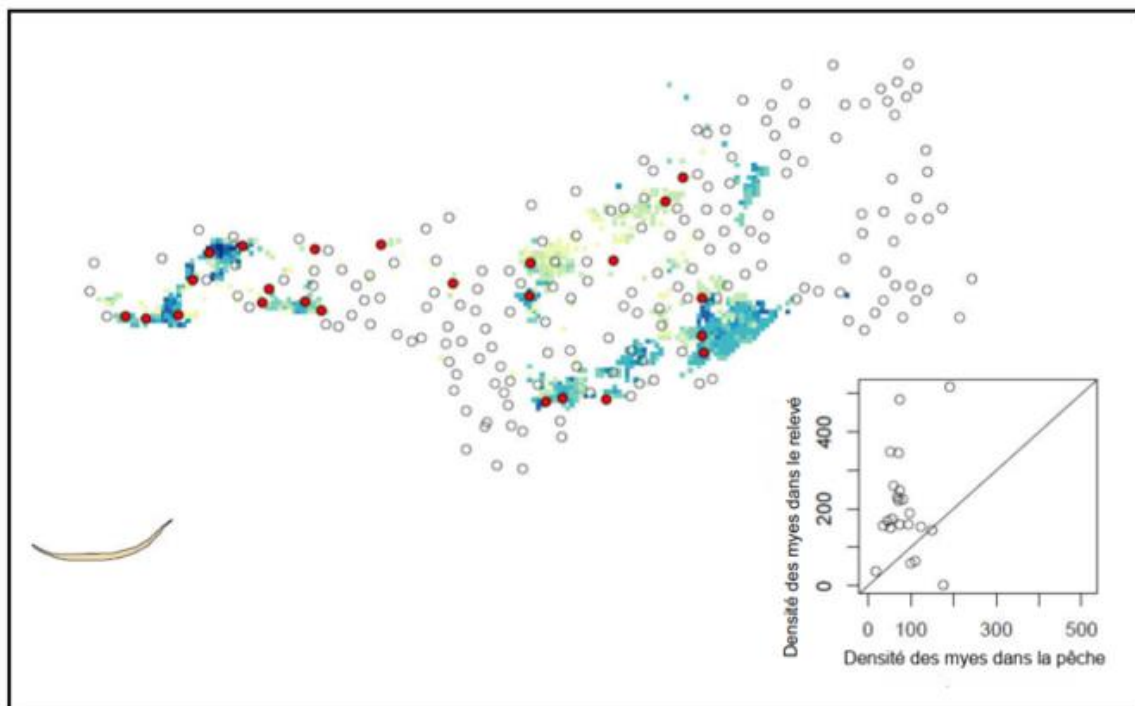


Figure 11. Comparaison des emplacements des stations de relevé pour le relevé des mactres de Stimpson de 2010 sur le Banquereau et captures par unité d'effort dans la pêche (CPUE; g/m^2) pour 2004 (en haut) et 2010 (en bas). Les cercles représentent les stations d'échantillonnage et les cercles rouges montrent les emplacements où le relevé et l'effort de pêche se chevauchent. Les estimations de la densité à ces emplacements sont incluses dans le graphique en médaillon de la densité des myes estimées dans la pêche versus la densité estimée à partir du relevé.

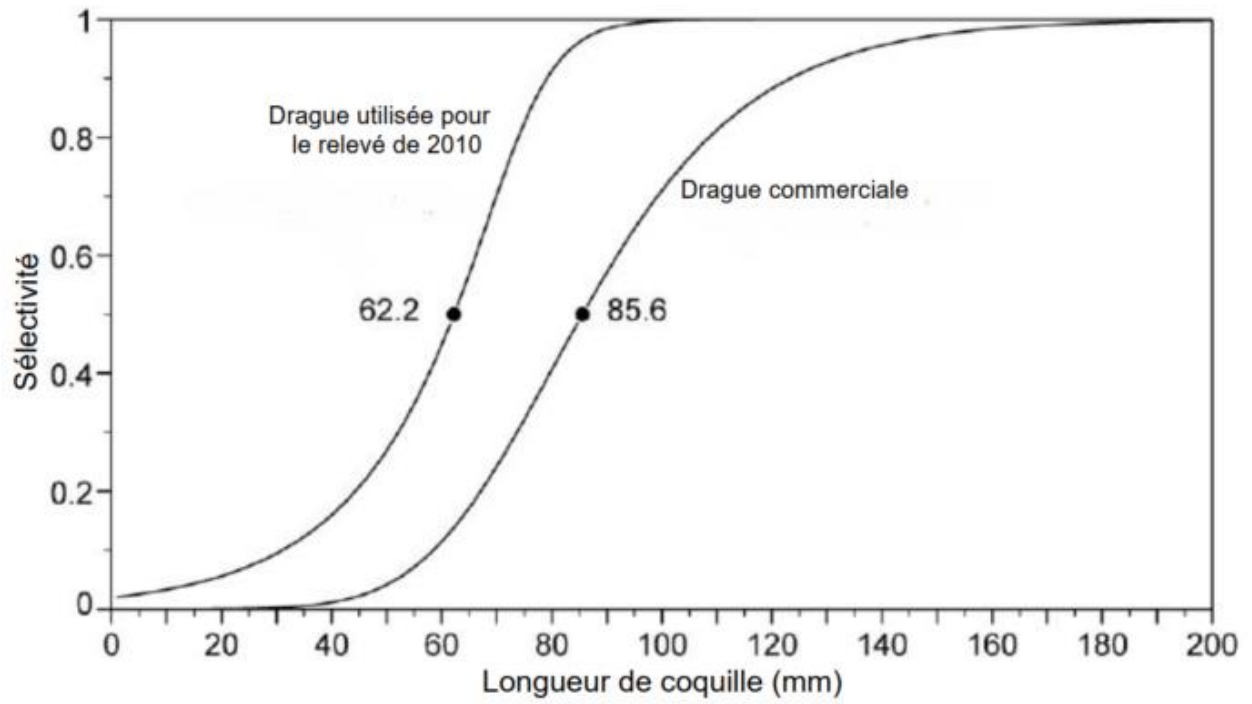


Figure 12. Courbes de sélectivité pour la drague utilisée dans le cadre du relevé de 2010 et pour la drague commerciale des myes. Les tailles à 50 % de rétention sont montrées (Roddick et al. 2012).

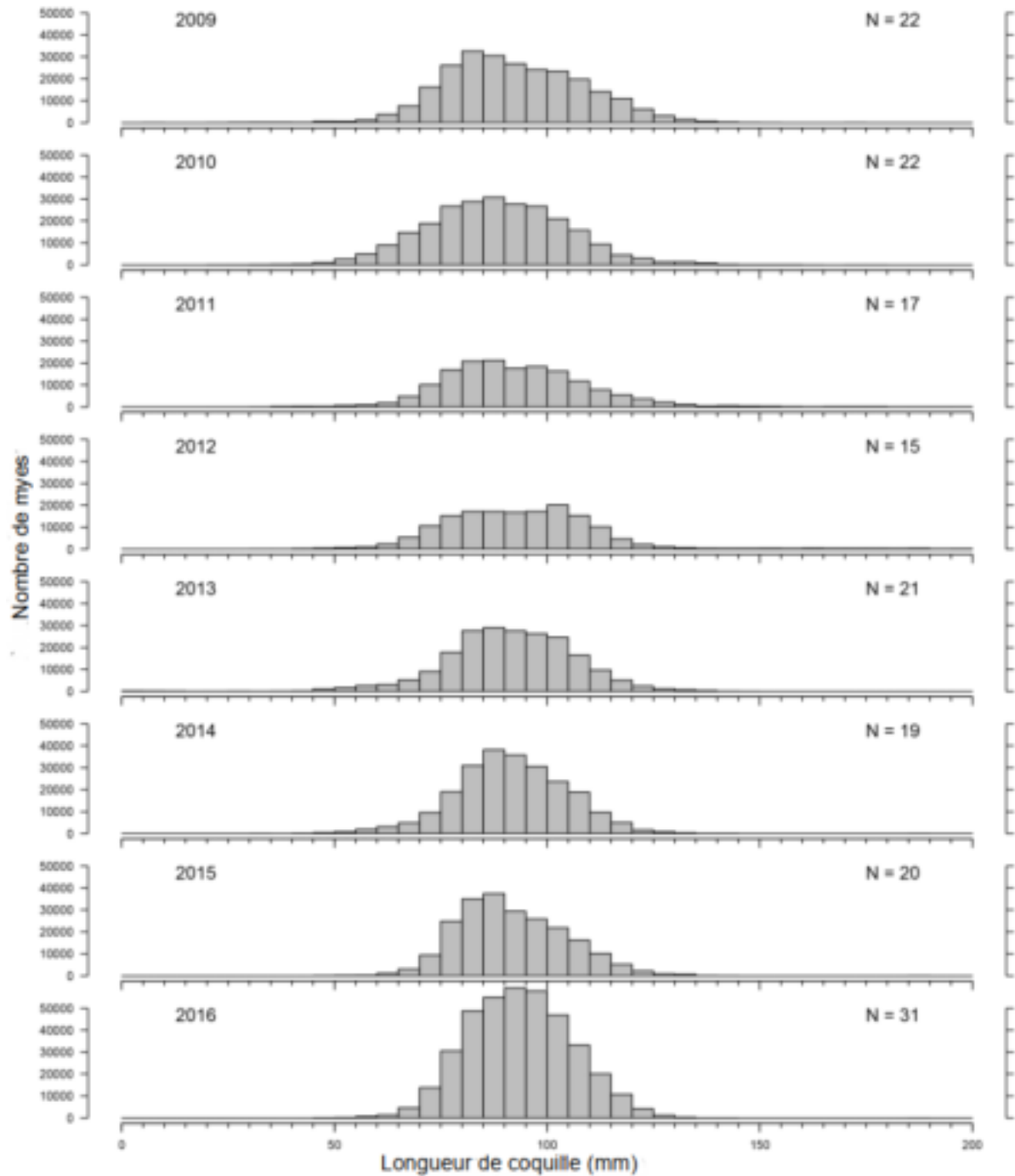


Figure 13. Distribution de la fréquence des longueurs des mactres de Stimpson capturées dans la pêche commerciale entre 2009 et 2016

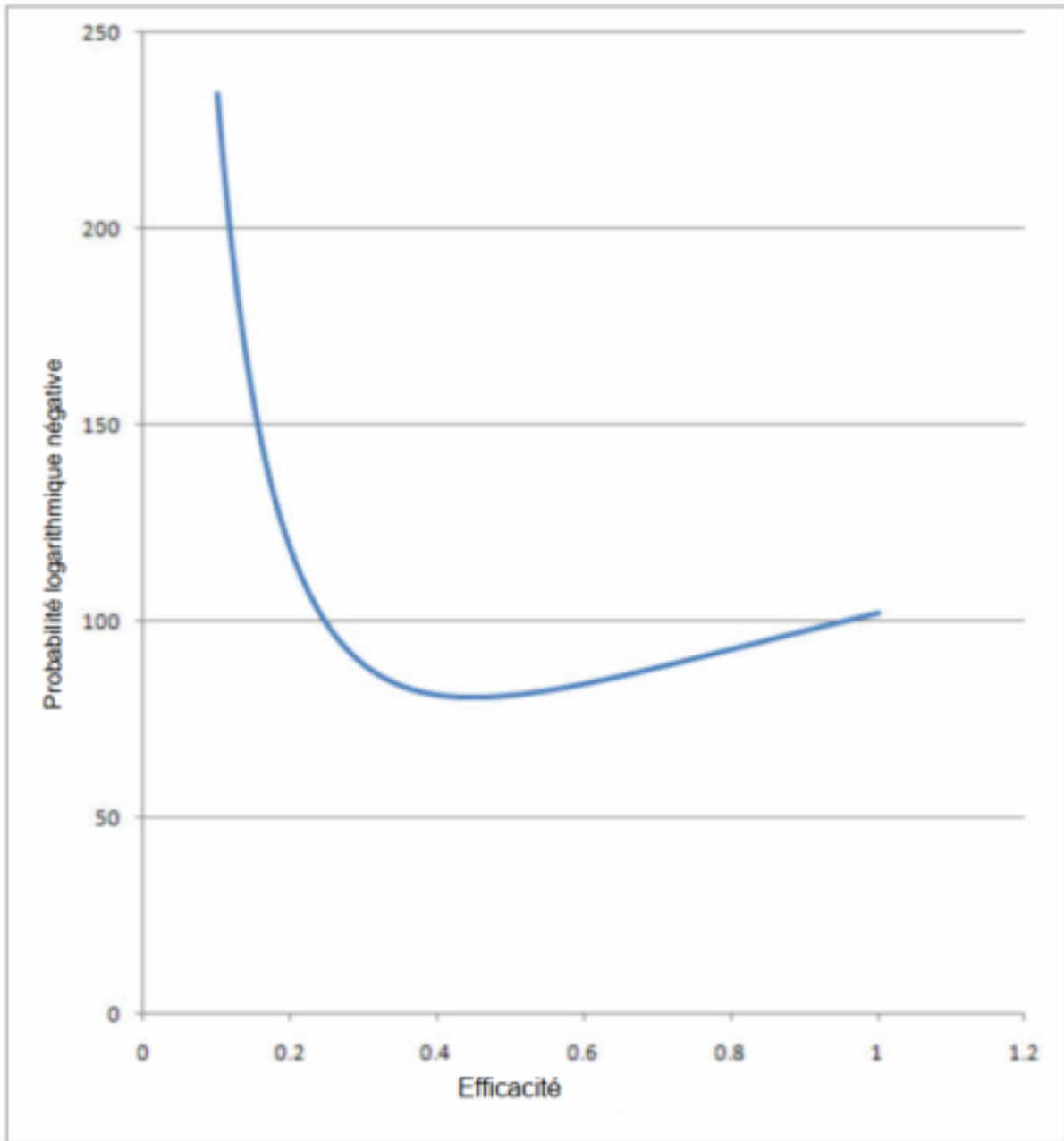


Figure 14. Profil de vraisemblance de l'estimation de l'efficacité des dragues à partir d'un modèle des parcelles (reproduit à partir de Roddick et al. 2012)

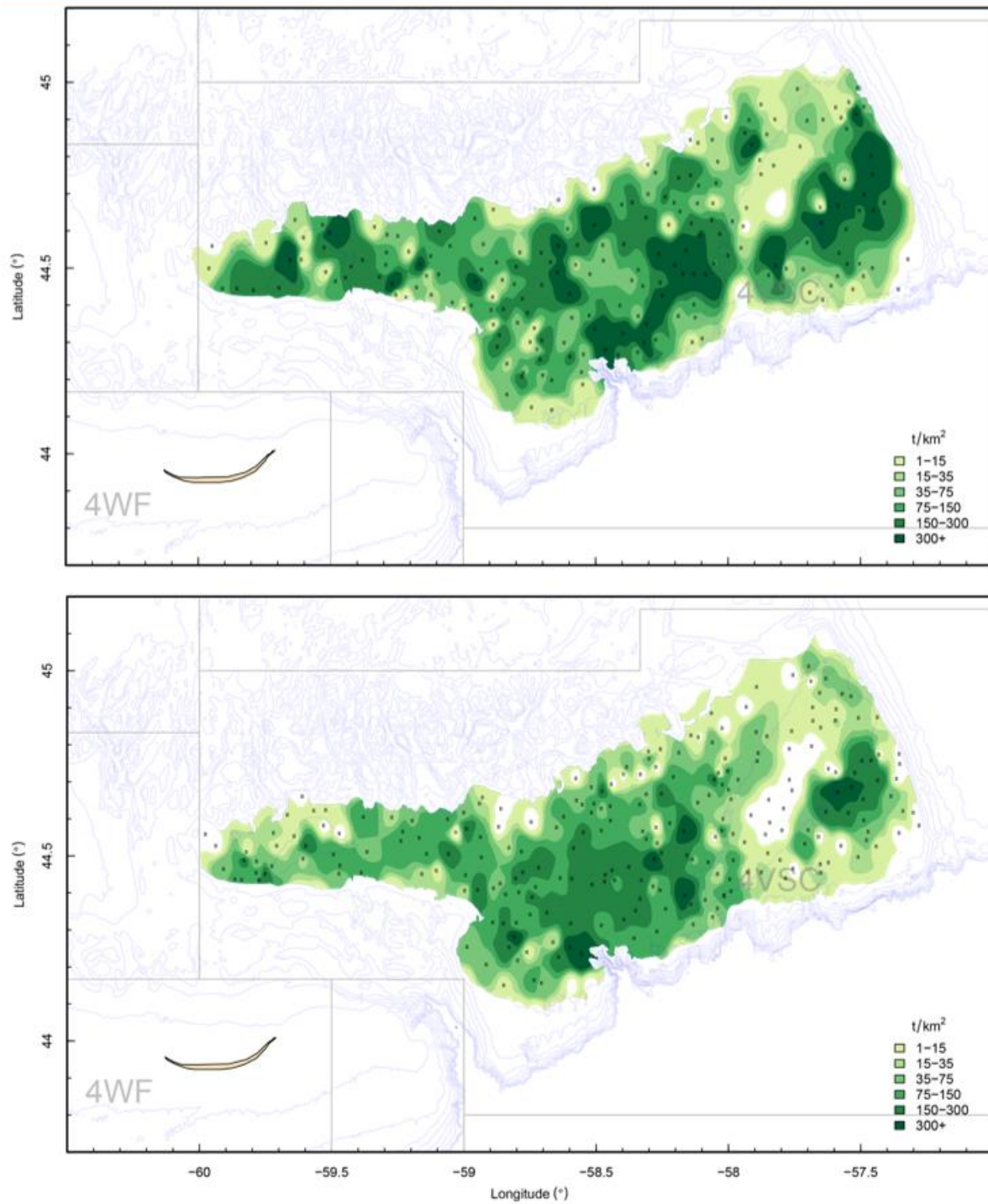


Figure 15. Graphique de contours de la densité estimée de la biomasse de mactres de Stimpson (tonnes/km²) selon les relevés de 2004 (panneau du haut) et de 2010 (panneau du bas) au large du Banquereau

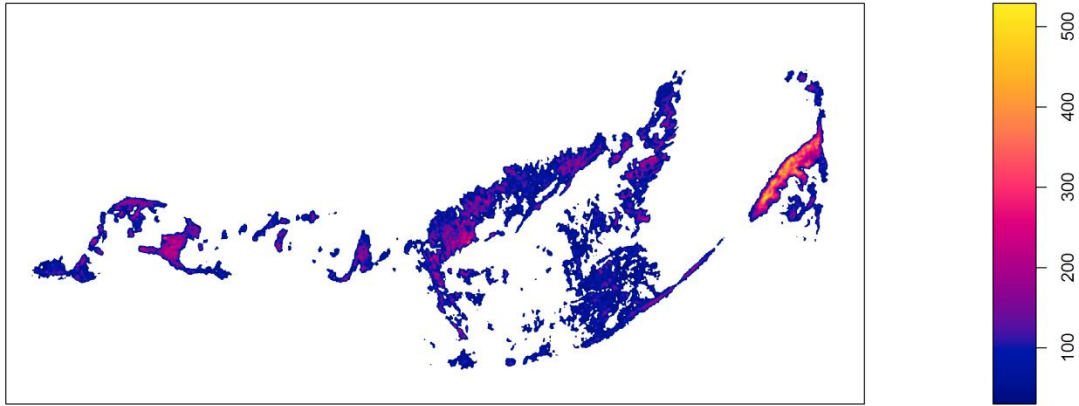


Figure 16. Densité estimée mesurée par le Système de surveillance des navires (SSN) à partir de la méthode de lissage par noyau, avec un écart-type de 0,2 pour une résolution de 100 m². La barre d'échelle indique l'intensité mesurée par le SSN exprimée sous la forme du nombre de transmissions (impulsions) par km² pour la période allant de 2004 à 2016. Les zones en couleur sont celles où l'intensité mesurée par le SSN est supérieure à 30 impulsions/km².

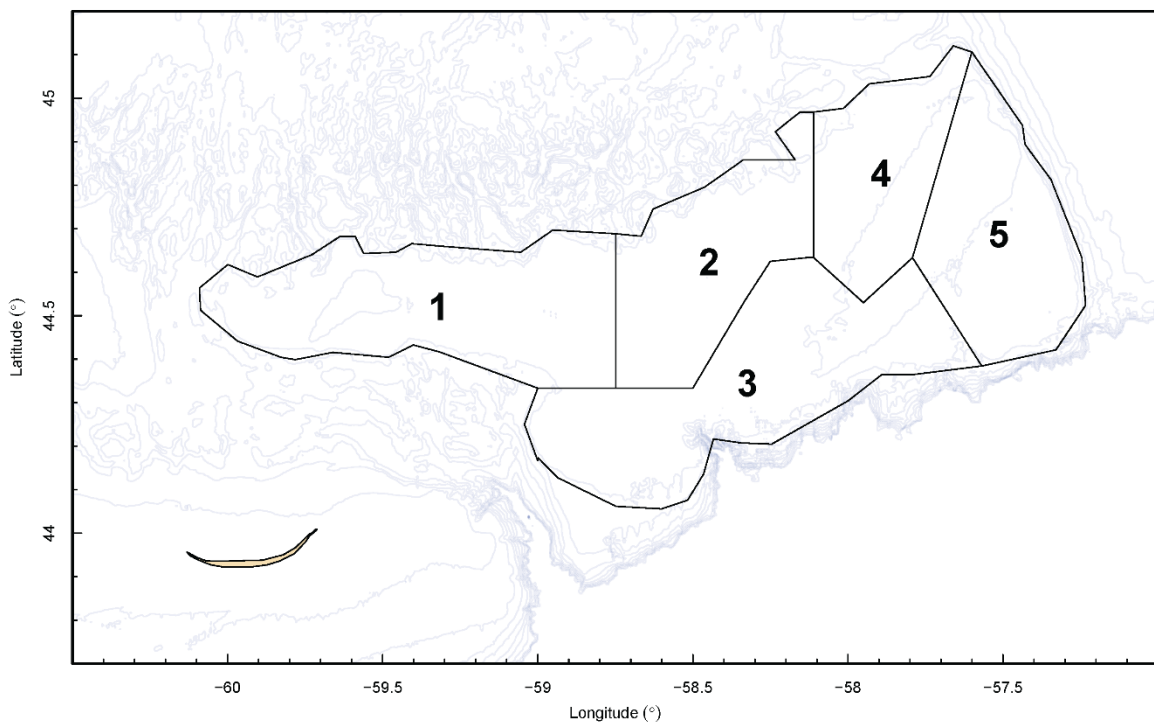


Figure 17. Cinq zones d'évaluation spatiale utilisées pour les analyses

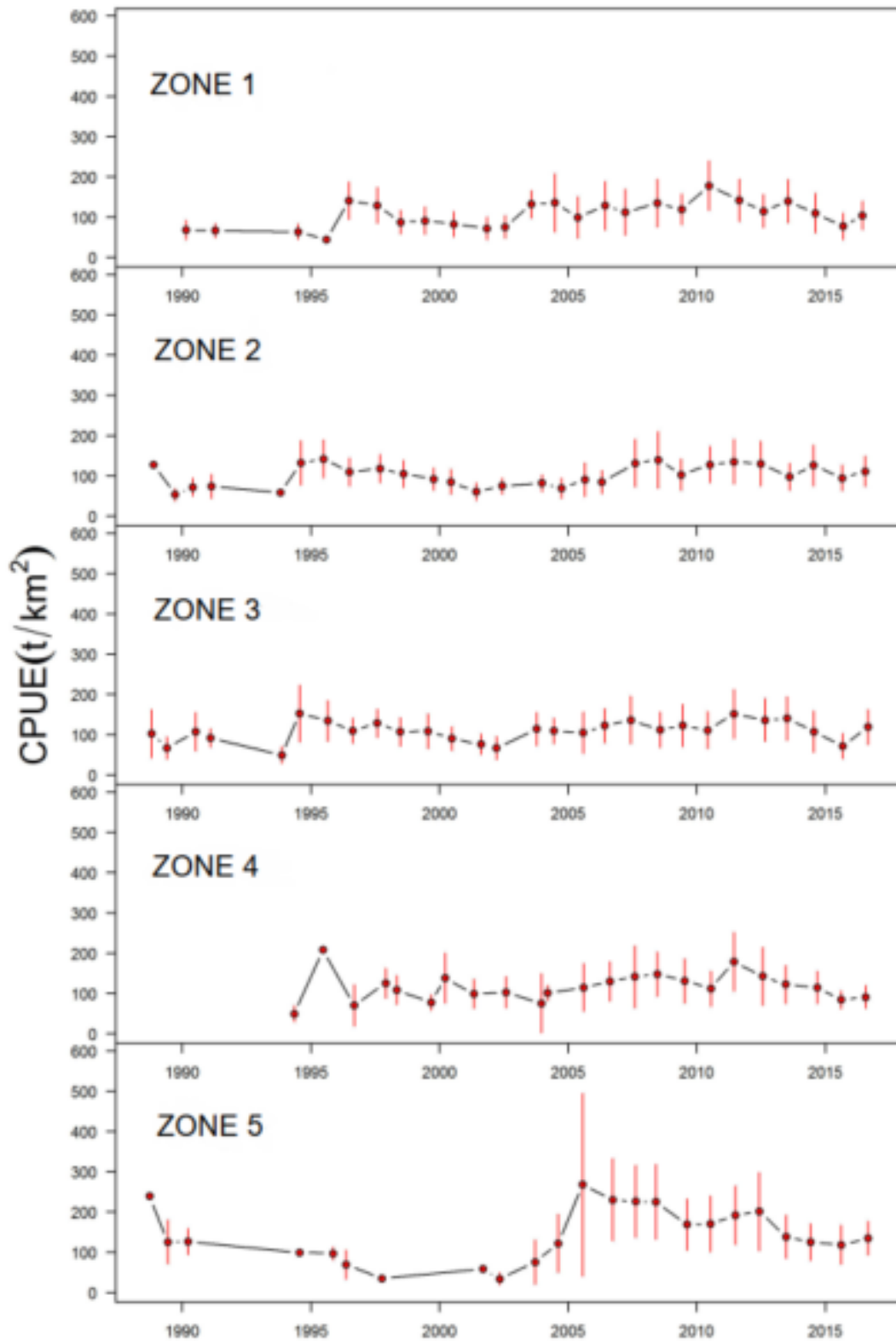


Figure 18. Captures par unité d'effort (CPUE) par zone entre 1989 et 2016. Les valeurs moyennes annuelles (points rouges) sont présentées, avec un écart-type de ± 1 (lignes rouges).

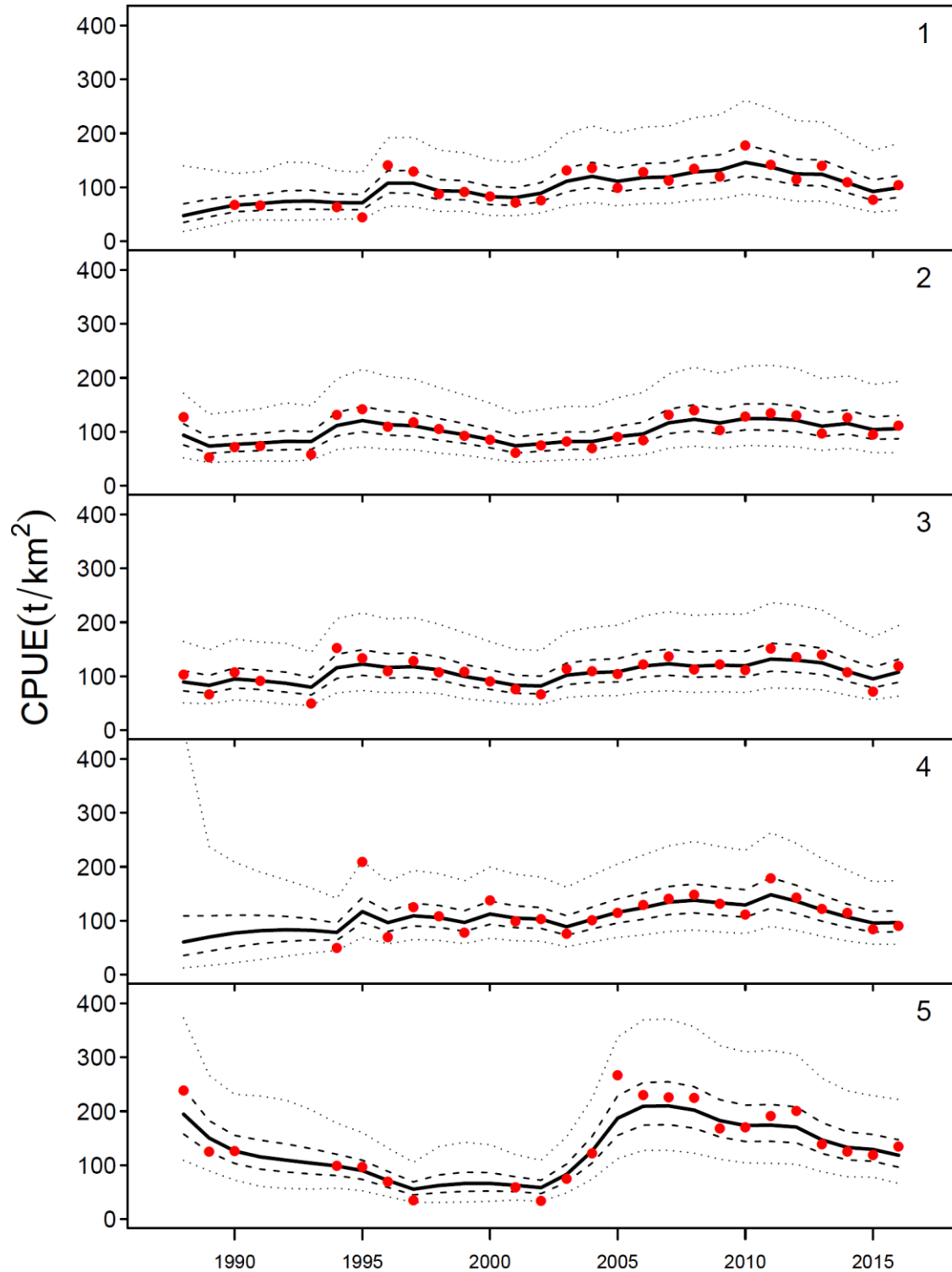


Figure 19. Modèle de production spatial ajusté à l'indice annuel des captures par unité d'effort (CPUE) (points rouges) pour chaque zone (1 à 5) entre 1988 et 2016. La ligne pleine représente la médiane, la ligne tirée représente un intervalle de crédibilité à 50 %, et la ligne pointillée représente un intervalle de crédibilité à 95 %.

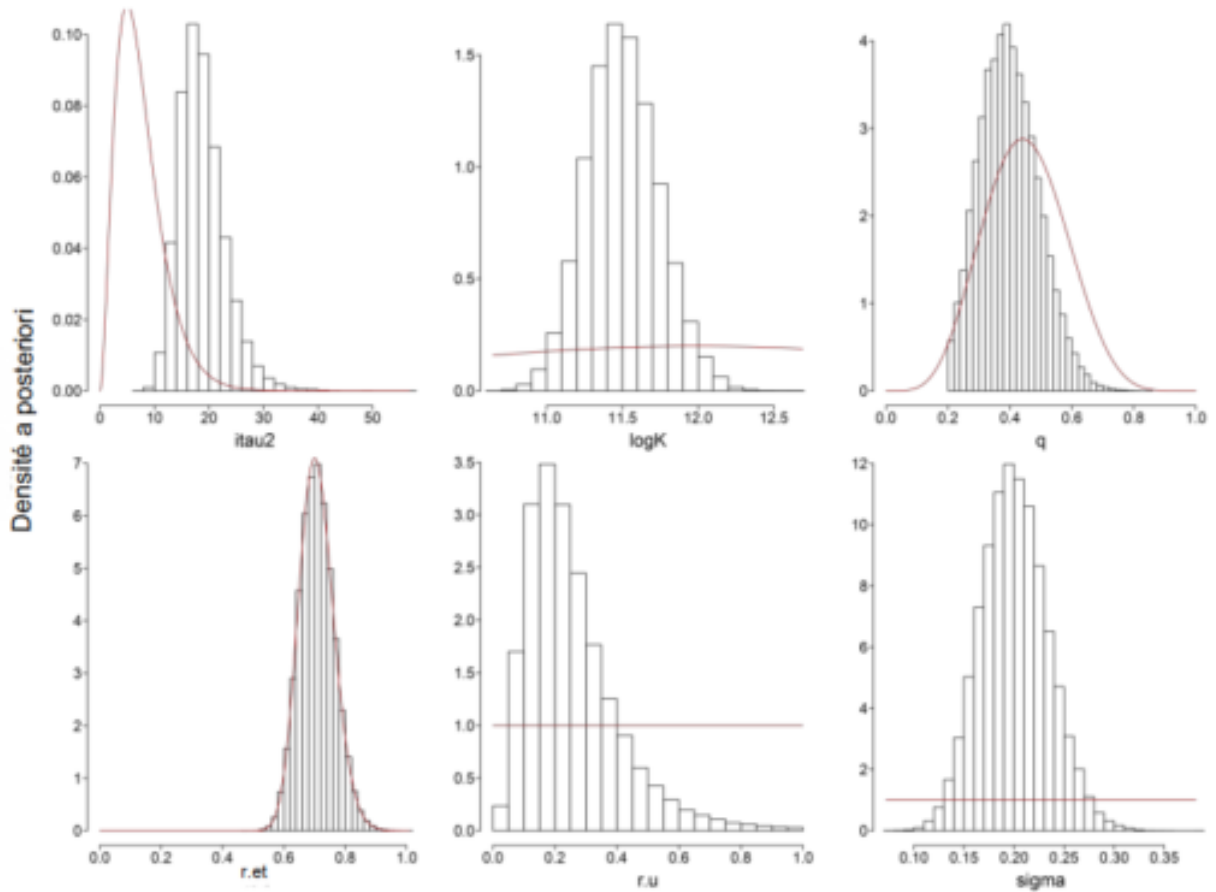


Figure 20. Histogrammes montrant les valeurs a posteriori de la densité marginale pour les estimations des paramètres communs inclus dans le modèle de production spatiale. En haut, de gauche à droite : précision de l'information ($itau2$), logarithme de la capacité de charge moyenne ($logK$) et efficacité des dragues (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 du processus ($sigma$). Les lignes rouges indiquent les distributions de la densité a priori.

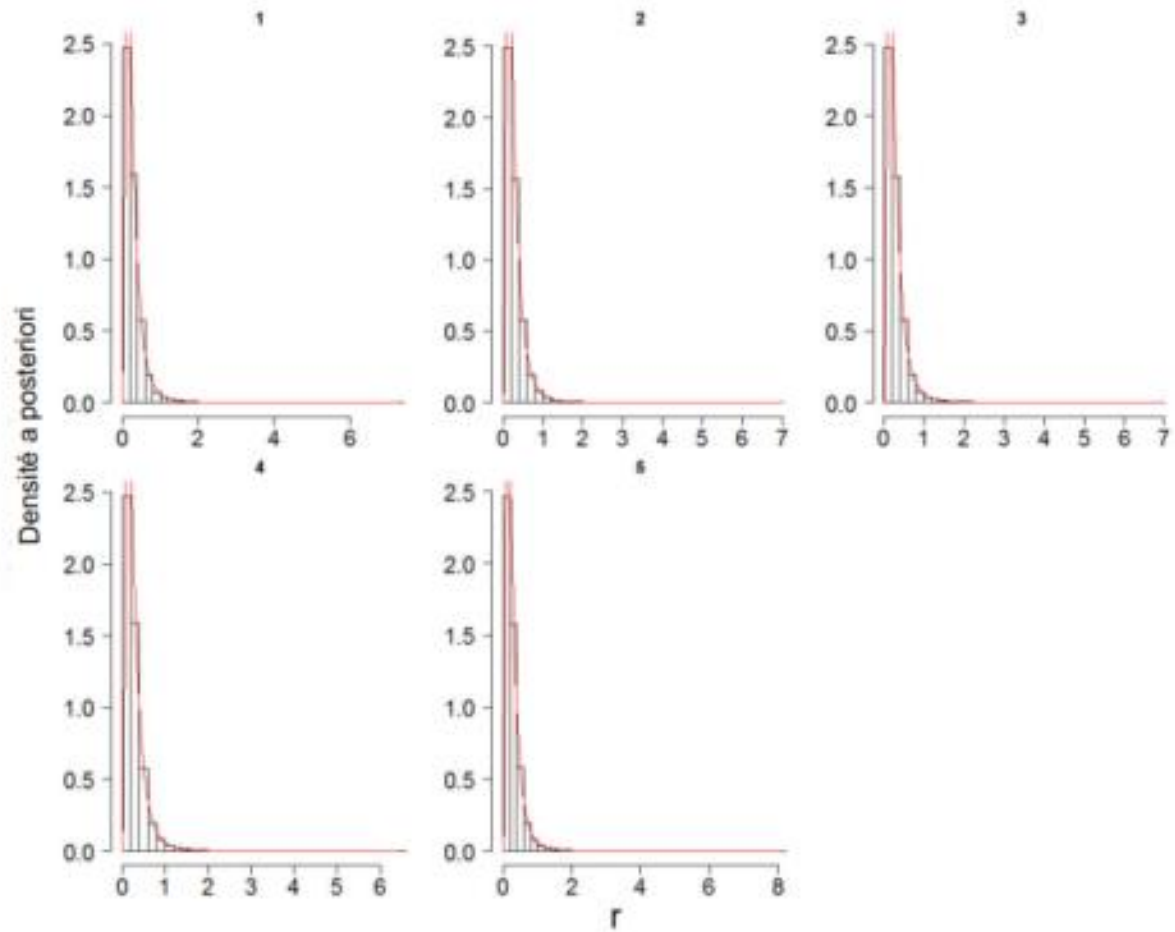


Figure 21. Histogrammes montrant les valeurs a posteriori de la densité marginale pour les estimations du taux de croissance de la population (r) pour chaque zone (1 à 5) à partir du modèle de production spatial. Les lignes rouges indiquent les distributions a priori de la densité de ces estimations qui sont définies par la moyenne et l'écart-type des paramètres montrés à la figure 20.

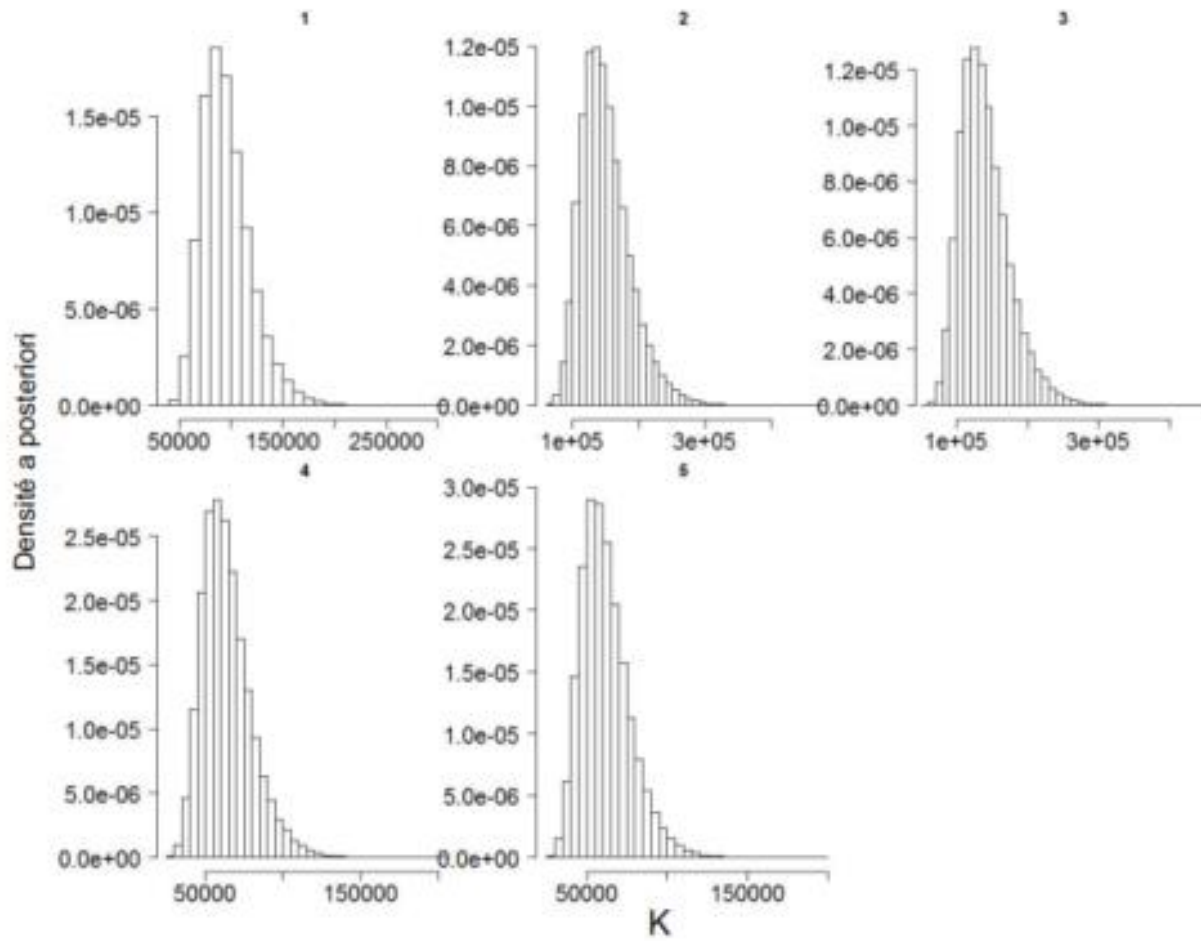


Figure 22. Histogrammes montrant les valeurs a posteriori de la densité marginale pour les estimations de la capacité de charge (K) pour chaque zone (1 à 5) à partir du modèle de production spatial

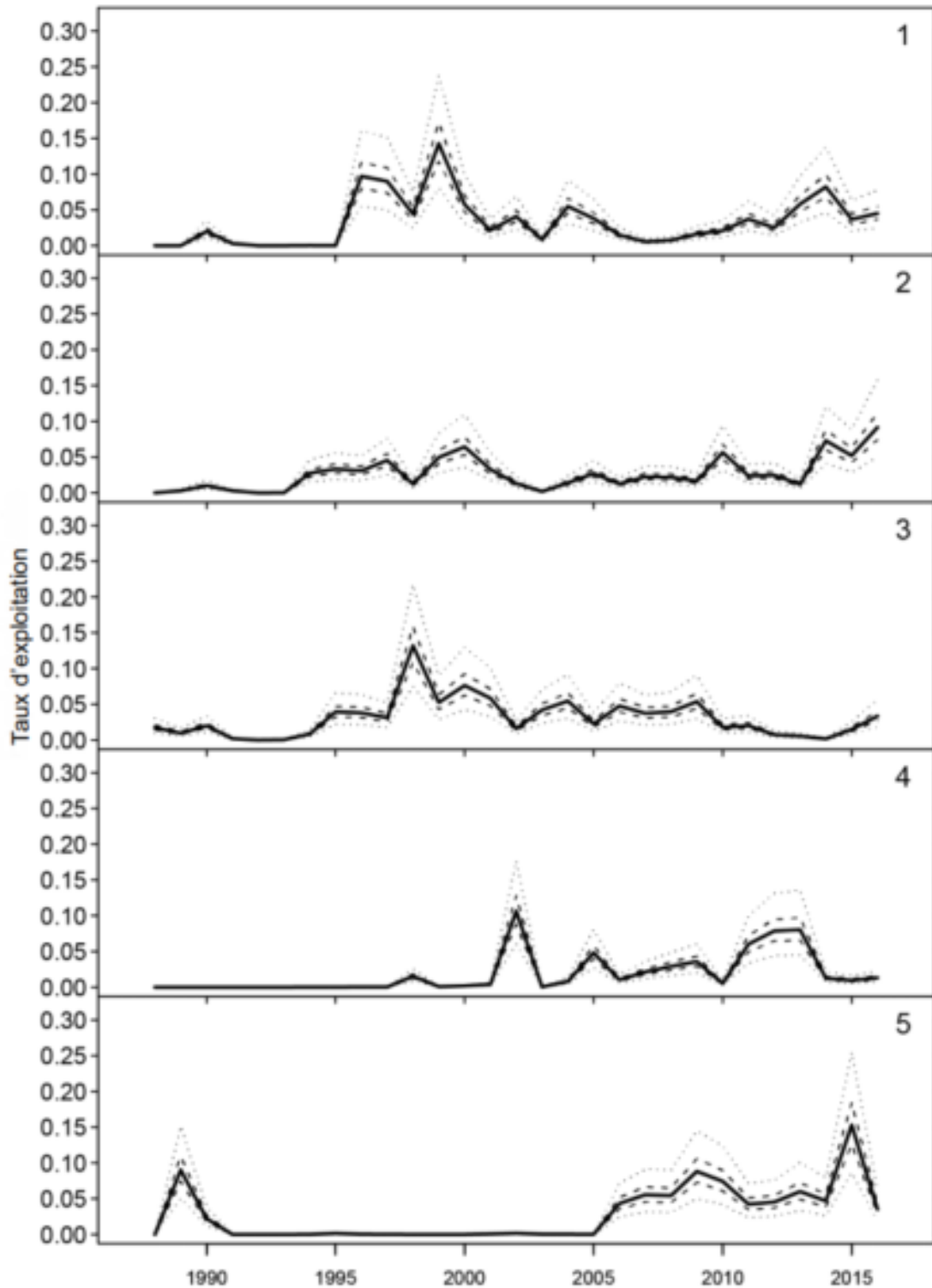


Figure 23. Estimations du taux d'exploitation entre 1988 et 2016 à partir du modèle de production spatial par zone. La ligne pleine représente la médiane, la ligne tirée représente un intervalle de crédibilité à 50 %, et la ligne pointillée représente un intervalle de crédibilité à 95 %.

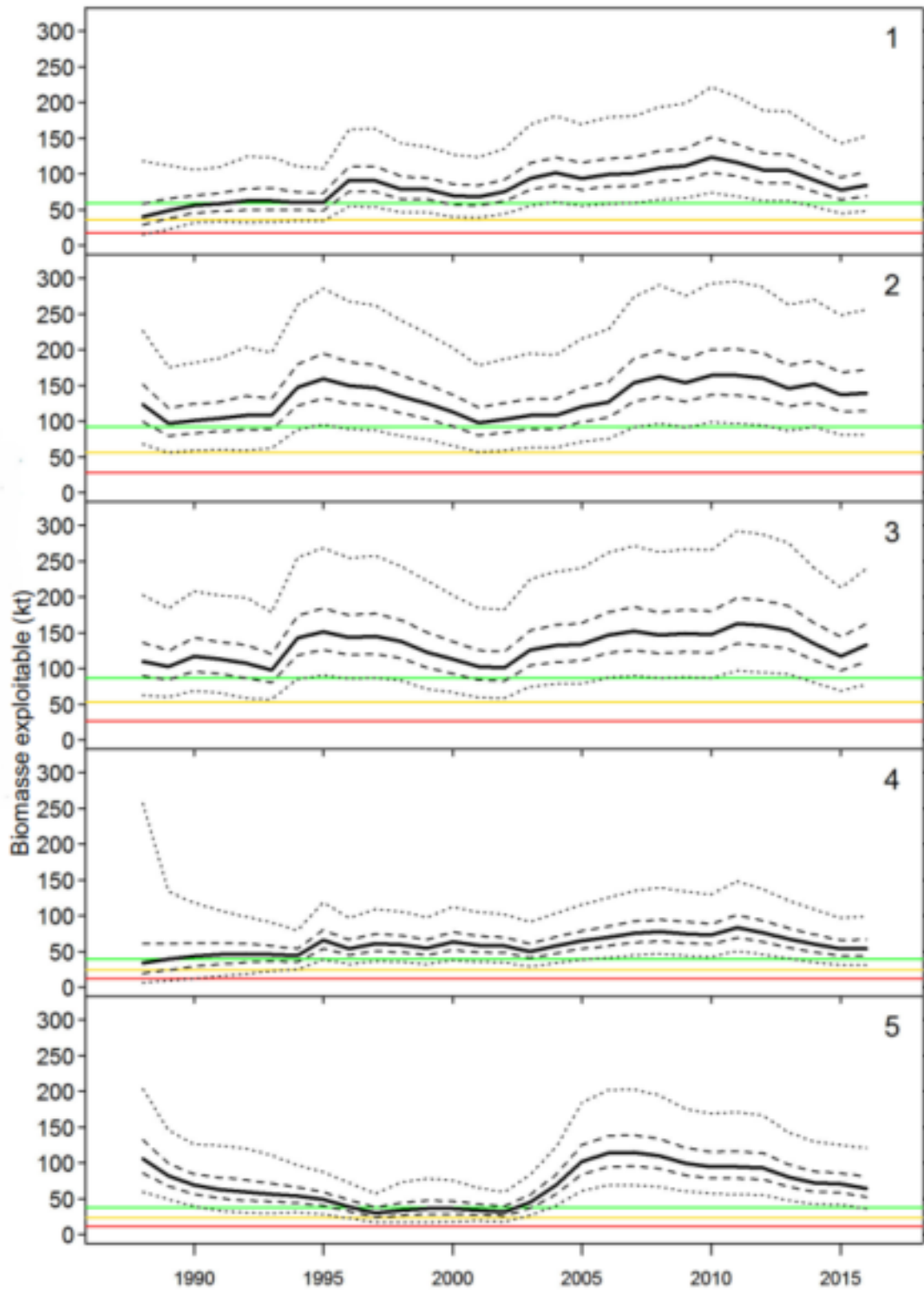


Figure 24. Estimations de la biomasse (biomasse exploitable en kilotonnes) entre 1988 et 2016 à partir du modèle de production spatial par zone (1 à 5). La ligne pleine représente la médiane, la ligne tiretée représente un intervalle de crédibilité à 50 %, et la ligne pointillée représente un intervalle de crédibilité à 95 %. La ligne rouge représente les points de référence limites, la ligne jaune les points de référence supérieurs, et la ligne verte les points de référence des CPUE.

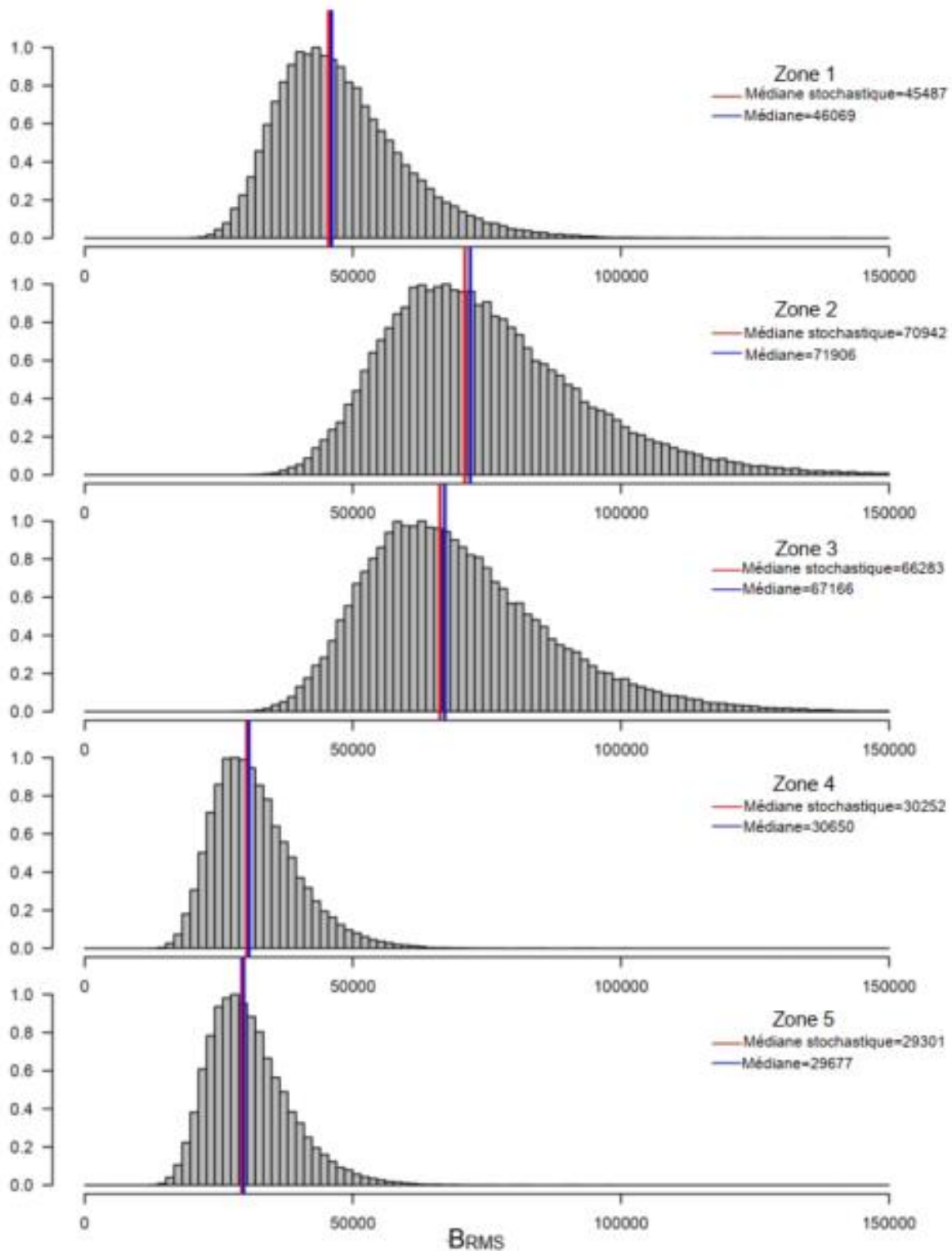


Figure 25. Densités a posteriori des points de référence de BRMS par zone, de pair avec la médiane (en bleu) et la médiane stochastique (en rouge) des estimations indiquées

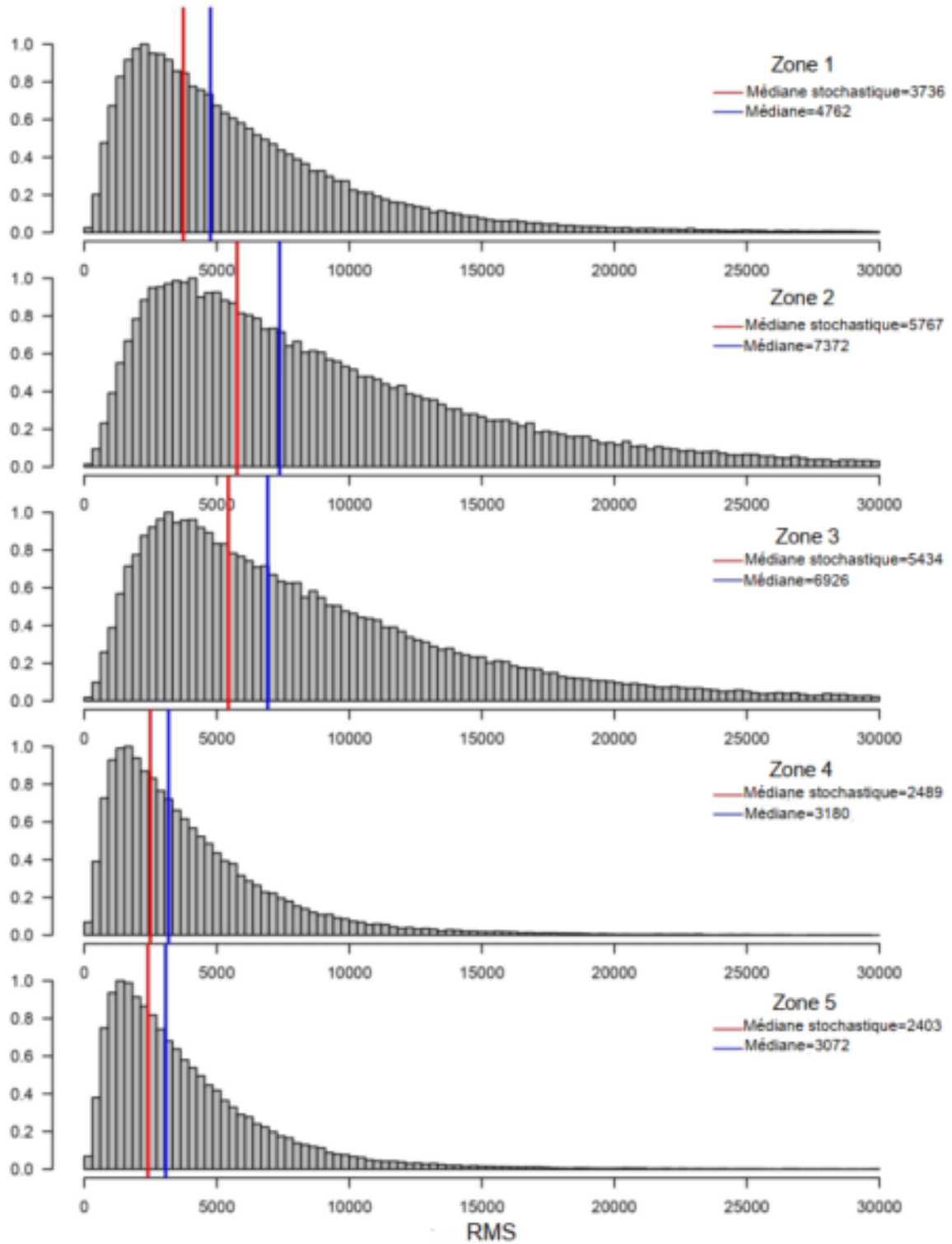


Figure 26. Distribution a posteriori des points de référence du RMS par zone, de pair avec la médiane (en bleu) et la médiane stochastique (en rouge) des estimations indiquées

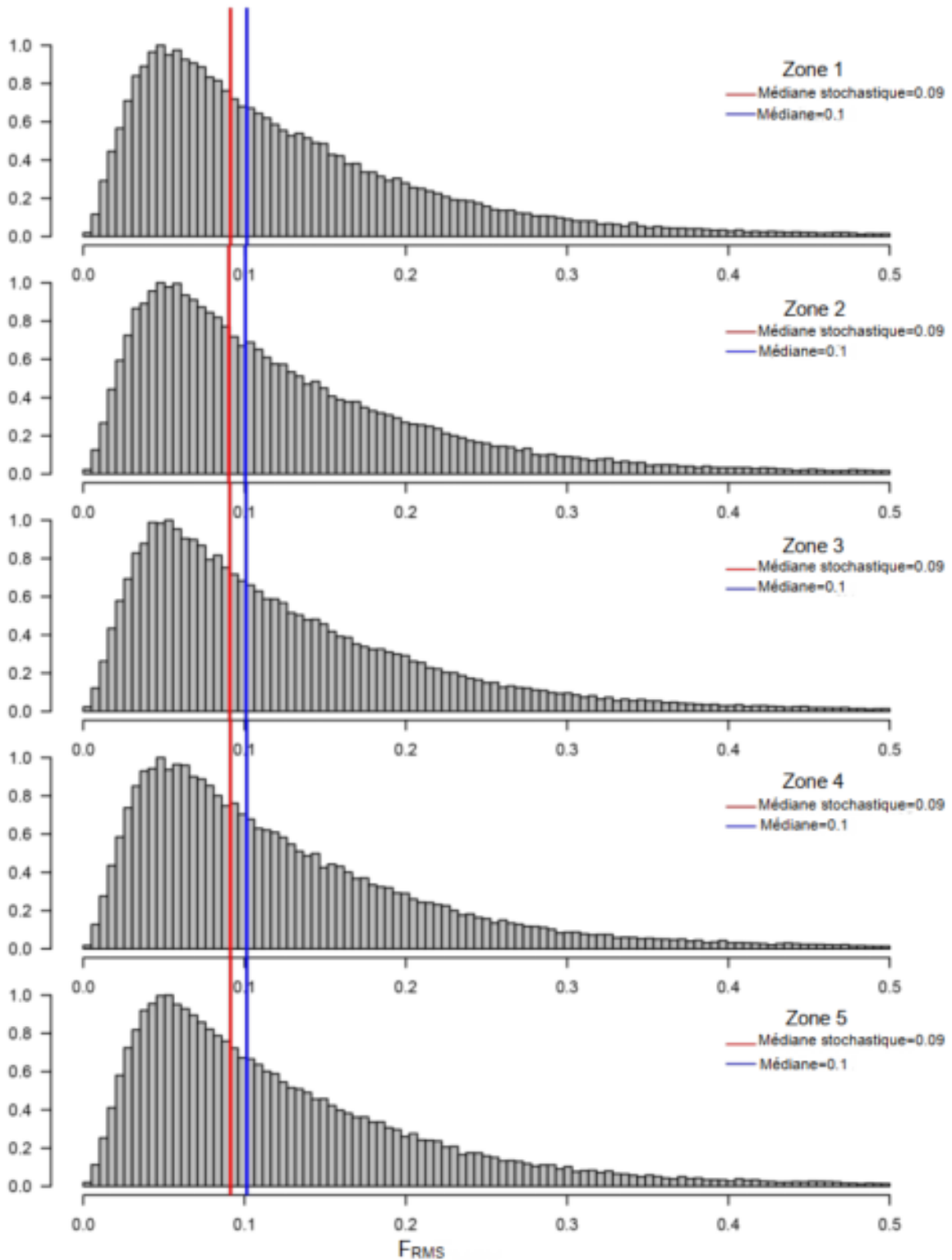


Figure 27. Distribution a posteriori des points de référence de F_{RMS} par zone, de pair avec la médiane (en bleu) et la médiane stochastique (en rouge) des estimations indiquées

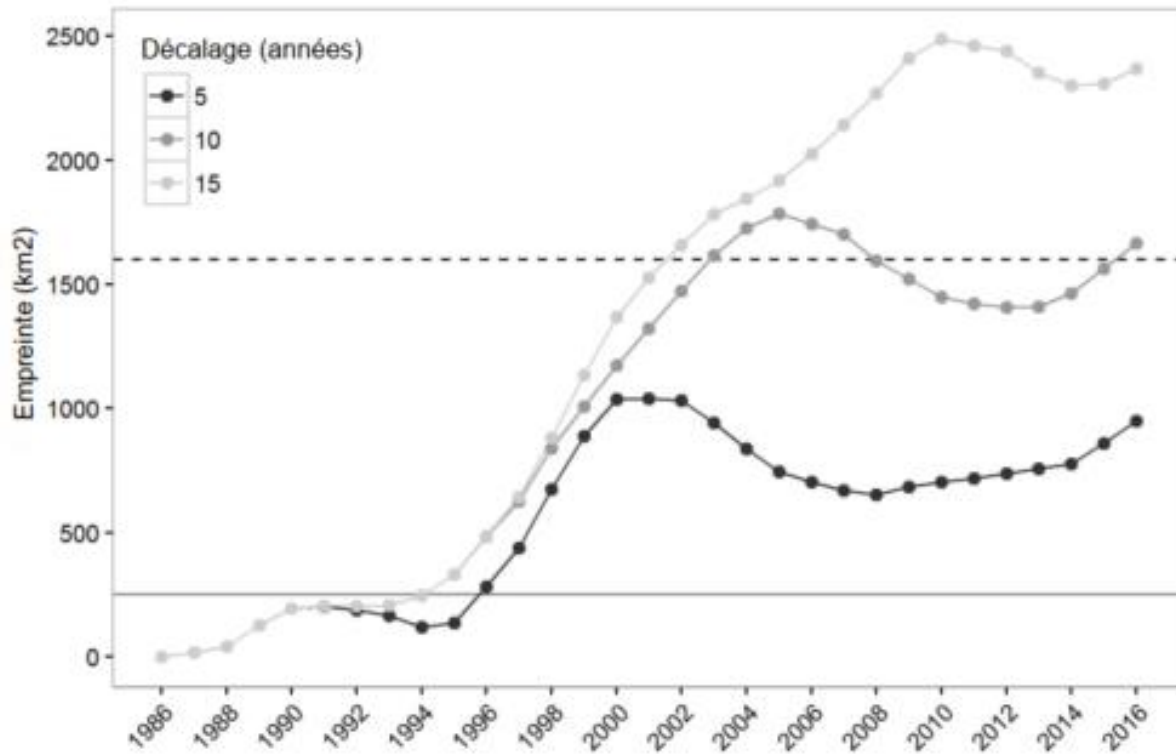


Figure 28. Empreinte cumulative des pêches à des intervalles de 5, 10 et 15 ans pour le Banquereau. La ligne pleine représente le niveau seuil de l'empreinte de 250 km², et la ligne tiretée indique la zone exploitée estimée jusqu'en 2016 (1 601,2 km²)

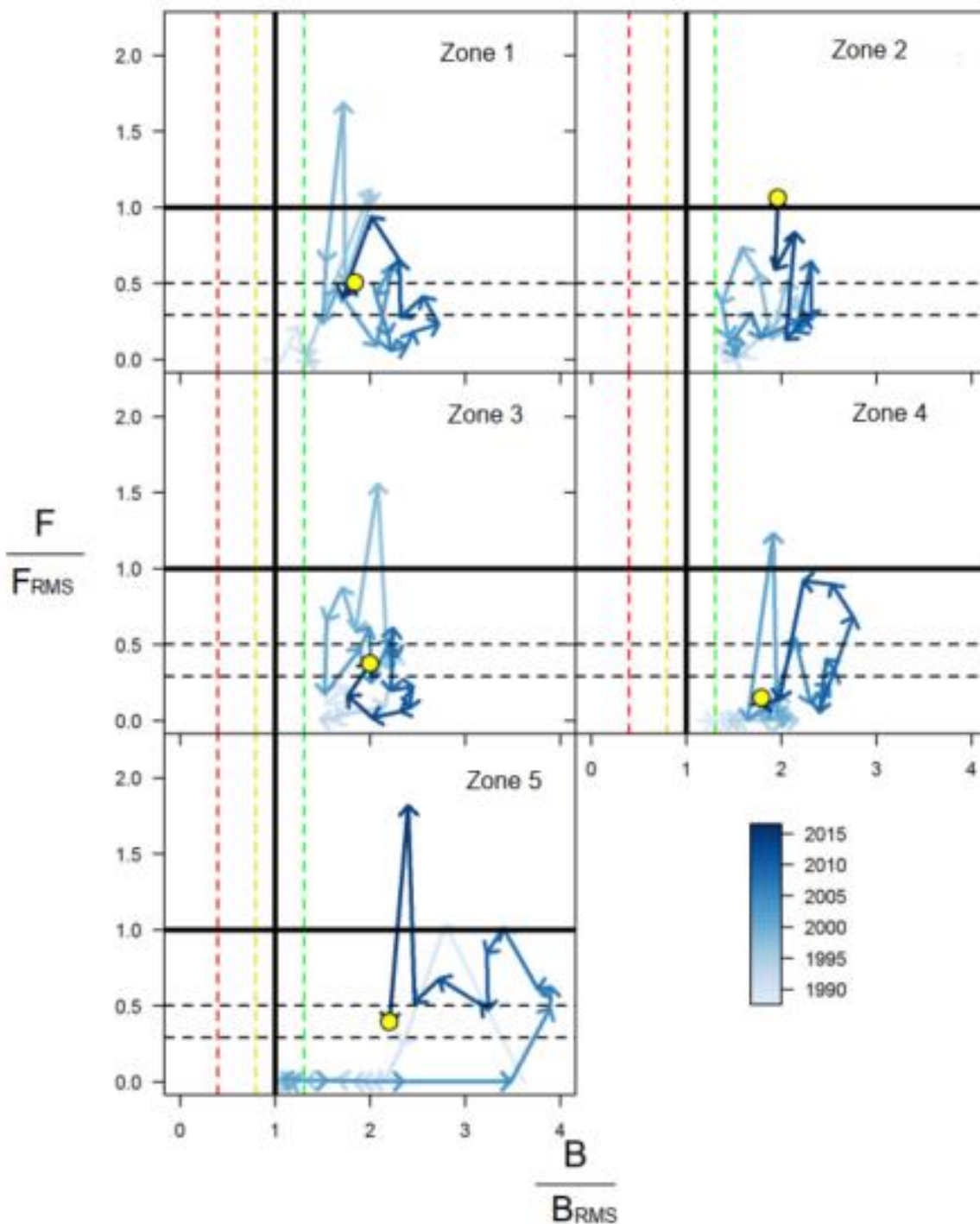


Figure 29. Diagrammes de phase montrant la biomasse des géniteurs par rapport à B_{RMS} (B/B_{RMS}) le long de l'axe des x et la mortalité par pêche par rapport à F_{RMS} (F/F_{RMS}) le long de l'axe des y. Les niveaux de référence de la biomasse sont indiqués par la large ligne verticale ($B/B_{RMS} = 1$), et les lignes tiretées de couleur indiquent le PRL (en rouge), la RSS (en jaune) et les CPUE (en vert). Les niveaux de référence de mortalité par pêche sont indiqués par la large ligne horizontale ($F/F_{RMS} = 1$) et par des lignes tiretées pour $0,5F_{RMS}$ et $0,33M$ ($0,0264$). Les flèches de couleur indiquent les données pour chaque année (de 1988 à 2016). Les cercles jaunes indiquent les estimations de 2016 concernant la biomasse et la mortalité par pêche relatives.

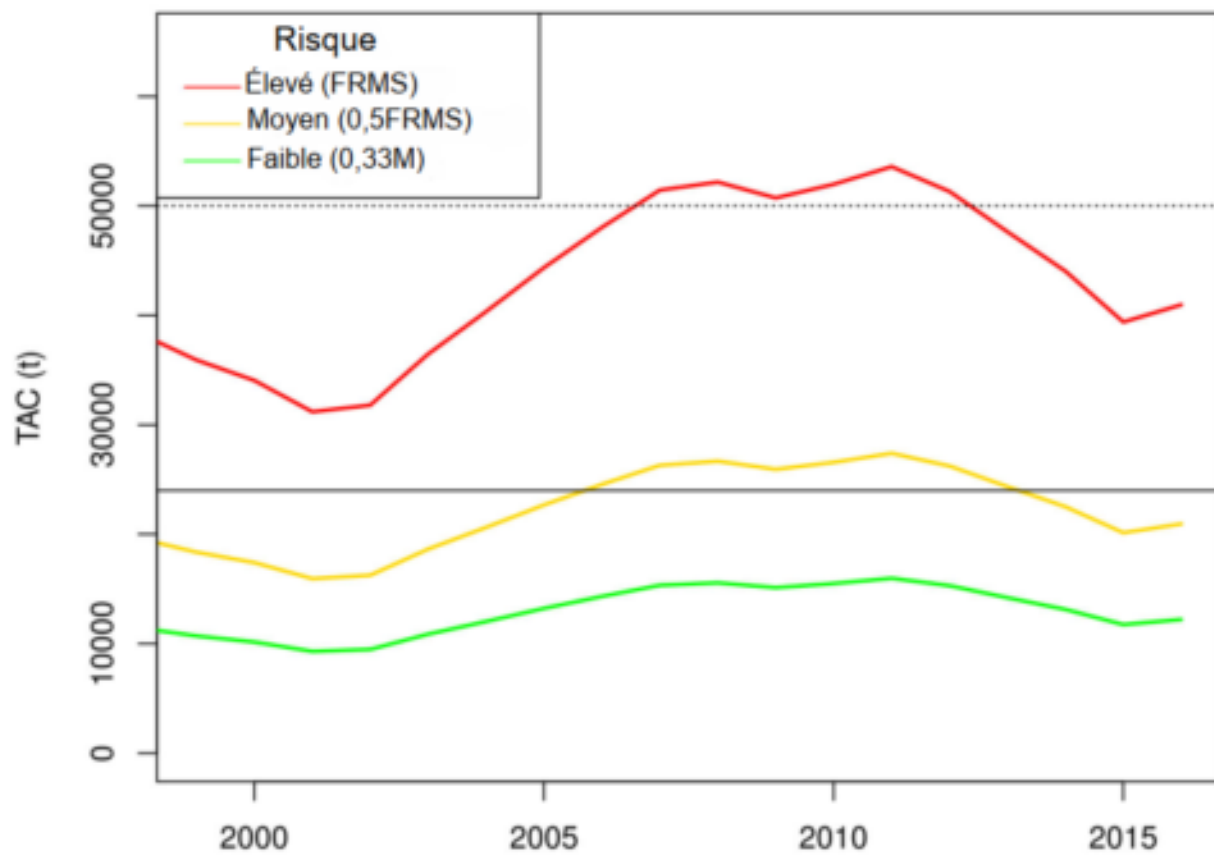


Figure 30. Illustration de ce qu'auraient pu être les totaux autorisés des captures (TAC) en vertu des différentes références d'exploitation relevées dans les scénarios de risque. La ligne pleine horizontale indique le TAC réel.

ANNEXE

ANNEXE 1. PROGRAMME DE SURVEILLANCE SCIENTIFIQUE AU LARGE DE LA MACTRE DE STIMPSON (*MACTROMERIS POLYNYMA*) : INDICATEURS DE L'ÉTAT DU STOCK COMMERCIAL DE MACTRES DE STIMPSON SUR LE BANQUEREAU ET LE GRAND BANC

État de la pêche à la mactre de Stimpson dans l'Atlantique canadien en 2016

Le programme de surveillance annuel de l'état de la pêche à la mactre de Stimpson dans l'Atlantique canadien est décrit dans le document intitulé « Programme de surveillance scientifique au large de la mactre de Stimpson ». Trois indicateurs sont utilisés pour surveiller la pêche : les captures par unité d'effort (CPUE), l'étendue spatiale ou l'empreinte de la pêche, et l'abondance des myes plus âgées ou plus grosses dans les prises.

Banquereau

Les débarquements de mactres de Stimpson dans la pêche sur le Banquereau en 2016, tels que consignés dans les journaux de bord fournis par l'industrie au Secteur des sciences du MPO, se chiffraient à 24 154 t, par rapport à un quota de 24 000 t (tableau A1).

Les CPUE calculées à partir des données des journaux de bord fournies par l'industrie pour la pêche sur le Banquereau en 2016 font état d'un indice de CPUE annuel moyen de 110 g/m² (tableau A1, figure A1). Cette valeur est supérieure à la valeur de 96 g/m² enregistrée en 2015, et au-dessus du seuil de déclenchement des mesures correctives de 70 g/m².

L'étendue spatiale ou l'empreinte de la pêche sur le Banquereau en 2016 se chiffrait à 220 km² (tableau A1, figure A2). Cette valeur est inférieure à la valeur de 242 km² enregistrée en 2015 et se trouve sous le niveau seuil de 253 km².

La proportion de mactres de Stimpson plus âgées ou plus grosses dans les prises non triées provenant de la pêche sur le Banquereau en 2016, telle que l'indiquent les données d'échantillonnage à bord fournies par l'industrie, était de 2,31 % de prises dont la taille est supérieure ou égale à 120 mm (tableau A2, figure A3). Cette valeur est supérieure au seuil de déclenchement des mesures correctives de 1 % de prises dont la taille est supérieure ou égale à 120 mm et supérieure à la valeur enregistrée en 2015 (1,55 %).

Grand Banc

Les débarquements de mactres de Stimpson dans la pêche sur le Grand Banc en 2016, tels que consignés dans les journaux de bord fournis par l'industrie au Secteur des sciences du MPO, se chiffraient à 13 560 t, par rapport à un quota de 14 756 t (tableau A3).

Les CPUE calculées à partir des données des journaux de bord fournies par l'industrie pour la pêche sur le Grand Banc en 2016 font état d'un indice de CPUE annuel moyen de 142 g/m² (tableau A3, figure A4). Cette valeur est supérieure à la valeur de 97 g/m² enregistrée en 2015, et au-dessus du seuil de déclenchement des mesures correctives de 50 g/m².

L'étendue spatiale ou l'empreinte de la pêche sur le Grand Banc en 2016 se chiffrait à 95,4 km² (tableau A3, figure A5). Cette valeur est supérieure à la valeur de 7,5 km² enregistrée en 2015 et se trouve sous le niveau seuil de 128 km².

La proportion de mactres de Stimpson plus âgées ou plus grosses dans les prises non triées provenant de la pêche sur le Grand Banc en 2016, telle que l'indiquent les données d'échantillonnage à bord fournies par l'industrie, était de 15,48 % de prises dont la taille était supérieure ou égale à 105 mm (tableau A4, figure A6). Cette valeur est supérieure au seuil de

déclenchement des mesures correctives de 1 % des prises dont la taille est supérieure ou égale à 105 mm et a diminué depuis 2015 (19,17 %).

Tableau A1. Prises (t), effort (km²) et captures par unité d'effort (CPUE) par année dans la pêche à la mactre de Stimpson sur le Banquereau

Année	Prises enregistrées dans les journaux de		
	bord (t)	Zone draguée (km ²)	CPUE
1986	29	0,8	36
1987	1 210	16,1	75
1988	2 474	24,5	101
1989	9 159	84,9	108
1990	6 158	68,2	90
1991	714	9,7	74
1992	0	0,0	0
1993	64	2,2	29
1994	5 313	39,8	133
1995	11 425	84,1	136
1996	19 262	156,4	123
1997	19 517	157,2	124
1998	24 456	237,3	103
1999	24 138	254,2	95
2000	20 248	233,3	87
2001	11 014	158,9	69
2002	12 506	149,0	84
2003	16 960	147,0	115
2004	16 493	149,5	110
2005	14 327	141,5	101
2006	15 932	116,7	137
2007	17 931	115,4	155
2008	19 301	130,6	148
2009	24 158	180,5	134
2010	22 558	160,3	141
2011	20 858	131,0	159
2012	20 214	135,9	149
2013	19 270	149,9	129
2014	23 640	200,9	118
2015	23 287	242,0	96
2016	24 154	220,1	110

Tableau A2. Pourcentage de grosses (> 120 mm) mactres de Stimpson dans les prises non triées pour le Banquereau

Année	% grosses prises	Nombre de prises non triées
1999	6,00	6 997
2000	4,29	5 343
2001	4,75	1 517
2002	6,31	2 597
2003	1,66	2 533
2004	1,36	3 318
2005	0,85	828
2006	1,14	528
2007	5,10	804
2008	2,24	7 416
2009	3,87	17 940
2010	3,64	16 683
2011	7,31	10 841
2012	4,50	12 129
2013	2,76	21 290
2014	1,57	14 127
2015	1,55	13 741
2016	2,31	18 967

Tableau A3. Prises (t), empreinte (km²) et captures par unité d'effort (CPUE) par année dans la pêche à la mactre de Stimpson sur le Grand Banc

Année	Prises enregistrées dans les journaux de bord (t)	Zone draguée (km ²)	CPUE
1987	1	0,1	10
1988	5	0,0	0
1989	373	3,4	110
1990	6 049	23,6	256
1991	2 094	11,3	185
1992	5 161	27,1	190
1993	13 100	92,8	141
1994	10 979	95,2	115
1995	14 907	128,4	116
1996	5 772	53,6	108
1997	7 492	80,0	94
1998	931	11,4	82
1999	1 472	18,6	79
2000	3 289	46,0	72
2001	8 026	110,4	73
2002	6 077	120,3	51
2003	8 727	121,0	72
2004	6 437	66,9	96
2005	3 967	51,8	77
2006	4 990	75,2	66
2007	215	7,5	29
2008	0	0,0	0
2009	437	7,5	58
2010	296	9,3	32
2011	112	9,0	12
2012	0	0,0	0
2013	99	6,1	33
2014	0	0,0	0
2015	730	7,5	97
2016	13 560	95,4	142

Tableau A4. Pourcentage de grosses (> 105 mm) mactres de Stimpson dans les prises non triées pour le Grand Banc

Année	% grosses prises	Nombre de prises non triées
2000	22,54	1 393
2001	39,19	1 697
2002	7,84	714
2003	10,79	621
2004	3,06	1 243
2005	1,16	172
2006	0,45	662
2010	1,34	224
2011	0,00	251
2013	6,67	180
2015	19,17	600
2016	15,48	8 300

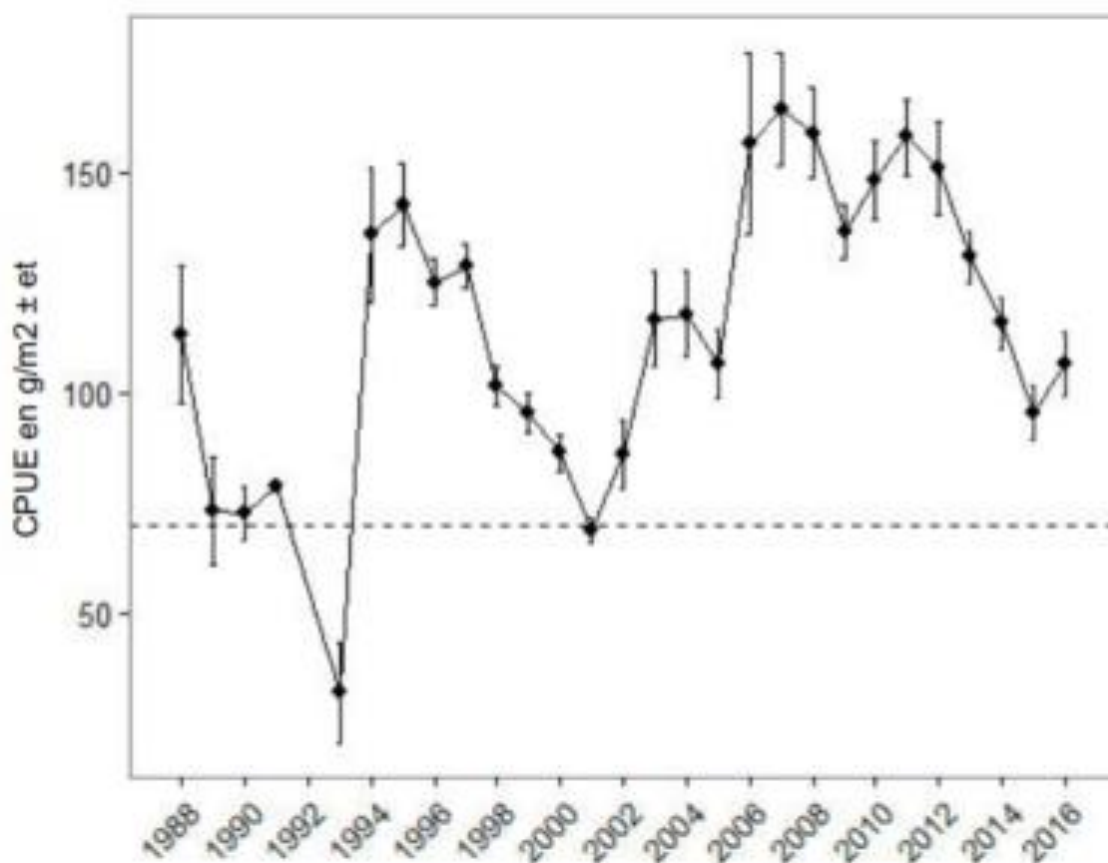


Figure A1. CPUE annuelles moyennes et écart-type pour les cinq derniers navires actifs dans la pêche à la mactre de Stimpson sur le Banquereau. La ligne tiretée horizontale indique le niveau de déclenchement des mesures correctives de 70 g/m² de captures par unité d'effort (CPUE) pour le Banquereau.

Figure

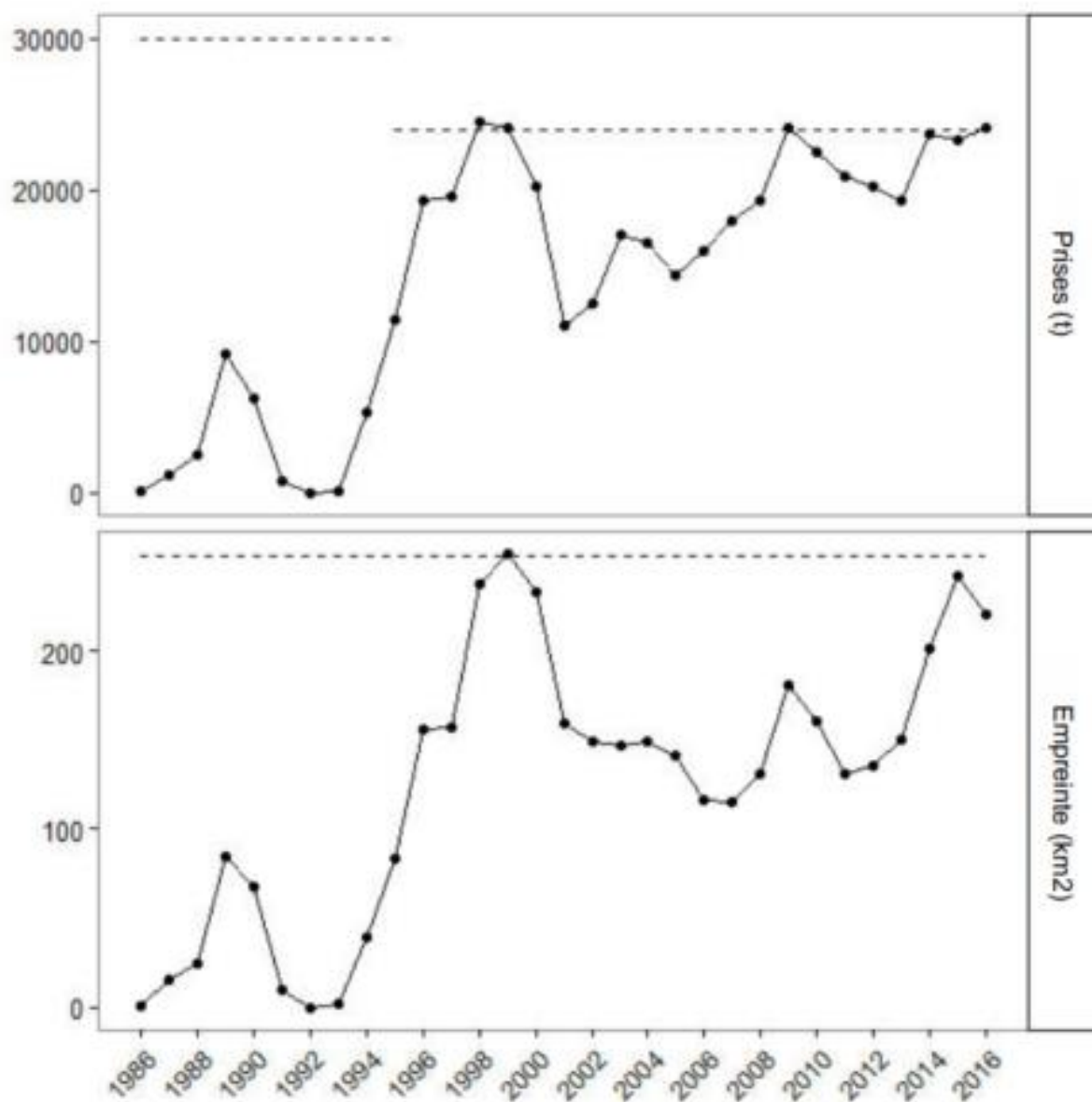


Figure A2. Prises (tonnes) et empreinte (km²) de la pêche à la mactre de Stimpson sur le Banquereau par année. Les lignes tiretées horizontales indiquent les niveaux seuils des prises (total autorisé des captures (TAC) de 30 000 et 24 000 t) et l'empreinte de la pêche (253 km²) pour le Banquereau.

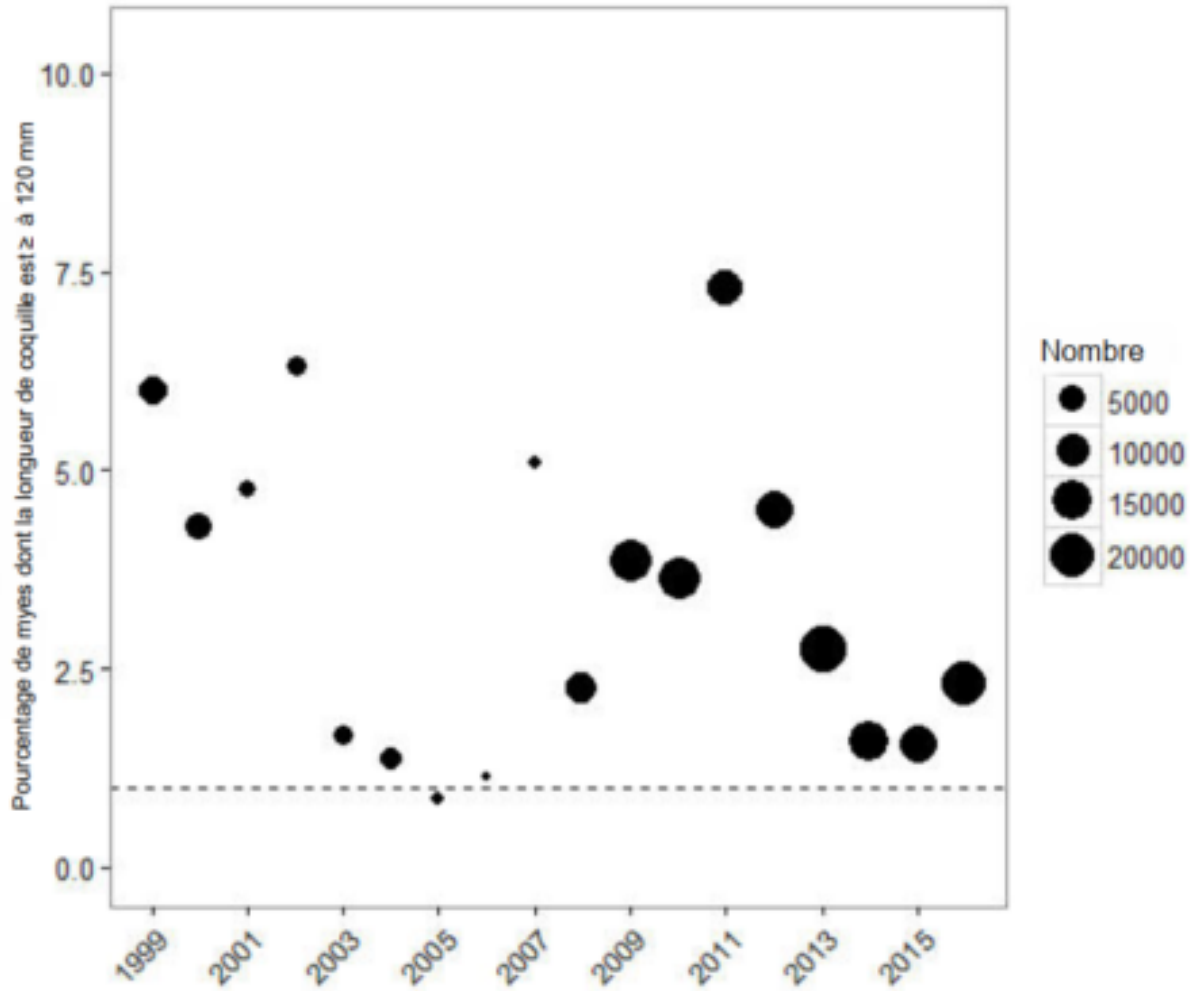


Figure A3. Pourcentage de grosses (> 120 mm) mactres de Stimpson dans les prises commerciales non triées pour le Banquereau. La ligne tiretée horizontale indique le niveau de déclenchement des mesures correctives de un pour cent pour le Banquereau.

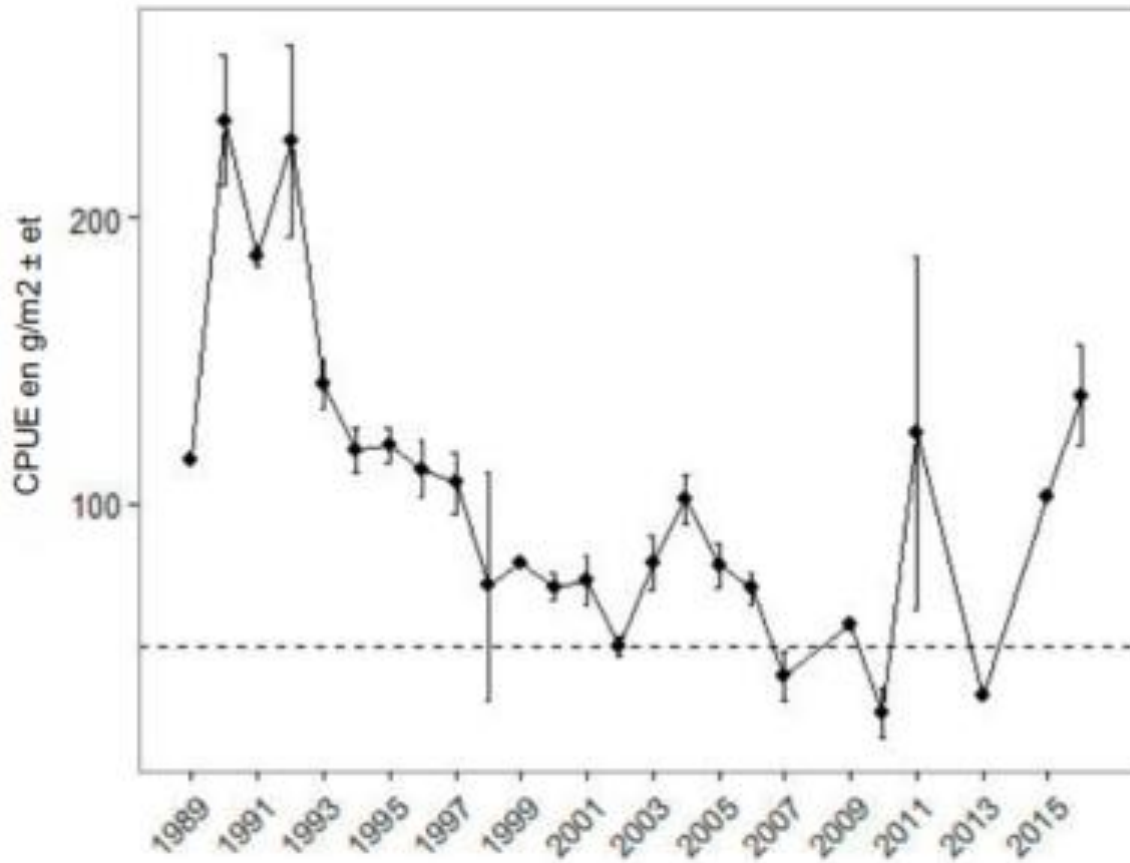


Figure A4. Captures par unité d'effort (CPUE) annuelles moyennes et écart-type pour les cinq derniers navires actifs dans la pêche à la mactre de Stimpson sur le Grand Banc. La ligne tiretée horizontale indique le niveau de déclenchement des mesures correctives de 50 g/m² de CPUE pour le Grand Banc.

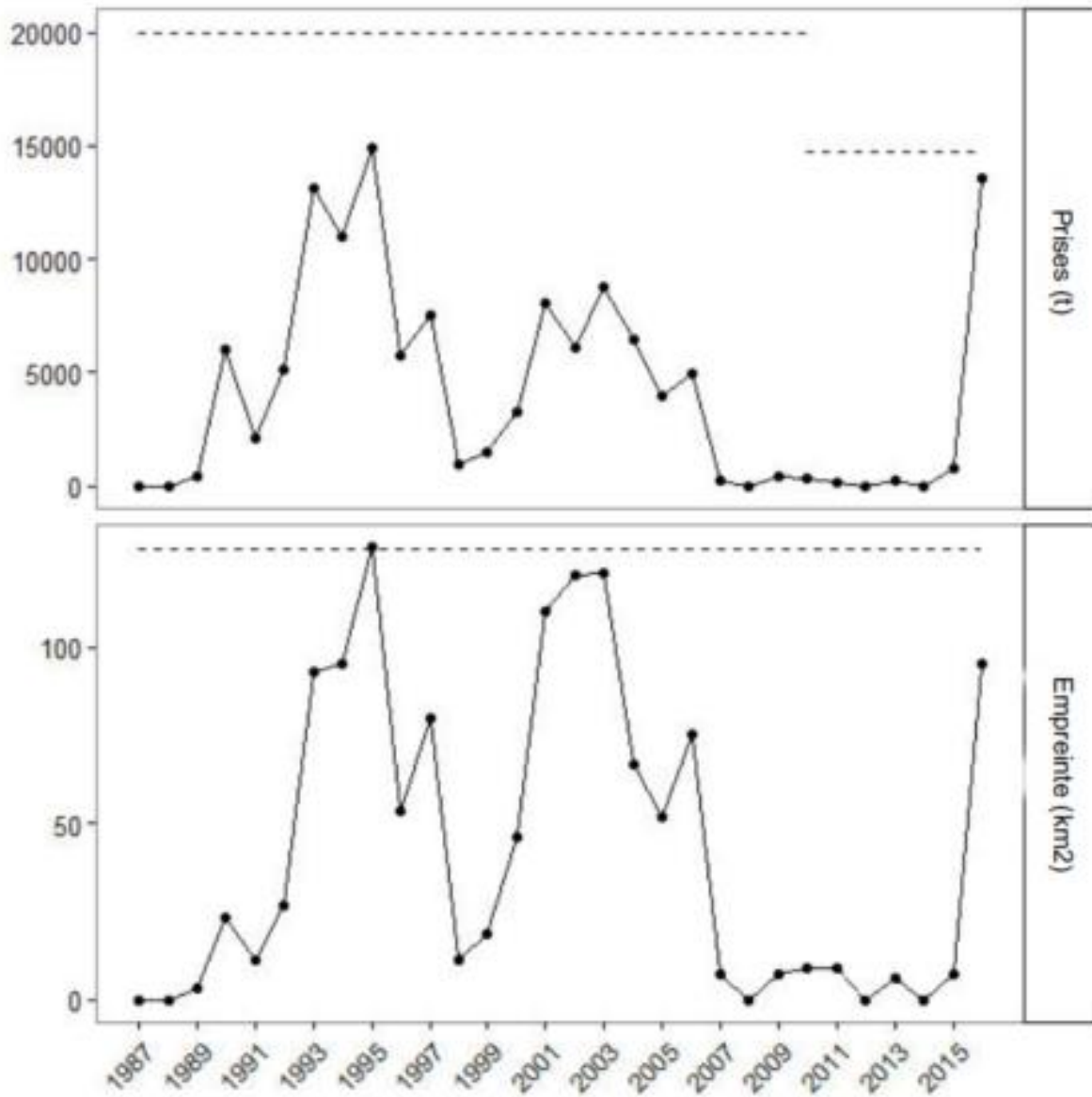


Figure A5. Prises (t) et empreinte (km²) de la pêche hauturière à la mactre de Stimpson sur le Grand Banc par année. Les lignes tiretées horizontales indiquent les niveaux seuils des prises (TAC de 20 000 et de 14 756 t) et l'empreinte de la pêche (128 km²) pour le Grand Banc.

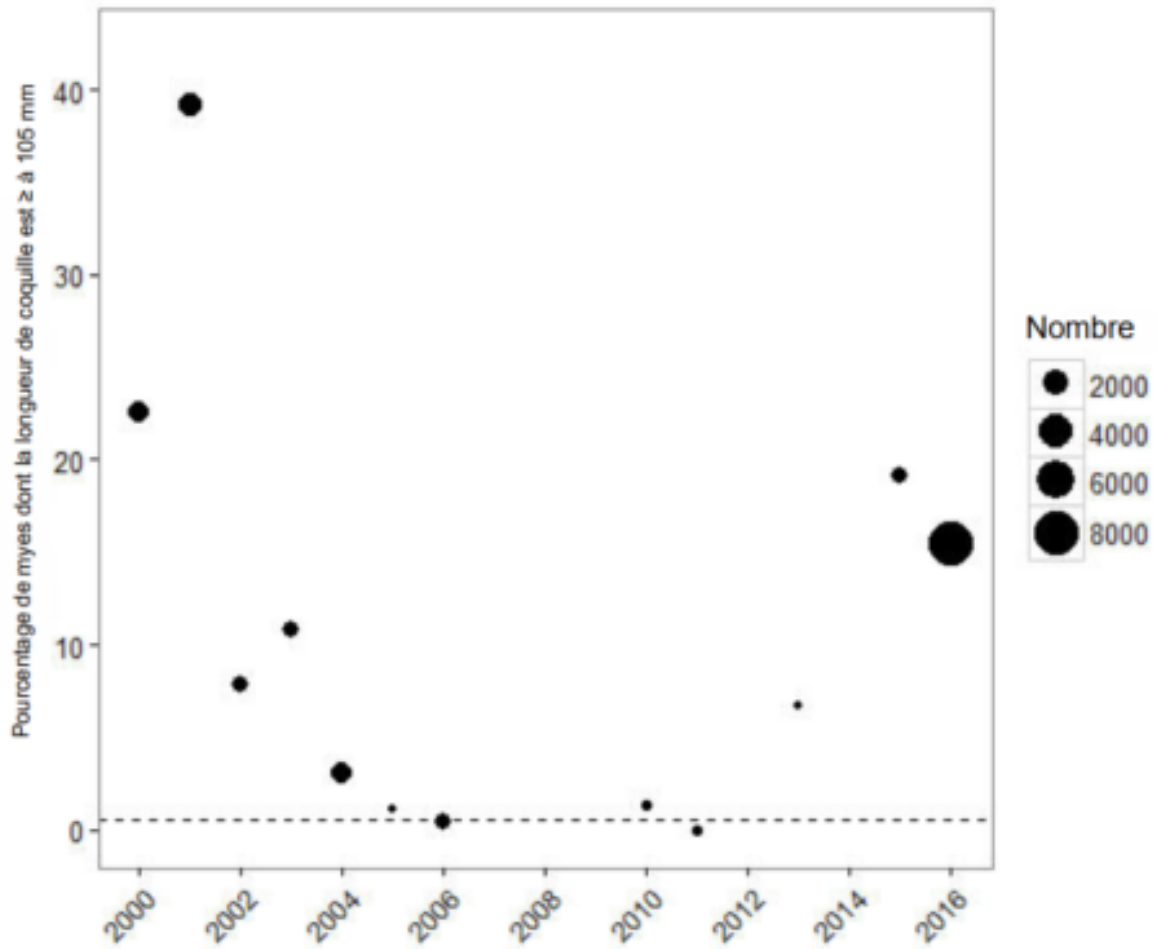


Figure A6. Pourcentage de grosses (> 105 mm) mactres de Stimpson dans les prises commerciales non triées pour le Grand Banc. La ligne tiretée horizontale indique le niveau de déclenchement des mesures correctives de 0,5 % pour le Grand Banc.