



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2018/034

Région des Maritimes

Évaluation du homard d'Amérique (*Homarus americanus*) de haute mer dans la zone de pêche du homard (ZPH) 41 en 2017

Adam M. Cook, P. Brad Hubble, et Cheryl Denton

Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Avant-propos

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

Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



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

La présente publication doit être citée comme suit :

Cook, A.M., Hubley, P. B., et Denton, C. 2020. Évaluation du homard d'Amérique (*Homarus americanus*) de haute mer dans la zone de pêche du homard (ZPH) 41 en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/034. vi + 82 p.

Also available in English:

Cook, A.M., Hubley, P.B., and Denton, C. 2020. 2017 Assessment of the Offshore American Lobster (*Homarus americanus*) in Lobster Fishing Area (LFA) 41. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/034. v + 76 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	V
INTRODUCTION	1
CONTEXTE	1
Biologie de l'espèce	2
Répartition et structure des stocks	3
Prédateurs.....	4
Historique et cadre de l'évaluation des stocks	4
SOURCES DES DONNÉES	4
PÊCHE	4
Renseignements provenant des journaux de bord.....	4
Observations en mer et prises accessoires	5
FACTEURS INDÉPENDANTS DE LA PÊCHE.....	6
Relevé d'été au chalut du navire de recherche du MPO dans les Maritimes.....	6
Relevé du banc de Georges du MPO dans les Maritimes.....	7
Relevés du NEFSC au chalut de fond	8
ANALYSES GÉNÉRALES	8
AJUSTEMENT DU RELEVÉ	8
ANALYSES DES RELEVÉS ET INDICATEURS	9
MÉDIANES MOBILES.....	9
RÉSULTATS.....	9
DÉBARQUEMENTS	9
PRISES ACCESSOIRES	9
INDICATEURS.....	10
Abondance totale	11
Zone d'occupation pondérée par l'échantillonnage (ZOPE).....	11
Répartition éparse démontrée par les données des relevés	12
Taille – médiane et maximum.....	13
Indice de la prédation	15
Température au fond.....	16
Modélisation de la répartition des espèces.....	17
Oscillation multidécennale de l'Atlantique.....	18
Taux de capture commerciale	19
Répartition éparse des pêches.....	20
Combinaison des indicateurs	20
ÉVALUATION DES STOCKS ET ÉLABORATION DE POINTS DE RÉFÉRENCE	22
MÉTHODES.....	22
RÉSULTATS ET ANALYSE	23
LIMITES DU POTENTIEL DE REPRODUCTION.....	23

Méthodes	24
Résultats et analyse	25
ANALYSE QUALITATIVE DES RISQUES LIÉS AUX POSSIBILITÉS D'EXPLOITATION	25
CONCLUSIONS.....	26
CALENDRIER D'ÉVALUATION DES STOCKS ET ÉLÉMENTS DÉCLENCHEURS.....	26
RÉFÉRENCES CITÉES.....	26
TABLEAUX.....	32
FIGURES.....	38
ANNEXE	75
ANNEXE 1. RÉPARTITIONS DE LA FRÉQUENCE DES TAILLES DES RELEVÉS ET DES ÉCHANTILLONS EN MER.....	75

RÉSUMÉ

La zone de pêche du homard 41 (ZPH 41) au large des côtes est active depuis le début des années 1970 et est actuellement la seule pêche au homard basée sur le total autorisé de captures (TAC) au Canada. Le TAC est fixé à 720 tonnes depuis le milieu des années 1980, et ce, malgré l'augmentation des biomasses indiquées par les relevés. La pêche dispose actuellement de huit permis qui sont détenus par une seule entreprise et elle se fait à partir d'un seul navire.

La présente évaluation des stocks fait suite à l'évaluation du cadre de 2017 (Cook *et al.*, 2017), et applique les méthodes et les indicateurs primaires et contextuels approuvés dans le cadre de ces travaux.

Quatre relevés multi-espèces au chalut menés par deux organismes, Pêches et Océans Canada (MPO) et le *National Marine Fisheries Service* (NMFS), ont lieu dans la ZPH 41 et les zones adjacentes. Chacun de ces relevés fournit des indices sur la biomasse et l'abondance, la fréquence des tailles, la proportion des sexes, la répartition et les variables environnementales. Six sorties avec observateurs en mer sont effectuées chaque année, ce qui permet d'obtenir des renseignements supplémentaires sur les profils des prises accessoires et des informations sur la taille et le sexe des homards.

Des « séries chronologiques » d'un ensemble d'indicateurs normalisés, dont l'abondance totale, la taille médiane et maximale, la proportion des sexes des homards matures et immatures, l'inégalité de la répartition, la zone occupée, l'abondance des grandes femelles et l'abondance des recrues, ont été utilisées pour décrire l'évolution du stock de homards de la ZPH 41 dans le temps. De plus, des indices écosystémiques comprenant la prédation, la température de l'eau de fond et l'oscillation multidécennale de l'Atlantique (OMA) ont été fournis pour décrire certains des facteurs externes susceptibles d'avoir un impact sur la productivité du homard. Tous les indicateurs ont été combinés et classés au moyen d'une analyse modifiée des composantes principales afin de montrer la cohérence des tendances des indicateurs au fil du temps. Dans l'ensemble, les tendances suggèrent une diminution progressive de la taille médiane et maximale du stock de homards au fil des ans, ainsi qu'une diminution de la pression exercée par les prédateurs et une augmentation de l'abondance, de la répartition, de la température au fond et de l'OMA.

Les indicateurs primaires fondés sur des données ont été évalués par rapport aux points de référence proposés par Cook *et al.* (2017), l'état général des stocks se situant dans la zone saine puisque les quatre relevés sont supérieurs à leur indicateur supérieur des stocks (ISS) respectif. Le stock de homard de la ZPH 41 se trouve dans la zone saine depuis 2002, et ne s'est pas inscrit dans la zone de prudence depuis le début de la série chronologique en 1981.

L'indicateur primaire du potentiel de reproduction, qui a longtemps été considéré comme une composante importante de la productivité des stocks de homards, reste au-dessus de la limite supérieure. Cette mesure intégrative inclut la répartition des tailles du homard femelle, ainsi que l'abondance-à-la-longueur pour estimer la production totale d'œufs. Bien que les tailles médianes et maximales diminuent, ce qui devrait entraîner une baisse de la fécondité moyenne par individu, l'augmentation de l'abondance fait plus que compenser cette réduction, ce qui se traduit par des niveaux élevés de potentiel de reproduction.

Les taux de prises accessoires de la pêche au homard de la ZPH 41 ont diminué ces dernières années et représentent actuellement 1,4 % des débarquements totaux, sur la base d'une couverture de 17 % par les observateurs. Les espèces non visées les plus fréquemment capturées sont le crabe nordique, le brosme, la morue, la merluche rouge et blanche, et l'hémitriptère atlantique. Les homards non conservés, qui comprennent les femelles œuvées,

les homards marqués d'une encoche en V, les homards manchots (auxquels il manque une ou deux pinces) et les homards de taille inférieure à la taille réglementaire, représentent 23 % du total des débarquements. En 2016, les homards à carapace molle et les homards manchots représentaient respectivement 28 % et 43 %, contre 2 % et 26 % en 2015.

INTRODUCTION

CONTEXTE

La pêche hauturière du homard d'Amérique (*Homarus americanus*) dans la zone de pêche du homard 41 (ZPH 41) a été établie en 1971, bien que la pêche ait eu lieu avant cette date (Pezzack et Duggan, 1983). La zone de pêche de la ZPH 41 est délimitée par la ligne de démarcation des zones de pêche hauturière et côtière situées à 50 milles marins (92 km) au large de la Nouvelle-Écosse, et s'étend du banc de Georges au chenal Laurentien situé au large du Cap-Breton (Figure 1). Traditionnellement, la pêche commerciale se pratique dans cinq régions principales : le banc de Georges, le bassin de Georges, le bassin de Crowell, le sud-est du banc de Browns et le sud-ouest du banc de Browns, tous situés dans les divisions 4X et 5Ze de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (Figure 2).

En 1976, les inquiétudes des pêcheurs côtiers, qui craignaient que la migration des homards ne soit affectée par la pêche hauturière, ont incité Pêches et Océans Canada (MPO) à mettre en place certaines restrictions pour mieux gérer la ZPH 41 (MPO, 2016a). Par conséquent, le total autorisé de captures (TAC) a été fixé à 408 tonnes pour la partie 4X de la ZPH 41, qui comprend la zone la plus proche de la flottille de pêche côtière du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (ZPH 34).

Seule pêche au homard du Canada gérée avec un TAC, la ZPH 41 dispose d'un total de huit permis. En 1979, une zone appelée la ZPH 40 a été fermée à la pêche au homard sur le banc de Browns. Cette fermeture avait pour objectif de protéger les stocks de géniteurs de homards, et elle est toujours en vigueur aujourd'hui. Une frontière officielle entre le Canada et les États-Unis (É.-U.), connue sous le nom de la « ligne de démarcation de La Haye », a été établie par la Cour internationale de justice en 1984 dans le golfe du Maine. Cette décision a entraîné le déplacement de l'effort américain de pêche hauturière du homard à l'extérieur des zones désormais définies comme des eaux canadiennes, principalement le bassin de Crowell et le bassin de Georges (MPO, 2016a).

Le Comité consultatif du homard de haute mer (CCHHM) a été créé en 1985, ce qui a servi de stratégie de conservation concertée entre le MPO et la flottille de pêche hauturière du homard. Cet organe de décision a défini et adopté des mesures de contrôle de l'effort qui ont bénéficié à la fois à la pérennité biologique et économique de la pêche hauturière. Entre autres, le TAC a été augmenté à 720 tonnes pour inclure à la fois la partie 4X de la ZPH 41 et la 5Ze (banc de Georges, MPO 2016a). Les débarquements ont augmenté en conséquence avec la suppression de l'effort américain dans les régions de pêche canadiennes et l'introduction du TAC de 720 tonnes (Tableau 1).

Il n'y a eu aucune modification du nombre de permis pour cette pêche. Les huit permis sont actifs et actuellement détenus par une seule entreprise : *Clearwater Seafoods Limited Partnership*. Le nombre de navires dans la ZPH 41 a été graduellement réduit afin d'accroître l'efficacité économique et de maintenir les objectifs de conservation (MPO, 2016a). Le statut de la ZPH 41 au large des côtes a été évalué pour la dernière fois en 2015 (Pezzack *et al.*, 2015).

Les mesures de gestion actuelles de la ZPH 41 comprennent :

- **Saison de pêche** : Année contingentaire complète (du 1^{er} janvier au 31 décembre)
- **Taille réglementaire minimale** : Longueur de la carapace (LC) de 82,5 mm
- **Débarquement des femelles œuvées ou marquées d'une encoche en V** : Interdit
- **Limite de casiers** : Aucune

-
- **Nombre de permis** : 8
 - **TAC de homard** : 720 tonnes

Biologie de l'espèce

Le homard d'Amérique (*Homarus americanus*) est une espèce de crustacé qui fait l'objet d'une pêche commerciale depuis le début des années 1800. Ce crustacé décapode a un cycle de vie complexe caractérisé par plusieurs phases passant des œufs, aux larves, aux juvéniles et aux adultes et doit se défaire de son exosquelette pour augmenter sa taille. Habituellement, les femelles adultes s'accouplent après la mue à la fin de l'été, et pondent leurs œufs l'été suivant. Ces œufs sont attachés sous la queue pour former une ponte. Ils sont ensuite transportés pendant 10 à 12 mois supplémentaires et éclosent en juillet ou en août. À l'éclosion, les œufs passent à un stade prélarvaire ou prézoé, et deviennent des larves ciliées par une série de mues. Ces larves passent 30 à 60 jours à se nourrir et à muer dans la partie supérieure de la colonne d'eau avant que les postlarves ne se déposent au fond et y cherchent un abri. Au cours de leurs premières années de vie, les homards juvéniles restent dans leur abri, ou à proximité, pour éviter les prédateurs, passant de plus en plus de temps à l'extérieur de l'abri au fur et à mesure qu'ils grossissent (Lavalli et Lawton, 1996). Les homards de la Nouvelle-Écosse peuvent prendre jusqu'à 8 à 10 ans pour que la longueur de la carapace (LC) atteigne la taille commerciale minimale de 82,5 mm. La fréquence des mues diminue progressivement, passant de 1 mue par an à environ 0,45 kg à une mue tous les 2 ou 3 ans pour les homards de plus de 1,4 kg (Aiken et Waddy, 1980).

Les homards atteignent la maturité à différentes tailles, selon les conditions locales (Aiken et Waddy, 1980, Campbell et Robinson 1983, Comeau et Savoie 2002) et les éléments climatologiques, comme la température, qui influent sur la taille à la maturité. En général, on retrouve des tailles plus petites à maturité dans les régions caractérisées par des températures estivales plus chaudes que dans les régions où les températures estivales sont plus fraîches, comme la baie de Fundy (Le Bris *et al.*, 2017). Les estimations de la taille (LC) à 50 % de maturité (taille à maturité) dans les zones au large des côtes varient régionalement de 82 mm de LC sur le talus au large de la Nouvelle-Angleterre et 92 mm de LC pour le banc de Georges et le golfe du Maine (Little et Watson, 2005), à environ 97 mm de LC pour le nord-est du banc de Georges et le banc de Browns (Pezzack et Duggan, 1989). Dans la ZPH 41, la taille à maturité a récemment été estimée à 92 mm de LC (J. Gaudette et A.M. Cook, données non publiées). Des diminutions de la taille à maturité ont été documentées pour de nombreux stocks et peuvent être liées au réchauffement des eaux (Le Bris *et al.*, 2017) et/ou à l'évolution induite par la pêche, comme on l'a observé dans d'autres ZPH où les tailles réglementaires minimales sont inférieures à la taille à maturité.

Dans la ZPH 41, alors que la taille réglementaire minimale est inférieure à la taille à maturité, la taille médiane à la capture est supérieure à ce seuil (Pezzack *et al.*, 2015), ce qui indique qu'une forte proportion des femelles capturées ont eu la possibilité de se reproduire. Cela fait contraste avec certaines pêches côtières où la taille médiane des prises est inférieure à la taille à maturité et où seule une petite proportion de femelles ont eu l'occasion de se reproduire (Gaudette *et al.*, 2014). Entre la maturité initiale et une taille d'environ 120 mm, les homards femelles produisent des œufs tous les deux ans, en muant durant l'intervalle. D'après des études en laboratoire utilisant les températures ambiantes de l'eau de la baie de Fundy, les homards femelles peuvent frayer deux fois sans mue intermédiaire (frai consécutif) à une taille supérieure à 120 mm de LC (Waddy et Aiken, 1986, Waddy et Aiken, 1990), bien que cette taille puisse varier dans la nature (Comeau et Savoie, 2002). Ces frai consécutifs peuvent prendre deux formes : années consécutives (frai lors de deux étés successifs, mue la première et la quatrième année), et frai aux deux ans (aux deux étés). Dans les deux cas, les femelles

sont souvent en mesure de féconder deux couvées successives avec le sperme d'une seule insémination. L'accouplement entre les mues a également été observé dans des conditions de laboratoire (Waddy et Aiken, 1990). Cette stratégie de reproduction consécutive permet aux grands homards de frayer plus fréquemment à long terme que les homards de plus petite taille. Ceci, combiné au rapport exponentiel entre la taille du corps et le nombre d'œufs produits (Campbell et Robinson, 1983, Estrella et Cadrin, 1995), signifie que les très grands homards ont une fécondité relative beaucoup plus importante et sont donc une composante importante de la conservation. Dans le golfe du Maine, le plan de gestion et les évaluations antérieures ont cherché à maintenir le fort potentiel de reproduction dans cette zone en préservant sa structure de taille dominée par les homards adultes, ce qui a constitué un élément clé de l'évaluation des stocks (Pezzack et Duggan, 1987, Pezzack et Duggan, 1995).

Répartition et structure des stocks

La répartition du homard d'Amérique va des eaux côtières du Maryland, aux États-Unis, jusqu'au sud du Labrador, au Canada, les pêches les plus concentrées étant situées dans les eaux entre le golfe du Maine et le golfe du Saint-Laurent. En plus de l'habitat côtier utilisé par le homard d'Amérique, il existe des zones au large des côtes dans le golfe du Maine et le long de la bordure extérieure de la plate-forme Néo-Écossaise, de la Caroline du Nord à l'île de Sable, qui abritent des concentrations commerciales (Pezzack *et al.*, 2015). On suppose que la présence de homards dans les zones au large des côtes est due à la présence d'eau chaude des talus toute l'année qui maintient des températures adéquates dans les bassins des talus et les bassins profonds du golfe du Maine et de l'ouest de la plate-forme Néo-Écossaise. Cette eau profonde et chaude n'est pas une caractéristique océanographique dominante dans l'est de la plate-forme Néo-Écossaise, dans la partie extérieure du golfe du Saint-Laurent ou au large de Terre-Neuve, où les homards ne sont généralement pas présents en densité commerciale au large.

Les zones de pêche au homard (ZPH) actuellement définies ne représentent pas des unités biologiques, mais sont plutôt basées sur des frontières historiques. Il existe un fort potentiel d'échange de homard entre les zones à tous les stades de vie, et des études ont montré des liens relativement forts entre les larves de certaines ZPH (Quinn, 2014). Il est généralement admis que les concentrations de homards sont les plus élevées dans les régions côtières, les concentrations les plus faibles étant associées à la zone extracôtière. Toutefois, il semble y avoir une concentration croissante de homards dans les régions semi-hauturières et hauturières des ZPH 33 et 34.

Des études de marquage historiques suggèrent que les homards matures affichent des mouvements saisonniers en eau profonde (200 à 400 m) pendant l'hiver et se déplacent vers le banc de Browns et le banc de Georges en été (Cooper et Uzmann, 1971, Uzmann *et al.*, 1977, Pezzack et Duggan, 1986). On ne sait pas si ces résultats sont révélateurs de la structure actuelle des stocks, car la taille des populations est actuellement beaucoup plus élevée et il a été démontré que la dépendance à la densité influence les schémas de déplacement et les taux de migration chez d'autres espèces (p. ex. Rosenberg *et al.*, 1997).

La structure du stock de homard dans le golfe du Maine n'a pas été entièrement décrite. L'hypothèse actuelle est que le homard du golfe du Maine est un complexe de stocks composé de plusieurs sous-populations qui sont liées par la dérive des larves et les schémas de migration des adultes. L'échange de larves se produit probablement dans toute la zone, car les études de modélisation de la circulation biophysique indiquent que les larves peuvent être transportées sur de grandes distances (Xue *et al.*, 2008, Incze *et al.*, 2010, Quinn, 2014). Cela dit, l'auto-ensemencement a été déterminé comme une source importante de homards juvéniles dans la plupart des ZPH, y compris la ZPH 41 (Quinn, 2014).

Prédateurs

Les prédateurs du homard comprennent les tanches-tautogues, les chabots, les raies, la morue, l'aiguillat commun, l'hémitriptère atlantique, l'anarrhique loup, l'aiglefin, le merlu et les crabes (Lavalli et Lawton, 1996, Palma *et al.*, 1998, Nelson *et al.*, 2003, Hanson et Lanteigne, 2000, Boudreau et Worm, 2010, Steneck *et al.*, 2011). L'échantillonnage systématique des habitudes alimentaires des poissons de fond au cours du relevé du navire de recherche (NR) du MPO sur la plate-forme Néo-Écossaise a suggéré que le taux de prédation du homard est relativement faible (36 estomacs contenant du homard sur les 160 580 estomacs examinés entre les années 1960 et 2009 – sources de données examinées par Cook et Bundy, 2010). Cela ne reflète probablement pas la pression de la prédation sur les larves et les homards juvéniles et est plus probablement attribuable au moment et au lieu de l'échantillonnage.

Historique et cadre de l'évaluation des stocks

Le stock de homard de la ZPH 41 a un long historique d'évaluations, qui ont été examinées dans le cadre le plus récent (Cook *et al.*, 2017). Le cadre a permis de répondre à plusieurs préoccupations soulevées lors de la mise à jour des évaluations des stocks. Plus précisément, des options de points de référence conformes à la politique d'approche de précaution du MPO ont été déterminées, la sensibilité des indicateurs au choix des strates du relevé a été étudiée et une nouvelle option pour l'évaluation du potentiel de reproduction a été présentée. De plus, des méthodes d'évaluation des stocks basées sur des données ont été appliquées à la dynamique des stocks de homards de la ZPH 41 et des représentations graphiques de plusieurs indicateurs ont été étudiées. La présente évaluation appliquera les méthodes décrites dans Cook *et al.*, 2017, afin de fournir un avis sur l'état des stocks de la ZPH 41 en utilisant des données recueillies jusqu'à la fin de 2016.

SOURCES DES DONNÉES

PÊCHE

Renseignements provenant des journaux de bord

Des renseignements sur les prises, l'effort et l'emplacement sont disponibles pour la pêche au homard de la ZPH 41 depuis 1972 et ont fait l'objet d'un contrôle à quai complet en 1996. Les journaux de bord de la pêche en haute mer fournissent des renseignements sur la date, l'emplacement, la profondeur de pêche, l'effort, les jours de mouillage et les prises estimées. Historiquement, les journaux de bord faisaient l'objet d'un rapport quotidien, mais ils sont actuellement présentés train par train. Au moment du débarquement, le total des prises est pesé, vérifié par un contrôle à quai et consigné dans la section de la pesée du journal de bord. Les estimations des prises consignées dans le journal de bord (E) par jour ou par train, i , ont été ajustées pour refléter les captures totales (D), comme suit :

$$C_i = \left(\frac{D}{\sum_{i=1}^n E_i} \right) E_i$$

Ces C_i ajustées ont été utilisées pour des analyses ultérieures du rendement de la pêche.

La saison de pêche dans la ZPH 41 était basée sur un cycle d'année civile jusqu'en 1985. De 1985 à 2005, la saison allait du 16 octobre au 15 octobre. En 2006, sept des huit titulaires de permis sont revenus au cycle de pêche de l'année civile (Tableau 1). Le titulaire du permis restant est passé au cycle de l'année civile en 2007. Au cours des deux périodes de transition (1985/1986) et (2004/2005), le décalage de l'année de pêche s'est traduit par une saison de

14 mois, la date de fin de la pêche étant déplacée d'octobre à décembre. Le TAC a été ajusté pour tenir compte de ces changements. Les débarquements et les TAC sont présentés sur une base annuelle depuis 2006 afin de refléter la majorité de la pêche.

Historiquement, les analyses des données des journaux de bord associaient les prises et l'effort à cinq zones. Ces zones étaient les suivantes :

1. Bassin de Crowell
2. Sud-ouest du banc de Browns
3. Bassin de Georges
4. Sud-est du banc de Browns
5. Banc de Georges (Figure 2)

Les cinq régions représentent les lieux traditionnels de pêche au homard utilisés dans les évaluations antérieures (p. ex. Pezzack et Duggan, 1985, Pezzack *et al.*, 2009). Ces zones de pêche seront encore utilisées pour décrire les données sur la composition par taille des échantillons en mer, mais les résultats des mesures du rendement de la pêche propre à la zone ne peuvent pas être affichés. Le fait de le faire sans le consentement du titulaire du permis constituerait une violation de la *Loi sur la protection des renseignements personnels*.

Observations en mer et prises accessoires

Des échantillons en mer ont été prélevés pour recueillir des renseignements sur les prises lors des opérations normales de pêche commerciale. Les données recueillies comprenaient la taille de la carapace, le sexe, la présence et le stade des œufs, la dureté de la carapace, l'occurrence de homards manchots et de homards portant une encoche en V, le nombre de casiers, leur emplacement et leur profondeur. L'échantillonnage en mer fournit des informations détaillées sur les structures de taille des crustacés dans les casiers (y compris les homards de taille non réglementaire, les femelles œuvées et les homards à carapace molle).

La fréquence et la répartition de l'échantillonnage ont varié au cours de l'historique de la pêche (détails dans Pezzack *et al.*, 2015). Un effort accru pour obtenir un échantillon par zone et par trimestre a été entrepris en 1997. Ce plan d'échantillonnage n'a pas souvent été mené à bien parce que les navires ne pêchaient pas dans ces zones pendant les périodes indiquées. Des changements du côté du plan et de sa mise en œuvre ont été apportés au fil du temps pour mieux atteindre ces objectifs.

Avant 2000, l'échantillonnage était effectué par le MPO ou Javitech (une entreprise qui assurait les observations en mer), ainsi que par d'autres entrepreneurs privés. Depuis 2000, Javitech a réalisé l'ensemble des échantillonnages en mer dans la ZPH 41.

Le protocole d'échantillonnage a été revu en 2010 et des ajustements ont été apportés pour assurer une couverture plus cohérente. Le plan d'échantillonnage mis en œuvre proposait des sorties en mer avec observateurs lors de la première sortie de pêche commerciale du mois en mars, de mai à juillet, en novembre et en décembre, ce qui s'est traduit par six sorties d'échantillonnage par an. Ces déploiements prévus d'observateurs ont été jugés adéquats pour décrire la répartition de la taille du homard capturé dans le cadre des opérations de pêche (Pezzack *et al.*, 2015).

Une deuxième composante des observations en mer était l'échantillonnage des prises accessoires non conservées (ci-après « prises accessoires ») à partir duquel les poids estimés et la composition par espèce de toutes les prises accessoires ont été enregistrés. En 2008, une initiative prise aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) a permis de recueillir des

données sur les prises accessoires des activités de pêche au homard dans la ZPH 41. L'influence du programme d'échantillonnage susmentionné par rapport à un déploiement aléatoire de l'échantillonnage en mer n'est pas connue, mais le programme a probablement un impact sur la représentativité des échantillons de prises accessoires par rapport à la pêche (Benoit et Allard, 2009).

Le poids total des prises accessoires a été estimé à partir de ces informations. Un estimateur de ratio a été utilisé pour estimer les prises accessoires (Gavaris *et al.*, 2010). Cette méthode répartit les estimations des prises accessoires par les observateurs (O) entre les sorties ($j = 1, 2, \dots, n$) pour l'espèce i au prorata des prises totales (L_i ; obtenues à partir des informations du journal de bord) en utilisant les débarquements de homards observés au cours de la sortie (L_j), comme suit :

$$I_i = L_t \left(\frac{\sum_{j=1}^n O_{ji}}{\sum_{j=1}^n L_j} \right)$$

Cet estimateur de ratio fait l'hypothèse que les prises accessoires augmenteront en proportion des débarquements de homards. Un estimateur plus approprié utiliserait l'effort pour calculer au prorata les prises accessoires, car les taux de prises accessoires ne sont probablement pas proportionnels aux taux de prises de homards. Malheureusement, la répartition de l'effort n'a pas pu être utilisée parce que cette information n'a pas été enregistrée de manière uniforme. Toutefois, comme le recommande la recherche, les améliorations sur le plan de la collecte de données devraient permettre de répartir l'effort dans les futurs cadres.

Au cours d'une sortie, un navire peut couvrir une grande zone, avec des profondeurs variables et un emplacement qui varie d'une sortie à l'autre en fonction des mouvements du homard et des taux de capture. En raison de la logistique de l'échantillonnage et de la pêche, le nombre, le moment et l'emplacement des échantillons ont varié d'une année à l'autre. Bien que les assemblages d'espèces varient probablement au sein de la ZPH 41 (Mahon et Smith, 1989), la petite taille des échantillons empêche l'analyse des prises accessoires à des échelles spatiales plus petites que la ZPH 41 dans son ensemble. Les estimations des rejets et les profils des prises accessoires de toute la zone du stock ont été fournis à des intervalles de trois ans.

FACTEURS INDÉPENDANTS DE LA PÊCHE

Relevé d'été au chalut du navire de recherche du MPO dans les Maritimes

Le relevé d'été au chalut du navire de recherche du MPO dans les Maritimes (ci-après « relevé du NR ») couvre les parties de la plate-forme Néo-Écossaise située au large des côtes (Figure 3). Effectué chaque année depuis 1970, ce relevé utilise la même conception de relevé stratifié en fonction de la profondeur. L'allocation fixée est approximativement proportionnelle à la superficie de la strate. Le relevé a été conçu à l'origine pour fournir les tendances de l'abondance des poissons de fond à des profondeurs d'environ 50 à 400 m, mais il a également fourni le nombre total de homards capturés pendant toute sa durée. À partir de 1999, pendant le relevé d'été, tous les homards ont été mesurés au millimètre près (LC) et leur sexe a été déterminé. En 1993-1995, seul le poids total du homard par calée a été enregistré lors du relevé. Pour ces années, le nombre total par trait a été estimé en utilisant le (poids total moyen) / (nombre total moyen) pour les cinq années précédant et suivant les années manquantes.

Des changements de navires et d'engins ont eu lieu au cours de la série chronologique des relevés du NR. Il y a eu des changements de navires en 1981 et de nouveau en 1982, passant du NR *A.T. Cameron* au *Lady Hammond*, puis au navire de la Garde côtière canadienne (NGCC) *Alfred Needler*, qui a effectué le relevé chaque année depuis, à l'exception de 1991, où

une partie du relevé a été réalisée par le *Lady Hammond*, de 2004 et 2007, où le NGCC *Teleost* a effectué le relevé, et de 2008, où le relevé a été réalisé par le NGCC *Wilfred Templeman*. Lors du changement de navire de 1981, le chalut de fond, un *Yankee 36*, a été remplacé par un *Western IIA* (pour les spécifications du chalut, voir Carrothers, 1988). Bien que des facteurs de conversion aient été élaborés pour certaines espèces (Fanning *et al.*, 1985), le homard d'Amérique n'a pas été inclus dans l'analyse. La petite taille des échantillons de homards capturés lors de ces relevés suggère que l'analyse comparative n'aurait pas eu l'efficacité statistique nécessaire pour détecter des changements significatifs. Dans l'analyse présentée dans ce document, un facteur de correction a été appliqué pour tenir compte des différences d'écartement nominal des ailes entre le *Yankee 36* (10,7 m) et le *Western IIA* (12,5 m), pour effectuer tous les calculs de la superficie balayée sur la base des unités chalutées du *Western IIA*. Les traits de relevé ont été effectués à 3,5 nœuds pendant 30 minutes, ce qui a donné une distance balayée de 1,75 nm. Les taux de capture pour les traits qui s'écartaient de 1,75 mile nautique (nm) ont été normalisés.

Les différences régionales de taille du relevé au chalut ne représentent pas uniquement la sélectivité de la taille du chalut, car la répartition des tailles du homard dans la ZPH 41 est moins variable et se compose généralement de homards plus grands que ceux observés ailleurs dans le relevé (Figure 4).

La Figure 5 montre la répartition des prises de homards et l'abondance relative des prises par période. Les strates examinées pour le stock de la ZPH 41 étaient les strates 472, 473, 477, 478 et 480 à 485. La superficie totale des strates ajustées aux limites de la ZPH 41 dans ce relevé représente 44,5 % de la superficie totale de la ZPH 41.

Relevé du banc de Georges du MPO dans les Maritimes

Le relevé au chalut du banc de Georges du MPO dans la région des Maritimes (ci-après « relevé du BG ») couvre les parties de la plate-forme Néo-Écossaise situées au large (Figure 6). Ce relevé est réalisé chaque année depuis 1987 et utilise la même conception de relevé depuis le début. Le relevé a été conçu pour fournir les tendances de l'abondance des poissons de fond des côtés américain et canadien du banc de Georges. Le nombre et le poids total des homards par trait ont été estimés tout au long de la série chronologique. À partir de 2007, les homards ont été mesurés au millimètre près (LC) et leur sexe a été déterminé. En 1993–1995, seul le poids total du homard par série a été enregistré lors du relevé. Pour ces années, le nombre total par trait a été estimé en utilisant le (poids total moyen) / (nombre total moyen) pour les cinq années précédant et suivant les années manquantes.

Depuis le lancement du relevé du BG, le NGCC *Alfred Needler*, qui utilise le chalut de fond *Western IIA*, a servi de plate-forme de recherche. Des exceptions ont eu lieu en 1993, 2004, 2007 et 2008, lorsque le relevé a été effectué par le NGCC *Wilfred Templeman* (le navire jumeau du NGCC *Alfred Needler*) ou le NGCC *Teleost*, tous deux utilisant le *Western IIA*. Aucun facteur de conversion des navires n'a été appliqué. Les traits de relevé ont été effectués à 3,5 nœuds pendant 30 minutes, ce qui a donné une distance balayée de 1,75 nm. Les taux de capture pour les traits qui s'écartaient de 1,75 nm ont été normalisés.

La répartition des prises de homards et l'abondance relative des prises par période sont présentées à la Figure 7. Seules les strates 5Z1 et 5Z2 ont été incluses dans les analyses, car elles sont totalement contenues dans la ZPH 41. La superficie totale des strates de la ZPH 41 issue de ce relevé représente 22,2 % de la superficie totale de la ZPH 41.

Relevés du NEFSC au chalut de fond

Les relevés au chalut de fond du *Northeast Fisheries Science Center* (NEFSC) sont effectués au printemps (mars à mai) et à l'automne (septembre à novembre). Ces relevés ont commencé à la fin des années 1960, mais seules les données de 1969 et des années suivantes ont été utilisées (B. Shank, comm. pers. NEFSC).

Les deux relevés du NEFSC utilisent la même conception d'échantillonnage aléatoire stratifié en fonction de la profondeur et la même zone d'étude, qui s'étend de la plate-forme Néo-Écossaise au cap Hatteras, comprenant le golfe du Maine et le banc de Georges (Figure 9). La plupart des strates sont subdivisées en unités d'échantillonnage afin d'obtenir une répartition plus homogène de l'échantillonnage dans la zone couverte par le relevé. La répartition des stations est proportionnelle à la superficie de la strate. La taille (LC) et le sexe des homards ont été déterminés tout au long de la série chronologique du relevé.

Entre 1969 et 2008, les relevés ont été effectués à l'aide du NR *Albatross IV*, un chalutier à pêche arrière de 57 m de long; cependant, entre 1973 et 1994, certains relevés ont été effectués au moyen du NR *Delaware*, un chalutier à pêche arrière de 47 m. Pour la plupart des relevés de printemps et d'automne, un chalut à panneaux *Yankee 36* a été utilisé. Les traits de relevé ont été effectués à 3,5 nœuds pendant 30 minutes, ce qui a donné une distance balayée de 1,75 nm. Les taux de capture pour les traits qui s'écartaient de 1,75 nm ont été normalisés.

Depuis 2009, le NR *Bigelow* est devenu le bâtiment hydrographique utilisé pour les relevés de printemps et d'automne. Parallèlement à ce changement de navire, un nouveau chalut et de nouveaux protocoles de pêche ont été adoptés. Le nouveau chalut est un chalut de fond à quatre faces, qui est remorqué à une vitesse de 3 nœuds pendant 20 minutes, ce qui donne une distance moyenne remorquée de 1 nm. De nombreuses comparaisons de navires et de chaluts ont été effectuées, car les changements du côté des prises étaient importants. Des coefficients de calibrage des navires basés sur la taille des homards ont été appliqués aux prises de homards de plus de 50 mm (Jacobson et Miller, 2012), ce qui a permis d'obtenir tous les taux de prises en équivalents du *Bigelow*.

Les strates considérées comme faisant partie du stock de la ZPH 41 comprenaient les strates 1160, 1170, 1180, 1190, 1200, 1210, 1220, 1290, 1300, 1340 et 1360. La strate 1310 était à l'origine incluse dans les relevés du NEFSC, mais n'a pas été régulièrement échantillonnée au cours des dix dernières années et a donc été exclue (Figure 8).

La répartition des prises de homard et l'abondance relative des prises par période sont indiquées dans les Figures 9 et 10. La superficie totale des strates de la ZPH 41 issue de ce relevé représente 59,4 % de la superficie totale de la ZPH 41.

ANALYSES GÉNÉRALES

AJUSTEMENT DU RELEVÉ

Les relevés du NR et du NEFSC comportent des limites de strates de relevé qui ne coïncident pas avec les limites des stocks de la ZPH 41 (Figures 3 et 8). Les strates de relevé ont donc été élaguées afin de concorder avec les limites des stocks de la ZPH 41. Selon cette méthode d'estimation, pour chaque relevé i , toutes les strates « de base », h_i , ont été recoupées avec les limites des stocks de la ZPH 41 pour définir un nouvel ensemble de strates, h_i' . Seules les stations de relevé j qui étaient contenues dans h_i' ont été retenues. La pondération des strates a été ajustée pour tenir compte des nouveaux polygones représentant les zones élaguées. Les tendances des relevés issues de cette méthode seront appelées NR41, NPri41 et NAut41

représentant respectivement le relevé du NR, le relevé de printemps du NEFSC et le relevé d'automne du NEFSC.

Les limites des strates pour le relevé du banc de Georges du MPO ont été divisées le long de la frontière canado-américaine, tous les ensembles des strates 5Z1 et 5Z2 étant contenus dans la ZPH 41, ce qui permet d'estimer les tendances des relevés dans la ZPH 41 comme un simple sous-ensemble de strates appropriées.

ANALYSES DES RELEVÉS ET INDICATEURS

Pour chaque type de relevé et méthode d'ajustement, des indices ont été estimés, en tenant compte du schéma de pondération des strates selon les méthodes traditionnelles de Cochrane (1977), avec des intervalles de confiance estimés au moyen de la méthode bootstrap avec remplacement (Smith 1997). Dans le cadre des analyses stratifiées, la taille des échantillons annuels utilisés pour l'estimation de l'indicateur précis (c'est-à-dire le nombre total de homards observés) a été fournie pour chaque indicateur.

MÉDIANES MOBILES

Pour chaque indice d'abondance ou de biomasse, les tendances lissées ont été indiquées en utilisant une médiane mobile. Une médiane mobile a été privilégiée à la moyenne mobile d'usage commun, car elle est plus résistante aux points de données influents. Aux extrémités des séries chronologiques, x_1 et x_n , où les valeurs de x_{1-1} et x_{n+1} n'existent pas, les valeurs lissées, z , sont estimées par :

$$z_1 = \text{médiane}(x_1, z_2, 3z_2 - 2z_3) \text{ et } z_n = \text{médiane}(x_n, z_{n-1}, 3z_{n-1} - 2z_{n-2}) \text{ (Tukey 1977)}$$

RÉSULTATS

DÉBARQUEMENTS

Le TAC de homards de haute mer dans la ZPH 41 a été fixé à 720 tonnes depuis la saison 1986–1987 (Tableau 1). Les débarquements se sont rapprochés du TAC tout au long de cette période, avec des excédents ou des manques légers certaines années. Ces dernières années, un cycle de gestion des contingents de trois ans a été adopté, selon lequel le contingent sur la période est égal à la somme du contingent annuel de trois ans, avec la possibilité de retirer jusqu'à 15 % du contingent de l'année suivante au cours de l'une des deux premières années (pour plus de détails, voir le Plan de gestion intégrée des pêches [PGIP]). Les décisions d'exploitation prises par les titulaires de permis, plutôt que la limitation des ressources, ont donné lieu à des débarquements inférieurs au TAC ces dernières années.

PRISES ACCESSOIRES

Depuis 2012, la couverture en mer par sortie se situe entre 12 et 17 % (Tableau 2). Le nombre d'échantillons par an a varié au fil du temps. Cependant, on constate une augmentation du pourcentage de sorties avec observateurs depuis 2012.

Depuis 2012, les espèces des prises accessoires les plus fréquentes dans la pêche au homard de la ZPH 41 sont le crabe nordique, le brosmes, la morue, la merluche rouge et blanche, et l'hémitriptère atlantique (Tableaux 3 et 4). La survie des crustacés non conservés n'a pas été déclarée pour les pêches de homards au casier. Cela dit, les taux de retour des études de marquage des homards et la connaissance de la biologie des espèces suggèrent que la survie est élevée pour la plupart des invertébrés. Les travaux concernant diverses pêches de crabes indiquent un taux de survie élevé si l'exposition à l'air et la manipulation sont réduites au minimum (Grant, 2003, Tallack, 2007). Sur les navires de la ZPH 41, les casiers sont examinés

immédiatement après leur récupération, ce qui minimise l'exposition à l'air. On peut s'attendre à une mortalité plus élevée pour les homards à carapace molle en raison du stress lié à la manipulation et, de ce fait, la pêche évite activement les périodes ou les zones de pêche où l'on retrouve des homards à ces stades sensibles. Les espèces de poissons ayant une vessie natatoire ont probablement un taux de survie plus faible, en particulier lorsqu'elles sont capturées en profondeur.

L'estimation globale des prises accessoires autres que le homard a diminué depuis 2006, passant de 127,6 tonnes à 10,9 tonnes en 2016, ce qui représente 1,4 % du total des débarquements de homard (Tableau 5). La diminution graduelle du nombre de navires au fil des ans et l'accent accru mis sur les zones où les prises de homard par unité d'effort (PUE) sont les plus élevées ont contribué à la réduction des prises accessoires. La morue a représenté la plus grande prise accessoire estimée en 2016, avec 5,8 tonnes. Le Tableau 4 présente les prises accessoires estimées des espèces observées dans la pêche au homard de la ZPH 41 de 2006 à 2016.

En ce qui concerne les prises de homard non conservées, les résumés des données de prises des observateurs indiquent que 23 % des homards capturés en 2016 ont été remis à l'eau. Si l'on suppose que tous les homards de taille non réglementaire (<82 mm LC), de grande taille (≥ 140 mm LC), œuvés, marqués d'une encoche en V, manchots (une ou pas de pince) ou à carapace molle sont remis à l'eau, les fréquences de taille notées lors des sorties avec observateurs indiquent que 26 % des homards capturés sont remis à l'eau. Les homards non conservés sont pour la plupart des homards œuvés, de grande taille ou manchots (Tableau 7). Les changements dans la proportion de femelles de taille non réglementaire, de grande taille et œuvées peuvent être liés à des changements dans les zones, les périodes de pêche et les tailles d'échantillonnage. Des diminutions similaires du côté des grands homards ont été observées dans les relevés au chalut, ce qui suggère des changements dans la composition des tailles du stock. Toutes les mesures visant à remettre les homards à l'eau contribuent à maintenir le fort potentiel de reproduction de ce stock.

Les données des observateurs en mer ont été agrégées par blocs de trois ans afin de lisser les taux de prises accessoires (Figure 11). Parmi les trois principales espèces de prises accessoires, les taux de capture du brosme et de la morue de l'Atlantique ont diminué de façon constante au fil du temps, tandis que ceux de la merluche blanche ont augmenté au cours de la période 2006 à 2014, mais ont diminué pour la période allant de 2015 à 2017.

INDICATEURS

Dans la section suivante, chaque indicateur sera présenté séparément avec la justification de son inclusion, les données et les analyses utilisées pour son estimation, ainsi que les tendances pour chacun des relevés.

Certains indicateurs utilisés ici sont directement liés à la santé et à l'état des stocks (p. ex. l'abondance), tandis que d'autres décrivent les caractéristiques de la population (p. ex. la proportion des sexes) ou des considérations relatives à l'écosystème (p. ex. l'abondance des prédateurs, la température). Ces indicateurs donnent un aperçu du stock et de l'écosystème du homard en haute mer et, bien que les liens avec la productivité ne soient pas évidents, le fait de documenter les changements des caractéristiques du stock et des facteurs externes au fil du temps peut améliorer la compréhension de la santé globale du stock et avoir un impact sur les conseils fournis aux gestionnaires des ressources.

Abondance totale

Justification

Les tendances annuelles de l'abondance totale du homard capturé dans les séries de relevés au chalut constituent une mesure utile des tendances de l'abondance globale de la population au fil du temps, car nous pouvons supposer que les coefficients de capturabilité des engins sont semblables dans le temps. Dans le cas des relevés du NEFSC, où des changements d'engins importants ont été effectués, des facteurs de conversion de la capturabilité basés sur la longueur ont été appliqués pour en faire une série chronologique continue. Cet indicateur représente la plus longue série chronologique de données disponibles à partir des tendances constatées par les relevés, et la taille des échantillons n'est pas sacrifiée par la division par sexe et par taille.

Inclusion et analyse des données

Pour chacun des relevés du MPO (NR41 et BG), tous les homards capturés lors des traits de chalut ont été pris en compte dans cette analyse. L'abondance totale provenant des relevés du NEFSC (NPri41, NAut41) a été limitée à tous les homards de ≥ 50 mm en raison de préoccupations concernant la fiabilité des coefficients de conversion pour les homards de < 50 mm (Jacobson et Miller, 2012).

Les estimations de l'abondance totale stratifiée ont été calculées selon les procédures traditionnelles décrites par Cochrane (1977) avec des intervalles de confiance estimés au moyen de la méthode bootstrap avec remplacement (Smith 1997).

Résultats

Les relevés NR41 et NPri41 ont tous deux montré un nombre moyen faible et variable de homard/trait⁻¹ depuis le début de la série chronologique du relevé jusqu'à environ 2000-2001 (Figure 12). Les taux de prise de chacun de ces relevés ont ensuite augmenté pour atteindre un nouveau niveau stable jusqu'en 2009-2010, où l'abondance a de nouveau augmenté pour atteindre les niveaux les plus élevés observés (Figure 12). Les niveaux actuels de 10,5 homard/trait⁻¹ dans le NR41 et de 9,3 homard/trait⁻¹ dans le NPri41 étaient respectivement les taux de capture les plus élevés et les deuxièmes plus élevés jamais enregistrés. Par rapport aux relevés NR41 et NPri41, le relevé NAut41 a montré le même taux de capture bas et variable jusqu'en 2000, mais n'a pas montré la même augmentation pour atteindre un niveau stable au milieu des années 2000. Une lente augmentation a plutôt été observée jusqu'en 2009, où, à l'instar des autres relevés, les taux de capture les plus élevés jamais enregistrés ont été observés lors de ces dernières années. Les taux de capture actuels dans NAut41 étaient les deuxièmes plus élevés jamais enregistrés, avec 8,9 homard/trait⁻¹. Les moyennes homard/trait⁻¹ du relevé du BG étaient à nouveau faibles et variables jusqu'en 2003, avaient diminué à la fin des années 2000, mais sont actuellement parmi les taux de prises les plus élevés jamais enregistrés, avec un taux de 4,7 homard/trait⁻¹ (Figure 12).

La cohérence entre les relevés donne confiance dans leurs tendances et donne à penser que l'abondance des homards est actuellement proche du niveau le plus élevé jamais enregistré dans la ZPH 41.

Zone d'occupation pondérée par l'échantillonnage (ZOPE)

Justification

Les changements dans la répartition d'un stock correspondent généralement à des changements de l'abondance (Fisher et Frank, 2004). Il a été jugé important de documenter les changements de répartition sur l'ensemble de la zone d'occupation, car ils fournissent des

informations sur l'ampleur de l'utilisation de l'habitat par le stock ainsi que sur sa sensibilité à une diminution localisée par des événements anthropiques ou écologiques (Hanselman *et al.*, 2007).

Inclusion et analyse des données

L'abondance totale des homards capturés dans chaque série de relevés a été utilisée pour définir les changements de répartition. Aucun filtrage des données en fonction de la taille ou du sexe n'a été effectué. Les estimations annuelles de la répartition spatiale pour le homard de chaque relevé ont été déterminées en utilisant la zone d'occupation pondérée par l'échantillonnage (ZOPE) du relevé :

$$DWAO = \sum_{i=1}^n a_i I \text{ where } I = \begin{cases} 1 & \text{if } y_i > 0 \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases}$$

où n est le nombre de traits de chalut de l'année du relevé, y_i est le nombre de homards capturés au trait i , et a_i est la superficie de la strate échantillonnée par le trait i divisée par le nombre de séries réalisées dans la strate (Smedbol *et al.*, 2002). La ZOPE a été exprimée en km^2 pour chaque relevé.

Il importe de noter qu'en raison des différences de superficie totale de chaque relevé, les estimations de la ZOPE ne seront comparables qu'au sein d'un même relevé.

Résultats

La superficie occupée par le homard d'Amérique a augmenté ces dernières années pour tous les relevés, les estimations actuelles de la ZOPE étant parmi les plus élevées jamais enregistrées (Figure 13). Plus précisément, la ZOPE a augmenté pour le NR41, le NPri41 et le NAut41 entre 2000 et 2015, avec une multiplication par quatre pour atteindre plus de 8000 km^2 pour les relevés du NEFSC et plus de 4000 km^2 pour le relevé du NR41. Le relevé du BG a connu une augmentation similaire au cours des dernières années. Cependant, l'augmentation de la surface occupée dans ce relevé a commencé au milieu des années 1990 et a été d'environ cinq fois la surface occupée. La large répartition du stock est liée à l'augmentation de l'abondance des dernières années et suggère que les homards se trouvent dans plus d'habitats que ceux enregistrés précédemment. L'augmentation de la répartition suggère une plus grande résilience du stock, puisque les événements localisés devraient avoir moins d'impact sur l'état général du stock.

Répartition éparse démontrée par les données des relevés

Justification

La répartition éparse est un indicateur spatial qui fournit des informations sur la répartition globale de la population. La répartition éparse a été estimée à l'aide du coefficient de Gini, qui a été utilisé comme indice d'inégalité de la répartition des taux de capture (Myers et Cadigan, 1995). Plus précisément, le coefficient de Gini quantifie la différence de l'aire entre les courbes de Lorenz de la proportion cumulative triée de la zone totale et la proportion cumulative de la capture totale par rapport à la fonction d'identité $(0,0) \rightarrow (1,1)$. Si les homards étaient répartis de manière identique dans toutes les strates, la courbe de Lorenz constituerait la fonction d'identité. En général, les densités ne sont pas uniformes dans l'espace et la courbe de Lorenz présente une relation convexe caractéristique, car certaines strates fournissent des proportions plus importantes de la densité cumulée. Le coefficient de Gini quantifie la différence entre la courbe de Lorenz et la fonction d'identité, et représente une mesure de la répartition inégale ou éparse (Gini, 1909). Un coefficient de Gini élevé peut être observé pour n'importe quel niveau d'abondance, mais est plus susceptible de se produire pour une faible abondance, lorsque de

petites zones d'abondance relativement élevée peuvent persister. Quoi qu'il en soit, le coefficient de Gini fournit une mesure de la répartition éparse à partir des données fournies.

Inclusion et analyse des données

L'abondance totale de homards par trait de chalut sur l'ensemble de la série chronologique de chaque relevé a été utilisée pour élaborer les courbes de Lorenz et estimer les coefficients de Gini. L'estimation du coefficient de Gini par année et par relevé a consisté à estimer

l'abondance totale du homard (x_h) dans les strates (h), comme suit :

$$x_h = \frac{\sum_{i=1}^n x_{hi}}{n} \times A_h$$

où n représente le nombre total de séries dans une strate, x_{hi} correspond à l'abondance observée dans chaque trait de chalut (corrigée en fonction de la distance chalutée) et A_h est la superficie de la strate. Les x_h ont ensuite été ordonnées de telle sorte que

$$x_1 \leq x_2 \leq x_3 \leq \dots \leq x_N, N$$

représentant le nombre total de strates du relevé. Les A_h correspondants ont été ordonnés sur la base des indices des x_h ordonnés. La courbe de Lorenz était la ligne joignant la somme

cumulative de la surface ordonnée ($p_a = \frac{\sum_{h=1}^N A_h}{\sum A_h}$) sur l'axe des x et la proportion cumulative de

l'abondance totale ($p_x = \frac{\sum_{h=1}^N x_h}{\sum x_h}$) sur l'axe des y (Myers et Cadigan, 1995). Le coefficient de Gini

a été défini comme le double de l'aire comprise entre la fonction d'identité et la courbe de Lorenz, les valeurs les plus élevées représentant des répartitions inégales.

Résultats

Au cours des dernières années (>2000), on a constaté une diminution de la répartition éparse du homard dans chacun des relevés NR41, NPri41 et NAut41 (Figure 14). Aucune tendance n'est apparue dans le relevé du BG, ce qui suggère que malgré l'augmentation de la surface occupée et de l'abondance, il reste des zones de densités accrues. D'après le relevé du BG, ces zones de haute densité sont évidentes le long des strates extérieures (Figure 7). La diminution de la répartition éparse dans les NR41 et NAut41 a été beaucoup plus prononcée que dans le NPri41. En raison de la date des relevés à la fin de l'hiver ou au début du printemps pour les relevés du BG et NPri41, cela confirme l'hypothèse de Cooper et Uzman (1980), qui suggèrent que les homards sont plus concentrés pendant les mois d'hiver et de printemps que pendant les saisons d'été et d'automne.

La diminution globale de la répartition éparse dans la majorité des relevés suit le modèle observé dans la ZOPE avec l'augmentation de la surface occupée. La combinaison de ces deux renseignements suggère que les homards se retrouvent dans un plus grand nombre d'habitats et qu'ils sont également mieux répartis dans ces habitats, ce qui est un signe positif pour la santé des stocks.

Taille – médiane et maximum

Justification

Une large répartition des tailles donne une indication de la stabilité des populations. Pour les populations qui font l'objet d'une pêche intensive, la répartition des tailles penche vers des homards plus petits, car l'augmentation de la mortalité totale (naturelle + pêche) diminue la probabilité d'atteindre un âge avancé ou une grande taille. Les répartitions de tailles biaisées en faveur des petits (ou grands) homards peuvent se produire pour diverses raisons, notamment la

perte de grands spécimens ou l'augmentation de l'abondance de petits spécimens. En utilisant les répartitions de la fréquence des tailles provenant des relevés et des échantillons en mer recueillis au cours des opérations de pêche, des changements sur le plan de la taille médiane et maximum ont été documentés. Le maximum des répartitions de tailles a été utilisé pour suivre l'évolution des grands crustacés afin de mettre en contexte les estimations de la médiane. Les données recueillies en mer ont été séparées par zone de pêche au sein de la ZPH 41, mais pas par saison de pêche, car les différences dans la répartition des tailles ont été principalement affectées par zone.

Inclusion et analyse des données

La taille médiane pondérée de la population ainsi que les premier et troisième quartiles ont été estimés à partir des informations sur l'abondance-à-la-longueur du relevé du NR, en combinant tous les sexes et stades. Comme pour les autres indicateurs basés sur la taille et le sexe, le relevé d'été du NR du MPO a été restreint à la période allant de 1999 à 2016 et le relevé du MPO du BG a été restreint à la période allant de 2007 à 2016, car aucune information détaillée sur les homards n'a été recueillie avant ces dates. La série chronologique complète des relevés du NEFSC a été incluse dans les analyses.

Les fréquences de longueur des échantillons en mer étaient disponibles pour les sorties de 1977 à aujourd'hui. Des rapports antérieurs (p. ex. Pezzack et Duggan, 1983) ont fourni des informations sur la taille avant 1977; puisqu'il n'y a eu aucun changement dans la répartition des tailles au cours de cette première période, l'ensemble de données antérieures a été exclu. Les résultats n'ont été présentés que pour les zones où des échantillons en mer ont été obtenus la plupart des années.

L'indicateur de longueur maximale a été estimé comme étant le 95^e quantile des répartitions de fréquence de la longueur pondérée (données du relevé) ou brute (échantillon en mer) de la population. On a choisi cette mesure plutôt que la longueur maximale absolue, car elle est moins sensible à la taille des échantillons.

Les répartitions de fréquence des tailles pour les échantillons de relevé et les échantillons en mer sont fournies à l'annexe 1.

Résultats

Les analyses des échantillons en mer ont montré des diminutions modérées de la taille médiane des homards par rapport aux niveaux historiques entre 1970–1989 et les dernières années (2010–2015) : le banc de Georges est passé de 125 mm à 115 mm, le bassin de Georges de 119 mm à 107 mm, le sud-est du banc de Browns de 125 à 116 mm et le sud-ouest du banc de Browns de 109 à 102 mm (Figure 15). De même, la série chronologique des tailles maximales a diminué dans les échantillons en mer au cours des mêmes périodes alors que le banc de Georges est passé de 160 mm à 145 mm, le bassin de Georges de 147 mm à 133 mm, le sud-est du banc de Browns de 154 mm à 140 mm et le sud-ouest du banc de Browns de 138 mm à 125 mm (Figure 16).

De même, les relevés NR41 et NAut41 ont montré des diminutions des tailles médianes et maximales, mais pas dans la même mesure que ce qui a été observé dans les données échantillonnées en mer (Figures 17 et 18).

On observe souvent une diminution de la répartition de la taille des populations en fonction de leur abondance (Ebenman *et al.*, 1995). La diminution actuelle de la taille a des incidences sur le potentiel de reproduction du stock, car les grandes femelles produisent un nombre exponentiel d'œufs et se reproduisent plus fréquemment (Koopman *et al.*, 2015, Aiken et Waddy, 1980). La taille médiane des homards capturés dans le cadre de la pêche et du relevé reste supérieure à la taille à 50 % de maturité.

L'impact de la pêche dans la ZPH 41 sur les changements de la répartition des tailles n'est pas connu à l'heure actuelle. On pense toutefois que son impact est minime étant donné la faible pression de la pêche ces dernières années, alors que les changements de la répartition des tailles sont les plus fréquents. Les facteurs environnementaux et écologiques peuvent également avoir un impact sur la répartition des spécimens par taille par le biais de l'augmentation de la mortalité naturelle (Myers et Cadigan, 1993).

Indice de la prédation

Justification

Il a été suggéré que le relâchement de la prédation est l'un des facteurs ayant contribué à la récente augmentation de l'abondance des homards, alors qu'une diminution des populations de morue de l'Atlantique et d'autres poissons de fond s'est produite au cours de périodes similaires (p. ex. Boudreau et Worm, 2010). D'autres rapports réfutent cette hypothèse, suggérant que bien que la diminution de la prédation ait probablement contribué à l'augmentation des stocks de homards, elle n'en était pas la principale contributrice (Hansen, 2009). Néanmoins, les rapports sur les tendances de la biomasse et de l'abondance des poissons de fond fournissent des renseignements sur les changements potentiels du côté de la pression exercée par les prédateurs et des interactions écologiques.

Les prédateurs de homards signalés sont les suivants : tanches-tautogues, chabots, raies, morues, aiguillats communs, hémitriptères atlantiques, poissons-loup, aiglefin, merluche, plies, anarrhique loup et crabes (Lavalli et Lawton, 1996, Palma *et al.*, 1998, Nelson *et al.*, 2003, Hanson et Lanteigne, 2000, Boudreau et Worm, 2010, Steneck *et al.*, 2011, Cook et Bundy, 2010). La base de données sur les habitudes alimentaires recueillies sur la plate-forme Néo-Écossaise contient peu d'informations sur les homards d'Amérique trouvés dans le contenu de l'estomac de quelconque espèce. Plus précisément, sur les 160 500 estomacs couvrant 68 espèces de poissons, seuls 36 cas d'estomacs contenant du homard ont été signalés. Il est toutefois important de considérer que l'étendue spatiale des petits homards, qui sont les plus vulnérables à la prédation, est généralement considérée comme plus côtière que la couverture spatiale fournie par le relevé au chalut.

Le fait de fournir un indice d'abondance pour les prédateurs du homard à partir du relevé du NR représente un indice relatif des prédateurs dans la zone, bien que non propre à l'habitat du petit homard, et donne des informations sur la zone à mesure que les répartitions des espèces s'étendent avec l'augmentation de l'abondance. Le relevé du NR devrait donc refléter le modèle global d'abondance pour la région.

Inclusion et analyse des données

L'abondance et la biomasse des espèces prédatrices ont été estimées à partir du relevé du NR du MPO en utilisant des données sur l'ouest de la plate-forme Néo-Écossaise et la baie de Fundy (strates 474 à 484). La région élargie a été choisie, car la connectivité importante des populations et les schémas de migration au sein des stocks de poissons de fond peuvent avoir un impact sur la population de homards de la ZPH 41. Les espèces spécifiques incluses comme prédatrices du homard dans les analyses étaient la morue, l'aiglefin, la merluche blanche, la merluche rouge, la plie canadienne, le loup atlantique, la grande raie, la raie épineuse, la raie hérisson, la raie tachetée, le chaboisseau à dix-huit épines et l'aiguillat commun. Certaines des autres espèces de prédateurs (p. ex. les tanches-tautogues) ne sont pas observées régulièrement dans les relevés au chalut en mer et n'ont donc pas été incluses dans les analyses.

Les estimations stratifiées de l'abondance et de la biomasse ont été calculées selon les procédures traditionnelles décrites par Cochrane (1977) avec des intervalles de confiance estimés au moyen de la méthode bootstrap avec remplacement (Smith 1997).

Résultats

Les tendances des espèces de prédateurs combinées du relevé du NR montrent une tendance à la baisse de la biomasse depuis 1970, mais à un taux de diminution beaucoup plus faible que celui qui est généralement indiqué pour les espèces distinctes (Figure 19, MPO, 2016 b). Les modifications de la biomasse des prédateurs ne se reflètent pas complètement par l'abondance des prédateurs, car les niveaux actuels sont parmi les plus élevés jamais enregistrés (Figure 19). Pris ensemble, ces résultats suggèrent une diminution de la taille moyenne des prédateurs du homard capturés dans le cadre du relevé au chalut. L'importance relative de la prédation dans la ZPH 41 est inconnue, mais elle est vraisemblablement faible en raison de la structure des tailles du homard du large (Figure 4). La prédation a toutefois été définie comme un élément important de la régulation des populations dans d'autres régions (Boudreau et Worm, 2010) et, en raison des niveaux probablement élevés de connectivité entre les stocks, elle devrait être suivie.

Température au fond

Justification

Le comportement et la phénologie du homard sont influencés par la température de l'eau (Campbell et Stasko, 1986). Il a été démontré que les processus tels que la mue, la croissance, la maturation des gonades et le développement des œufs sont tous influencés par les changements de température saisonniers et interannuels (Mills *et al.*, 2013). L'impact des changements de température à grande échelle et sur une longue période n'a pas été entièrement évalué. Cependant, on soupçonne que la production de homard peut être affectée par des climats variables et changeants. Plutôt que de communiquer les résultats en matière de température provenant de modèles qui ont leurs propres hypothèses, les tendances de la température au fond obtenues au cours des mêmes relevés où le homard est échantillonné ont été présentées ici.

Inclusion et analyse des données

La température au fond a été mesurée lors des traits de chalut pour tous les relevés. Comme ces relevés utilisent une conception aléatoire stratifiée, les tendances de la température au fond seront estimées en incorporant cette conception telle que décrite dans Cochrane (1977) avec des intervalles de confiance estimés au moyen de la méthode bootstrap avec remplacement (Smith 1997).

Résultats

Chacun des relevés a montré une variabilité interannuelle significative de la température moyenne au cours de la série chronologique des relevés (Figure 20). Au cours des 4 à 6 dernières années, tous les relevés ont fait état de températures parmi les plus élevées de la série chronologique, avec une variabilité interannuelle moindre. Les températures médianes globales du relevé d'automne du NEFSC et des relevés d'hiver du BG sont plus élevées que celles du relevé du NR et des relevés de printemps du NEFSC (Figure 20). Les conséquences du réchauffement constant des températures au cours des 4 à 6 dernières années sont actuellement inconnues, mais la surveillance des processus démographiques et des tendances de la température se poursuivra. Avec le réchauffement des températures, des changements touchant la période de mue, l'incubation des œufs ainsi que leur libération et leur croissance

peuvent se produire, ce qui pourrait entraîner des changements démographiques à plus long terme.

Modélisation de la répartition des espèces

Justification

L'intégration des tendances temporelles des données sur l'occurrence des espèces avec les données environnementales permet l'identification des tendances de la quantité d'habitats appropriés. Ce type d'analyse a déjà été effectué lors des évaluations de stocks en utilisant plusieurs approches, notamment des modèles additifs généralisés (Choi et Zisseron, 2012), le krigeage avec dérive externe (Petitgas, 2001) et la modélisation de la répartition des espèces (Elith et Leathwick, 2009). Dans les deux premières, l'espace est généralement une composante du modèle, et les gradients environnementaux sont examinés sur des variables spatiales. La dernière approche s'appuie sur les caractéristiques environnementales des données de présence et d'absence pour décrire la probabilité d'occurrence (ou d'abondance) des espèces. Cette méthode est utile pour prévoir la répartition des espèces dans l'espace où l'échantillonnage est imparfait.

Plusieurs types de modèles de répartition des espèces ont été appliqués en écologie, notamment la méthode d'entropie maximale (MaxEnt), qui emploie des données de présence uniquement (Phillips *et al.*, 2006), les forêts aléatoires (Breiman 2001) et les arbres de régression boostés (BRT, Elith *et al.*, 2008), entre autres. La méthode des arbres de régression boostés combine les analyses statistiques des arbres de décision avec l'apprentissage machine pour développer des modèles fiables de répartition des espèces. Les arbres de régression boostés divisent les données en une série d'ensembles d'apprentissages et développent itérativement des arbres de régression pour partitionner les données afin de minimiser les erreurs de prédiction. Ces arbres sont ensuite ajoutés itérativement au processus de modélisation pour réduire davantage les erreurs de prévision. Ce processus est poursuivi jusqu'à ce que le taux d'apprentissage ou le facteur de retrait ne diminue plus avec des arbres supplémentaires (Elith *et al.*, 2008).

Méthodes

L'étendue spatiale complète (c'est-à-dire non réduite à des strates précises) des quatre relevés a été utilisée pour élaborer les arbres de régression boostés. À partir de chaque série de relevés, la présence ou l'absence de homard a été recensée et les variables prédictives de temps continu (année décimale), de profondeur, de température, de pente et de courbure ont été utilisées. Les données de présence-absence ont été traitées comme un processus de Bernoulli, avec un logarithme naturel de profondeur transformé avant l'inclusion dans le modèle. Le taux d'apprentissage a été fixé à 0,015 et la *bag fraction* (ou la proportion d'informations utilisées pour déterminer la sélection des variables) a été fixée à 0,5. L'établissement de ces deux paramètres a entraîné des résultats fiables. Les arbres de régression boostés ont été ajustés en utilisant la fonction `gbm.step` du paquet `dismo` (Hijmans *et al.*, 2016) dans R (v.3.3.1).

Les arbres les mieux adaptés ainsi obtenus ont été utilisés pour élaborer des cartes de répartition des espèces basées sur les surfaces de la bathymétrie, de la pente et de la courbure (Figure 21), ainsi que sur les interpolations de la température annuelle (Choi et Zisseron, 2012; Figure 22).

L'indicateur issu de la modélisation de la répartition des espèces était la proportion d'habitats dans la ZPH 41 avec une probabilité $\geq 0,35$ de contenir du homard.

Résultats

Chaque variable prédictive a influencé le résultat de l'analyse des arbres de régression boostés (Figure 23). La série finale des arbres de régression boostés a expliqué 38 % de la déviance totale. Le temps, en années décimales, et la température étaient les facteurs les plus importants qui influençaient les arbres de régression et représentaient 36 et 27 % de la contribution totale des variables prédictives. La profondeur, la pente et la courbure représentaient également une partie de la contribution totale du modèle, mais dans une moindre mesure.

Le temps a été inclus dans le modèle, car l'abondance a augmenté tout au long de la série chronologique, ce qui devait influencer la répartition des espèces et l'utilisation de l'habitat. Plutôt que d'incorporer implicitement l'abondance totale comme variable prédictive, l'année décimale a été utilisée pour inclure à la fois la saisonnalité de l'utilisation de l'habitat (voir ci-dessus) ainsi que les changements d'abondance.

La température était la deuxième variable la plus influente définissant les modèles de répartition du homard. Les ajustements du modèle montrent que la probabilité d'occurrence était plus faible à des températures inférieures à 5 °C ou supérieures à 15 °C (Figure 24).

La probabilité d'occurrence en relation avec la profondeur était un modèle plus compliqué, comme on peut le voir avec les valeurs ajustées. Les homards recherchent une plus grande variété de profondeurs en fonction des saisons, ce qui a été généralement associé au respect des plages de température préférées (Campbell et Stasko, 1986).

Bien que la température soit le seul facteur variable dans le temps inclus dans le modèle, l'intégration du temps, en années fractionnaires, a permis à la relation avec d'autres facteurs de varier à la fois de façon saisonnière et interannuelle. Il s'agissait d'une composante influente dans le modèle des arbres de régression boostés et, compte tenu des changements d'abondance indiqués dans ce stock, il était important de l'inclure, car les changements d'abondance ont probablement entraîné des changements dans la répartition par rapport aux variables environnementales par le biais de processus dépendant de la densité (McCall, 1990).

La série chronologique des répartitions prévues des espèces à partir des arbres de régression boostés a montré l'évolution de la quantité des habitats appropriés au fil du temps (Figure 25). La réduction de ces cartes à un indice de la proportion d'habitats appropriés ($\geq 0,35$) dans la ZPH 41 montre l'augmentation de la quantité de l'habitat du homard au cours des dernières années, avec plus de 80 % de la ZPH 41 classée comme habitat approprié en 2016, la valeur la plus élevée jamais enregistrée (Figure 26).

Oscillation multidécennale de l'Atlantique

Justification

L'oscillation multidécennale de l'Atlantique (OMA) est une alternance de périodes chaudes et froides dans l'Atlantique Nord, dont on sait depuis peu qu'elle s'est produite au cours des 150 dernières années (Enfield *et al.*, 2001). Au cours des 20 dernières années, une période chaude de l'OMA a entraîné des changements remarquables dans l'abondance et la répartition du plancton et des populations de poissons des deux côtés de l'Atlantique Nord. Des tendances similaires ont également été signalées entre 1925 et 1965 sur la base d'observations historiques (Drinkwater *et al.*, 2014). Ces fluctuations à long terme ne peuvent pas être expliquées par l'oscillation nord-atlantique (NAO), qui fluctue sur des échelles de temps plus courtes. La base physique de l'OMA et l'impact de cette dernière sur les réponses des écosystèmes sont mal compris. Des études récentes ont toutefois montré les relations entre l'OMA et de nombreuses réponses écologiques chez plusieurs taxons, principalement aux latitudes moyennes de l'Atlantique (environ 35° N-60° N; Nye *et al.*, 2013). Cependant, s'il a été

reconnu que les corrélations simples entre les processus climatiques et les séries chronologiques biologiques sont intéressantes, il convient de souligner l'importance de déterminer les liens de causalité avec les processus écosystémiques.

Bien que l'influence de l'OMA sur la production de homard, en dehors des changements présumés de la température et des schémas de circulation océanographiques, soit inconnue, il a été suggéré qu'il s'agissait d'un corrélat important avec de nombreux processus régionaux et, en tant que tel, a été inclus ici.

Inclusion et analyse des données

Les [données des séries chronologiques de l'OMA](#) ont été obtenues auprès de la *National Oceanographic and Atmospheric Administration*.

Résultats

La cyclicité de l'OMA au cours des 150 dernières années peut être considérée comme le passage de 30 à 50 des anomalies positives aux anomalies négatives (Figure 27). Actuellement, l'OMA se trouve dans une phase positive, présente depuis 1999-2001. L'augmentation initiale de l'abondance des homards d'après les tendances tirées des relevés est apparue pendant la même période. Le délai pour que l'impact d'une OMA positive se traduise par des augmentations directes de la production de homards serait d'environ 10 à 13 ans (2010–2014), compte tenu des taux de croissance publiés et de la gamme de taille des homards caractéristiques de la ZPH 41 (Bergeron, 2011). Par coïncidence, cette période correspond à certaines des plus grandes abondances de homard des relevés au chalut. Une étude plus approfondie de l'impact de l'OMA sur la production de homard est justifiée. Cependant, il est utile de maintenir cet indicateur en tant que corrélat potentiel de la structuration de l'écosystème.

Taux de capture commerciale

Justification

Malgré les mises en garde concernant l'utilisation des taux de capture comme indicateur de l'abondance mentionnée dans les sections précédentes sur l'historique de l'évaluation des stocks, il est toujours utile d'examiner les tendances du rendement des pêches par rapport aux autres indices de productivité des stocks.

Inclusion et analyse des données

Les informations sur les taux de capture commerciale ont été obtenues à partir des données des journaux de bord et ont été décrites dans la section ci-dessus sur les sources de données.

Résultats

Les taux de capture du homard entre le début des années 1980 et le milieu des années 1990 étaient variables d'une année à l'autre (Figure 28). À la fin des années 1990, les taux de capture ont diminué pour atteindre leur niveau le plus bas jamais enregistré, mais ils ont rebondi depuis et, en 2015, ils étaient les plus élevés jamais enregistrés, l'année 2016 restant proche des records. Bien qu'il y ait eu des changements dans les modèles de pêche et des progrès technologiques pour améliorer l'efficacité, la récente augmentation des taux de capture imite les tendances observées concernant l'abondance et la biomasse des relevés.

Répartition éparse des pêches

Justification

Tout comme les taux de capture commerciale, la répartition éparse des pêches est avant tout une mesure du rendement des pêches, car la variabilité des connaissances sur la répartition du homard peut avoir un impact sur les taux de capture au même titre qu'un relevé aléatoire. Avec une meilleure connaissance de la répartition du homard, l'indice de répartition éparse du homard provenant des données de pêche serait réduit indépendamment d'un changement réel de la population. Les faibles niveaux de répartition éparse peuvent être le résultat d'une connaissance limitée (ou complète) de la répartition des homards dans la flottille, ce qui se traduit par des niveaux uniformément bas (ou élevés). Comme pour l'indice de répartition éparse du relevé, les courbes de Lorenz et le coefficient de Gini ont été utilisés pour représenter l'inégalité de la répartition des homards de la pêche.

Inclusion et analyse des données

Les données annuelles de prise et d'effort ont été discrétisées pour estimer un taux de prise dans chaque grille. Ces taux de capture ont ensuite été classés et on a produit la courbe de la densité cumulée en fonction de la superficie cumulative ou courbe de Lorenz. Si les homards étaient répartis de manière identique sur toutes les grilles, la courbe de Lorenz serait la fonction d'identité $(0,0) \rightarrow (1,1)$. En général, les densités ne sont pas uniformes dans l'espace et la courbe de Lorenz présente une relation convexe caractéristique, certaines grilles fournissant une plus grande proportion de la densité cumulée. Le coefficient de Gini est défini comme étant le double de l'aire comprise entre la fonction d'identité et la courbe de Lorenz, les valeurs les plus élevées représentant des densités plus élevées de homards dans de petites zones.

Résultats

La pêche était caractérisée par une répartition éparse faible entre le début des années 1980 et le début des années 1990, alors que les taux de capture étaient plus faibles et variables d'une année à l'autre, ce qui suggérait que les taux de capture étaient similaires dans toutes les zones de la ZPH 41 (Figure 29) au cours d'une année. Alors que les taux de capture ont diminué jusqu'en 2000, l'inégalité de la répartition a augmenté, suggérant qu'il y avait soit des bancs localisés de fortes densités de homards, soit que certains exploitants de navires obtenaient des taux de capture plus élevés que d'autres. Après les faibles taux de capture, l'augmentation qui a suivi a également entraîné une diminution de l'inégalité de la répartition jusqu'en 2008, où elle semble être tombée à un niveau faible, qui s'est maintenu malgré les augmentations des taux de capture (Figure 29). La répartition éparse médiane des pêches est stable ou en légère diminution à des niveaux faibles depuis 7 ans.

Combinaison des indicateurs

Justification

Afin de combiner les modèles et tendances estimés à partir des différents indicateurs dans un affichage qui montre les changements dans le temps, une version modifiée de la méthode développée par Brodziak et Link (2002) a été mise en place. En utilisant cette approche, les limites ou les points de référence n'ont pas été définis, comme cela serait typique avec une méthode des feux de circulation (Caddy, 2002). Les indicateurs contextuels décrits ci-dessus représentent non seulement les processus biologiques qui influencent la production, mais aussi les indicateurs de rendement des écosystèmes et de la pêche.

Méthodes

Les indicateurs décrits tout au long de cette section ont été rendus directement comparables grâce à la normalisation statistique (cote Z) après application de transformations logarithmiques pour normaliser les indicateurs appropriés (p. ex. l'abondance ou la biomasse). Les points de données comprenant moins de 20 spécimens mesurés au cours de la période de mesure ont été considérés comme manquants pour cette analyse. Comme cet ensemble de données était caractérisé par un certain nombre de valeurs manquantes, les analyses multivariées classiques n'ont pas pu être appliquées, car elles nécessitent généralement la suppression de tous ces cas. Ainsi, les coefficients de corrélation de Bravais-Pearson ont été calculés pour toutes les combinaisons possibles par paire. Une variante de l'analyse en composantes principales (ACP) impliquant une analyse des valeurs a été réalisée sur les matrices de corrélation des indicateurs obtenus. Il a été reconnu que les valeurs manquantes peuvent donner lieu à une matrice mal déterminée; on a supposé que les relations présentées ici sont une approximation de premier ordre de la « vraie » structure corrélacionnelle (Choi *et al.*, 2005).

Après l'analyse des valeurs, les scores des composantes ont été classés par le premier vecteur propre et codés par couleur pour chaque indicateur. Cela a permis de visualiser les tendances cohérentes des indicateurs dans le temps.

Résultats et caractéristiques générales des indicateurs

Les résultats de la série d'indicateurs ont permis d'expliquer environ 32 % de la variance totale par le premier axe des scores des principales composantes, tandis que le deuxième axe en expliquait 9 % (Figure 30). Bien que la quantité de variances expliquées soit faible par rapport aux tests à plusieurs variables typiques, le large éventail de types d'indicateurs utilisés et la cohérence temporelle de types d'indicateurs similaires justifient cette analyse. Les scores des composantes qui définissent les différences dans le premier axe ont été dominés par la diminution des mesures de la taille du corps et l'augmentation des tendances d'abondance et de la répartition (Figure 31).

Une diminution de la taille corporelle a été observée dans l'échantillonnage en mer des activités de pêche et il s'agissait non seulement d'une diminution de la taille médiane, mais aussi d'une réduction de la longueur maximale de la carapace. Les tailles corporelles enregistrées lors des relevés ont montré des diminutions similaires, mais pas dans la même mesure. La réduction du coefficient de Gini, représentant l'inégalité de la répartition, était également présente dans les tendances à la baisse des indicateurs. Toutefois, un coefficient de Gini en baisse indique un stock plus uniformément réparti, ce qui est donc considéré comme un signe positif pour l'état du stock dans la ZPH 41.

Il y avait une cohérence entre l'abondance, la biomasse et la répartition croissantes des homards et l'augmentation de la température et de l'OMA, de sorte que la production et les caractéristiques environnementales ont changé à des périodes similaires. Des températures plus élevées au cours d'une année ont probablement peu d'impact sur une augmentation de l'abondance des relevés au chalut la même année, si ce n'est peut-être pour modifier les répartitions, car les homards peuvent rechercher des régimes thermiques particuliers (Jury et Watson, 2013). Les changements à plus long terme dans la structure de l'écosystème et l'amélioration de la qualité de l'habitat ont probablement contribué à l'augmentation de la productivité du homard.

Le stock et l'écosystème actuels de la ZPH 41 se caractérisent par une plus grande abondance dans les relevés, des températures au fond plus chaudes et une taille médiane plus petite, avec une longueur maximale plus faible et une biomasse de prédateurs inférieure aux niveaux historiques.

ÉVALUATION DES STOCKS ET ÉLABORATION DE POINTS DE RÉFÉRENCE

Le gouvernement fédéral du Canada s'est engagé à utiliser l'approche de précaution (AP) pour la gestion des stocks de poissons dans le cadre de la pêche durable. Par conséquent, le MPO a élaboré un document politique intitulé « Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution » qui explique comment l'approche de précaution sera appliquée dans la pratique (MPO, 2009). L'une des composantes clés du cadre est la définition de points de référence et de zones d'état des stocks. Ces zones sont définies par un point de référence limite (PRL), qui délimite les zones critiques (rouge) et de prudence (jaune) de l'état des stocks, et un point de référence supérieur (PRS), qui est la limite entre les zones de prudence et saines (vert) (Figure 32). Dans chaque zone, un niveau d'exploitation de référence établit le taux d'exploitation maximal.

Le PRL définit la limite sous laquelle un dommage grave est causé au stock, et est défini sur la base de critères biologiques par le processus d'examen scientifique (MPO, 2009). Le PRS représente la limite supérieure du stock où l'exploitation doit être progressivement réduite afin de diminuer le risque d'atteindre le PRL. Le PRS est déterminé par les gestionnaires des pêches, en consultations avec le milieu de la pêche et d'autres groupes d'intérêts ainsi que des avis et conseils fournis par le Secteur des sciences (MPO 2009). Les orientations politiques pour la fixation d'un niveau d'exploitation de référence suggèrent d'utiliser une mortalité par pêche (F) ne dépassant pas la F au rendement maximal durable (F_{RMD} ; MPO, 2009).

Une partie du contexte de l'AP indique que la gestion des pêches doit être faite de manière prudente lorsque les connaissances scientifiques sont incertaines, peu fiables ou inadéquates et que, malgré les incertitudes, des points de référence doivent être élaborés sur la base des meilleures informations disponibles pour éviter de nuire gravement à la ressource.

Les recommandations pour le PRS et le PRL ont été présentées dans le contexte du cadre d'évaluation des stocks de 2017 en utilisant une approche par indicateurs, car les approches quantitatives n'ont pas produit d'estimations de paramètres fiables (Cook *et al.*, 2017). Les indicateurs primaires pour définir l'état des stocks étaient les indices de biomasse de quatre relevés au chalut non liés à la pêche. Un indicateur supérieur des stocks (ISS) et un indicateur des limites de référence (ILR) ont été déterminés pour accompagner chaque indice des relevés, le premier tenant compte des changements de régime de productivité. Les indicateurs supérieurs des stocks ont été définis comme 0,4 fois la biomasse médiane de la période de haute productivité. L'ILR a été défini comme la médiane des cinq biomasses non nulles les plus basses de la période visée.

L'état général des stocks sera déterminé à partir de la combinaison de tous les indices des relevés relatifs à leurs ILR et ISS respectifs. La définition pour passer d'un état de stock sain à l'état d'un stock nécessitant de la prudence demanderait que trois des quatre indices de biomasse des relevés tombent sous leur ISS respectif. De même, pour passer à la zone critique, il faudrait que trois des quatre biomasses étudiées tombent sous leur ILR respectif.

Les options pour les niveaux d'exploitation de référence ont été explorées au cours du cadre, en utilisant la mortalité par pêche relative (re/F) (biomasse des relevés / débarquements; Cook *et al.*, 2017). Toutefois, en raison du TAC constant depuis le milieu des années 1980 et de la forte augmentation de la biomasse, le consensus de la réunion a été qu'il y avait peu d'informations pour définir un niveau d'exploitation de référence à l'heure actuelle et, par conséquent, aucun niveau d'exploitation de référence n'a été accepté pour la ZPH 41.

MÉTHODES

Chacune des quatre séries chronologiques des relevés dans la ZPH 41 ne couvre qu'une partie de la superficie totale du stock. Par conséquent, les points de référence de la biomasse ont été

estimés en utilisant les données de chaque relevé et les débarquements annuels dans chaque zone étudiée (C_{jt}). Pour les années où le lieu de pêche n'était pas enregistré pour toutes les sorties, la C_{jt} était estimée en calculant au prorata la proportion de débarquements dont les informations de position se trouvaient dans la zone du relevé (C'_{jt}) par rapport au total des débarquements dont les informations de position (C'_t) étaient calculées au prorata du total des débarquements (avec ou sans informations de position; C_t), comme suit :

$$C_{jt} = \frac{C'_{jt}}{C'_t} \times C_t$$

La série chronologique des débarquements a été réduite à la période de 1981 à aujourd'hui, car il y avait peu d'informations de position pour les données sur les débarquements avant 1981.

Afin d'utiliser la totalité de la série chronologique des données des relevés du MPO, la proportion estimée de la biomasse commerciale par rapport à la biomasse totale pour les années où les données étaient disponibles (0,876) a été appliquée aux autres années. La biomasse commerciale issue des relevés du NEFSC a été estimée pour l'ensemble de la série chronologique à l'aide des informations disponibles.

Des courbes de phase ont été produites pour montrer les tendances de la biomasse et des tendances de la rel/F par rapport aux points de référence de chaque indice de relevé. Plutôt que de s'appuyer sur les tendances brutes des relevés, qui sont intrinsèquement variables, les médianes mobiles de la biomasse sur trois ans ont été utilisées à la fois pour l'indice de la biomasse et pour le dénominateur dans les estimations de la F relative. La F relative n'a pas été définie pour une biomasse médiane de 0, afin de surmonter ce problème; une petite valeur positive a été ajoutée à la biomasse du relevé. Cette procédure n'a été effectuée qu'à des fins graphiques et n'influence pas le résultat de l'identification des points de référence.

RÉSULTATS ET ANALYSE

L'état des stocks de homard de la ZPH 41 est actuellement considéré comme étant dans la zone saine, et ce depuis 2002, car trois des quatre indices des relevés ont été supérieurs à leur ISS respectif (Figure 33). Il est important de noter que l'état des stocks de la ZPH 41 n'a jamais été considéré être dans la zone critique, en utilisant les définitions de l'état des stocks décrites ci-dessus (Figures 33-35).

Les biomasses commerciales actuelles sont bien supérieures aux ISS pour chaque indice, et les mortalités par pêche relatives sont à leur niveau le plus bas ou près de l'être (Figure 34). Même avec les biomasses les plus basses des relevés au milieu des années 1980, le TAC et les débarquements étaient de 720 tonnes par an, ce qui n'a pas empêché le maintien du stock ni mis fin à la croissance de la population réalisée au cours des 15 dernières années.

La cohérence des tendances de la biomasse d'un relevé à l'autre confirme leur valeur en tant qu'indicateurs de l'état des stocks, car les relevés ont été effectués lors de différentes saisons et sous la direction de deux agences nationales distinctes. Bien que les tendances tirées des relevés montrent les mêmes schémas généraux, il est utile de définir des indicateurs de référence et de maintenir les analyses séparées pour chaque relevé comme indicateurs de l'état des stocks.

LIMITES DU POTENTIEL DE REPRODUCTION

Il a toujours été reconnu que le stock de la ZPH 41 en haute mer contenait une forte proportion de femelles de grande taille et de femelles œuvées par rapport aux autres zones de pêche du homard (Pezzack *et al.*, 2015). Le maintien du potentiel de reproduction de ce stock est

important non seulement pour la ZPH 41, mais aussi possiblement pour la production de homards dans d'autres zones. Bien que la biomasse commerciale soit l'indicateur primaire de l'état des stocks en ce qui concerne la pêche et l'exploitation, il était souhaitable de disposer d'un deuxième indicateur primaire conçu pour détecter les changements dans le potentiel de reproduction. Le potentiel de reproduction, tel qu'il est estimé ici, fournira un indice intégré combinant l'abondance des femelles selon la taille, la fécondité selon la taille et la taille à la maturité, produisant ainsi une estimation du total des œufs produits au sein de la zone du stock.

Bien que le potentiel de reproduction soit traité comme un indicateur primaire, les seuils des stocks ne seront pas définis comme les traditionnels PRS et PRL, car cela implique que des modifications des stratégies d'exploitation soient nécessaires lorsque l'état des stocks change pour permettre leur reconstitution. Comme il existe des mécanismes de régulation protégeant les femelles œuvés et à encoche en V, cet indicateur fournit des informations sur l'évolution de la production potentielle d'œufs afin que des mesures proactives puissent être discutées. Les seuils seront plutôt appelés limite supérieure (LS) et limite inférieure (LI).

La LS a été définie comme 40 % de la médiane du potentiel de reproduction estimé pendant la période de haute productivité (environ 2000–2015), tandis que la LI a été définie comme la médiane des cinq estimations les plus basses non nulles du potentiel de reproduction (Cook *et al.*, 2017).

MÉTHODES

Pour chaque relevé, le potentiel de reproduction a été défini comme le nombre potentiel d'œufs produits par année. Cet indicateur a nécessité l'estimation des nombres moyens stratifiés de femelles selon la longueur. Ainsi, les séries chronologiques du potentiel de reproduction n'ont pu être estimées que depuis 1999 dans les relevés du NR (NR41) et 2007 dans les relevés du MPO du BG, car les informations biologiques détaillées n'ont été systématiquement recueillies qu'après ces dates. La série chronologique complète des relevés du NEFSC a été utilisée pour l'estimation du potentiel de reproduction.

Le potentiel de reproduction, exprimé sous la forme d'un indice de production d'œufs, pour chaque relevé et chaque année (t) a été estimé sur la base de la longueur (L) en utilisant les nombres moyens stratifiés annuels de femelles selon la longueur N_{Lt} intégrant les relations de fécondité et de maturité en fonction de la longueur, comme suit :

$$R_t = \sum_{L=1}^{L_{max}} N_{Lt} \times M_L \times F_L$$

Où,

$$F_L = \gamma L^\omega$$
$$M_L = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta \times L)}}$$

Les paramètres γ et ω pour la fécondité selon la longueur (F_L) étaient de 0,003135 et 3,354 respectivement, obtenus de Campbell et Robinson (1983). Les paramètres de maturité selon la longueur (M_L) α et β ont été fixés à -22,55 et 0,2455, respectivement (données non publiées, Gaudette et Cook, 2016). Des fréquences de frai basées sur la taille ont également été incluses dans l'analyse, de sorte que les femelles de ≥ 120 mm ont frayé pendant deux des trois années, alors que les femelles matures de < 120 mm ont frayé tous les deux ans (Aiken et Waddy, 1980).

L'abondance moyenne stratifiée par trait a été calculée selon les procédures traditionnelles décrites par Cochrane (1977). Les limites de fiabilité n'ont pas été présentées pour cet indicateur, car les erreurs associées aux relations de fécondité selon la longueur et de maturité selon la longueur n'étaient pas disponibles et ne pouvaient donc pas être propagées en même temps que les erreurs d'abondance.

RÉSULTATS ET ANALYSE

Le potentiel reproductif demeure dans un état bien supérieur à la moyenne à long terme et tous les indices des relevés étaient supérieurs à leurs LS respectives (lorsqu'elles ont été définies), les estimations du potentiel de reproduction étant égales ou proches des valeurs les plus élevées jamais enregistrées (Figure 36). Une exception a été le NPRI41, où le potentiel de reproduction a diminué après avoir atteint un niveau extrêmement élevé en 2014, mais l'estimation actuelle reste dans les cinq meilleures estimations enregistrées.

L'augmentation de l'abondance globale a été le principal moteur de l'augmentation des résultats liés à la reproduction. La diminution de la taille médiane des homards observée dans les échantillons et les relevés en mer a probablement réduit le taux d'augmentation des résultats liés à la reproduction; cependant, cette diminution n'était pas assez importante pour annuler l'effet de l'augmentation de l'abondance.

Comme pour l'indicateur de la biomasse commerciale, les tendances enregistrées par les relevés montrent les mêmes schémas généraux en matière de potentiel de reproduction; toutefois, il reste utile de définir des points de référence pour chaque relevé (le cas échéant) et de suivre les tendances des séries chronologiques en tant qu'indicateurs de l'état des stocks. Cette redondance a amélioré la fiabilité de l'analyse, car les changements du potentiel de reproduction d'un seul relevé peuvent ne pas refléter la productivité globale du stock, mais peuvent être dus à d'autres facteurs non observés. Ces zones de potentiel de reproduction ne sont pas destinées à fournir des conseils sur les niveaux d'exploitation de référence, mais à fournir des informations détaillées sur l'état du stock reproducteur et à rendre compte des changements.

ANALYSE QUALITATIVE DES RISQUES LIÉS AUX POSSIBILITÉS D'EXPLOITATION

Le TAC a été fixé à 720 tonnes depuis le milieu des années 1980, et ce, malgré les fortes augmentations récentes des indices de biomasse des relevés. Un indice d'exploitation, $I_{rel}F$, a, en conséquence de l'augmentation de la biomasse, diminué pour atteindre des niveaux faibles ces dernières années. Compte tenu de la résistance du stock de la ZPH 41 aux débarquements de 720 tonnes, les possibilités d'exploitation pourraient être considérables. Au cours de l'évaluation du cadre, Cook *et al.* (2017), les niveaux d'exploitation de référence proposés n'ont pas été adoptés en raison de l'incertitude liée au changement de régime de productivité dans la ZPH 41 et de la pertinence de la F relative historique sur le stock actuel. Plus précisément, au cours des années 1980, le stock de la ZPH 41 a été maintenu à des niveaux de F relative plus de 10 fois supérieurs aux estimations actuelles (Figure 34), et la biomasse a pu croître jusqu'aux niveaux actuels. Le stock à faible productivité a été considéré comme ayant une grande résilience. Dans le cadre du nouveau régime de productivité accrue, la résistance à une pression de pêche accrue n'est pas connue. La pêche avec le TAC actuel présente un risque minimal de voir le stock passer à la zone de prudence à court terme. Les augmentations des TAC doivent être effectuées par étapes afin d'évaluer chaque année les effets de l'augmentation de l'exploitation sur les stocks.

CONCLUSIONS

Les indicateurs primaires de l'état du stock de homard de la ZPH 41 indiquent que le stock se trouve actuellement dans la zone saine, les quatre indices des relevés étant bien supérieurs à leur ISS respectif. En outre, le deuxième indicateur primaire, le potentiel de reproduction, était bien supérieur aux limites supérieures des relevés pour lesquelles des limites ont été définies. Le faible total autorisé de captures à long terme de 720 tonnes pose un risque minime que l'état du stock passe à la zone de prudence, car il s'est montré résilient à ce niveau d'exploitation pour un large spectre de biomasses. Une certaine souplesse peut être appliquée à la fixation d'un TAC étant donné les biomasses élevées actuelles. Toutefois, les augmentations devraient être faites de manière progressive afin d'évaluer les impacts d'une augmentation de l'exploitation.

La série d'indicateurs contextuels suggère des tendances cohérentes dans le temps, la taille médiane et la taille maximale des homards observés en mer diminuant toutes deux au fil du temps. Inversement, l'abondance, la biomasse et la répartition des homards observés dans les quatre relevés de la ZPH 41 ont augmenté ces dernières années et se situent actuellement à des niveaux parmi les plus élevés jamais enregistrés. Accompagnant l'augmentation de l'abondance, la température au fond s'est rapprochée des niveaux les plus élevés enregistrés ces dernières années, les facteurs de forçage environnemental (OMA) à grande échelle étant dans un état positif.

Globalement, l'état du stock de la ZPH 41 est considéré dans la zone saine selon tous les indicateurs primaires et contextuels.

CALENDRIER D'ÉVALUATION DES STOCKS ET ÉLÉMENTS DÉCLENCHEURS

Les mises à jour des évaluations des stocks, à la suite du document fourni, seront effectuées sur une base annuelle à l'automne 2018, 2019, 2020 et 2021. Le prochain cadre de l'évaluation des stocks sera provisoirement prévu pour l'exercice 2021/2022.

Une évaluation des stocks ou un cadre antérieur serait déclenché si l'état du stock s'approchait de la zone de prudence pour deux des quatre indices du relevé, ou si un changement imprévu des caractéristiques du stock devenait préoccupant.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aiken, D.E., and S.L. Waddy. 1980. Maturity and Reproduction in the American Lobster. *Can J Fish. Aquat. Sci.* 37: 60–71.
- Benoit, H.P., and J. Allard. 2009. Can the Data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? *Canadian J. Fish. Aquat. Sci.* 66(12): 2025-2039.
- Bergeron, C.E. 2011. Research on Lobster Age-size Relationships: Developing Regionally Specified Growth Models from Meta-analysis of Existing Data. MS Thesis, The University of Maine, Orono, ME.
- Boudreau, S.A., and B. Worm. 2010. Top-down Control of Lobster in the Gulf of Maine: Insights from Local Ecological Knowledge and Research Surveys. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 403: 181-191.
- Breiman, L. 2001. Random Forests. *Mach. Learning* 45: 5-32.
- Brodziak, J., and J. Link. 2002. Ecosystem-based Fishery Management: What is it and How can We do it. *Bull. Mar. Sci.* 70: 589-611.

-
- Caddy, J.F. 2002. Limit Reference Points, Traffic Lights, and Holistic Approaches to Fisheries Management with Minimal Stock Assessment Input. *Fish. Res.* 56: 133-137.
- Campbell, A., and A.B. Stasko. 1986. Movements of Lobsters (*Homarus americanus*) Tagged in the Bay of Fundy, Canada. *Mar. Biol.* (1986) 92: 393-404.
- Campbell, A., and D.G. Robinson. 1983. Reproductive Potential of Three American Lobster (*Homarus americanus*) Stocks in the Canadian Maritimes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1958-1967.
- Carrothers, P.G. 1988. Scotia Fundy Groundfish Trawls. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1609. 27p.
- Choi, J.S., and B.M. Zisserson. 2012. [Assessment of Scotian Shelf Snow Crab in 2010](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/110. viii + 95 p.
- Choi, J.S., K.T. Frank, B.D. Petrie, and W.C. Leggett. 2005. Integrated Assessment of a Large Marine Ecosystem: A Case Study of the Devolution of the Eastern Scotian Shelf, Canada. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 43: 47-67.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. 3rd Edition. John Wiley & Sons. New York.
- Comeau, M., and F. Savoie. 2002. Maturity and Reproductive Cycle of the Female American Lobster, *Homarus americanus*, in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *J. Crust. Biol.* 22: 762-774.
- Cook, A.M., and A. Bundy. 2010. The Food Habits Database: An Update, Determination of Sampling Adequacy and Estimation of Diet for Key Species. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2884: 1-140.
- Cook, A.M., M. Cassista-Da Ros, and C. Denton. 2017. [Framework Assessment of the Offshore American Lobster \(*Homarus americanus*\) in Lobster Fishing Area \(LFA\) 41](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/065. viii + 186 p.
- Cooper, R., and J. Uzmann. 1980. Ecology of Juvenile and Adult *Homarus*: pp. 97-142. In: J.S. Cobb and B.F. Phillips, Eds. *The Biology and Management of Lobsters*. Academic Press, New York.
- DFO. 2016. Offshore Lobster and Jonah Crab Integrated Fishery Management Plan. Fisheries Management, Maritimes Region, Dartmouth, NS
- Drinkwater, K.F., M. Miles, I. Medhaug, O.H. Otterå, T. Kristiansen, S. Sundby, and Y. Gao. 2014. The Atlantic Multidecadal Oscillation: Its Manifestations and Impacts with Special Emphasis on the Atlantic Region North of 60°N. *J. Mar. Syst.*, 133 (2014): 117–130.
- Ebenman, B., A. Hendenstrom, U. Wennergren, B. Ekstam, J. Landen, and T. Tyrberg. 1995. The Relationship Between Population Density and Body Size: The Role of Extinction and Mobility. *Oikos*, 73(2): 225-230.
- Elith, J., and J.R. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 677-697.
- Elith, J., J. Leathwick, and T. Hastie. 2008. A Working Guide to Boosted Regression Trees. *J. Anim. Ecol.* 77: 802-813.
- Enfield, D.B., A.M. Mestas-Nunez, and P.J. Trimble. 2001. The Atlantic Multidecadal Oscillation and Its Relation to Rainfall and River Flows in the Continental U.S. *Geophys. Res. Lett.* 28: 2077-2080.

-
- Estrella, B.T., and Cadrin, S.X. 1995. Fecundity of the American Lobster (*Homarus americanus*) in Massachusetts Coastal Waters. In: Ices Marine Science Symposia: Shellfish Life Histories and Shellfishery Models, Moncton, NB (Canada), 25-29 June 1990. Edited by D.E. Aiken, S.L. Waddy and G.Y. Conan, Copenhagen.
- Fanning, L.P. 1985. Intercalibration of Research Survey Results Obtained by Different Vessels. Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Res. Doc. 85-3: 43p.
- Fisher, J.A.D., and K.T. Frank. 2004. Abundance-distribution Relationships and Conservation of Exploited Marine Fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. 279: 201-213.
- Gaudette, J., M.J. Tremblay, A.M. Silva, C. Denton, and D.S. Pezzack. 2014. [Reproductive Status of the American Lobster in Southwest Nova Scotia and the Bay of Fundy \(Lobster Fishing Areas 34–38\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/045. v + 30 p.
- Gavaris, S., K.J. Clark, A.R. Hanke, C.F. Purchase, and J. Gale. 2010. Overview of Discards from Canadian Commercial Fisheries in NAFO Divisions 4V, 4W, 4X, 5Y and 5Z for 2002-2006. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2873: vi + 112 p.
- Gini, C. 1909. Concentration and Dependency Ratios (in Italian). English Translation in Rivista di Politica Economica 87 (1997): 769-789.
- Grant, S.M. 2003. Mortality of Snow Crab Discarded in Newfoundland and Labrador's Trap Fishery: At-sea Experiments on the Effect of Drop Height and Air Exposure Duration. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2481: vi + 28 p.
- Hanselman, D., P. Spencer, K. Shotwell, and R. Reuter. 2007. Localized Depletion of Three Alaska Rockfish Species: pp. 493-511. In: J. Heifetz, J. DiCosimo, A.J. Gharrett, M.S. Love, V.M. O'Connell, and R.D. Stanley, editors. Biology, Assessment, and Management of North Pacific Rockfishes. University of Alaska Fairbanks, Alaska Sea Grant Report AK-5G-07-01, Fairbanks.
- Hanson, J.M. 2009. Predator-prey Interactions of American Lobster (*Homarus americanus*) in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 43:1: 69-88.
- Hanson, J.M., and M. Lanteigne. 2000. Evaluation of Atlantic Cod Predation on American Lobster in the Southern Gulf of St. Lawrence, with Comments on Other Potential Fish Predators. Trans. Am. Fish. Soc. 129: 13-29.
- Hijmans, R.J., S. Phillips, J. Leathwick, and J. Elith. 2016. [Dismo: Species Distribution Modeling](#). R Package Version 1.1-1.
- Incze, L., H.J. Xue, N. Wolff, D. Xu, C. Wilson, R. Steneck, R. Wahle, P. Lawton, N. Pettigrew, and Y. Chen. 2010. Connectivity of Lobster (*Homarus americanus*) Populations in the Coastal Gulf of Maine: Part II. Coupled Biophysical Dynamics. Fish. Oceanogr. 19: 1-20.
- Jacobson, L.D., and T.J. Miller. 2012. Albatross-Bigelow Survey Data Calibration for American Lobsters. Northe. Fish. Sci. Cent. Res. Doc. 12-04: 12 p.
- Jury, SH and WH Watson III. 2013. Seasonal and sexual differences in the thermal preferences
Jury, S.H., and W.H. Watson, III. 2013. Seasonal and Sexual Differences in the Thermal Preferences and Movements of American Lobsters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(11): 1650-1667.
- Koopman, H.N., A.J. Westgate, and Z.A. Siders. 2015. Declining Fecundity and Factors Affecting Embryo Quality in the American Lobster (*Homarus americanus*) from the Bay of Fundy. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 352-363.

-
- Lavalli, K.L., and P. Lawton. 1996. Historical Review of Lobster Life History Terminology and Proposed Modifications to Current Schemes. *Crust.* 69: 594-609.
- Little, S.A., and W.I. Watson. 2005. Differences in the Size at Maturity of Female American Lobsters, *Homarus americanus*, Captured Throughout the Range of the Offshore Fishery. *J. Crust. Biol.* 25: 585-592.
- Le Bris, A., A.J. Pershing, J. Gaudette, T.L. Pugh, and K.M. Reardon. 2017. Multi-scale Quantification of the Effects of Temperature on Size at Maturity in the American Lobster (*Homarus americanus*). *Fish. Res.* 186(1): 397-406
- Mahon, R., and R.W. Smith. 1989. Demersal Fish Assemblages on the Scotian Shelf, Northwest Atlantic: Spatial Distribution and Persistence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 (Suppl. 1): 134-152.
- McCall. A.D. 1990. Dynamic Geography of Marine Fish Populations: Books in Recruitment Fishery Oceanography. University of Washington Press, Washington.
- Mills, K.E., A.J. Pershing, C.J. Brown, Y. Chen, F-S. Chiang, D.S. Holland, S. Lehuta, J. Nye, J.C. Sun, A.C. Thomas, and R.A. Wahle. 2013. Fisheries Management in a Changing Climate: Lessons from the 2012 Ocean Heat Wave in the Northwest Atlantic. *Oceanography* 26: 191-195.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). (2016-11-23).
- MPO. 2016. [Tendances dans les relevés par navire scientifique sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes en 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/011.
- Myers, R.A., and N.G. Cadigan. 1993. Density-Dependent Juvenile Mortality in Marine Demersal Fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50 (8): 1576-1590.
- Myers, R.A., and N.G. Cadigan. 1995. Was an Increase in Natural Mortality Responsible for the Collapse of Northern Cod? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1274-1285.
- Nelson, G.A., B.C. Chase, and J. Stockwell. 2003. Food Habits of Striped Bass (*Morone saxatilis*) in Coastal Waters of Massachusetts. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 32: 1-25.
- Nye, J.A., M.R. Baker, R. Bell, A. Kenny, K.H. Kilbourne, K.D. Friedland, E. Martino, M.M. Stachura, K.S. Van Houtan, and R. Wood. 2013. Ecosystem Effects of the Atlantic Multidecadal Oscillation. *J. Mar. Syst.* 133: 103-116.
- Palma, A.T., R.A. Wahle, and R.S. Steneck. 1998. Different Early Post-settlement Strategies Between American Lobsters *Homarus americanus* and Rock Crabs *Cancer irroratus* in the Gulf of Maine. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162: 215-225.
- Petitgas, P. 2001. Geostatistics in Fisheries Survey Design and Stock Assessment: Models, Variances and Applications. *Fish.* 2-3: 1467-2979.
- Pezzack, D.S., and D.R. Duggan. 1983. The Canadian Offshore Lobster (*Homarus americanus*) Fishery 1971-1982. *Int. Coun. Explor. Sea. Shellfish Comm.* C.M.1983/K:34.
- Pezzack, D.S., and D.R. Duggan. 1985. The Canadian Offshore Lobster Fishery 1971-1984: Catch History, Stock Condition, and Management Options. *Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc.* 85/89.
- Pezzack, D.S., and D.R. Duggan. 1986. Evidence of Migration and Homing of Lobsters (*Homarus americanus*) on the Scotian Shelf. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2206-2211.

-
- Pezzack, D.S., and D.R. Duggan. 1987. Canadian Offshore Lobster Fishery, 1985-86, and Assessment of the Potential for Further Increases in the Catch. Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 87/79.
- Pezzack, D.S., and D.R. Duggan. 1989. Female Size-maturity Relationships for Offshore Lobsters (*Homarus americanus*). Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 89/66: 9.
- Pezzack, D.S., and D.R. Duggan. 1995. Offshore Lobster (*Homarus americanus*) Trap-caught Size Frequencies and Population Size Structure. ICES Mar. Sei. Symp. 199: 129-138.
- Pezzack, D.S., C.M. Frail, A. Reeves, and M.J. Tremblay. 2009. [Offshore Lobster LFA 41 \(4X and 5Zc\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/023. vi + 118 p.
- Pezzack, D.S., C. Denton, M. Cassista-Da Ros, and M.J. Tremblay. 2015. [Assessment of the Canadian LFA 41 Offshore Lobster \(*Homarus americanus*\) Fishery \(NAFO Divisions 4X 5Zc\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/066. v + 79 p.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, and R.E. Schapire. 2006. Maximum Entropy Modeling of Species Geographic Distributions. Ecol. Model. 190: 231-259.
- Quinn, B.K. 2014. Assessing Potential Influence of Larval Development Time and Drift on Large-scale Spatial Connectivity of American Lobster (*Homarus americanus*). MSc Thesis, University of New Brunswick, Saint John, NB.
- Rosenberg, R., H.C. Nilsson, K. Hollertz, and B. Hellman. 1997. Density-dependent Migration in an *Amphiura filiformis* (Amphiuridae, Echinodermata) Infaunal Population. Mar. Ecol. Prog. Ser. 159: 121-131.
- Smedbol, R.K., P.A. Shelton, D.P. Swain, A.A. Fréchet, and G.A. Chouinard. 2002. [Review of population structure, distribution and abundance of cod \(*Gadus morhua*\) in Atlantic Canada in a species-at-risk context](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/082. 134 p.
- Smith, S.J. 1997. Bootstrap Confidence Limits for Groundfish Trawl Survey Estimates of Mean Abundance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(3): 616-630.
- Steneck R.S., T.P. Hughes, J.E. Cinner, W.N. Adger, S.N. Arnold, F. Berkes, S.A. Boudreau, K. Brown, C. Folke, L. Gunderson, P. Olsson, M. Scheffer, E. Stephenson, B. Walker, J. Wilson, and B. Worm. 2011. Creation of a Gilded Trap by the High Economic Value of the Maine Lobster Fishery. Cons. Biol. 25: 904-912
- Tallack, S.M.L. 2007. Escape Ring Selectivity, Bycatch, and Discard Survivability in the New England Fishery for Deep-water Red Crab, *Chaceon quinque-dens*. ICES J. Mar. Sci. 64: 1579-1586.
- Tremblay, M.J., D.S. Pezzack, J. Gaudette, C. Denton, M. Cassista-Da Ros, and J. Allard. 2013. [Assessment of Lobster \(*Homarus americanus*\) off southwest Nova Scotia and in the Bay of Fundy \(Lobster Fishing Areas 34-38\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/078: viii+125 p.
- Tremblay, M.J., D.S. Pezzack, C. Denton, A.R. Reeves, S. Smith, A. Silva, and J. Allard. 2011. [Framework for Assessing Lobster off the Coast of Eastern Cape Breton and the Eastern and South Shores of Nova Scotia \(LFAs 27-33\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/58. viii + 180 p.
- Tukey, J.W. 1977. Exploratory Data Analysis, Reading Massachusetts: Addison-Wesley.
- Uzmann, J.R., R.A. Cooper, and K.J. Pecci. 1977. Migration and Dispersion of Tagged Lobsters, *Homarus americanus*, on the Southern New England Continental Shelf. NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-705.

-
- Waddy, S.L., and D.E. Aiken. 1986. Multiple Fertilization and Consecutive Spawning in Large American Lobsters, *Homarus americanus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 2291-2294.
- Waddy, S.L., and D.E. Aiken. 1990. Intermolt Insemination, An Alternative Mating Strategy for the American Lobster (*Homarus americanus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2402-2406.
- Xue, H., L. Incze, D. Xu, N. Wolff, and N. Pettigrew. 2008. Connectivity of Lobster Populations in the Coastal Gulf of Maine. Part I: Circulation and Larval Transport Potential. Ecol. Model. 210: 193-211.

TABLEAUX

Tableau 1. Débarquements de homard en tonnes (t), total autorisé de captures (TAC) et nombre de navires actifs de 1981 à 2016 par saison de pêche pour la zone de pêche du homard (ZPH) 41. La saison de pêche est définie comme la période de capture du TAC, qui a varié dans le temps (du 1^{er} janvier au 31 décembre pour 1981–1985; du 1^{er} août 1985 au 15 octobre 1986; du 16 octobre au 15 octobre pour 1986–1987 à 2003–2004; du 16 octobre 2004 au 31 décembre 2005; du 1^{er} janvier au 31 décembre de 2006 à ce jour). Le TAC de 1976 à 1985 de 408 tonnes est appliqué à la division 4X de l'OPANO uniquement. Le TAC de 720 tonnes, en vigueur depuis 1985, est appliqué à l'ensemble de la pêche.

Saison	Débarquements totaux	TAC	Navires
1981	572	408 (4X)	8
1982	469	408 (4X)	8
1983	478	408 (4X)	8
1984	440	408 (4X)	7
1985	467	408 (4X)	7
1985–86	851	870 ¹	8
1986–87	718	720	8
1987–88	578	720	7
1988–89	403	720	6
1989–90	532	720	6
1990–91	714	720	5
1991–92	609	720	5
1992–93	544	720	5
1993–94	701	720	7
1994–95	721	720	6
1995–96	725	720	7
1996–97	673	720	7
1997–98	620	720	8
1998–99	590	720	8
1999–00	731	720	9
2000–01	718	720	8
2001–02	726	720	9
2002–03	718	720	8
2003–04	717	720	8
2004–05	1 010	10 08 ²	7
2006	780	720	6
2007	691	720	4
2008	692	720	4
2009	541	720	2
2010	869	720	2
2011	752	720	1
2012	654	720	1
2013	746	720	1
2014	723	720	1
2015	680	720	1
2016	789	720	1

¹ Pezzack et Duggan, 1987.

² Comprend les mois supplémentaires de la saison allant du 16 au 15 octobre, qui est passée à une année civile.

Tableau 2. Sorties d'observation annuelles avec prises accessoires enregistrées et pourcentage du total des sorties avec observateurs dans la ZPH 41.

Année	Nombre de sorties	% de couverture par sortie
2002	5	2,4
2003	7	3,9
2004	3	1,8
2005	9	4,8
2006	8	5,6
2007	5	4,1
2008	4	3,3
2009	4	5,1
2010	3	3,9
2011	3	5,9
2012	5	16
2013	6	17
2014	6	17
2015	4	12
2016	6	17

Tableau 3. Composition annuelle des prises accessoires observées pour la ZPH 41 en kilogrammes (kg).

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Homard d'Amérique	22 426	10 510	5 114	4 032	9 302	8 405	5 978	11 317	14 824	5 757	20 172
Crabe nordique	6 918	3 063	336	5 055	3 399	1 190	816	3 220	1 070	124	246
Brosme	1 211	1 517	1 253	653	715	315	1 030	1 473	868	526	67
Morue (de l'Atlantique)	96	758	338	407	490	73	219	974	462	109	505
Merluche blanche	72	102	15	81	388	80	509	829	837	347	53
Crabe commun	0	0	1 509	0	0	0	10	0	1	41	0
Merluche rouge ou merluche-écureuil	56	133	0	0	31	0	17	408	136	36	0
Hémitriptère atlantique	5	2	0	7	9	4	56	251	31	39	2
Aiglefin	2	31	19	96	165	4	13	28	6	12	19
Sébastes non différenciés (ND)	44	33	6	6	10	5	14	55	26	12	5
Merluche (ND)	80	0	0	0	0	0	0	0	0	108	0
Crabes brachyours	0	0	19	0	0	0	0	140	0	0	0
Chèvre impériale	9	37	0	0	18	0	1	25	3	40	0
Poissons de fond (ND)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	0
Goberge	0	0	18	0	2	0	3	25	0	5	0
Étoiles de mer (s.-c.)	4	7	26	2	0	2	0	0	0	1	0
Loup atlantique	5	0	0	0	4	0	0	26	1	3	0
Aiguillat commun	0	11	0	0	0	0	0	12	1	0	0
Pétoncle géant	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	1
Poissons à nageoires (ND)	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Merlu de haute mer	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0
Grondins	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
Anguille d'Amérique	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Buccins	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Baudroie commune, baudroie d'Amérique, baudroie	2	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2
Chabots	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaboisseau à 18 épines	1	0	0	3	2	0	2	0	0	1	2
Méduses	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raie tachetée	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Plie canadienne	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Moules (ND)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Crabe abyssal rouge	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raie à queue de velours	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Araignée de mer	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Mollusques	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loup à tête large	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Lamproie marine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Algues, varech	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

Tableau 4. Composition annuelle des prises totales estimées pour la ZPH 41 en kilogrammes (kg).

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Homard d'Amérique	335 821	259 472	141 767	89 493	269 471	208 465	76 350	113 007	162 839	78 923	232 903
Crabe nordique	103 594	75 620	9 314	112 199	98 466	29 515	10 422	32 153	11 754	1 700	2 840
Brosme	18 134	37 452	34 735	14 494	20 713	7 813	13 155	14 709	9 535	7 211	774
Morue (de l'Atlantique)	1 438	18 714	9 370	9 034	14 195	1 811	2 797	9 726	5 075	1 494	5 831
Merluche blanche	1 078	2 518	416	1 798	11 240	1 984	6 501	8 278	9 194	4 757	612
Crabe commun	0	0	41 831	0	0	0	128	0	11	562	0
Merluche rouge ou merluche-écureuil	839	3 284	0	0	898	0	217	4 074	1 494	494	0
Hémitriptère atlantique	75	49	0	155	261	99	715	2 506	341	535	23
Aiglefin	30	765	527	2 131	4 780	99	166	280	66	165	219
Sébastes non différenciés (ND)	659	815	166	133	290	124	179	549	286	165	58
Merluche (ND)	1 198	0	0	0	0	0	0	0	0	1 481	0
Crabes brachyours	0	0	527	0	0	0	0	1 398	0	0	0
Chèvre impériale	135	913	0	0	521	0	13	250	33	548	0
Poissons de fond (ND)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 069	0
Goberge	0	0	499	0	58	0	38	250	0	69	0
Étoiles de mer (s.-c.)	60	173	721	44	0	50	0	0	0	14	0
Loup atlantique	75	0	0	0	116	0	0	260	11	41	0
Aiguillat commun	0	272	0	0	0	0	0	120	11	0	0
Pétoncle géant	0	0	0	0	0	0	0	180	0	0	12
Poissons à nageoires (ND)	180	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Merlu de haute mer	0	0	0	0	0	273	0	0	0	0	0
Grondins	0	0	0	0	261	0	0	0	0	0	0
Anguille d'Amérique	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
Buccins	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
Baudroie d'Amérique	30	0	0	0	0	0	0	20	0	27	23
Chabots	0	148	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaboisseau à 18 épines	15	0	0	67	58	0	26	0	0	14	23
Méduses	0	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raie tachetée	0	0	0	0	0	0	0	10	0	14	0
Plie canadienne	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
Moules (ND)	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0
Crabe abyssal rouge	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raie à queue de velours	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0
Araignée de mer	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0
Mollusques	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loup à tête large	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35
Lamproie marine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Algues, varech	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23

Tableau 5. Prises accessoires annuelles totales observées et prises accessoires totales estimées pour la ZPH 41 en tonnes métriques (t), à l'exclusion des prises de homard.

Année	Prises accessoires observées	Prises accessoires estimées des débarquements (t)
2006	8,5	127,6
2007	5,7	140,8
2008	3,5	98,1
2009	6,3	140,1
2010	5,2	151,9
2011	1,7	41,8
2012	2,7	34,4
2013	7,5	75,1
2014	3,4	37,8
2015	1,5	20,4
2016	0,9	10,9

Tableau 6. Pourcentage de rejets de homards à partir du résumé des prises par rapport aux mesures des homards.

ANNÉE	Résumé des prises notées par les observateurs (kg)			Prises mesurées par les observateurs (kg)		
	Prises rejetées	Prises totales	% de rejets	Prises rejetées	Prises totales	% de rejets
2006	22 426	74 531	30 %	8 182	20 846	39 %
2007	10 510	38 490	27 %	3 800	9 713	39 %
2008	5 114	30 087	17 %	2 050	5 905	35 %
2009	4 032	28 389	14 %	1 823	5 138	35 %
2010	9 302	39 313	24 %	2 805	7 114	39 %
2011	8 405	38 738	22 %	1 862	7 568	25 %
2012	5 978	57 173	10 %	3 301	12 128	27 %
2013	11 317	86 058	13 %	6 071	20 040	30 %
2014	14 824	80 645	18 %	4 125	13 783	30 %
2015	5 757	55 326	10 %	1 938	8 801	22 %
2016	20 172	88 485	23 %	3 733	14 622	26 %

Tableau 7. Proportion de la composition des prises de homard remis à l'eau à partir des échantillons observés, par année. Remarque : Chaque homard peut appartenir à plusieurs catégories (c'est-à-dire les homards œuvés, les homards de grande taille et les homards à encoche en V), de sorte que la somme des proportions ne correspond pas nécessairement à 1 pour une année donnée.

Année	Trop petit	Œuvée	Grande taille	Encoche en V	Carapace molle	Manchots
2006	0,01	0,26	0,55	0,05	0,05	0,28
2007	0,01	0,35	0,50	0,08	0,01	0,28
2008	0,00	0,27	0,63	0,08	0,36	0,30
2009	0,04	0,24	0,41	0,17	0,07	0,23
2010	0,01	0,31	0,41	0,14	0,08	0,26
2011	0,02	0,42	0,27	0,15	0,01	0,28
2012	0,01	0,27	0,35	0,14	0,10	0,34
2013	0,00	0,41	0,33	0,16	0,04	0,25
2014	0,00	0,46	0,30	0,08	0,05	0,28
2015	0,00	0,30	0,35	0,20	0,02	0,26
2016	0,00	0,23	0,19	0,05	0,28	0,43

FIGURES

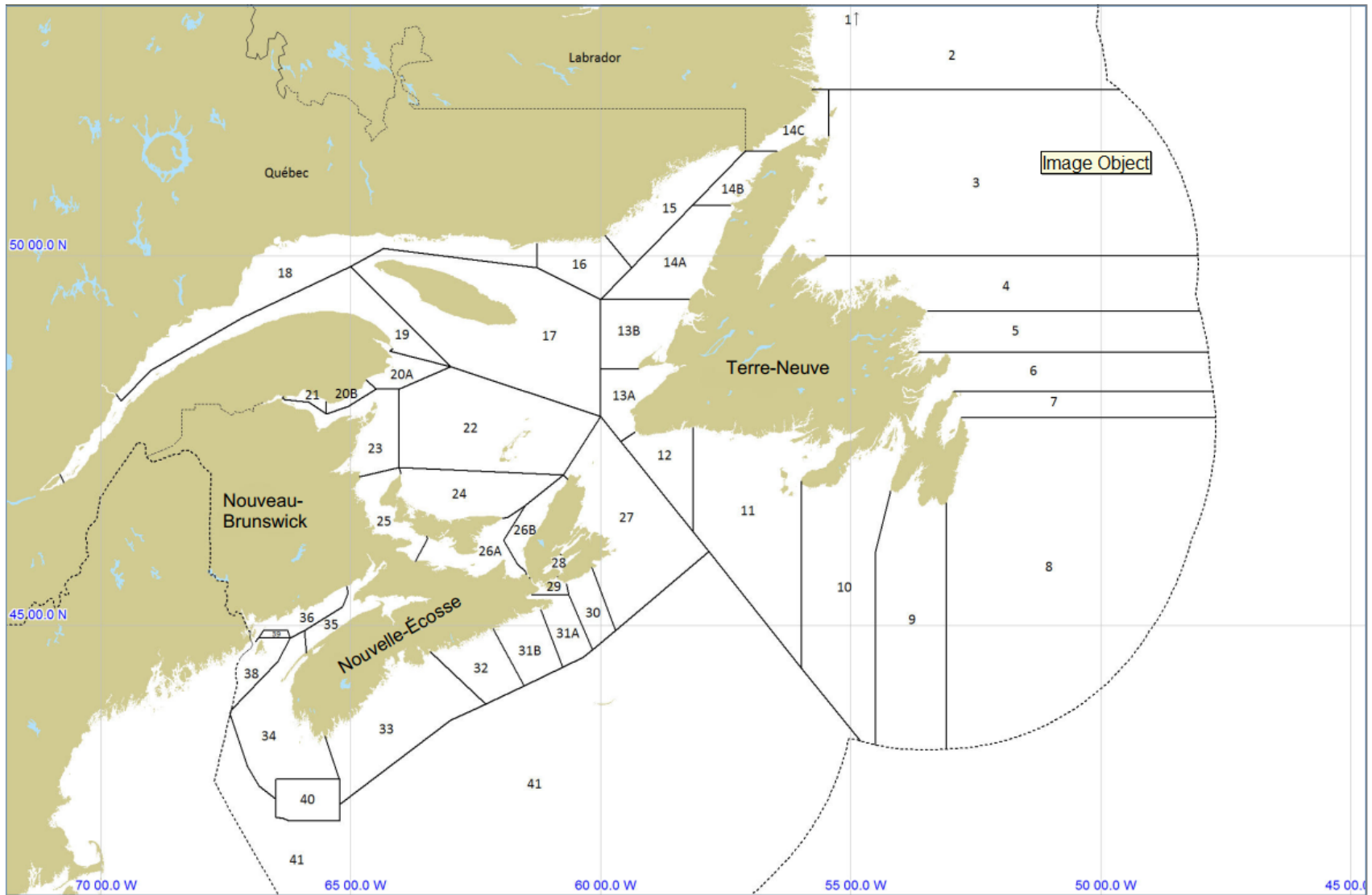


Figure 1. Carte des zones de pêche au homard dans le Canada atlantique utilisant les limites établies par le Règlement de pêche de l'Atlantique.

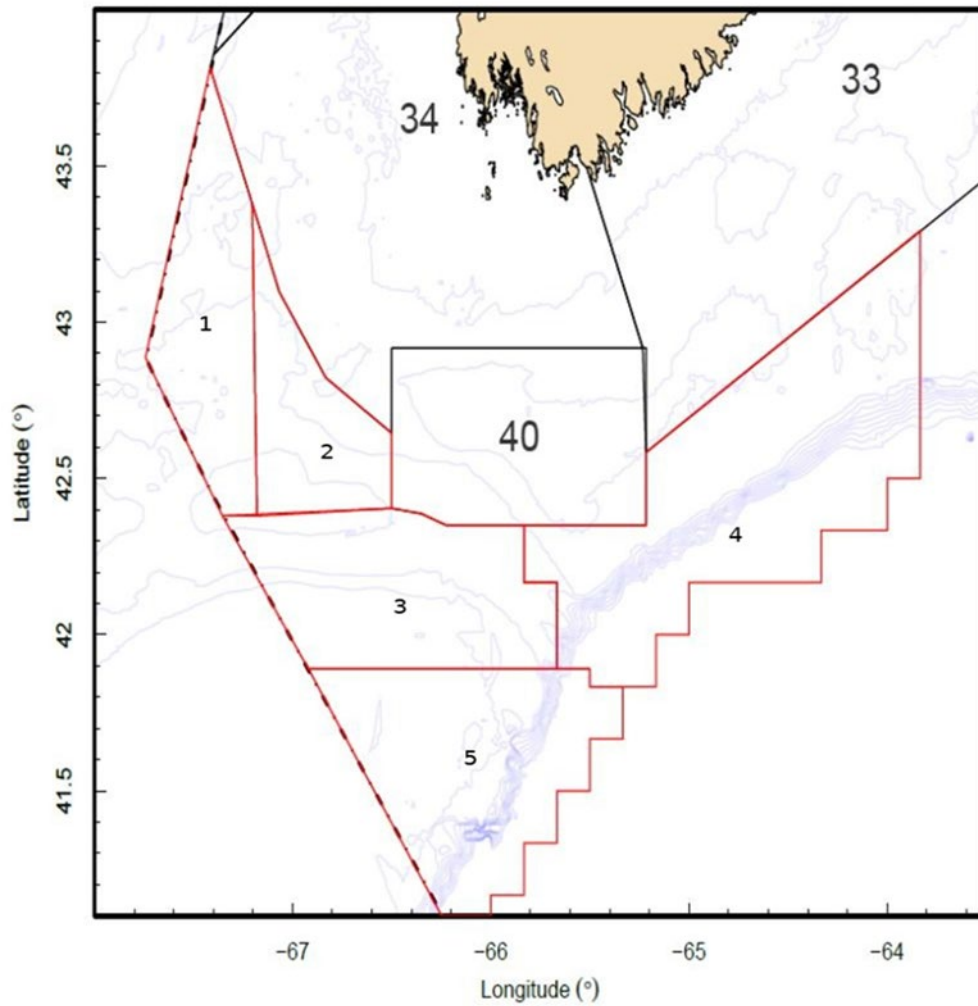


Figure 2. Carte montrant les zones extracôtières utilisées lors des évaluations. La zone 1 représente le bassin de Crowell, la zone 2 le sud-ouest du banc de Browns, la zone 3 le bassin de Georges, la zone 4 le sud-est du banc de Browns et la zone 5 le banc de Georges.

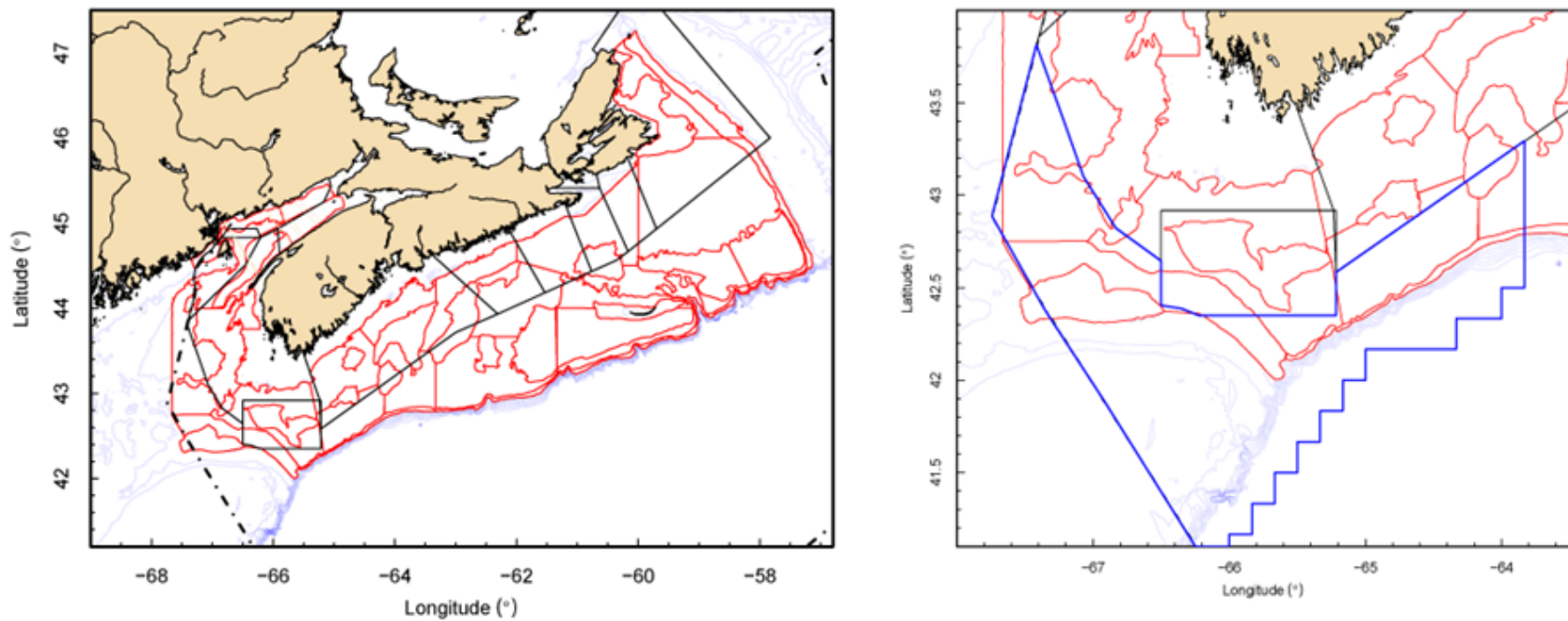


Figure 3. Carte des zones de pêche du homard (ZPH) en noir sur lesquelles sont superposées l'ensemble des strates du relevé d'été du NR du MPO en rouge (à gauche). Gros plan des zones de pêche de la zone de pêche du homard 41 (ligne bleue) avec, indiquées en rouge, les strates du relevé d'été du NR du MPO incluses dans les tendances du relevé (à droite).

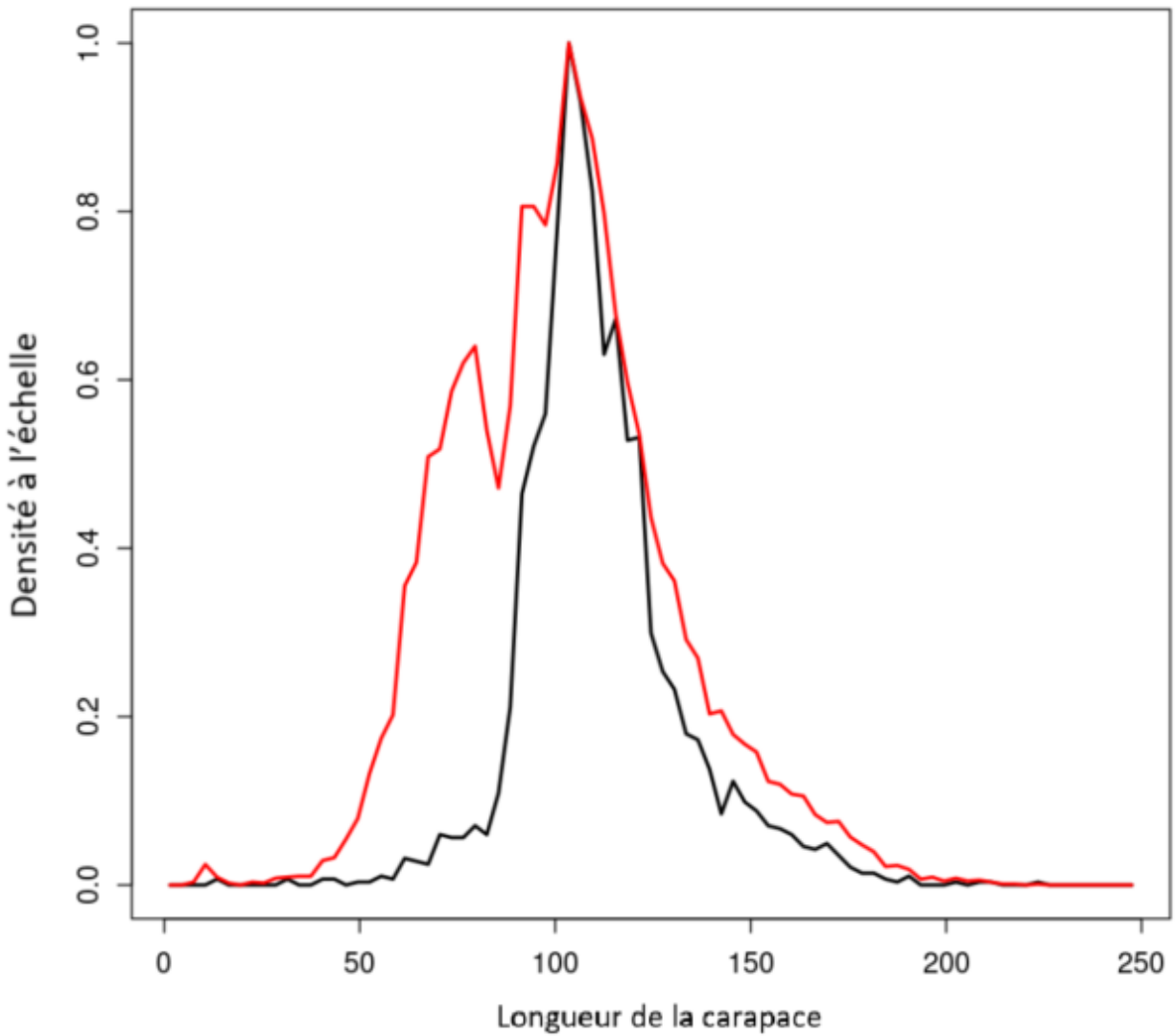


Figure 4. Comparaison des fréquences des longueurs échantillonnées lors du relevé d'été du NR du MPO pour l'ensemble de la zone étudiée (en rouge) et des homards échantillonnés dans la ZPH 14 (en noir). Les densités ont été mises à l'échelle de la densité maximale dans chaque ensemble de données.

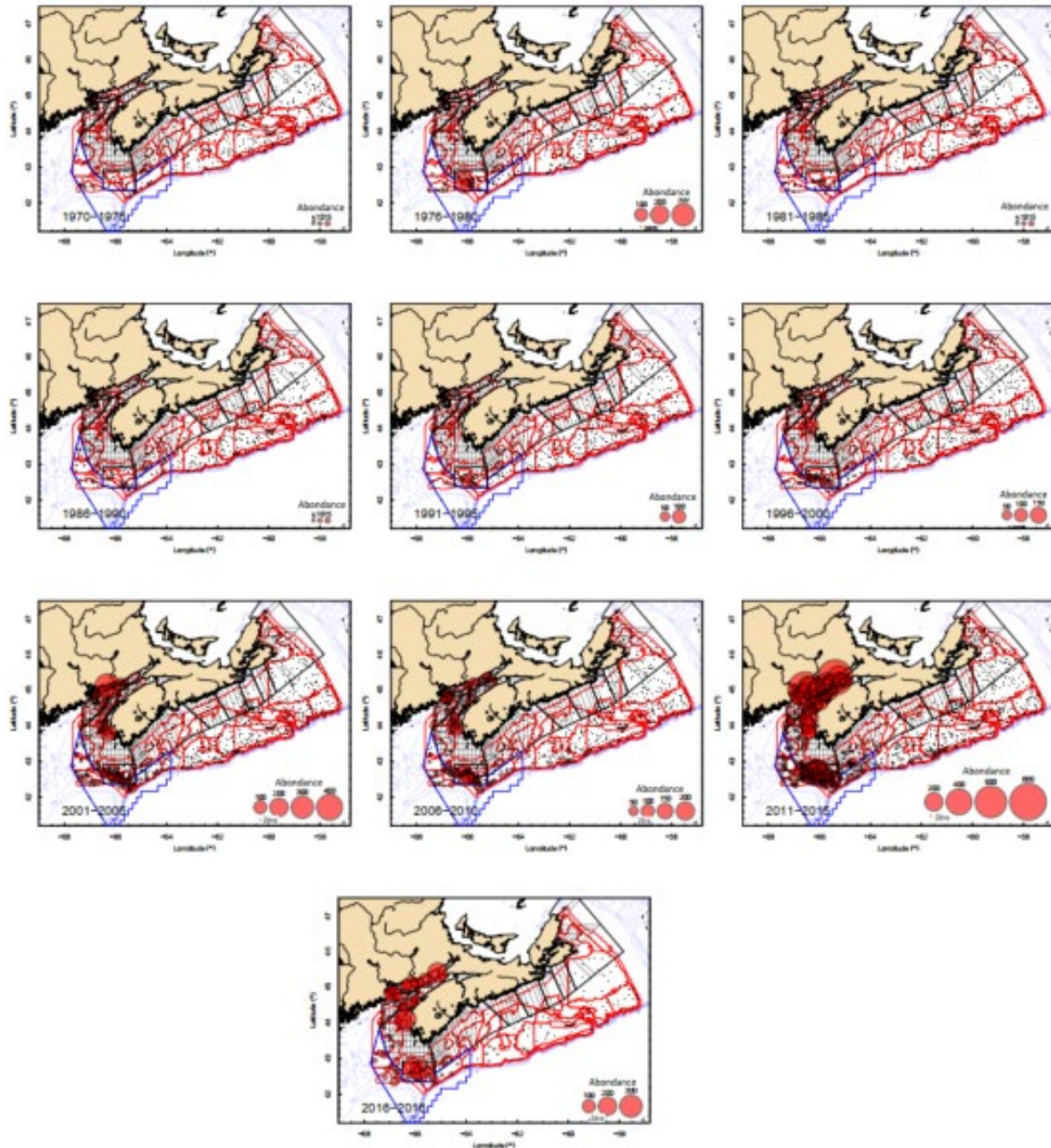


Figure 5. Carte de l'abondance des homards capturés lors du relevé d'été du NR du MPO de la plateforme Néo-Écossaise. Les limites des strates sont indiquées en rouge et les limites des stocks de la ZPH 41 sont indiquées en bleu. La taille des symboles est proportionnelle au nombre de homards observés dans chaque trait. Les points noirs représentent l'emplacement des traits sans homards.

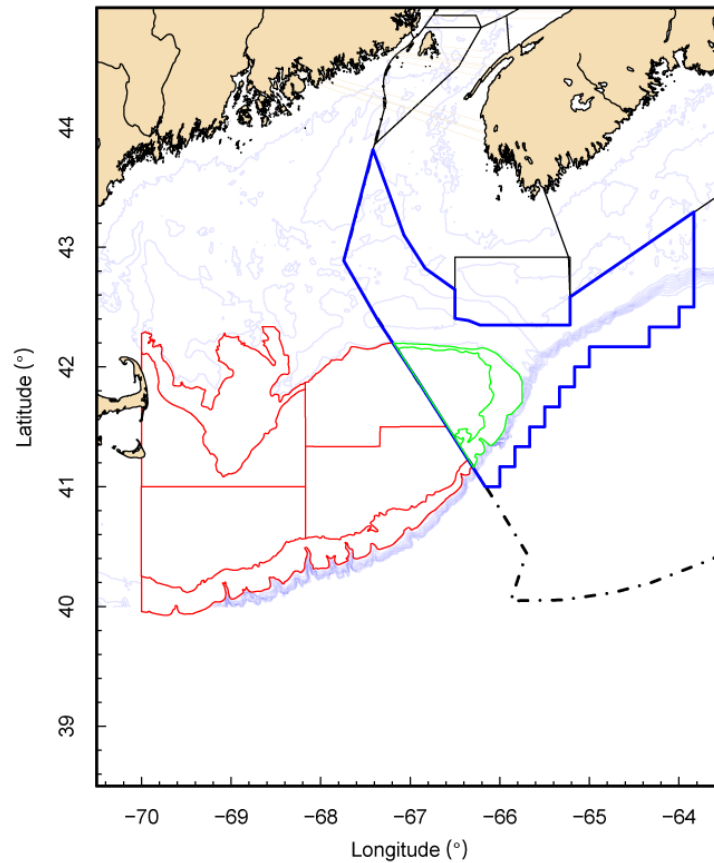


Figure 6. Les strates de printemps du MPO sur le banc de Georges, issues du relevé stratifié en fonction de la profondeur, sont indiquées en rouge et en vert. Les strates indiquées en vert sont celles utilisées dans les tendances du relevé du banc de Georges. La zone de pêche du homard 41 (ligne bleue) est délimitée en bleu.

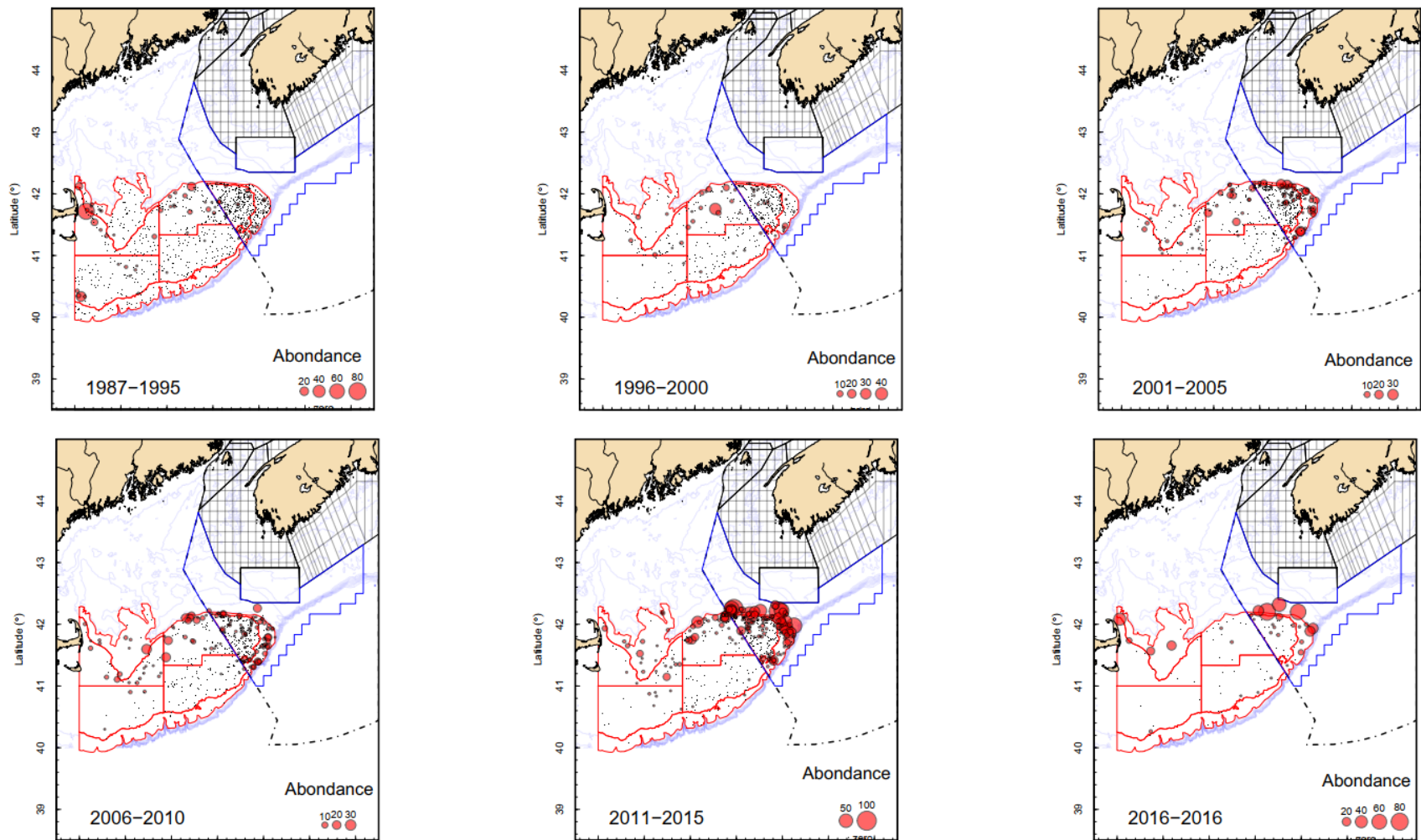


Figure 7. Carte de l'abondance des homards capturés lors du relevé du banc de Georges du MPO. Les limites des strates sont indiquées en rouge et les limites des stocks de la ZPH 41 sont indiquées en bleu. La taille des symboles est proportionnelle au nombre de homards observés dans chaque trait. Les points noirs représentent l'emplacement des traits sans homards.

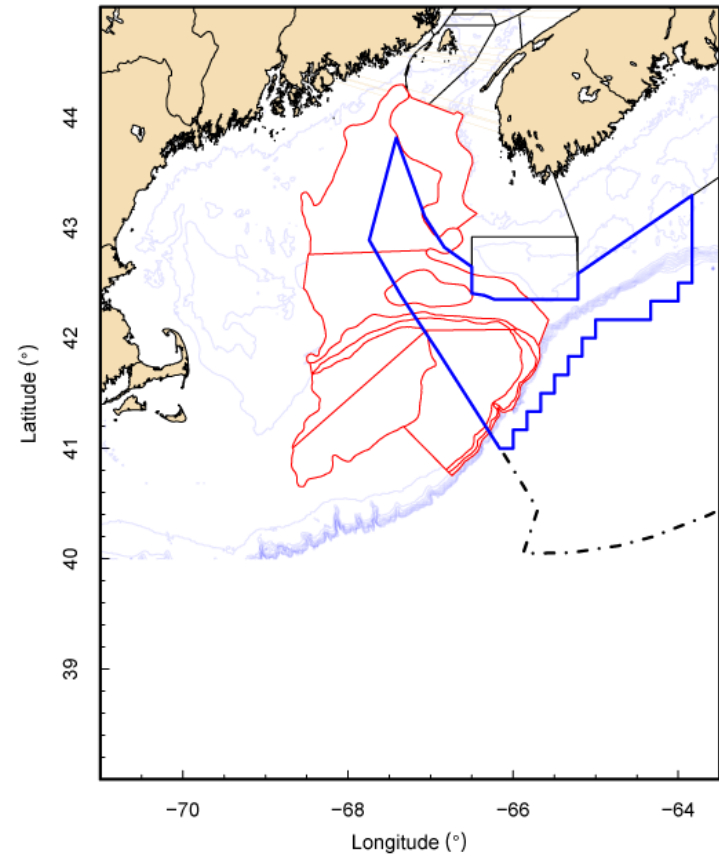
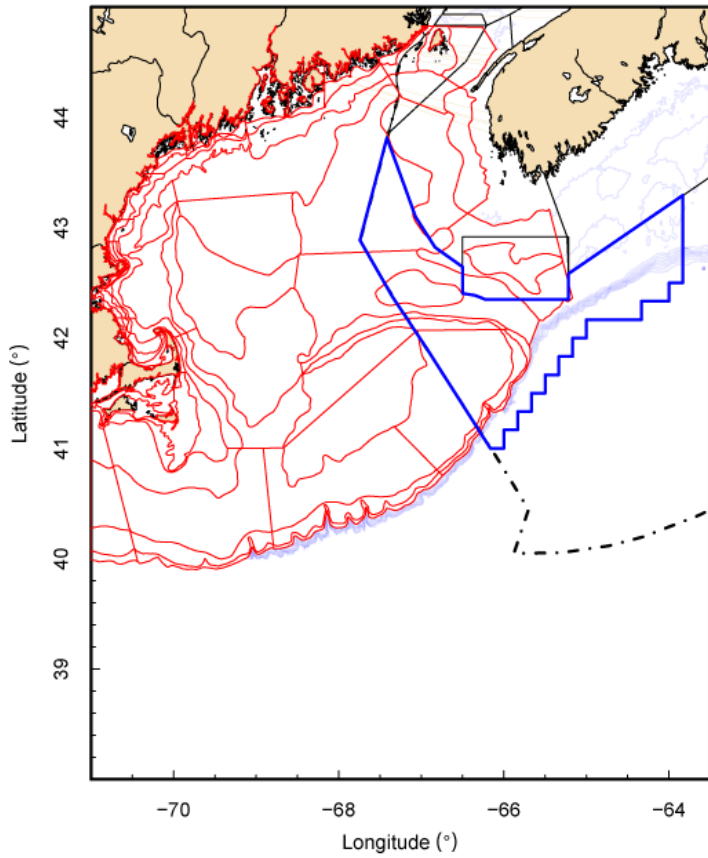


Figure 8. Les strates de printemps et d'automne du NEFSC provenant du relevé stratifié en fonction de la profondeur sont indiquées en rouge (à gauche). Zone de pêche du homard 41 (ligne bleue) avec les strates de printemps et d'automne du NEFSC (indiquées en rouge) utilisées pour l'analyse des tendances du relevé (à droite).

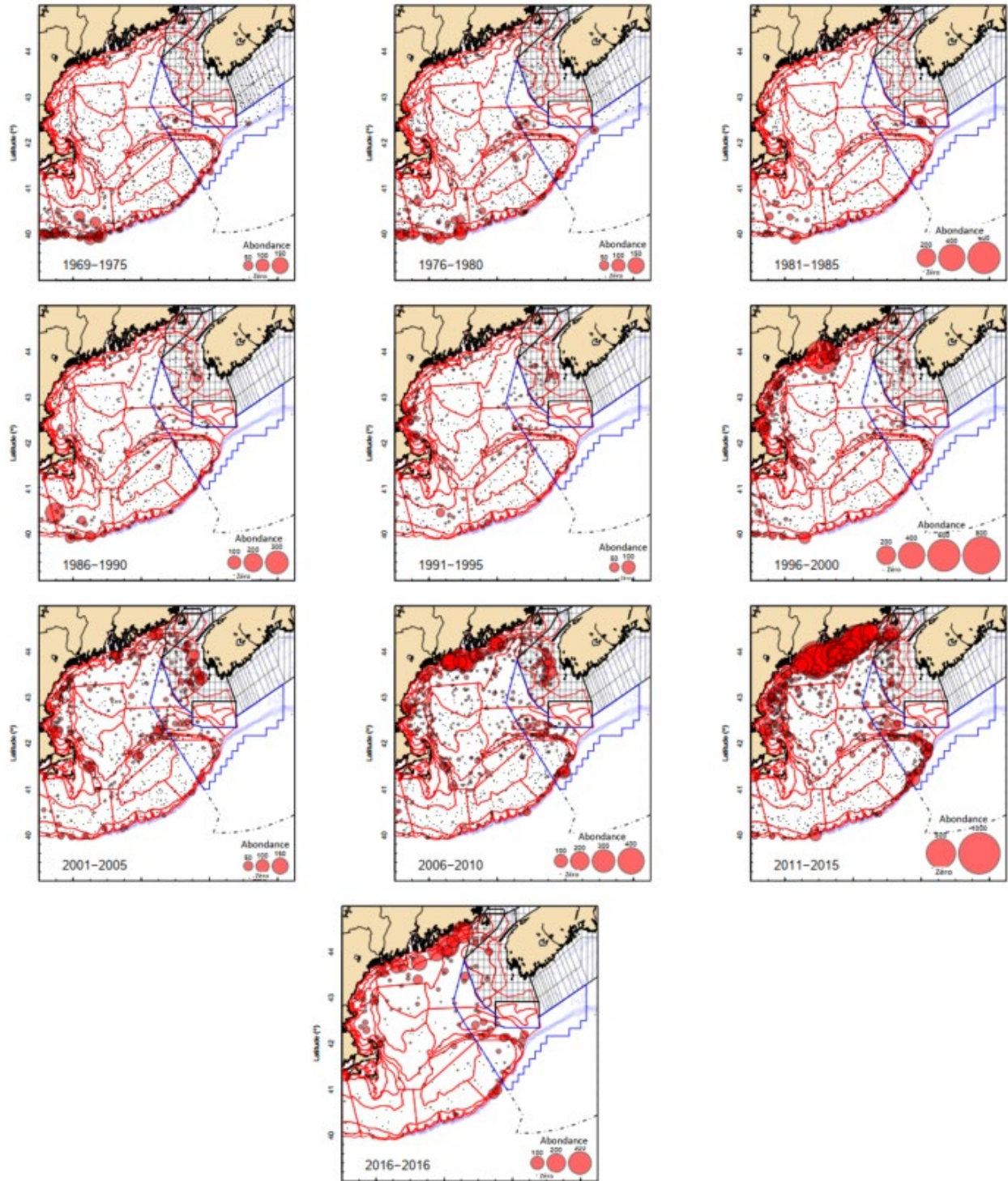


Figure 9. Carte de l'abondance des homards capturés lors du relevé de printemps du NEFSC du golfe du Maine, du banc de Georges et de la plate-forme Néo-Écossaise. Les limites des strates sont indiquées en rouge et les limites des stocks de la ZPH 41 sont indiquées en bleu. La taille des symboles est proportionnelle au nombre de homards observés dans chaque trait. Les points noirs représentent l'emplacement des traits sans homards.

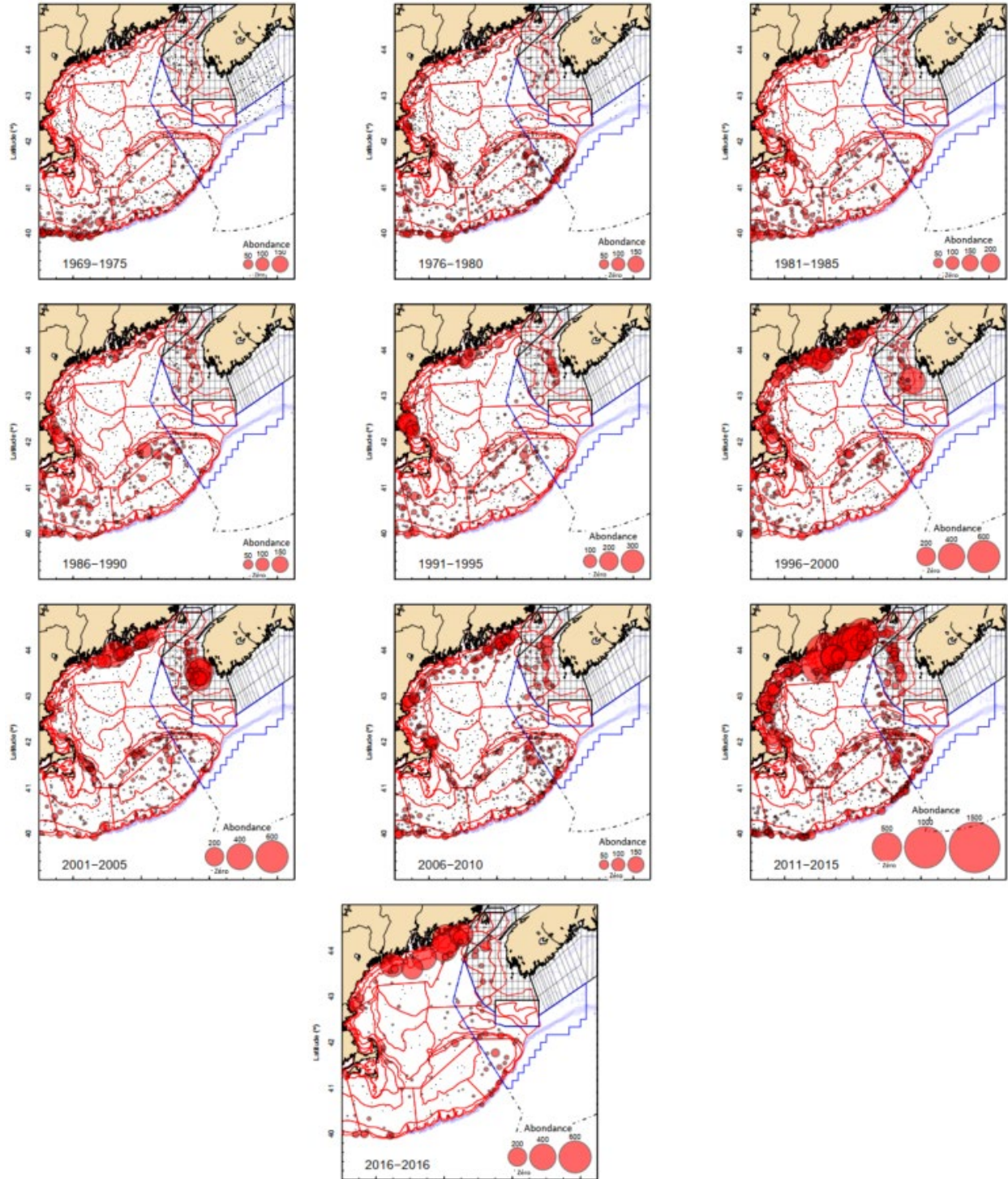


Figure 10. Carte de l'abondance des homards capturés lors du relevé d'automne du NEFSC dans le golfe du Maine, sur le banc Georges et sur la plate-forme Néo-Écossaise. Les limites des strates sont indiquées en rouge et les limites des stocks de la ZPH 41 sont indiquées en bleu. La taille des symboles est proportionnelle au nombre de homards observés dans chaque trait. Les points noirs représentent l'emplacement des traits sans homards.

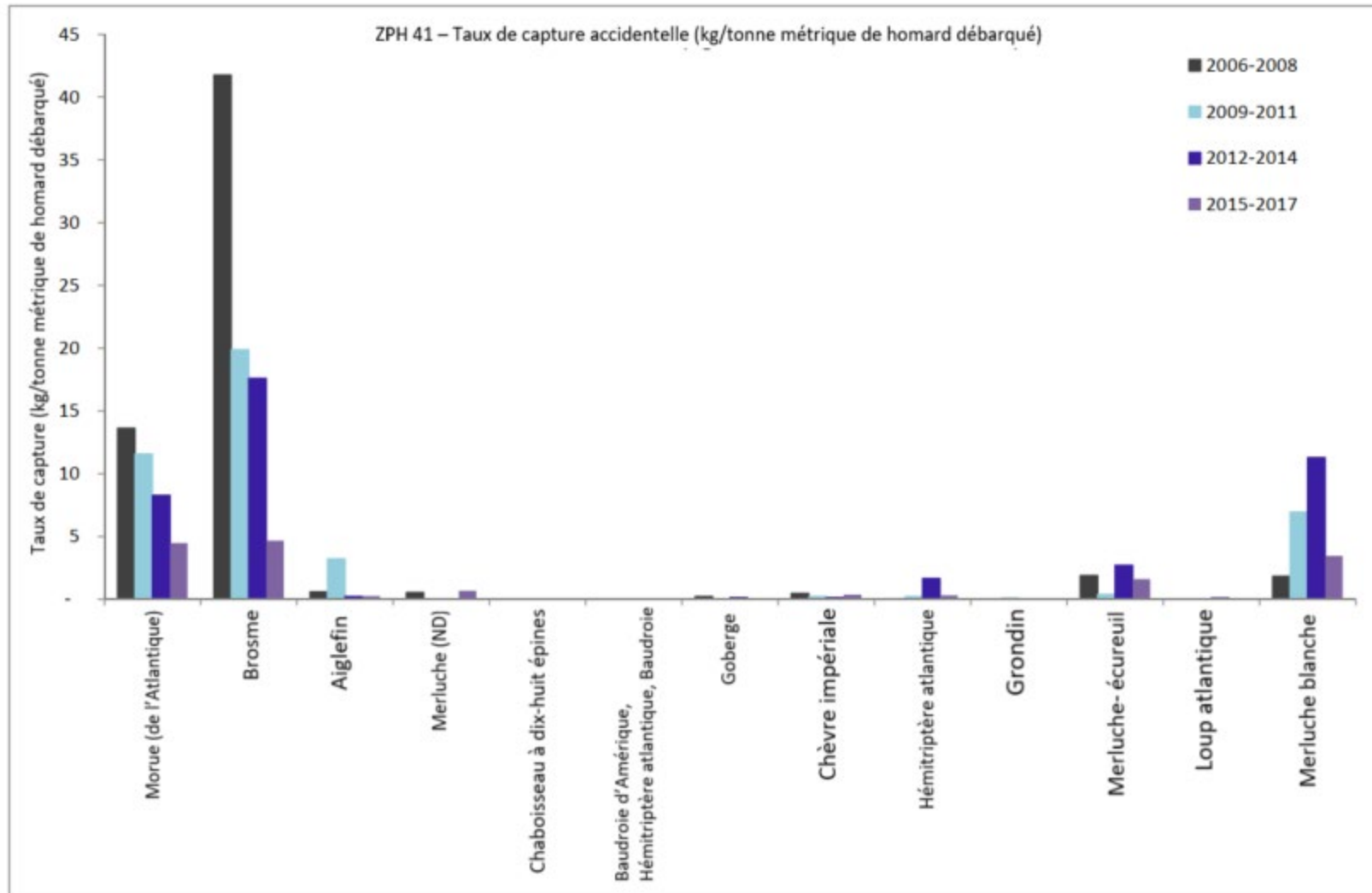


Figure 11. Estimation du taux de capture accidentelle (kg/t de homards) des espèces de poissons à partir des données échantillonnées en mer de la pêche au homard dans la ZPH 41 entre 2006 et 2015 par blocs de trois ans.

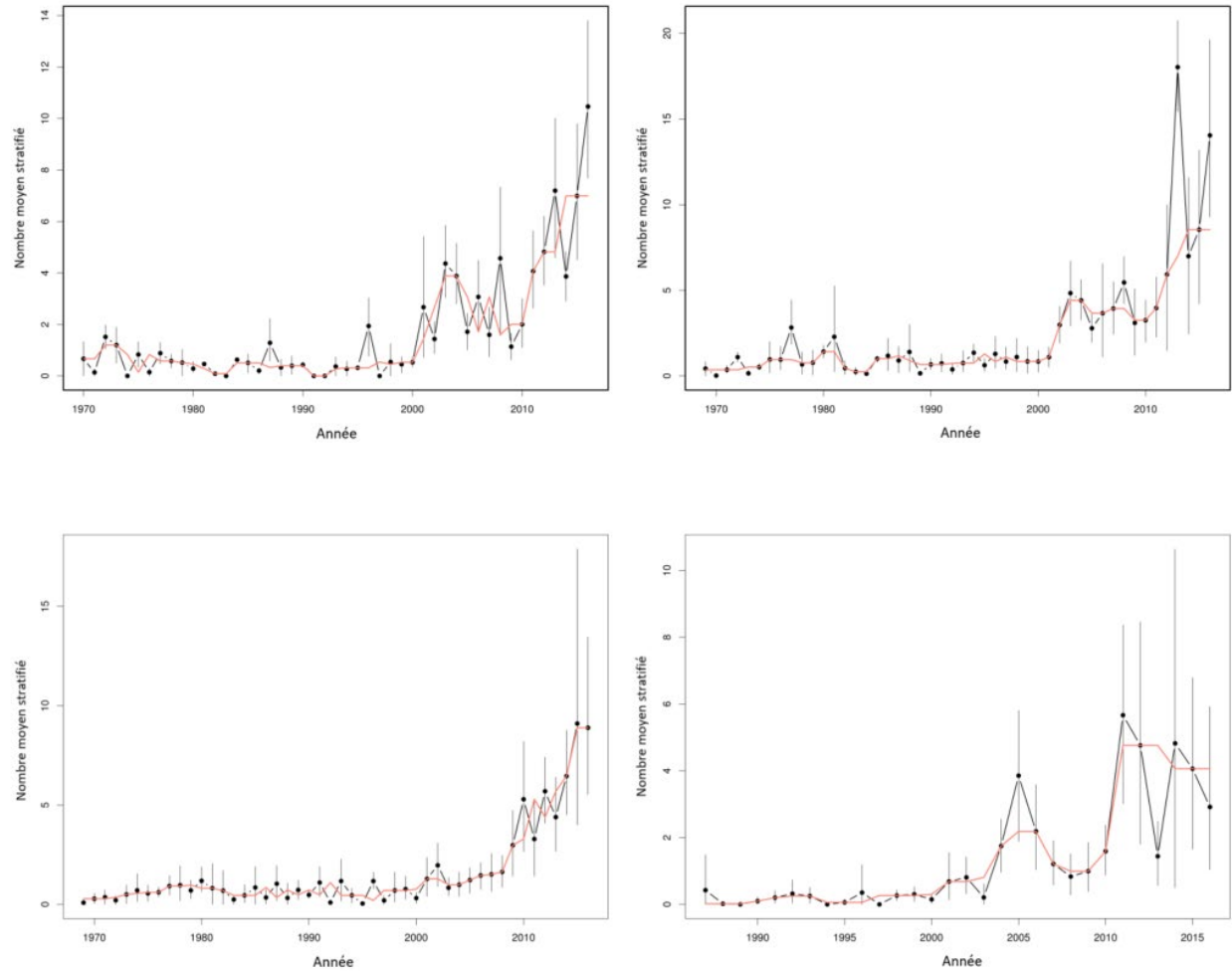


Figure 12. Nombre moyen stratifié par trait pour le relevé d'été du NR du MPO (NR 41 en haut à gauche), le relevé de printemps du NEFSC (NPri41 en haut à droite), le relevé d'automne du NEFSC (NAut41 en bas à gauche) et le relevé du banc de Georges du MPO (BG en bas à droite), les relevés étant ajustés aux limites de la ZPH 41. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans. Les limites de fiabilité sont présentées pour chaque point estimé.

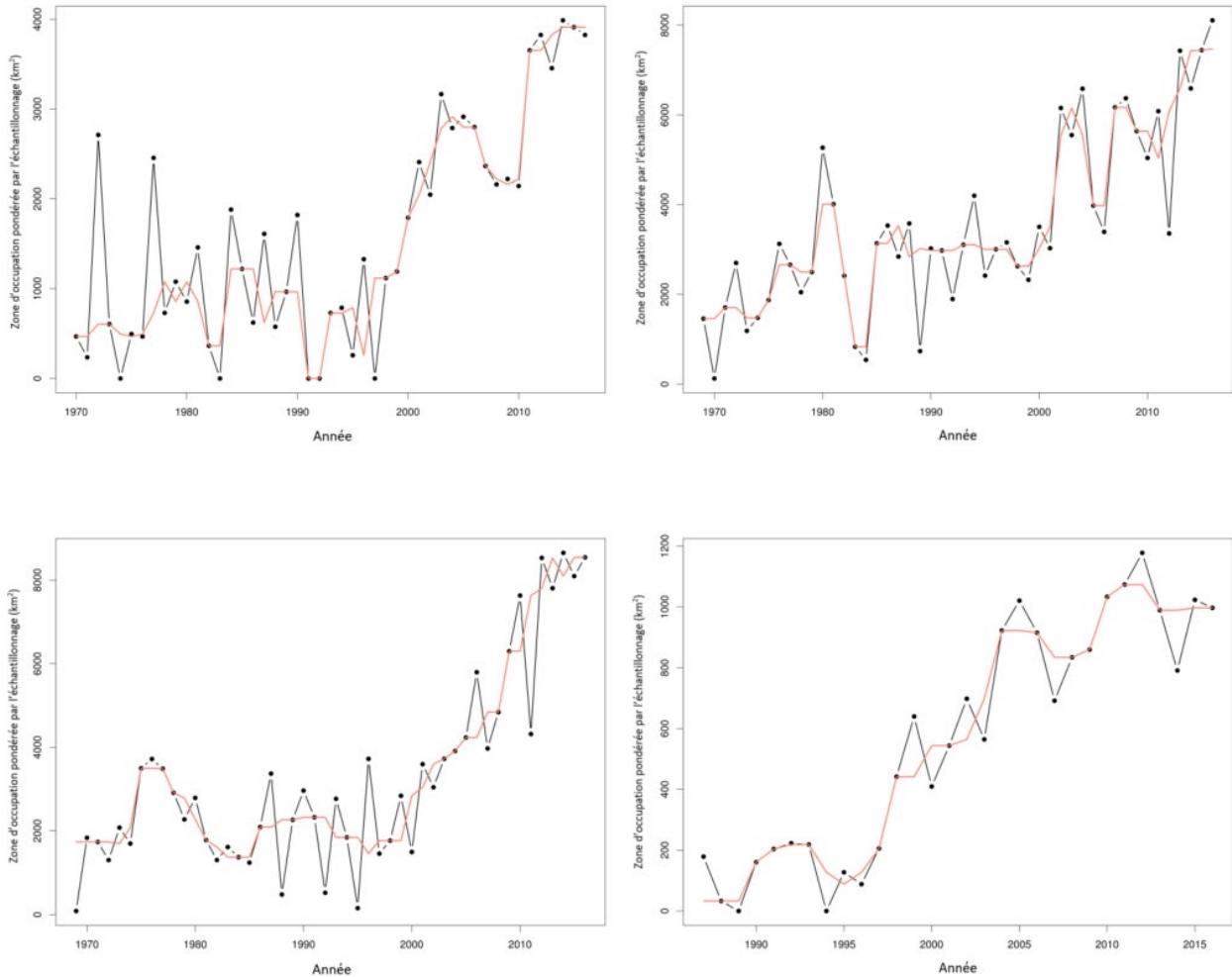


Figure 13. Superficie pondérée (km^2) occupée par le homard d'Amérique d'après le relevé d'été du NR du MPO (NR41 en haut à gauche), le relevé de printemps du NEFSC (NPri41 en haut à droite), le relevé d'automne du NEFSC (NAut41 en bas à gauche) et le relevé du banc Georges du MPO (BG en bas à droite), les relevés étant ajustés aux limites de la ZPH 41. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans.

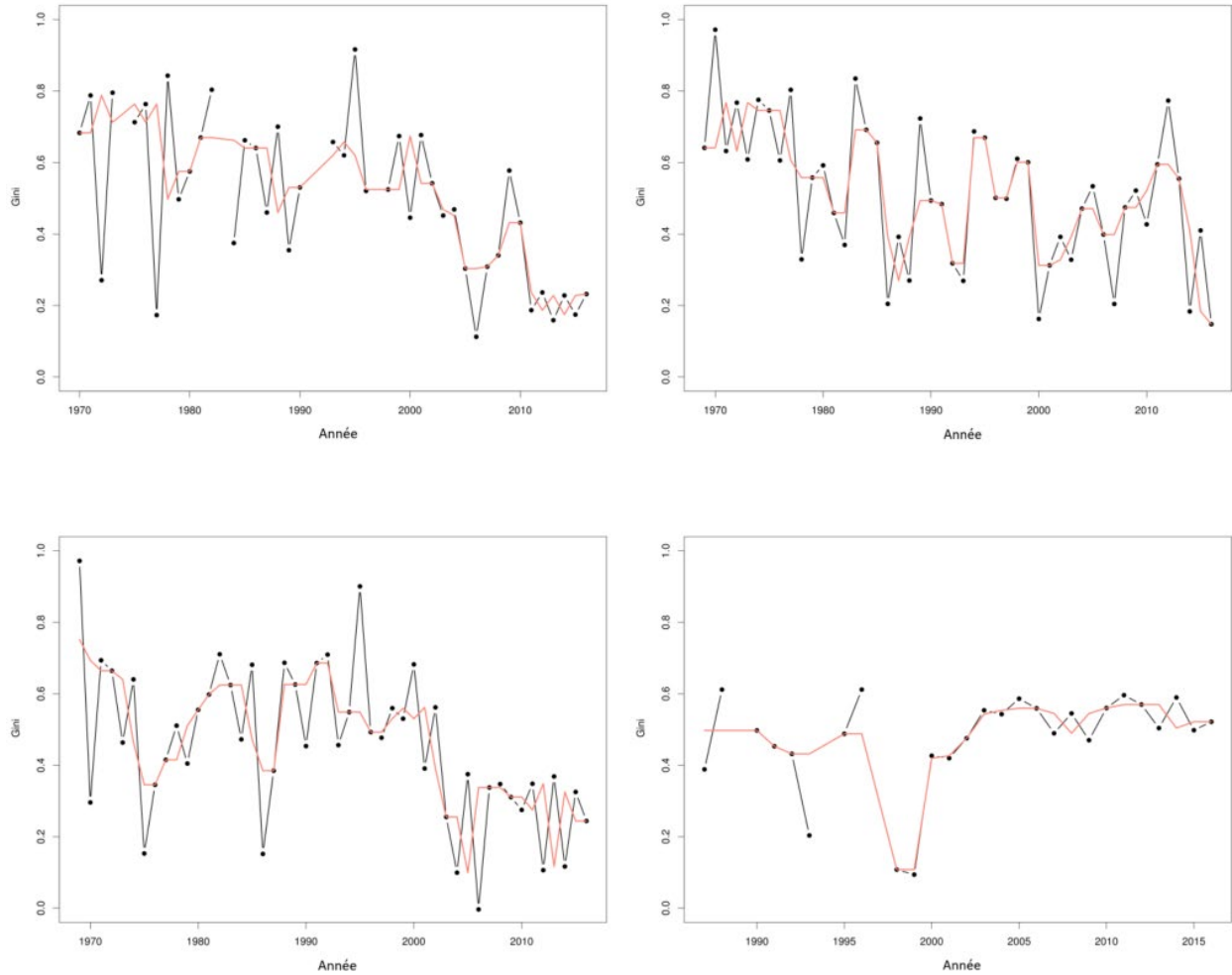


Figure 14. Le coefficient de Gini est estimé à partir du relevé du NR du MPO (NR41 en haut à gauche), du relevé de printemps du NEFSC (NPri41 en haut à droite), du relevé d'automne du NEFSC (NAut41 en bas à gauche) et du relevé du banc de Georges du MPO (BG en bas à droite), les relevés étant ajustés aux limites de la ZPH 41. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans. Les ruptures dans la médiane mobile sur trois ans représentent les années où aucun homard d'Amérique n'a été capturé dans les strates du relevé.

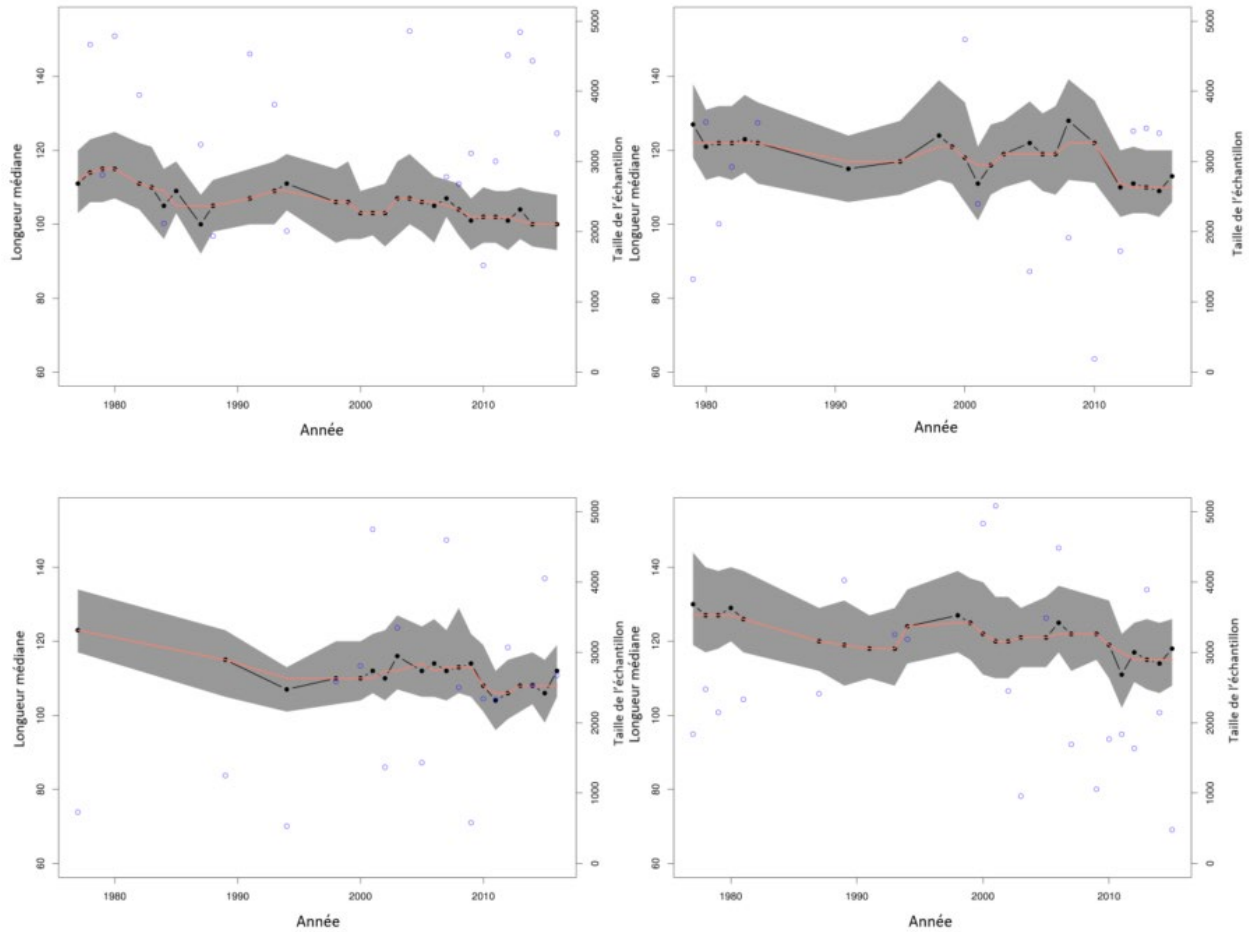


Figure 15. Longueur médiane (ligne noire) avec les 25^e et 75^e quantiles (polygone ombré) observés chez le homard d'Amérique lors de l'échantillonnage des activités de pêche. En haut : à gauche – sud-ouest du banc de Browns; à droite – sud-est du banc de Browns; en bas : à gauche – bassin de Georges; à droite – banc de Georges, été. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans, tandis que les cercles bleus représentent la taille des échantillons annuels.

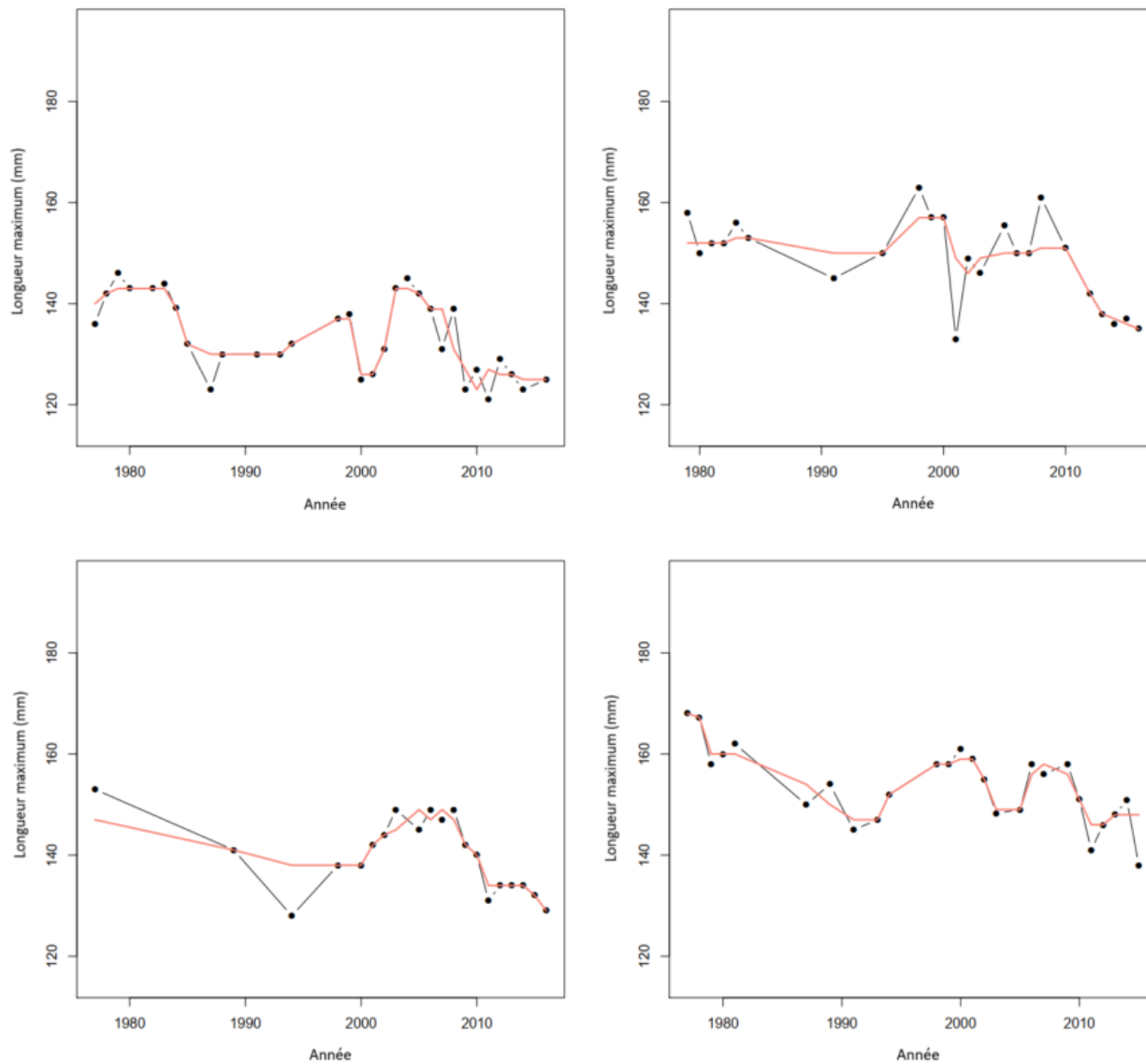


Figure 16. Longueur maximale (quantile supérieur 95) du homard d'Amérique observée lors de l'échantillonnage des activités de pêche. En haut : à gauche – sud-ouest du banc de Browns; à droite – sud-est du banc de Browns; en bas : à gauche – bassin de Georges; à droite – banc de Georges. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans.

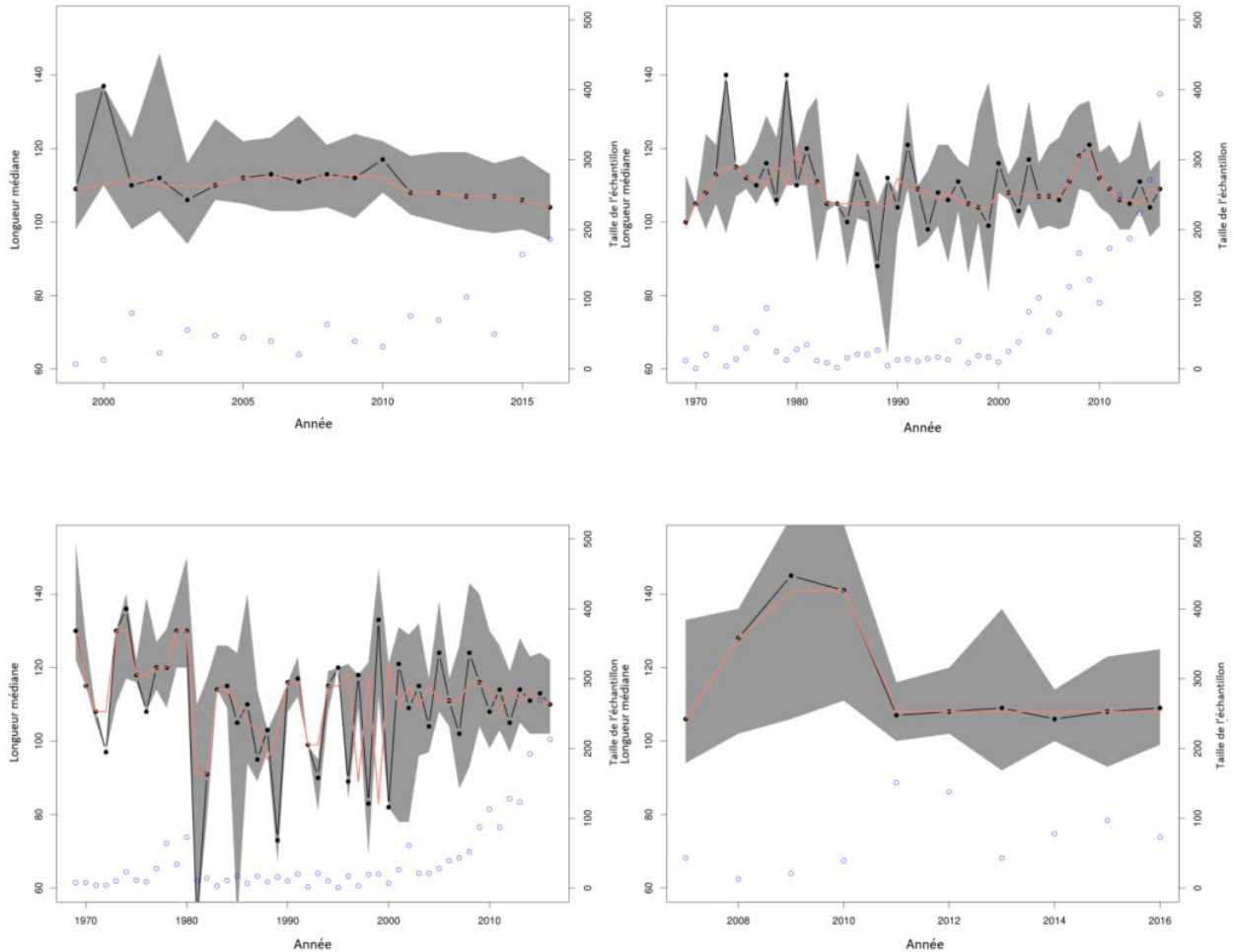


Figure 17. Longueur médiane de la carapace pondérée en fonction de la population (ligne continue et points) avec les premier et troisième quartiles (polygone ombré) qui l'accompagnent. Relevé du NR du MPO (NR41 en haut à gauche), relevé de printemps du NEFSC (NPri41 en haut à droite), relevé d'automne du NEFSC (NAut41 en bas à gauche) et relevé du banc Georges du MPO (BG en bas à droite), les relevés étant ajustés aux limites de la ZPH 41. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans. Les ruptures dans la médiane mobile sur trois ans représentent les années où aucun homard d'Amérique n'a été capturé dans les strates du relevé. Dans chaque graphique, les points bleus représentent la taille des échantillons annuels de homards observés.

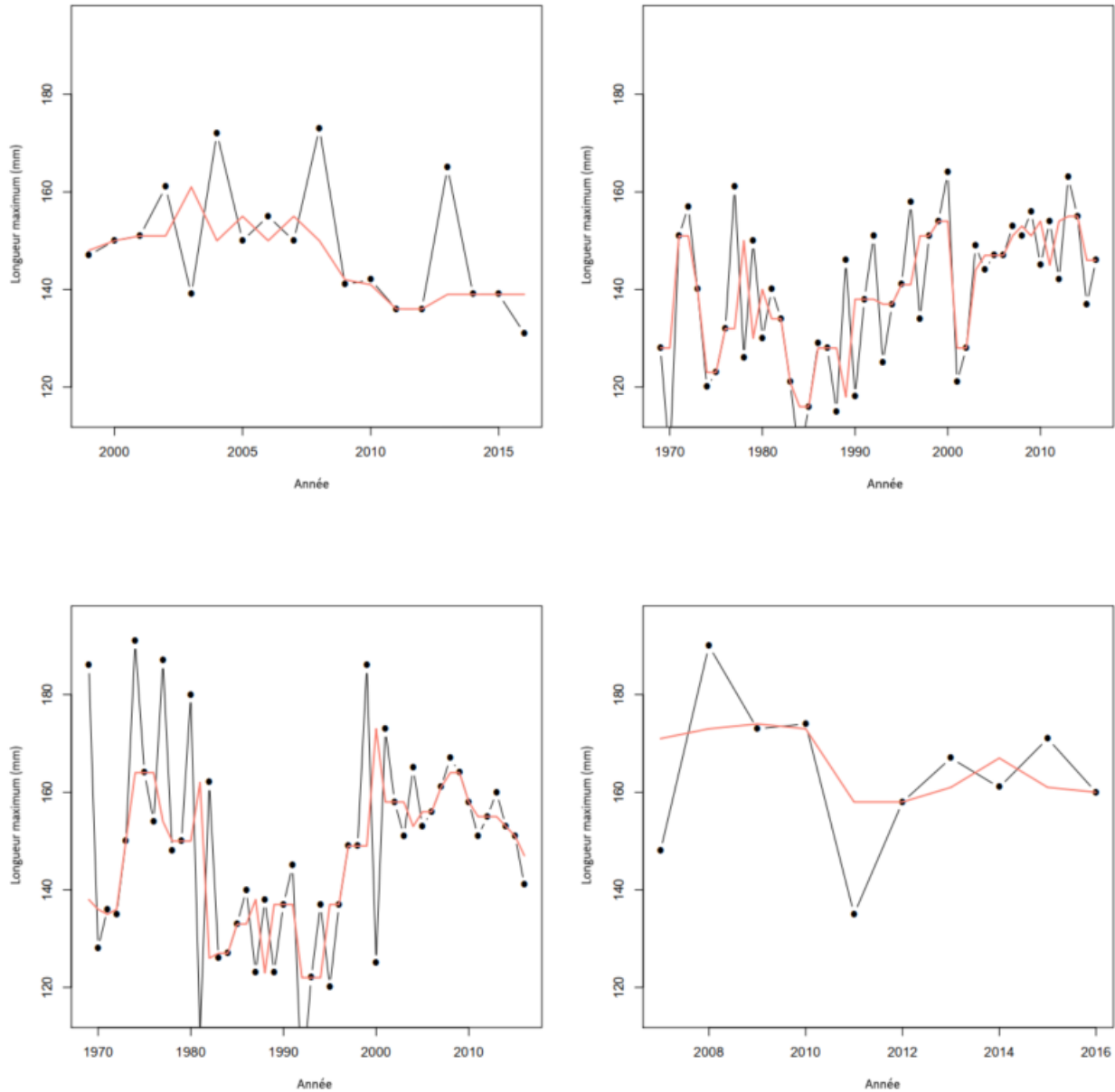


Figure 18. Longueur maximale de la carapace (quantile supérieur 95) du homard d'Amérique provenant du relevé d'été du NR du MPO (NR41 en haut à gauche), du relevé de printemps du NEFSC (NPri41 en haut à droite), du relevé d'automne du NEFSC (NAut41 en bas à gauche) et du relevé du banc de Georges du MPO (BG en bas à droite), les relevés étant ajustés aux limites de la ZPH 41. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente une médiane mobile sur trois ans. Les ruptures dans la médiane mobile sur trois ans représentent les années où aucun homard d'Amérique n'a été capturé dans les strates du relevé.

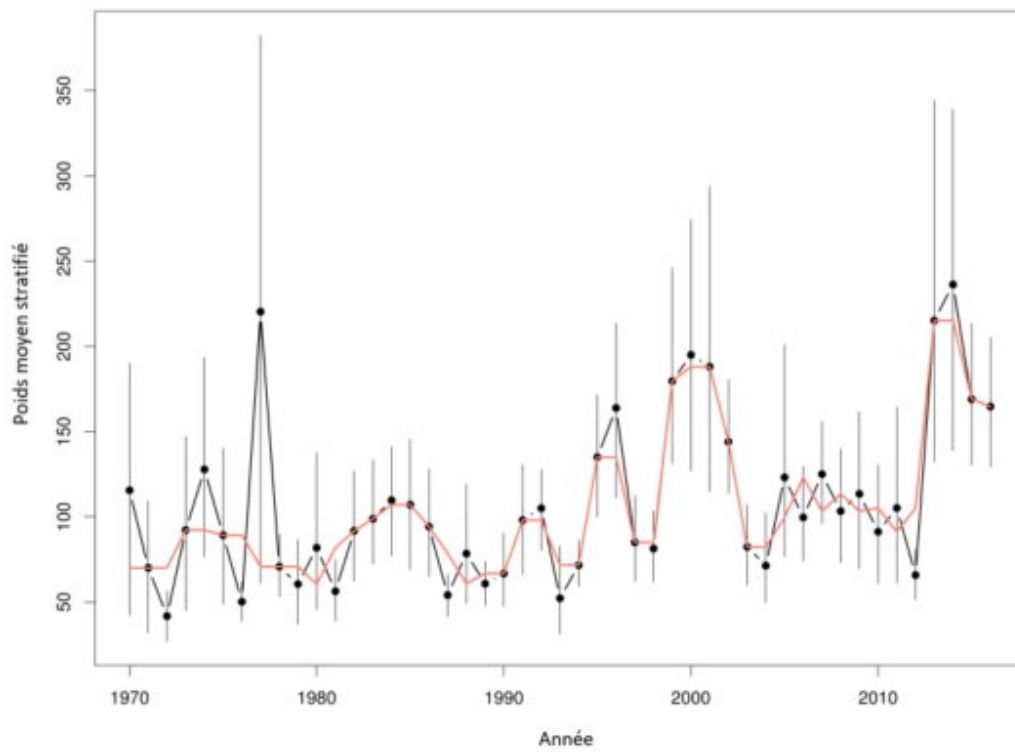
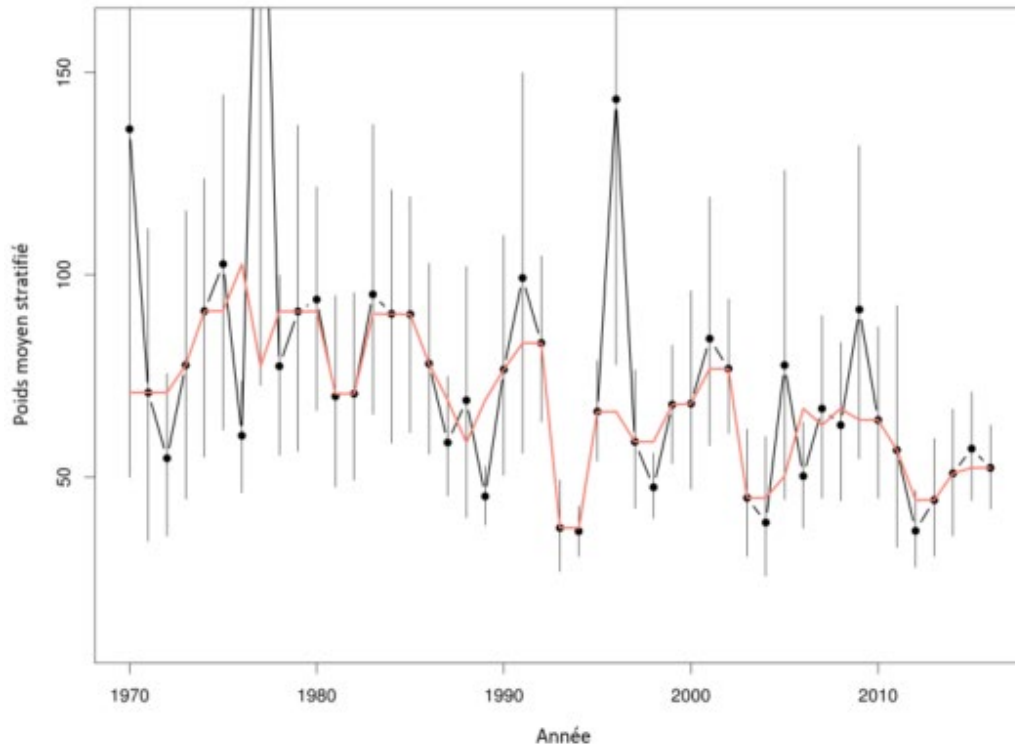


Figure 19. Série chronologique de la biomasse (en bas) et de l'abondance (en haut) des prédateurs du homard d'Amérique capturé sur la plate-forme Néo-Écossaise Ouest au cours du relevé d'été du NR du MPO.

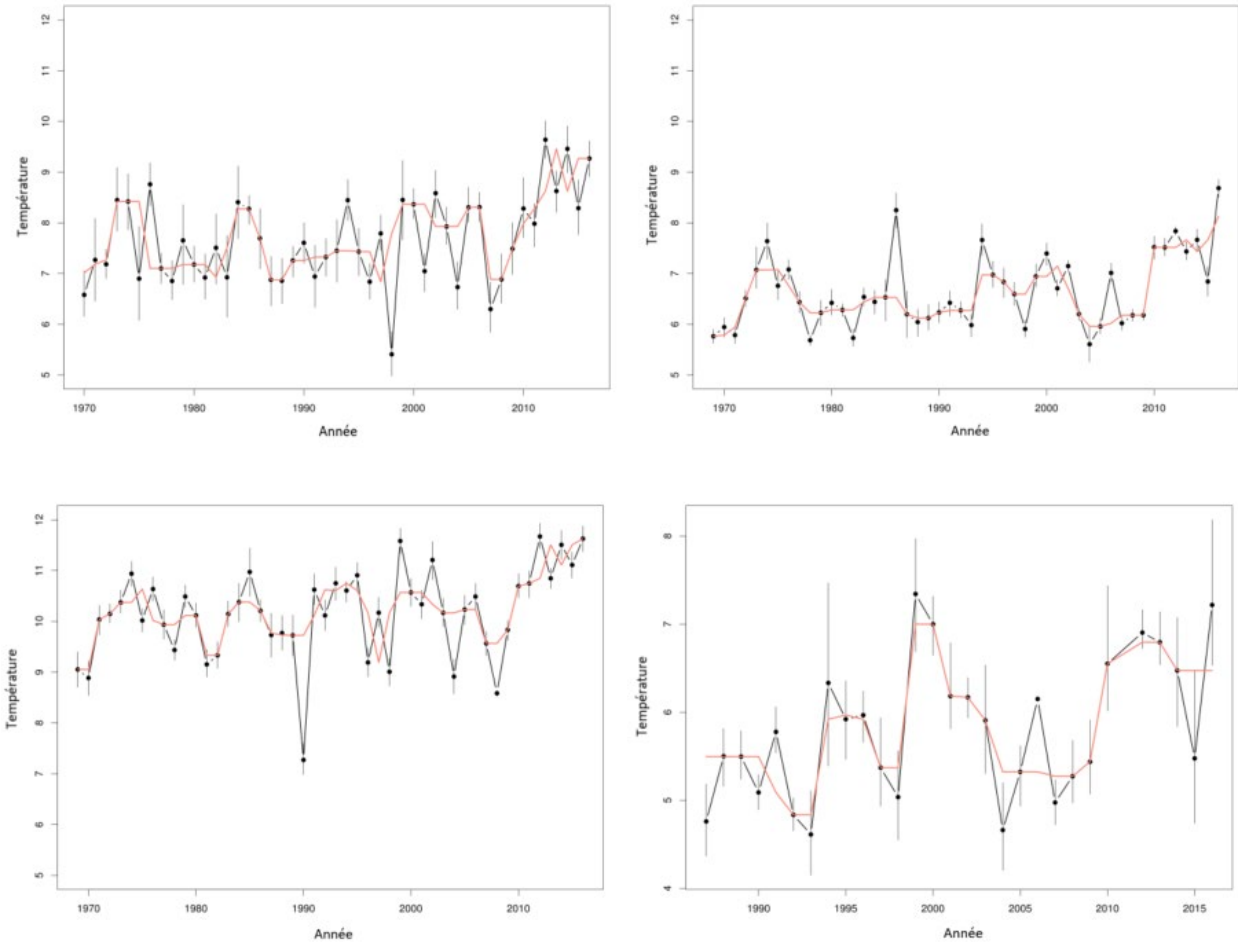


Figure 20. Températures moyennes stratifiées du relevé d'été du NR du MPO (en haut à gauche), du relevé de printemps du NEFSC (en haut à droite), du relevé d'automne du NEFSC (en bas à gauche) et du relevé du banc de Georges (en bas à droite), relevés avec strates de base pour la ZPH 41. Dans chaque graphique, la ligne rouge représente la médiane mobile et les barres d'erreur sont les intervalles de confiance estimés au moyen de la méthode bootstrap à 95 %.

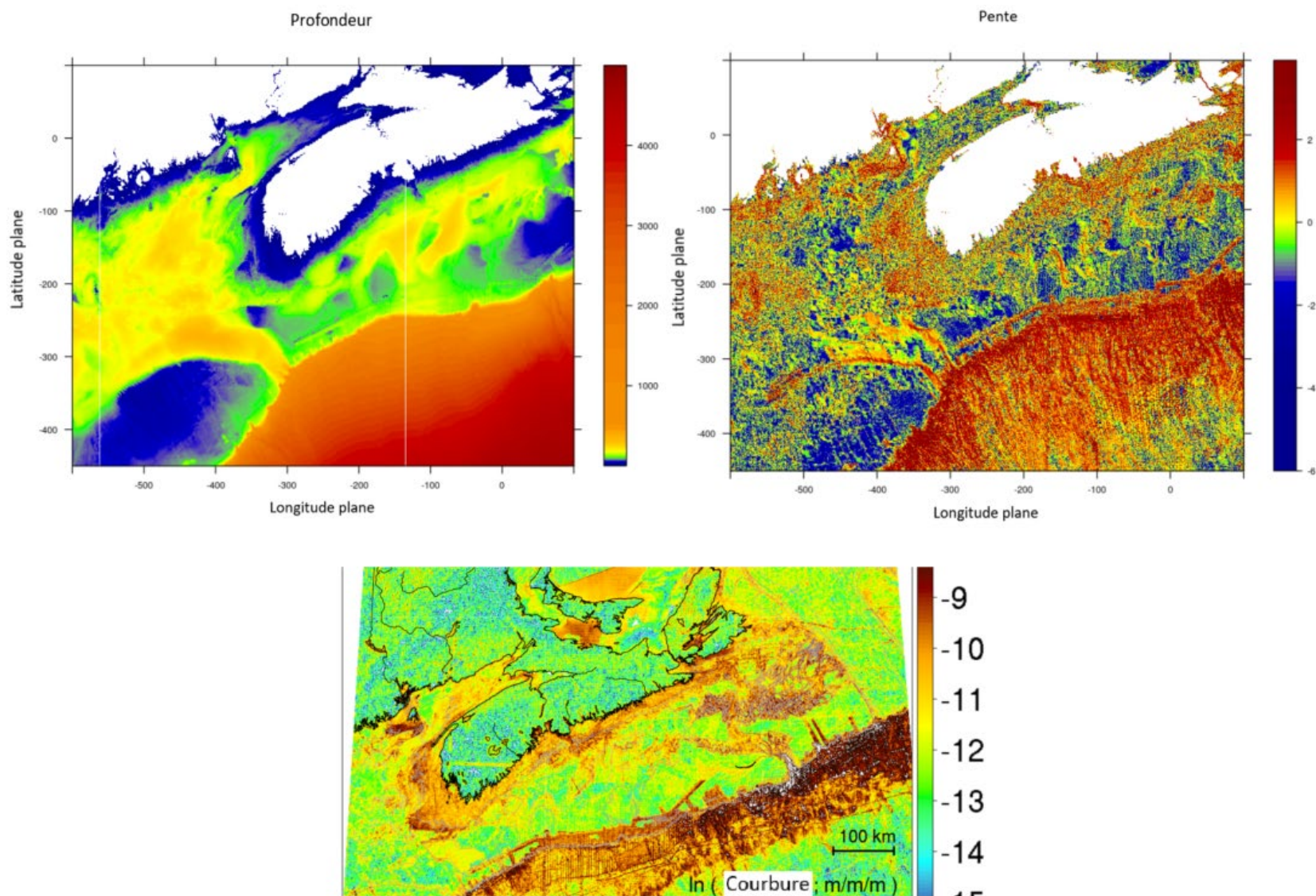


Figure 21. Les surfaces interpolées pour la bathymétrie, la pente (échelle logarithmique) et la courbure (échelle logarithmique) pour la plate-forme Néo-Écossaise, le golfe du Maine et le banc de Georges ont été utilisées comme couches de projection pour la modélisation de la répartition des espèces. Les coordonnées planes sont utilisées pour la cartographie, la zone 20 étant précisée.

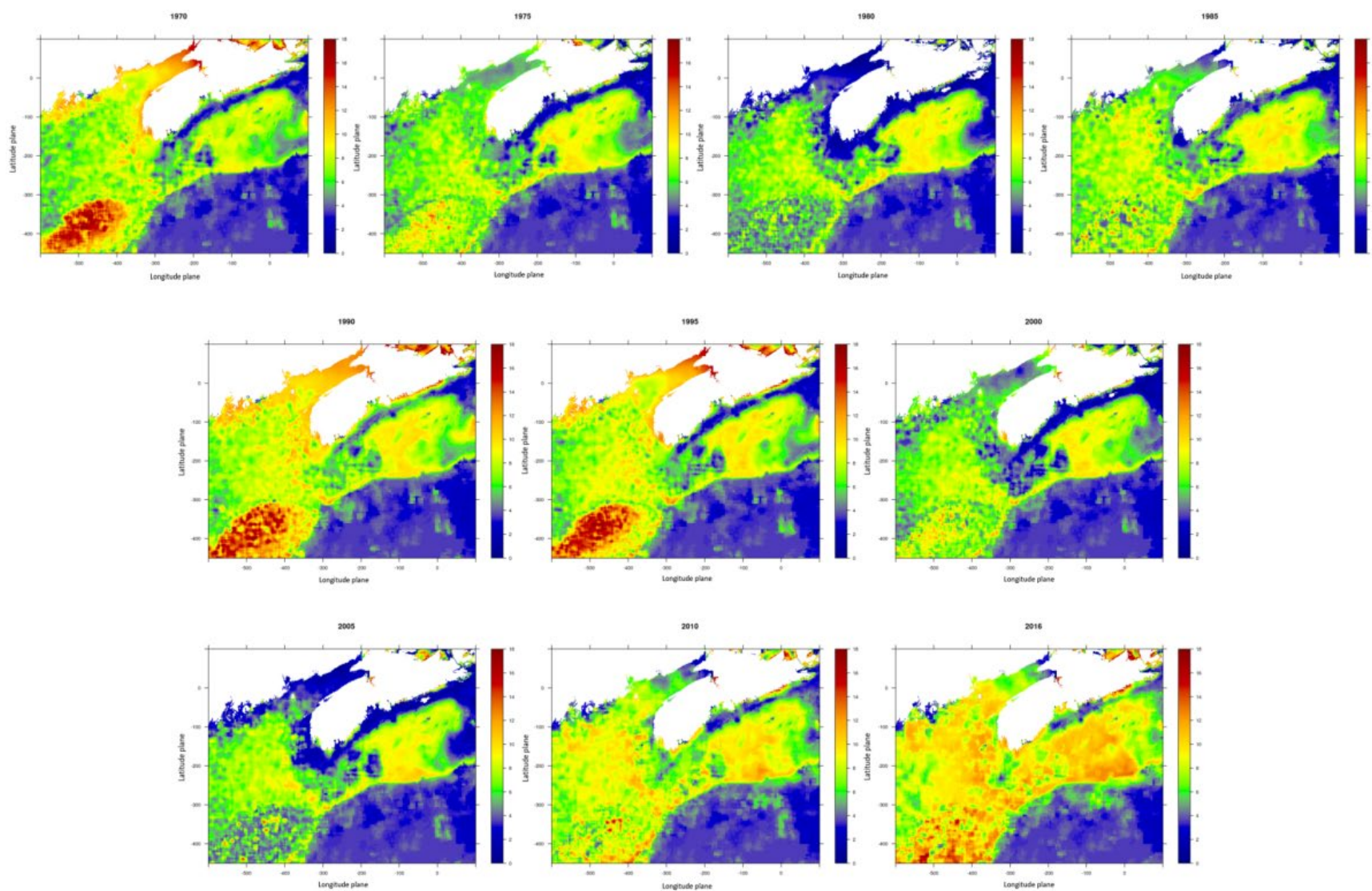


Figure 22. Les surfaces de température interpolées par année pour la plate-forme Néo-Écossaise, le golfe du Maine et le banc de Georges ont été utilisées comme couches de projection pour la modélisation de la répartition des espèces. Les coordonnées planes sont utilisées pour la cartographie, la zone 20 étant précisée.

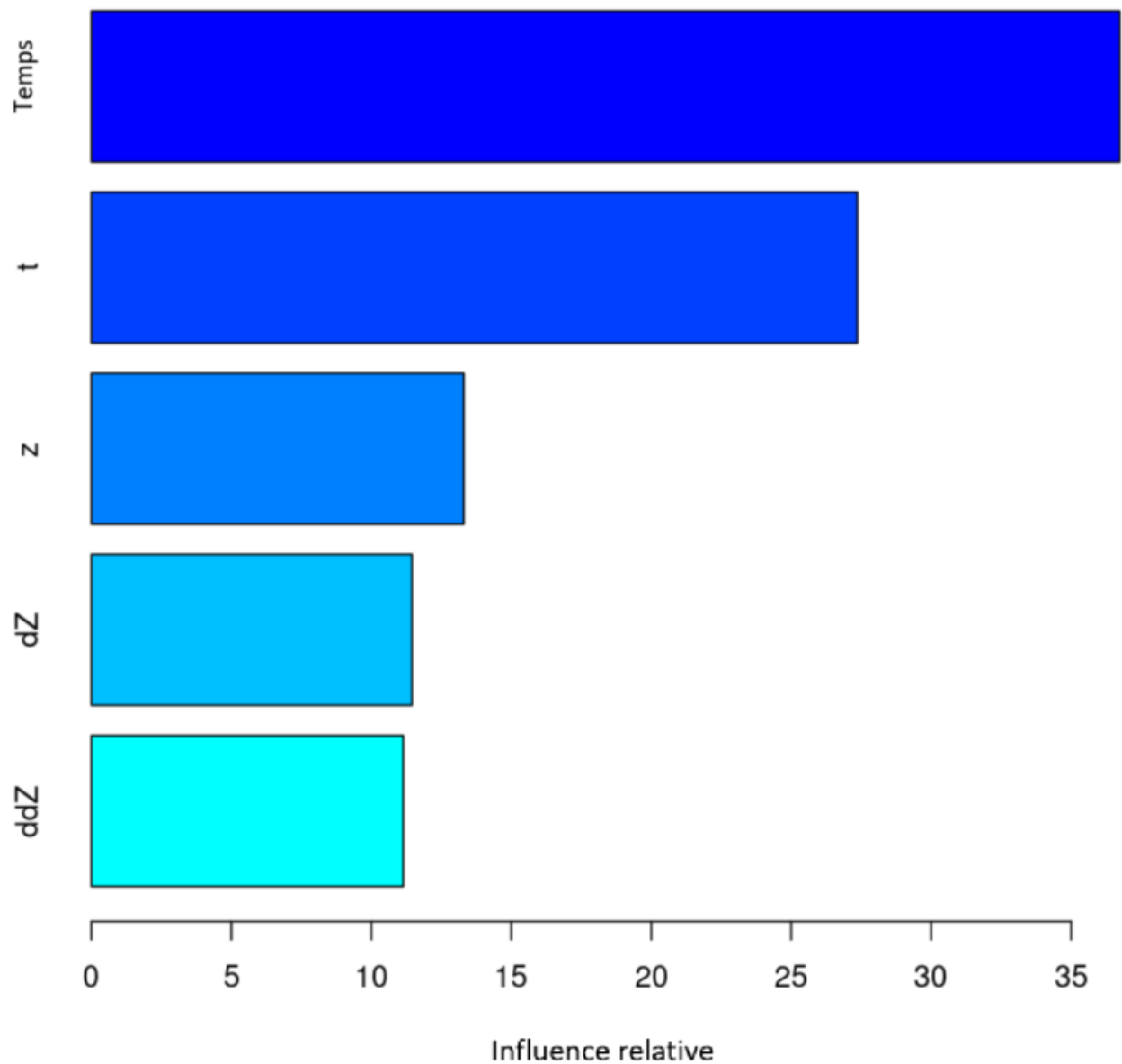


Figure 23. L'influence relative des variables prédictives temps (année décimale), température (t), profondeur (z), pente (dZ) et courbure (ddZ) des arbres de régression boostés sur le modèle de répartition des espèces.

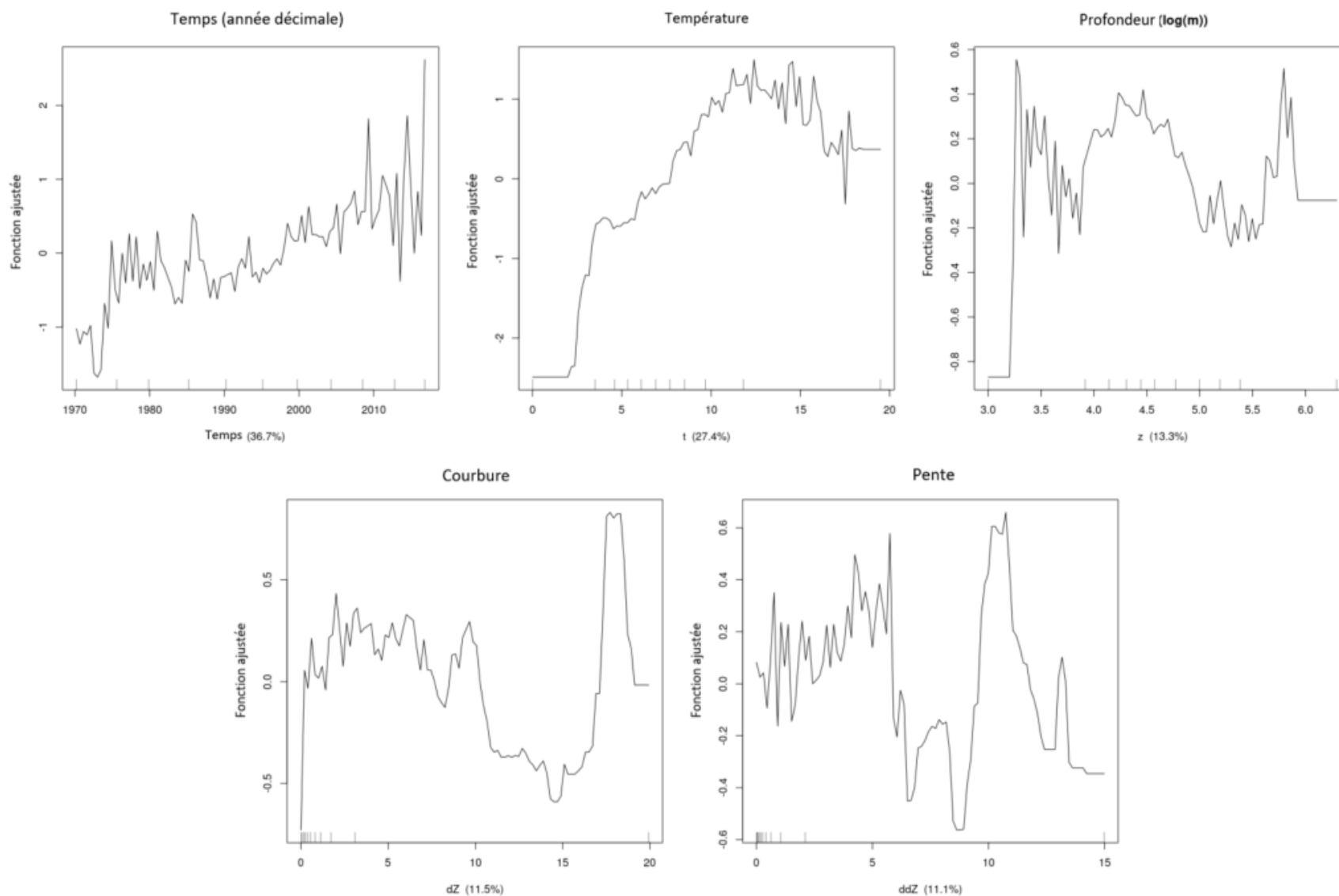


Figure 24. Fonctions ajustées des modèles d'arbres de régression boostés de la répartition des espèces de homards basés sur les variables de temps (années décimales), de température au fond, de profondeur, de courbure et de pente.

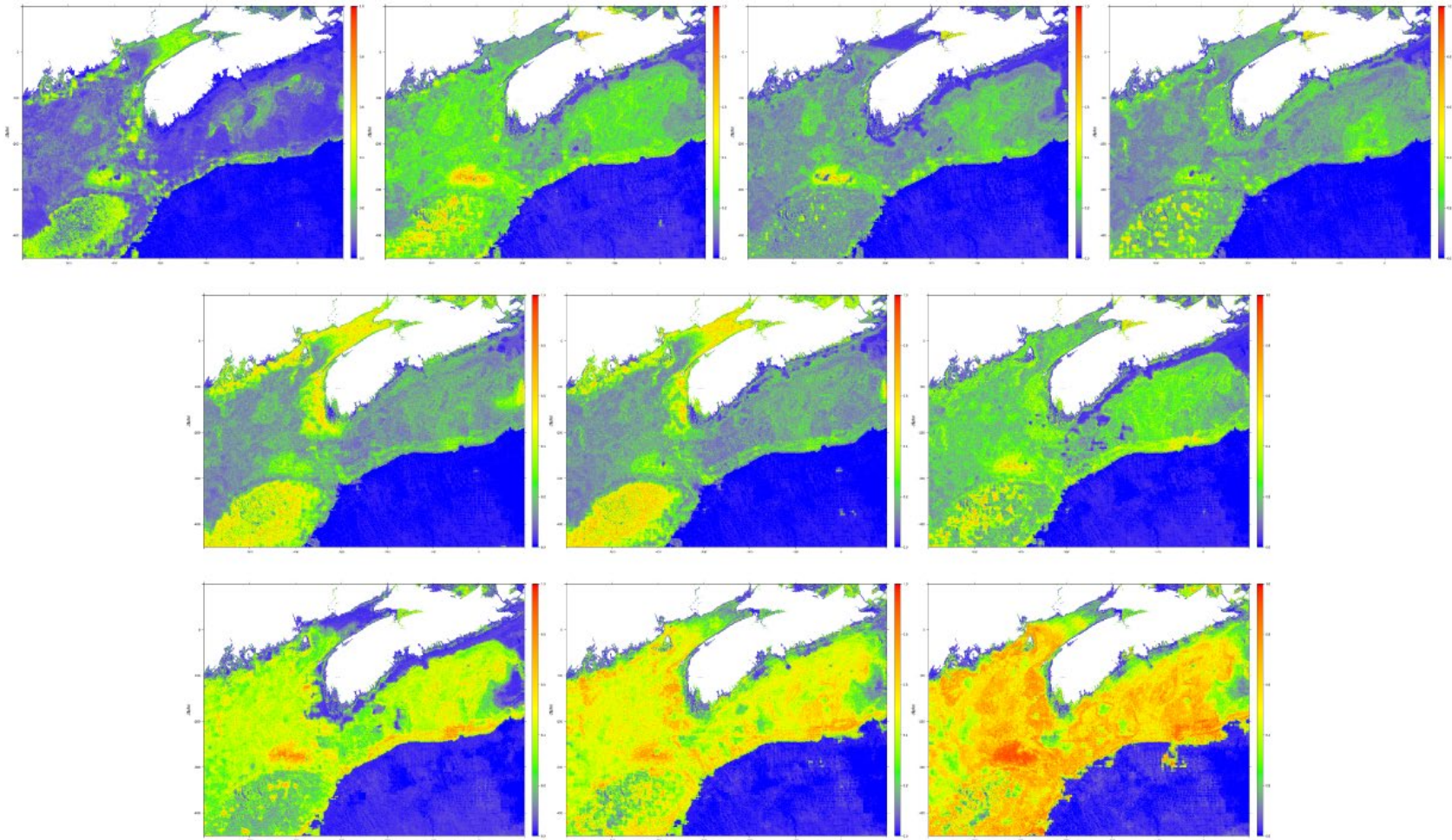


Figure 25. Préviation des surfaces de répartition annuelle des espèces pour le homard d'Amérique à partir des résultats du modèle d'arbre de régression boosté. De gauche à droite : rangée du haut – 1970, 1975, 1980, 1985; rangée du milieu – 1990, 1995, 2000; rangée du bas – 2005, 2010, 2016.

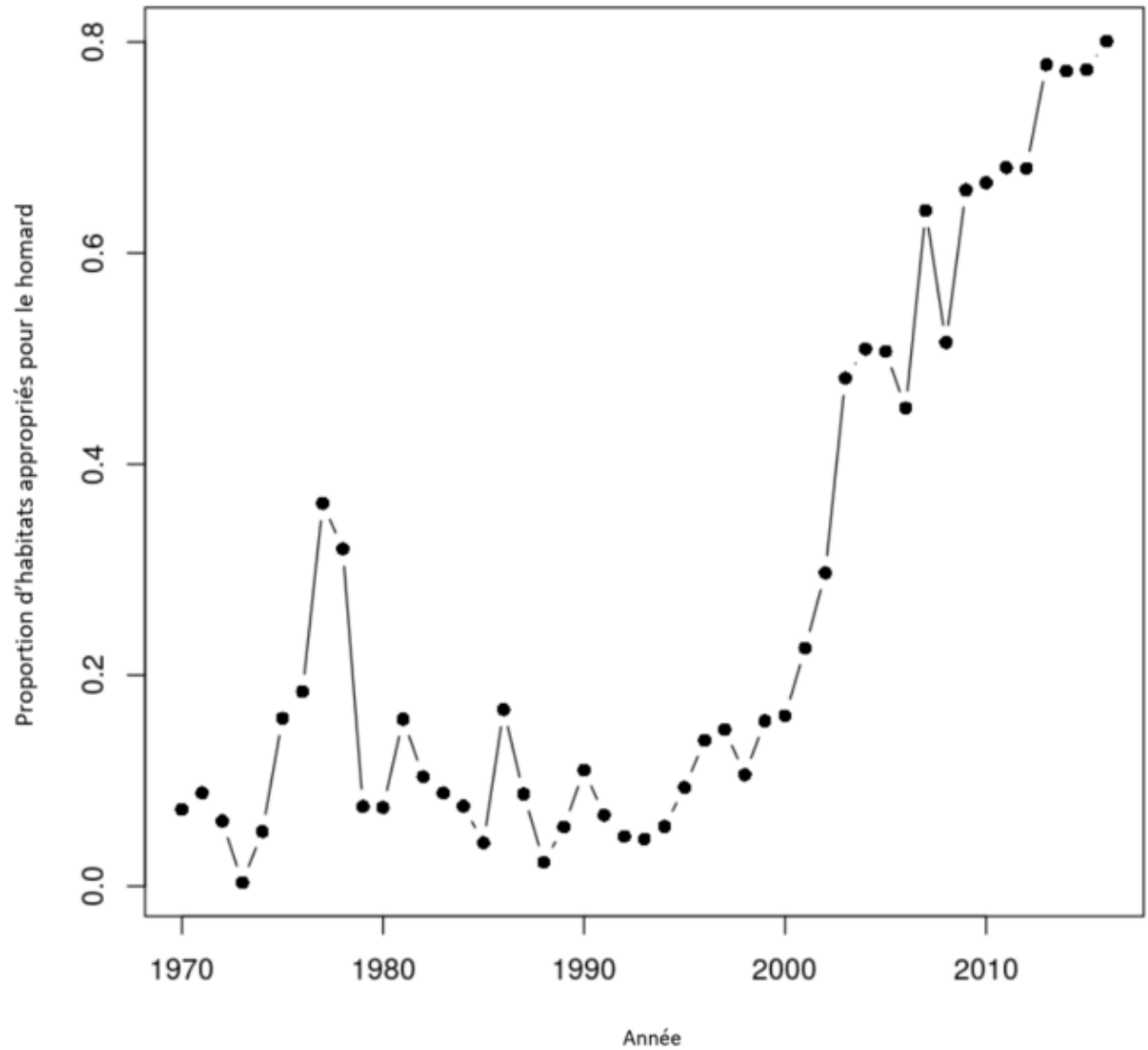


Figure 26. La proportion de la superficie totale de la ZPH 41 représentant $\geq 0,35$ de probabilité d'être un habitat approprié pour le homard d'après les résultats de l'arbre de régression boosté.

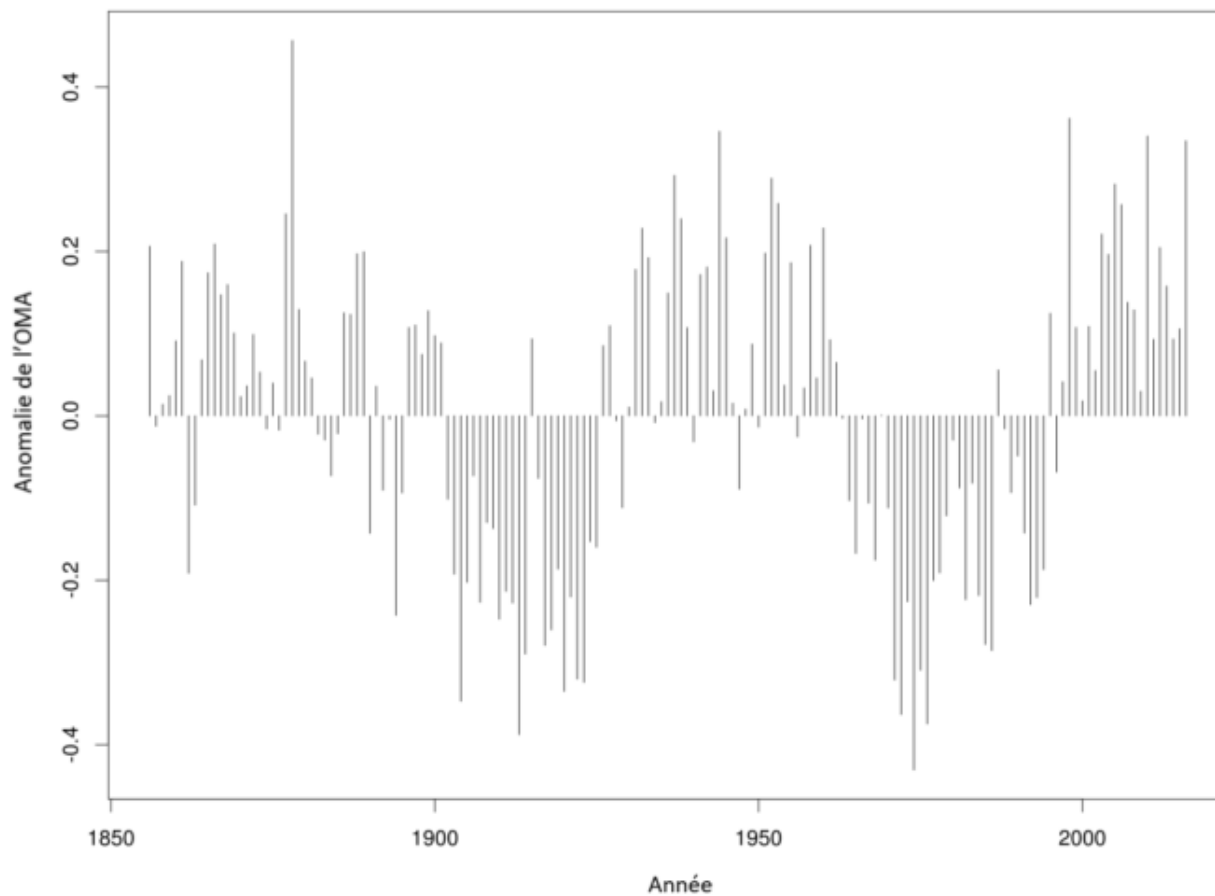


Figure 27. Anomalies annuelles moyennes de l'oscillation multidécennale de l'Atlantique (OMA). [Données obtenues auprès de la NOAA à http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/correlation//amon.us.long.data](http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/correlation//amon.us.long.data) (en anglais).

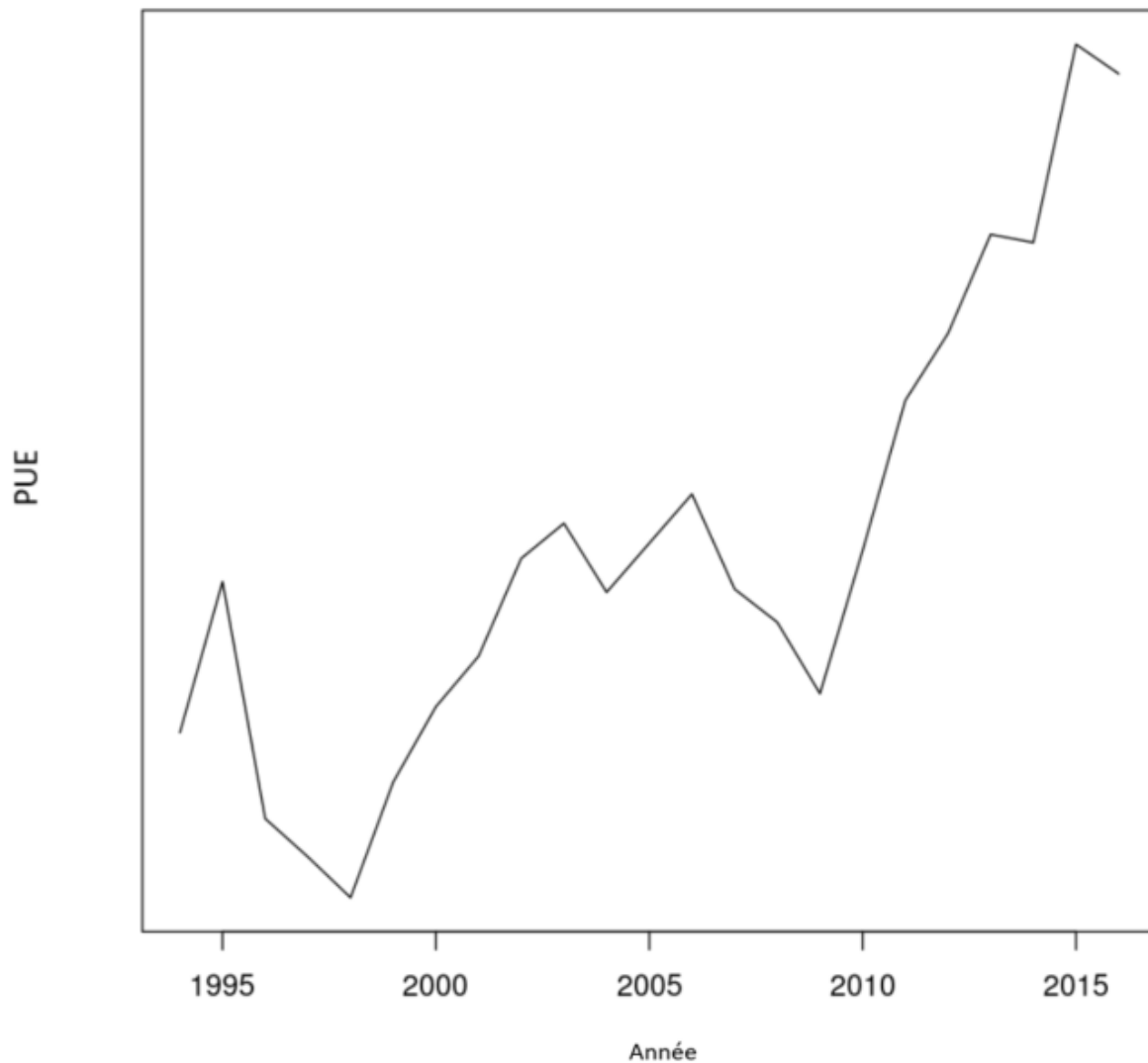


Figure 28. Prises par unité d'effort pour la pêche du homard de la ZPH 41. Les étiquettes de l'axe des Y ont été retirées en raison des préoccupations relatives à Loi sur la protection des renseignements personnels concernant les niveaux des taux de capture commerciale.

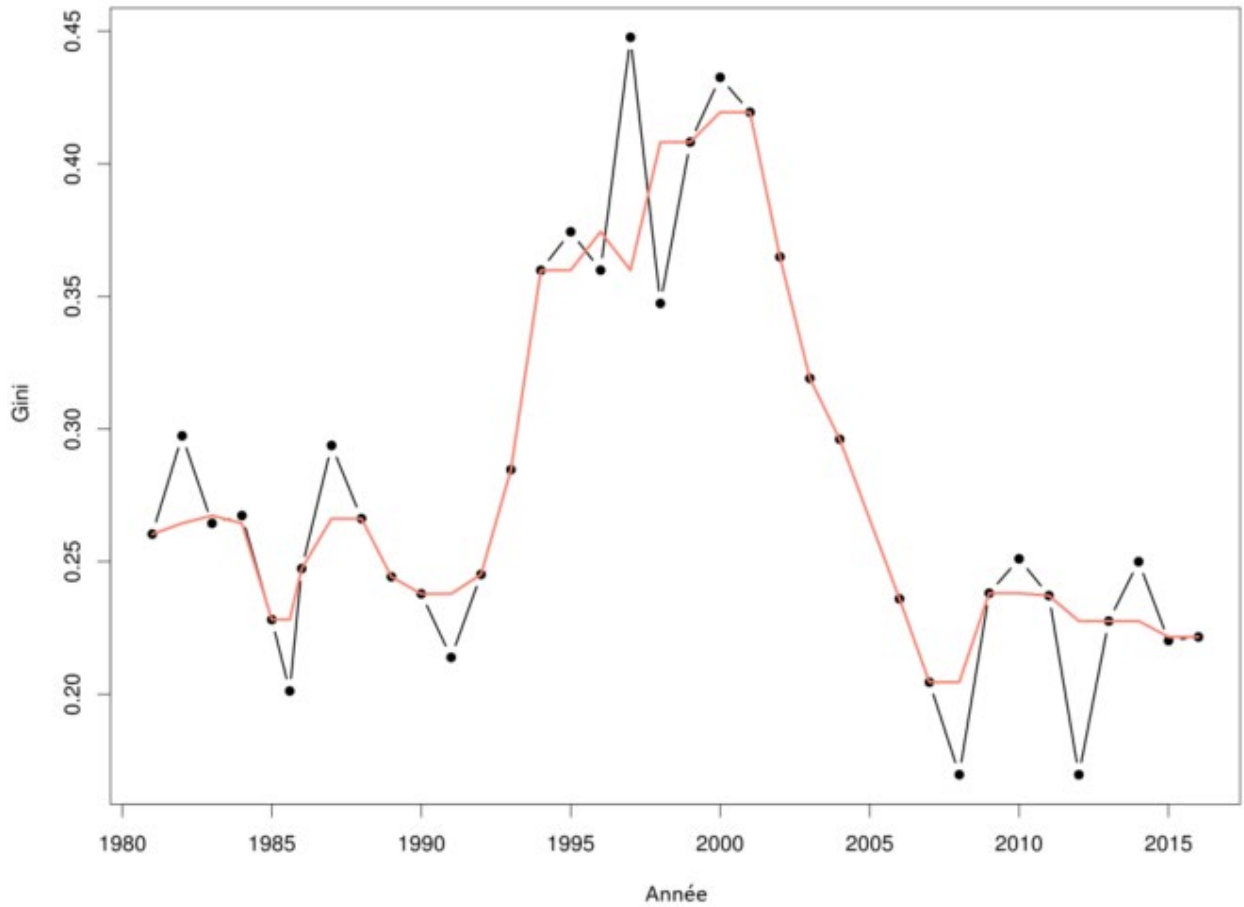


Figure 29. Série chronologique de l'uniformité spatiale des taux de capture de la pêche (kg/cl) estimée par le coefficient de Gini pour la ZPH 41. La ligne rouge représente la médiane mobile sur trois ans. Les taux de capture annuels ont été estimés en regroupant les sorties de pêche en 0,05 deg².

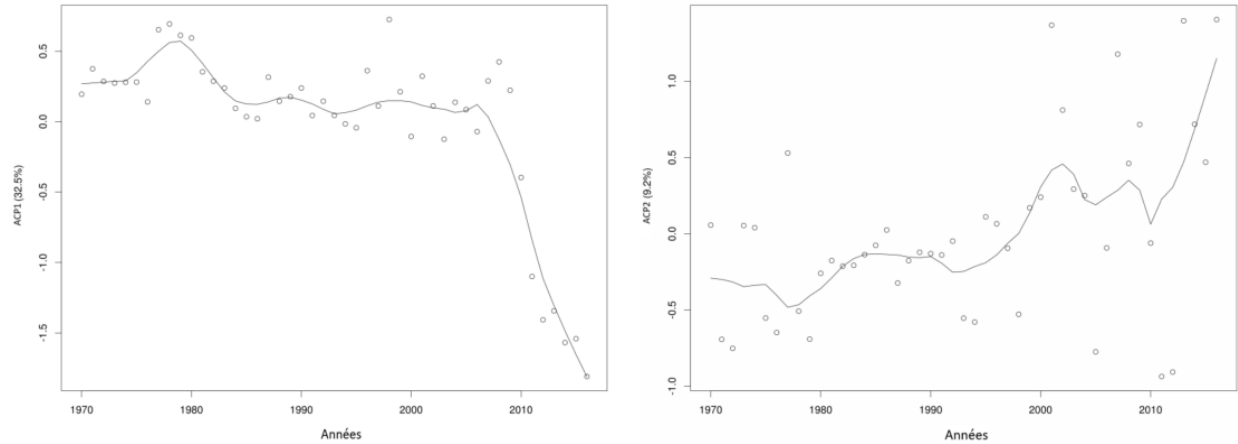


Figure 30. Premier et deuxième axes de variation des scores des composantes de l'ordination du sous-ensemble des indicateurs biologiques et écosystémiques associés au homard de la ZPH 41 au large des côtes. Dans chaque graphique, la ligne représente un loëss plus lisse à travers les scores des composantes.



Figure 31. Série chronologique d'ordonnement trié des anomalies du sous-ensemble des indicateurs biologiques et écosystémiques associés à la ZPH 41. Le vert indique les niveaux supérieurs à la moyenne, tandis que le rouge indique les niveaux inférieurs à la moyenne. Les blocs blancs indiquent que <20 observations étaient disponibles pour cet indicateur et cette période.

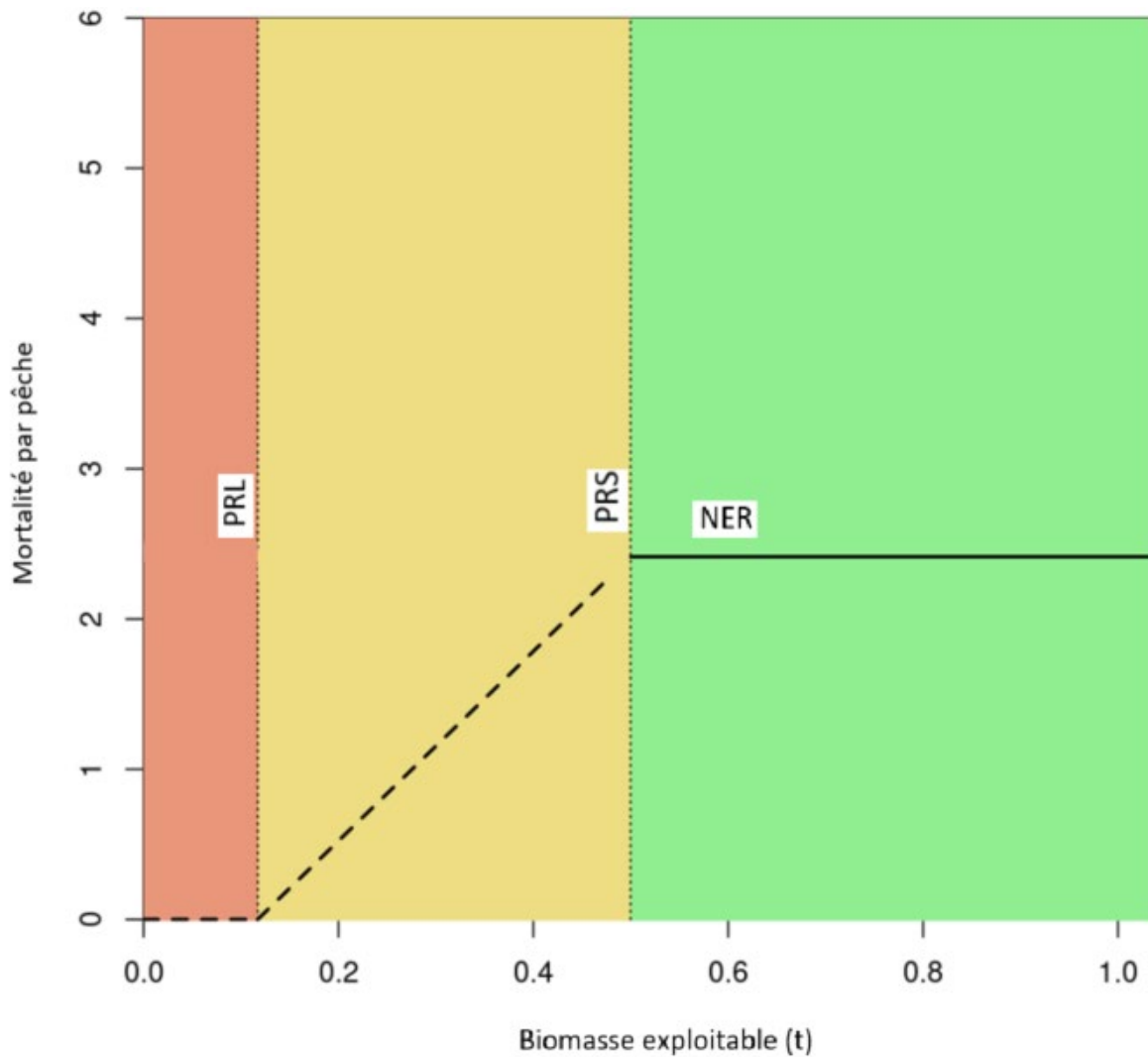


Figure 32. Exemple de graphique de phase de l'approche de précaution délimitant la zone saine (vert) au-dessus du point de référence supérieur (PRS), la zone de précaution (jaune), entre le PRS et le point de référence limite (PRL) et la zone critique (rouge), en dessous du PRL. Le niveau d'exploitation de référence est indiqué par une ligne noire continue dans les trois zones, mais en pratique, il devrait être réduit dans la zone de prudence (tiret noir) pour permettre la reconstitution des stocks et fixé à 0 dans la zone critique.

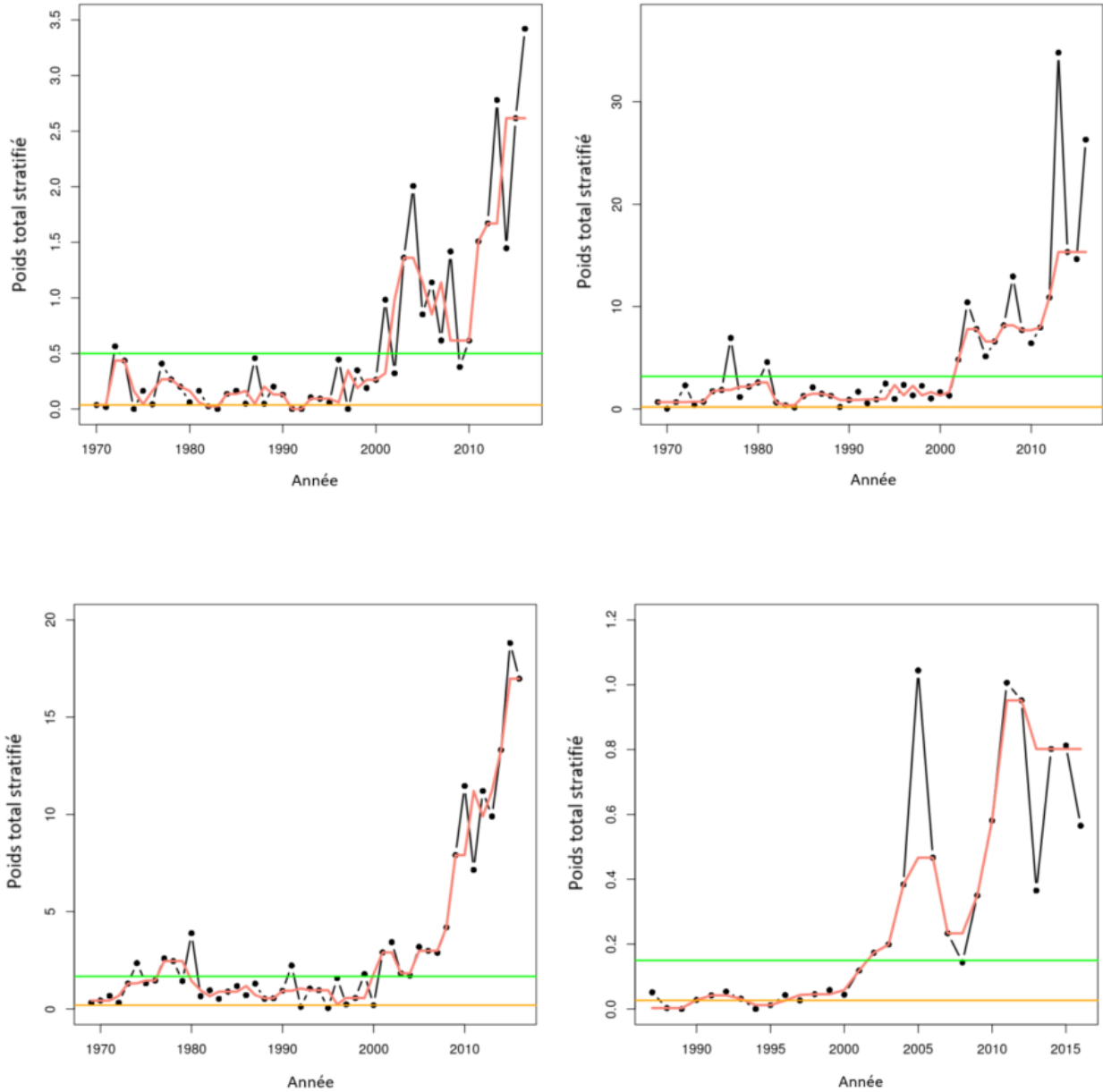


Figure 33. La série chronologique de la biomasse commerciale avec la médiane mobile (ligne rouge), la médiane des cinq biomasses non nulles les plus basses (ILR; ligne orange), et 40 % de la médiane de la période de productivité la plus élevée (2000-2015; ISS, ligne verte). En haut : à gauche – NR41, à droite – NPri41. En bas : à gauche – NAut41, à droite – BG.

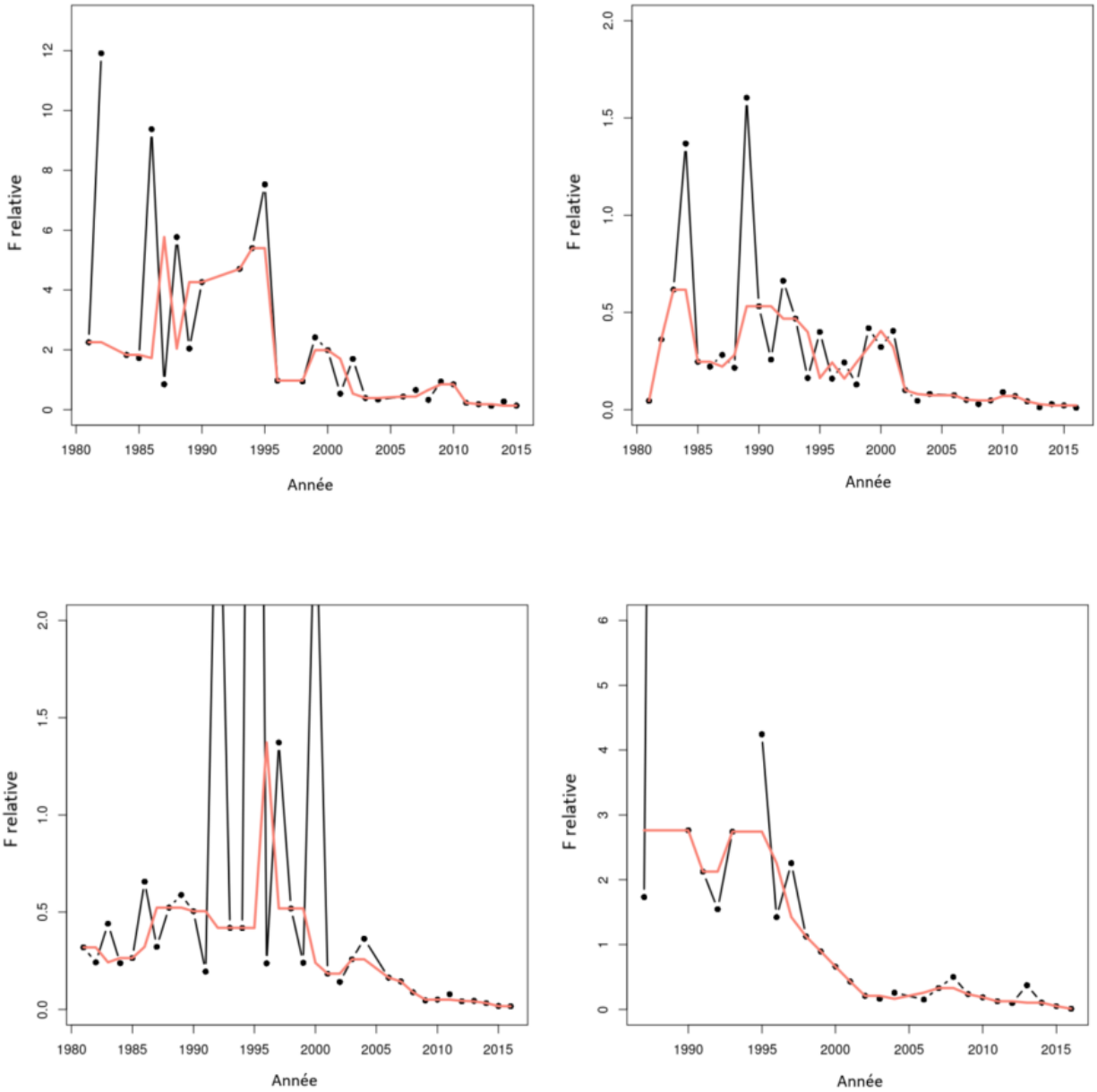


Figure 34. Mortalité par pêche relative ($relF$) ainsi que médiane mobile (ligne rouge) pour chaque relevé. En haut : à gauche – NR41, à droite – NPr41. En bas : à gauche – NAut41, à droite – BG.

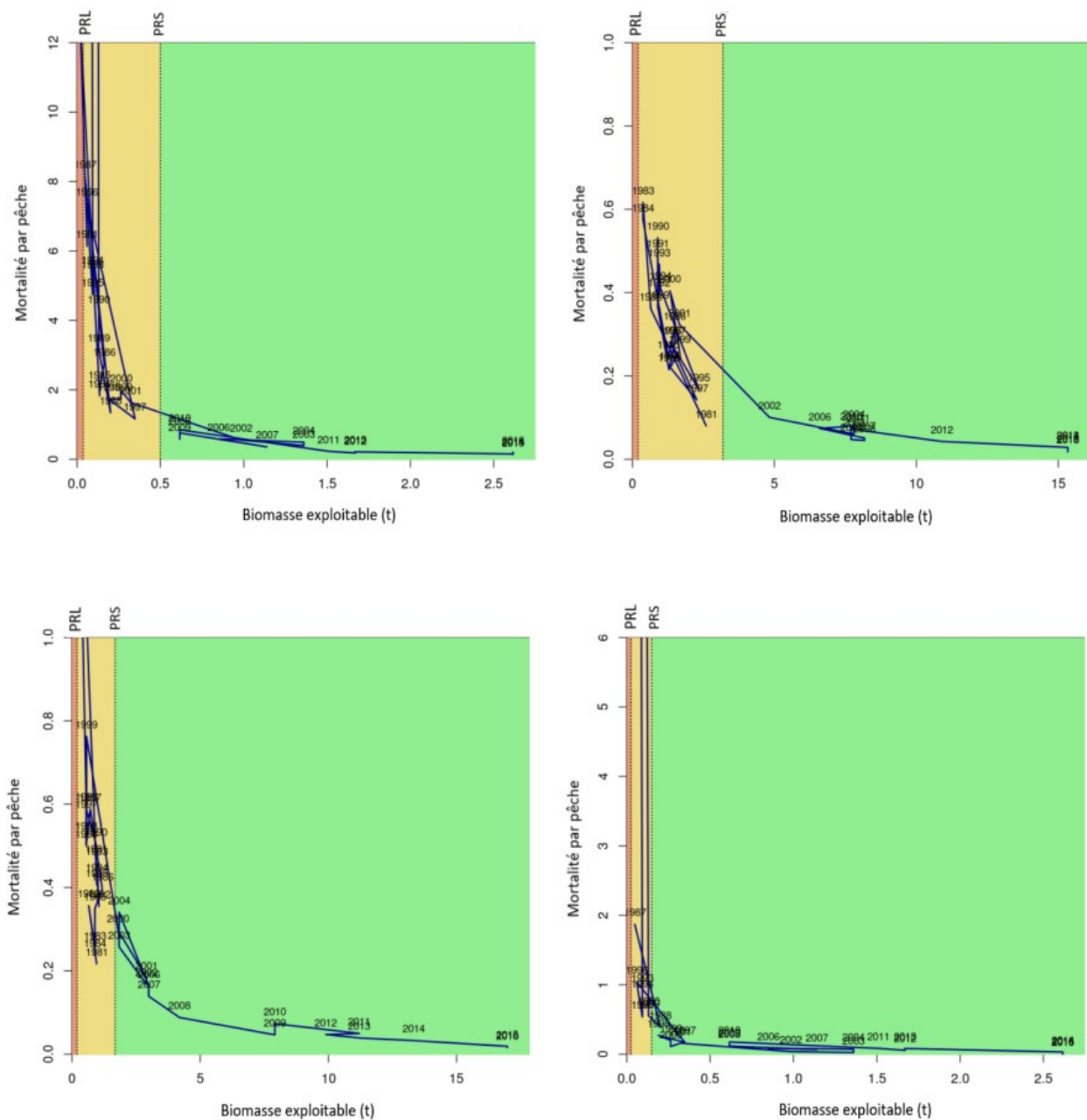


Figure 35. Courbes de phase montrant la relation entre la médiane mobile des biomasses commerciales et la F relative pour chaque relevé. En haut : à gauche – NR41, à droite – NPri41. En bas : gauche – NAut41, droit – BG. Dans toutes les courbes, l'ISS a été défini en utilisant 40 % de la médiane de la biomasse commerciale lors des périodes de plus forte productivité et l'ILR a été défini comme la médiane des cinq biomasses non nulles les plus basses.

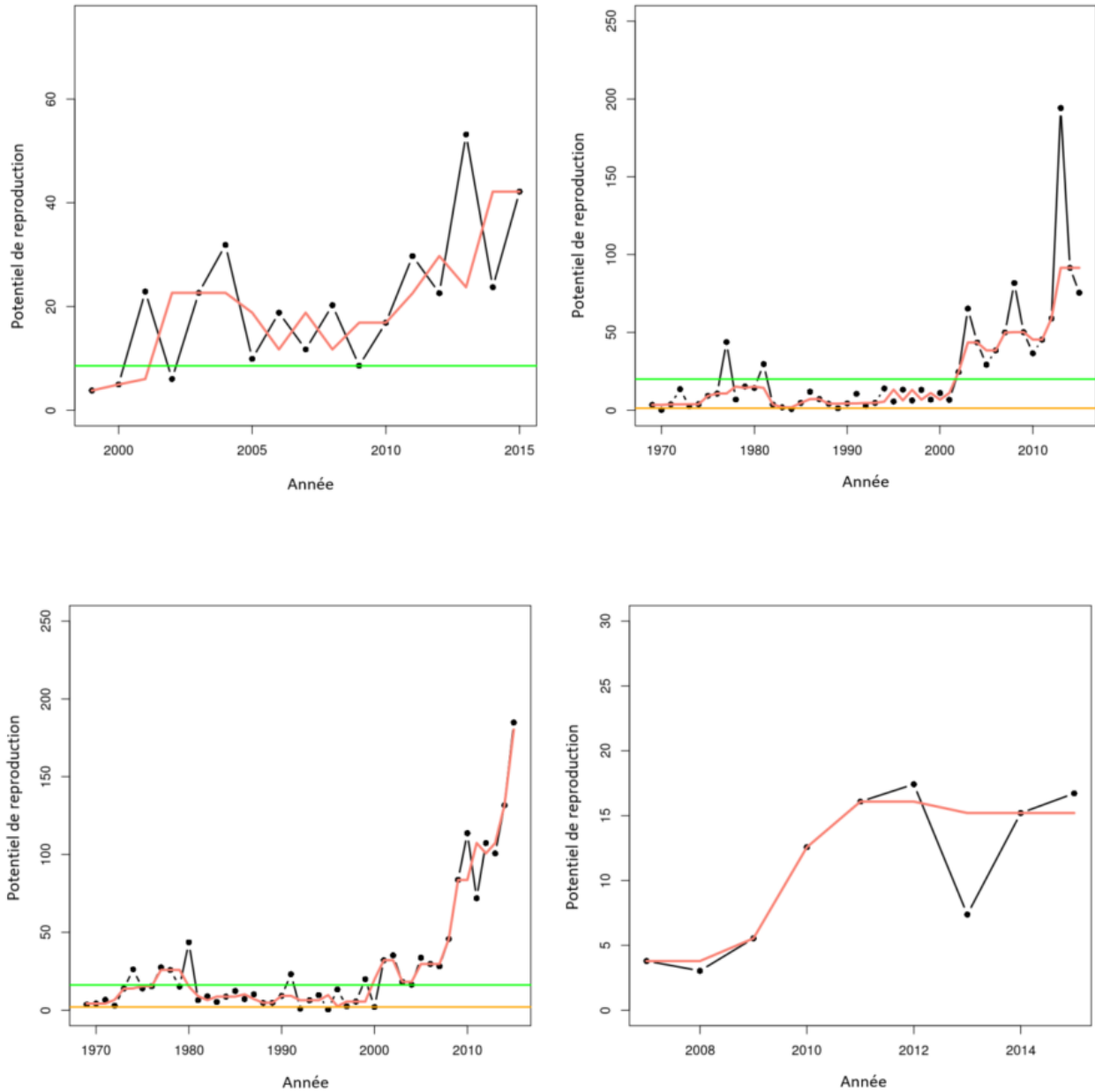


Figure 36. Potentiel de reproduction en millions d'œufs estimé à partir des quatre relevés couvrant la ZPH 41. En haut : à gauche – NR41, à droite – NPri41. En bas : à gauche – NAut41, à droite – BG. Séries chronologiques du potentiel de reproduction des échantillons constants ainsi que médiane mobile (ligne rouge). S'il y a lieu, la médiane des cinq biomasses non nulles les plus basses (limite inférieure; ligne orange) et 40 % de la médiane de la période de productivité la plus élevée (limite supérieure; ligne verte) sont indiqués (voir le texte pour plus de détails).

ANNEXE

ANNEXE 1. RÉPARTITIONS DE LA FRÉQUENCE DES TAILLES DES RELEVÉS ET DES ÉCHANTILLONS EN MER.

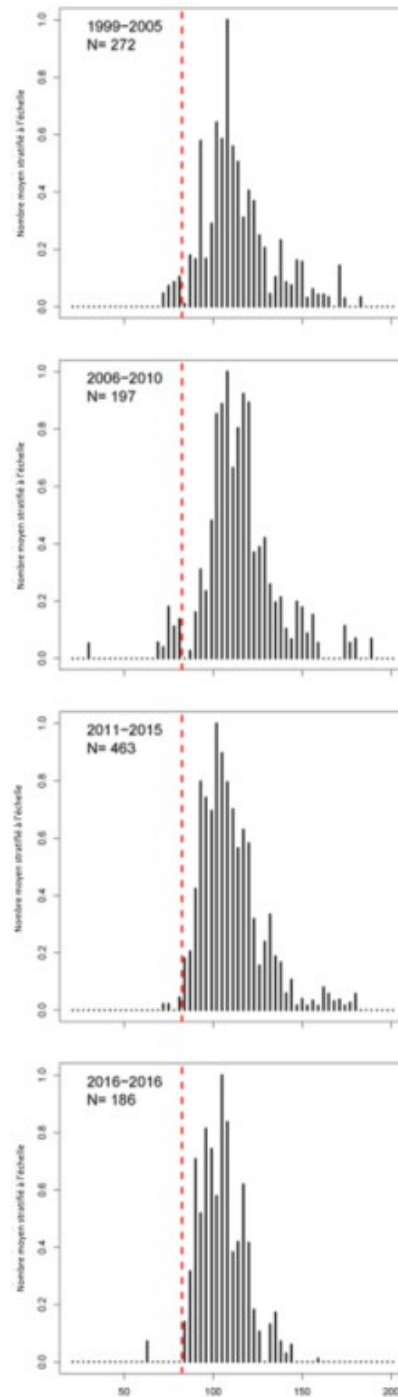


Figure A1. Fréquences de longueur de carapace du homard d'Amérique capturé lors du relevé d'été du NR du MPO suivant la stratégie de restratification des zones situées au sein de la ZPH 41. Les barres représentent le nombre moyen par trait pour chaque intervalle de longueur mis à l'échelle des nombres maximums par trait. Pour les graphiques montrant plusieurs années, les barres représentent la moyenne sur les durées respectives. La ligne rouge pointillée indique la taille réglementaire minimale.

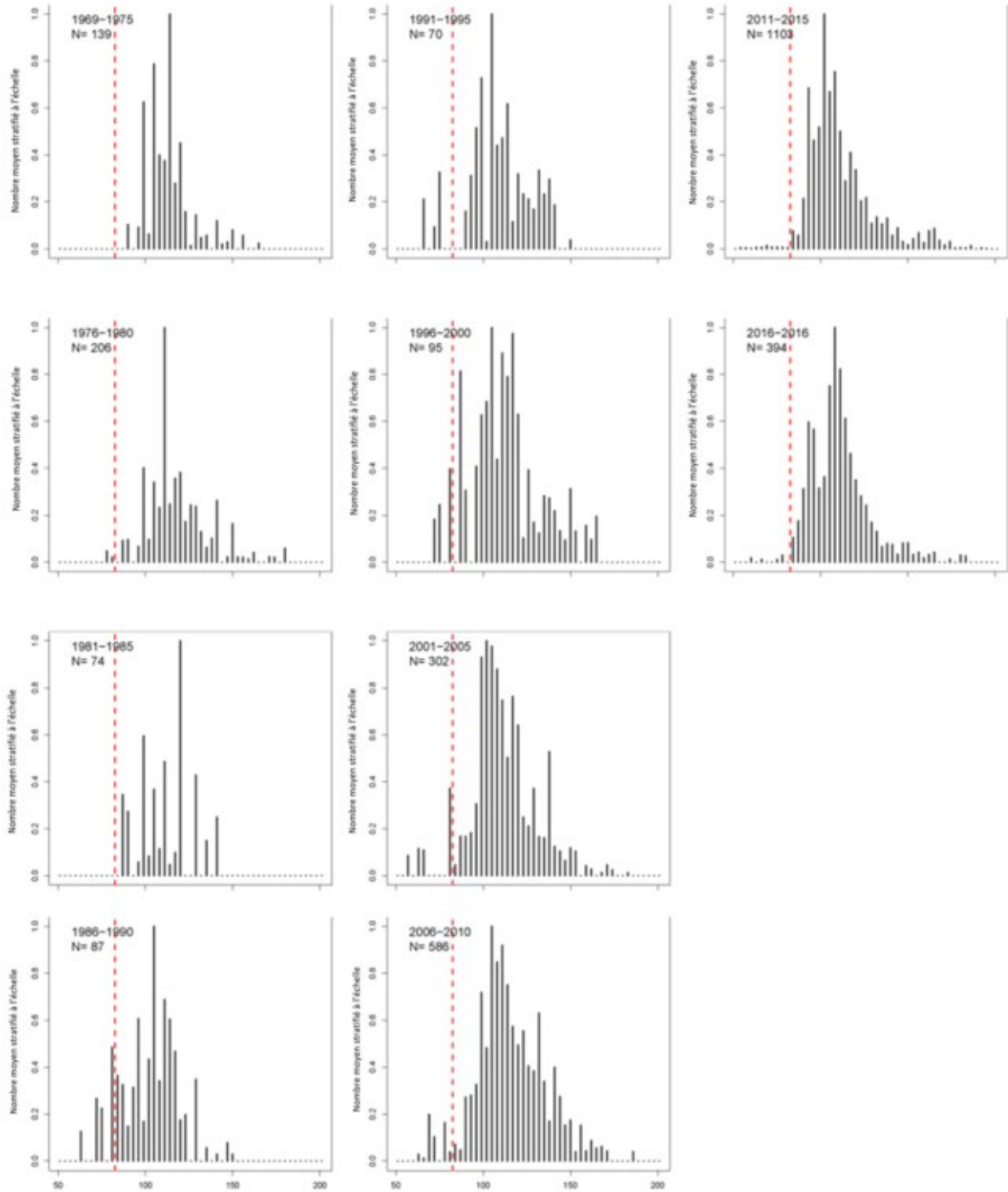


Figure A2. Fréquences de longueur de carapace du homard d'Amérique capturé lors du relevé de printemps du NEFSC avec les strates ajustées pour la ZPH 41. Les barres représentent le nombre moyen par trait pour chaque intervalle de longueur mis à l'échelle des nombres maximums par trait. Pour les graphiques montrant plusieurs années, les barres représentent la moyenne sur les durées respectives. La ligne rouge pointillée indique la taille réglementaire minimale.

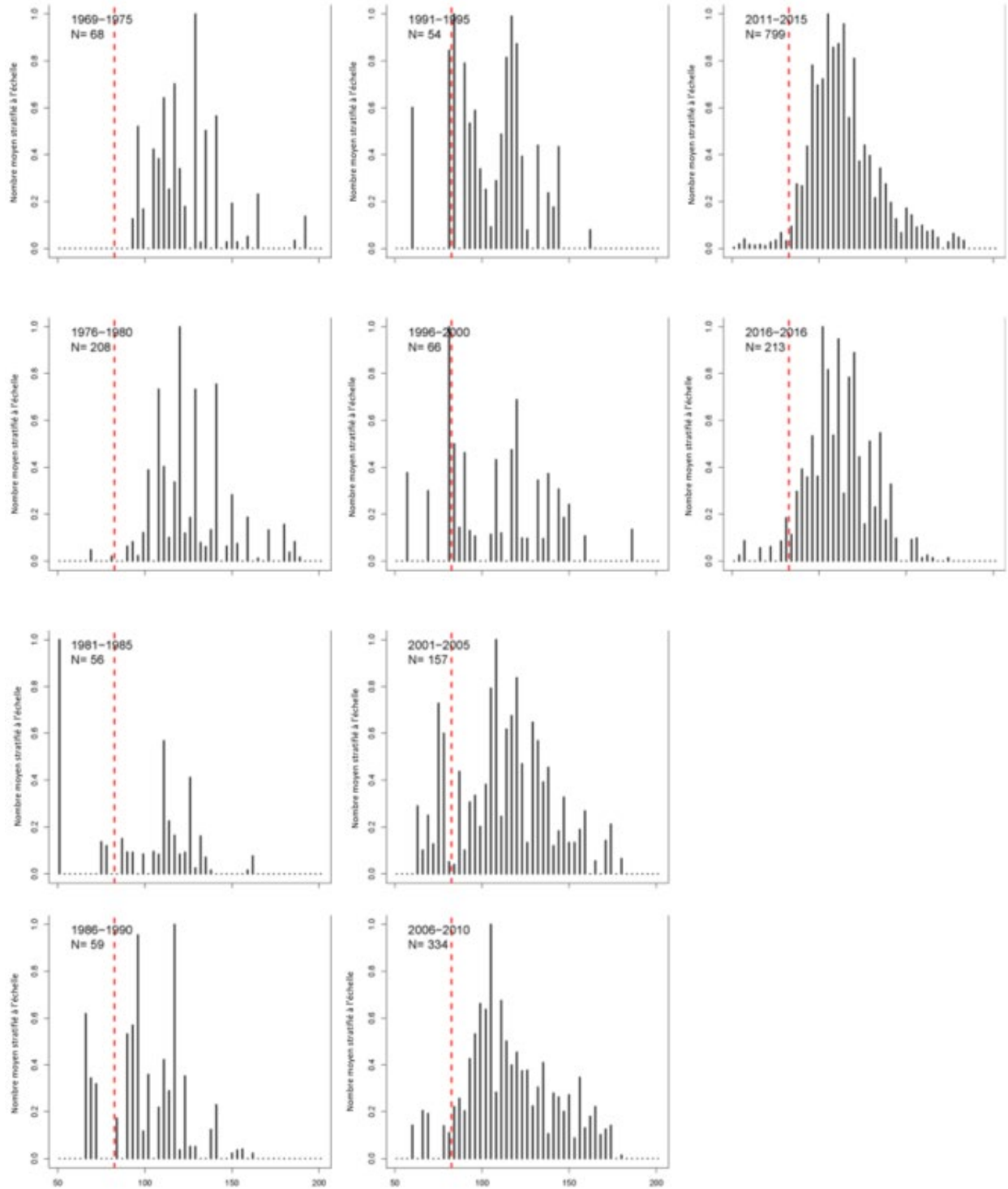


Figure A3. Fréquences de longueur de carapace du homard d'Amérique capturé lors du relevé d'automne du NEFSC avec les strates ajustées pour la ZPH 41. Les barres représentent le nombre moyen par trait pour chaque intervalle de longueur mis à l'échelle des nombres maximums par trait. Pour les graphiques montrant plusieurs années, les barres représentent la moyenne sur les durées respectives. La ligne rouge pointillée indique la taille réglementaire minimale.

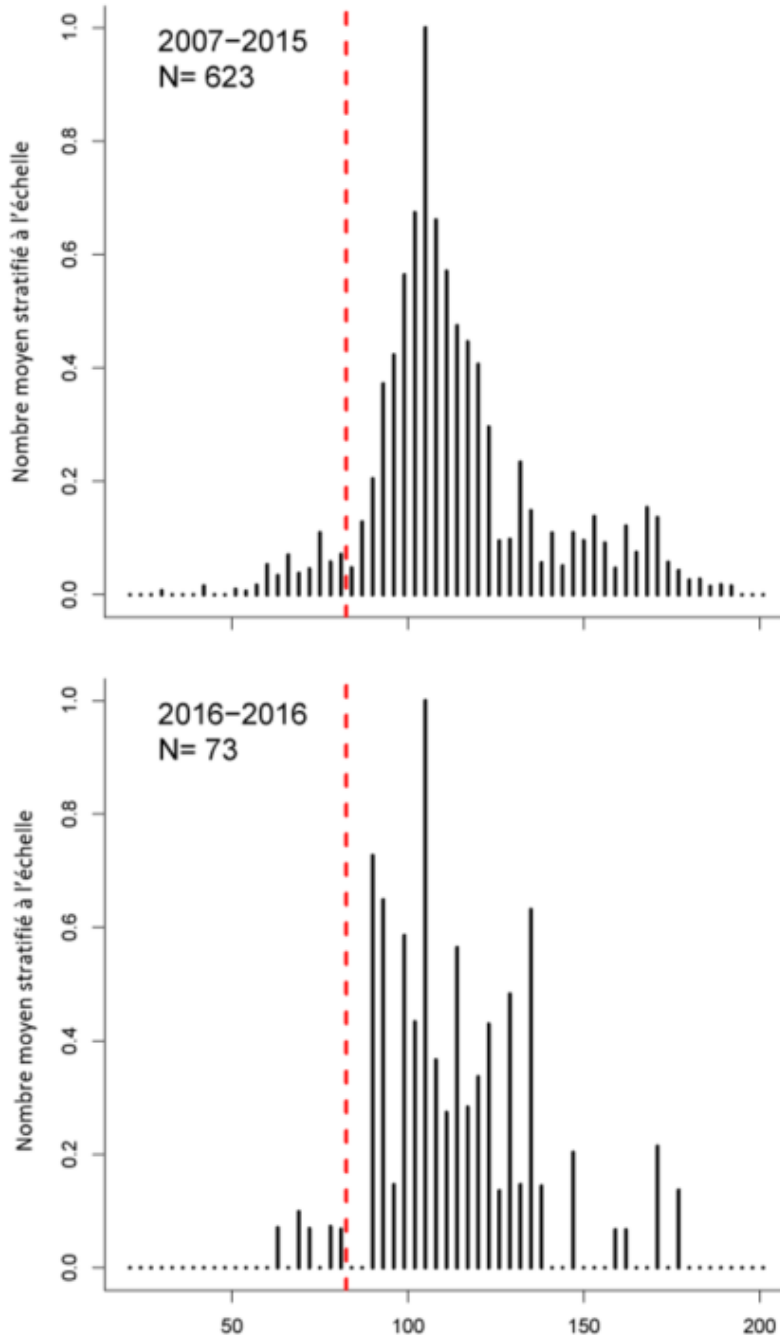


Figure A4. Fréquences de longueur de carapace du homard d'Amérique capturé lors du relevé du banc de Georges dans la ZPH 41. Les barres représentent le nombre moyen par trait pour chaque intervalle de longueur mis à l'échelle des nombres maximums par trait. Pour les graphiques montrant plusieurs années, les barres représentent la moyenne sur les durées respectives. La ligne rouge pointillée indique la taille réglementaire minimale.

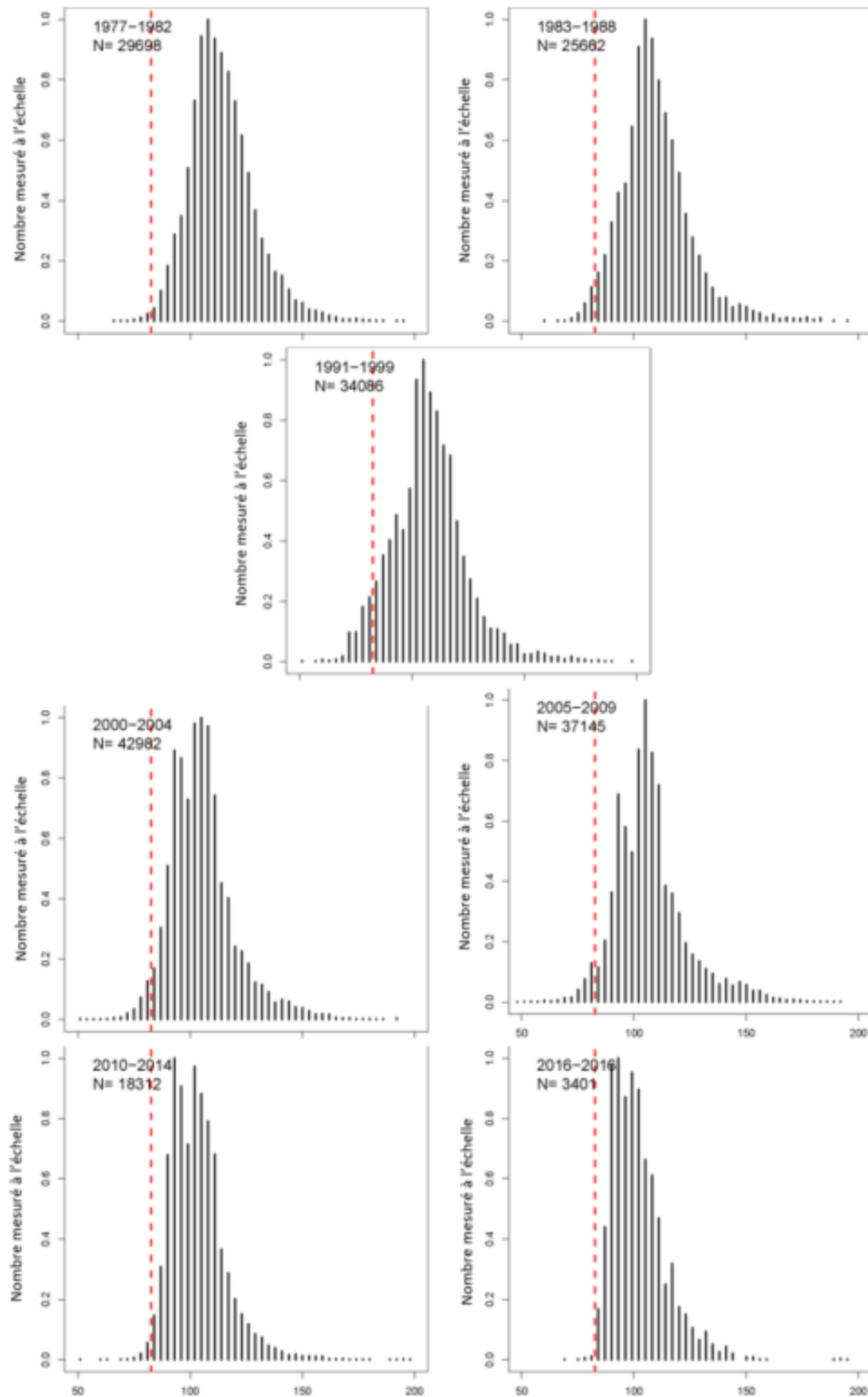


Figure A5. Histogrammes des fréquences de longueur de la carapace du sud-ouest du banc de Browns regroupées en groupes de 3 mm. La ligne rouge pointillée représente la taille réglementaire minimale de 82,5 mm. Les tailles totales des échantillons sont indiquées dans la légende.

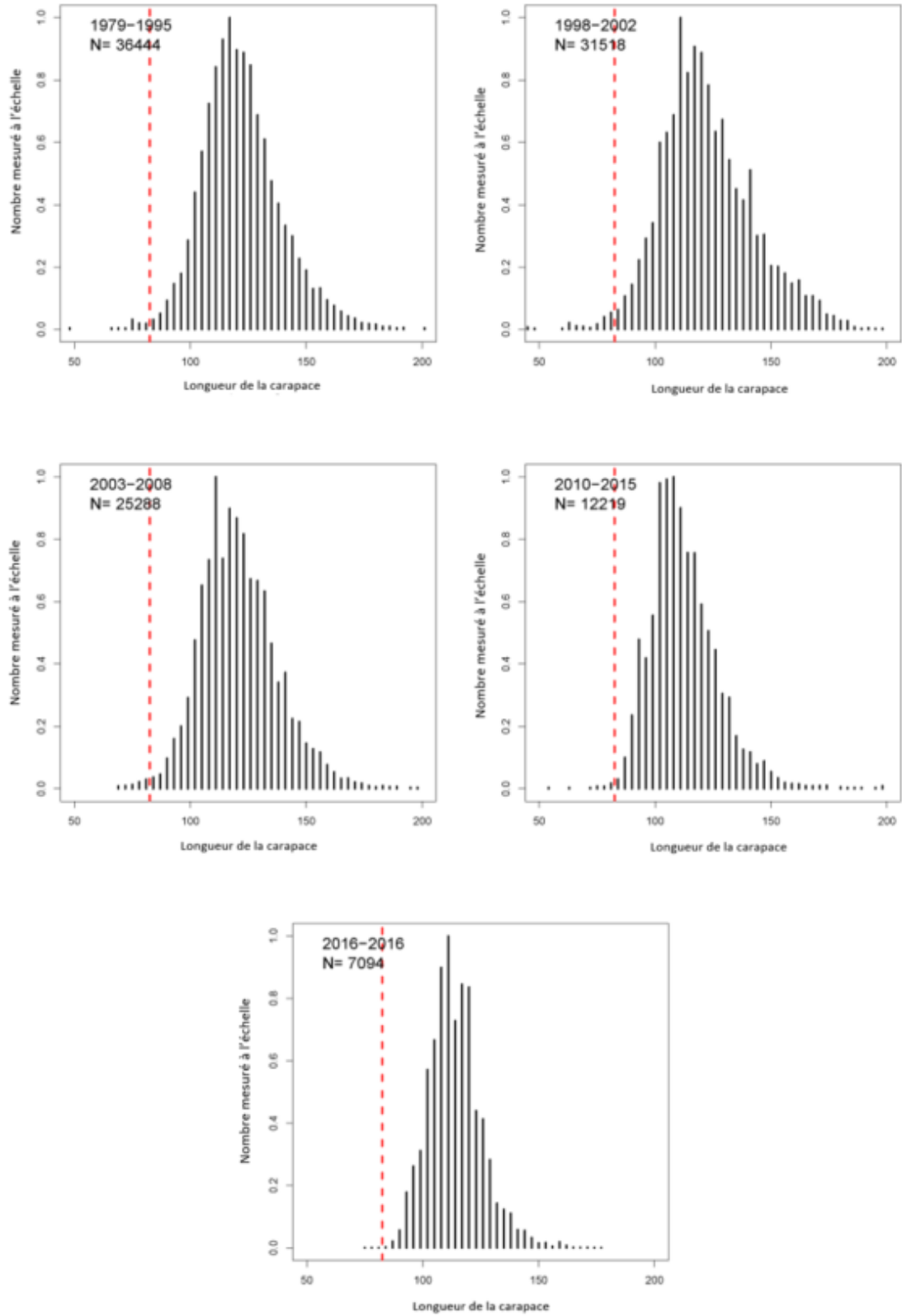


Figure A6. Histogrammes des fréquences de longueur de la carapace du sud-est du banc de Browns regroupées en groupes de 3 mm. La ligne rouge pointillée représente la taille réglementaire minimale de 82,5 mm. Les tailles totales des échantillons sont indiquées dans la légende.

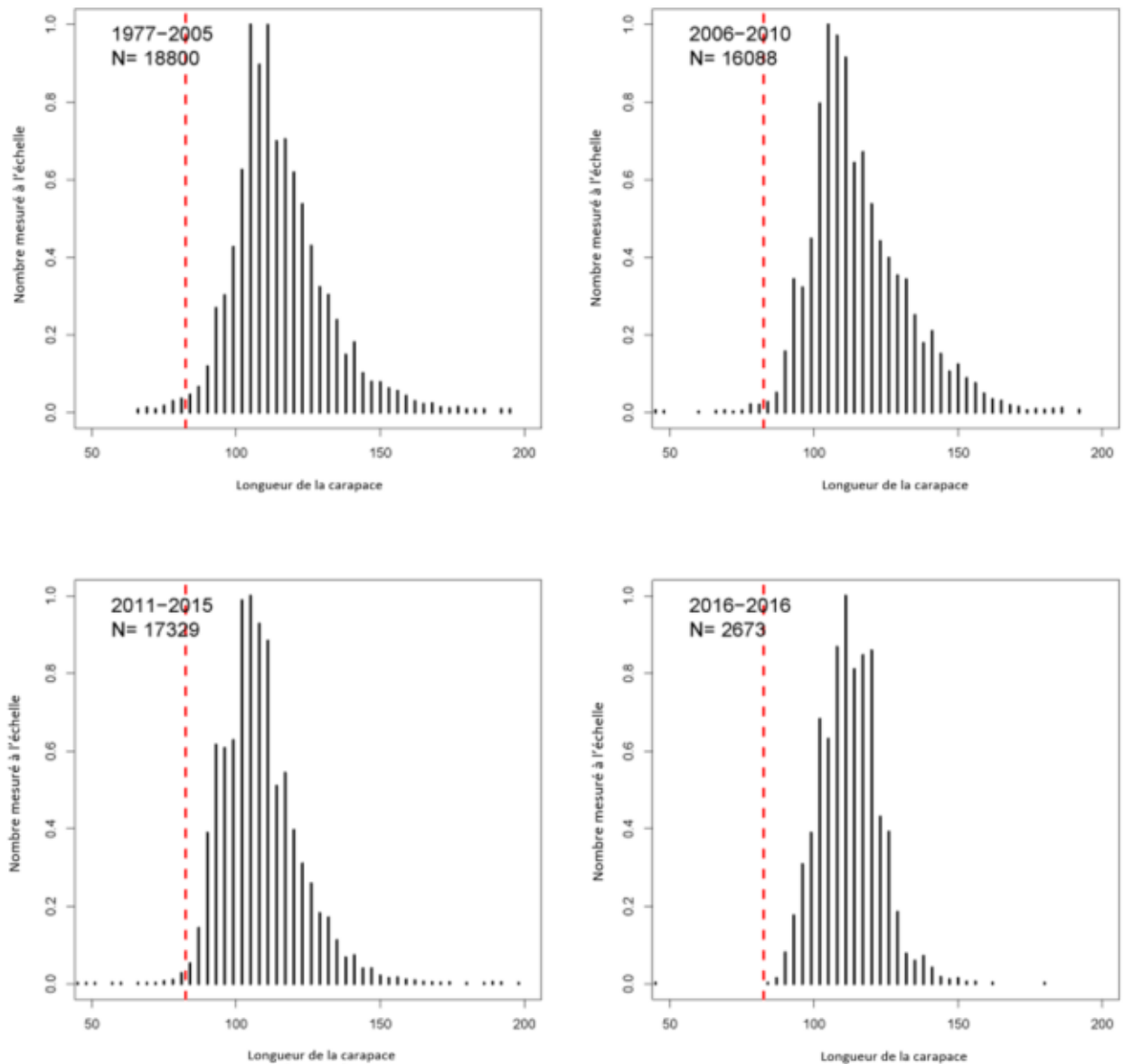


Figure A7. Histogrammes des fréquences de longueur de la carapace du bassin de Georges regroupées en groupes de 3 mm. La ligne rouge pointillée représente la taille réglementaire minimale de 82,5 mm. Les tailles totales des échantillons sont indiquées dans la légende.

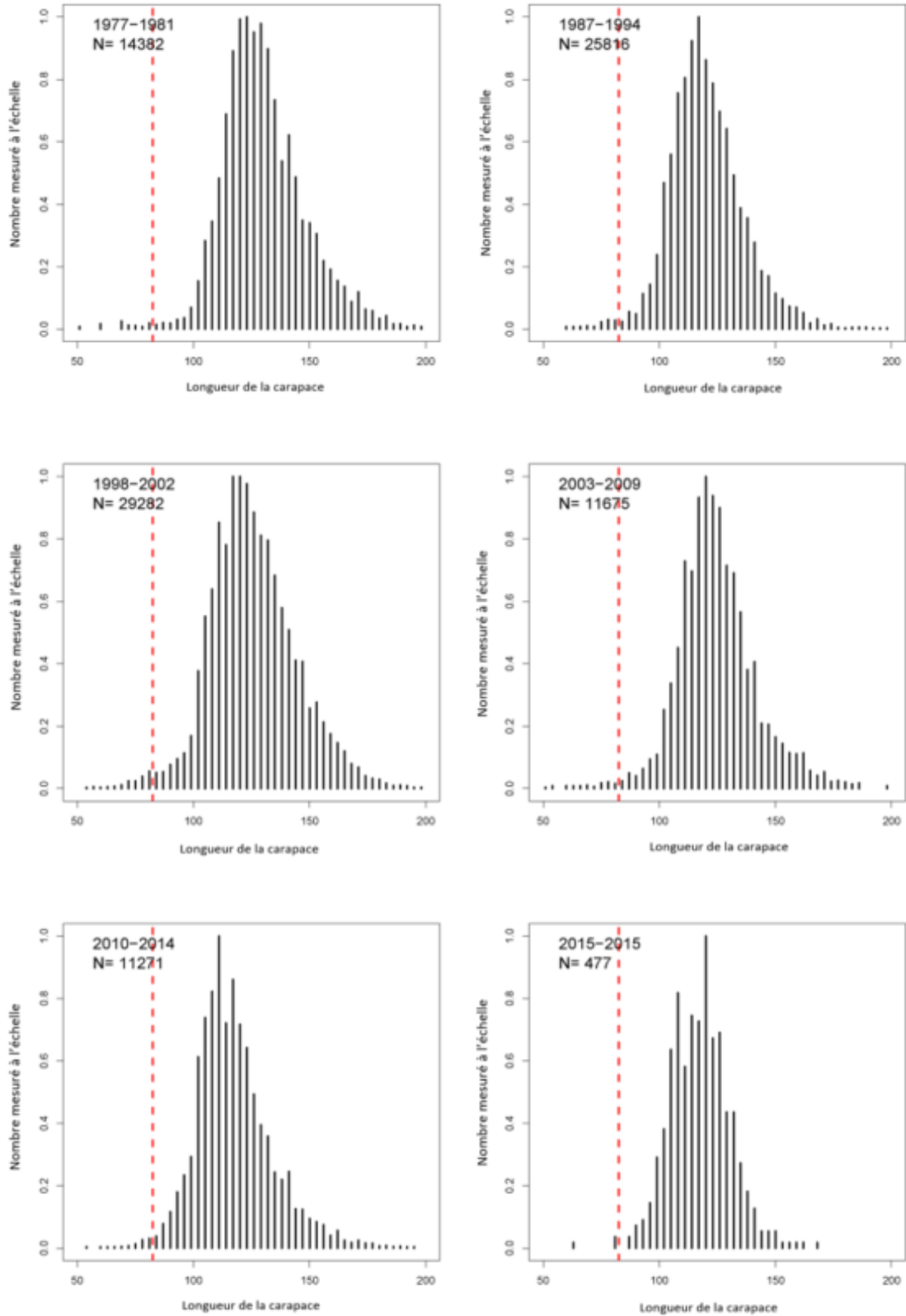


Figure A8. Histogrammes des fréquences de longueur de la carapace du banc de Georges regroupées en groupes de 3 mm. La ligne rouge pointillée représente la taille réglementaire minimale de 82,5 mm. Les tailles totales des échantillons sont indiquées dans la légende.