



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/062

Région du Golfe

Revue du stock de crabe commun (*Cancer irroratus*) du sud du golfe du Saint-Laurent jusqu'en 2023

Andrew Harbicht, Natalie C. Asselin, Éliane Aubry, Fabiola Akaishi

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
Pêches et Océans Canada, 343, avenue Université
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 5K4

Avant-propos

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

Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



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

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

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-78732-9 N° cat. Fs70-5/2025-062F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Harbicht, A., Asselin, N.C., Aubry, É. et Akaishi, F. 2025. Revue du stock de crabe commun (*Cancer irroratus*) du sud du golfe du Saint-Laurent jusqu'en 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/062. v + 48 p.

Also available in English :

Harbicht, A., Asselin, N.C., Aubry, É., and Akaishi, F. 2025. Southern Gulf of St. Lawrence Rock Crab (*Cancer irroratus*) Stock Review to 2023. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/062. v + 45 p.

TABLE DE MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
BIOLOGIE	1
GESTION DES PÊCHES.....	2
SOURCES DE DONNÉES	3
DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE.....	3
Statistiques officielles.....	3
Programme de vérification à quai des fréquences de longueur.....	4
DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE	4
Relevé scientifique au casier	4
ANALYSE DES DONNÉES	6
INDICATEURS DE L'ABONDANCE	6
Débarquements – Pêche dirigée.....	6
Débarquements – Prises accessoires.....	6
Atteinte de l'allocation individuelle	6
Taux d'exploitation limites	7
CPUE dépendante de la pêche.....	8
CPUE indépendante de la pêche.....	9
INDICATEURS DE LA PRESSION DE LA PÊCHE	11
Effort de pêche.....	11
Distributions des fréquences de taille dépendantes de la pêche	12
Distributions des fréquences de taille indépendantes de la pêche	13
INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ.....	14
Biocollecteurs.....	14
INDICATEURS ÉCOSYSTÉMIQUES	15
Indice de l'abondance des prédateurs	15
Considérations climatiques	16
RÉSULTATS	17
INDICATEURS DE L'ABONDANCE	17
Débarquements – Pêche dirigée.....	17
Débarquements – Prises accessoires.....	19
Atteinte de l'allocation individuelle	19
Taux d'exploitation limites	20
CPUE dépendante de la pêche.....	21
CPUE indépendante de la pêche.....	22
INDICATEURS DE LA PRESSION DE LA PÊCHE	24
Effort de pêche – Permis actifs	24
Effort de pêche – Sorties et casiers levés.....	25

Distributions des fréquences de taille dépendantes de la pêche	25
Distributions des fréquences de taille indépendantes de la pêche	26
INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ	27
Biocollecteurs	27
INDICATEURS ÉCOSYSTÉMIQUES	28
Indice de l'abondance des prédateurs	28
Considérations climatiques	30
SOURCES D'INCERTITUDE	31
INDICES POTENTIELS POUR UN POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE	31
DISCUSSION ET CONCLUSION	34
REMERCIEMENTS	35
RÉFÉRENCES CITÉES	36
APPENDICE	39
DÉBARQUEMENTS DANS LA PÊCHE DIRIGÉE	39
DÉBARQUEMENTS DE PRISES ACCESSOIRES DE CRABE COMMUN DANS LA PÊCHE AU HOMARD	40
DATES DE PRÉDIFICATION DE LA CPUE NORMALISÉE	40
TEMPÉRATURES AU FOND NORMALISÉES PAR PROFONDEUR	41
MODÈLE DE CPUE DÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES RÉSIDUS	42
MODÈLE DE CPUE DÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES EFFETS PARTIELS	44
MODÈLE DE CPUE INDÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES RÉSIDUS	46
MODÈLE DE CPUE INDÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES EFFETS PARTIELS	48

RÉSUMÉ

La pêche commerciale du crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) a débuté dans les années 1960, lorsque les prises accessoires de la pêche du homard ont commencé à être vendues à des acheteurs enregistrés. Une pêche exploratoire dirigée a été lancée en 1974 à petite échelle, avant de prendre de l'ampleur dans les années 1980 avec la délivrance de permis d'exploration dans les cinq zones de gestion : les zones de pêche du homard (ZPH) 23, 24, 25, 26A et 26B.

La plus récente évaluation des stocks a été effectuée en 2013; toutefois, à ce moment-là, aucun point de référence limite (PRL) n'avait été établi. Les mises à jour subséquentes des indicateurs de l'état des pêches en 2018 et 2022 ont fourni aux gestionnaires des pêches des renseignements actualisés à partir de sources de données clés.

Le présent document de recherche donne un aperçu des données dépendantes de la pêche et indépendantes de la pêche disponibles pour le stock de crabe commun dans le sGSL. Il propose également des sources de données et des méthodes possibles pour faciliter l'établissement d'un PRL.

Les indicateurs dépendants de la pêche présentés sont les débarquements de la pêche dirigée et de prises accessoires, la capture par unité d'effort (CPUE) normalisée, et le nombre estimé de jours de pêche nécessaires pour débarquer 9 000 kg. Les indicateurs indépendants de la pêche sont une CPUE dans les relevés au casier, un programme de vérification à quai des fréquences de longueur et un programme de biocollecteurs pour évaluer le recrutement. Les résultats d'un modèle d'abondance du homard en tant que prédateurs sont également examinés.

Un PRL de 5,02 kg/casier est proposé d'après la CPUE normalisée. Ce PRL est inférieur au niveau actuel de la CPUE, qui est de 7,38 kg/casier. Ce PRL placerait le stock dans la zone de prudence.

INTRODUCTION

Le crabe commun de l'Atlantique (*Cancer irroratus*, simplement « crabe commun » dans le reste du document) est un crustacé décapode dont l'aire de répartition longe la côte atlantique de l'Amérique du Nord, depuis la Caroline du Sud et la Floride, où il peut être présent à des profondeurs allant jusqu'à 575 m (Williams 1965), jusqu'au Labrador, où il se trouve généralement dans des eaux moins profondes, notamment dans la zone intertidale (Department of Fisheries and Aquaculture 1999). Bien que le crabe commun affiche une préférence pour les substrats sablonneux, il est observé sur divers types de fonds. Dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL, figure 1), le crabe commun joue un rôle écologique clé en tant qu'espèce proie du homard et des grands poissons benthiques comme la morue franche et les raies (Hanson *et al.* 2014). C'est aussi une espèce commerciale dans la région.

L'exploitation du crabe commun dans le sGSL a commencé au début des années 1960 (Wilder 1973), initialement sous forme de prises accessoires dans la pêche au homard (*Homarus americanus*). La pêche exploratoire en 1974 a évolué peu à peu pour devenir une pêche commerciale dirigée en 2000. Le nombre de titulaires de permis a culminé à 255 en 2002, mais il a diminué depuis et est aujourd'hui d'environ 225. Les ventes des prises accessoires de la pêche au homard sont encore autorisées, et beaucoup de pêcheurs récoltent les deux espèces. Presque tous les titulaires de permis de pêche dirigée du crabe commun possèdent aussi un permis de pêche du homard.

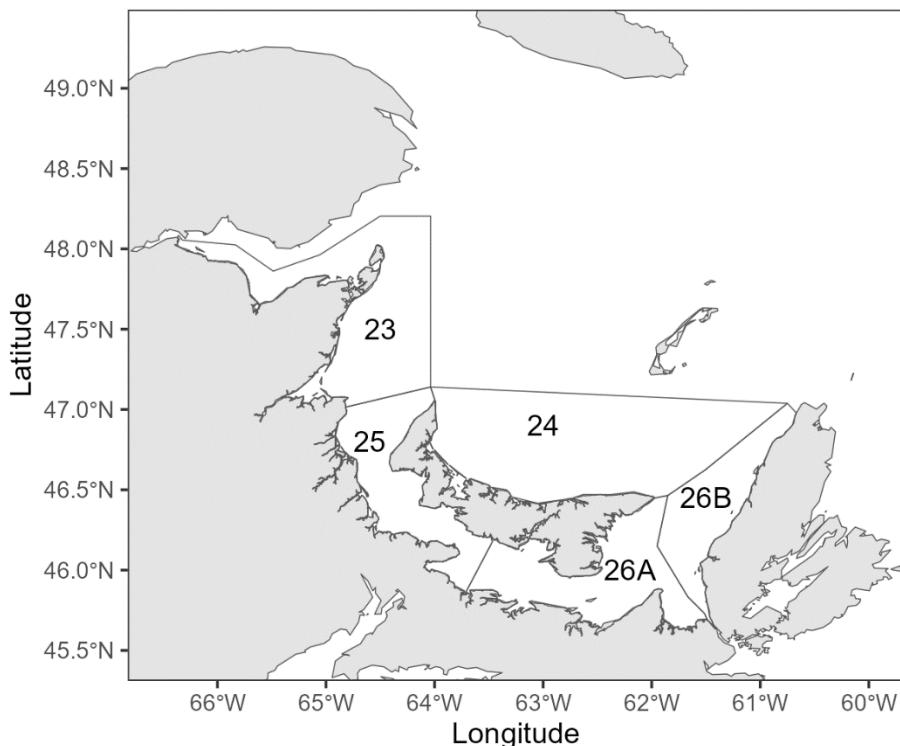


Figure 1. Zones de pêche du homard utilisées pour gérer la pêche dirigée du crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

BIOLOGIE

Le crabe commun (*Cancer irroratus*) est un crustacé décapode. Sa carapace ovale est généralement brun jaunâtre à violet rougeâtre du côté dorsal et brun blanchâtre du côté ventral.

Comme d'autres crustacés décapodes, il possède quatre paires de pattes marcheuses et une paire de chélipèdes (pinces) qui lui permettent de s'alimenter et de se défendre. Le bord avant de sa carapace comporte 9 paires de petits points, mais le bord arrière n'en compte qu'une seule paire.

Dans le sGSL, les crabes communs éclosent à la mi-juin et passent par six stades larvaires planctoniques avant de s'établir sur le fond à la mi-septembre. La croissance se fait par une succession de mues, durant lesquelles la carapace externe dure est périodiquement éliminée pour permettre aux crabes à corps mou, vulnérables, de grossir avant qu'une nouvelle carapace plus grande se forme. La fréquence des mues diminue avec l'âge, surtout après la maturité sexuelle.

Il faut environ six ans aux crabes communs mâles pour atteindre la taille commerciale dans le sGSL (MPO 2013). En moyenne, les femelles arrivent à maturité avec une largeur de carapace de 49 mm (Campbell et Eagles 1983). La taille à 50 % de maturité a été estimée à une largeur de carapace de 48,8 mm pour les mâles dans le détroit de Northumberland. Les mâles atteignent la pleine maturité ($\geq 95\%$) à une largeur de carapace de 73 mm (Rondeau 2014). L'accouplement a lieu à la fin de l'été et à l'automne, peu après la mue des femelles et pendant que leur carapace est encore molle. Les mâles muent habituellement plus tôt (hiver/printemps), ce qui leur permet d'avoir une carapace dure pendant la saison d'accouplement. Les femelles expulsent généralement leurs œufs peu de temps après l'accouplement et les portent sur leur abdomen pendant environ 10 mois, l'éclosion ayant lieu au mois de juin suivant.

GESTION DES PÊCHES

La pêche du crabe commun dans le sGSL comporte deux composantes principales : la pêche dirigée, effectuée pendant la saison désignée de pêche du crabe commun par les titulaires de permis, et la pêche des prises accessoires, dans laquelle les pêcheurs de homard conservent les crabes communs pendant la saison de pêche du homard. La pêche est gérée séparément dans cinq zones de pêche du homard (ZPH, figure 1), bien que l'activité dans la ZPH 26B ait toujours été minime en raison des faibles prises et qu'elle ait complètement cessé depuis 2011.

La pêche dirigée est gérée principalement par le biais de contrôles des intrants, notamment le nombre de permis, les limites de casiers par permis, les restrictions relatives aux engins, les saisons de pêche définies, une taille minimale légale et l'interdiction de débarquer les femelles (tableau 1). Le contrôle des extrants est également en place, sous la forme d'allocations individuelles. Les débarquements de la pêche dirigée sont assujettis à un programme de vérification à quai à 100 %, et les pêcheurs doivent tenir des journaux de bord détaillant les prises quotidiennes, l'effort de pêche (nombre de casiers et durée d'immersion) et l'emplacement.

Seuls les crabes communs mâles peuvent être conservés comme prises accessoires pendant la pêche du homard, mais peu d'autres mesures s'appliquent, outre celles qui sont déjà en place pour cette pêche (p. ex. limites du nombre de casiers, saisons de pêche; voir les détails dans Asselin *et al.* 2024). De 1999 à 2003, on a imposé une limite quotidienne des prises accessoires ainsi qu'une taille minimale légale. Toutefois, ces restrictions ont été annulées, car elles étaient contraires au *Règlement de pêche de l'Atlantique* (Canada 1985). De 2004 à 2021, les pêcheurs de homard étaient autorisés à conserver les crabes communs mâles de toutes les tailles comme appâts ou comme prises accessoires. En 2021, les conditions du permis de pêche au homard ont été modifiées afin d'imposer une limite de taille de 102 mm pour les crabes communs utilisés comme appâts (MPO 2021). Cette limite de taille a été relevée à 108 mm dans la ZPH 26A, pour correspondre à celle appliquée dans la pêche dirigée (MPO 2024). Aucune restriction de taille ne s'applique aux crabes communs vendus comme

prises accessoires à un acheteur autorisé et, bien que des bordereaux de vente soient requis pour ces transactions, les enregistrements dans les journaux de bord des crabes communs utilisés comme appâts ou vendus comme prises accessoires sont souvent incomplets.

Tableau 1. Mesures de gestion clés dans la pêche dirigée du crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2023.

ZPH	Taille minimale légale (mm)	Nombre maximal de casiers	Saison de pêche	Allocation individuelle (kg)	Permis délivrés	Permis actifs
23	102	100	7 août – 18 nov.	35 000	52	21
24	102	150	8 juil. – 29 oct.	20 000	10	4
25	102	100	26 juin – 29 juil. 23 oct. – 3 déc.	25 000 ¹	66	38
26A	108	90	7 août – 25 nov.	23 913	95	53
26B	108	100	–	27 216	5	–

¹ Les permis communautaires et les permis communautaires commerciaux ont une limite de 35 000 kg.

Dans la pêche dirigée, les pêcheurs utilisent principalement des casiers coniques, mais les casiers à homards modifiés et les casiers pyramidaux sont également autorisés. Tous les casiers doivent être munis d'évents d'échappement constitués d'ouvertures circulaires rigides d'un diamètre de 63,5 à 76,2 mm, pour réduire les prises accessoires de homards ou de crabes communs de taille non réglementaire. Les casiers doivent également être dotés d'un mécanisme biodégradable afin de réduire la pêche fantôme en cas de perte de l'engin en mer. Bien que les casiers soient habituellement remontés chaque jour, les pêcheurs sont autorisés à laisser les engins déployés pendant une période maximale de 72 heures (Canada 1993).

Les permis de pêche dirigée se divisent en quatre catégories : les permis commerciaux (individuels), les permis commerciaux communautaires (attribués à des groupes autochtones), les permis de partenariat et les permis communautaires, ces derniers représentant plusieurs pêcheurs d'une même communauté. Les allocations de prises individuelles varient selon la ZPH et le type de permis et sont demeurées inchangées depuis 2000 (tableau 1). Dans certains cas, comme les permis de partenariat et les permis communautaires, les allocations peuvent augmenter de 50 % par partenaire, bien que ces ententes soient rares et ne soient pas prises en compte dans le présent document. De plus, l'allocation pour les permis communautaires commerciaux dans la ZPH 25 est de 35 000 kg par année, contre 25 000 kg pour les permis commerciaux dans la même zone. Cette distinction a été prise en compte dans le calcul des taux d'atteinte des allocations.

SOURCES DE DONNÉES

DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Statistiques officielles

Les données sur les débarquements de la pêche dirigée du crabe commun sont surveillées dans le cadre d'un programme de vérification à quai avec une couverture de 100 %. Les pêcheurs sont tenus d'envoyer un appel d'entrée au port et de déclarer les renseignements sur leurs prises et leurs efforts à une entreprise accréditée de vérification à quai. Les détails sur l'effort de pêche – notamment le nombre de casiers remontés, la durée d'immersion et les lieux de pêche – sont consignés dans des journaux de bord obligatoires et présentés aux entreprises

de vérification à quai, qui compilent et transmettent l'information à la Division des statistiques et des services économiques du MPO.

Les détails sur les prises, le prix et l'acheteur sont documentés dans les bordereaux de vente émis pour tous les débarquements de la pêche dirigée et pour les crabes communs vendus comme prises accessoires. Ils sont ensuite transmis à la Division des statistiques et des services économiques du MPO. Les renseignements sur le nombre, le type et les conditions de permis (p. ex. limites relatives aux casiers, allocations individuelles) pour le crabe commun sont communiqués par le service de délivrance de permis du MPO.

Programme de vérification à quai des fréquences de longueur

En 2021, un programme de vérification à quai des fréquences de longueur a été établi en collaboration avec des partenaires de l'industrie (Prince Edward Island Fisherman's Association et l'Union des Pêcheurs des Maritimes) afin de recueillir des données sur la largeur de carapace des prises commerciales de crabe commun pendant la pêche dirigée. Les techniciens sur le terrain employés par les partenaires de l'industrie effectuent des échantillonnages conformément à un protocole normalisé conçu pour assurer une couverture spatiale dans toutes les ZPH et une couverture temporelle pendant toute la saison de pêche. Un échantillon aléatoire (plateau) est sélectionné parmi les prises débarquées et les largeurs de carapace (au mm près) de tous les crabes dans ce plateau sont mesurées. Si le plateau sélectionné au hasard contenait moins de 150 crabes, un deuxième plateau sélectionné au hasard sera échantillonné. L'échantillonnage est effectué à quai au moment du déchargement des crabes ou à leur arrivée dans une usine de transformation. L'objectif est de mesurer 200 crabes par débarquement tout en consignant la date de la prise, la zone de pêche, le port de débarquement, les détails du permis, ainsi que les types de casiers et d'appâts utilisés. La fréquence d'échantillonnage cible pour chaque zone de pêche est toutes les deux semaines.

DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Relevé scientifique au casier

Un relevé au casier a été mis en place en 2021 pour le crabe commun dans le but principal de recueillir des données indépendantes de la pêche sur l'abondance du crabe commun, les ratios de sexe et les distributions selon la taille en utilisant des engins comparables à ceux employés dans la pêche commerciale. Une zone d'étude a été choisie dans chaque ZPH (figure 2), représentant un éventail d'intensités de pêche déterminées par les données sur l'emplacement figurant dans les journaux de bord et les prises connexes tirées des bordereaux de vente. Un site supplémentaire a été ajouté à la ZPH 23 pour tenir compte des différences possibles dans la dynamique des populations entre la région de la baie des Chaleurs et le golfe principal. L'étendue spatiale de chaque zone variait entre 394 et 464 km², les casiers étant posés à des stations situées à environ 4,5 km les unes des autres.

Au cours de chaque relevé, les casiers sont déployés selon un quadrillage couvrant l'ensemble de la zone d'étude et la pêche dure quatre jours. En raison des contraintes liées aux ressources, toutes les zones d'étude ne sont pas échantillonnées chaque année, mais par rotation.

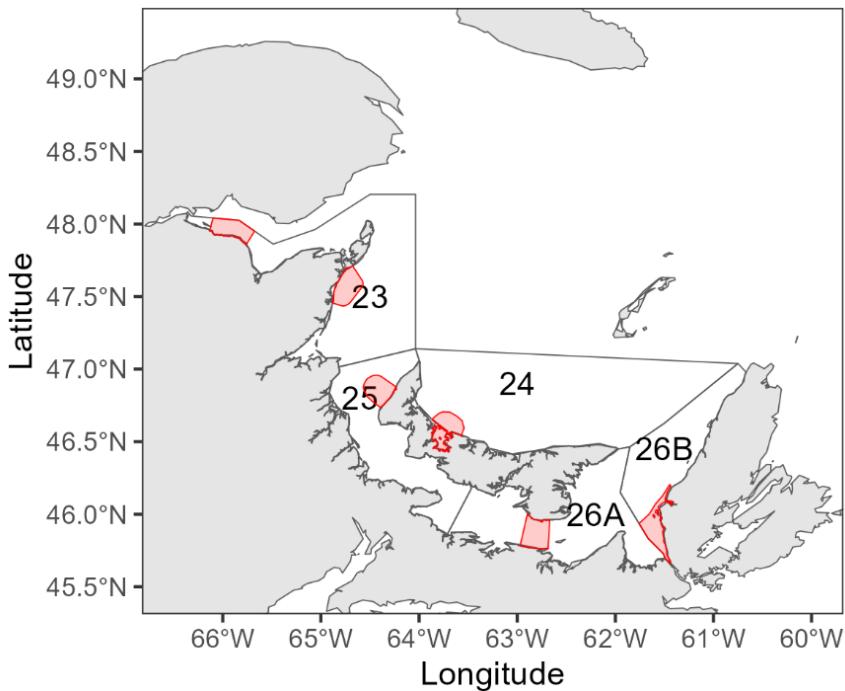


Figure 2. Emplacement des zones d'étude du relevé au casier dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2021 à 2024.

L'échantillonnage est effectué à l'aide de casiers coniques standard semblables à ceux utilisés par la plupart des pêcheurs commerciaux, mais avec un maillage plus fin (maille étirée d'une largeur de 25 mm de nœud à nœud) que la norme commerciale de 63 mm (2,5 pouces). En 2022, afin d'accroître la capture de petits crabes (<60 mm), on a déployé de petits casiers rectangulaires (610 mm x 610 mm x 229 mm) avec un treillis métallique de 25 mm dans plusieurs zones de relevé (tableau 2). Cependant, les résultats n'ont pas révélé d'amélioration de l'efficacité des prises pour les petits crabes et leur utilisation a été interrompue. Depuis 2023, on conserve les stations d'échantillonnage créées à l'origine pour tester les casiers plus petits et la pêche y est pratiquée au moyen de casiers scientifiques coniques supplémentaires, ce qui a fait augmenter le nombre total de casiers utilisés dans le relevé (tableau 2). Chaque casier est appâté avec environ 2,25 kg (5 lb) de hareng congelé suspendu au-dessus du plancher du casier.

Tableau 2. Détails de l'échantillonnage pour le relevé annuel du crabe commun au casier. Les nombres indiquent le nombre de calées de casiers de 24 heures effectuées dans chaque zone de relevé.

Année	ZPH	Objectif de la mission	Casiers commerciaux	Casiers scientifiques	Casiers rectangulaires
2021	24	Relevé au casier	—	40	—
2021	23C	Relevé au casier	—	66	—
2021	26A	Relevé au casier	—	59	—
2021	26B	Relevé au casier	—	24	—
2022	25	Relevé comparatif	20	20	20
2022	25	Relevé au casier	—	54	28
2022	23A	Relevé au casier	—	59	44
2023	24	Relevé au casier	—	117	—

Année	ZPH	Objectif de la mission	Casiers commerciaux	Casiers scientifiques	Casiers rectangulaires
2023	25	Relevé au casier	—	111	—
2023	23A	Relevé répété	—	152	—
2023	23A	Relevé au casier	—	152	—
2023	23C	Relevé au casier	—	152	—
2023	26A	Relevé au casier	—	159	—
2024	24	Relevé au casier	—	148	—
2024	23C	Relevé au casier	—	156	—
2024	26A	Relevé au casier	—	157	—

ANALYSE DES DONNÉES

INDICATEURS DE L'ABONDANCE

Débarquements – Pêche dirigée

Les données sur les débarquements ont d'abord été classées comme provenant de la pêche dirigée en comparant le numéro de permis, la date du débarquement et, lorsqu'elle était précisée, l'espèce ciblée déclarée. Ces débarquements ont ensuite été regroupés par type de pêche, année et ZPH. Les numéros de permis ont également été utilisés pour associer chaque pêcheur à son allocation individuelle. Les tendances temporelles des débarquements totaux et de l'atteinte de l'allocation ont été évaluées chaque année et par ZPH.

Débarquements – Prises accessoires

Les débarquements de prises accessoires de crabe commun ont été déterminés uniquement à partir des bordereaux de vente. On considérait que les bordereaux de vente représentaient les prises accessoires s'ils étaient associés à des numéros de permis de pêche du homard, si les dates de débarquement étaient en dehors de la saison de pêche du crabe commun ou si le homard était l'espèce ciblée. Étant donné que les données sur les prises accessoires sont dérivées uniquement des bordereaux de vente, elles incluent seulement les crabes communs vendus comme appâts ou aux usines de transformation par l'entremise d'acheteurs enregistrés. Ces données ne comprennent pas de renseignements sur l'effort de pêche ou le volume de crabe commun conservé et utilisé directement comme appât par les pêcheurs de homard.

Atteinte de l'allocation individuelle

Le pourcentage des titulaires de permis de pêche du crabe commun qui ont débarqué leur allocation individuelle complète a été calculé annuellement pour les ZPH 23, 25, 26A et 26B de 2000 à 2023 et pour la ZPH 24 de 2015 à 2023 (les allocations individuelles ont été mises en œuvre dans la ZPH 24 en 2015). Peu de pêcheurs débarquent la totalité de leur allocation, probablement parce qu'ils hésitent à effectuer une dernière sortie lorsque le risque de dépasser l'allocation est élevé. C'est pourquoi le seuil d'atteinte a été fixé à $\geq 90\%$ de l'allocation individuelle. Ces proportions ont été modélisées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (MLG) binomial, avec l'année et la ZPH comme variables explicatives. Des comparaisons après coup ont permis de relever des différences importantes entre les années dans chaque ZPH à l'aide de la fonction de *contrast()* du progiciel *emmeans* dans R (Length 2020). Seuls les permis actifs (permis associés à au moins une sortie de pêche au cours d'une saison donnée) ont été

inclus dans l'analyse. Tous les types de permis ont été pris en compte, et les résultats ont également été résumés par catégorie de permis (commercial ou commercial communautaire).

Taux d'exploitation limites

Comme pour l'atteinte de l'allocation, le taux auquel les pêcheurs débarquent le crabe commun varie entre les individus, entre les ZPH et dans le temps, comme le montrent les quantités débarquées cumulatives entre 2021 et 2023 (figure 3). Le nombre de jours requis pour que les pêcheurs atteignent leur allocation individuelle peut être modélisé à l'aide d'un cadre d'analyse de survie (*time-to-event*), plus précisément d'un modèle de temps défaillance accélérée (MDA). Les modèles MDA sont utiles pour quantifier l'influence de facteurs comme l'année et la ZPH sur le temps nécessaire pour atteindre une allocation, tout en tenant compte des mesures répétées de chaque pêcheur au moyen du groupement (Wei 1992; Saikia et Barman 2017).

On voit sur la figure 3 que, bien que quelques pêcheurs de chaque ZPH débarquent leur allocation totale, d'autres arrêtent de pêcher avant d'avoir atteint la limite. Les modèles MDA tiennent compte de ces données censurées à droite en supposant que, s'ils ont suffisamment de temps, tous les pêcheurs pourraient éventuellement atteindre leur allocation complète. La probabilité d'atteindre ce seuil peut être modélisée à l'aide d'une distribution de la survie de type distribution de Weibull, exponentielle ou log-normale.

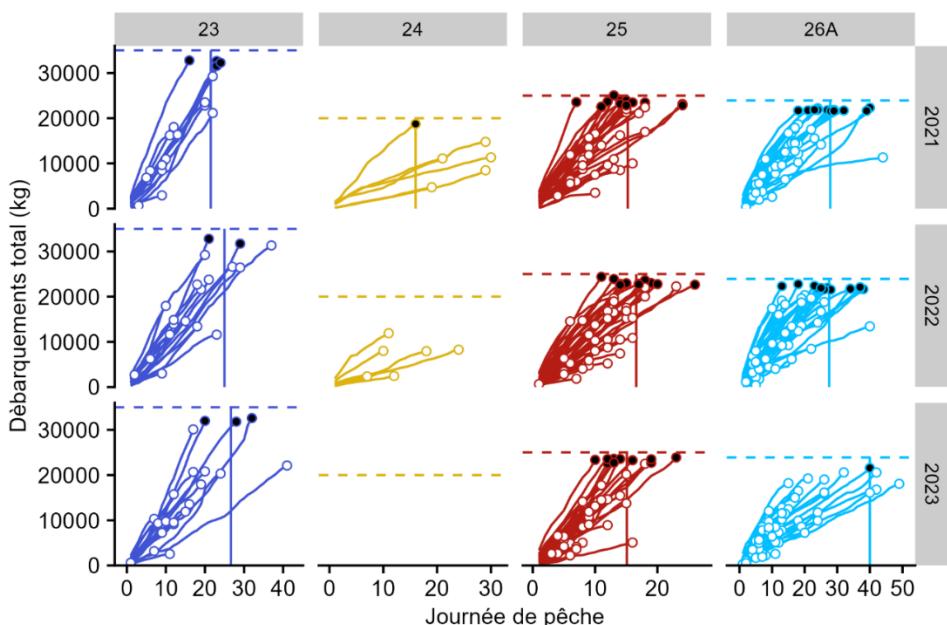


Figure 3. Débarquements cumulatifs de crabe commun entre 2021 et 2023 par les pêcheurs individuels. Les cercles représentent le total des prises de la saison, et les cercles pleins indiquent des prises totales égales ou supérieures à 90 % de l'allocation individuelle du pêcheur. Les données ne sont pas présentées pour la ZPH 24 en 2023, car moins de cinq pêcheurs y ont pris part à la pêche cette année-là.

Comme indiqué dans l'analyse de l'atteinte de l'allocation, peu de pêcheurs débarquent la totalité de leur allocation, surtout ces dernières années dans la ZPH 24, ce qui donne une forte proportion d'observations censurées. Pour améliorer la puissance statistique, une limite arbitraire de prises de 9 000 kg a été établie comme seuil d'événement, ce qui a augmenté le nombre d'événements par année et par ZPH. Tous les titulaires de permis actifs ont été inclus dans l'échantillon. Un modèle MDA a ensuite été utilisé pour quantifier la variation du délai jusqu'à l'événement par année et par ZPH à l'aide d'un modèle MDA, l'ID du pêcheur étant

incluse comme variable de groupement pour tenir compte de la variabilité individuelle. Le nombre moyen de casiers utilisés par pêcheur par année était une covariable pour tenir compte des différences dans l'effort de pêche.

Des estimations n'ont été produites que pour les combinaisons de l'année et de la ZPH comportant au moins cinq événements observés afin d'assurer la fiabilité statistique. Le temps a été mesuré comme le nombre de jours de pêche active plutôt que le nombre de jours civils afin de contrôler les jours sans activité de pêche, un facteur important dans la ZPH 25, où la saison de pêche du crabe commun est interrompue par la pêche automnale du homard. Les analyses préliminaires de la courbe de survie ont indiqué que c'est la distribution log-normale qui était la mieux ajustée aux données.

CPUE dépendante de la pêche

La capture par unité d'effort (CPUE) pour la pêche dirigée du crabe commun a été calculée à l'aide des données sur les débarquements (kg) tirées des bordereaux de vente et des données correspondantes sur l'effort (nombre de casiers, durée d'immersion) provenant des journaux de bord des pêcheurs. Lorsque les entrées manquaient dans le journal de bord, étaient incomplètes ou clairement erronées (p. ex. nombre de casiers = 0), des valeurs ont été attribuées selon les règles suivantes : les nombres de casiers manquants ont été remplacés par le maximum permis et les durées d'immersion manquantes ont été fixées à 24 heures (la durée d'immersion la plus souvent déclarée dans le sGSL).

Malgré ces étapes de validation, il restait des valeurs non plausibles de la CPUE (p. ex. 102 kg/casier ou 0,0007 kg/casier). Afin de limiter l'influence de ces valeurs aberrantes sur les estimations du modèle, seuls les enregistrements comportant des valeurs brutes de la CPUE comprises entre les 2,5^e et 97,5^e centiles (1,47 < x < 25,43 kg/casier, les lignes rouges sur la figure 4) ont été conservés pour l'analyse. Les valeurs de la CPUE n'ont pas été calculées pour la ZPH 26B en raison du manque de données sur les débarquements.

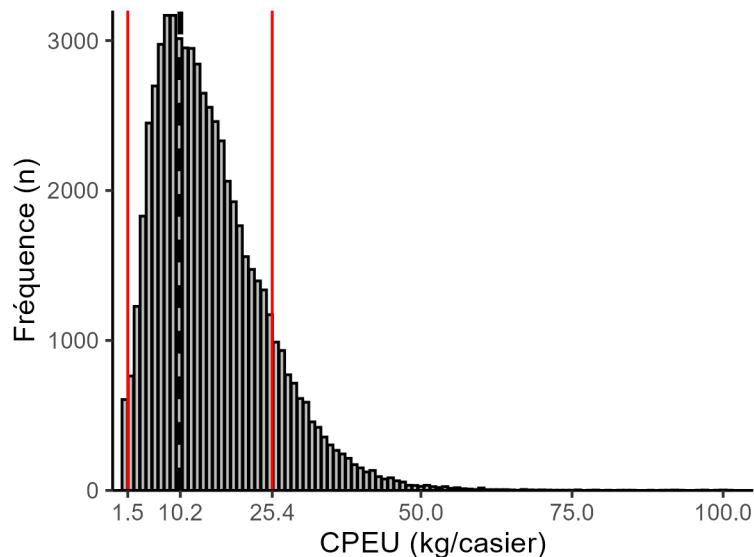


Figure 4. Distribution des valeurs brutes de la capture par unité d'effort (CPUE) calculées à partir des valeurs des débarquements et de l'effort dans les journaux de bord pour un seul casier et une durée d'immersion de 24 heures. Les lignes verticales indiquent la plage centrale (lignes rouges) ainsi que la moyenne (ligne tiretée noires).

Pour obtenir les valeurs de la CPUE normalisée, on a modélisé les débarquements à l'aide d'un modèle additif généralisé à effets mixtes (MAGM). Afin de réduire les calculs nécessaires, chaque ZPH a été modélisée séparément, la CPUE étant exprimée comme une fonction de l'année et du jour de pêche. Une spline de lissage avec un maximum de 15 nœuds a été appliquée à la variable « jour de pêche »; ce niveau de flexibilité a été validé au moyen de la fonction `gam.check()` du progiciel `mgcv` dans R (Wood 2017). Le terme de lissage pouvait varier d'une année à l'autre.

Pour tenir compte de l'hétérogénéité spatiale dans les ZPH, le district statistique a été inclus comme effet aléatoire sur l'ordonnée à l'origine. Les différences de motivation et d'efficacité des prises par pêcheur ont été intégrées en incluant le numéro d'identification du pêcheur (NIP) comme deuxième ordonnée aléatoire à l'origine. La durée d'immersion a été incluse comme covariable continue à l'aide d'une spline de lissage distincte. Le nombre de casiers utilisés a été incorporé comme terme de compensation ($\ln(\text{traps})$). La structure d'erreur a été spécifiée comme une distribution de Tweedie avec un lien logarithmique pour tenir compte de la nature semi-continue des données sur les prises.

Le modèle peut être écrit comme suit :

$$\ln(C_{ZPH}) = \beta_0 + \beta_{\text{année}} + f_1(\text{jour de pêche, année}) + f_2(\text{durée d'immersion}) + \ln(\text{casiers}) + b_{\text{district}} + b_{\text{NIP}} + \varepsilon_{\text{année}}$$

où les composantes du modèle peuvent être interprétées de la manière suivante :

- C_{ZPH} est la prise (kg) enregistrée pour une ZPH donnée;
- β_0 est la prise moyenne (kg) par casier;
- $\beta_{\text{année}}$ est le coefficient de l'année;
- $f_1(\text{jour de pêche, année})$ est une spline de lissage sur le jour de la saison de pêche qui varie d'une année à l'autre;
- $f_2(\text{durée d'immersion})$ est une spline de lissage sur la durée d'immersion de l'engin;
- $\ln(\text{casiers})$ est une compensation pour tenir compte du nombre de casiers utilisés;
- b_{district} et b_{NIP} sont les effets aléatoires sur le terme de l'ordonnée à l'origine appliqués aux districts statistiques et aux pêcheurs avec $b \sim N(0, \sigma^2)$, dans les deux cas;
- ε_{ZPH} est l'erreur résiduelle supposée suivre une distribution de Tweedie.

La CPUE normalisée a été estimée comme la prise prévue (en kg) dans un seul casier posé pendant 24 heures le 8^e jour de la saison. Cette journée a été choisie parce que, historiquement, elle correspond au plus grand nombre de pêcheurs actifs dans le sGSL (voir l'annexe).

CPUE indépendante de la pêche

Les CPUE tirées du relevé scientifique du crabe commun au casier ont été estimées au moyen d'un modèle additif généralisé (MAG), avec le nombre de crabes capturés par casier comme variable de réponse. Contrairement aux estimations de la CPUE dépendante de la pêche, elles reposaient sur les données de dénombrement plutôt que sur le poids des prises. Les prises ont été modélisées comme une fonction de l'année interagissant avec la zone de relevé (p. ex.

ZPH 24, ZPH 23A), ainsi qu'avec une série de covariables couvrant les facteurs environnementaux, temporels, spatiaux, méthodologiques et écologiques.

Les covariables environnementales étaient la température et la profondeur de l'eau. Les températures de l'eau ont été enregistrées toutes les 15 minutes à un sous-ensemble de 10 stations de relevé choisies au hasard dans chaque zone. Pour les stations non échantillonnées, les températures ont été estimées à l'aide d'un modèle à pondération inverse à la distance (PID) fondé sur les températures moyennes quotidiennes aux huit stations les plus proches, ce qui tenait également compte de la possibilité de perte d'enregistreur de température. Pour traiter la multicolinéarité entre la température et la profondeur, on a utilisé l'écart de température (en °C) dans le modèle, défini comme la différence entre la température prévue à une profondeur donnée et la température observée (ou estimée; voir l'annexe pour les détails méthodologiques, figure A2). La profondeur elle-même a également été incluse comme covariable, centrée à environ 20 m, ce qui correspond à la profondeur la plus courante à laquelle on pêche les crabes communs selon les données des journaux de bord. Lorsque les prises étaient influencées par les conditions météorologiques, la température de l'air et les précipitations (traitées comme une variable binaire) ont été incluses dans le modèle; toutefois, la température de l'air a par la suite été supprimée, car elle était fortement corrélée avec la semaine d'échantillonnage.

Les covariables temporelles étaient la semaine de l'année au cours de laquelle chaque zone de relevé a été échantillonnée. Le moment des relevés a varié selon les années et les sites (tableau 3), en fonction de la fin de la saison du homard et avant le début de la saison du crabe commun. Les durées d'immersion variaient également en raison des contraintes logistiques et météorologiques. La durée d'immersion moyenne était de 24,03 heures, mais les valeurs variaient entre 15,3 et 47,9 heures, 90 % des casiers étant posés entre 19,6 et 26,5 heures.

Tableau 3. Semaines pendant lesquelles des relevés du crabe commun au casier ont été effectués dans chaque ZPH.

Année	23A	23C	24	25	26A	26B	Moyenne
2021	–	29	27	–	30	31	29,2
2022	29	–	–	24	–	–	26,5
2023	29, 31	30	27	25	28	–	28,3
2024	–	29	28	–	27	–	28
Moyenne	29,7	29,3	27,3	24,5	28,3	31	28,3

Pour tenir compte des différences spatiales dans les taux de prise dans la ZPH 24, les stations à l'intérieur de la baie Malpeque (14 au total) ont été traitées séparément de celles situées au large des côtes (25 stations), ce qui a créé deux sous-zones : 24a (baie Malpeque) et 24b (golfe). La variation méthodologique pour l'engin utilisé les quatre premières années du relevé a été traitée en incluant une variable du type d'engin qui fait la distinction entre les casiers coniques scientifiques standard (avec une maille étirée d'un pouce) et les casiers métalliques rectangulaires plus petits (également avec un maillage d'un pouce).

Sur le plan écologique, on a posé l'hypothèse que la présence de homards dans les casiers réduisait l'efficacité de la capture de crabes communs, en raison possiblement de l'évitement des prédateurs. Bien qu'il n'ait pas été possible de déterminer la séquence d'entrée dans le casier, on a utilisé la présence d'un homard comme un indicateur pour représenter la pression de la prédation localisée.

La distribution des prises au casier a été examinée à l'aide de la fonction `descdist()` du logiciel `fitdistrplus` dans R (Delignette-Muller et Dutang 2015, bootstrap n = 1,000), et on a constaté

qu'elle se rapprochait le plus d'une distribution binomiale négative. On a donc construit un modèle additif généralisé binomial négatif, exprimé comme suit :

$$\ln(C_{\text{année},\text{zone}}) = \beta_0 * \beta_{\text{année}} + \beta_{\text{engin}} + \beta_{\text{semaine}} + \beta_{\text{homard}} + \beta_{\text{précipitations}} + f_1(\text{profondeur}) + f_2(\text{temp}) + f_3(\text{durée}) + f_4(\text{semaine}) + \varepsilon_{\text{année},\text{zone}}$$

Les composantes du modèle sont interprétées comme suit :

- $C_{\text{année},\text{zone}}$: nombre de crabes capturés dans une zone de pêche et une année données;
- β_0 : nombre moyen de prises par casier;
- β_{zone} : effet de la zone de relevé;
- $\beta_{\text{année}}$: effet de l'année de relevé;
- β_{engin} : effet du type de casier;
- β_{semaine} : effet de la semaine au cours de laquelle l'échantillonnage a eu lieu;
- β_{homard} : effet de la présence de homards dans les casiers;
- $\beta_{\text{précipitations}}$: effet de la pluie sur le jour où les casiers ont été remontés;
- $f_1(\text{profondeur})$: spline de lissage pour la profondeur de déploiement des casiers;
- $f_2(\text{temp})$: spline pour la différence entre les températures prévues et observées;
- $f_3(\text{durée})$: spline pour la durée d'immersion;
- $f_4(\text{semaine})$: spline pour la semaine d'échantillonnage;
- $\varepsilon_{\text{année},\text{zone}}$: terme d'erreur suivant une distribution binomiale négative.

Le modèle a été sélectionné en comparant les critères d'information d'Akaike (CIA) de l'ensemble et du sous-ensemble afin de déterminer le modèle le mieux ajusté, puis en procédant à une simplification plus poussée pour voir si les covariables linéaires pourraient remplacer les lissages sans perte de puissance explicative. Le caractère adéquat du modèle final a été évalué à l'aide des quantiles des résidus simulés (résidus dans DHARMA; Hartig 2024).

Les CPUE normalisées ont ensuite été estimées pour chaque zone de relevé. Ces valeurs ont été corrigées pour refléter une durée d'immersion de 24 heures, la semaine 28 de l'année, à l'aide d'un casier scientifique standard posé à 20 m de profondeur, à la température normalisée pour cette profondeur, cette année et cette zone, et en supposant la présence de homards dans le casier, puisqu'il s'agissait de la condition la plus fréquemment observée. Pour la ZPH 24, des estimations normalisées distinctes ont été produites pour la baie Malpeque et la zone extracôtière du golfe. Cependant, les limites des données ne permettent pas actuellement d'estimer de manière fiable la CPUE pour les années ou les zones où il n'y a pas eu de relevé.

INDICATEURS DE LA PRESSION DE LA PÊCHE

Effort de pêche

Pour caractériser les tendances de l'effort de pêche dans le temps, le nombre de permis actifs dans chaque ZPH a été calculé annuellement. En plus de suivre le nombre de permis actifs, on

a également mesuré l'effort par le nombre de sorties de pêche et de casiers levés dans les journaux de bord des pêcheurs, calculé sur une base annuelle pour chaque ZPH.

Distributions des fréquences de taille dépendantes de la pêche

En 2021, un programme de vérification à quai des fréquences de longueur dans la pêche commerciale a été lancé dans le cadre d'un partenariat entre le MPO et des intervenants de l'industrie, notamment la Prince Edward Island Fishermen's Association (PEIFA) et l'Union des pêcheurs des Maritimes (UPM). L'objectif de cette initiative est de compléter le programme de vérification à quai, qui documente les débarquements totaux dans le golfe, en produisant des données sur les fréquences de longueur à partir d'un sous-ensemble de prises commerciales échantillonnées dans le sGSL tout au long de la saison de pêche. Pendant la saison, des techniciens formés se sont ainsi rendus sur certains quais (figure 5) pour mesurer la largeur de carapace des prises commerciales débarquées.

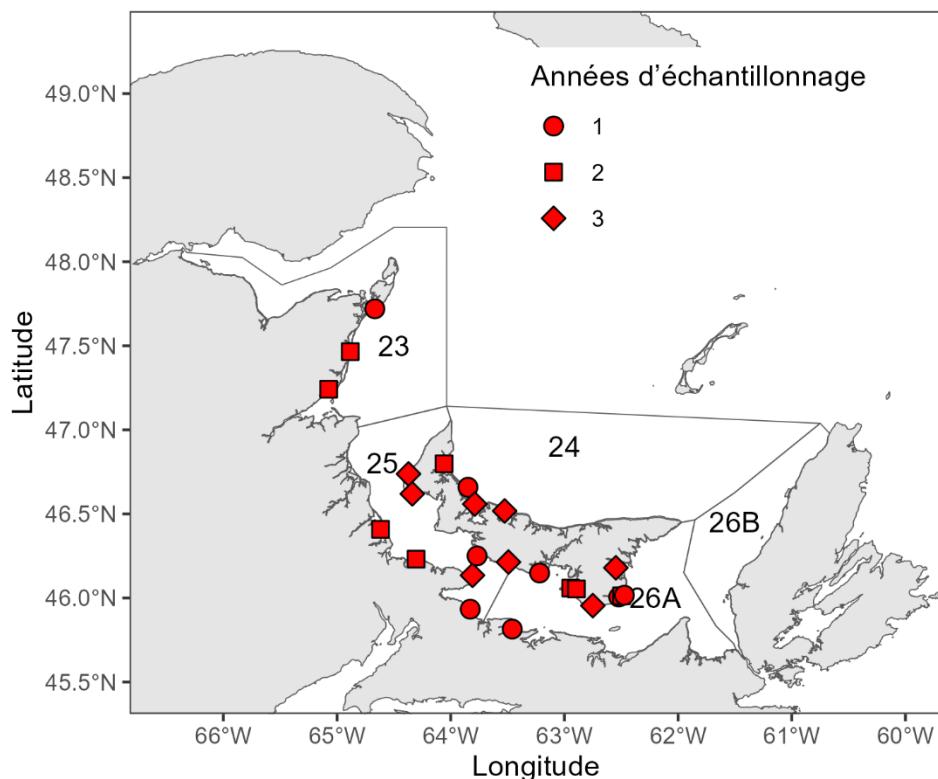


Figure 5. Quais où les fréquences de longueur des débarquements commerciaux de crabe commun ont été échantillonnées entre 2021 et 2023.

Les données obtenues sur les fréquences de taille ont été analysées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (MLG) afin de déterminer si la taille des crabes communs diminuait sensiblement à mesure que la saison de pêche avançait. Le modèle utilisait une distribution d'erreur gamma avec une fonction de lien logarithmique pour détecter les pentes négatives dans la largeur des carapaces au fil du temps. L'analyse tenait également compte de la

variabilité d'une année à l'autre et entre les zones de pêche. Le modèle était exprimé comme suit :

$$\ln(\text{largeur de carapace}) = \beta_0 + \beta_{\text{zone}} * \beta_{\text{année}} * \beta_{\text{jour de pêche}} + \varepsilon$$

où les composantes du modèle sont représentées par :

- β_0 : largeur de carapace moyenne;
- β_{zone} : effet de la zone de pêche sur l'ordonnée à l'origine;
- $\beta_{\text{année}}$: effet de l'année sur l'ordonnée à l'origine;
- $\beta_{\text{jour de pêche}}$: pente de la taille de la carapace selon le jour de la saison;
- ε : terme d'erreur suivant une distribution normale.

où les trois principaux effets et leurs interactions ont permis d'estimer les tendances de la taille dans le temps dans chaque zone et chaque année. Les extrants du modèle ont été examinés afin de déterminer les combinaisons ZPH-année qui présentaient des pentes négatives statistiquement significatives, dénotant des baisses de la taille des crabes en cours de saison dans la pêche commerciale.

Distributions des fréquences de taille indépendantes de la pêche

Si la pêche commerciale exerce une pression suffisante pour épuiser les populations locales de crabes communs, on pourrait s'attendre à ce que la distribution des fréquences de taille des crabes de taille légale à la fin de la saison de pêche se déplace vers des tailles plus petites par rapport aux distributions d'avant-saison. Pour l'évaluer, on a comparé les données sur les fréquences de taille commerciales recueillies dans la dernière partie de la saison (c.-à-d. après 45 jours) aux distributions des fréquences de taille indépendantes de la pêche tirées du relevé annuel au casier, qui a lieu avant l'ouverture de la pêche commerciale.

Cette comparaison a été effectuée pour chaque ZPH lorsque les données étaient disponibles. Dans la ZPH 23, seules les observations d'une sous-zone ont été incluses, car aucune donnée sur les fréquences de taille commerciales n'a été recueillie dans l'ensemble de la ZPH 23. Les largeurs de carapace des crabes de taille légale ont été modélisées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé avec une distribution d'erreur gamma et une fonction de lien logarithmique. Le modèle incorporait la ZPH, l'année et la période d'échantillonnage (avant la pêche ou en fin de saison) comme variables explicatives et était formulé de la façon suivante :

$$\ln(\text{largeur de carapace}) = \beta_0 + \beta_{\text{ZPH}} * \beta_{\text{année}} * \beta_{\text{période_échantillonnage}} + \varepsilon$$

où les composantes du modèle représentent :

- β_0 : largeur de carapace moyenne;
- β_{ZPH} : effet de la zone de pêche (ZPH);
- $\beta_{\text{année}}$: variation annuelle, traitée comme une variable catégorique;
- $\beta_{\text{période_échantillonnage}}$: effet des échantillons d'avant-saison et de fin de saison;
- ε : terme d'erreur, supposé suivre une distribution gamma.

Pour évaluer si les distributions selon la taille de carapace différaient beaucoup entre les échantillons prélevés avant la pêche et en fin de saison, on a calculé les moyennes marginales

estimées et on les a comparées à l'aide du progiciel *emmeans* dans R, tout en contrôlant la variation entre les ZPH et les années.

INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ

Biocollecteurs

Des biocollecteurs sont déployés chaque année depuis 2008 dans le sGSL pour évaluer les densités de crabes communs juvéniles (Rondeau *et al.* 2014, 2015; Asselin *et al.* 2024). Conçus à l'origine pour surveiller l'établissement post-larvaire du homard (Wahle *et al.* 2009, 2013), les biocollecteurs se sont révélés efficaces pour échantillonner différents petits organismes démersaux, notamment les crabes communs juvéniles et des espèces de poissons (Wittig 2007; Hunt *et al.* 2017).

Chaque biocollecteur est fabriqué avec des fils métalliques revêtus de vinyle de calibre 10 (maillage de 38 mm) et mesure 61,0 × 91,5 × 15,0 cm, pour une surface totale de 0,55 m². La structure interne est doublée d'un maillage en plastique robuste de 2 mm (PetMesh™) pour retenir les petites espèces lors de la récupération. Le fond de chaque unité est couvert d'abord de gravier (de 10 à 20 mm), puis de gros galets (de 10 à 15 cm) pour simuler un substrat naturel. Les collecteurs sont déployés horizontalement à l'aide de bras et récupérés dans le même sens afin de minimiser la perte d'échantillon (Wahle *et al.* 2009).

En collaboration avec la PEIFA, le ministère des Pêches, du Tourisme, du Sport et de la Culture de l'Île-du-Prince-Édouard et le Gulf Nova Scotia Fleet Planning Board, 30 collecteurs ont été déployés par les pêcheurs commerciaux à chacun des huit sites côtiers, à des profondeurs allant de 7,5 à 11 m (figure 6). Les collecteurs ont été installés en juillet et récupérés en septembre et octobre. Une fois récupérés, les collecteurs ont été transportés sur des quais à proximité, où leur contenu a été trié. Les homards ont été mesurés au 0,1 mm près et les homards de plus de 20 mm de longueur de carapace ont également été sexés, puis relâchés. Les crabes et les poissons ont été congelés pour être traités plus tard en laboratoire, où ils ont été identifiés et mesurés. La largeur de carapace des crabes communs a été mesurée au 0,1 mm près et consignée.

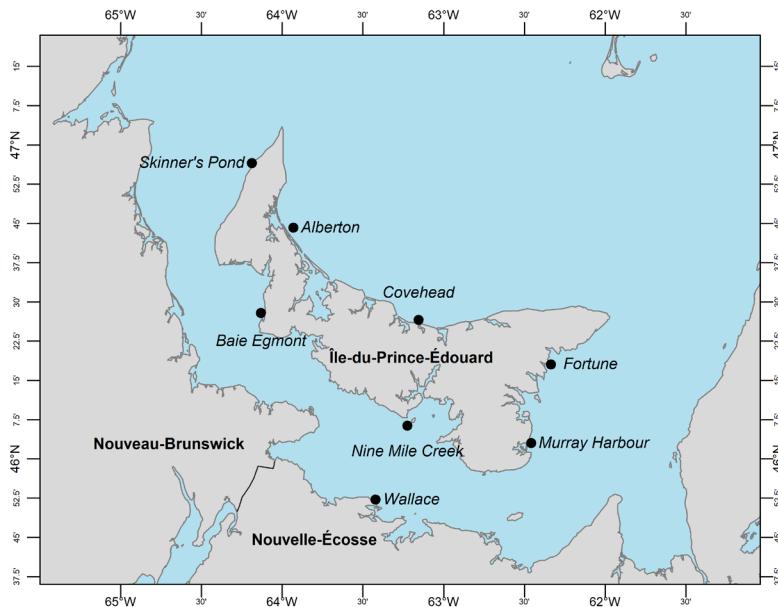


Figure 6. Emplacements des biocollecteurs déployés chaque année entre juillet et septembre-octobre.

Comme indiqué dans les publications précédentes (Rondeau *et al.* 2014; MPO 2017, 2019, 2023), seuls les individus ayant une largeur de carapace inférieure à 16 mm étaient considérés comme des crabes communs juvéniles. La densité des juvéniles a été estimée à chaque site et pour chaque année à l'aide d'un modèle linéaire généralisé avec une distribution d'erreur binomiale négative. Ce modèle d'interaction complète tenait compte de la variabilité spatiale et temporelle entre les sites et les années. Ce modèle est défini comme suit :

$$\ln(\mu_{site, année}) = \beta_0 + \beta_{site} * \beta_{année} + \epsilon$$

où les composantes du modèle sont interprétées de la manière suivante :

- $\mu_{site, année}$: densité de crabes communs juvéniles pour un site et une année donnés;
- β_0 : nombre moyen de crabes communs juvéniles par collecteur au site s l'année y ;
- β_{site} : effet du site;
- $\beta_{année}$: effet de l'année;
- ϵ : terme d'erreur, supposé suivre une distribution binomiale négative.

Afin de normaliser les études, toutes les densités juvéniles ont été mises à l'échelle d'un mètre carré en les divisant par la surface effective des collecteurs (0,55 m²).

INDICATEURS ÉCOSYSTÉMIQUES

Indice de l'abondance des prédateurs

Le crabe commun est considéré comme l'une des principales proies du homard d'Amérique dans le sGSL (Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014) et il est important pour la reproduction du homard (Gendron *et al.* 2001). Une étude des contenus stomacaux effectuée entre 1999 et 2006 a révélé que la consommation de crabe commun par le homard variait selon la saison, le substrat et la taille du homard, allant d'aussi peu que 29 % à la moitié des contenus stomacaux en poids (tableau 4).

Afin d'évaluer la pression potentielle de la prédation exercée par le homard sur les populations de crabes communs, on a élaboré un indice de la biomasse totale du homard pour les ZPH 25 et 26A, deux des régions les plus productives du sGSL. Les estimations de la biomasse ont été tirées du relevé au chalut multi-espèces dans le détroit de Northumberland.

Tableau 4. Pourcentage du crabe commun dans le régime alimentaire du homard, selon la classe de taille du homard (selon la longueur de la carapace en mm). Adapté de Hanson 2009.

Classe de taille	% du régime alimentaire
< 50,0	41,7
50,0 à 59,9	29,0
60,0 à 69,9	40,7
70,0 à 80,9	41,6
>= 81,0	50,5

Selon les méthodes décrites dans Asselin *et al.* (2023), les données de 2001 à 2009 et de 2012 à 2023 ont été normalisées pour les engins de pêche. Le progiciel *sdmTMB* (Anderson *et al.* 2022), mis en œuvre dans R (R Core Team 2016), a ensuite été utilisé pour ajuster un modèle spatio-temporel des effets aléatoires. Les mesures de la profondeur ont été centrées et mises à l'échelle, puis incluses comme une covariable dont les coefficients pouvaient varier d'une année à l'autre. Un maillage triangulé à k-moyennes a été utilisé, avec 300 nœuds et une barrière pour limiter la corrélation entre les zones de relevé séparées par des terres.

Les modèles envisagés étaient des modèles avec des relations de profondeur linéaires et non linéaires, les coefficients de profondeur étant considérés comme fixes dans le temps ou autorisés à varier annuellement, modélisés comme une marche aléatoire. Pour les coefficients de profondeur variant chaque année, on a mis à l'essai de trois à six fonctions de base de B-spline, tirées de la fonction *bs* du progiciel *splines* dans R. Pour l'effet spatio-temporel, on a présumé une fonction de covariance de Matérn et un processus autorégressif de premier ordre (AR-1) pour les composantes spatiales et temporelles, respectivement. On a supposé une distribution de Tweedie pour le terme d'erreur d'observation.

Les modèles ont été comparés à l'aide du critère d'information d'Akaike et de la validation croisée à k blocs. Pour la validation croisée, on a utilisé cinq blocs, où 80 % des données ont servi à prévoir les 20 % restants pour cinq exécutions du modèle. Les prévisions du modèle ont été comparées à l'aide de l'erreur absolue moyenne (EAM) et de l'erreur quadratique moyenne (EQM). Contrairement au modèle utilisé dans Asselin *et al.* (2024), le nombre de fonctions de base de B-spline a été réduit de six à cinq en fonction des évaluations du critère d'information d'Akaike, de l'erreur absolue moyenne et de l'erreur quadratique moyenne du modèle.

Officiellement, le modèle statistique est le suivant :

$$\ln(\mu) = \alpha + \sum_{j=1}^5 \beta_{(j,y)} B_j(d) + \Omega_y(p) + \epsilon_{(y,p)} + \ln(a)$$

où :

- α est un paramètre de l'ordonnée à l'origine;
- $\beta_{(j,y)}$ sont des coefficients variables dans le temps, indexés par 5 fonctions de base de B-spline;
- B_j est indexé par j et l'année y sur la profondeur de l'eau d ;
- $\Omega_y(p)$ est un processus spatial variable dans le temps défini sur l'espace des coordonnées p ;
- $\epsilon_{(y,p)}$ est un terme d'erreur Gaussien indépendant dans le temps y et l'espace p ;
- $\ln(a)$ est un terme de compensation pour la zone balayée par le chalut a , en mètres carrés.

Les résidus du modèle annuel ont été examinés pour déterminer s'il y avait un biais spatial systématique. La biomasse a été prédite à l'aide d'un quadrillage de 0,5 km.

Considérations climatiques

Au-delà des variations de l'abondance des prédateurs, la hausse de la température de l'eau au fond peut également avoir une influence sur les populations de crabes communs dans le sGSL. Une série chronologique des températures modélisées au fond est disponible à une résolution de 500 m dans toute la région (Chassé *et al.* 2014), d'après les observations recueillies avec des capteurs de conductivité-température-profondeur (CTP) au cours des relevés annuels de

recherche du MPO. Les températures moyennes annuelles au fond ont été estimées pour chaque ZPH en juin et septembre à l'aide de cet ensemble de données modélisées.

Ces données sur la température ont été analysées de deux façons : de manière indépendante, pour vérifier les tendances à long terme importantes de la température au fond dans chaque ZPH pendant la saison de pêche; et conjointement avec les valeurs des captures par unité d'effort normalisées (CPUEnor), pour explorer les corrélations possibles entre la température et l'abondance du crabe commun.

Pour évaluer les tendances des températures, un modèle linéaire généralisé (MLG) a été ajusté dans R, en utilisant la température comme variable de réponse et une interaction tridirectionnelle entre l'année, le mois et la ZPH comme termes explicatifs. Ce modèle a permis de déterminer s'il y a avait des tendances statistiquement significatives de la température dans le temps. Ces relations ont été évaluées à l'aide de la fonction `emtrends()` du progiciel *emmeans* (Length 2020).

RÉSULTATS

INDICATEURS DE L'ABONDANCE

Débarquements – Pêche dirigée

Avant 2000, les débarquements de crabe commun n'étaient pas différenciés selon le type de pêche et reflétaient une combinaison des prises accessoires dans la pêche du homard et des prélèvements par la pêche dirigée du crabe commun, en cours de développement. Durant la phase exploratoire, les débarquements annuels s'élevaient en moyenne à 500 t, augmentant jusqu'à environ 1 000 t entre 1984 et 1992. Depuis le milieu des années 1990, les titulaires de permis d'exploration ont commencé à passer à des permis permanents, ce qui a entraîné une hausse constante des débarquements à environ 5 000 t au moment où la pêche dirigée a été officiellement établie en 2000.

La pêche dirigée du crabe commun a culminé en 2001, avec la prise maximale enregistrée de 5 670 t. Les débarquements sont demeurés relativement stables à environ 5 000 t par année jusqu'en 2011 (figure 7). Depuis, les débarquements ont diminué régulièrement à un taux moyen d'environ 7 % par année, pour s'établir à 1 438,2 t en 2023.

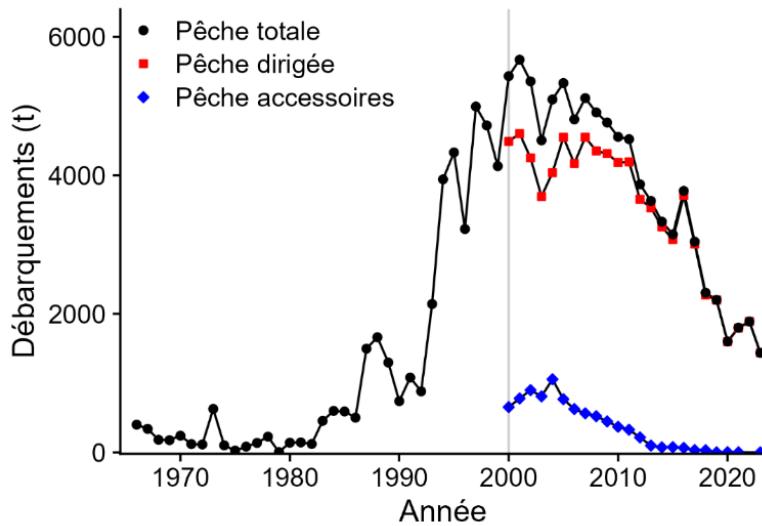


Figure 7. Débarquements annuels, par pêche. Les débarquements effectués avant 2000 n'étaient pas classés entre les prises accessoires ou la pêche dirigée.

Les débarquements de la pêche dirigée proviennent principalement de la ZPH 26A (figure 8), qui représentait 44,4 % du total en 2000 et est demeurée la source dominante pendant la majeure partie de la pêche. En 2023, la ZPH 26A constituait 35,1 % du total des débarquements de la pêche dirigée. La ZPH 25, deuxième contributeur en importance, représentait 25,6 % des débarquements en 2000, mais elle a augmenté régulièrement, surpassant la ZPH 26A en 2023 avec 39,8 % du total. Les débarquements provenant de la ZPH 23 sont demeurés relativement stables, représentant 20 % environ par année. En revanche, la ZPH 24 représente toujours une petite proportion des prises, à environ 4 % du total des débarquements de la pêche dirigée. Les débarquements de la ZPH 26B sont négligeables depuis le début de la pêche et ne sont pas pris en compte dans le présent rapport (voir l'annexe, tableau A1).

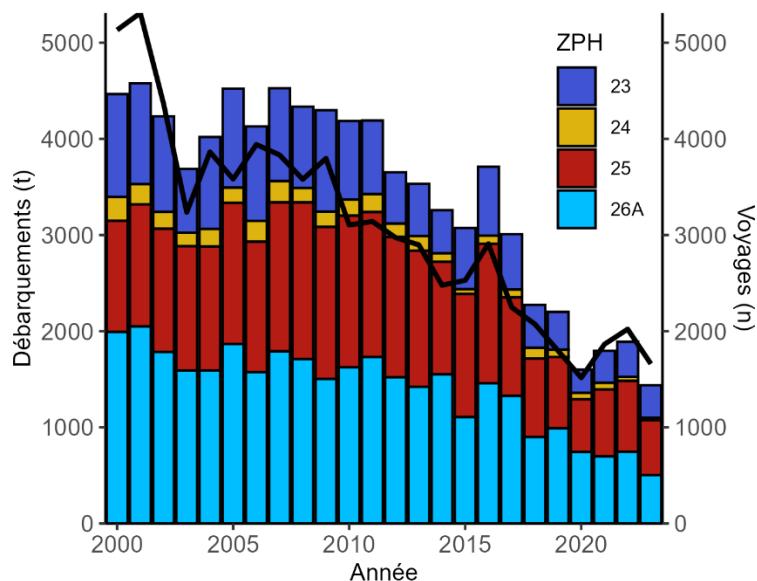


Figure 8. Débarquements de la pêche dirigée, par ZPH. La ligne noire représente le nombre total de sorties enregistrées par la pêche dirigée chaque année.

Débarquements – Prises accessoires

Lorsque la pêche dirigée a été établie en 2000, les ventes des prises accessoires représentaient 12,0 % du poids total débarqué de crabe commun dans le sGSL (figure 9). Cette proportion a culminé à 20,7 % en 2004, avant de diminuer progressivement jusqu'à son niveau actuel, négligeable par rapport au total des débarquements enregistrés. Les prises accessoires de crabe commun vendues provenaient en majorité de la ZPH 26A, puis des ZPH 23 et 25. Les ventes des prises accessoires issues de la ZPH 24 sont demeurées minimes tout au long de la pêche dirigée, et la contribution de la ZPH 26B est négligeable depuis le début (voir l'annexe, tableau A2).

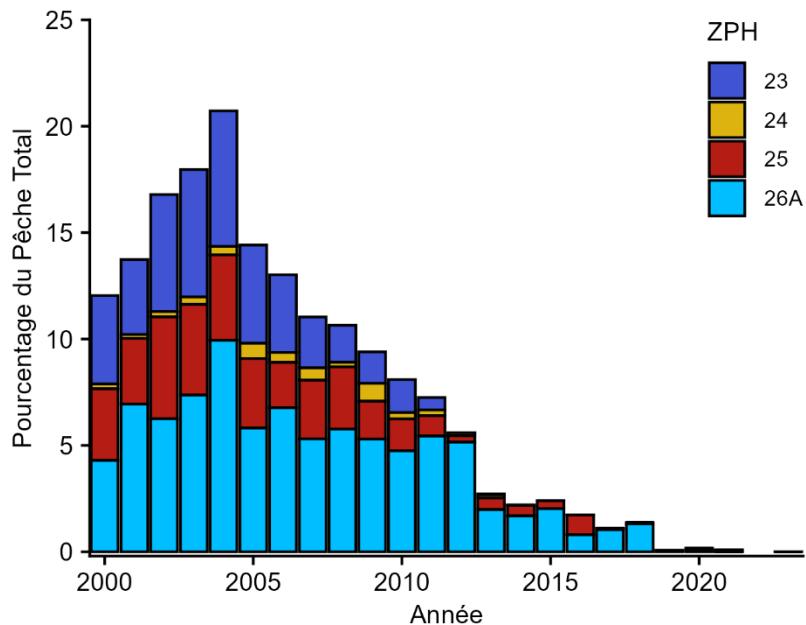


Figure 9. Prises accessoires en pourcentage du total annuel des débarquements de crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Toutefois, on ignore toujours la quantité de crabes communs capturés et conservés pour être utilisés comme appâts par les pêcheurs de homard. Une étude récente des prises accessoires dans la pêche du homard dans le sGSL (Boudreau et Hanley 2023) a évalué toutes les espèces capturées dans des casiers à homards sur deux saisons (printemps et été). Au cours de la période d'échantillonnage, l'espèce de prises accessoires la plus courante était le crabe commun et les crabes communs mâles pouvant servir d'appâts représentaient 3,5 % (en poids) du total des débarquements de homard de taille réglementaire (selon la définition donnée dans le règlement de 2015). Bien que les prises accessoires de crabe commun soient influencées par de nombreux facteurs comme le type de casiers, l'effort de pêche et l'abondance du homard, la mesure dans laquelle les crabes communs sont capturés en tant que prises accessoires puis utilisés comme appâts demeure peu quantifiée et pourrait être importante, bien que les ventes des prises accessoires aient chuté à un niveau négligeable ces dernières années.

Atteinte de l'allocation individuelle

La proportion de pêcheurs atteignant leur allocation individuelle a considérablement diminué depuis le début de la pêche dirigée. En 2000, 49 % en moyenne des titulaires de permis dans les ZPH 23, 25, 26A et 26B ont atteint leur allocation (la ZPH 24 a été exclue, car les allocations

individuelles n'étaient pas incluses dans les conditions de permis avant 2015). En 2023, cette proportion avait chuté à une moyenne de seulement 10 % dans l'ensemble des ZPH (figure 10). La plus forte baisse s'est produite dans la ZPH 24, où l'atteinte des allocations est passée d'un pic de 33 % en 2016 à 0 % en 2023. On a observé une tendance semblable dans la ZPH 26A, où un seul pêcheur a atteint son allocation en 2023, contre près de 80 % en 2000 (figure 10).

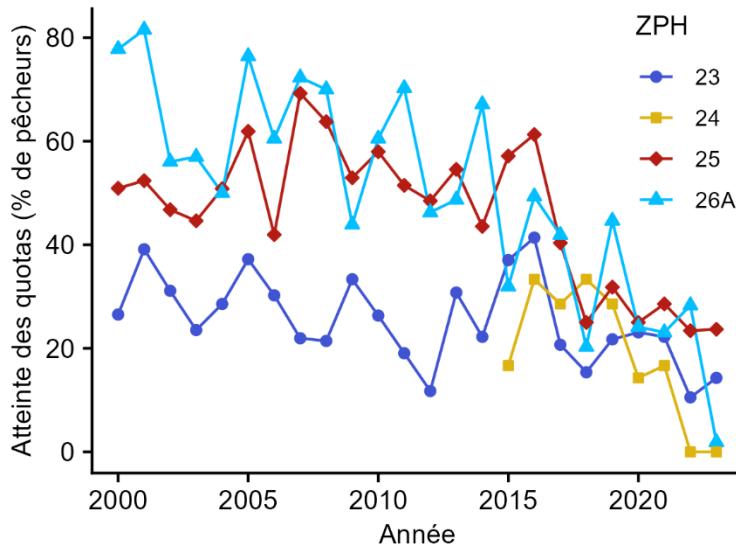


Figure 10. Pourcentage de titulaires de permis actifs de pêche du crabe commun dans chaque ZPH qui ont atteint 90 % de leur allocation individuelle.

Taux d'exploitation limites

Un modèle de temps défaillance accélérée a été utilisé pour évaluer le nombre de jours de pêche requis pour récolter 9 000 kg de crabe commun, en tenant compte des différences entre les ZPH en ce qui concerne les limites de casiers. Des différences claires sont ressorties dans les durées ajustées entre les ZPH (figure 11). En moyenne, ce sont les pêcheurs de la ZPH 24 qui prenaient le plus de temps à atteindre le seuil de 9 000 kg (16,2 jours), et ceux de la ZPH 26A qui l'atteignaient le plus rapidement (6,7 jours). Toutefois, ces valeurs n'étaient pas constantes sur toute la série chronologique.

Dans la plupart des ZPH, les limites de prises ont été atteintes plus rapidement entre 2004 et 2017, et il a fallu plus de jours de pêche pour atteindre la limite de prises les années précédentes et ces dernières années. Les vitesses les plus stables ont été observées dans la ZPH 23, où les pêcheurs avaient initialement besoin d'environ 11 jours, mais où les vitesses se sont rapidement améliorées pour se stabiliser aux alentours de 8 jours. Le nombre de jours requis pour atteindre la limite de prises dans les ZPH 24 et 25 a d'abord diminué dans les trois à cinq premières années, avant de se stabiliser pendant plus d'une décennie. Dans ces deux ZPH, les vitesses de récolte ont augmenté depuis à des niveaux semblables à ceux observés au début de la série. Dans la ZPH 26A, les vitesses de récolte sont demeurées stables à environ 7 jours pendant les 17 premières années, avant d'augmenter d'environ 75 % jusqu'à 11,5 jours en 2023.

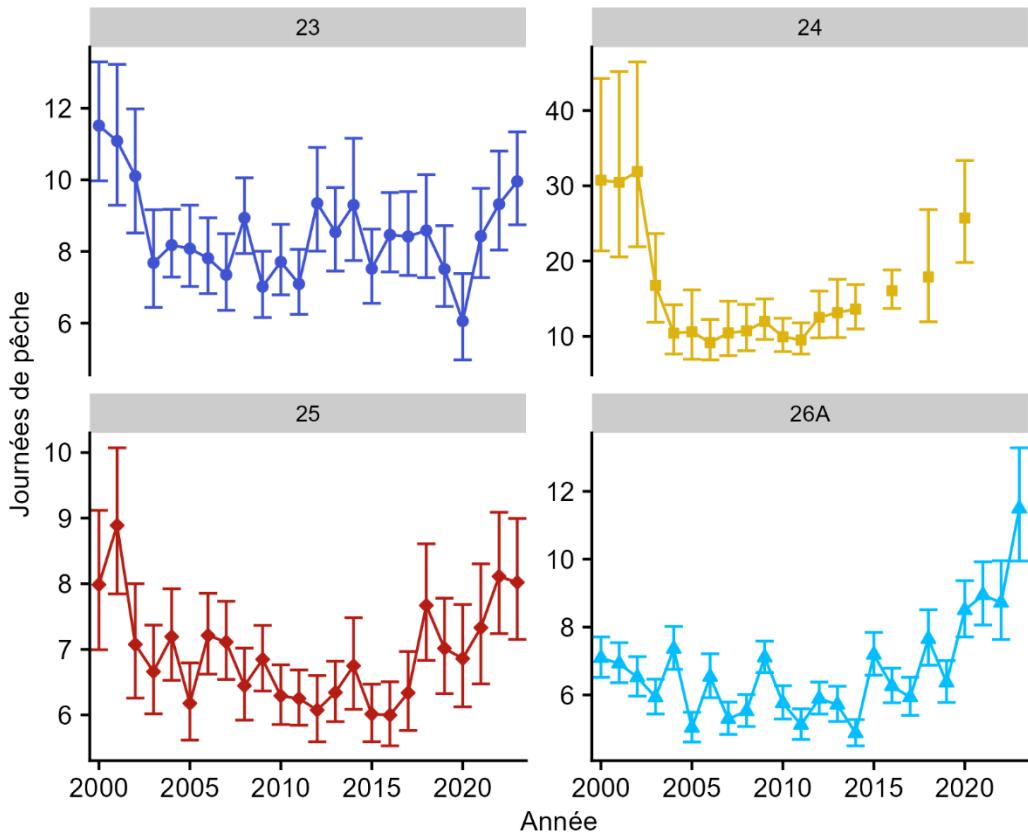


Figure 11. Durée prévue (jours de pêche active) requise pour que les pêcheurs de crabe commun débarquent 9 000 kg en utilisant 100 casiers. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 %.

CPUE dépendante de la pêche

Chacun des modèles additifs généralisés à effets mixtes propres aux ZPH s'est bien ajusté aux données, produisant la distribution prévue des résidus (figures A3 à A6). Les estimations de la CPUE dépendante de la pêche ont ensuite été normalisées en contrôlant des facteurs tels que la durée d'immersion (figure A7), le jour de la saison de pêche (figure A8), le nombre de casiers, l'arrondissement de pêche et l'ID du pêcheur; les valeurs de la CPUE_{nor} présentent une tendance commune entre les ZPH. Au départ, la CPUE_{nor} augmente sur deux à trois ans avant de se stabiliser pendant environ 9 à 10 ans (figure 12).

Après cette période stable, les tendances divergent parmi les ZPH. Dans les ZPH 23 et 25, la variation interannuelle augmente, la CPUE_{nor} finissant par chuter à des niveaux comparables à ceux du début de la série chronologique. En revanche, les ZPH 24 et 26A affichent une tendance à la baisse de la CPUE_{nor}, les valeurs des dernières années étant inférieures à celles observées au début de la série. Bien qu'une plus grande incertitude dans les estimations de 2023 pour la ZPH 24 ne permette pas d'affirmer avec confiance que la valeur a nettement baissé depuis 2000, la diminution de la CPUE_{nor} pour la ZPH 26A en 2023 est statistiquement significative par rapport à 2000.

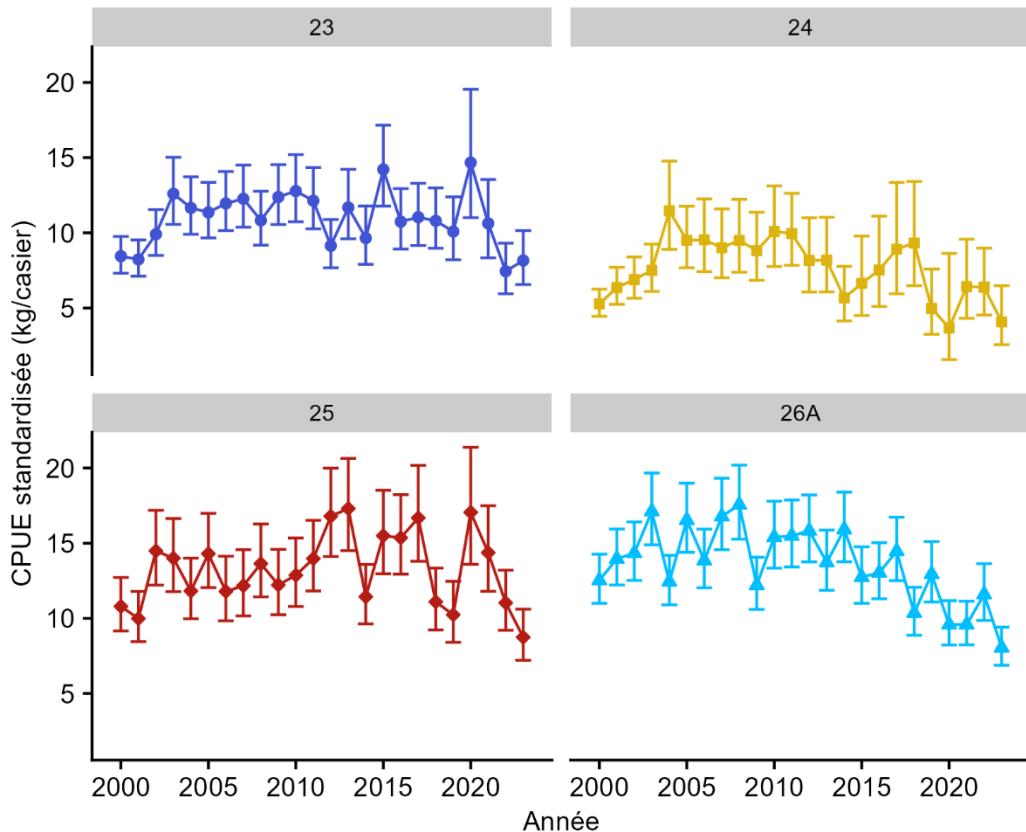


Figure 12. CPUE normalisée pour le crabe commun dans chaque ZPH du sud du golfe du Saint-Laurent.

CPUE indépendante de la pêche

Lors de la sélection du modèle additif généralisé pour la CPUE_{nor}, il a été constaté que les précipitations n'amélioraient pas l'ajustement du modèle et celles-ci ont été retirées. De même, la durée d'immersion des casiers n'avait pas d'influence sur les taux de prise, probablement parce qu'elle variait peu. Les casiers étaient généralement récupérés après 24 heures, dans la mesure du possible. Le modèle le mieux ajusté ainsi obtenu présentait des résidus au comportement satisfaisant et donnait une bonne description de la variation observée dans les prises au casier (voir l'annexe, figure A9).

Le modèle le mieux ajusté comprenait une interaction entre l'année et la zone, ainsi que les résidus des covariables de la présence de homards, du type d'engin, de la semaine et de la température de l'eau, de même que la profondeur (figure A10). Dans un souci de parcimonie, la semaine a été modélisée comme un effet linéaire plutôt que non linéaire. Dans ce modèle simplifié, la présence de homards dans les casiers a sensiblement réduit les prises de crabe commun, qui ont chuté de plus de la moitié (β éta = -0,98), et l'utilisation de casiers carrés plus petits a fait baisser les prises de plus de 95 points de pourcentage (β éta = -3,1).

Les taux de prise par casier augmentaient nettement à mesure que la saison de pêche avançait (effet de la semaine) et les prises étaient beaucoup plus élevées dans la ZPH 24, à l'intérieur de la baie Malpeque, que dans les eaux libres du golfe (figure 13). Parmi les variables environnementales, les prises les plus élevées se produisaient à des profondeurs moins grandes, avec des taux de prise chutant brutalement en dessous de 40 mètres (voir l'annexe). Pour les écarts de la température de l'eau, les prises culminaient à des températures

supérieures d'environ 2,5 °C aux valeurs prévues pour une profondeur, une ZPH et une année données, mais elles diminuaient beaucoup lorsque les températures s'en écartaient de plus de ~5 °C dans les deux sens (voir l'annexe).

Après le contrôle de ces covariables, la CPUE_{nor} affichait une tendance générale négative dans la plupart des ZPH au fil du temps. Dans la ZPH 23A (baie des Chaleurs), les prises ont diminué de 58 %, passant de 9,1 crabes par casier en 2022 à 3,8 crabes par casier en 2023. De même, dans la ZPH 23C, les taux de prise ont chuté de 96 %, de 6,4 crabes par casier en 2021 à 0,2 crabe par casier en 2023. Bien que les taux de prises aient plus que doublé en 2024, ils sont demeurés faibles, à 0,68 crabe/casier.

Dans la ZPH 25, les taux de prise ont baissé de 25 %, de 3,0 crabes par casier la première année d'échantillonnage à 2,2 crabes par casier en 2023. Dans la ZPH 24, les prises étaient initialement élevées dans la baie Malpeque (12,7 crabes par casier), mais elles ont diminué de 31 % pour s'établir à 8,7 crabes par casier et sont demeurées stables jusqu'en 2024 (8,5 crabes par casier). Une baisse semblable s'est produite dans les eaux libres de la ZPH 24, où les prises ont chuté de 34 %, passant de 2,5 crabes par casier en 2021 à 1,7 crabe par casier en 2023. Contrairement à la baie Malpeque, les taux de prise dans les eaux libres ont poursuivi leur déclin, baissant de 62 % entre 2023 et 2024 jusqu'à 0,6 crabe par casier.

La ZPH 26A a connu une baisse de 46 % entre 2021 et 2023, les prises évoluant de 8,9 à 4,8 crabes par casier. Cependant, elles ont fortement rebondi en 2024, augmentant de 210 % pour atteindre 14,9 crabes par casier.

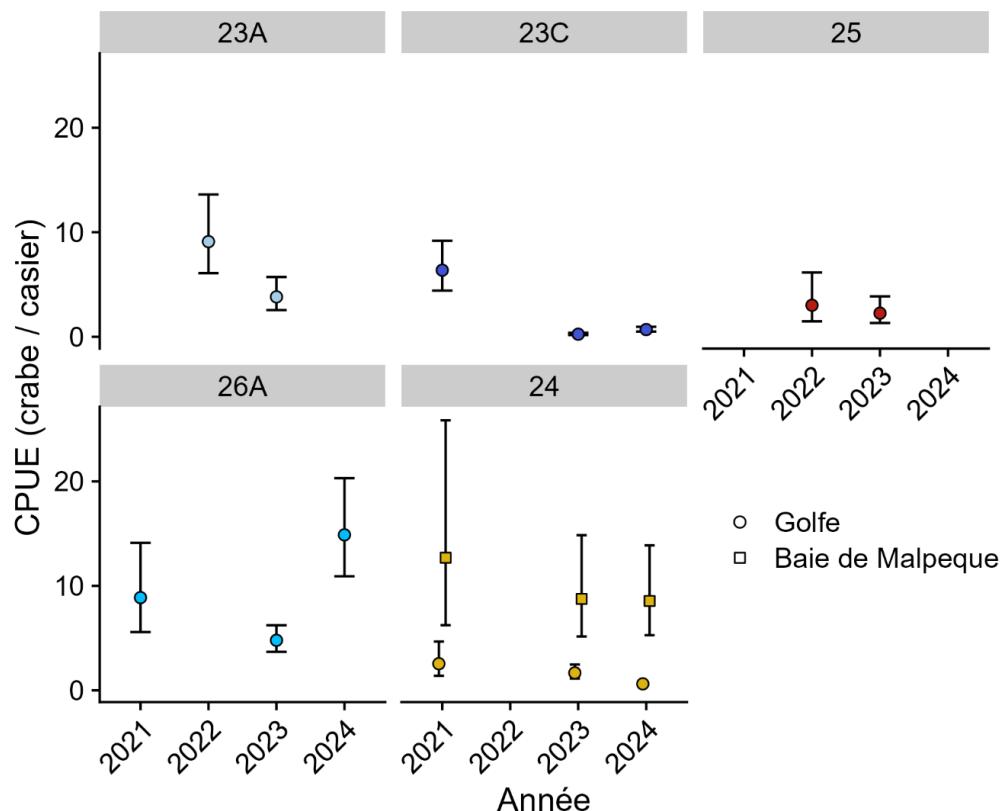


Figure 13. Estimations des CPUE normalisées indépendantes de la pêche dans les zones de relevé du sGSL.

INDICATEURS DE LA PRESSION DE LA PÊCHE

Effort de pêche – Permis actifs

Même si le nombre de permis délivrés pour la pêche dirigée a peu à peu diminué dans toutes les ZPH au cours des deux dernières décennies, les réductions les plus notables ont été observées dans les ZPH 24 et 26B (figure 14). Parallèlement, tous les titulaires de permis ne sont pas demeurés actifs dans la pêche. La proportion de permis actifs a baissé considérablement au fil du temps (modèle linéaire généralisé binomial, valeur totale de $\beta_{\text{année}} = -0,11$, $p < 0,01$).

La pente de cette tendance à la baisse était variable entre les ZPH, mais la tendance est demeurée statistiquement significative dans toutes les zones, sauf dans la ZPH 24. L'absence de signification dans la ZPH 24 est probablement attribuable au retrait de plusieurs permis inactifs entre 2013 et 2015, à la suite d'une décision de gestion du MPO de ne pas renouveler les permis inactifs dans cette zone. Cette mesure a peut-être incité les autres pêcheurs à maintenir leur permis actif afin de conserver l'accès à la pêche.

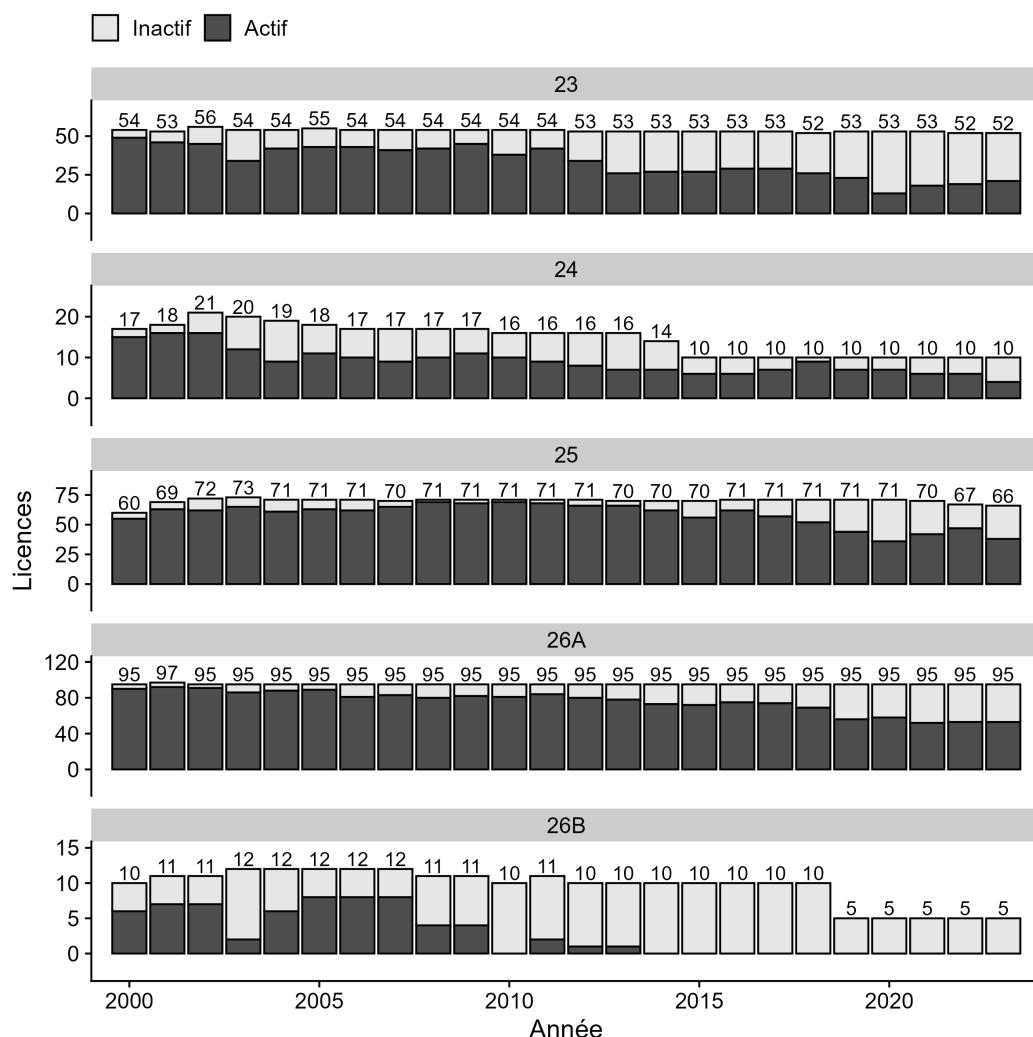


Figure 14. Permis de pêche du crabe commun délivrés chaque année pour le sud du golfe du Saint-Laurent. Les permis actifs représentent les titulaires de permis ayant au moins un débarquement enregistré.

Effort de pêche – Sorties et casiers levés

Deux tendances nettes ressortent de la série chronologique des sorties de pêche et du nombre total annuel de casiers levés par ZPH. Premièrement, le nombre de sorties est étroitement corrélé avec le nombre de casiers levés (figure 15), ce qui est prévisible étant donné la stabilité des limites du nombre de casiers par ZPH depuis le début de la pêche dirigée. La plupart des pêcheurs utilisent le nombre maximal de casiers permis. Les exceptions sont les ZPH 24 et 26B, où les pêcheurs sont autorisés à utiliser 150 et 100 casiers par sortie, respectivement, mais en utilisent habituellement moins, soit une moyenne de 130 casiers dans la ZPH 24 et de 86 dans la ZPH 26B.

La deuxième tendance notable est un déclin constant des deux mesures de l'effort depuis le début de la pêche. Une régression linéaire du nombre de sorties de pêche au fil du temps montre la plus forte baisse annuelle dans la ZPH 23, où le nombre de sorties est passé de 1 608 en 2000 à seulement 342 en 2023, soit une réduction d'environ 51 sorties par année. Par contraste, la baisse a été plus progressive dans la ZPH 24, de 406 sorties en 2000 à 76 en 2023, soit une diminution moyenne de 8 sorties par année.

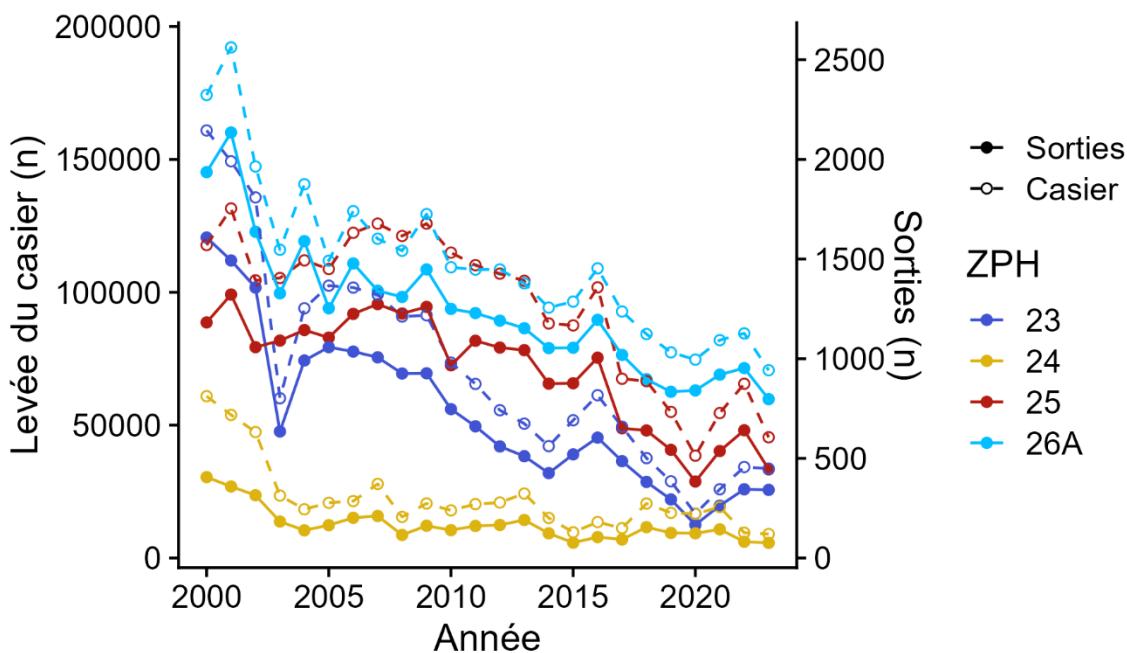


Figure 15. Nombre de sorties et de casiers levés dans chaque ZPH depuis le début de la pêche dirigée du crabe commun.

Distributions des fréquences de taille dépendantes de la pêche

Au moins cinq activités d'échantillonnage ont été menées dans chaque ZPH désignée, sauf dans la ZPH 23 en 2022, où des contraintes logistiques et la faible participation des pêcheurs ont empêché l'échantillonnage. De même, du fait de la baisse de l'activité dans la baie des Chaleurs ces dernières années, les récents échantillons de la ZPH 23 sont limités à la partie du golfe de la péninsule acadienne (ZPH 23C).

Le modèle ajusté aux distributions de fréquence des tailles des crabes communs dans la pêche commerciale indiquait que, dans la plupart des cas, la taille des crabes débarqués ne diminuait pas régulièrement au cours de la saison de pêche. En fait, dans les ZPH 23, 24 et 25, la taille moyenne des crabes communs dans la pêche commerciale augmentait à mesure que la saison

avançait, ce qui donne à penser qu'il n'y aurait pas d'épuisement localisé des crabes de taille réglementaire dans le sGSL (tableau 5).

Bien que des tendances négatives importantes aient été décelées dans trois ZPH (23, 25 et 26A), seule la ZPH 26A affichait une tendance constante au fil des ans. Même dans ce cas, cependant, l'ampleur de la baisse saisonnière était relativement mineure, la taille moyenne des crabes commerciaux débarqués diminuant de moins de 1 mm durant la saison de pêche.

Tableau 5. Résumé du programme de vérification à quai des fréquences de longueur. Les tendances, et leur IC à 95 %, sont les relations modélisées entre les largeurs de carapace et le jour de la saison (modèle linéaire généralisé) et représentent la variation de la largeur moyenne de carapace (LC) par année.

ZPH	Année	Activités d'échantillonnage	Premier échantillon	Fourchette de tailles (mm)	LC moyenne (mm)	Taille de l'échantillon	Tendance	LCI	LCS
23	2021	5	11 août – 18 oct.	102 – 130	114,5	1 072	0,0006	0,00046	0,00074
23	2022	S.O.	–	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
23	2023	5	28 août – 12 oct.	102 – 136	116	932	-0,00035	-0,00055	-0,00015
24	2021	8	14 juil. – 24 sept.	102 – 131	108,2	1 325	0,00015	0,00002	0,00027
24	2022	10	14 juil. – 8 sept.	102 – 138	111,8	1 936	0,00138	0,00126	0,00149
24	2023	7	21 juil. – 6 oct.	102 – 132	108,6	1 268	0,00031	0,00021	0,00041
25	2021	27	1 ^{er} juil. – 18 nov.	102 – 140	112,1	7 192	-0,00012	-0,00018	-0,00006
25	2022	18	29 juin – 23 nov.	102 – 135	111,1	3 809	0,0004	0,00031	0,00049
25	2023	15	27 juin – 30 nov.	102 – 136	113,3	4 270	0,00076	0,00068	0,00084
26A	2021	23	3 août – 5 oct.	108 – 139	114,5	7 466	-0,00008	-0,00016	-0,00001
26A	2022	30	2 août – 3 nov.	108 – 137	116,9	8 336	-0,00012	-0,00017	-0,00008
26A	2023	21	8 août – 23 nov.	108 – 135	115,5	5 032	-0,00007	-0,00011	-0,00002

Distributions des fréquences de taille indépendantes de la pêche

Contrairement à l'analyse dépendante de la pêche, les comparaisons des échantillons prélevés avant la saison et en fin de saison ont révélé un plus grand nombre de différences importantes (figure 16). Toutefois, ces différences étaient généralement de faible ampleur et n'indiquaient pas toujours une diminution de la taille.

Dans la ZPH 23, des baisses marquées de la largeur moyenne de carapace ont été observées en 2021 et en 2023, de 1,9 mm et 3,5 mm respectivement. Aucun changement important n'a été détecté dans la ZPH 24. Dans la ZPH 25, les résultats étaient mitigés : en 2022, la taille moyenne a augmenté de 2,8 mm, mais elle a diminué de 1,1 mm en 2023. La taille moyenne dans la ZPH 26A, comme dans la ZPH 23, a baissé légèrement, mais significativement, entre les échantillons prélevés avant la saison et en fin de saison, tant en 2021 (0,8 mm) qu'en 2023 (1,4 mm).

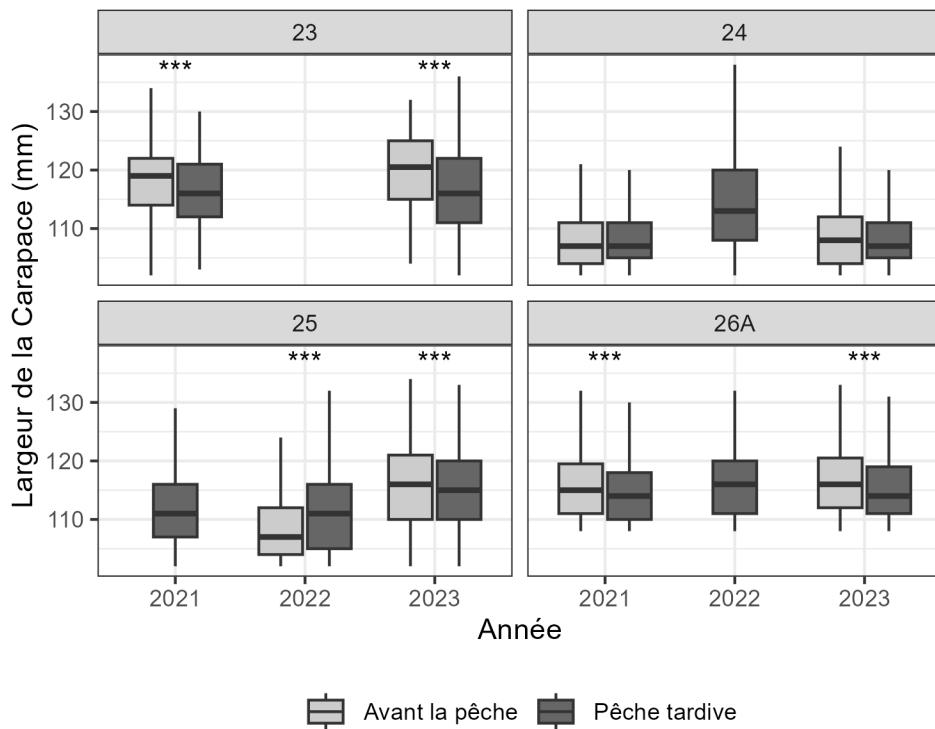


Figure 16. Largeurs de carapace des crabes communs échantillonnés pendant le relevé au casier (avant la pêche) et durant la deuxième moitié de la saison de pêche commerciale (fin de la pêche). Les astérisques indiquent des différences importantes entre les échantillons prélevés avant la pêche à la fin de la pêche selon les valeurs de P ajustées pour plusieurs comparaisons.

INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ

Biocollecteurs

Les plus fortes densités de crabes communs juvéniles et la plus grande variabilité interannuelle ont été observées à Alberton et à Covehead (ZPH 24) entre 2008 et 2017. La densité maximale a été enregistrée à Alberton en 2012, avec 145,3 crabes par m^2 (IC à 95 % : 122,1 – 172,8; figure 17). Depuis 2017, les densités de juvéniles dans la ZPH 24 ont diminué et sont moins variables, avec un maximum de seulement 26,9 crabes par m^2 (IC à 95 % : 22,5 – 32,1) enregistré à Covehead en 2017.

Dans la ZPH 26A, les densités de juvéniles à Nine Mile Creek et à Wallace étaient toujours faibles, demeurant inférieures à 1,1 crabe par m^2 tout au long de la série chronologique. Comme à Alberton et à Covehead dans la ZPH 24, les densités de juvéniles étaient très variables aux sites de la ZPH 26A comme Murray Harbour et Fortune jusqu'aux environs de 2015, et se sont stabilisées par la suite. À Fortune, cette stabilisation s'est produite à un niveau inférieur à celui des premières années, mais à une densité légèrement plus élevée d'environ 5,3 crabes par m^2 à Murray Harbour.

Dans la ZPH 25, les densités de juvéniles variaient également d'un site à l'autre. Aucun crabe commun juvénile n'a été détecté au Cap Egmont pendant la période d'étude, tandis qu'à

Skinner's Pond, sur la côte ouest de l'Île-du-Prince-Édouard, les densités sont demeurées relativement stables à environ 6,2 crabes par m^2 depuis 2013.

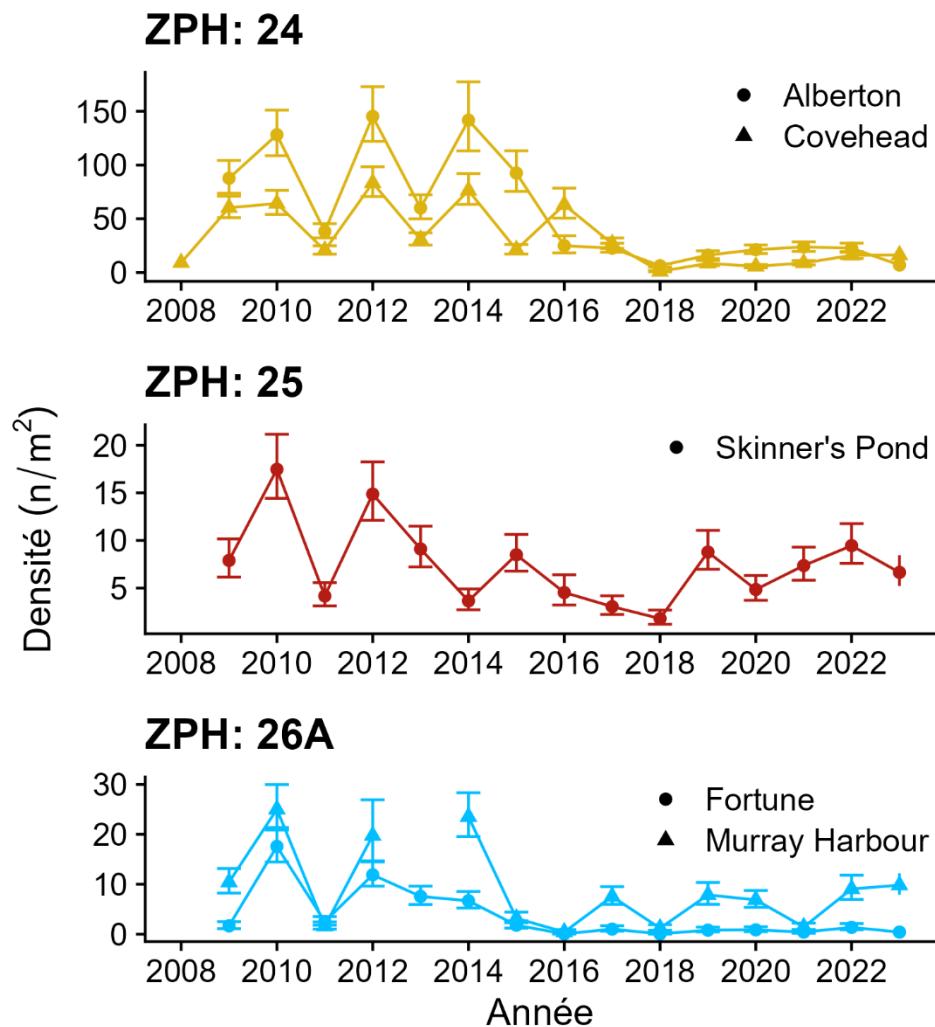


Figure 17. Densités moyennes de crabes communs observées dans les biocollecteurs déployés chaque année entre juillet et septembre-octobre.

INDICATEURS ÉCOSYSTÉMIQUES

Indice de l'abondance des prédateurs

Les résultats de la modélisation indiquent que la biomasse du homard a augmenté régulièrement dans les ZPH 25 et 26A, passant d'un creux à environ 6 500 tonnes (t) en 2003 (IC à 95 % : 5 000 – 9 000) à un pic de 99 000 t en 2021 (IC à 95 % : 82 500 – 119 000; figure 18). Cette augmentation reflète à la fois des densités plus élevées de homards et une expansion de leur aire de répartition spatiale dans chaque ZPH (figure 19). En particulier, les augmentations les plus prononcées ont été observées dans les régions centrales du détroit de Northumberland. Dans les zones qui abritaient auparavant des populations clairsemées de homards, la densité est maintenant supérieure à 250 kg/km². On peut en déduire que la mortalité naturelle du crabe commun dans les zones les plus productives du sSGL (ZPH 25 et

26A) augmente probablement en raison de la forte pression de la préation exercée par le homard.

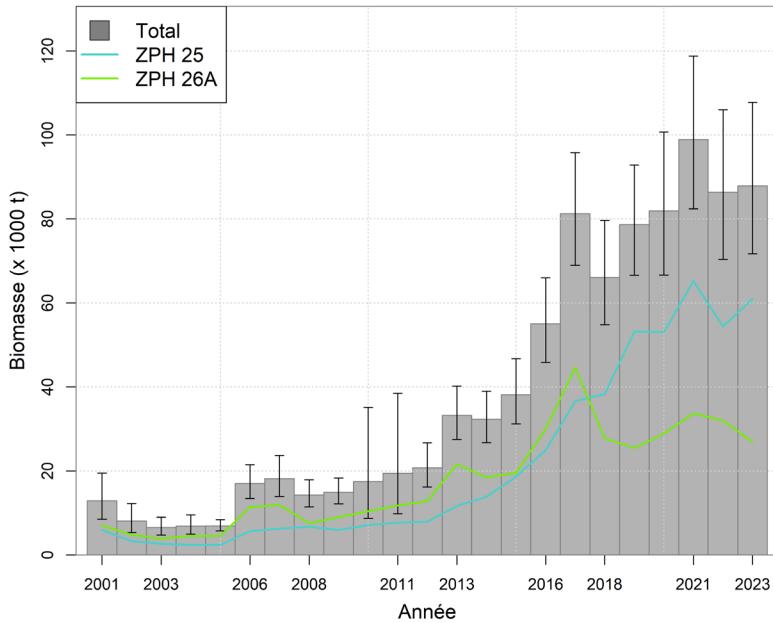


Figure 18. Estimation de la biomasse du homard dans les ZPH 25 et 26A à partir des données du relevé de multi-espèces au chalut dans le détroit de Northumberland et d'un modèle spatio-temporel des effets aléatoires avec sdmTMB.

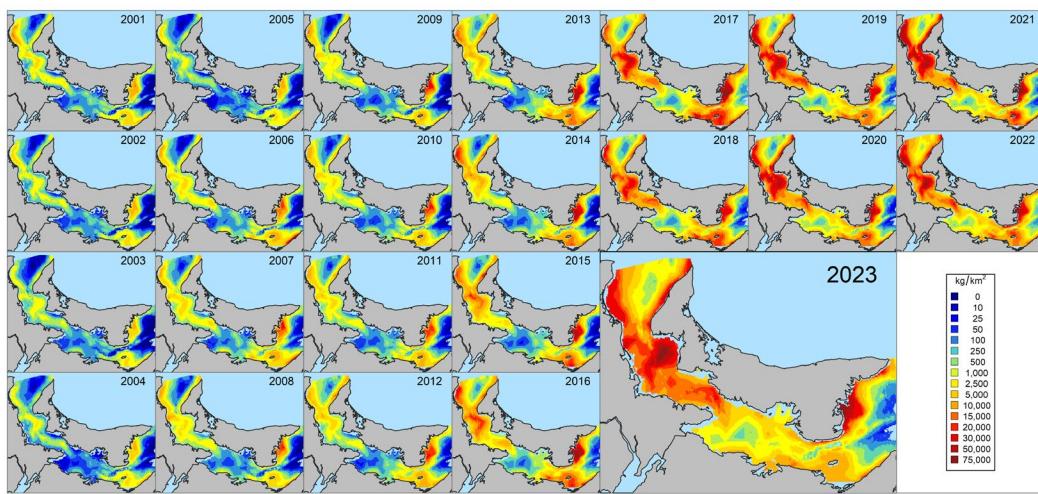


Figure 19. Estimation des densités de homards d'après les données du relevé multi-espèces au chalut dans le détroit de Northumberland et d'un modèle spatio-temporel des effets aléatoires avec sdmTMB.

Considérations climatiques

Tout au long de la série chronologique des températures, ce sont les ZPH 24 et 26B qui apparaissent toujours comme les régions les plus froides du sGSL, les températures moyennes globales au fond variant entre 1,26 °C et 3,01 °C et entre 1,93 °C et 4,05 °C en juin et en septembre, respectivement (tableau 6). En revanche, les ZPH 25 et 26A étaient les plus chaudes, avec des températures moyennes allant de 8,84 °C et 6,55 °C en juin à 14,01 °C et 12,23 °C en septembre, respectivement. Ces deux ZPH affichaient également la plus forte hausse saisonnière des températures entre juin et septembre. Par comparaison, l'augmentation était plus faible dans la ZPH 23, passant d'une moyenne de 4,11 °C en juin à 7,41 °C en septembre.

L'analyse des tendances n'a révélé qu'une seule hausse statistiquement significative de la température au fil du temps : dans la ZPH 25 en septembre, où la pente était positive, avec des températures au fond augmentant d'environ 0,25 °C par année.

Tableau 6. Moyenne et pente des régressions linéaires d'une série chronologique des températures au fond entre 1985 et 2023. Les pentes importantes sont indiquées par un astérisque. Les coefficients de corrélation décalés entre les températures au fond et les estimations annuelles de la CPUE_{nor} dans la pêche dirigée du crabe commun sont fournis pour des décalages temporels de 0 à 7 ans.

Saison	ZPH	Température moyenne (°C)	Pente	Coefficient de corrélation décalé (r)							
				0 an	1 an	2 ans	3 ans	4 ans	5 ans	6 ans	7 ans
Juin	23	4,11	-0,019	—	—	—	—	—	—	—	—
Septembre	23	7,41	0,028	—	—	—	—	—	—	—	—
Juin	24	1,26	0,011	—	—	—	—	—	—	—	—
Septembre	24	3,02	0,022	—	—	—	—	—	—	—	0,54
Juin	25	8,84	-0,005	—	—	—	—	—	—	—	—
Septembre	25	14,01	0,046*	—	—	—	—	—	—	—	0,45
Juin	26A	6,55	0,019	-0,43	—	—	-0,46	—	—	—	—
Septembre	26A	12,23	0,01	—	—	—	—	—	0,51	—	—
Juin	26B	1,93	0,022	—	—	—	—	—	—	—	—
Septembre	26B	4,05	0,023	—	—	—	—	—	—	—	—

Une analyse des corrélations entre les CPUE_{nor} dépendantes de la pêche et les températures au fond en juin et en septembre n'a révélé aucune tendance constante entre les ZPH ou les saisons. Par exemple, les valeurs de la CPUE_{nor} dans les ZPH 24 et 25 étaient positivement corrélées avec la moyenne des températures au fond en septembre six années auparavant (tableau 6), mais dans la ZPH 26A, une corrélation positive a été observée avec les températures au fond en septembre cinq années plus tôt. De plus, les CPUE_{nor} dans la ZPH 26A en juin présentaient une corrélation négative avec les températures au fond trois années plus tôt, ainsi qu'avec les températures sans décalage. Aucune corrélation importante n'a été décelée dans la ZPH 23 pour les deux saisons.

Dans l'ensemble, l'absence de relations cohérentes entre la CPUE_{nor} et les températures au fond entre les ZPH et les décalages temporels permet de penser que les indices de

l'abondance du crabe commun dans le sGSL ne sont pas fortement influencés par les variations interannuelles de la température de l'eau au fond.

SOURCES D'INCERTITUDE

Jusqu'à récemment, toute l'information disponible sur la pêche du crabe commun était exclusivement dépendante de la pêche, et provenait des journaux de bord des pêcheurs et des registres des ventes recueillis par les entreprises de vérification à quai. Ces deux sources de données sont combinées pour produire l'indice principal de l'abondance : la CPUE. Ce processus est sujet aux retards dans la disponibilité des données et présente de nombreuses possibilités d'erreurs ou d'omissions, en particulier dans les données des journaux de bord.

De plus, les tendances de la CPUE ne reflètent peut-être pas directement les variations de l'abondance du crabe commun. Elles sont influencées par divers facteurs externes, comme les décisions de gestion, les conditions du marché et les considérations socioéconomiques. Par exemple, étant donné que de nombreux titulaires de permis de pêche du crabe commun possèdent également des permis de pêche au homard ou au crabe des neiges, les résultats de ces autres pêches peuvent avoir une incidence importante sur leur participation à la pêche du crabe commun. Une bonne saison de pêche du homard peut amener un pêcheur à renoncer à la pêche du crabe commun, alors que d'autres années, un pêcheur peut ne s'adonner à la pêche du crabe commun qu'en partie, sans avoir l'intention de récolter la totalité de son allocation, mais simplement pour compléter son revenu à court terme.

En tant qu'indice de l'abondance, la CPUE est intrinsèquement incertaine. Elle peut être influencée par des phénomènes tels que l'hyperstabilité (Hutchings 1996), ou par des biais externes directs et indirects. Bien que la normalisation des CPUE (p. ex. Restrepo *et al.* 1998) peut atténuer certaines de ces préoccupations, de telles estimations doivent être interprétées avec prudence en l'absence de vérification sur le terrain pour confirmer une relation linéaire entre la CPUE et l'abondance réelle.

Le programme de vérification à quai des fréquences de longueur n'échantillonne que les crabes débarqués, fournissant théoriquement un profil précis de la taille des débarquements commerciaux, mais ne donne aucun aperçu de la structure de la population plus générale. Néanmoins, il demeure un indicateur utile des variations saisonnières de la taille des crabes commerciaux et constitue un point de référence pour les comparaisons avec les distributions selon la taille avant la saison. Un programme d'échantillonnage en mer, qui élargirait la couverture spatiale et inclurait les femelles et les classes de taille inférieures à la taille réglementaire, serait utile pour les futures analyses des distributions des fréquences de taille.

À l'heure actuelle, la seule source de données sur l'abondance des juvéniles provient du programme de biocollecteurs. Bien que ces collecteurs se soient révélés efficaces pour capturer les crabes juvéniles, le programme a été conçu à l'origine pour surveiller le recrutement des homards. De ce fait, les sites d'échantillonnage ont été choisis parce qu'ils conviennent aux homards juvéniles, et peuvent ainsi ne pas coïncider avec les habitats optimaux pour le crabe commun. Les sites où la densité des crabes juvéniles est constamment faible peuvent refléter un habitat sous-optimal pour le crabe commun plutôt qu'une indication de pertes de recrutement et pourraient être exclus des analyses.

INDICES POTENTIELS POUR UN POINT DE RÉFÉRENCE LIMITÉ

Comme nous l'avons indiqué précédemment, les renseignements disponibles sur le stock de crabe commun sont en grande partie dépendants de la pêche. Bien que de nouveaux programmes de collecte de données indépendants (p. ex. le relevé du crabe commun au casier)

et semi-indépendants de la pêche (p. ex. la vérification à quai des fréquences de longueur) soient en cours, leurs ensembles de données ne sont pas encore suffisamment étoffés pour guider l'élaboration d'un point de référence limite (PRL). Par conséquent, tout PRL potentiel à l'heure actuelle doit être fondé sur les données dépendantes de la pêche.

Parmi les indices disponibles, les débarquements et les taux d'atteinte des allocations ne se prêtent pas à la définition d'un PRL, car ils sont fortement influencés par des facteurs externes comme les conditions du marché, les prix et la disponibilité d'espèces plus lucratives. Il ne reste donc que les indices de l'abondance, le taux d'exploitation limite et la CPUE_{nor} comme paramètres acceptables.

Le taux d'exploitation limite, définie comme le nombre moyen de jours requis pour atteindre 9 000 kg de débarquements dans une ZPH, présente un certain potentiel comme indicateur de l'abondance du stock. Toutefois, sa dépendance à l'égard des données au niveau du pêcheur se traduit par de petits échantillons et une grande incertitude, en particulier dans les ZPH à faible participation comme la ZPH 24. En revanche, la CPUE_{nor}, calculée à partir des données au niveau de la sortie, produit un plus grand ensemble de données et bénéficie d'une puissance statistique accrue. L'inclusion d'effets aléatoires (NIP des pêcheurs et district statistique) dans le modèle de CPUE facilite le partage de l'information entre les années et les régions, ce qui améliore l'exactitude des estimations même dans les strates où les données sont rares. C'est pourquoi la CPUE_{nor} est actuellement l'indice le plus robuste sur lequel fonder un PRL.

En vertu du principe « un stock, un PRL » énoncé dans les dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* (par. 6.1(2)), les valeurs de la CPUE_{nor} dans chaque ZPH doivent être regroupées en un seul indice représentatif de l'ensemble du stock dans le sGSL. À cette fin, on a appliquée une approche de prévision puis regroupement (Campbell 2015; Hoyle *et al.* 2024), selon laquelle les estimations des CPUE pour chaque ZPH ont été combinées en une moyenne pondérée par zone, en fonction de l'étendue de l'habitat optimal du crabe commun (10 à 40 m de profondeur; Rondeau *et al.* 2014) dans chaque ZPH (figure 20). Les intervalles de confiance ont été produits par auto-amorçage.

La tendance obtenue des CPUE à l'échelle du sGSL montre une augmentation de 30 % au cours des trois premières années (d'environ 9 kg/casier à environ 12 kg/casier), suivie d'un plateau pendant 11 ans, puis d'une baisse graduelle à une valeur de 7,38 kg/casier en 2023.

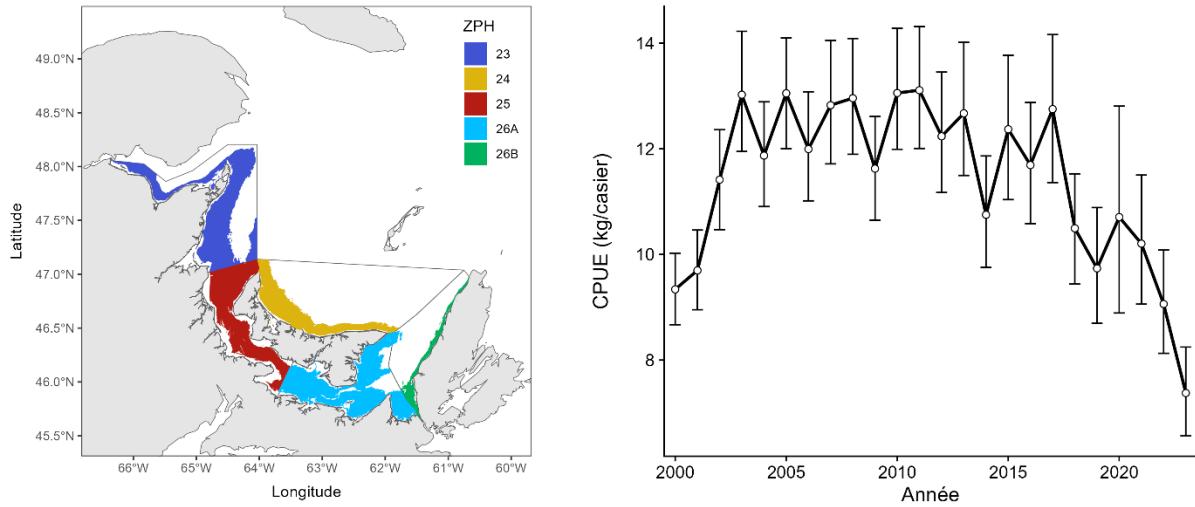


Figure 20. À gauche : Zones du sud du golfe du Saint-Laurent se situant dans la gamme des profondeurs optimale pour le crabe commun (10 à 40 m) selon les relevés au chalut réalisés en 2010 et 2011 (Rondeau et al. 2014). À droite : Estimations des CPUE pondérées par zone avec intervalles de confiance selon la méthode d'auto-amorçage pour le crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Étant donné que la CPUE_{nor} est un indice relatif de l'abondance, elle ne peut pas fournir directement une estimation de la biomasse, qui est souvent préférable à l'établissement de points de référence officiels. Cependant, si l'on suppose une capturabilité (q) constante et une relation proportionnelle entre la CPUE et la biomasse (Schaefer 1954), une période stable de CPUE et de débarquements peut indiquer que les prélèvements sont compensés par le recrutement, ce qui correspond à peu près à la CPUE du rendement maximal durable (CPUE_{RMD}). Selon l'approche de précaution du MPO (MPO 2009), un PRL peut être établi à 40 % de cette CPUE estimée au niveau du rendement maximal durable (RMD).

Entre 2004 et 2011, les débarquements et les CPUE sont demeurés relativement stables et les prises étaient en moyenne d'environ 4 300 t, tandis que la CPUE_{nor} regroupée se maintenait à près de 12,56 kg/casier (figure 21). En utilisant cette période pour estimer la CPUE_{RMD}, le PRL proposé serait de 5,02 kg/casier (40 % de 12,56 kg/casier), un chiffre inférieur à la CPUE_{nor} regroupée de 2023, qui est de 7,38 kg/casier.

En appliquant le cadre des points de référence du MPO, le point de référence supérieur du stock (PRS) est fixé à 80 % de la valeur de substitution CPUE_{RMD}, soit 10,05 kg/casier. Selon ce cadre, le stock de crabe commun du sGSL serait considéré comme se trouvant dans la zone de prudence en 2022 et 2023, avec des valeurs de la CPUE_{nor} comprises entre le PRL et le PRS.

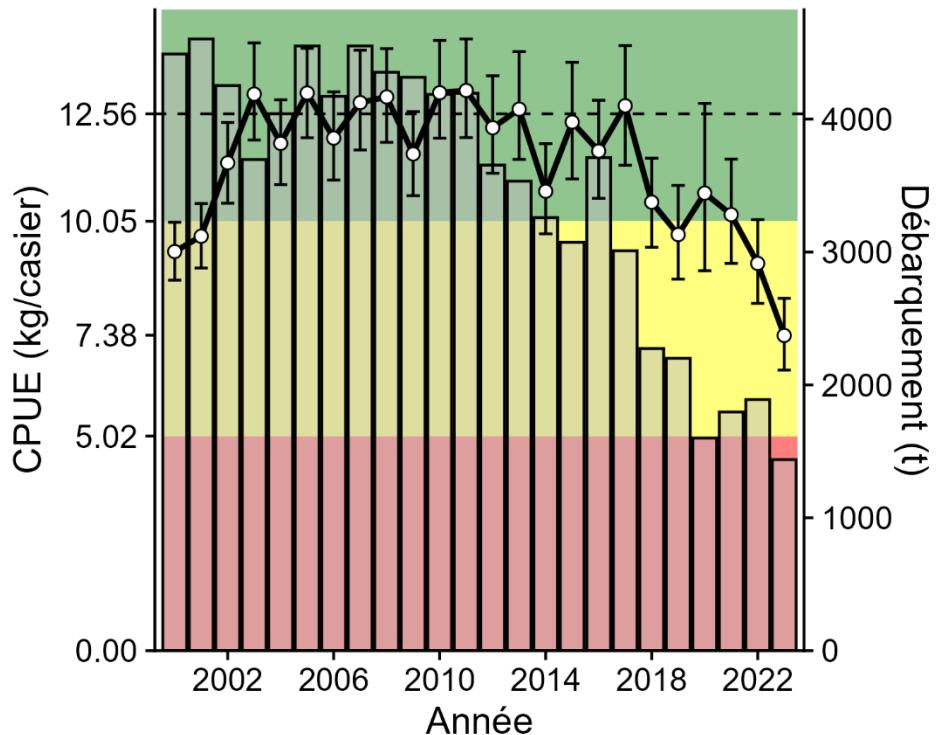


Figure 21. Valeurs moyennes pondérées par zone de la CPUE_{nor} pour le crabe commun du sud du golfe du Saint-Laurent (lignes) et prises totales dans la pêche dirigée (barres). La ligne tiretée représente une valeur de substitution pour la B_{RMD} , et les zones colorées représentent les zones d'état du stock selon l'approche de précaution : rouge, zone critique; jaune, zone de prudence; vert, zone saine.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Si les tendances actuelles dans l'activation des permis persistent, environ la moitié des permis de pêche du crabe commun achetés demeureront inactifs chaque année. Il s'agit d'une source importante de pression latente de la pêche. Les années où les prises de homard sont sous-optimales, un nombre important de pêcheurs pourraient activer leur permis de pêche du crabe commun pour compenser, risquant d'entraîner une forte augmentation des prélèvements. Ces augmentations coïncideraient probablement avec une plus grande proportion de pêcheurs restant actifs jusqu'à ce qu'ils aient atteint leur allocation individuelle. À l'heure actuelle, seuls 10 % environ des titulaires de permis actifs atteignent la totalité de leur allocation. Cependant, en l'absence d'un changement majeur des conditions du marché (p. ex. une hausse soutenue des prix du crabe commun ou une réduction importante des coûts d'exploitation comme le carburant), il semble peu probable que la récolte de crabe commun augmente à grande échelle.

La volatilité du marché des appâts est un facteur qui pourrait modifier ces perspectives. Entre 2021 et 2023, une hausse soudaine de la demande de crabe commun comme appât de homard a entraîné une augmentation temporaire de 300 à 400 % des prix du crabe commun consignés sur les bordereaux de vente et dans les communications personnelles de l'unité statistique. Elle souligne l'influence potentielle des marchés externes, en particulier la disponibilité et le coût des appâts, sur l'effort de pêche du crabe commun. Il faut tenir compte de cette dynamique dans la planification future de la gestion.

Les tendances relevées dans les données dépendantes de la pêche montrent que le déclin des débarquements de crabe commun s'est produit parallèlement aux réductions du nombre de

permis actifs et de la proportion de pêcheurs atteignant leur allocation. En surface, cela pourrait laisser croire que la pêche dirigée a réduit l'abondance du crabe commun à des niveaux qui ne sont plus économiquement viables pour la flottille. Cependant, les indices de l'abondance – en particulier le temps nécessaire pour atteindre 50 % de l'allocation et la CPUE normalisée – suggèrent le contraire. Ces indicateurs montrent que l'abondance du crabe commun commercial est demeurée relativement stable, avec quelques signes de déclin ces dernières années, en particulier dans la ZPH 26A.

Les données sur les fréquences de taille provenant de l'échantillonnage à quai ne soutiennent pas non plus un profil de surexploitation. Il n'y a pas de tendance constante à la baisse de la taille moyenne des crabes capturés au cours de la saison de pêche, sauf encore une fois dans la ZPH 26A. De même, bien que les données recueillies par les biocollecteurs indiquent un déclin de l'abondance des juvéniles dans une grande partie du golfe, ces données sont limitées sur le plan spatial et doivent être interprétées avec prudence. Les densités des juvéniles se sont stabilisées à environ la moitié des niveaux observés il y a une décennie, ce qui peut refléter des changements écologiques plus vastes plutôt que des effets directs de la pêche.

Ensemble, ces constatations font ressortir plusieurs facteurs clés. Premièrement, l'abondance et la rentabilité accrues du homard peuvent limiter la motivation des titulaires de permis à pêcher activement le crabe commun. Ainsi, les déclins des débarquements pourraient refléter une diminution de l'effort de pêche plutôt qu'un véritable déclin de la taille du stock.

Deuxièmement, le homard est un prédateur connu des crabes communs juvéniles. La multiplication par trois de la biomasse du homard au cours de la dernière décennie contribue probablement à l'augmentation de la mortalité des juvéniles et à la réduction de leur recrutement dans la pêche du crabe commun. Enfin, une fois que les crabes communs atteignent une taille refuge qui les protège de la prédation par le homard, leur maturation précoce et la faible mortalité par pêche observée peuvent soutenir l'établissement d'une nouvelle densité à l'équilibre dans le golfe. Cela pourrait indiquer un changement écologique plus vaste, où la population de crabes communs se stabilise à un niveau inférieur dans les régimes de prédation actuels.

En conclusion, bien que certains indicateurs suggèrent des déclins localisés (notamment dans la ZPH 26A), les données disponibles ne confirment pas une diminution de l'abondance à l'échelle du stock. Les tendances observées des débarquements et de l'effort peuvent plutôt refléter un changement de comportement des pêcheurs en réaction à l'évolution des conditions écologiques et économiques. La gestion future de la pêche du crabe commun devrait tenir compte de ces facteurs en interaction, particulièrement du rôle du homard à la fois comme prédateur et comme pêche concurrente, ainsi que de la sensibilité de l'effort de pêche aux fluctuations du marché.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les personnes suivantes pour leurs contributions : T. Surette, pour ses conseils et ses commentaires au sujet des analyses, J. Chassé pour sa contribution aux données climatiques dans l'ensemble du golfe, N. Ferron pour son aide avec les dossiers

de permis et L. Laflèche pour leur aide concernant les bordereaux de ventes. M. Morency, D. Goff-Beaton, M. Vienneau et K. Lowe, pour leur aide avec les dossiers de gestion.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., Barnett, L.A.K., Ward, E.J., English, P.A., and Barnett, L.A.K. 2022. sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. *bioRxiv* 2022.03.24: 1–17.
- Asselin, N.C., Surette, T., Gagnon, D., Boudreau, S.A. et Chassé, J. 2024. [Cadre d'évaluation de l'état du stock du homard \(*Homarus americanus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent \(ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/020. v + 95 p.
- Asselin, N.C., Surette, T. et Ricard, D. 2023. [Analyse d'un relevé comparatif complété en 2019 et 2020 entre deux différents types de chaluts de fond utilisés sur NGCC M. Perley lors du relevé de fond multi-espèces du détroit de Northumberland](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/081. iv + 41 p.
- Bigford, T.E. 1979. Synopsis of Biological Data on the Rock Crab, *Cancer irroratus* Say. In NOAA Technical Reposrt NMFS Circular.
- Boudreau, S.A., and Hanley, P.H. 2023. [Baseline composition, quantity, and condition of bycatch in the southern Gulf of St. Lawrence spring and summer American lobster fisheries](#). FACETS. 8: 1–17.
- Campbell, A., and Eagles, M.D. 1983. Size at maturity and fecundity of rock crabs, *Cancer irroratus*, from the bay of fundy and southwestern nova scotia. *Fish. Bull.* 81(2).
- Campbell, R.A. 2015. [Constructing stock abundance indices from catch and effort data: Some nuts and bolts](#). *Fish. Res.* 161: 109–130.
- Canada. 1985. [Règlement de pêche de l'Atlantique de 1985](#). (SOR/86-21).
- Canada. 1993. [Maritime Provinces Fishery Regulations](#) (SOR/93-55).
- Chassé, J., Lambert, N., Comeau, M., Galbraith, P.S., Larouche, P., and Pettipas, R.G. 2014. [Environmental conditions in the southern Gulf of St. Lawrence relevant to lobster](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/031. v + 25 p.
- Delignette-Muller, M.L., and Dutang, C. 2015. [fitdistrplus : An R Package for Fitting Distributions](#). *J. Stat. Softw.* 64(4).
- Department of Fisheries and Aquaculture. 1999. Emerging Species Profile Sheets: Rock Crab (*Cancer irroratus*). [accessed 18 March 2025].
- Fasiolo, M., Nedellec, R., Goude, Y., and Wood, S.N. 2020. [Scalable Visualization Methods for Modern Generalized Additive Models](#). *J. Comput. Graph. Stat.* 29(1): 78–86.
- Gendron, L., Fradette, P., and Godbout, G. 2001. [The importance of rock crab \(*Cancer irroratus*\) for growth, condition and ovary development of adult American lobster \(*Homarus americanus*\)](#). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 262(2): 221–241.
- Hanson, J.M. 2009. [Predator-prey interactions of American lobster \(*Homarus americanus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). *N.Z. J. Mar. Freshw. Res.* 43(1): 69–88.

-
- Hanson, J.M., Comeau, M., and Rondeau, A. 2014. [Atlantic Rock Crab, unlike American Lobster, Is Important to Ecosystem Functioning in Northumberland Strait](#). Trans. Am. Fish. Soc. 143(5): 1266–1279.
- Hartig, F. 2024. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models.
- Hoyle, S.D., Campbell, R.A., Ducharme-Barth, N.D., Grüss, A., Moore, B.R., Thorson, J.T., Tremblay-Boyer, L., Winker, H., Zhou, S., and Maunder, M.N. 2024. [Catch per unit effort modelling for stock assessment: A summary of good practices](#). Fish. Res. 269: 106860.
- Hunt, H.L., Wahle, R.A., Tremblay, J., Comeau, M., Silva, A., and Rochette, R. 2017. [Spatial patterns of richness and abundance of benthic decapod crustaceans and fishes in the North-west Atlantic as measured by cobble-filled bio-collectors](#). Mar. Biol. Res. 13(7): 707–725.
- Hutchings, J.A. 1996. Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock's collapse. 53.
- Length, R.V. 2020. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#).
- MPO. 2013. [Évaluation de la pêche du crabe commun \(*Cancer irroratus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 2006 à 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/030.
- MPO. 2017. [Mise à jour des indicateurs de la pêche du crabe commun \(*Cancer irroratus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/053.
- MPO. 2019. [Mise à jour jusqu'en 2017 des indicateurs de la pêche du crabe commun \(*Cancer irroratus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/007.
- MPO. 2021. Avis aux pêcheurs 2021 Plan de pêche axé sur la conservation de la pêche du homard du sud du golfe du Saint-Laurent pour les zones de pêche du homard (ZPH) 23, 24, 25, 26A et 26B. Moncton.
- MPO. 2023. [Cadre d'évaluation et état du stock de homard, *Homarus americanus*, pour le sud du golfe du Saint Laurent \(ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/029.
- MPO. 2024. [Plan de pêche axé sur la conservation de la pêche du homard du sud du Golfe du Saint-Laurent pour les zones de pêche du homard \(ZPH\) 23, 24, 26A et 26B](#).
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Restrepo, V.R., Thompson, G.G., Mace, P.M., Gabriel, W.L., Low, L.L., MacCall, A.D., Methot, R.D., Powers, J.E., Taylor, B.L., Wade, P.R., and Witzig, J.F. 1998. Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing national standard 1 of the magnuson-stevens fishery conservation and management act. NOAA Tech. Memo. NMFS: 56.
- Rondeau, A., Comeau, M., and Surette, T. 2015. [Assessment of the American Lobster \(*Homarus americanus*\) Stock Status in the Southern Gulf of St. Lawrence \(LFA 23, 24, 25, 26A and 26B\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/036. xii + 92 p.
- Rondeau, A., Hanson, J.M., and Comeau, M. 2014. [Rock crab, *Cancer irroratus*, Fishery and Stock Status in the Southern Gulf of St. Lawrence: LFA 23, 24, 25, 26A and 26B](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/032. vi + 52 p.

-
- Saikia, R., and Barman, M.P. 2017. A Review on Accelerated Failure Time Models. *Int. J. Stat. Syst.* 12(2): 311–322.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 1(1–2): 27–56.
- Wahle, R.A., Bergeron, C., Tremblay, J., Wilson, C., Burdett-Coutts, V., Comeau, M., Rochette, R., Lawton, P., Glenn, R., and Gibson, M. 2013. [The geography and bathymetry of American lobster benthic recruitment as measured by diver-based suction sampling and passive collectors](#). *Mar. Biol. Res.* 9(1): 42–58.
- Wahle, R.A., Wilson, C., Parkhurst, M., and Bergeron, C.E. 2009. [A vessel-deployed passive postlarval collector to assess settlement of the American lobster *Homarus americanus*](#). *N.Z. J. Mar. Freshw. Res.* 43(1): 465–474.
- Wei, L.J. 1992. [The accelerated failure time model: A useful alternative to the cox regression model in survival analysis](#). *Stat. Med.* 11(14–15): 1871–1879.
- Wilder, D.G. 1973. Abundance, distribution and possible sustained commercial yield of Rock Crabs (*Cancer irroratus*) from the Southern Gulf of St. Lawrence. *Fish. Res. Board Can. Manuscr. Rep. Ser.* 1279.
- Williams, A.B. 1965. Marine decapod crustaceans of the Carolinas. *Fish Wildl. Serv. Fish. Bull.* 65(1): 308.
- Wittig, G. 2007. Assessing the suitability of passive bio-collectors for monitoring biodiversity of subtidal cobble-bottom habitat. Masters of Science, University of British Columbia.
- Wood, S.N. 2011. [Fast Stable Restricted Maximum Likelihood and Marginal Likelihood Estimation of Semiparametric Generalized Linear Models](#). *J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.* 73(1): 3–36.
- Wood, S.N. 2017. [Generalized Additive Models](#). In 2nd edition. Chapman and Hall/CRC, New York, NY.

APPENDICE

DÉBARQUEMENTS DANS LA PÊCHE DIRIGÉE

Tableau A1. Débarquements annuels (en tonnes) dans la pêche dirigée du crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent, selon la zone de pêche (ZPH).

Année	23	24	25	26A	26B	Total
2000	1 119,5	248,9	1 212,1	2 038	24	4 642,5
2001	1 112,5	211,4	1 304,4	2 065,5	25,3	4 719,1
2002	1 008,3	175,8	1 303,9	1 795,8	17,5	4 301,3
2003	663,8	139,4	1 294,5	1 590,4	7,6	3 695,7
2004	955,6	182,9	1 289,9	1 590,9	21,2	4 040,5
2005	1 041,8	158,7	1 469,1	1 866,3	28,6	4 564,5
2006	993	215,1	1 358,2	1 573,7	43	4 183
2007	965,2	220,9	1 549,8	1 790,8	24,4	4 551,1
2008	880	148,8	1 629	1 711,2	17,8	4 386,8
2009	1 054,5	158,5	1 582,2	1 503,3	16,7	4 315,2
2010	816,6	166,8	1 578,3	1 624,3	S.O.	4 186
2011	764,5	186,6	1 509,1	1 730,9	3,8	4 194,9
2012	532,6	139,5	1 460,1	1 520,7	1,5	3 654,4
2013	542,3	152,5	1 416,5	1 421,4	0,1	3 532,8
2014	447,9	88,4	1 170,6	1 551,6	S.O.	3 258,5
2015	636	49,2	1 281,4	1 106,9	S.O.	3 073,5
2016	716,7	84,4	1 451	1 458,1	S.O.	3 710,2
2017	575,4	81,3	1 025,4	1 327,2	S.O.	3 009,3
2018	445,5	112	817,4	899	S.O.	2 273,9
2019	392,6	76,6	741,4	990,3	S.O.	2 200,9
2020	242	65,3	549,3	743,3	S.O.	1 599,9
2021	332,1	72,8	696,3	698,2	S.O.	1 799,4
2022	364,3	40,9	738,8	745,7	S.O.	1 889,7
2023	338,3	23,7	571,9	504,3	S.O.	1 438,2
Total	16 941	3 200,4	29 000,6	33 847,8	231,5	83 221,3

DÉBARQUEMENTS DE PRISES ACCESSOIRES DE CRABE COMMUN DANS LA PÊCHE AU HOMARD

Tableau A2. Prises accessoires de crabe commun débarquées, en tonnes. La colonne « Total » représente les sommes annuelles et la colonne % du total représente les prises accessoires totales en pourcentage des débarquements de prises accessoires et de la pêche dirigée combinés.

Année	23	24	25	26A	26B	Total	% du total
2000	226	12	183	233	<0,1	654,267	12
2001	200	10	175	394	<0,1	778,928	13,7
2002	295	14	256	335	<0,1	899,611	16,8
2003	270	16	192	332	<0,1	809,671	18
2004	325	20	205	507	<0,1	1 056,023	20,7
2005	246	38	174	310	<0,1	768,884	14,4
2006	175	23	103	326	0,12	626,21	13
2007	122	30	141	271	<0,1	564,584	11
2008	85	11	144	283	<0,1	522,833	10,6
2009	70	40	85	252	<0,1	447,456	9,4
2010	71	14	68	216	1,4	370,256	8,1
2011	27	12	43	246	<0,1	328,242	7,3
2012	0,29	5,3	12	200	<0,1	216,818	5,6
2013	1,8	5,3	20	72	<0,1	98,962	2,7
2014	<0,1	0,56	16	56	<0,1	73,416	2,2
2015	<0,1	0,15	12	64	<0,1	75,714	2,4
2016	<0,1	0,26	35	30	<0,1	65,443	1,7
2017	<0,1	0,34	1,8	32	<0,1	33,732	1,1
2018	<0,1	<0,1	1,4	30	<0,1	31,84	1,4
2019	0,24	<0,1	0,57	0,81	<0,1	1,622	0,1
2020	<0,1	<0,1	2,2	0,36	0,23	2,89	0,2
2021	0,47	<0,1	1,3	<0,1	<0,1	1,777	0,1
2023	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,096	0

DATES DE PRÉDICTION DE LA CPUE NORMALISÉE

Étant donné que le modèle de CPUE incorporait une variable saisonnière (le jour de la saison) pour produire une seule estimation de la capture par unité d'effort normalisée (CPUE_{nor}) pour chaque année, les prédictions ont été établies pour une date commune entre les ZPH et les années. Pour s'assurer que les prévisions n'avaient pas été influencées de façon disproportionnée par les données d'un petit groupe de pêcheurs, la date de prédiction a été choisie en fonction du nombre médian de pêcheurs actifs par jour de pêche pour les ZPH et les années (de 2000 à 2023, figure A1). Cette analyse a déterminé que le huitième jour de la saison de pêche était le jour où l'activité des pêcheurs était la plus élevée dans le sGSL. Par conséquent, des estimations de la CPUE_{nor} pour chaque ZPH ont été produites pour cette date.

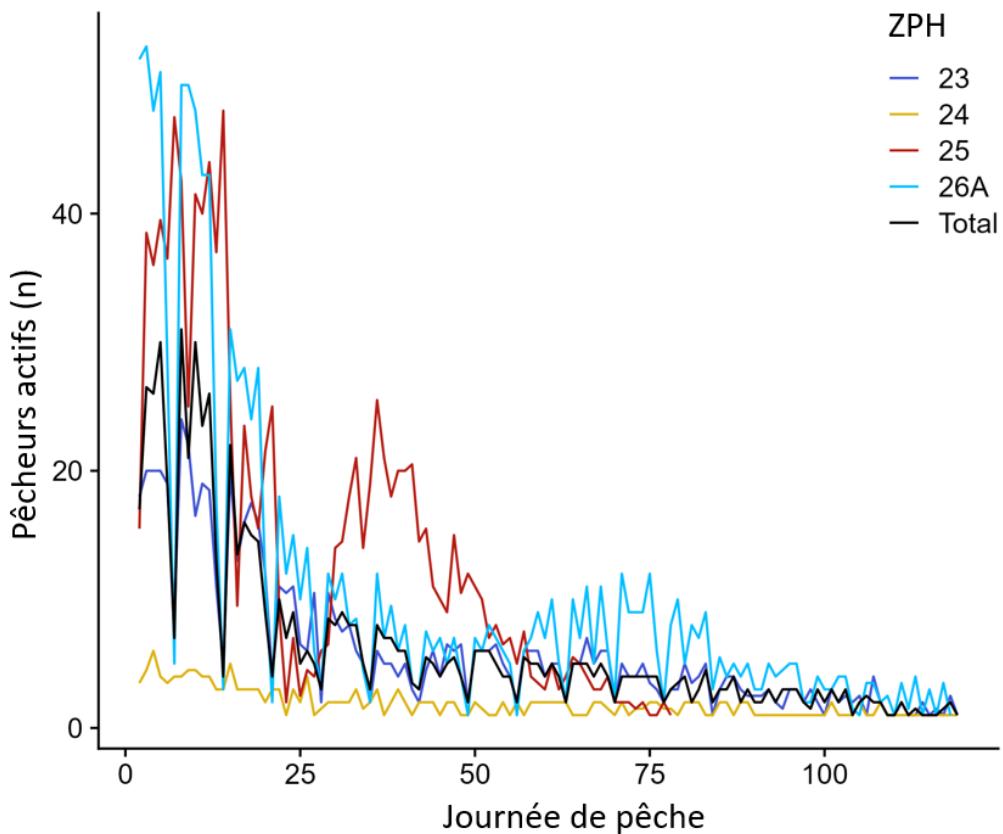


Figure A1. Nombre médian de pêcheurs actifs par jour de pêche dans la pêche du crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les médianes sont calculées sur les années entre 2000 et 2023. La ligne noire représente la médiane pour les ZPH et les années pour chaque jour de pêche.

TEMPÉRATURES AU FOND NORMALISÉES PAR PROFONDEUR

Afin de tenir compte des différences de température dans le modèle de CPUE dans le relevé indépendant de la pêche, la température a été incluse, mais comme il y avait une forte corrélation entre la température et la profondeur, il a fallu traiter cette colinéarité. Pour ce faire, on a ajusté un modèle de Loess à la relation entre la température et la profondeur annuelles de chaque ZPH et on a utilisé les résidus (ou écarts) de température ainsi obtenus dans le modèle de CPUE. De cette façon, la température a été incluse dans le modèle comme une fonction des écarts par rapport à la température prévue à n'importe quelle profondeur. Pour les modèles de Loess, on a utilisé une portée de 0,75 et deux modèles distincts ont été ajustés aux données de la ZPH 24 dans la baie Malpeque et aux stations à l'extérieur de la baie en raison de l'effet de réchauffement des eaux moins profondes de la baie.

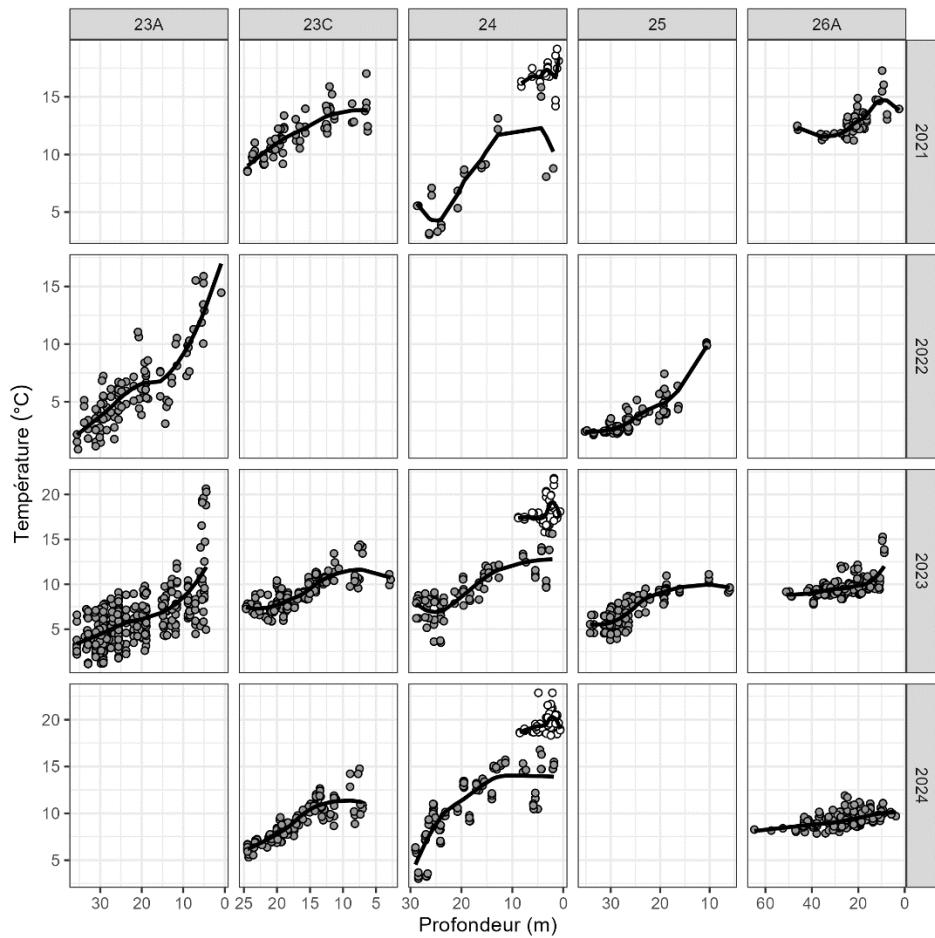


Figure A2. Modèles de Loess ajustés aux estimations de la température au fond en fonction de la profondeur dans chacune des zones de relevé ciblées pendant le relevé annuel du crabe commun au casier. Des modèles distincts ont été ajustés aux estimations de la température pour la ZPH 24 dans la baie Malpeque (cercles blancs).

MODÈLE DE CPUE DÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES RÉSIDUS

L'ajustement du modèle a été évalué à l'aide du progiciel *mgcviz* dans R (Fasiolo *et al.* 2020), qui fournit des outils de visualisation pour l'ajustement des modèles additifs généralisés avec le progiciel *mgcv* (Wood 2011). Des diagrammes de diagnostic ont été produits à l'aide de résidus des écarts pour évaluer la normalité, l'homoscédasticité et l'erreur potentielle de spécification du modèle.

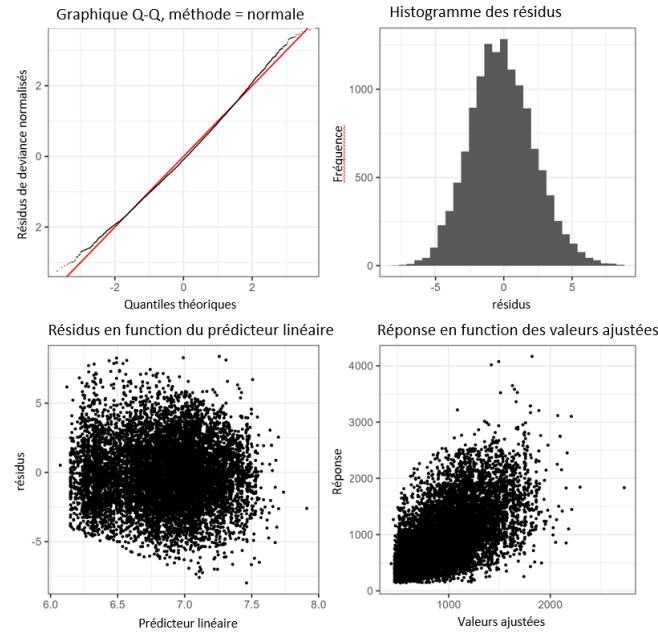


Figure A3. Diagrammes de diagnostic pour le modèle de CPUE dépendante de la pêche dans la ZPH 23.

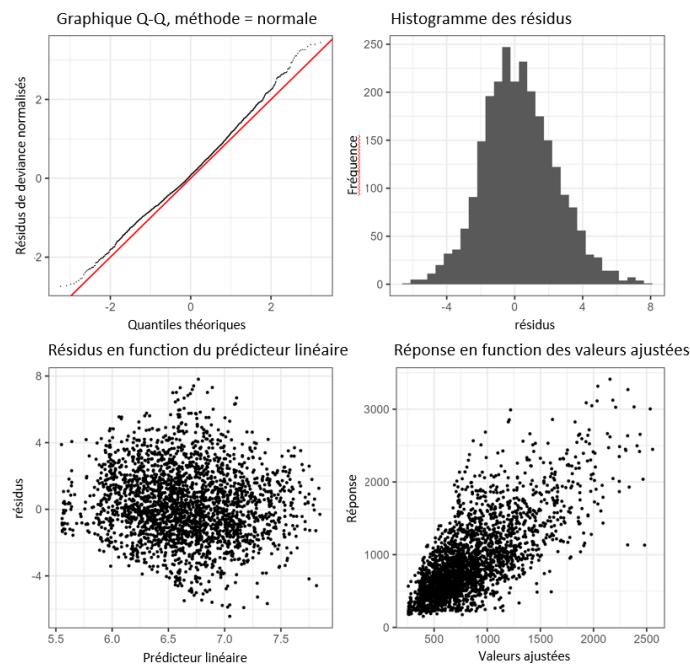


Figure A4. Diagrammes de diagnostic pour le modèle de CPUE dépendante de la pêche dans la ZPH 24.

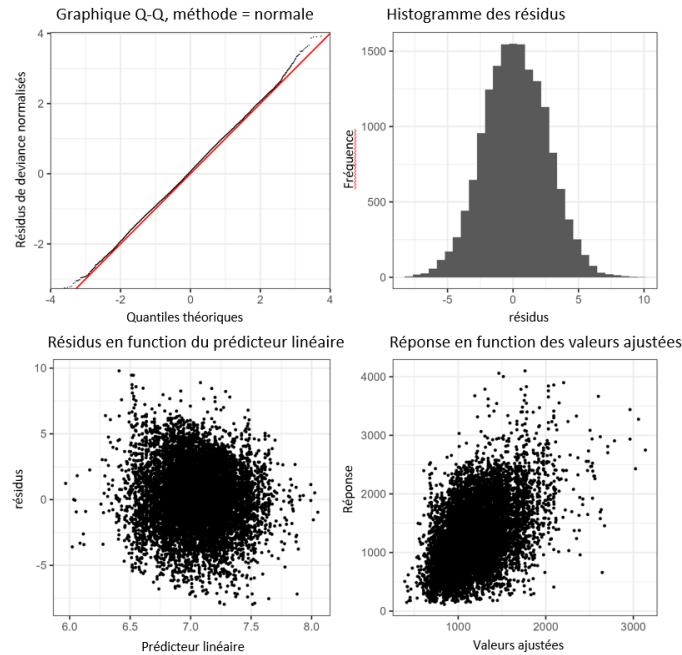


Figure A5. Diagrammes de diagnostic pour le modèle de CPUE dépendante de la pêche dans la ZPH 25.

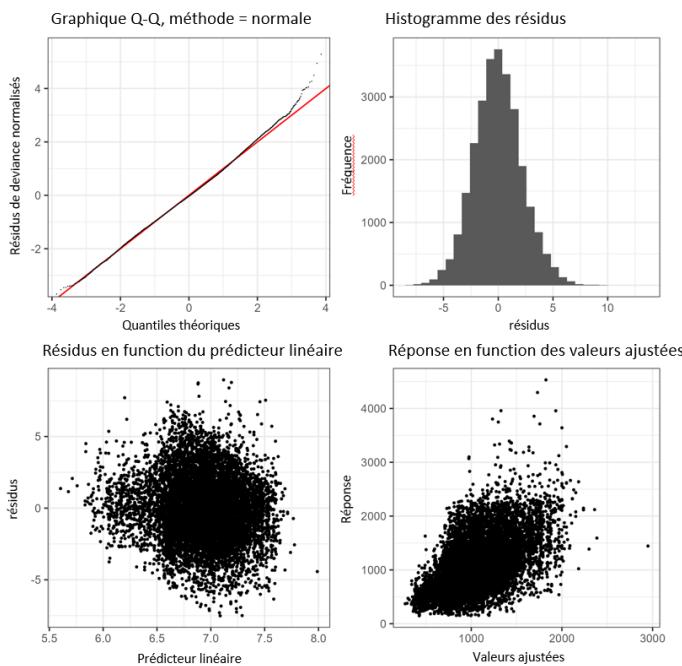


Figure A6. Diagrammes de diagnostic pour le modèle de CPUE dépendante de la pêche dans la ZPH 26A.

MODÈLE DE CPUE DÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES EFFETS PARTIELS

Les modèles additifs généralisés à effets mixtes ajustés aux données de la CPUE dans la pêche dirigée ont indiqué un effet non linéaire important de la durée d'immersion de l'engin sur la prise (figure A7). Cet effet saturant de la durée d'immersion de l'engin était prévu, car les

casiers à crabes peuvent devenir pleins. Il se peut alors que les nouveaux crabes aient peu de place pour y entrer, ou que les appâts soient entièrement consommés par les individus se trouvant dans le casier ou par de petits invertébrés (des puces de sable). Dans ce cas, la capacité des casiers d'attirer plus de crabes est grandement limitée. Dans la plupart des cas, l'efficacité du piégeage semble saturée après 35 à 40 heures environ.

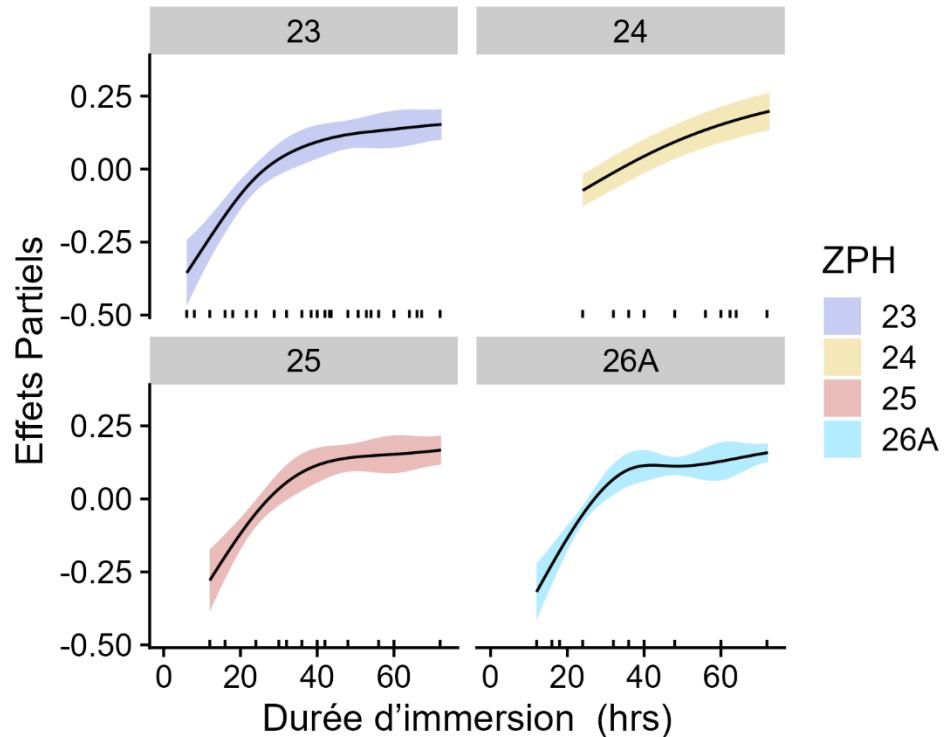


Figure A7. Graphiques des effets partiels pour la durée d'immersion de l'engin sur les prises commerciales de crabe commun dans la pêche dirigée dans le sGSL.

Avec la variable du jour de la saison de pêche, une tendance générale négative se dégage. Cette tendance était prévisible puisque les populations locales dans chaque zone de pêche sont épuisées, ce qui se traduit par des prises plus faibles pour la même quantité d'effort. Dans certains cas toutefois, particulièrement dans la ZPH 25, les prises semblent augmenter vers la fin de la pêche. Cela s'explique probablement par le fait que, dans la ZPH 25, la pêche est divisée en deux périodes, avec une saison de pêche du homard active entre les deux. Cette période pendant laquelle les pêcheurs ne recherchent pas activement le crabe commun peut permettre aux populations locales de se disperser et de réoccuper des zones qui avaient déjà été exploitées au cours de la première saison.

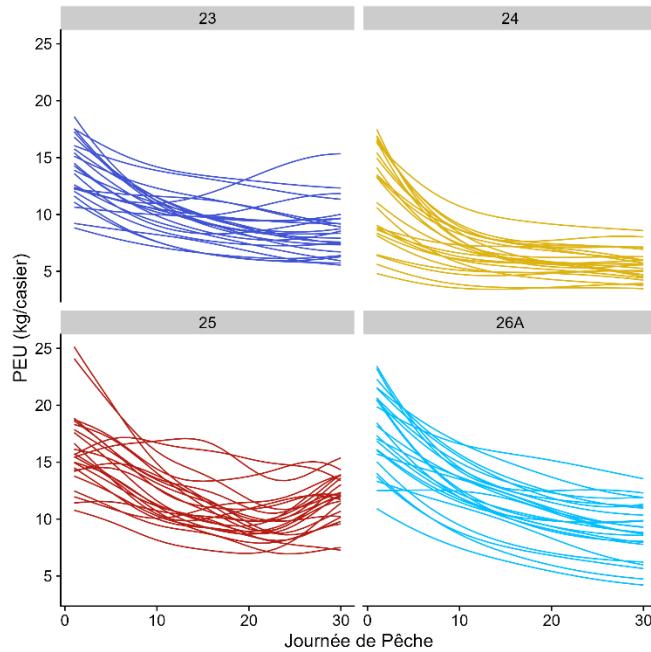


Figure A8. Graphiques des effets partiels pour le jour de la saison de pêche sur les prises de crabe commun dans la pêche dirigée dans le sGSL. Les différentes lignes représentent les effets estimés pour chaque année.

MODÈLE DE CPUE INDÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES RÉSIDUS

Pour évaluer l'ajustement du modèle, on a utilisé des quantiles des résidus normalisés simulés (ou des résidus dans DHarma, Hartig 2024), car ils fournissent un outil de diagnostic solide et intuitif pour évaluer l'ajustement de modèles complexes comme les modèles additifs généralisés (MAG), en particulier avec des distributions non gaussiennes telles que les distributions binomiales négatives. Contrairement aux résidus traditionnels, qui peuvent être difficiles à interpréter en présence de non-linéarité, de surdispersion ou de structures d'erreurs non normales, les résidus dans DHarma sont générés en simulant les valeurs de réponse du modèle ajusté et en comparant chaque valeur observée à la distribution de sa réponse simulée. Ce processus transforme les résidus sur une échelle uniforme, facilitant ainsi la détection et l'interprétation des tendances.

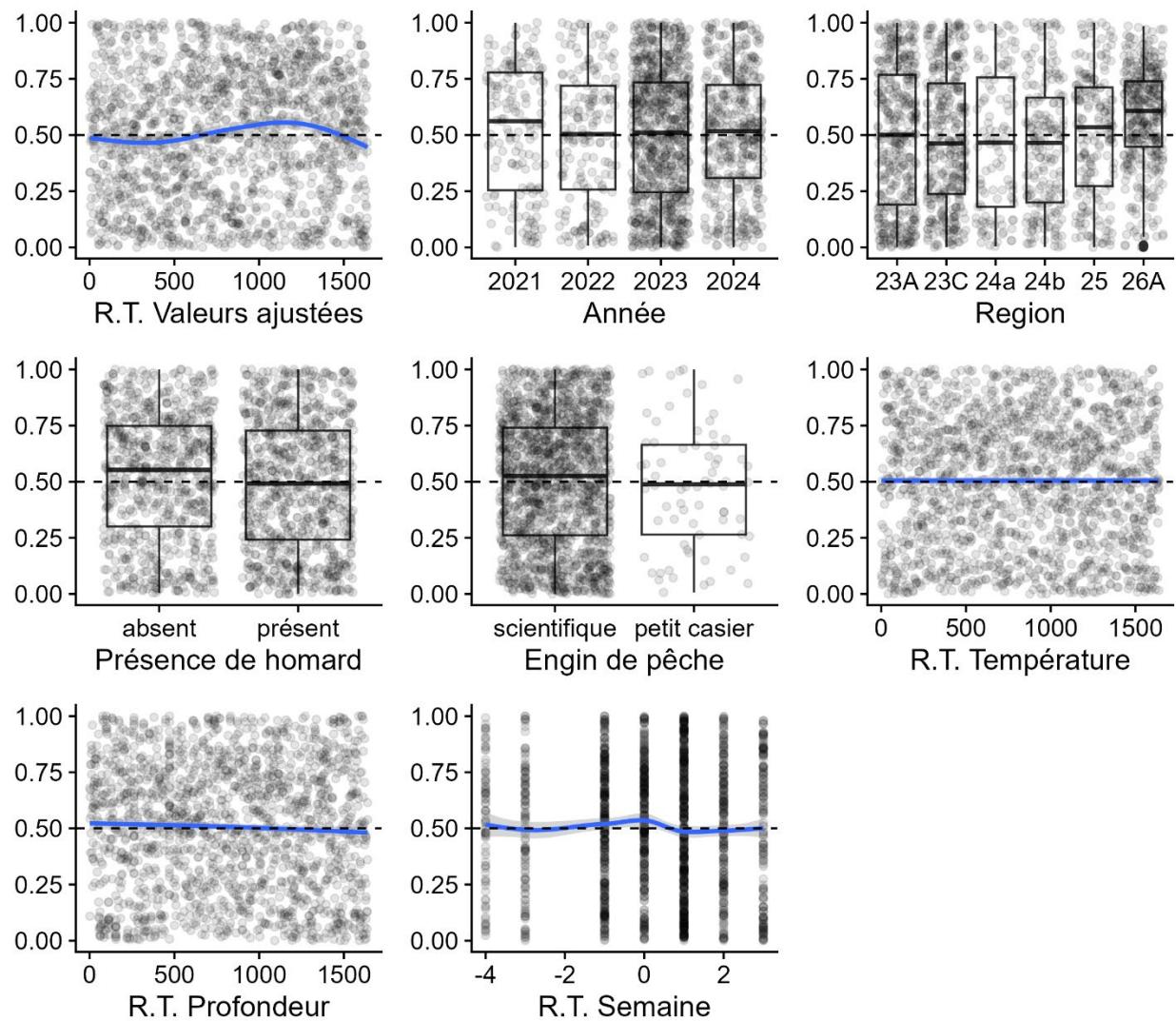


Figure A9. Quantiles des résidus simulés d'un modèle additif généralisé des prises de crabe commun dans le relevé annuel au casier. « R.T. » indique que la variable de l'axe des abscisses est transformée en rangs. Un total de 1 000 simulations a été utilisé pour produire le rang.

MODÈLE DE CPUE INDÉPENDANTE DE LA PÊCHE : GRAPHIQUES DES EFFETS PARTIELS

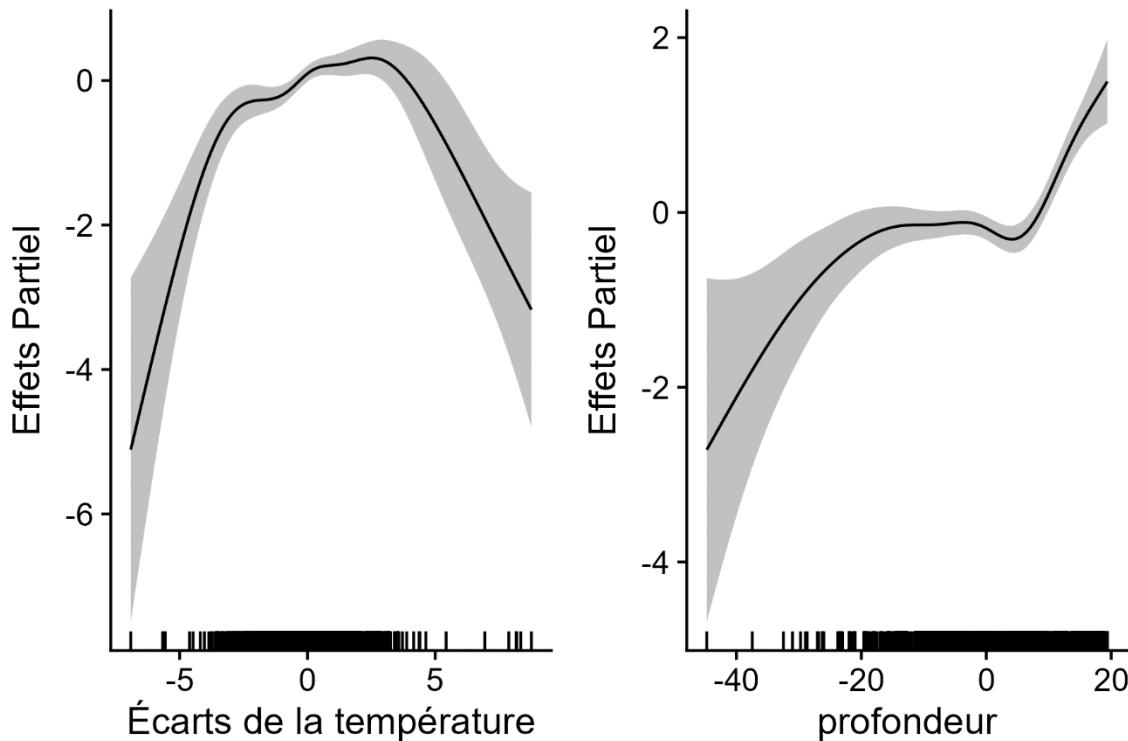


Figure A10. Graphiques des effets partiels pour un modèle additif généralisé binomial négatif ajusté aux prises dans le relevé au casier. Les variables lissées incluses dans le modèle étaient la profondeur (par rapport à une profondeur de référence de 20 m) et les écarts de la température ($^{\circ}\text{C}$ par rapport aux températures estimées à la profondeur pour chaque ZPH annuellement).