



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 2025/058

Région du Québec

Utilisation d'une approche de modélisation de la répartition des espèces basée sur des observations issues de relevés aériens réalisés de 2017 à 2022 pour prédire les habitats de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

Arnaud Mosnier, Valérie Harvey, Stéphane Plourde,
Jean-François Gosselin, Caroline Lehoux

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4
Canada

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

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

ISSN 1919-5044

ISBN 978-0-660-78594-3 N° cat. Fs70-5/2025-058F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Mosnier, A., Harvey, V., Plourde, S., Gosselin, J.-F. et Lehoux, C. 2025. Utilisation d'une approche de modélisation de la répartition des espèces basée sur des observations issues de relevés aériens réalisés de 2017 à 2022 pour prédire les habitats de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/058. v + 88 p.

Also available in English:

Mosnier, A., Harvey, V., Plourde, S., Gosselin, J.-F., and Lehoux, C. 2025. A Species Distribution Modeling Approach Based on Aerial Survey Observations from 2017 to 2022 to Predict North Atlantic Right Whale Habitats in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/058. iv + 83 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
MATÉRIEL ET MÉTHODES	2
BASE DE DONNÉES D'OBSERVATION	2
COUVERTURE RÉELLE DE RELEVÉ	3
MODÉLISATION DE L'OCCURRENCE DE L'ESPÈCE	3
Extraction des conditions environnementales.....	3
Méthode de modélisation	6
Entraînement des modèles, sélection des modèles et tests de performance	7
RÉSULTATS.....	8
VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DE L'EFFORT DE RELEVÉ ET DE LA DÉTECTION DE L'ESPÈCE.....	8
MODÈLE DE RÉPARTITION DE L'ESPÈCE	9
Variables importantes	9
Performance des modèles	9
Relations avec les variables environnementales	10
Cartographie des prédictions par rapport aux observations	13
Zones de probabilité plus élevée d'occurrence de l'espèce.....	13
DISCUSSION.....	14
RELATIONS AVEC LES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES.....	14
ZONES IMPORTANTES	17
SOURCES D'INCERTITUDES	18
REMERCIEMENTS	19
RÉFÉRENCES CITÉES	20
TABLEAUX	29
FIGURES	37
ANNEXE A. CORRÉLATION ENTRE LES PRÉDICTEURS POTENTIELS DE LA RÉPARTITION DES BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD	47
ANNEXE B. PROBABILITÉ DE DÉTECTION	48
ANNEXE C. RELATION ENTRE L'OCCURRENCE DE LA BNAN ET LES VARIABLES EXPLICATIVES INCLUSES DANS LES MEILLEURS MODÈLES SAISONNIERS	49
ANNEXE D. RELATION ENTRE L'OCCURRENCE DE LA BNAN ET LES VARIABLES EXPLICATIVES INCLUSES DANS LE MEILLEUR MODÈLE GLOBAL.....	59
ANNEXE E. EXEMPLE DE PRÉDICTIONS DU MODÈLE PAR RAPPORT AUX OBSERVATIONS.....	60
ANNEXE F. COMPARAISON ENTRE LES PRÉDICTIONS DU MODÈLE ET LES DONNÉES BRUTES	86

ANNEXE G. ANOMALIES MOYENNES DU NIVEAU DE LA MER AU COURS DES SAISONS POUR 2017-2020	87
ANNEXE H. ERREURS DE PRÉVISION DU MODÈLE	88

RÉSUMÉ

La baleine noire de l'Atlantique Nord (BNAN) était autrefois abondante le long des côtes de l'Atlantique Nord, du golfe du Mexique au Groenland et de l'Afrique du Nord-Ouest à la Norvège. On la retrouve désormais principalement le long des côtes de l'est des États-Unis et du Canada atlantique, avec une population estimée à seulement 356 individus. Au cours de la dernière décennie, la répartition de l'espèce s'est considérablement modifiée, environ 40 % de la population s'étant déplacée des aires d'alimentation estivales habituelles vers le golfe du Saint-Laurent (GSL). Le nombre élevé de mortalités observées en 2017 et 2019 a poussé Pêches et Océans Canada à créer un programme de surveillance visant à détecter les baleines, à déclencher des mesures de protection et à recueillir des informations sur la répartition spatiale et temporelle de l'espèce. Les données des relevés aériens effectués d'août 2017 à novembre 2022 ont été associées à des variables environnementales dans des modèles additifs généralisés mixtes afin d'identifier les facteurs influençant la répartition des BNAN dans le GSL et de prédire la probabilité de leur occurrence. Des modèles ont été développés à partir des données recueillies entre 2017 et 2020, en considérant des périodes de deux mois, des demi-saisons et l'ensemble de la saison de présence des BNAN. Les modèles période-spécifiques se sont avérés plus performants que le modèle global entraîné avec les données de l'ensemble de la saison lorsqu'ils ont été testés avec les données d'entraînement (observations de 2017 à 2020). Cependant, le modèle global s'est avéré plus efficace que les autres lors des tests avec le jeu de données d'observation indépendantes recueillies en 2021 et 2022. Le meilleur modèle comprenait la profondeur, la température de surface de la mer, la salinité et la chlorophylle *a* comme facteurs importants influençant la probabilité d'occurrence des BNAN. Il comprenait aussi les anomalies du niveau moyen de la mer, les fronts thermiques, la vitesse du courant et la topographie du fond marin, probablement en raison de leur rôle dans les processus d'agrégation des proies. Les cartes de probabilité générées par cette étude soulignent l'importance de plusieurs zones dans le GSL, telles que la vallée de Shediac, les vallées de Bradelle et la région à l'ouest de l'île d'Anticosti, et illustrent les variations saisonnières de la répartition. Ces cartes aideront à désigner des zones de conservation et à guider les stratégies de gestion visant à atténuer les risques posés par le transport maritime et la pêche à cette population en voie de disparition.

INTRODUCTION

La baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*; BNAN) était autrefois répandue dans l'océan Atlantique Nord dans une zone s'étendant le long de la côte est de l'Amérique du Nord, du golfe du Mexique au Groenland, et le long de la côte ouest de l'Europe, de la Norvège aux côtes nord-ouest de l'Afrique (figure 1, Schevill et Moore 1983, CBI 1986, Mead 1986, Mitchell *et al.* 1986, Reeves et Mitchell 1986, Monsarrat *et al.* 2015). La récolte commerciale au cours des derniers siècles a considérablement réduit son abondance (CBI 1986). Il est présumé que les baleines noires présentes dans l'Atlantique Nord-Ouest pourraient former la seule unité fonctionnelle restante (CBI 2001, Frasier *et al.* 2022); et avec une abondance estimée à 356 individus 2022 (346-363; Linden 2023), cette population est considérée comme l'une des populations de cétacés les plus menacées au monde (Clapham *et al.* 1999).

Au cours des dernières décennies, les observations opportunistes, la surveillance acoustique passive, les relevés visuels, la photo-identification et la télémétrie ont fourni de l'information sur la répartition saisonnière de la BNAN dans son aire de répartition actuelle (Mate *et al.* 1997, Baumgartner et Mate 2005, Brown *et al.* 2009, Davis *et al.* 2017, Davies *et al.* 2019, Simard *et al.* 2019). Des études suggèrent que l'espèce n'était présente que dans une petite partie de son ancienne aire de répartition et qu'elle était principalement observée dans les zones côtières de l'est des États-Unis et du Canada atlantique (figure 1). Dans ces zones, au moins une partie de la population migre entre les aires de mise bas hivernales situées dans les eaux côtières du sud-est des États-Unis, de la Floride à la Caroline du Nord, et les aires d'alimentation estivales situées au large de la Nouvelle-Angleterre et du Canada (Winn *et al.* 1986). Des changements majeurs dans la répartition des BNAN ont eu lieu au cours de la dernière décennie. Au début des années 2010, une diminution des observations a été constatée dans les aires d'alimentation estivales habituelles de l'espèce dans le golfe du Maine, dans le Grand chenal du Sud, dans la baie de Fundy et sur le plateau néo-écossais, tandis qu'une augmentation a été constatée dans le sud de la Nouvelle-Angleterre et dans le GSL, une zone qui n'était pas auparavant reconnue comme un habitat important pour la population (Simard *et al.* 2019, Crowe *et al.* 2021, Meyer-Gutbrod *et al.* 2022). Bien que des BNAN n'aient été observés qu'occasionnellement dans le GSL avant 2015, une partie importante (40 %) de cette petite population l'utilise maintenant chaque année du début du printemps à la fin de l'automne, avec une forte proportion d'individus montrant une forte fidélité au site (Simard *et al.* 2024, Crowe *et al.* 2021, St-Pierre *et al.* 2024a).

Le rétablissement de l'espèce est limité par le faible taux de reproduction et les taux de mortalité importants associés à la collision avec les navires et à l'empêchement dans les engins de pêche (Moore *et al.* 2004, Kraus *et al.* 2005, Brown *et al.* 2009, MPO 2014, Corkeron *et al.* 2018, Stewart *et al.* 2022). L'information sur l'utilisation de l'habitat par la BNAN a mené à la désignation légale d'aires de conservation et à la mise en œuvre de mesures de gestion visant à réduire au minimum les risques de collision et d'empêchement dans les aires de mise bas et dans les aires d'alimentation habituelles le long de la côte américaine, de la région de Grand Manan et du bassin Roseway (figure 1; Vanderlann et Taggart 2009, Knowlton *et al.* 2012, Laist *et al.* 2014, Knowlton *et al.* 2016). Des mesures de gestion ont également été mises en place depuis 2018 dans le GSL, où l'espèce est également vulnérable aux collisions avec les navires et à l'empêchement dans les engins de pêche (Daoust *et al.* 2017, Bourque *et al.* 2020).

L'efficacité des mesures de conservation serait réduite si les BNAN modifiaient leur aire de répartition afin que leur occurrence ne soit plus synchronisée avec l'application des mesures d'atténuation ou si les aires protégées ne sont plus fréquentées. Afin de concentrer les efforts de surveillance, d'améliorer l'efficacité des mesures d'atténuation et d'assurer une protection

adéquate des BNAN, il est nécessaire de désigner les habitats importants et de comprendre le profil saisonnier de l'utilisation de l'habitat dans le GSL. Le déplacement de l'aire de répartition des BNAN de leurs aires d'alimentation historiques vers le GSL a été attribué à un déclin de leurs proies principales, *Calanus finmarchicus*, dans leurs habitats d'origine (Record *et al.* 2019, Meyer-Gutbrod *et al.* 2022), tandis que plusieurs zones du GSL peuvent fournir une abondance adéquate de proies (Plourde *et al.* 2019, Sorochoan *et al.* 2019, Gavrilchuk *et al.* 2021, Sorochoan *et al.* 2021, 2023, Plourde *et al.* 2024). La disponibilité des proies est certainement un élément important à prendre en compte pour expliquer la répartition de la BNAN, mais l'information sur d'autres variables environnementales décrivant les conditions océanographiques et le profil du fond peut également donner un aperçu des différents indices que l'espèce peut prendre en compte lors de la recherche de proies ou d'emplacements où ces derniers sont plus facilement accessibles (Murison et Gaskin 1989, Baumgartner et Mate 2003, Baumgartner *et al.* 2003, Pendleton *et al.* 2012).

Dans cette étude, nous avons intégré les observations de la BNAN provenant de relevés aériens visuels systématiques par transect linéaire menés par Pêches et Océans Canada (MPO) d'août 2017 à novembre 2022, avec des variables environnementales à l'aide d'un modèle de répartition des espèces. Ce dernier utilise des modèles logistiques additifs généralisés pour déterminer les facteurs ayant une incidence sur la répartition de l'espèce dans le GSL et prédire leur probabilité relative d'occurrence dans cette région. Des modèles annuels et saisonniers d'avril à novembre ont été testés pour déterminer les modèles les plus efficaces et révéler les changements saisonniers potentiels dans la répartition. Ces modèles ont ensuite été appliqués pour prédire la répartition spatiale et temporelle des habitats importants de la BNAN dans le GSL.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

BASE DE DONNÉES D'OBSERVATION

La base de données d'observation comprenait les résultats de relevés aériens visuels systématiques par transect linéaire effectués dans l'estuaire du Saint-Laurent et dans le GSL entre 2017 et 2022. La plupart des données ont été recueillies dans le cadre du programme de surveillance aérienne scientifique du MPO mis en œuvre en 2017 (voir St-Pierre *et al.* 2024a). Les relevés ont d'abord été effectués de la fin août à la mi-novembre 2017 dans plusieurs aires d'alimentation potentielles précédemment ciblées (voir St-Pierre *et al.* 2024a). À partir de 2018, la période de relevé a été prolongée d'avril à novembre, et la couverture aérienne a suivi une conception plus systématique et continue qui comprenait l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les efforts de relevé consacrés aux différentes parties de l'estuaire et du golfe variaient d'une année à l'autre (figure 2). Chaque année, une grande partie des relevés était consacrée au sud du GSL (figure 3, 5 à 11 relevés par année). Le nord du GSL a fait l'objet de relevés au moins une fois par année (un à cinq relevés par année), tandis que d'autres zones ont fait l'objet de relevés moins régulièrement, soit l'estuaire du Saint-Laurent (zéro à un relevé par année), le détroit de Cabot (zéro à quatre relevés par année), le nord-est du GSL (zéro à deux relevés par année), la baie des Chaleurs (zéro à deux relevés par année), le détroit de Northumberland (zéro à deux relevés par année). Une description détaillée de la méthodologie et de la couverture du relevé est fournie dans St-Pierre *et al.* 2024a.

Les données incluses dans la base de données proviennent également de 15 autres relevés aériens systématiques effectués du début mai à la mi-septembre entre 2018 et 2022 (cinq en 2018, quatre en 2019, un en 2020, un en 2021, un en 2022) pour évaluer l'abondance et la

répartition saisonnière du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent (Harvey *et al.* en préparation¹, St-Pierre *et al.* 2024a). Tous ces relevés couvraient l'estuaire du Saint-Laurent de Rimouski à Battures aux Loups Marins, 12 d'entre eux s'étendaient à l'est de Rimouski pour couvrir la partie inférieure de l'estuaire du Saint-Laurent, et trois relevés s'étendaient plus à l'est pour couvrir le nord-ouest du GSL, la péninsule gaspésienne et la baie des Chaleurs (figure 3).

Bien que cet ensemble de données englobe des relevés effectués avec des objectifs différents, le même protocole a été appliqué de manière uniforme. Les renseignements consignés comprenaient l'heure à laquelle les observateurs ont commencé et cessé de rechercher activement des mammifères marins (en effort et hors effort), les conditions météorologiques (état de la mer, intensité de l'éblouissement, couverture nuageuse) et, pour chaque observation de mammifère marin, l'espèce, la taille du groupe et son emplacement en fonction de l'angle d'inclinaison par rapport à l'horizon, de l'angle par rapport au cap de la plateforme, de l'altitude et de l'emplacement de la plateforme obtenu à l'aide d'un appareil GPS. Lorsqu'une BNAN ou une possible BNAN a été détectée, l'avion a survolé la zone de détection pendant au moins 20 minutes pour confirmer l'identification de l'espèce, estimer la taille du groupe et obtenir une position plus précise de chaque individu (voir St-Pierre *et al.* 2024a pour plus de détails).

Toutes les BNAN détectées alors que les observateurs recherchaient activement des mammifères marins ont été incluses dans les analyses. Dans les cas où le même individu a été détecté plusieurs fois (c.-à-d. par deux observateurs assis du même côté pendant le mode de passage ou dans le mode d'inventaire), l'emplacement le plus précis, généralement la position où l'avion a survolé l'individu pendant la procédure en mode d'inventaire, a été conservé.

COUVERTURE RÉELLE DE RELEVÉ

La zone considérée comme ayant fait l'objet d'un relevé était représentée par le champ de vision des observateurs lorsqu'ils étaient « en effort ». Le champ de vision a été considéré comme une zone tampon autour du trajet la plateforme d'une largeur (3 000 m) égale au 95^e centile des distances perpendiculaires entre le trajet de la plateforme et les observations de la BNAN. Les différences potentielles entre les périodes « en effort » du côté gauche ou droit de la plateforme ont été prises en compte avec des zones tampons indépendantes du côté droit et gauche. Les cartes d'efforts ont été fondées sur une grille de cellules de 1 000 x 1 000 m couvrant l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les valeurs des cellules ont été calculées comme la somme des zones couvertes par les inventaires passant au-dessus de chacune des cellules. Le traitement des données a été effectué dans QGIS 3.34 (QGIS.org 2023).

MODÉLISATION DE L'OCCURRENCE DE L'ESPÈCE

Extraction des conditions environnementales

La sélection des covariables environnementales (tableau 1) a été basée sur leur association avec l'occurrence d'espèces de mysticètes telles que la BNAN ou de leurs proies (*Calanus* spp.), ou avec les processus océanographiques associés à l'agrégation des proies zooplanctoniques. Dix covariables différentes (tableau 1) ont été testées dans les modèles, y compris la profondeur du fond, la pente du fond, la topographie du fond marin, la température de l'eau, les fronts thermiques, la concentration de chlorophylle *a*, les anomalies du niveau

¹ Harvey, V., Mosnier, A., St-Pierre, A.P., Lesage, V. and Gosselin, J.-F. En préparation. Variations saisonnières de la répartition et de l'utilisation de l'habitat du beluga de l'estuaire du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*) d'après les relevés visuels aériens systématiques par transects. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.

moyen de la mer, la salinité, la vitesse du courant et un indice des conditions d'alimentation pour la BNAN. Pour tenir compte de la sélection de l'habitat à petite échelle par les BNAN, on a extrait des covariables environnementales pour chaque lieu et date d'observation, avec la résolution spatiale la plus élevée disponible et en considérant les valeurs quotidiennes, à l'exception des données de modélisation de *Calanus* spp. (voir ci-dessous) qui se limitaient à des prédictions mensuelles. Cette extraction a été effectuée dans R (R core Team 2023) à l'aide des bibliothèques « sf » (Pebesma 2018, Pebesma et Bivand 2023) et « terra » (Hijman 2023).

Données environnementales statiques

Le comportement et la répartition des mammifères marins, en particulier ceux qui se nourrissent de plancton, sont connus pour être influencés par des processus océanographiques biophysiques souvent associés à la topographie du fond marin (Hui 1985, Murison et Gaskin 1989, Torres *et al.* 2013, Cox *et al.* 2018, Wyles *et al.* 2022). Les caractéristiques de base du fond marin, telles que la profondeur et la pente, ont ainsi été obtenues à chaque point d'observation. La profondeur a été obtenue d'une carte matricielle d'une résolution de 20 m, créée par interpolation des données du Service hydrographique du Canada. La pente du fond a été calculée à partir de la carte de profondeur en utilisant le taux maximal de variation de profondeur (en degrés) divisé par la distance entre des cellules voisines. Un autre indice de la morphologie du fond marin, l'indice de position topographique (IPT; Weiss 2001), a également été calculé à partir de la carte de profondeur à l'aide de la bibliothèque « spatialEco » (Evans et Murphy 2023) et utilisé pour classer le fond marin selon six classes différentes : fond plat, vallée, bas de pente, milieu de pente, haut de pente et crête.

Données environnementales dynamiques

Les processus océanographiques, qui se produisent à l'échelle mondiale et locale, mènent à la formation de masses d'eau distinctes, dont les caractéristiques peuvent servir de repères aux mammifères marins à la recherche de proies dans un écosystème dynamique (Kenney *et al.* 2001, Pendleton *et al.* 2009, Abrahms *et al.* 2019, Milanese *et al.* 2020, El-Gabbas *et al.* 2021). La température de la surface de la mer (TSM) a été obtenue à partir de cartes quotidiennes sans trou générées par le Group for High Resolution Sea Surface Temperature (GHRST) en combinant des observations satellitaires et *in situ* complémentaires dans des systèmes d'interpolation optimale. La valeur de la TSM a été extraite pour la date de chaque observation. La moyenne à cet endroit au cours des 15 jours précédents et la valeur de la TSM 15 jours auparavant ont également été calculées afin d'évaluer de possibles réponses différées aux conditions thermiques. La température et la salinité de l'eau dans la couche de 0 à 50 m de profondeur, ainsi que la température près du fond marin, ont été déterminées comme des facteurs de répartition de *Calanus* spp. dans le GSL (Albouy-Boyer *et al.* 2016). Les valeurs moyennes quotidiennes de la température de l'eau dans la couche de 0 à 50 m de profondeur, près du fond marin, ainsi que dans toute la colonne d'eau ont été obtenues à partir du Système côtier de prévision océan-glace pour la côte est du Canada (CIOPS-E; Paquin *et al.* 2023). Les prédictions quotidiennes de ce modèle océanographique ont également été utilisées pour extraire la salinité moyenne dans la couche de 0 à 50 m de profondeur.

D'autres caractéristiques telles que la vitesse du courant et la présence de fronts thermiques sont parfois associées à des zones de productivité plus élevée, offrant des conditions d'alimentation plus prévisibles, regroupant potentiellement les proies et ayant une incidence sur la répartition des baleines dans les aires d'alimentation (Baumgartner *et al.* 2003, Cotté *et al.* 2011, Harvey *et al.* 2017, Cox *et al.* 2018). Nous avons donc extrait la vitesse moyenne du courant dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau, et aussi de la surface jusqu'à un maximum de 150 m. La plage de profondeur de 10 à 150 m englobait la plage principale des

profondeurs de plongée enregistrées pour la BNAN (Watwood et Buonantony 2012, Baumgartner et Mate 2003, Murison et Gaskin 1989) et la profondeur maximale du fond (100 m) où presque toutes les BNAN du GSL ont été détectées. Les fronts thermiques ont été déterminés sur les cartes de TSM quotidiennes au moyen d'un algorithme de détection de contours (Cayula et Cornillon 1995), disponible dans la boîte à outils Marine Geospatial Ecology Tools (MGET) élaborée pour ArcGIS 10 (Roberts *et al.* 2010). La distance par rapport au front le plus proche a été calculée, de même que l'occurrence du front thermique dans un rayon de 5 km de chaque observation. Nous avons également extrait les anomalies du niveau moyen de la mer (ANMM), une mesure de l'altimétrie de la surface de la mer, connue pour fluctuer avec la dynamique et les patrons de circulation de l'océan. Cette variable a permis de déterminer des caractéristiques océaniques telles que les zones de tourbillons, de remontée d'eau et de plongée d'eau (Nerem *et al.* 1990; Fu et Cheney 1995). Plusieurs études ont trouvé un lien entre l'altimétrie de la surface de la mer et les patrons d'occurrence des baleines, leurs activités d'alimentation (Abrahams *et al.* 2018, Becker *et al.* 2016, Pardo *et al.* 2015, Warwick-Evans *et al.* 2022, Tao *et al.* 2023) et l'abondance du zooplancton (Plourde *et al.* 2016). Cette information a été extraite des cartes quotidiennes d'ANMM fournies par le CMEMS (voir le lien de données ci-dessus, tableau 1).

Enfin, deux indices liés à la productivité et à l'accessibilité des proies de la BNAN ont été pris en compte. Dans le sud du GSL, où la plupart des observations d'individus ont eu lieu, les changements dans l'abondance de *Calanus* spp. sont fortement influencés par la circulation océanique associée au courant de Gaspé (Le Corre *et al.* 2023; Johnson *et al.* 2024). Cette masse d'eau, ainsi que plusieurs zones de fort mélange dû aux marées et de zones frontales, est caractérisée par une concentration relativement élevée de chl *a* (Laliberté et Larouche 2023). La concentration de chl *a*, permettant d'estimer la biomasse du phytoplancton, est considérée comme un indicateur de la productivité locale. Des cartes quotidiennes sans trou fournies par le Service Copernicus de surveillance du milieu marin (CMEMS; [produits GlobColour](#)) et dérivées de données recueillies par plusieurs satellites, ont été utilisées pour obtenir la concentration de chl *a* dans notre zone d'étude; chaque observation de BNAN a été associée à la valeur moyenne de chl *a* au cours des 3 et 15 derniers jours. Une estimation mensuelle d'un indice reflétant les conditions d'alimentation de l'espèce a également été extraite à chaque emplacement. Cet indice était fondé sur l'énergie nette (Enet) acquise lors de la quête de nourriture de la BNAN estimée à l'aide d'un modèle bioénergétique d'alimentation couplé à une biomasse en 3D de *Calanus* spp. (Plourde *et al.* 2024). Comme deux modèles différents de *Calanus* spp. étaient disponibles (appelés modèle 2 et modèle 3.3 dans Plourde *et al.* 2024), les prédictions d'Enet ont été extraites des deux modèles. Les valeurs moyennes d'Enet ont également été calculées sur l'ensemble de la saison (modèle global : d'avril à novembre) ainsi que sur des périodes de deux mois d'avril à novembre (avril-mai, juin-juillet, août-septembre, octobre-novembre), s'alignant sur certaines de nos périodes de modélisation (voir ci-dessous) et correspondant à des périodes qui semblaient relativement homogènes en termes de prédictions pour *Calanus*. Enfin, afin d'évaluer si la répartition de la BNAN pouvait être influencée par une certaine « connaissance » de la disponibilité locale des proies obtenue au cours des années précédentes (Kenney 2001, Crowe *et al.* 2021), la moyenne des prédictions des modèles de *Calanus* a été calculée pour les trois dernières années, ainsi que la variance associée. Les deux valeurs étaient également associées à chaque lieu d'observation.

Caractérisation de l'environnement « non utilisé » par les baleines

En raison des biais de disponibilité et de détection (Buckland *et al.* 2004), il n'est pas possible de définir avec certitude les zones et les conditions environnementales où les baleines étaient absentes. Pour réduire la probabilité d'inclure des conditions environnementales où la possibilité d'occurrence de la baleine n'était pas négligeable, nous avons utilisé deux

méthodes – l’une dans la stratégie d’échantillonnage, décrite ici, et l’autre pendant la phase de modélisation (voir la section suivante). Les conditions environnementales dans lesquelles aucune BNAN n’a été détectée ont été définies en générant des points aléatoires dans la zone de relevé (p. ex. une zone tampon de 3 000 m autour des lignes de relevé, voir la section ci-dessus) à une densité de 1 point/km² (Mosnier *et al.* 2020). Cependant, aucun point aléatoire n’a été autorisé dans un rayon de 250 m autour de chaque observation de baleine afin d’éviter de créer une pseudo-absence à proximité d’un emplacement connu pour être utilisé par les baleines. Ce rayon tenait également compte des erreurs potentielles dans les coordonnées enregistrées des observations de baleines. Chaque point aléatoire a reçu un horodatage correspondant à la date et à l’heure auxquelles la distance de la plateforme de relevé était la plus courte, et les conditions locales qui prévalaient pendant le relevé à cette date et à cette heure. Enfin, les mêmes variables décrivant l’environnement à chaque emplacement d’observation de la baleine (c.-à-d. la profondeur, la pente, l’IPT, la température de l’eau, les courants, la concentration de chl *a*, les fronts thermiques, la salinité, les ANMM et l’Enet de *Calanus* spp.) ont également été extraites pour ces points aléatoires.

Méthode de modélisation

Les relations entre l’occurrence de baleines et les covariables environnementales ont été évaluées au moyen de régressions logistiques ajustées comme modèles additifs généralisés mixtes en utilisant la fonction « BAM » (version spéciale de la fonction « GAM » pour grand ensemble de données) de la bibliothèque R « mgcv » (Wood *et al.* 2015; Wood *et al.* 2017). Pour contraindre le modèle à comparer les conditions environnementales dans chaque relevé (c.-à-d. ne pas mélanger les conditions entre les divers relevés), la date a été considérée comme un effet aléatoire. Certaines variables dynamiques (température de l’eau, vitesse du courant, chl *a*, fronts, prédictions du modèle *Calanus* spp.) étaient disponibles sous diverses formes (p. ex. valeurs quotidiennes, moyennes, valeurs différées). Cependant, les modèles n’incluaient qu’une seule forme de chacune de ces variables à la fois. De plus, la concentration de chl *a* et la variable représentant l’énergie nette gagnée (ou perdue) par l’exploitation des densités locales de *Calanus* spp. (Enet) ont toutes deux été utilisées pour représenter les ressources potentielles disponibles pour la BNAN et n’ont pas été considérées ensemble dans le même modèle. Enfin, les variables présentant un coefficient de corrélation supérieur à 0,5 (annexe A) n’ont pas été incluses simultanément, ce qui a donné un total de 44 927 modèles à tester. Aucune interaction n’a été testée. Les termes lissés étaient représentés au moyen de splines de régression pénalisées, avec des paramètres de lissage choisis par maximum de vraisemblance. Pour conserver l’interprétabilité écologique des relations fonctionnelles, chaque spline était limitée à cinq degrés de liberté.

Même si nous avons évité d’échantillonner des points aléatoires à proximité des observations, il pourrait néanmoins être avancé que de tels points représentant des pseudo-absences pourraient toujours être situés aux endroits où des animaux sont présents sans être détectés. Pour réduire ce problème au minimum, nous avons pondéré les données incluses pour chaque point aléatoire par un indice de détectabilité fondé sur des courbes de détection (annexe B) semblables à celles utilisées pour l’échantillonnage par distance (Buckland *et al.* 1993). La fonction « ddf » de la bibliothèque R « Distance » (Miller et Clark-Wolf 2023) a été utilisée pour obtenir des courbes de détection tenant compte de la distance perpendiculaire des observations, du type de plateforme (c.-à-d. avion de petite taille [Cessna 337 Skymaster], Partenavia [P68 Observer], avion de taille moyenne [01DeHavilland DH-6 Twin Otter 300]) et des conditions locales pendant le relevé (état de la mer, intensité de l’éblouissement). Nous avons testé des formulations d’échantillonnage par distances avec covariables multiples (MCDS) en utilisant des fonctions clés hazard-rate et demi-normales. Le meilleur modèle a été choisi en fonction de sa valeur du critère d’information d’Akaike (CIA). Aucune correction

supplémentaire n'a été appliquée pour tenir compte de la probabilité qu'une BNAN se trouve à la surface lorsque l'avion a survolé une zone (biais de disponibilité). Un tel facteur de correction, généralement fondé sur des données de télémétrie, n'était pas disponible pour cette espèce dans le GSL, et on croit qu'il varie à la fois de façon spatiale et saisonnière (St Pierre *et al.* 2024a, Roberts *et al.* 2024). Ce schéma de pondération a permis d'attribuer une importance croissante aux points aléatoires avec de meilleures conditions d'observation, augmentant ainsi la probabilité de détecter une baleine si elle est présente, et faisant de ces points une mesure plus précise de l'absence réelle. En complément, on a attribué aux observations un indice de pondération de 1 parce qu'elles représentent des présences réelles.

Entraînement des modèles, sélection des modèles et tests de performance

Les modèles ont été entraînés avec des données d'observation obtenues à partir de relevés effectués entre 2017 et 2020 pour permettre l'inclusion des prédictions du modèle pour *Calanus*, qui n'étaient disponibles que jusqu'en 2020. Les observations de 2021 à 2022 ont été utilisées comme ensemble de données de test pour évaluer les performances des modèles (voir ci-dessous). De plus, pour tester les changements temporels potentiels dans la sélection de l'habitat de la BNAN au cours de la période principale où l'espèce est présente dans le GSL, des modèles ont été ajustés successivement en tenant compte des données séparées en périodes de deux mois (avril-mai, juin-juillet, août-septembre, octobre-novembre), en deux demi-saisons (avril-juillet, août-novembre), puis enfin avec des données couvrant toute la saison (avril-novembre; ci-après appelé modèle global).

La sélection parmi les modèles additifs mixtes généralisés s'est effectuée à l'aide d'un processus en deux étapes. Tout d'abord, l'approche shrinkage (Marra et Wood 2011) a été appliquée lors de l'ajustement du modèle, permettant d'exclure les covariables qui n'ont pas apporté d'information significative au modèle en réduisant le degré de liberté effectif de leurs variables de lissage à 0, ou près de 0. Lorsqu'une telle situation s'est produite, la variable ayant le degré de liberté le plus faible a été retirée et le modèle a été réajusté. Par la suite, pour chaque période (périodes de deux mois, de demi-saison, saison entière), la liste des modèles finaux a ensuite été classée en fonction de leurs valeurs de CIA, et les modèles avec un delta CIA inférieur ou égal à 3 à partir de la valeur la plus basse ont été retenus comme les meilleurs modèles.

En général, les performances des modèles de répartition des espèces sont testées à l'aide d'une validation croisée, c'est-à-dire en formant les modèles sur des sous-ensembles des données disponibles et en les évaluant sur le sous-ensemble complémentaire des données. Bien que cette méthode soit robuste, les ensembles de données d'entraînement et de test obtenus avec cette approche ne sont pas complètement indépendants, car ils sont échantillonnés à partir du même ensemble de données. Cependant, ici, nous avons bénéficié du fait que nous avons accès à un ensemble de données complètement indépendant obtenu à partir de différentes années de relevés. Les performances des modèles ont été évaluées pour chaque période, à l'aide de différents indices, en considérant successivement l'ensemble de données d'entraînement (c.-à-d. les données utilisées pour ajuster les modèles; relevés de 2017 à 2020) et de l'ensemble de données de test (relevés de 2021 à 2022). Une courbe de l'opérateur récepteur (ROC; Fielding et Bell 1997) a été construite pour l'ensemble d'entraînement (c.-à-d. comparaison des prédictions avec les données utilisées pour ajuster le modèle, soit les données des relevés de 2017 à 2020) et l'ensemble de tests (cette fois-ci, en comparant les prédictions avec un ensemble de données indépendantes composé de données des relevés de 2021 et 2022). La surface sous la courbe de l'opérateur récepteur (SSC) a ensuite été utilisée comme mesure indépendante du seuil pour évaluer les performances du modèle (Manel *et al.* 2001). La SSC s'étend de 0,5 pour les modèles sans pouvoir discriminant

à 1 pour les modèles avec discrimination parfaite. Les valeurs intermédiaires ont été interprétées comme suit : de 0,5 à 0,6 = échec; de 0,6 à 0,7 = médiocre; de 0,7 à 0,8 = passable; de 0,8 à 0,9 = bon; de 0,9 à 1 = excellent. Étant donné que notre ensemble de données était fortement biaisé en faveur des données sur les absences, un seuil de 0,5 était inadéquat pour classer les prédictions en tant que présence ou absence. Pour résoudre ce problème, l'indice de Youden (Youden 1950) a été utilisé pour définir le seuil optimal et construire une matrice de confusion permettant d'obtenir la proportion de classifications correctes. L'indice de dépendance extrême symétrique (SEDI; Ferro et Stephenson 2011; Wunderlich *et al.* 2019) a également été calculé à partir de la matrice de confusion comme autre mesure de la qualité de l'ajustement du modèle. Il a été préféré au True Skill Statistic (Allouche *et al.* 2006), car il a été jugé optimal pour les modèles de répartition des espèces de type présence-absence / arrière-plan (Wunderlich *et al.* 2019). Cette valeur varie de -1 à +1, où +1 indique une concordance parfaite, tandis que les valeurs de zéro ou moins indiquent une performance équivalente au hasard.

Des représentations spatiales des prédictions des meilleurs modèles ont été produites et comparées visuellement aux observations. Des cartes quotidiennes ont été produites. De plus, des cartes de moyenne mensuelles et de variance ont été produites pour caractériser la variabilité spatiale et temporelle des prédictions et aider à déterminer les régions systématiquement prédites comme présentant des conditions plus propices à l'occurrence de la BNAN.

RÉSULTATS

VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DE L'EFFORT DE RELEVÉ ET DE LA DÉTECTION DE L'ESPÈCE

Les efforts de relevé ont commencé en avril, puis ont rapidement augmenté pour atteindre une couverture maximale et relativement constante de mai à août, puis ont diminué graduellement jusqu'en novembre pour atteindre une couverture semblable à celle d'avril (figure 4). La majeure partie de l'effort de relevé a été menée dans le sud du GSL (72 % de la superficie couverte) et dans le nord-ouest du GSL (12 %) (figures 3 et 4). Les changements dans les observations du nombre de BNAN peuvent refléter ces variations spatio-temporelles dans la couverture des relevés, car les zones et les périodes comptant le plus grand nombre d'observations correspondaient aux zones et aux périodes où l'effort de relevé était le plus élevé. Au total, 1 012 groupes comprenant 1 255 individus ont été détectés. Le nombre d'observations a augmenté d'avril à juin, est demeuré relativement stable jusqu'en août, puis a diminué (figure 4). La plupart des BNAN (74 %) ont été observées entre juin et août (figure 4). Presque toutes les baleines (96 %) ont été détectées dans le sud du GSL; 4 % des observations ont eu lieu dans le nord-ouest du GSL, et aucune baleine n'a été observée dans d'autres régions (figure 5). La répartition spatiale des détectations variait selon les saisons. En avril et en mai, des BNAN ont été détectées le long du versant sud du chenal Laurentien, dans les vallées de Bradelle Est et Ouest, au nord de l'Île-du-Prince-Édouard (principalement en 2022), ainsi que dans les environs de la vallée de Shediak (figure 5). Les BNAN se sont principalement regroupées dans ces zones tout au long de l'été, mais ont également été détectées dans d'autres vallées situées dans le sud du GSL (figure 5). À partir d'août, cependant, les observations sont devenues plus dispersées dans le sud et le nord du GSL, la majorité des détectations ayant eu lieu à l'extrémité ouest de l'île d'Anticosti. Aucune baleine n'a été observée dans les environs de la vallée de Shediak en octobre et en novembre. Au cours de cette période, les BNAN ont été principalement observées à l'ouest des îles de la Madeleine et au nord de l'Île-du-Prince-Édouard.

MODÈLE DE RÉPARTITION DE L'ESPÈCE

Variables importantes

Tous les meilleurs modèles identifiés pour les différentes périodes considérées (avril-juillet, avril-mai, juin-juillet, août-septembre, août-novembre et la période complète allant d'avril à novembre) incluaient la profondeur du fond comme variable explicative, et la plupart d'entre eux (tous sauf les modèles d'avril-mai) intégraient également une salinité entre 0 et 50 m (tableaux 2 et 3). La plupart des modèles comprenaient l'une des covariables décrivant la TSM, les modèles élaborés pour les périodes postérieures au mois d'août intégrant également la température au fond (non corrélée avec la TSM, voir l'annexe A). La température au fond a également été retenue dans les modèles décrivant la saison complète (avril-novembre), mais seulement lorsqu'elle était associée aux prédictions pour *Calanus* spp.; cependant, ces modèles n'ont pas été considérés comme les meilleurs pour cette période. La classification de la morphologie du fond marin fondée sur l'IPT est apparue dans les meilleurs modèles pour la saison complète, ainsi que pour les périodes avril-juillet et août-novembre. L'une des deux covariables de la vitesse du courant (0-10 m ou 0-150 m) a été retenue dans le modèle global (saison complète) et celui d'avril-juillet, mais n'est apparue que dans les modèles pour les périodes juin-juillet et août-novembre lorsqu'elle était associée aux prédictions pour *Calanus* spp. Les modèles comprenant différentes covariables de chl *a* (en particulier Chl_a_15d) ont généralement été évalués comme étant les meilleurs. La seule exception a été observée pour la période avril-mai, où ni chl *a* ni Enet n'étaient présentes dans la liste des covariables des meilleurs modèles. Alors qu'un modèle comportant une covariable Enet (EnetMod2_MeanLast3Y) a été jugé équivalent (Δ CIA = 0,8) à un autre modèle avec la covariable Chl_a_15d pour la période juin-juillet, les modèles intégrant des covariables Enet avaient généralement une valeur de CIA plus élevée (plus elle est faible, mieux c'est).

Performance des modèles

Dans l'ensemble, la proportion de la déviance expliquée par les meilleurs modèles (selon leur valeur du CIA) était relativement faible ($44,4 \pm 6,0$ %; moyenne $\pm$ ET). Cependant, la valeur de la SSC pour ces modèles suggère de bonnes performances lorsqu'elle est appliquée à l'ensemble de données d'entraînement (tableaux 3 et 4; SSC = $0,89 \pm 0,06$; de 0,81 à 0,95). Ces modèles ont montré des capacités passables à bonnes pour l'ensemble de données de test composé d'observations obtenues lors de relevés aériens de 2021-2022, avec une SSC variant de 0,76 à 0,84 (moyenne de $79,7 \pm 0,03$). Les résultats de la matrice de confusion ont montré une dégradation des performances des modèles de $79,6 \pm 15$ % (intervalle : 53,6 à 95,2 %) de la classification correcte de la présence pour l'ensemble de données d'entraînement à $74,3 \pm 7,6$ % (plage de 66,1 à 87,9 %) avec l'ensemble de données de test. La proportion de classification correcte des absences a également diminué, passant de $84,2 \pm 5,4$ % avec l'ensemble de données d'entraînement à $74,4 \pm 4,6$ % avec l'ensemble de données de test. L'indice de dépendance extrême symétrique (SEDI) a montré la même tendance, passant d'une valeur moyenne de $0,75 \pm 0,10$ (plage : 0,63 à 0,87) avec l'ensemble de données d'entraînement à $0,64 \pm 0,06$ (plage de 0,58 à 0,72) avec l'ensemble de données de test. Il convient de noter que l'évaluation du modèle avec l'ensemble de données de test s'est limitée aux modèles sans couches de proies de *Calanus* (Enet), car l'exercice de modélisation avec *Calanus* spp. ne s'est pas prolongé au-delà de 2020.

Le modèle ajusté à la totalité de l'ensemble de données (modèle global) a montré des performances satisfaisantes (SSC = 0,864). Il a montré des résultats intéressants en classant correctement 81,2 % des présences et 78,3 % des absences de l'ensemble de données d'entraînement (tableau 4). Lorsque ses performances ont été évaluées séparément pour

chacune des périodes prises en compte (tableau 5), il a généralement montré de moins bons résultats que les modèles élaborés spécifiquement avec l'ensemble de données de chaque période (tableau 5 section ensemble de données d'entraînement par rapport au tableau 4 section ensemble de données d'entraînement). Cependant, lorsque l'ensemble de données de test a été pris en compte, le modèle global a obtenu de meilleurs résultats que les modèles « spécifiques à la période » (tableau 5 section ensemble de données de test par rapport au tableau 4 section ensemble de données de test). Par exemple, le modèle global a montré une classification correcte moyenne de 82 % et 84,1 % pour juin-juillet et août-septembre, respectivement (tableau 5), tandis que les modèles correspondants « spécifiques à la période » n'avaient qu'une classification correcte moyenne de 77,9 % et 77 % pour les mêmes périodes (tableau 4).

Relations avec les variables environnementales

Avril-mai

Les modèles pour cette période de l'année étaient basés sur un nombre extrêmement faible d'observations ($N = 21$). Le modèle avec le CIA le plus bas suggère une probabilité plus élevée d'occurrence de la BNAN en eaux profondes (environ 150 à 450 m) et une probabilité croissante avec la proximité des fronts thermiques (annexe C1). Il est intéressant de noter qu'il a également montré une relation négative entre l'occurrence de la BNAN et la quantité d'énergie disponible (Enet) telle que prédite par le modèle 3.3 pour *Calanus*. Un autre modèle (c'est-à-dire avec un delta CIA inférieur à 3 par rapport au meilleur modèle), a utilisé une autre covariable Enet correspondant à la valeur moyenne au cours des trois dernières années telle que prédite par le modèle 3.3 pour *Calanus*, la relation avec l'occurrence de la BNAN est cependant restée la même (annexe C2). Ce modèle comprenait également la TSM observée avec un décalage de 15 jours comme variable explicative supplémentaire. Ce modèle suggère une probabilité réduite d'occurrence de la BNAN dans des eaux d'environ 2,5 °C, alors que la probabilité augmente pour des températures plus froides ou plus chaudes.

Juin et juillet

Deux modèles alternatifs ont été sélectionnés comme meilleurs modèles pour cette période, l'un avec une covariable Enet et l'autre avec la concentration de chl *a* comme indices de la disponibilité des ressources. La covariable Enet sélectionnée représentait la valeur moyenne de l'Enet au cours des trois dernières années, mais cette fois-ci prédite par l'autre modèle de *Calanus* (modèle 2, voir Plourde *et al.* 2024). La relation suggérait un fort effet négatif des valeurs d'Enet les plus faibles ($< -0,9$) sur la probabilité d'occurrence de la BNAN (figure A3.3). Cette probabilité augmentait ensuite jusqu'à des valeurs d'Enet d'environ -0,8, se stabilisait puis diminuait lentement jusqu'aux valeurs les plus élevées d'Enet tout en conservant un effet positif significatif. Dans le modèle alternatif, l'effet de la chl *a*, ici en tant que concentration moyenne de chl *a* observée au cours des 15 derniers jours, était généralement positif à des concentrations inférieures à 6 mg/m³ avec un maximum à environ 2,5 mg/m³. Les deux modèles (figures A3.3 et A3.4) montraient une relation linéaire négative claire entre la salinité et la probabilité d'occurrence de la BNAN (c.-à-d. diminution de la probabilité d'occurrence dans les eaux plus salées). Une relation positive claire avec la fréquence des fronts thermiques était également présente dans les deux modèles. La profondeur a été retenue dans ces deux modèles, mais semblait montrer un effet limité dans le modèle impliquant les prédictions pour *Calanus* spp. Dans l'autre modèle (c.-à-d. comprenant chl *a*; figure A3.4), les résultats suggéraient que les zones de profondeur inférieure à 390 m avaient une probabilité d'occurrence plus élevée que les eaux plus profondes avec un effet positif maximal observé autour de 110 m. La température de l'eau était également liée à la probabilité d'occurrence de la BNAN dans les deux modèles, mais avec deux covariables différentes. Dans le modèle avec

les prédictions de *Calanus* spp, une température d'environ 5 °C dans la colonne d'eau avait une incidence positive maximale sur l'occurrence potentielle de la BNAN. Dans le modèle avec chl *a*, la température de l'eau était représentée par l'une des covariables de la TSM reliant la probabilité d'occurrence de la BNAN à la TSM observée avec un décalage de 15 jours. La relation montrait une tendance à la hausse de 0 à 7 °C, suivie d'une tendance à la baisse jusqu'à 13 °C, puis une nouvelle augmentation à mesure que la température continuait d'augmenter. La probabilité d'occurrence de la BNAN augmentait également avec la diminution de la vitesse du courant dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau. Enfin, l'ANMM présentait une relation en forme de dôme avec la probabilité d'occurrence de la BNAN, suggérant un effet positif maximal dans les zones où les valeurs de l'ANMM sont d'environ 0,9 cm.

Août-sept.

Trois modèles très similaires (figures A3.5, A3.6 et A3.7) ont été considérés comme meilleurs modèles pour cette période. Tous comprenaient la chl *a*, la profondeur de l'eau, la salinité, la TSM, la température au fond, la fréquence du front thermique et les ANMM. Un modèle comprenait la morphologie du fond marin (IPT) comme variable explicative supplémentaire. Le modèle avec le CIA le plus faible comprenait la moyenne de chl *a* au cours des 15 derniers jours et a montré une relation en forme de dôme avec un effet positif croissant de 0 à environ 2,5 mg/m³ de chl *a*, puis diminuant pour devenir un effet négatif lorsque la concentration de chl *a* était supérieure à 7 mg/m³. Les autres modèles ont suggéré une relation linéaire négative avec les concentrations moyennes de chl *a* au cours des trois derniers jours, et montrant un effet positif qui diminuait jusqu'à une concentration de chl *a* d'environ 12 mg/m³, pour devenir de plus en plus négative avec des valeurs plus élevées. Les trois modèles ont montré la même tendance avec la profondeur du fond, avec un effet légèrement positif des eaux plus profondes que 150 m, mais un effet négatif pour les eaux moins profondes. Un effet linéaire a été suggéré avec la salinité, avec une probabilité plus faible d'occurrence de la BNAN prédite à mesure que les eaux deviennent plus salées. La relation avec la TSM décalée de trois jours a montré la même tendance que celle observée pour la TSM décalée de 15 jours en juin-juillet, avec une tendance positive de 3 à 9 °C, suivie d'une tendance à la baisse jusqu'à 16 °C, puis une tendance positive à mesure que la température continuait d'augmenter. La probabilité d'occurrence de la BNAN a également été prédite par les trois modèles comme étant liée à la fréquence des fronts thermiques dans la région, avec une relation en forme de dôme suggérant un effet négatif lorsque la fréquence des fronts était inférieure à 10 %, et un effet positif maximal lorsque cette fréquence était d'environ 35 %. La même courbe décroissante a été estimée avec l'ANMM, avec un effet positif attendu avec des valeurs inférieures à 9 cm. Le modèle comprenant l'IPT a montré que la probabilité d'occurrence de la BNAN avait tendance à être plus élevée dans les bas des pentes, mais l'effet n'était pas très fort.

Avril à juillet

Des modèles ont également été testés en divisant l'ensemble de données en deux périodes de « demi-saison » : avril-juillet et août-novembre. En avril-juillet, deux modèles très similaires (figures A3.8 et A3.9) ont été considérés comme les meilleurs modèles. Les deux comprenaient la concentration de chl *a*, la profondeur, la salinité, la TSM, la fréquence du front thermique dans la région, l'ANMM dans les variables explicatives. La seule différence était l'ajout de la vitesse du courant dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau qui, selon les prédictions, réduirait la probabilité d'occurrence de la BNAN lorsque la vitesse du courant augmenterait. Les relations avec les autres variables étaient similaires pour les deux modèles. La concentration de chl *a* avait un effet positif lorsqu'elle était inférieure à 7 mg/m³. La relation était en forme de dôme, avec un effet positif maximal à environ 2 mg/m³. Les eaux dont la profondeur est supérieure à 400 m avaient un effet négatif important sur la probabilité d'occurrence, tandis que

les eaux moins profondes montraient un effet positif. La courbe décrivant la relation montrait deux bosses avec des maximums à environ 290 et 100 m, respectivement. Bien qu'il ne soit pas linéaire, l'effet de la salinité sur la probabilité d'occurrence était le même que celui décrit précédemment pour les autres saisons, avec une probabilité réduite de présence de la BNAN dans les eaux plus salées. Des températures de TSM entre 9 et 16 °C ont été prédites comme ayant un effet négatif, tandis que des températures plus élevées ont été suggérées pour augmenter la probabilité d'occurrence. La probabilité d'occurrence a également augmenté linéairement avec la fréquence des fronts thermiques dans la région. Une relation en forme de dôme avec l'ANMM suggère un effet positif maximal à 9 cm. Enfin, on s'attendait à une probabilité plus élevée d'occurrence de la BNAN dans les zones où les fonds marins sont classés comme des bas de pentes et des vallées.

Août-novembre

Pour la deuxième période de l'année, le meilleur modèle (figure A3.10) montrait la même tendance pour la chl *a*, avec un effet positif croissant des concentrations les plus faibles à 2,5 mg/m³, puis diminuant jusqu'à 7 mg/m³ et se poursuivant comme effet négatif avec l'augmentation des concentrations de chl *a*. La probabilité d'occurrence de la BNAN était la plus élevée à une profondeur d'eau comprise entre 50 et 275 m, et maximale à environ 150 m. Bien qu'il ait été sélectionné dans le modèle, l'effet de la salinité était plus diffus au cours de cette période. Il maintenait la même tendance avec une probabilité plus faible d'occurrence de la BNAN dans les eaux les plus salées, mais cette probabilité a également diminué à mesure que l'eau devenait plus douce que 25 ‰. La relation avec la TSM, représentée par la TSM observée avec un décalage de trois jours, suivait une tendance déjà décrite en juin-juillet et en août-septembre, c'est-à-dire une probabilité croissante d'occurrence de la BNAN avec l'augmentation des températures à partir des températures les plus basses jusqu'à 9 °C. Un effet positif de la TSM attendu entre 6 et 13 °C, devenant négatif par la suite jusqu'à ce que la température augmente à 19 °C. Par la suite, l'effet sur la probabilité d'occurrence de la BNAN continuait d'augmenter à des températures plus élevées. La température près du fond a également été sélectionnée dans ce modèle et montrait un léger effet positif sur les prédictions lorsque les valeurs se situaient entre 1 et 7 °C. Une corrélation linéaire indiquait que l'espèce était plus susceptible d'être présente avec des vitesses de courant plus faibles dans la colonne d'eau. Le modèle prévoyait que l'ANMM aurait une incidence positive sur les prédictions pour les anomalies inférieures à 8 cm. Enfin, les structures du fond marin classées comme étant des bas de pentes et des vallées étaient liées à une probabilité accrue de présence de la BNAN.

Période complète : avril-novembre

L'objectif des modèles globaux était de trouver des relations générales qui expliqueraient l'occurrence des BNAN tout au long de leur période de présence dans le GSL. Le meilleur modèle (annexe D1) intégrait la concentration moyenne de chl *a* au cours des 15 derniers jours plutôt que les prédictions des modèles pour *Calanus* spp. Il considérait également les informations sur la profondeur du fond, la salinité, la TSM, les fronts thermiques, les courants, l'ANMM et la morphologie du fond marin. La relation avec le chl *a* était similaire à ce qui a été décrit précédemment, avec des effets positifs sur les prédictions jusqu'à environ 6 mg/m³ et un maximum à environ 2,3 mg/m³. Le modèle suggère un léger effet positif de la profondeur du fond sur la probabilité d'occurrence de la BNAN dans les eaux de 420 à 280 m de profondeur, puis un effet positif plus important de 40 à 280 m avec un maximum à environ 130 m. Il a été prédit qu'une salinité plus élevée diminuerait la probabilité d'occurrence. Le modèle comprenait également un effet de la TSM lorsqu'il est considéré avec un décalage de trois jours. On prévoyait qu'une TSM entre 0 et 7 °C et entre 14 et 20 °C aurait un effet négatif sur l'occurrence de la BNAN, tandis que l'effet était positif entre 7 et 14 °C et pour des températures supérieures à 20 °C. Une relation linéaire inverse a décrit l'effet de la vitesse du courant dans la colonne

d'eau, ce qui donnait des prédictions plus élevées de la présence de la BNAN dans les zones où la vitesse du courant est plus faible. Tout comme pour les modèles août-septembre et août-novembre, une relation linéaire suggérait que des valeurs plus faibles d'ANMM étaient associées à un effet positif jusqu'à 7 cm, qui devient ensuite négatif au-delà de cette valeur. Enfin, les zones dont le fond marin est caractérisé par des bas de pentes ou des vallées auraient un effet positif sur la probabilité estimée d'occurrence de la BNAN, par rapport aux régions présentant d'autres caractéristiques du fond marin.

Cartographie des prédictions par rapport aux observations

L'inspection visuelle des cartes de prévision produites à partir des différents modèles a confirmé qu'elles fournissaient généralement des résultats conformes aux observations. En particulier, le meilleur modèle global semblait bien fonctionner pour chacune des périodes prises en compte (annexe E). Bien que les emplacements des observations de baleines ne correspondent pas systématiquement à la probabilité plus élevée d'occurrence de la BNAN prévue dans le GSL, elles ont été, dans la plupart des cas, trouvées dans des zones avec des prédictions au moins modérées.

Zones de probabilité plus élevée d'occurrence de l'espèce

Dans l'ensemble, nos modèles ont toujours prédit une probabilité plus élevée d'occurrence de la BNAN dans la partie nord-ouest du sud du GSL (figure 6, figure 7). Cela comprenait notamment le bassin entre le banc des Américains et le banc de l'Orphelin, la vallée de Shediac et l'entrée de la baie des Chaleurs. Trois vallées (les vallées de Bradelle Ouest et Est, et une petite vallée sans nom), situées plus à l'est, perpendiculaires au versant sud du chenal Laurentien, qui semblaient également importantes pendant certaines périodes de l'année. De plus, les modèles prédisaient fréquemment des probabilités plus élevées d'occurrence de la BNAN au nord du Cap-Breton et dans le détroit de Cabot, entre la côte du Cap-Breton et l'île Saint-Paul. Enfin, dans le nord du GSL, le détroit de Jacques-Cartier et la région à l'ouest de l'île d'Anticosti ont également été des sites de prédictions élevées. Il convient toutefois de noter que la zone comprise entre le banc des Américains et le banc de l'Orphelin, ainsi que la région autour du Cap-Breton, ont montré une plus grande variance dans les valeurs prévues que les autres emplacements énumérés ci-dessus.

Au fil des ans, une tendance récurrente a semblé se produire, avec des probabilités plus élevées d'occurrences de la BNAN commençant à apparaître en mai dans le nord-ouest du sud du GSL, ainsi que des prédictions élevées dans le nord du GSL autour de la pointe ouest de l'île d'Anticosti. À la fin de juin, les prédictions plus élevées semblaient s'étendre vers l'est (p. ex. jusqu'aux vallées de Bradelle Est et Ouest) et vers le sud dans le sud du GSL, avec des épisodes de prédictions plus élevées se déplaçant dans le sud du GSL du nord-ouest au sud-est et sortant à la pointe du Cap-Breton. Vers la fin octobre, début novembre, la probabilité relative d'occurrence de la BNAN commence à diminuer dans le nord du GSL, ainsi que dans le sud du GSL après la mi-novembre, jusqu'à la fin de novembre (fin de nos prédictions de modèle).

D'autres zones ont été mises en évidence à l'occasion. Au début et à la fin de la saison (mai-juin et novembre, respectivement), des portions de l'estuaire du Bas-Saint-Laurent sont apparues brièvement avec des prédictions plus élevées qui s'étendaient parfois le long du versant sud du chenal Laurentien jusqu'au nord-est de la péninsule gaspésienne. Le détroit d'Honguedo et le chenal Laurentien au nord de la péninsule gaspésienne ont également montré une probabilité occasionnellement plus élevée d'occurrence de la BNAN de juin au début octobre. Enfin, le périmètre de la gyre d'Anticosti montrait parfois des prédictions accrues le

long de la côte nord, qui semblaient s'accumuler certaines années à l'entrée de l'estuaire du Saint-Laurent.

DISCUSSION

Les modèles de répartition des espèces sont devenus un outil important dans la gestion et la conservation de la faune. Ils permettent d'intégrer les données d'observation à diverses sources d'information environnementale, dans le but de comprendre les relations entre la présence d'une espèce d'intérêt et les conditions environnementales (Guisan et Zimmerman 2000). De plus, ces modèles jouent un rôle clé dans la désignation d'habitats importants à des fins de conservation, aidant à prioriser les zones pour l'application de stratégies de protection et de gestion (Guisan et Thuiller 2005, Elith et Leathwick 2009, Guisan *et al.* 2013).

Depuis 2015, une augmentation importante des occurrences de la BNAN, une espèce en voie de disparition, dans le GSL (Simard *et al.* 2019, Crowe *et al.* 2021) et, notamment, le nombre élevé de mortalités observées en 2017 (Daoust *et al.* 2017) et 2019 (Bourque *et al.* 2020) ont mené à la mise en place d'un programme de surveillance de l'espèce. Les objectifs étaient multiples et comprenaient la mise en œuvre de mesures de gestion pour la protéger (Davies et Brillant 2019), et l'obtention d'information sur la répartition spatiale et temporelle de l'espèce pour aider à prédire l'habitat approprié dans le temps et l'espace.

Les données provenant des relevés aériens systématiques effectués dans le cadre de ce programme de surveillance constituent actuellement l'exemple idéal, car l'information sur l'effort de relevé et les conditions d'observation est enregistrée, ainsi que les observations de l'espèce d'intérêt (St-Pierre *et al.* 2024b). Dans nos modèles comparant la présence et la pseudo-absence de la BNAN, nous avons utilisé ces informations pour définir la zone effectivement observée pendant le relevé et pour pondérer les données en fonction de la probabilité qu'une baleine puisse être détectée par les observateurs. Nous croyons que cette approche a amélioré la qualité de nos modèles en donnant la priorité à l'information la plus fiable, réduisant ainsi les biais associés à une représentation inexacte de la répartition de l'espèce (Philips *et al.* 2009).

Les tests de performance ont révélé que les modèles développés pour des périodes spécifiques de l'année (périodes de deux mois ou modèles de demi-saison) surpassaient le modèle représentant la relation globale observée tout au long de la période de relevé (modèle global — avril à novembre) lorsqu'ils étaient appliqués à l'ensemble de données utilisé pour leur entraînement. Ce résultat était attendu, car les modèles plus spécifiques ont généralement tendance à mieux saisir les patrons qui s'appliquent à la période considérée que ceux qui utilisent une période plus longue (Montero-Manso et Hyndman 2021). Dans le cadre de notre exercice de modélisation de la BNAN, ils ont été considérés pour prendre en compte un changement potentiel de comportement tout au long de leur période de présence dans le GSL. Cependant, lorsqu'ils ont été testés sur l'ensemble de données indépendant des saisons de relevé 2021-2022, le modèle global a surpassé les modèles « spécifiques à la période ». Cela pourrait être attribué au fait que le modèle global a retenu des relations plus générales alors que les modèles « spécifiques à la période » ont peut-être été quelque peu sur-ajustés aux relations observées en 2017-2020. Un autre point important à prendre en compte est que les modèles « spécifiques à la période » ont été entraînés avec des ensembles de données plus petits que le modèle global, ce qui limite leur capacité à apprendre des données.

RELATIONS AVEC LES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

Les modèles testés dans la présente étude ont révélé des liens entre les occurrences de BNAN et plusieurs des variables environnementales prises en compte. Nous discuterons ici des

relations obtenues avec le modèle global, mais nous étendrons nos commentaires aux résultats des autres modèles lorsque cela sera jugé pertinent.

La profondeur du fond a été incluse dans tous les meilleurs modèles, quelle que soit la période prise en compte. Les BNAN sont connues pour avoir une relation avec la profondeur de l'eau, en particulier dans le contexte de la quête de nourriture, les animaux passant généralement leur temps à se nourrir en profondeur ou près de la surface (Baumgartner *et al.* 2003, Wright *et al.* 2024, Lesage *et al.*, données inédites). Le modèle global a indiqué un fort évitement des eaux les plus profondes du GSL, qui sont situées dans le chenal Laurentien, bien que la BNAN ait parfois été observée dans cette zone où les profondeurs peuvent atteindre de 280 à 420 m. L'effet positif le plus élevé de la profondeur du fond sur la probabilité d'occurrence de la BNAN a été observé à environ 130 m. Cette valeur semblait élevée compte tenu de la répartition réelle de la profondeur de l'eau aux sites d'observation (annexe F). Toutefois, lorsque les prédictions du modèle ont été comparées à la profondeur du fond (annexe F), la répartition correspondait étroitement à la répartition réelle, ce qui suggère que d'autres variables incluses dans le modèle expliquaient une partie de la répartition de la BNAN dans les eaux moins profondes. Une exploration plus approfondie des données est nécessaire pour clarifier ces résultats, car la profondeur du fond n'était pas fortement corrélée avec d'autres covariables (annexe A). Enfin, le modèle a également suggéré un effet négatif de la profondeur du fond sur la probabilité d'occurrence de la BNAN à des profondeurs d'eau inférieures à 40 m, une relation qui pourrait être liée à la quasi-absence de *Calanus* spp. à ces profondeurs (Blais *et al.* 2021).

La TSM peut être considérée comme un prédicteur fiable de la répartition de la BNAN. Les taux d'observation maximaux de l'espèce dans son aire de mise bas étaient enregistrés avec une TSM, variant de 12 °C à 16 °C (Keller *et al.* 2012, Gowan *et al.* 2014). Au printemps, 95 % des BNAN observés dans la baie de Cap-Cod étaient associés à des densités élevées de *Calanus* et à une TSM entre 4 et 12 °C, tandis qu'en hiver, lorsque les BNAN sont probablement à la recherche d'autres sources de nourriture comme le *Pseudo-calanus*, 88 % des observations de BNAN étaient associées à une TSM inférieure à 4 °C (Pendleton *et al.* 2012). Dans le GSL, notre modèle suggère qu'une TSM entre 7 °C et 14 °C influe positivement sur la probabilité d'occurrence de la BNAN, tandis que les températures entre 0 °C et 7 °C et entre 14 °C et 20 °C ont un effet négatif sur la probabilité de leur présence.

La salinité a été introduite comme covariable de l'occurrence de la BNAN parce qu'elle a été retenue dans les modèles expliquant l'occurrence et l'abondance de la principale proie de la BNAN, *Calanus* spp., dans le GSL (Albouy-Boyer *et al.* 2016, Plourde *et al.* 2024). De plus, il a également été suggéré que les BNAN pourraient utiliser la salinité comme indice direct pour détecter différentes masses d'eau pendant leurs migrations (Kenney *et al.* 2001). Dans nos modèles, la relation entre la salinité et la probabilité d'occurrence de la BNAN était négative et linéaire. Cela s'aligne sur la tendance estimée entre la salinité et l'abondance de *Calanus hyperboreus* (stades IV et VI) et de *Calanus finmarchicus* (stades V et VI) dans la région (Albouy-Boyer *et al.* 2016). De plus, les masses d'eau à faible salinité présentes dans le GSL sont une conséquence des patrons de circulation principalement déterminés par le courant de Gaspé (Le Corre *et al.* 2023). Ce courant est également lié au transport de *Calanus* spp. dans le sud-ouest du GSL (Brennan *et al.* 2021; voir ci-dessous), où la majorité des BNAN ont été observées.

Un indice de la pertinence des biomasses de *Calanus* spp. pour répondre aux besoins énergétiques de la BNAN (Enet), obtenu de Plourde *et al.* (2024), a été inclus dans nos modèles. Cependant, cette variable n'a été retenue dans aucun des meilleurs modèles et a été généralement remplacée par des concentrations de chl *a*. Cela suggère que même si le modèle de *Calanus* spp. peut prédire avec précision la répartition spatiale et temporelle de *Calanus* dans le GSL, les BNAN n'ont peut-être pas utilisé les ressources proportionnellement à leur

disponibilité ou avec les bénéfices prévus pour la BNAN. Cependant, le fait que nous ayons utilisé des prédictions mensuelles d'Enet alors que d'autres variables telles que chl *a* étaient disponibles sur une base quotidienne, a peut-être limité la capacité des modèles incluant Enet à s'ajuster aussi étroitement aux données que les autres modèles. Quoi qu'il en soit, la concentration de chl *a* est reconnue comme un indicateur efficace de la disponibilité de la nourriture ou des conditions environnementales connexes (Hlista *et al.* 2009, Torres *et al.* 2013, Carman *et al.* 2019). La relation avec la concentration de chl *a* dans les meilleurs modèles a généralement été décrite comme ayant un effet positif croissant sur la présence prédite de la BNAN jusqu'à environ 2,5 mg/m³, au-delà de laquelle les effets étaient négatifs. Les épisodes de plus grande probabilité d'occurrence de BNAN prédites, observées se déplaçant dans le sud du GSL, étaient probablement liées à la circulation océanique et à l'advection du phytoplancton (représenté par la chl *a*) dans le système. Cette advection est également connue pour influencer la répartition spatiale et la biomasse de *Calanus* spp. dans le sud du GSL, qui sont transportées du chenal Laurentien adjacent par le courant de Gaspé (Brennan *et al.* 2019, 2021, Le Corre *et al.* 2023).

Alors que la TSM, la salinité et la concentration de chl *a* puissent représenter des marqueurs de masses d'eau associées au transport de *Calanus* dans les zones utilisées par la BNAN, quatre autres variables incluses dans le modèle global peuvent quant à elles toutes être liées à des conditions pouvant induire l'agrégation des proies de la BNAN. Les structures océanographiques telles que les gyres, les zones de tourbillons et les zones frontales peuvent être détectées par des mesures altimétriques satellitaires telles que l'ANMM (Robinson 2010), et ont été considérées dans plusieurs études pour expliquer la répartition et les déplacements de diverses espèces de mammifères marins (Correia *et al.* 2010, Côté *et al.* 2011). L'utilisation d'un tel indice dans nos modèles a montré une relation significative avec la probabilité d'occurrence de la BNAN, qui diminue généralement vers des anomalies positives du niveau de la mer. Reconnaisant l'importance du courant gaspésien comme facteur clé de l'advection du zooplancton dans le sud du GSL, Tao *et al.* (2023) ont démontré que le gradient de l'ANMM peut être utilisé pour déduire des variations temporelles de son intensité. Dans cette étude, des ANMM plus élevées ont généralement été observées dans la région nord du GSL, bien que des valeurs croissantes aient été observées le long de la péninsule gaspésienne avec l'intensification du courant gaspésien. Dans la présente étude, les cartes exploratoires de l'ANMM dans le GSL au cours de 2017-2020 (annexe G) suggèrent que des valeurs élevées de l'ANMM ont été observées dans le détroit de Honguedo en juin-septembre, tandis que des valeurs plus faibles ont été observées dans la vallée de Shediac. Cependant, l'interprétation de la relation entre l'ANMM et la probabilité d'occurrence de la BNAN demeure incertaine.

Comme on l'a observé pour les espèces de rorquals dans le nord du GSL (Doniol-Valcroze *et al.* 2007), nos résultats suggèrent également que la probabilité d'occurrence de la BNAN augmente avec la fréquence des fronts thermiques dans la région, en particulier à l'approche de ces fronts. Des concentrations élevées de zooplancton sont souvent observées près des fronts (Olson *et al.* 1994, Beardsley *et al.* 1996) en raison de divers mécanismes potentiels (Olson et Backus 1985, Franks 1992, Epstein et Beardsley 2001), et *Calanus* spp. sont susceptibles d'être influencés de la même façon dans le GSL (Runge et Simard 1990). Bien que la présence de zones de front thermique suggère des processus océanographiques dynamiques, les modèles ont également trouvé que la probabilité d'occurrence de la BNAN augmentait dans les zones à faible vitesse de courant dans la colonne d'eau. Cela pourrait indiquer que la BNAN n'utilise pas les zones situées directement dans la zone frontale, mais plutôt les zones situées le long des bords de ces fronts, à la limite entre différentes masses d'eau qui peuvent aider à concentrer le zooplancton tel que *Calanus* spp.

La topographie du fond peut influencer les caractéristiques océaniques telles que les courants, les zones de remontée d'eau, et peut contribuer à la formation de tourbillons en dirigeant l'écoulement de l'eau, en créant des obstacles qui dévient les courants et peut influencer le mélange des masses d'eau (Owen 1981). Nous avons utilisé l'indice de position topographique pour classer la morphologie du fond et avons constaté un effet positif significatif des bas de pentes et des vallées sur la probabilité d'occurrence de la BNAN, les milieux de pentes, les hauts de pentes et les crêtes ayant plutôt un effet négatif. Cela concorde avec l'idée que le fond des vallées des plateaux continentaux peut représenter des zones de concentration de *Calanus* spp. qui recherchent des eaux plus profondes lorsqu'elles entrent dans le stade de diapause de leur cycle de vie (LeCorre *et al.* 2023, Johnson *et al.* 2024, Plourde *et al.* 2024). Ces résultats semblent cohérents avec l'effet des deux variables précédentes (distance frontale et vitesse du courant), car les vallées et les bas de pentes pourraient fournir des conditions ralentissant le courant et regroupant les proies dans les bassins, tandis que la partie supérieure des pentes pourrait présenter des vitesses de courant plus élevées, créant potentiellement des conditions de remontée d'eau.

ZONES IMPORTANTES

Ces différentes relations, intégrées dans le modèle global, nous ont permis d'obtenir des cartes de prévision mettant en évidence les zones importantes pour la BNAN dans le GSL. La vallée de Shediac, déjà identifiée grâce aux détections récurrentes d'individus dans la région (Simard *et al.* 2019, 2024, Crowe *et al.* 2021, St-Pierre *et al.* 2024a), est également apparue dans nos prédictions comme importante pendant la majeure partie de la période de présence de BNAN dans le GSL (prédictions d'avril à novembre; Simard *et al.* 2019, Crowe *et al.* 2021). Cette zone bénéficie de l'advection de *Calanus*, principalement *Calanus hyperboreus*, par le courant gaspésien en début de saison (Le Corre *et al.* 2023, Johnson *et al.* 2024). Plus tard dans la saison, le modèle suggérerait une expansion vers l'est et le sud de la zone avec des conditions favorables à la présence de la BNAN dans le sud du GSL. À l'est, trois vallées situées le long du versant sud du chenal Laurentien (vallées de Bradelle Ouest et Est et un passage sans nom) ont été mises en évidence, et au sud, des vallées situées à l'ouest du banc Bradelle semblent également devenir propices à partir de la fin juillet. L'entrée de la baie des Chaleurs a également montré un profil périodique de conditions propices à l'occurrence de la BNAN, principalement au début du printemps et à l'automne. Le passage entre le banc des Américains et le banc de l'Orphelin et une région englobant la partie est du Cap-Breton ont montré des prédictions d'occurrence élevées. Cependant, ces deux zones ont également montré de grandes variabilités temporelles dans les prédictions, ce qui illustre probablement une moindre prévisibilité de la disponibilité des ressources alimentaires et explique le nombre limité d'observations à ces sites (St-Pierre *et al.* 2024a). Dans la partie nord du GSL, des probabilités plus élevées d'occurrence de la BNAN ont été prédites dans le détroit de Jacques-Cartier et à l'ouest de l'île d'Anticosti au début de la saison et de nouveau à la fin août et en septembre. D'autres secteurs, comme certaines parties du détroit d'Honguedo et l'entrée de l'estuaire du Saint-Laurent, ont été mis en évidence à l'occasion. Cependant, il n'y avait pas de tendance claire dans les prédictions de notre modèle recensant des zones spécifiques dans cette région avec une forte probabilité persistante d'occurrence de la BNAN.

La plupart, sinon la totalité, des résultats de cet exercice de modélisation concordent avec les différentes études visant à révéler les caractéristiques et la répartition spatiale et temporelle de l'habitat de la BNAN dans le GSL. Le modèle global élaboré dans cette étude à l'aide des observations des relevés de 2017-2020 a permis de mieux comprendre les processus potentiels expliquant l'occurrence de la BNAN dans le GSL. De plus, ce modèle semble relativement efficace pour prédire l'ensemble de données indépendant obtenu à partir des sondages

de 2021-2022, ce qui suggère que les relations trouvées avec les différentes variables prises en compte sont relativement robustes.

L'intégration de l'information de 2021-2022 dans l'ensemble de données d'entraînement améliorerait les prédictions du modèle. Cependant, en raison du temps de traitement requis pour exécuter les différents modèles, il n'a pas été possible d'appliquer une méthodologie de sélection de modèles appropriée (p. ex., validation croisée) avec l'ensemble de données fusionnées avant la réunion d'examen par les pairs du Comité national des mammifères marins de février 2024.

SOURCES D'INCERTITUDES

Les erreurs de modèle sont inhérentes à tout modèle prédictif et résultent d'incertitudes dans les paramètres du modèle. Des cartes de ces erreurs sont disponibles pour nos prédictions (annexe H) et devraient être prises en compte pour l'interprétation des résultats de modèle et évaluer la fiabilité des prédictions. Les plus grandes variances dans la probabilité d'occurrence de la BNAN ont été observées principalement le long de la côte de la baie des Chaleurs, dans le détroit de Northumberland et, pour certains modèles, dans l'estuaire du Saint-Laurent. Elles reflètent probablement le fait que des BNAN ont rarement ou pas été observées dans ces zones lors des relevés du MPO, avec seulement des signalements occasionnels provenant d'autres sources, lorsqu'elles existent. De plus, les covariables incluses dans les modèles présentés dans cette étude, qu'elles soient observées (profondeur, TSM, chl *a*) ou estimées au moyen d'autres modèles (données CIOPS-E, Enet), ont leurs propres incertitudes qui ne sont pas intégrées à nos prédictions. Les grands débits d'eau douce dans le GSL transportent de la matière organique dissoute colorée, ce qui peut biaiser l'estimation de chl *a* à partir d'images satellitaires (Laliberté *et al.* 2023). Les données de chl *a* incluses dans nos modèles ont été extraites des produits Globcolor, fournis par le Service Copernicus de surveillance du milieu marin, qui prend en compte les données de plusieurs satellites intégrés à des algorithmes visant à réduire ce biais dans les zones côtières (Saulquin *et al.* 2018). Cependant, ces algorithmes sont optimisés pour une application mondiale, et des corrections régionales supplémentaires pourraient être nécessaires pour réduire davantage les incertitudes pour notre zone d'étude (Laliberté *et al.* 2023). Nos modèles ont également intégré des données de température provenant de deux sources distinctes : l'une dérivée de l'observation/estimation à partir d'images satellitaires (TSM) et les autres (température à différentes profondeurs dans la colonne d'eau) d'un modèle océanographique (CIOPS-E). Bien que le modèle CIOPS-E soit recalibré quotidiennement en fonction d'un modèle plus large qui utilise l'assimilation de données (c.-à-d. l'intégration de données d'observation) pour se calibrer, des écarts persistent entre les mesures empiriques des températures et les estimations utilisées dans nos modèles (différence inférieure à 2 °C; Paquin *et al.* 2023).

Dans nos modèles, les données ont été pondérées en fonction des conditions d'observation, en tenant fonction de la probabilité de détection. Cependant, cette correction ne vise qu'une des deux sources de biais associées à ce type de données d'observation (c.-à-d. les relevés aériens). Les observations de la BNAN sont également limitées par leur disponibilité (présence) à la surface lorsque l'avion survole la région. Dans cette étude, nous avons supposé que ce biais était uniforme dans l'ensemble de la zone d'étude et n'avait pas d'incidence sur les résultats. Les prochaines étapes pourraient inclure l'utilisation de données de télémétrie pour déterminer si le temps que la BNAN passe à la surface varie selon les conditions environnementales (voir Lesage *et al.* 2024 pour un exemple sur le béluga), et intégrer les variations spatiales du biais de disponibilité dans l'approche de modélisation de l'habitat.

Enfin, comme nos modèles ont été principalement formés à l'aide de données environnementales quotidiennes, ils peuvent produire des prédictions quotidiennes. Cependant, la détermination des habitats importants ne devrait pas reposer sur des prédictions d'un seul jour, mais devrait tenir compte d'une période plus longue permettant de tenir compte de la variabilité de ces prédictions au fil des mois, des saisons et des années.

REMERCIEMENTS

Nous remercions SASAIR, Air Montmagny Service Inc. et PAL Airlines ainsi que leurs pilotes pour la réalisation des relevés aériens. En plus des nombreux observateurs qui ont participé aux relevés aériens, nous remercions Pascale Caissy, Pierre Goulet, Angélique Ollier, Anne Provencher St-Pierre et Caroline Sauvé pour leur aide dans la logistique et la validation de la collecte de données. Cette recherche a été financée par divers programmes de Pêches et Océans Canada, particulièrement le Programme sur les espèces en péril et le Plan de protection des océans. Enfin, nous dédions ce travail à Stéphane Plourde, qui nous a malheureusement quitté en mars 2025. Le dévouement de Stéphane à la recherche et ses importantes contributions ont été inestimables, et son engagement continuera de nous inspirer.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Abrahms, B., Welch, H., Brodie, S., Jacox, M.G., Becker, E.A., Bograd, S.J., Irvine, L.M., Palacios, D.M., Mate, B.R., et Hazen, E.L. 2019. [Dynamic Ensemble Models to Predict Distributions and Anthropogenic Risk Exposure for Highly Mobile Species](#). *Divers. Distrib.* 25:1182:1193.
- Albouy-Boyer, S., Plourde, S., Pepin, P., Johnson, C.L., Lehoux, C., Galbraith, P.S., Hebert, D., Lazin, G., et Lafleur, C. 2016. Habitat modelling of key copepod species in the Northwest Atlantic Ocean based on the Atlantic Zone Monitoring Program. *J. Plank. Res.* 38(3), 589-603.
- Allouche, O., Tsoar, A., et Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Applied. Ecol.* 43:1223-1232.
- Baumgartner, M.F., et Mate, B.R. 2003. Summertime foraging ecology of North Atlantic right whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 264:123–135.
- Baumgartner, M.F., et Mate, B.R. 2005. [Summer and fall habitat of North Atlantic right whales \(*Eubalaena glacialis*\) inferred from satellite telemetry](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62(3):527-543.
- Baumgartner, M.F., Cole, T.V.N., Clapham, P.J., et Mate, B.R. 2003. North Atlantic right whale habitat in the lower Bay of Fundy and on the SW Scotian Shelf during 1999-2001. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 264:137-154.
- Beardsley, R.C., Epstein, A.W., Chen, C., Wishner, K.F., Macaulay, M.C., et Kenney, R.D. 1996. Spatial variability in zooplankton abundance near feeding right whales in the Great South Channel. *Deep-Sea Res. II: Top. Stud. Oceanogr.* 43(7–8):1601-1625.
- Becker, E., Forney, K., Fiedler, P., Barlow, J., Chivers, S., Edwards, C., Moore, A., et Redfern, J. 2016. . [Moving Towards Dynamic Ocean Management: How Well Do Modeled Ocean Products Predict Species Distributions?](#) *Remote Sens.* 8(2):149.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C. et Devine, L. 2021. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/060. iv + 70 p.
- Bourque, L., Wimmer, T., Lair, S., Jones, M. et Daoust, P.-Y. 2020. Incident Report: North Atlantic Right Whale Mortality Event in Eastern Canada, 2019. Collaborative Report Produced by: Canadian Wildlife Health Cooperative and Marine Animal Response Society. 210 pp.
- Brennan, C.E., Gentleman, W.C. et Lavoie, D. 2021. Ocean circulation changes drive shifts in *Calanus* abundance in North Atlantic right whale foraging habitat: A model comparison of cool and warm year scenarios. *Prog. Oceanogr.* 197:1–18.
- Brennan, C.E., Maps, F., Gentleman, W.C., Plourde, S., Lavoie, D., Chassé, J., Lehoux, C., Krumhansl, K.A. et Johnson, C.L. 2019. How transport shapes copepod distributions in relation to whale feeding habitat: Demonstration of a new modelling framework. *Prog. Oceanogr.* 171:1–21.
- Brown, M.W., D. Fenton, K. Smedbol, C. Merriman, K. Robichaud-Leblanc et J.D. Conway. 2009. [Programme de rétablissement de la baleine noire \(*Eubalaena glacialis*\) de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes de l'Atlantique \[Final\]](#). Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario). vi + 72 p.

-
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. et Laake, J.L. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman & Hall, London.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. et Laake, J.L., Borchers, D.L., et Thomas, L., 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press. Oxford.
- Carman, V.G., Piola, A., O'Brien, T.D., Tormosov, D.D., et Acha, E.M. 2019. [Circumpolar frontal systems as potential feeding grounds of Southern Right whales Prog.](#) Oceanogr., 176. 102123.
- Cayula J.F., et Cornillon P. 1995. Multi-image edge detection for SST images J. Atmos. Ocean. Technol., 12, pp. 821-829.
- Clapham, P.J., Young, S.B. et Brownell, R.L., Jr. 1999. [Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations.](#) Mamm. Rev. 29:37-62.
- Corkeron, P., Hamilton, P., Bannister, J., Best, P., Charlton, C., Groch, K.R., Findlay, K., Rowntree, V., Vermeulen, E., et Richard, P.M. 2018. [The recovery of North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, has been constrained by human-caused mortality.](#) R. Soc. Open Sci. 5180892.
- Correia, A.M., Sousa-Guedes, D., Gil, Á., Valente, R., Rosso, M., Sousa-Pinto, I., Sillero, N. et Pierce, G.J. 2021. Predicting cetacean distributions in the eastern North Atlantic to support marine management. Front. Mar. Sci. 8:643569.
- Cotté, C., d' Ovidio, F., Chaigneau, A., Lèvy, M., Taupier-Letage, I., Mate, B., et Guinet, G. 2011. Scale-dependent interactions of Mediterranean whales with marine dynamics. Limnol. Oceanogr. 56:219–32.
- Cox, S. L., Embling, C.B., Hosegood, P.J., Votier, S.C. et Ingram, S.N. 2018. [Oceanographic Drivers of Marine Mammal and Seabird Habitat-Use Across Shelf-Seas: A Guide to Key Features and Recommendations for Future Research and Conservation Management.](#) Estuar. Coast. Shelf. Sci. 212:294–310.
- Crowe, L.M., Brown, M.W., Corkeron, P.J., Hamilton, P.K., Ramp, C., Ratelle, S., Vanderlaan, A.S. et Cole, T. V. 2021. [In plane sight: A mark-recapture analysis of North Atlantic right whales in the Gulf of St. Lawrence.](#) Endanger. Species Res. 46:227–251.
- Daoust, P.Y., Couture, E.L., Wimmer, T. et Bourque, L. 2017. Incident report: North Atlantic right whale mortality event in the Gulf of St. Lawrence, 2017. Collaborative Report Produced by: Canadian Wildlife Health Cooperative, Marine Animal Response Society, and Fisheries and Oceans Canada. 256 pp.
- Davies, K.T., et Brillant, S.W. 2019. [Mass human-caused mortality spurs federal action to protect endangered North Atlantic right whales in Canada.](#) Mar. Policy 104:157–162.
- Davies, K.T., Brown, M.W., Hamilton, P.K., Knowlton, A.R. Taggart, C.T. et Vanderlaan, A.S. 2019. [Variation in North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* occurrence in the Bay of Fundy, Canada, over three decades.](#) Endanger. Species Res. 39:159–171.
- Davis, G.E., Baumgartner, M.F., Bonnell, J.M., Bell, J., Berchok, C., Thornton, J.B., Brault, S., Charif, R.A., Cholewiak, D., Clark, C.W., Corkeron, P., Delarue, J., Dudzinski, K., Hatch, L., Hildebrand, J., Hodge, L., Klinck, H., Kraus, S., ... Van Parijs, S.M. 2017. [Long-term passive acoustic recordings track the changing distribution of North Atlantic right whales \(*Eubalaena glacialis*\) from 2004 to 2014.](#) Sci. Rep. 7:13460.
-

-
- Doniol-Valcroze, T., Berteaux, D., Larouche, P., et Sears, R. 2007. Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence Mar. Ecol. Prog. Ser. 335:207-216.
- Elith, J., et Leathwick, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 40:677–697.
- El-Gabbas, A., Van Opzeeland, I., Burkhardt, E., et Boebel, O. 2021. [Dynamic Species Distribution Models in the Marine Realm: Predicting Year-Round Habitat Suitability of Baleen Whales in the Southern Ocean](#). Front. Mar. Sci. 8:802276.
- Epstein, A.W. et Beardsley, R.C. 2001. Flow-induced aggregation of plankton at a front: a 2-D Eulerian model study. Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 48:395-418.
- Evans, J.S. et Murphy, M.A. 2023. [spatialEco. R package version 2.0-2](#).
- Ferro, C.A.T., et Stephenson, D.B. 2011. Extremal dependence indices: Improved evaluation measures for deterministic forecasts of rare binary events. Weather Forecast 26(5): 699–713.
- Fielding, A.H. et Bell, J.F. 1997. [A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models](#). Env. Conserv. 24, 38-49.
- Franks, P.J.S. 1992. Sink or swim: accumulation of biomass at fronts. Mar. Ecol. Progr. Ser 82: 1-12.
- Frasier, B. A., Springate, L., et Frasier, T. R. 2022. [Genetic examination of historical North Atlantic right whale \(*Eubalaena glacialis*\) bone specimens from the eastern North Atlantic: Insights into species history, transoceanic population structure, and genetic diversity](#). Mar. Mamm. Sci.
- Fu, L., et Cheney, R.E. 1995. [Application of satellite altimetry to ocean circulation studies: 1987–1994](#). Rev. Geophys. 33: 213-223.
- Gavrilchuk, K., Lesage, V., Fortune, S. M. E., Trites, A. W., et Plourde, S. 2021. [Foraging habitat of North Atlantic right whales has declined in the Gulf of St. Lawrence, Canada, and may be insufficient for successful reproduction](#). Endanger. Species Res. 44:113-136.
- Gowan, T.A. et Ortega-Ortiz, J.G. 2014. Wintering habitat model for the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) in the southeastern United States. PLoS ONE 9:e95126.
- Guisan, A. et Thuiller, W. 2005. [Predicting species distribution: offering more than simple habitat models](#). Ecol. Lett. 8:993–1009.
- Guisan, A., et Zimmermann, N. E. 2000. [Predictive habitat distribution models in ecology](#). Ecol. Modell. 135:147–186.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I.T., Regan, T.J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., Rhodes, J.R., Maggini, R., Setterfield, S.A., Elith, J., Schwartz, M.W., Wintle, B.A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y.M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. Ecol. Lett. 16(12):1424-1435.
- Harvey, G.K. A., Nelson, T. A., Fox, C. H. et Paquet, P. C. 2017. [Quantifying marine mammal hotspots in British Columbia, Canada](#). Ecosphere 8(7):e01884. 10.1002/ecs2.1884.
- Hijmans, R. 2023. [terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.7-37](#).
-

-
- Hlista B.L., Sosik H.M., Martin Traykovski L.V., Kenney, R.D. et Moore M.J. 2009. [Seasonal and interannual correlations between right whale distribution and calving success and chlorophyll concentrations in the Gulf of Maine, USA](#). Mar. Ecol. 394:289–302.
- Hui, C.A. 1985. Undersea topography and the comparative distributions of two pelagic cetaceans. Fish. Bull. 83:472–475.
- International Whaling Commission (IWC). 1986. Report of the workshop on the status of right whales. Report of the International Whaling Commission (Spec. Iss.10): 1–33.
- International Whaling Commission (IWC). 2001. Report on the workshop on the comprehensive assessment of right whales: a worldwide comparison. J. Cetacean Res. Manage. (Spec. Iss.2) 2:1-60.
- Johnson, C.L., Plourde, S., Brennan, C.E., Helenius, L.K., Le Corre, N. et Sorochan, K.A. 2024. [The Southern Gulf of St. Lawrence as Foraging Habitat for the North Atlantic Right Whale](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/077. iv + 43 p.
- Keller, C.A., Garrison, L., Baumstark, R., Ward-Geiger, L.I. et Hines, E. 2012. Application of a habitat model to define calving habitat of the North Atlantic right whale in the southeastern United States. Endanger Species Res 18:73–87.
- Kenney, R.D. 2001. Anomalous 1992 spring and summer right whale (*Eubalaena glacialis*) distribution in the Gulf of Maine. J. Cetac. Res. Manage. (Special Issue 2): 209-223.
- Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Marx, M.K., Pettis, H.M. et Kraus, S.D. 2012. [Monitoring North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* entanglement rates: A 30 year retrospective](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 466:293–302.
- Knowlton, A.R., Robbins, J., Landry, S., McKenna, H., Kraus, S.D. et Werner, T.B. 2016. [Effects of fishing gear strength on the severity of large whale entanglements](#). Conserv. Biol. 30:318–328.
- Kraus, S.D., Brown, M.W., Caswell, H., Clark, C.W., Fujiwara, M., Hamilton, P.K., Kenney, R.D., Knowlton, A.R., Landry, S., Mayo, C.A., McLellan, W.A., Moore, M.J., Nowacek, D.P., Pabst, D.A., Read, A.J. et Rolland, R.M. 2005. [North Atlantic Right Whales in Crisis](#). Science 309:561-562.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., et Pendleton, D. 2014. [Effectiveness of mandatory vessel speed limits for protecting North Atlantic right whales](#). Endanger. Species Res. 23(2):133–147.
- Laliberté, J. et Larouche, P. 2023. [Chlorophyll-a Concentration Climatology, Phenology, and Trends in the Optically Complex Waters of the St. Lawrence Estuary and Gulf](#). J. Mar. Syst. 238:103830.
- Le Corre, N., Brennan, C.E., Chassé, J., Johnson, C.L., Lavoie, D., Paquin, J.-P., Soontiens, N. et Plourde, S. 2023. A biophysical model of *Calanus hyperboreus* in the Gulf of St. Lawrence: Interannual variability in phenology and circulation drive the timing and location of right whale foraging habitat in spring and early summer. Prog. Oceanogr. 219:1–20.
- Lesage V., Wing S., Zuur A.F., Gosselin J.F., Tinker M.T., Mosnier A., St-Pierre A.P., Michaud R., et Berteaux D. 2024. [Environmental, behavioral, and design-related factors affect accuracy and precision of beluga abundance estimates from aerial surveys](#). Front. Mar. Sci., 15. Volume 11.
- Linden, D.W. 2023. Population size estimation of North Atlantic right whales from 1990-2022. US Dept. Commer. Northeast. Fish. Sci. Cent. Tech. Memo. 314. 14 p.
-

-
- Manel, S., Williams, H.C. et Ormerod, S. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *J. Appl. Ecol.* 38:921-931.
- Marine Mammal Commission. 2024. [Marine Mammal Commission. An independent Agency of the U.S. Government](#). Accessed on 4 February 2024.
- Marra, G., et Wood, S. N. 2011. Practical variable selection for generalized additive models. *Comput. Stat.Data Anal.* 55(7):2372-2387.
- Mate, B.R., Nieuwkirk, S.L. et Kraus, S.D. 1997. [Satellite-Monitored Movements of the Northern Right Whale](#). *J. Wildl. Manage.* 61(4):1393–1405.
- Mead, J.G. 1986. Twentieth-century records of right whales (*Eubalaena glacialis*) in the northwestern North Atlantic. *Rep. Int. Whal. Commn (Spec. Iss.)* 10:109-119.
- Meyer-Gutbrod, E.L., Davies, K.T.A., Johnson, C.L., Plourde, S., Sorocean, K.A., Kenney, R.D., Ramp, C., Gosselin, J.-F., Lawson, J.W. et Greene, C.H. 2022. [Redefining North Atlantic right whale habitat-use patterns under climate change](#). *Limnol. Oceanogr.* 68:S71- S86.
- Milanesi, P., Della Rocca, F., et Robinson, R.A. 2020. [Integrating dynamic environmental predictors and species occurrences: toward true dynamic species distribution models](#). *Ecol. Evol.* 10, 1087–1092.
- Miller, D.L., et Clark-Wolf, T.J. 2023. Distance Sampling Detection Function and Abundance Estimation. R package version 1.0.9.
- Mitchell, E., Kozicki, V.M. et Reeves, R.R. 1986. Sightings of right whales, *Eubalaena glacialis*, on the Scotian Shelf, 1966-1973. *Rep.int. Whal. Commn (Spec. Iss.)* 10:83101.
- Moore, M.J., Knowlton, A.R., Krauss, S.D., McLellan, W.A. et Bonde, R.K. 2004. Morphometry, gross morphology and available histopathology in North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) mortalities (1970–2002). *J. Cetacean Res. Manag.* 6:199-214.
- Mosnier A., Gosselin J.-F. et Lesage, V. 2022. [Distribution saisonnière et concentration de quatre espèces de baleine à fanons dans l'estuaire du Saint-Laurent, basé sur 22 ans de données d'observations de Pêches et Océans Canada](#). Secr. can. des avis du MPO. Doc. de rech. 2020/053. iv + 121 p.
- Monsarrat, S., Pennino, M.G., Smith, T.D., Reeves, R.R., Meynard, C.N., Kaplan, D.M., et Rodrigues, A.S.L. 2015. Historical summer distribution of the endangered North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*): a hypothesis based on the environmental niche of a congeneric species. *Divers. Distrib.* 21: 925–937.
- Montero-Manso P., et Hyndman R.J. 2021. Principles and algorithms for forecasting groups of time series: Locality and globality. *International Journal of Forecasting* 37 (4), 1632-1653.
- MPO. 2014. [Programme de rétablissement de la baleine noire \(*Eubalaena glacialis*\) de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes de l'Atlantique \[Final\]](#). Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada. xiii + 81 p.
- Murison, L.D., et Gaskin, D.E. 1989. The distribution of right whales and zooplankton in the Bay of Fundy, Canada. *Can. J. Zool.* 67:1411-1420.
- Nerem, R.S., Tapley, B.D., et Shum, C.K. 1990. [Determination of the ocean circulation using Geosat altimetry](#). *J. Geophys. Res.* 95(C3):3163–3179.
- Olson, D.B. et Backus, R.H. 1985. The concentrating of organisms at fronts: a cold-water fish and a warm-core ring. *J. Mar. Res.* 43:113-137.
-

-
- Olson, D.B., Hitchcock, G.L., Mariano, A.J., Ashjian, C.J., Peng, G., Nero, R.W. et Podestá, G.P. 1994. [Life on the edge: Marine life and fronts](#). *Oceanography* 7(2):52–60.
- Owen, R.W. 1981. Front and eddies in the sea: mechanisms, interactions and biological effects, in *Analysis of marine ecosystems*, A.R. Longhurst ed. Academic Press. London. 197-233.
- Paquin, J.-P., Roy, F., Smith, G. C., MacDermid, S., Lei, J., Dupont, F., Lu, Y., Taylor, S., St-Onge-Drouin, S., Blanken, H., Dunphy, M., et Soontiens, N. 2024. [A new high-resolution Coastal Ice-Ocean Prediction System for the East Coast of Canada](#). *Ocean Dyn.* 74, 799-826.
- Pardo, M.A., Gerrodette, T., Beier, E., Gendron, D., Forney, K.A., Chivers, S.J., Barlow, J. et Palacios, D.M. 2015. [Inferring Cetacean Population Densities from the Absolute Dynamic Topography of the Ocean in a Hierarchical Bayesian Framework](#). *PLOS One* 10: 1–23.
- Pebesma, E. 2018. [Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data](#). *The R Journal* 10:439-446.
- Pebesma, E., et Bivand, R. 2023. [Spatial Data Science: With Applications in R](#) (1st ed.). Chapman and Hall/CRC.
- Pendleton, D., Pershing, A., Brown, M., Mayo, C., Kenney, R., Record, N., et Cole, T. 2009. [Regional-scale mean copepod concentration indicates relative abundance of North Atlantic right whales](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 378, 211–225.
- Pendleton, D.E., Sullivan, P.J., Brown, M.W., Cole, T.V.N., Good, C.P., Mayo, C.A., Monger, B.C., Phillips, S., Record, N.R. et Pershing, A.J. 2012. [Weekly predictions of North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* habitat reveal influence of prey abundance and seasonality of habitat preferences](#). *Endanger. Species Res.* 18(2):147–161.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J., et Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecol. Appl.*, 19 (1) pp. 181-197.
- Plourde, S., Lehoux, C., McQuinn, I.H., et Lesage, V. 2016. [Describing krill distribution in the western North Atlantic using statistical habitat models](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/111. v + 34 p.
- Plourde, S., Lehoux, C., Johnson, C.L., Perrin, G., et Lesage, V. 2019. [North Atlantic right whale \(*Eubalaena glacialis*\) and its food: \(I\) a spatial climatology of *Calanus* biomass and potential foraging habitats in Canadian waters](#). *J. Plankton Res.* 41(5): 667–685.
- Plourde, S., Lehoux, C., Roberts, J.J., Johnson, C.L., Record, N., Pepin, P., Orphanides, C., Schick, R.S., Walsh, H.J., et Ross, C.H. 2024. [Description de la répartition saisonnière et spatiale des proies du genre *Calanus* et des habitats potentiels d'alimentation de la baleine noire du nord de l'Atlantique dans les eaux canadiennes à l'aide de modèles de répartition des espèces](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2024/039. v + 75 p.
- QGIS.org 2023. [QGIS Geographic Information System](#). Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team. 2023. [R: A Language and Environment for Statistical Computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
-

-
- Record, N.R., J.A. Runge, D.E. Pendleton, W.M. Balch, K.T.A. Davies, A.J. Pershing, C.L. Johnson, K. Stamieszkin, R. Ji, Z. Feng, S.D. Kraus, R.D. Kenney, C.A. Hudak, C.A. Mayo, C. Chen, J.E. Salisbury, et C.R.S. Thompson. 2019. Rapid Climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic Right Whales. *Oceanography* 32(2): 162-169.
- Reeves, R.R. et Mitchell, E. 1986. American pelagic whaling for right whales in the North Atlantic. *Rep. Int. Whal. Commn (Spec. Iss.10)* 10:221-254.
- Roberts, J.J., Best, B.D., Dunn, D.C., Trembl, E.A. et Halpin, P.N. [2010 Marine Geospatial Ecology Tools: An integrated framework for ecological geoprocessing with ArcGIS, Python, R, MATLAB, and C++](#). *Environ. Model. Softw.* 25:1197-1207.
- Roberts JJ, Yack TM, Fujioka E, Halpin PN, Baumgartner MF, Boisseau O, Chavez-Rosales S, Cole TVN, Cotter MP, Davis GE, DiGiovanni RA, Ganley LC, Garrison LP, Good CP, Gowan TA, Jackson KA, Kenney RD, Khan CB, Knowlton AR, Kraus SD, Lockhart GG, Lomac-MacNair KS, Mayo CA, McKenna BE, McLellan WA, Nowacek DP, O'Brien O, Pabst DA, Palka DL, Patterson EM, Pendleton DE, Quintana-Rizzo E, Record NR, Redfern JV, Rickard ME, White M, Whitt AD, et Zoidis AM. 2024. North Atlantic right whale density surface model for the US Atlantic evaluated with passive acoustic monitoring. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 732:167–192.
- Robinson, I. S. 2010. *Discovering the Oceans from Space. The Unique Applications of Satellite Oceanography*. Berlin: Springer.
- Runge, J.A. et Simard, Y. 1990. [Zooplankton of the St. Lawrence Estuary](#). In *Oceanography of a Large-Scale Estuarine System* (eds M.I. El-Sabh and N. Silverberg).
- Saulquin, B., Gohin, F., et Fanton d'Andon, O. 2018. [Interpolated fields of satellite-derived multi\[1\]algorithm chlorophyll-a estimates at global and European scales in the framework of the European Copernicus-Marine Environment Monitoring Service](#). *J. Oper. Oceanogr.*, 12, 47–57.
- Schevill, W.E. et Moore, K.E. 1983. Townsend's unmapped North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). *Breviora* 476:1-8.
- Simard, Y., N. Roy, S. Giard, et F. Aulanier. 2019. [North Atlantic right whale shift to the Gulf of St. Lawrence in 2015, revealed by long-term passive acoustics](#). *Endanger. Species Res.* 40:271–284. doi:10.3354/esr01005.
- Simard, Y., Giard, S., Roy, N., Royer, P., Chartrand-Lemieux, M.-E., et Perreault, E. 2024. [Répartition spatio-temporelle de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent selon les données de surveillance acoustique enregistrées entre 2010 et 2022](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2024/046. vi + 27 p.
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Morse, R., Pepin, P., Runge, J., Thompson, C., et Johnson, C.L. 2019. [North Atlantic right whale \(*Eubalaena glacialis*\) and its food: \(II\) interannual variations in biomass of *Calanus* spp. on western North Atlantic shelves](#). *J. Plankton Res.* 41(5): 687–708. doi:10.1093/plankt/fbz044.
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Baumgartner, M.F., et Johnson, C.L. 2021. [Availability, supply, and aggregation of prey \(*Calanus* spp.\) in foraging areas of the North Atlantic right whale \(*Eubalaena glacialis*\)](#). *ICES J. Mar. Sci.* 78(10):3498–3520.
- Sorochan, K.A., Plourde, S. et Johnson, C.L. 2023. Near-bottom aggregations of *Calanus* spp. Copepods in the southern Gulf of St. Lawrence in summer: significance for North Atlantic right whale foraging. *ICES J. Mar. Sci.* 80:787-802.
-

-
- Stewart, J. D., Durban, J. W., Fearnbach, H., Hamilton, P. K., Knowlton, A. R., Lynn, M. S., Miller, C. A. *et al.* 2022. Larger females have more calves: influence of maternal body length on fecundity in North Atlantic right whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 689: 179–189.
- St-Pierre, A.P., Koll-Egyed, T., Harvey, V., Lawson, J.W., Sauvé, C., Ollier, A., Goulet, P.J., Hammill, M.O., et Gosselin, J.F. 2024a. [Distribution de la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'est du Canada basé sur des relevés aériens par transects effectués entre 2017 et 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/059. iv + 70 p.
- St-Pierre, A.P., Lesage, V., Mosnier, A., Tinker, M.T. et Gosselin, J.-F. 2024b. [Estimations de l'abondance estivale du béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'estuaire du Saint-Laurent basées sur 52 relevés visuels et 11 relevés photographiques réalisés de 1990 à 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO, doc. de rech. 2023/048. v + 86 p.
- Tao, J., Shen, H., Danielson, R.E., et Perrie, W. 2023. [Characterizing the Variability of a Physical Driver of North Atlantic Right Whale Foraging Habitat Using Altimetric Indices](#). *J. Mar. Sci. Eng.* 11, 1760.
- Torres, L.G., Smith, T.D., Sutton, P., MacDiarmid, A., Bannister, J., Miyashita, T., et Franklin, J. 2013. From exploitation to conservation: habitat models using whaling data predict distribution patterns and threat exposure of an endangered whale. *Divers. Distrib.*, 19 (2013), pp. 1138-1152
- Vanderlaan, A.S. et Taggart, C.T. 2009. [Efficacy of a voluntary area to be avoided to reduce risk of lethal vessel strikes to endangered whales](#). *Conserv. Biol.* 23(6):1467–1474.
- Warwick-Evans, V., Kelly, N., Dalla Rosa, L., Friedlaender, A., Hinke, J.T., Kim, J.H., Kokubun, N., Santora, J.-A., Secchi, E.R., Seyboth, E. et Trathan, P.N. 2022. [Using seabird and whale distribution models to estimate spatial consumption of Antarctic krill to inform fishery management](#). *Ecosphere* 13:e4083. 10.1002/ecs2.4083.
- Watwood, S.L. et Buonantony, D.M. 2012. Dive Distribution and Group Size Parameters for Marine Species Occurring in Navy Training and Testing Areas in the North Atlantic and North Pacific Oceans. NUWC-NPT Tech. Doc. 12.085, Naval Undersea Warfare Center Division, Newport, RI.
- Weiss, A. 2001. Topographic position and landforms analysis. In: Poster presentation, ESRI user conference, San Diego, CA.
- Winn, H.E., Price, C.A., et Sorensen, P.W. 1986. The distributional ecology of the right whale *Eubalaena glacialis* in the western North Atlantic. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 10):129–138.
- Wood, S.N., Goude, Y., et Shaw, S. 2015. Generalized additive models for large datasets. *J. R. Statist. Soc., Series C* 64(1):139-155.
- Wood, S.N., Li, Z., Shaddick, G., et Augustin N.H. 2017. [Generalized additive models for gigadata: modelling the UK black smoke network daily data](#). *J. Amer. Statist. Ass.* 112:519, 1199-1210.
- Wunderlich, R.F., Lin, Y.-P., Anthony, J., et Petway, J.R. 2019. Two alternative evaluation metrics to replace the true skill statistic in the assessment of species distribution models. *Nature Conserv.* 35:97-116.
- Wright AJ, Gabaldon J, Zhang D, et Hamilton, P. 2024. Bimodal vertical distribution of right whales *Eubalaena glacialis* in the Gulf of St. Lawrence. *Endanger. Species Res* 54:155-166.
-

Wyles, H.M.E., Boehme, L., Russell, D.J. et Carter, M.I. 2022. [A novel approach to using seabed geomorphology as a predictor of habitat use in highly mobile marine predators: implications for ecology and conservation](#). Front. Mar. Sci. 9.

Youden, W.J. 1950. Index for rating diagnostic tests. Cancer 3:32–5.

TABLEAUX

Tableau 1. Variables environnementales et biologiques utilisées pour prédire la répartition spatiale des baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent entre avril et novembre de 2017 à 2022.

Prédicteurs	Description	Unité	Résolution spatiale	Résolution temporelle	Source	Référence
Profondeur	Profondeur maximale de la colonne d'eau	m	20 m	Variable statique	Service hydrographique du Canada	-
Pente	Taux maximal de changement de profondeur	Degré	20 m	Variable statique	D'après la carte de profondeur (voir Matériel et méthode)	-
Indice de position topographique (IPT)	Recenser les caractéristiques topographiques du fond marin : fond plat, vallée, bas de pente, milieu de pente, haut de pente et crête	-	20 m	Variable statique	D'après la carte de profondeur (voir Matériel et méthode)	-
TSM	Température de la surface de la mer (TSM) à la date d'observation	°C	1/100°	Quotidienne	Group for High Resolution Sea Surface Temperature (GHRTSM)	JPL-L4 GHRTSM-TSMfnd-MUR-GLOB-v02.0-fv04.11
TSM_15d	Valeurs moyennes de TSM sur 15 jours avant la date d'observation	°C	1/100°	Quotidienne	GHRTSM	JPL-L4 GHRTSM-TSMfnd-MUR-GLOB-v02.0-fv04.11
TSM_lag3d	Valeur de TSM trois jours avant la date d'observation	°C	1/100°	Quotidienne	GHRTSM	JPL-L4 GHRTSM-TSMfnd-MUR-GLOB-v02.0-fv04.11
TSM_lag15d	Valeur de TSM 15 jours avant la date d'observation	°C	1/100°	Quotidienne	GHRTSM	JPL-L4 GHRTSM-TSMfnd-MUR-GLOB-v02.0-fv04.11
T0_50	Température moyenne de 0 à 50 m	°C	1/36°	Quotidienne	CIOPS-E	Paquin <i>et al.</i> 2023
Tmod_NB	Température moyenne près du fond marin (près du fond)	°C	1/36°	Quotidienne	CIOPS-E	Paquin <i>et al.</i> 2023
Tmod_mean	Température moyenne dans toute la colonne d'eau	°C	1/36°	Quotidienne	CIOPS-E	Paquin <i>et al.</i> 2023

Prédicteurs	Description	Unité	Résolution spatiale	Résolution temporelle	Source	Référence
CurMean010	Valeur moyenne de la vitesse du courant de 0 à 10 m	m/s	1/36°	Quotidienne	CIOPS-E	Paquin <i>et al.</i> 2023
CurQ50_0150	Valeur médiane de la vitesse du courant de 0 à un maximum de 150 m	m/s	1/36°	Quotidienne	CIOPS-E	Paquin <i>et al.</i> 2023
S0_50	Salinité de 0 à 50 m	‰	1/36°	Quotidienne	CIOPS-E	Paquin <i>et al.</i> 2023
Front_dist	Distance au front le plus proche	m	1/100°	Quotidienne	D'après les cartes quotidiennes de la TSM (voir Matériel et méthode)	-
FrontFreq_5km	Fréquence des fronts dans un rayon de 5 km		1/100°	Quotidienne	D'après les cartes quotidiennes de la TSM (voir Matériel et méthode)	-
ANMM	Anomalie du niveau moyen de la mer	m	1/4°	Quotidienne	Service Copernicus de surveillance du milieu marin (CMEMS)	SEALEVEL_GLO_PHY_L4_MY_008_047
Chla_3d	Concentration de chlorophylle <i>a</i> (chl <i>a</i>) trois jours avant la date d'observation	mg/m ³	1/4°	Quotidienne	CMEMS-Globcolor Product	OCEANCOLOUR_GLO_BGC_L4_MY_009_104
Chla_15d	Chl <i>a</i> moyenne 15 jours avant la date d'observation	mg/m ³	1/4°	Quotidienne	CMEMS-Globcolor Product	OCEANCOLOUR_GLO_BGC_L4_MY_009_104
EnetMod1_month	<i>Calanus</i> spp. énergie disponible pour la BNAN (Enet)	kJ g ⁻¹	1/12°	Mensuelle	<i>Calanus</i> spp modèle 3.3	Plourde <i>et al.</i> 2024
EnetMod2_month	Enet	kJ g ⁻¹	1/12°	Mensuelle	<i>Calanus</i> spp modèle 2	Plourde <i>et al.</i> 2024
EnetMod1_2monthsMean	Valeur Enet moyenne sur une période de deux mois	kJ g ⁻¹	1/12°	Moyenne bimensuelle	<i>Calanus</i> spp modèle 3.3	Plourde <i>et al.</i> 2024
EnetMod2_2monthsMean	Valeur Enet moyenne sur une période de deux mois	kJ g ⁻¹	1/12°	Moyenne bimensuelle	<i>Calanus</i> spp modèle 2	Plourde <i>et al.</i> 2024
EnetMod1_MeanLast3Y	Valeur moyenne d'Enet au cours des trois dernières saisons	kJ g ⁻¹	1/12°	Mensuelle	<i>Calanus</i> spp modèle 3.3	Plourde <i>et al.</i> 2024

Prédicteurs	Description	Unité	Résolution spatiale	Résolution temporelle	Source	Référence
EnetMod2_MeanLast3Y	Valeur moyenne d'Enet au cours des trois dernières saisons	kJ g ⁻¹	1/12°	Mensuelle	<i>Calanus</i> spp modèle 2	Plourde <i>et al.</i> 2024

Tableau 2. Covariables incluses dans les meilleurs modèles prédisant la probabilité d'occurrence de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sur des périodes de deux mois, par demi-saison ou pour la période complète d'avril à novembre. Les résultats sont présentés pour les modèles comprenant ou non *Calanus* spp. comme covariable. Les covariables incluses dans tous les modèles, certains ou aucun des modèles sont indiqués comme étant gris foncé, gris clair et blanc, respectivement.

	Avr. - mai	Juin – juill.	Août- sept.	Oct. - nov.	Avr. - juill.	Août - nov.	Global Avr.-nov.
	Sans prédictions de <i>Calanus</i> incluses en tant que covariable						
Profondeur							
IPT							
S0_50							
FrontFreq_5km							
Front_dist							
TSM_15d							
TSM_lag15d							
TSM_lag3d							
Tmod_mean							
Tmod_NB							
CurMean010							
CurQ50_0150							
ANMM							
Chla_15d							
Chla_3d							
	Avec les prédictions de <i>Calanus</i> incluses en tant que covariable						
Profondeur							
IPT							
S0_50							
FrontFreq_5km							
Front_dist							
TSM_15d							
TSM_lag15d							
TSM_lag3d							
Tmod_mean							
Tmod_NB							
CurMean010							
CurQ50_0150							
ANMM							
EnetMod2_month							
EnetMod1_2monthsMean							
EnetMod2_2monthsMean							
EnetMod1_MeanLast3Y							

	Avr. - mai	Juin – juill.	Août- sept.	Oct. - nov.	Avr. - juill.	Août - nov.	Global Avr.-nov.
	Sans prédictions de <i>Calanus</i> incluses en tant que covariable						
EnetMod2_MeanLast3Y							

Tableau 3. Covariables incluses dans les meilleurs modèles sélectionnés pour prédire la probabilité d'occurrence de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent pour une période correspondant à deux mois, à des demi-saisons (périodes de quatre mois) ou à la saison complète (d'avril à novembre). Le nombre de présences et de pseudo-absences prises en compte au cours de chaque période est indiqué entre parenthèses. Les modèles comprenant les prédictions de *Calanus* spp. en tant que covariable sont surlignés en gris. Les valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA) obtenues pour chaque modèle sont fournies, ce qui permet des comparaisons au cours de la même période. Les valeurs de la surface sous la courbe des critères d'efficacité du récepteur (SSC) mesurant les performances du modèle sont fournies pour leur application sur l'ensemble de données d'entraînement (SSC_e) et l'ensemble de données de test (SSC_t).

		Formule du modèle	CIA	SSC _e	SSC _t
Périodes de deux mois	Avril-mai (21/54 580)	~ Profondeur + Front_dist + EnetMod1_Moy2month	191,3	0,94	ND*
		~ Profondeur + TSM_lag15d + Front_dist + EnetMod1_MeanLast3Y	192,5	0,95	ND*
		~ Profondeur + TSM_15d + Front_dist	199,4	0,78	0,38
	Juin-juillet (288/123 709)	~ Profondeur + Tmod_mean + S0_50 + FrontFreq_5km + CurMean010 + EnetMod2_MeanLast3Y	2 244,2	0,93	ND*
		~ Profondeur + ANMM + TSM_lag15d + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_15d	2 245,0	0,93	0,82
	Août-sept. (211/137 275)	~ Profondeur + Pente + ANMM + TSM_lag3d + S0_50 + FrontFreq_5km + EnetMod2_month	1 808,9	0,82	ND*
		~ Profondeur + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_15d	1 771,2	0,83	0,84
		~ Profondeur + IPT + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_3d	1 772,3	0,82	0,78
		~ Profondeur + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_3d	1 772,9	0,81	0,76
	Oct.-nov. (71/66 635)	~ Profondeur + IPT + Tmod_mean + FrontFreq_5km + EnetMod2_MeanLast3Y	699,9	0,85	ND*
		~ Profondeur + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_15d	705,2	0,89	0,7
Périodes de demi-saison	Avr.-juill. (309/178 289)	~ Profondeur + IPT + TSM_lag15d + S0_50 + FrontFreq_5km + CurQ50_0150 + EnetMod2_MeanLast3Y	2 565,5	0,92	ND*
		~ Profondeur + IPT + ANMM + TSM_lag15d + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_15d + CurMean010	2 459,2	0,94	0,77
		~ Profondeur + IPT + ANMM + TSM_lag15d + S0_50 + FrontFreq_5km + ChloA_15d	2 461,3	0,94	0,77
	Août-nov. (282/203 910)	~ Profondeur + IPT + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + CurQ50_0150 + EnetMod1_2monthsMean	2 612,7	0,79	ND*
		~ Profondeur + IPT + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + ChloA_15d + CurQ50_0150	2 583,5	0,83	0,80
Saison entière	Global (591/382 199)	~ Profondeur + Pente + IPT + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + FrontFreq_5km + CurMean010 + EnetMod2_2monthsMean	5 422,3	0,84	ND*
		~ Profondeur + Pente + IPT + ANMM + TSM_lag3d + Tmod_NB + S0_50 + Front_dist + CurMean010 + EnetMod2_2monthsMean	5 423,9	0,84	ND*
		~ Profondeur + IPT + ANMM + TSM_lag3d + S0_50 + Front_dist + ChloA_15d + CurQ50_0150	5 304,1	0,86	0,83

*Les données Enet ne sont pas disponibles dans l'ensemble de données de test (relevés de 2021-2022)

Tableau 4. Indicateurs de performance pour les meilleurs modèles prédisant l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord (BNAN), *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent d'avril à novembre (modèle global), sur des périodes de deux mois et des demi-saisons (périodes de quatre mois). Les indicateurs de performance comprennent : la surface sous la courbe (SSC), c'est-à-dire la probabilité que le modèle classe les conditions où les BNAN étaient présentes plus haut que les conditions où elles étaient absentes; le vrai positif (VP) et le vrai négatif (VN), c'est-à-dire la proportion de cas où le modèle a correctement prédit la présence et l'absence respectivement; l'exactitude, c'est-à-dire la proportion des prédictions totales qui étaient correctes; et enfin l'indice de dépendance extrême symétrique (SEDI), un score de compétence fournissant des résultats valides même dans le cas d'événements rares (nombre limité d'observations par rapport à une grande proportion de zéros représentant la pseudo-absence dans notre ensemble de données). Remarque : si d'autres modèles existaient pour une période précise (c.-à-d. avec un delta CIA ≤ 3 à partir du CIA le plus bas), seul les performances du modèle avec le CIA le plus bas était présenté. De plus, pour les périodes d'avril-mai et d'octobre-novembre, le meilleur modèle comprenait une variable dérivée d'un autre modèle (le modèle *Calanus spp.*), pour laquelle des prédictions n'étaient pas disponibles dans l'ensemble de données de test (2021-2022); par conséquent, les valeurs de performance n'ont pas été fournies dans ces cas.

	Performances des meilleurs modèles						
	Ensemble de données d'entraînement (2017-2020)						
Modèles	Global	Avr.-mai	Juin-juill.	Août-sept.	Oct.-nov.	Avr.-juill.	Août-nov.
SSC	0,864	0,944	0,931	0,829	0,846	0,940	0,829
VP	0,812	0,952	0,906	0,597	0,873	0,903	0,709
VN	0,783	0,857	0,816	0,934	0,646	0,828	0,800
Exactitude	0,797	0,905	0,861	0,765	0,760	0,865	0,755
SEDI	0,752	0,922	0,861	0,722	0,689	0,867	0,668
	Ensemble de données de test (2021-2022)						
Modèles	Global	Avr.-mai	Juin-juill.	Août-sept.	Oct.-nov.	Avr.-juill.	Août-nov.
SSC	0,830	ND	0,824	0,840	ND	0,774	0,798
VP	0,740	ND	0,817	0,879	ND	0,675	0,777
VN	0,803	ND	0,741	0,660	ND	0,759	0,710
Exactitude	0,771	ND	0,779	0,770	ND	0,717	0,744
SEDI	0,701	ND	0,718	0,709	ND	0,584	0,643

Tableau 5. Indicateurs de performance pour le meilleur modèle global (c.-à-d. le meilleur modèle obtenu en ajustant l'ensemble de l'ensemble de données d'avril à novembre; voir le tableau 2) lorsqu'il est appliqué pour prédire la présence de baleines noires de l'Atlantique Nord (BNAN), *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent d'avril à novembre (modèle global), pour des périodes de deux mois, et pour des demi-saisons (périodes de quatre mois). Chaque colonne présente les performances du meilleur modèle global lorsqu'il est appliqué à chaque période considérée. Les indicateurs de performance comprennent : la surface sous la courbe (SSC), c'est-à-dire la probabilité que le modèle classe les conditions où les BNAN étaient présentes plus haut que les conditions où elles étaient absentes; le vrai positif (VP) et le vrai négatif (VN), c'est-à-dire la proportion de cas où le modèle a correctement prédit la présence et l'absence respectivement; l'exactitude, c'est-à-dire la proportion des prédictions totales qui étaient correctes; et enfin l'indice de dépendance extrême symétrique (SEDI), un score de compétence fournissant des résultats valides même dans le cas d'événements rares (nombre limité d'observations par rapport à une grande proportion de zéros représentant la pseudo-absence dans notre ensemble de données).

	Performances du meilleur modèle global pour différentes périodes						
	Ensemble de données d'entraînement (2017-2020)						
Période	Global	Avr.-mai	Juin-juill.	Août-sept.	Oct.-nov.	Avr.-juill.	Août-nov.
SSC	0,864	0,772	0,889	0,859	0,790	0,891	0,841
VP	0,812	0,952	0,872	0,782	0,747	0,829	0,787
VN	0,783	0,517	0,788	0,776	0,739	0,828	0,750
Exactitude	0,797	0,734	0,830	0,779	0,743	0,828	0,769
SEDI	0,752	0,683	0,811	0,716	0,640	0,807	0,696
	Ensemble de données de test (2021-2022)						
Période	Global	Avr.-mai	Juin-juill.	Août-sept.	Oct.-nov.	Avr.-juill.	Août-nov.
SSC	0,830	0,648	0,866	0,897	0,628	0,824	0,846
VP	0,740	0,882	0,868	0,897	0,805	0,711	0,767
VN	0,803	0,471	0,771	0,785	0,406	0,813	0,825
Exactitude	0,771	0,676	0,820	0,841	0,606	0,762	0,796
SEDI	0,701	0,519	0,794	0,831	0,317	0,683	0,750

FIGURES

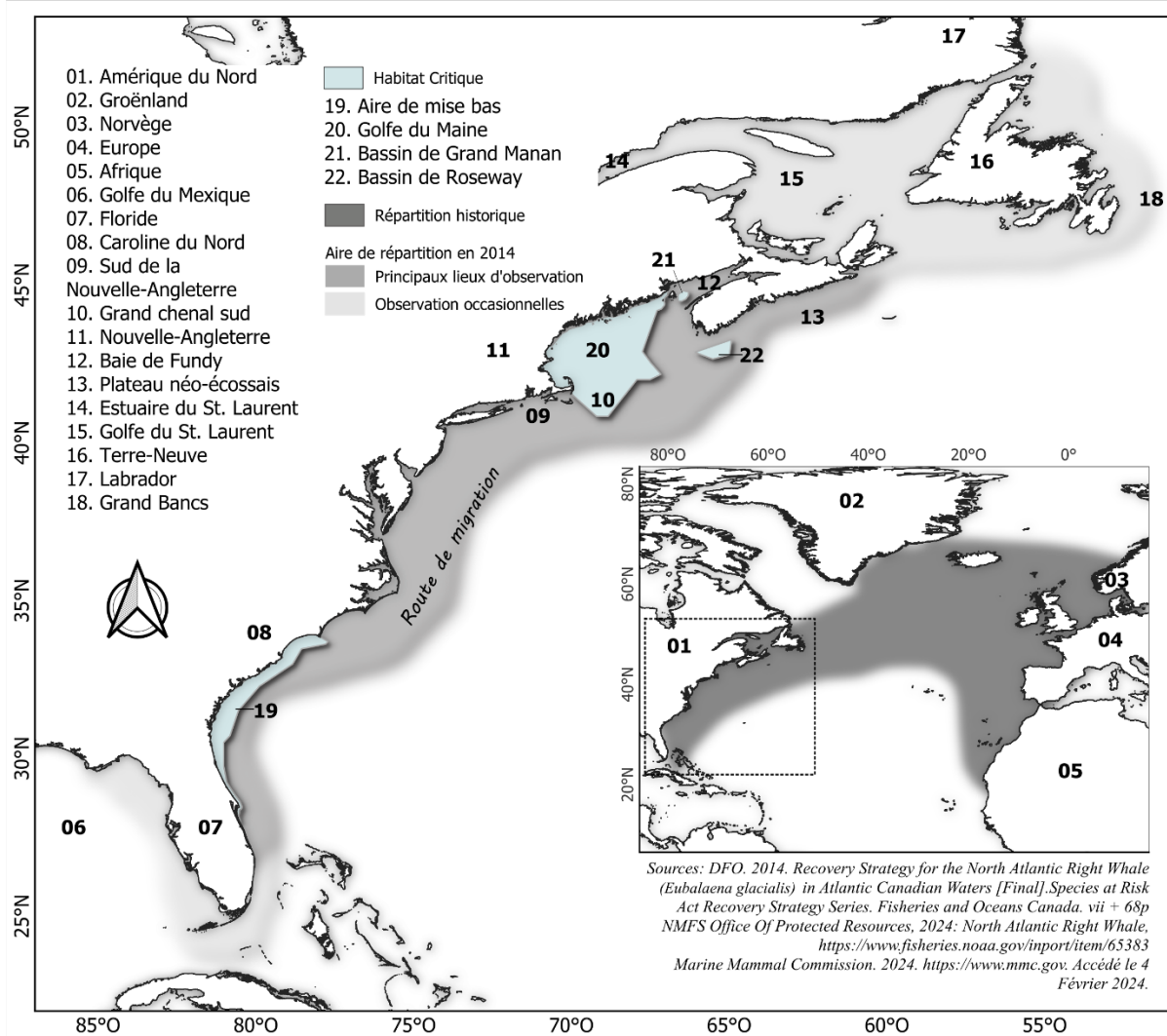


Figure 1. Répartition historique (reproduite à partir de la Marine Mammal Commission 2024) et aire de répartition en date de 2014 (reproduite à partir du MPO 2014) de la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, ainsi que des zones aux États-Unis et au Canada légalement désignées comme habitat essentiel pour la population.

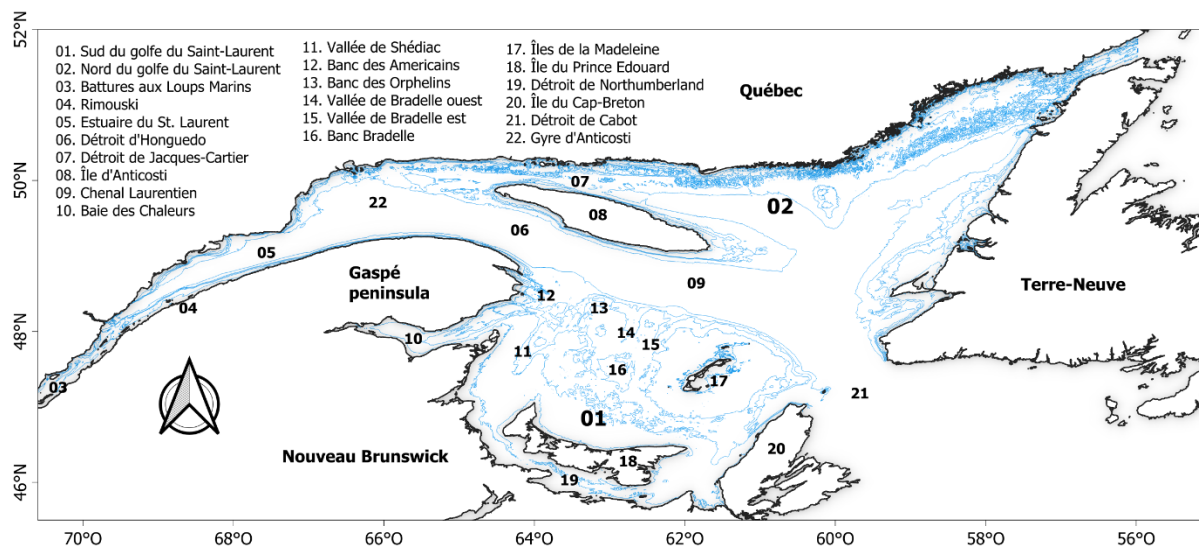


Figure 2. Estuaire et golfe du Saint-Laurent et noms de lieux utilisés dans le présent document. Les lignes bleues représentaient les isolignes de 20 m, 60 m, 80 m, 100 m et 200 m.

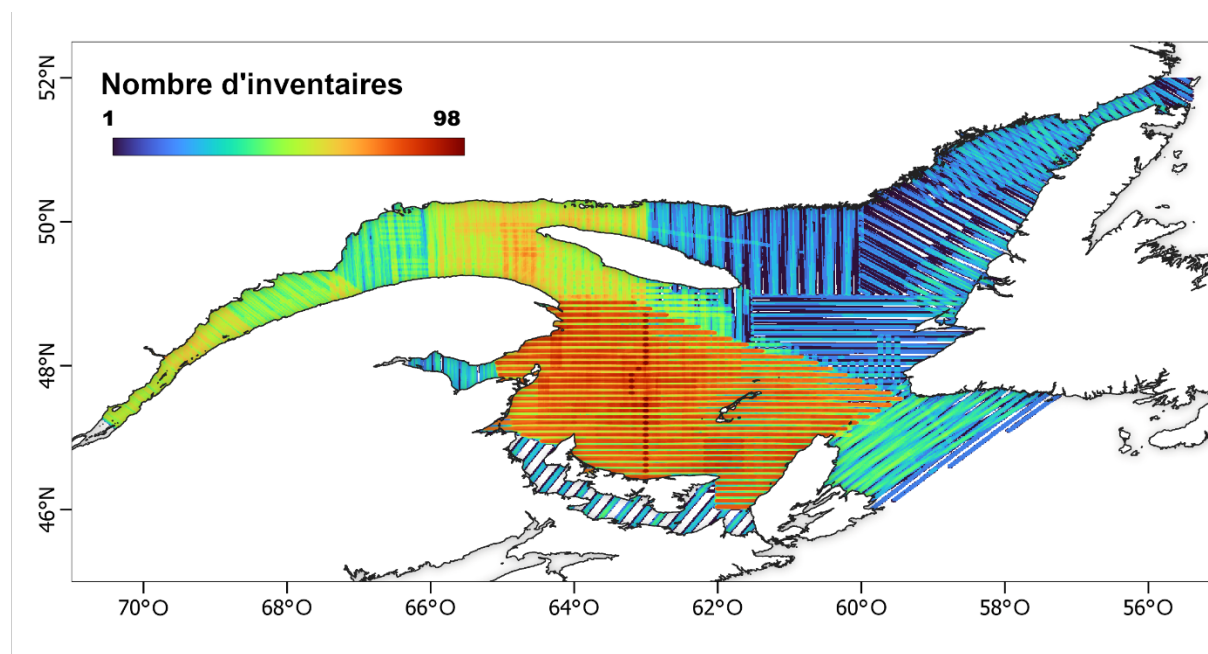


Figure 3. Effort en termes de nombre de relevés visuels aériens systématiques par transect linéaire couvrant l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent qui ont été effectués par le MPO du 1^{er} avril au 30 novembre de 2017 et 2022.

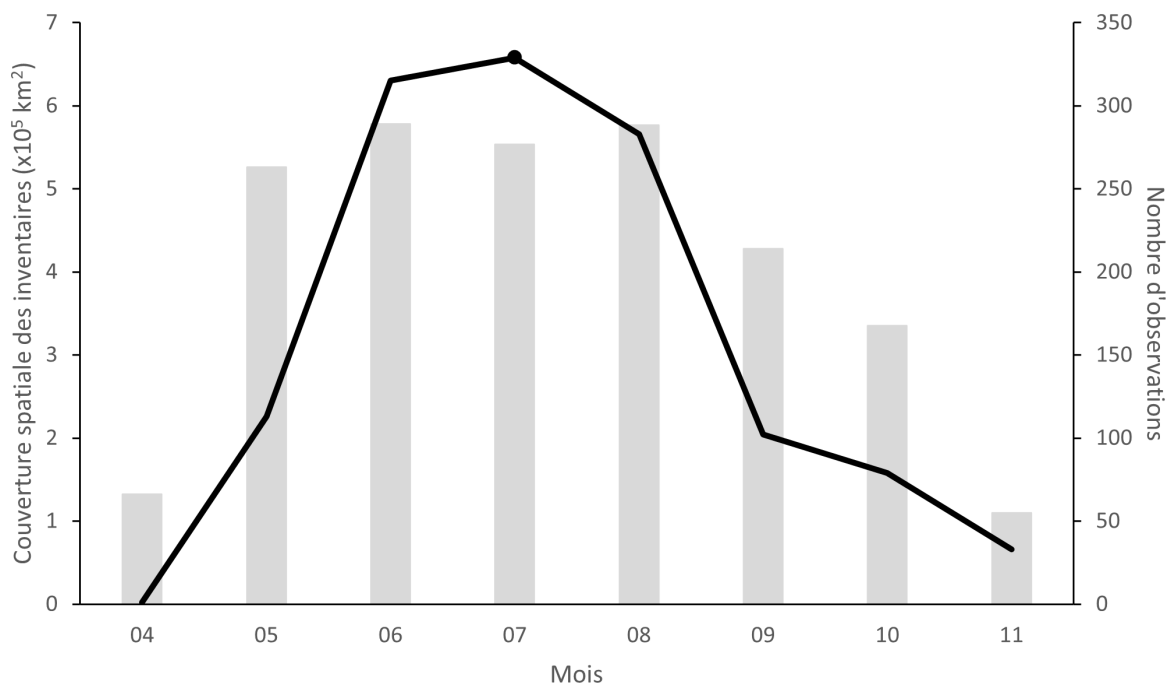


Figure 4. Répartition mensuelle de la zone couverte (barres grises) par les relevés aériens visuels systématiques par transect linéaire effectués par le MPO dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent du 1^{er} avril au 30 novembre de 2017 à 2022, à l'exception de 2017, où les relevés ont commencé le 29 août. La ligne noire représente le nombre de baleines noires de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) détectées lors de ces relevés.

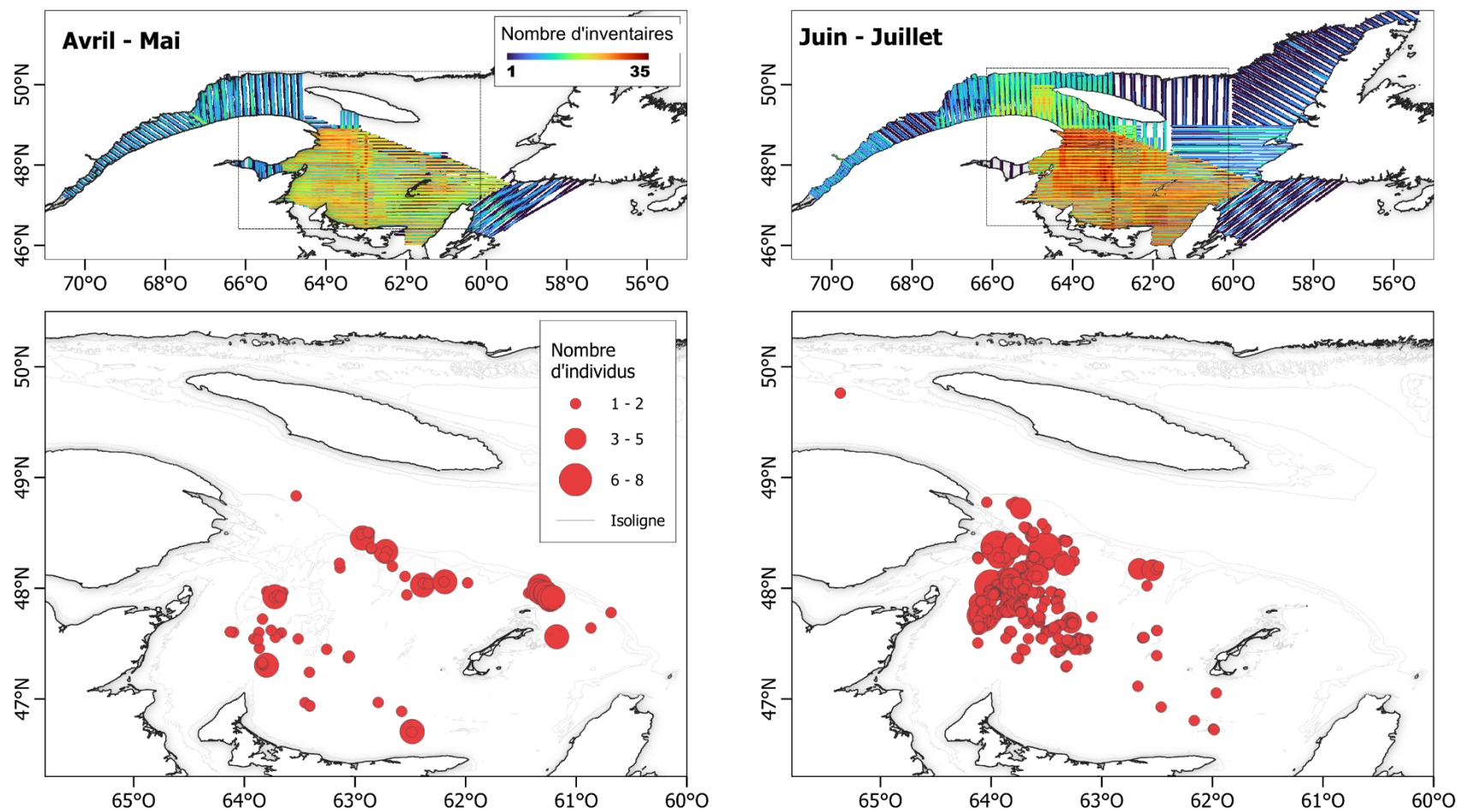


Figure 5. Effort de relevé (panneaux supérieurs) et emplacements d'observations de baleines noires de l'Atlantique Nord (panneaux inférieurs, points rouges), *Eubalaena glacialis*, détectées lors de relevés visuels aériens systématiques effectués du 29 août 2017 au 6 novembre 2022 dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les données sont présentées pour (a) avril-mai, (b) juin-juillet, (c) août-septembre et (d) octobre-novembre, respectivement.

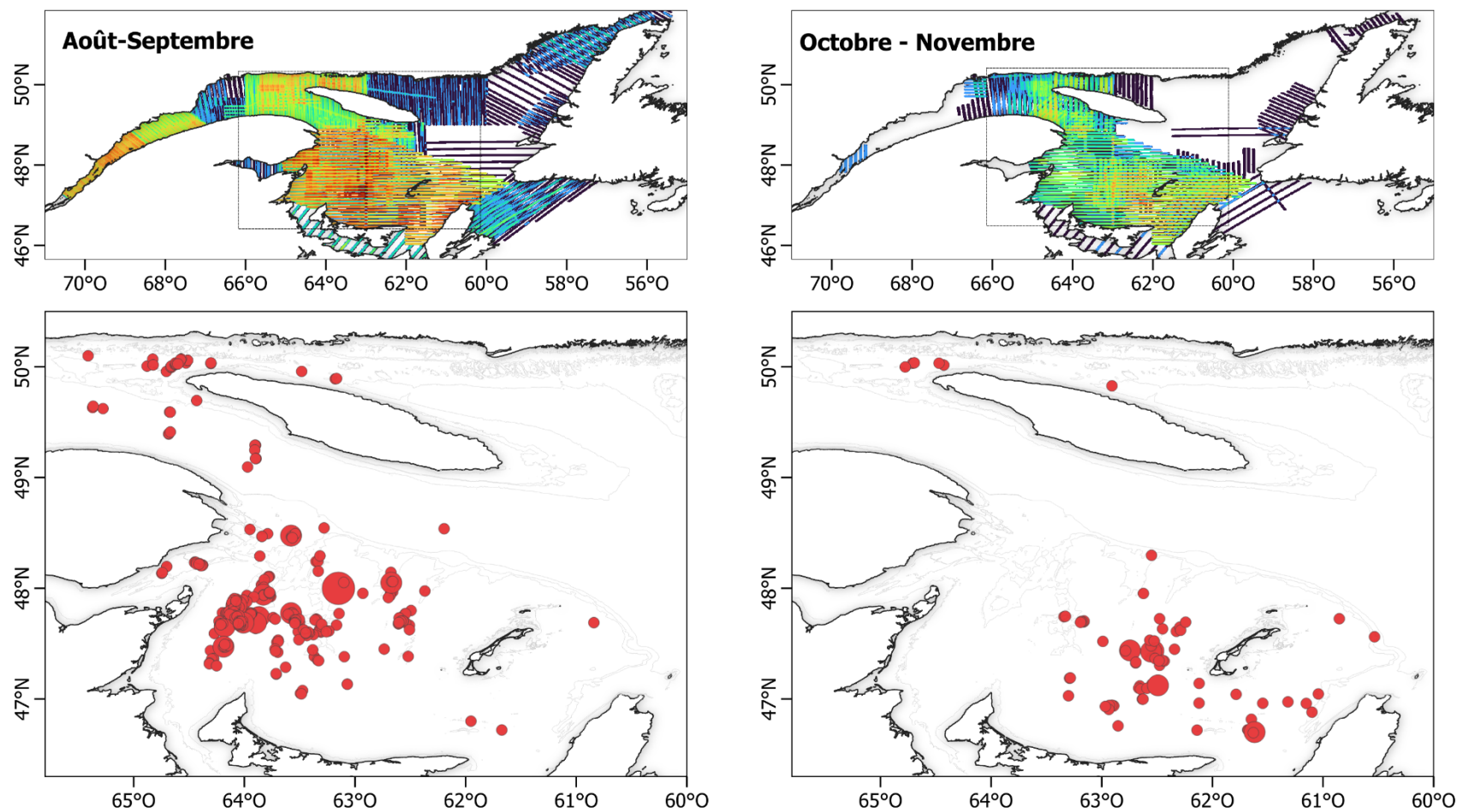


Figure 5 (suite). Effort de relevé (panneaux supérieurs) et emplacements (panneaux inférieurs, points rouges) des observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectées lors de relevés visuels aériens systématiques effectués du 29 août 2017 au 6 novembre 2022 dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les données sont présentées pour (a) avril-mai, (b) juin-juillet, (c) août-septembre et (d) octobre-novembre, respectivement.

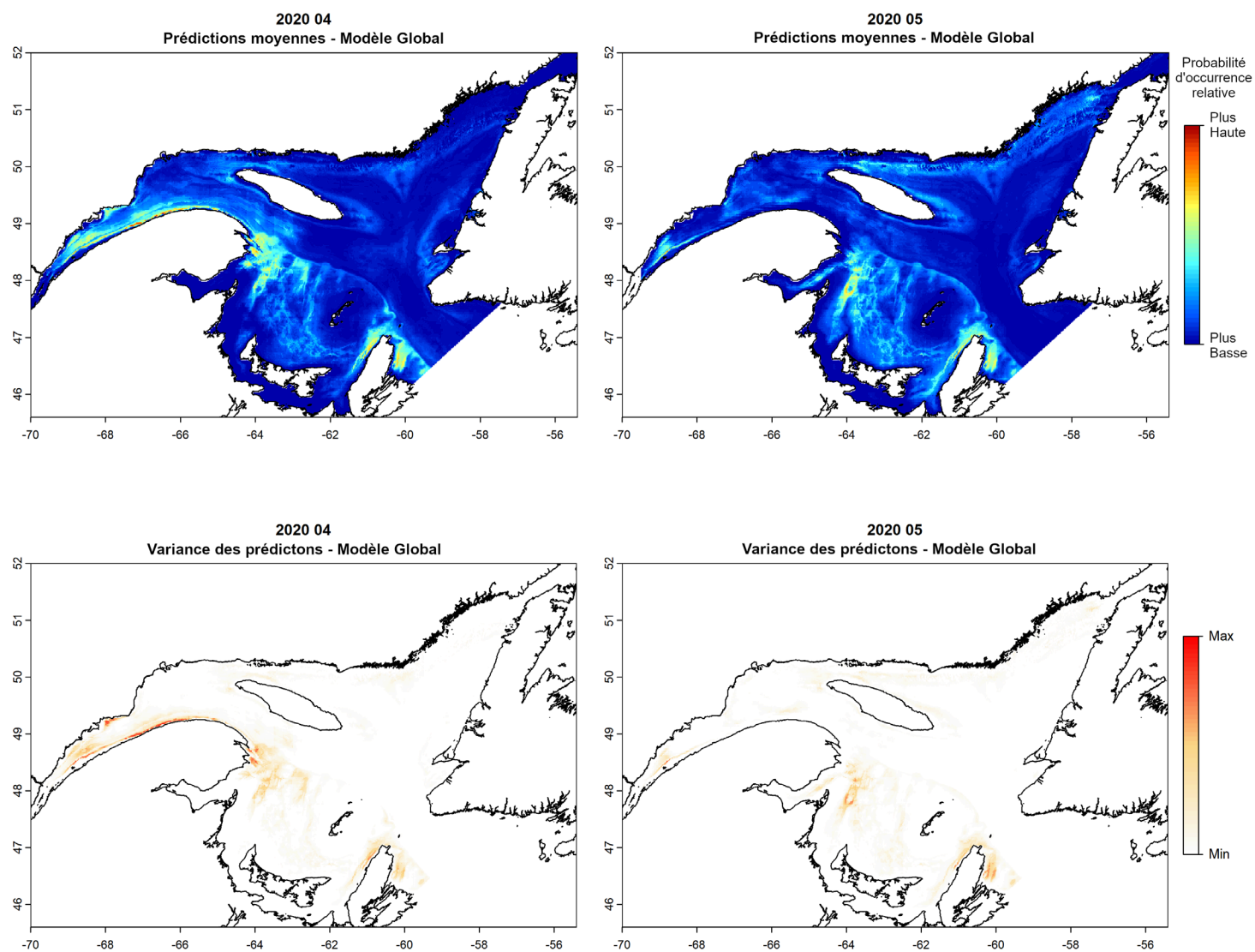


Figure 6. Cartes de prévision mensuelle moyennes du modèle global pour l'année 2020 (panneaux supérieurs) et la variance mensuelle de ces prédictions (panneau inférieur). Remarque : toutes les cartes de prévision mensuelle moyennes et les cartes de variance utilisent la même légende de couleurs afin qu'elles puissent être comparées directement.

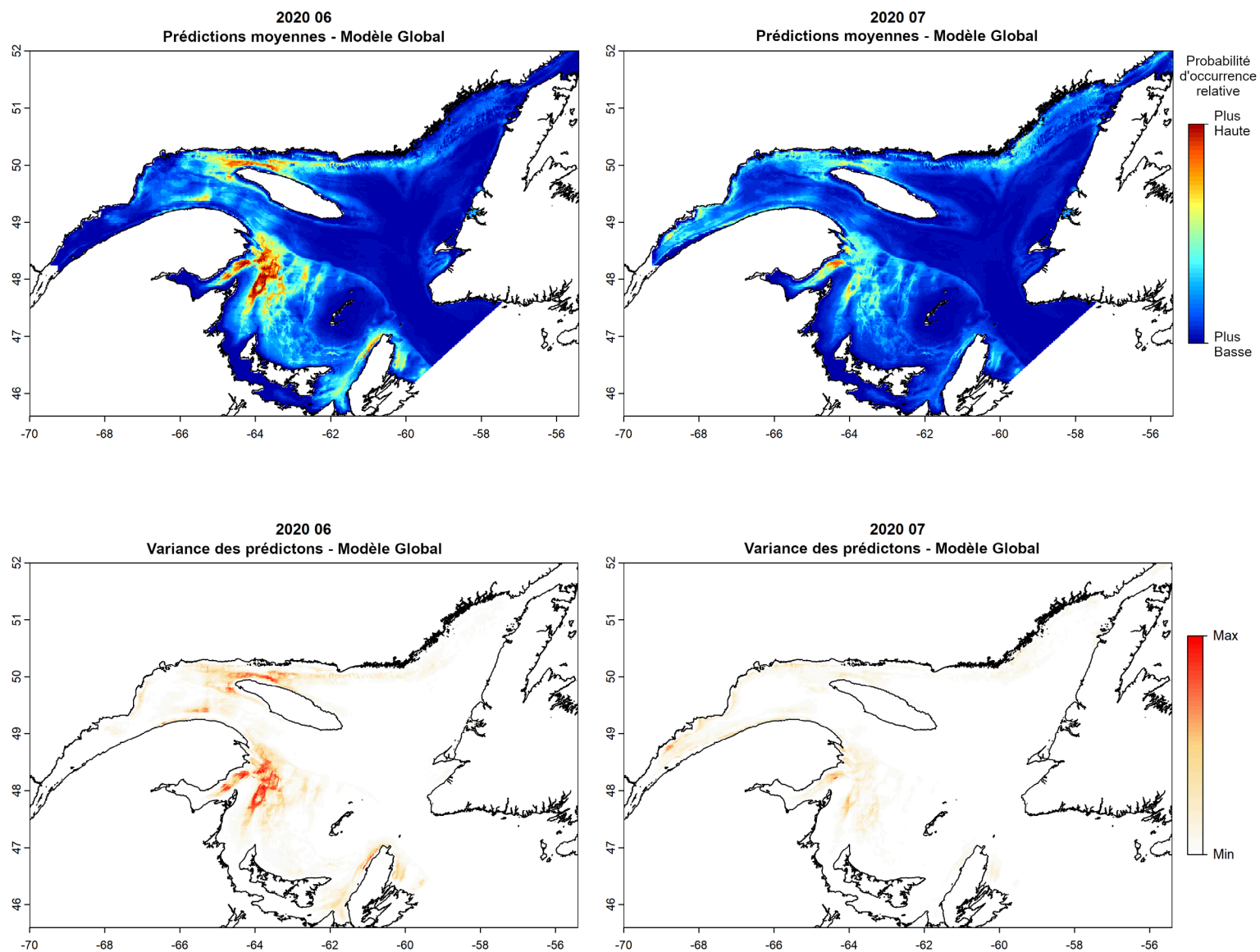


Figure 6 (suite).

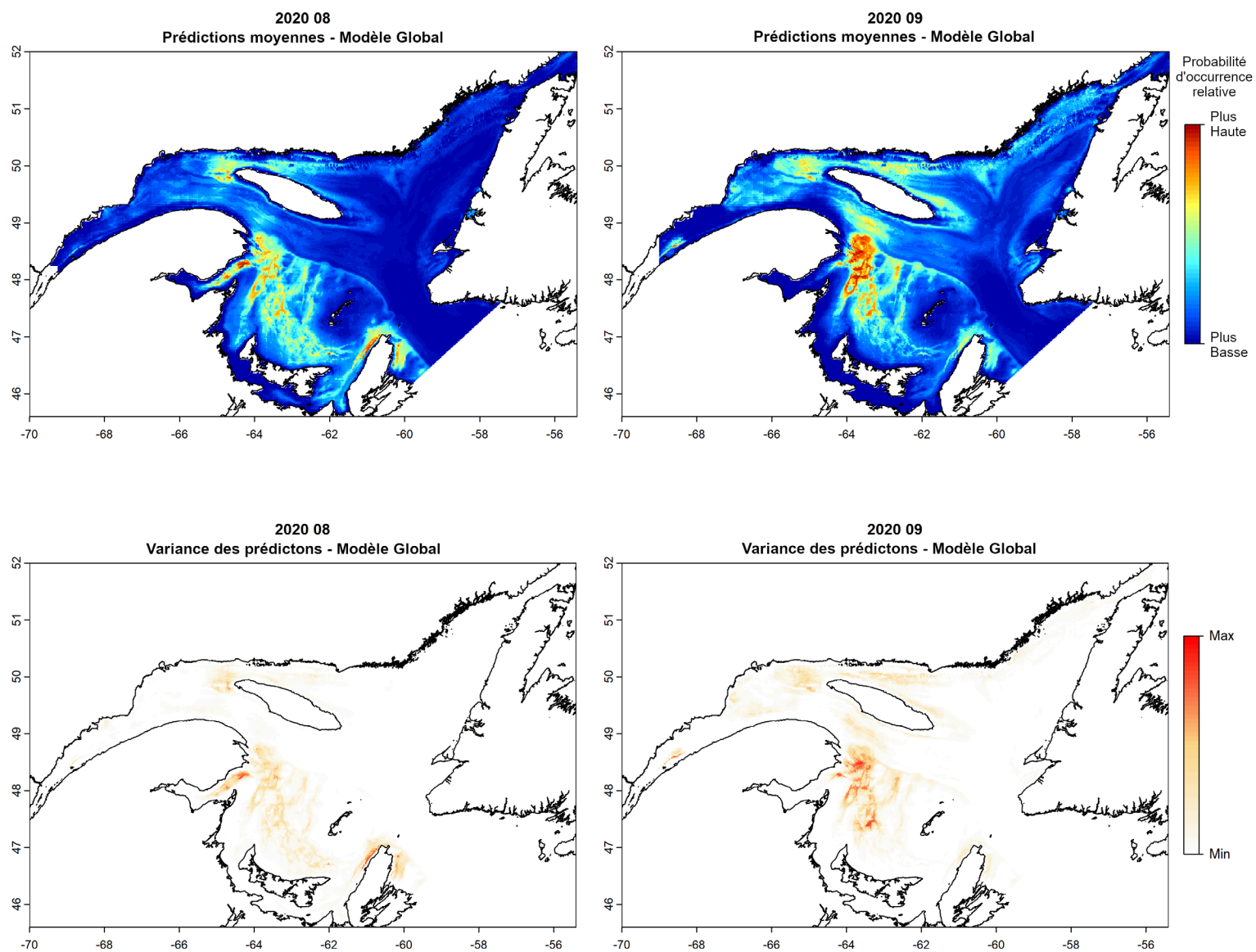


Figure 6 (suite).

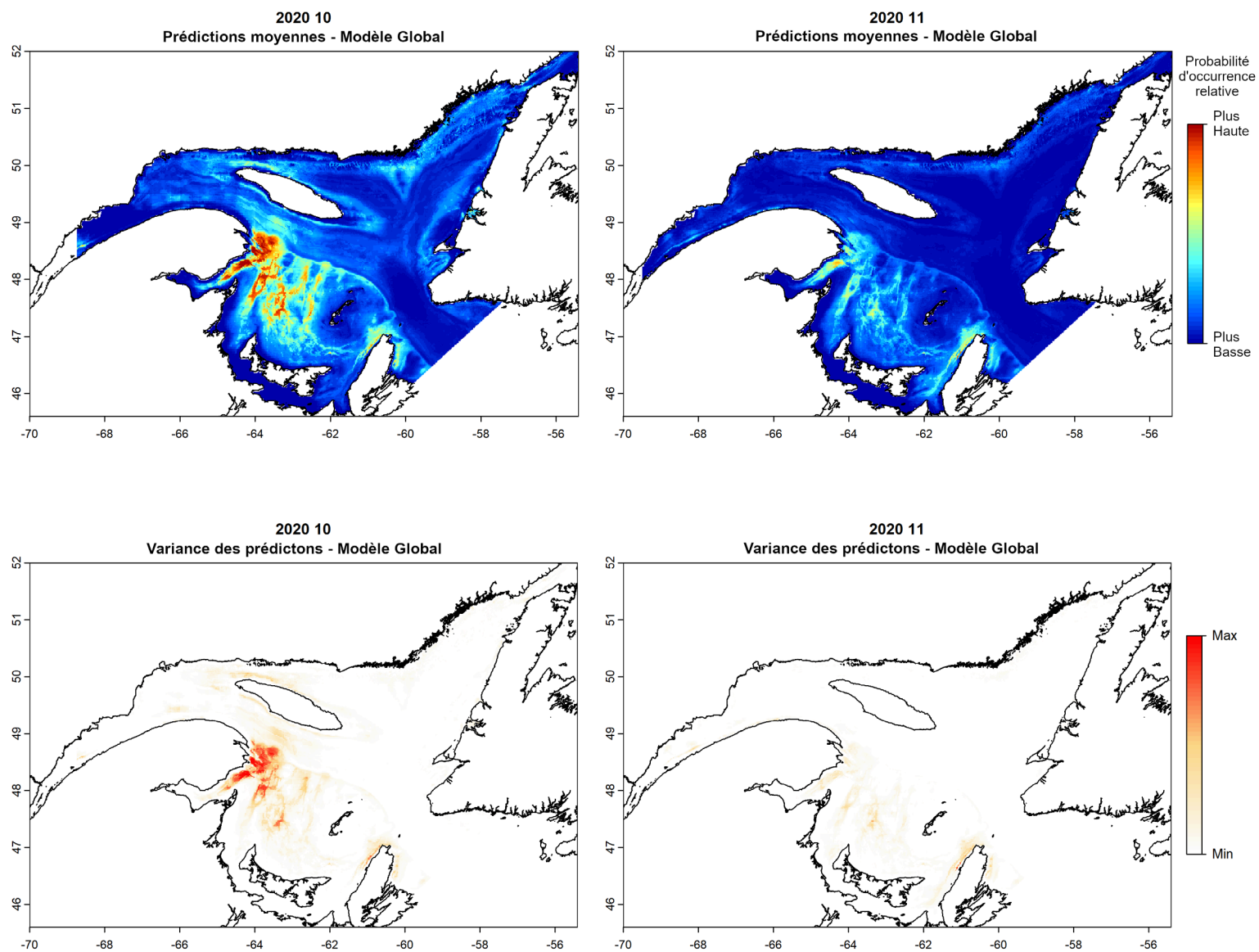


Figure 6 (suite).

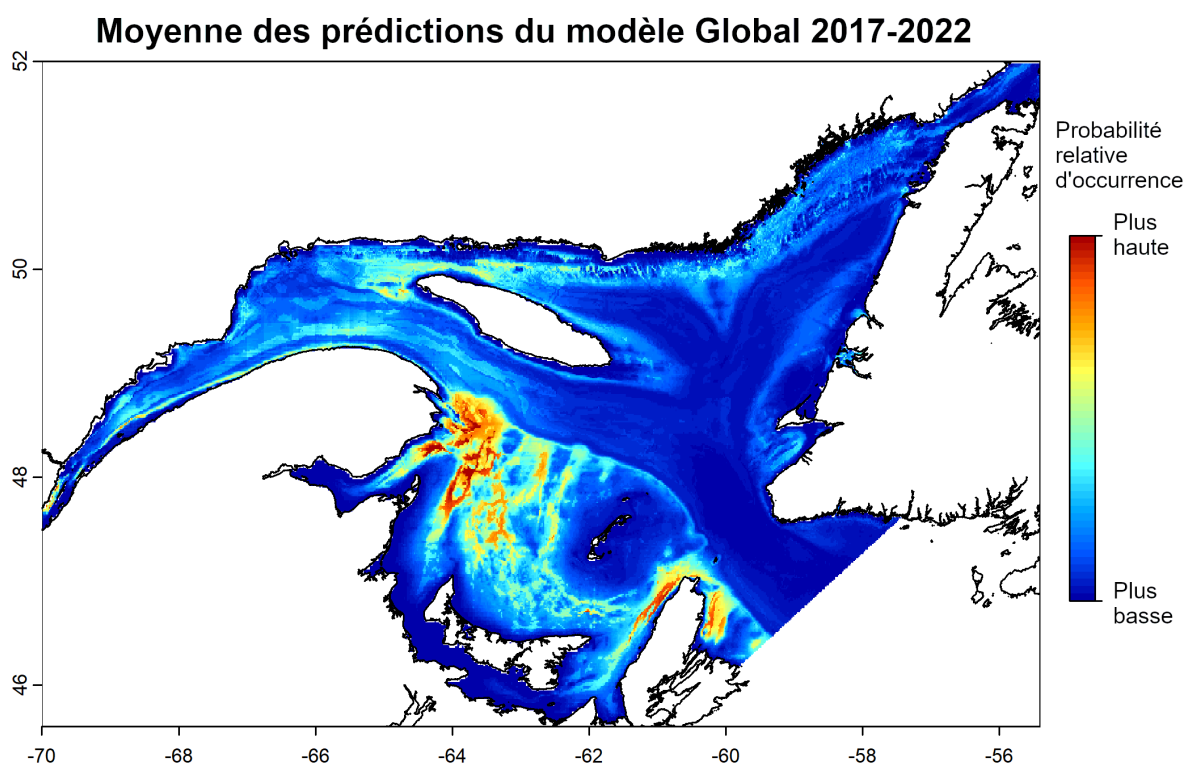


Figure 7. Carte des prédictions moyennes du modèle global pour la période 2017-2022 (c.-à-d. en tenant compte des prédictions quotidiennes d'avril à novembre 2017-2022).

ANNEXE A. CORRÉLATION ENTRE LES PRÉDICTEURS POTENTIELS DE LA RÉPARTITION DES BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD

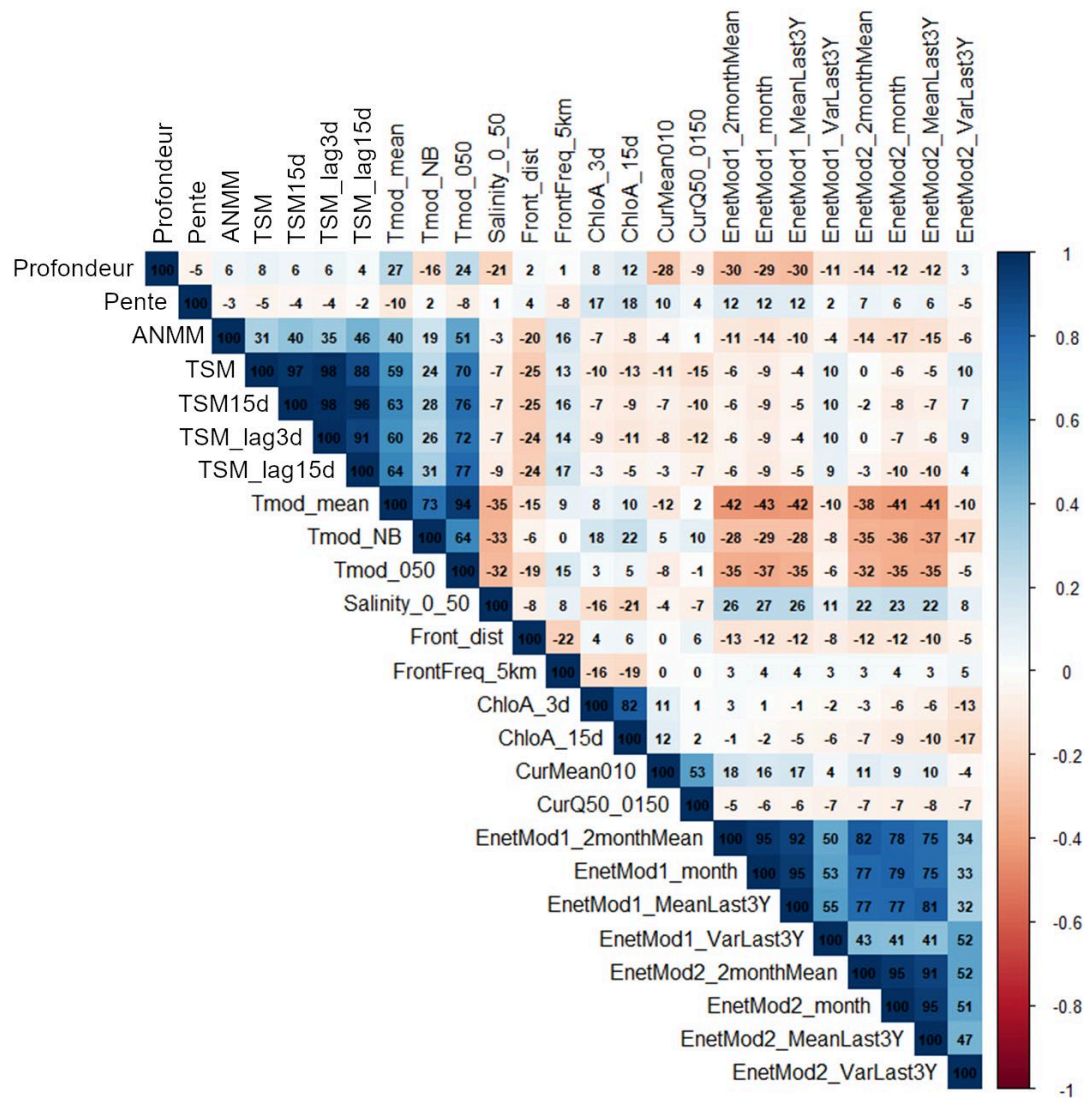


Figure A1. Corrélations pour toutes les paires de prédicteurs potentiels utilisés pour prédire la probabilité d'occurrence de la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les corrélations positives et négatives sont affichées en bleu et en rouge, respectivement. Les couleurs plus foncées indiquent une corrélation plus forte.

ANNEXE B. PROBABILITÉ DE DÉTECTION

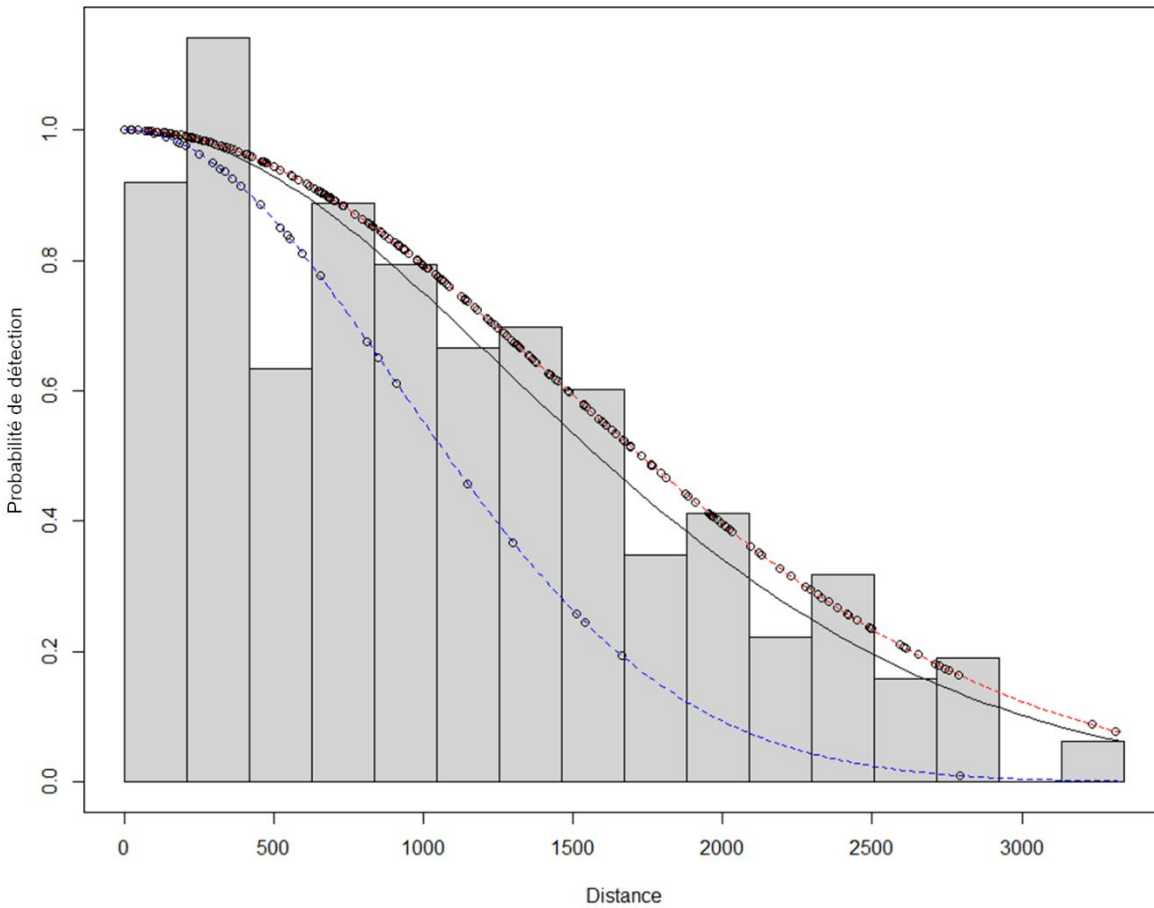


Figure B1. Répartition des distances perpendiculaires de 254 groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectés lors de relevés visuels aériens systématiques par transects linéaires effectués par le MPO dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. La courbe de détection a été ajustée à l'aide d'une fonction clé demi-normale, tout en incluant le type de plateforme comme covariable. Les lignes rouge et bleue illustrent les courbes de détection ajustées aux détections des avions de petite taille (Cessa 337 Skymaster et Partenavia [P86 Observer]) et de l'avion de taille moyenne (DeHavilland DH-6 Twin Otter), respectivement.

ANNEXE C. RELATION ENTRE L'OCCURRENCE DE LA BNAN ET LES VARIABLES EXPLICATIVES INCLUSES DANS LES MEILLEURS MODÈLES SAISONNIERS

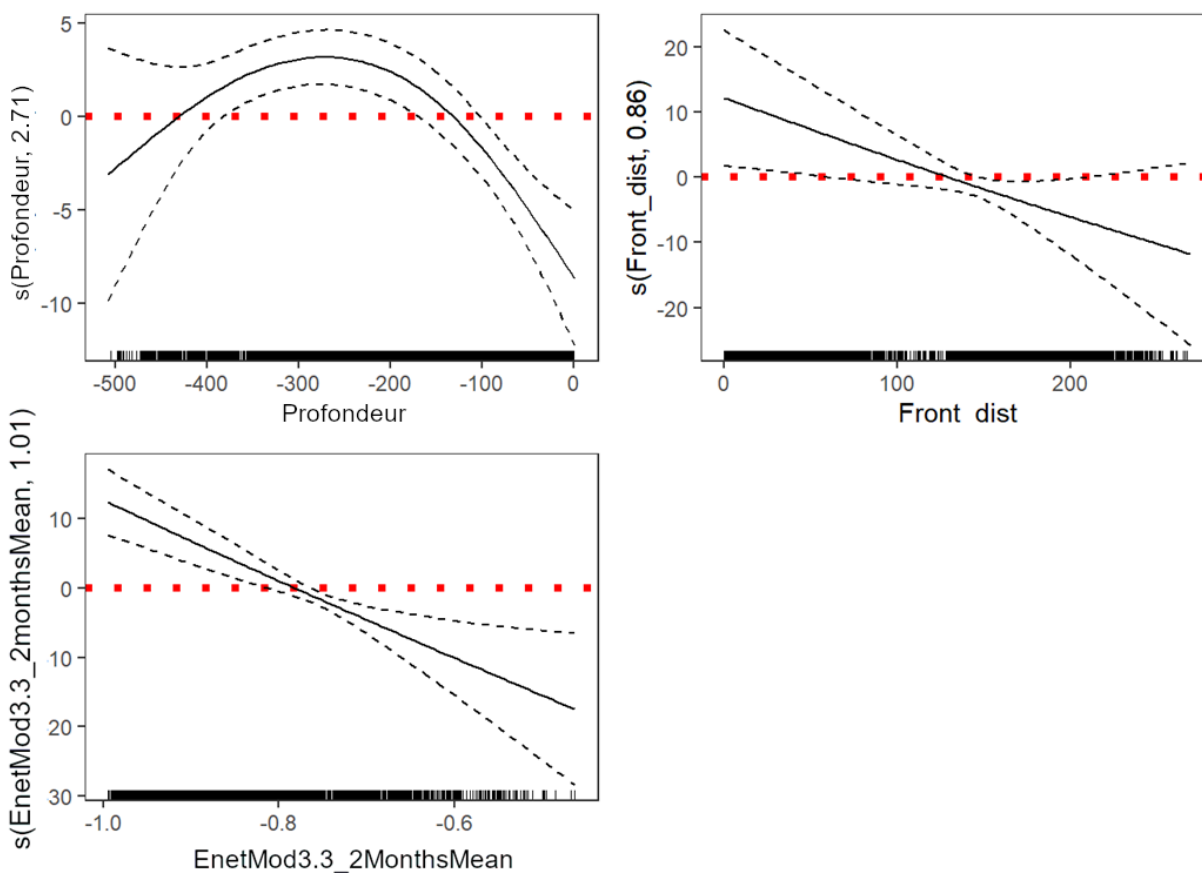


Figure C1. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'avril-mai.

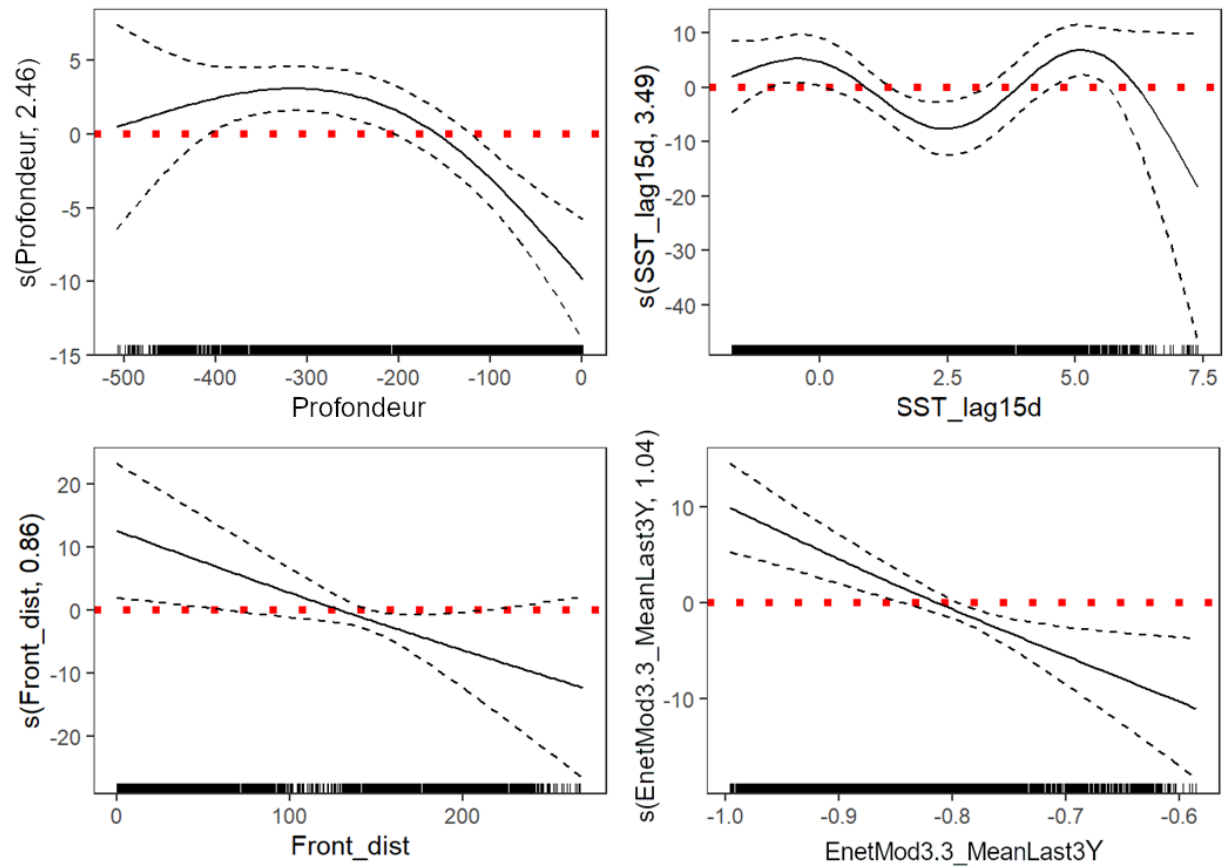


Figure C2. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le deuxième des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'avril-mai.

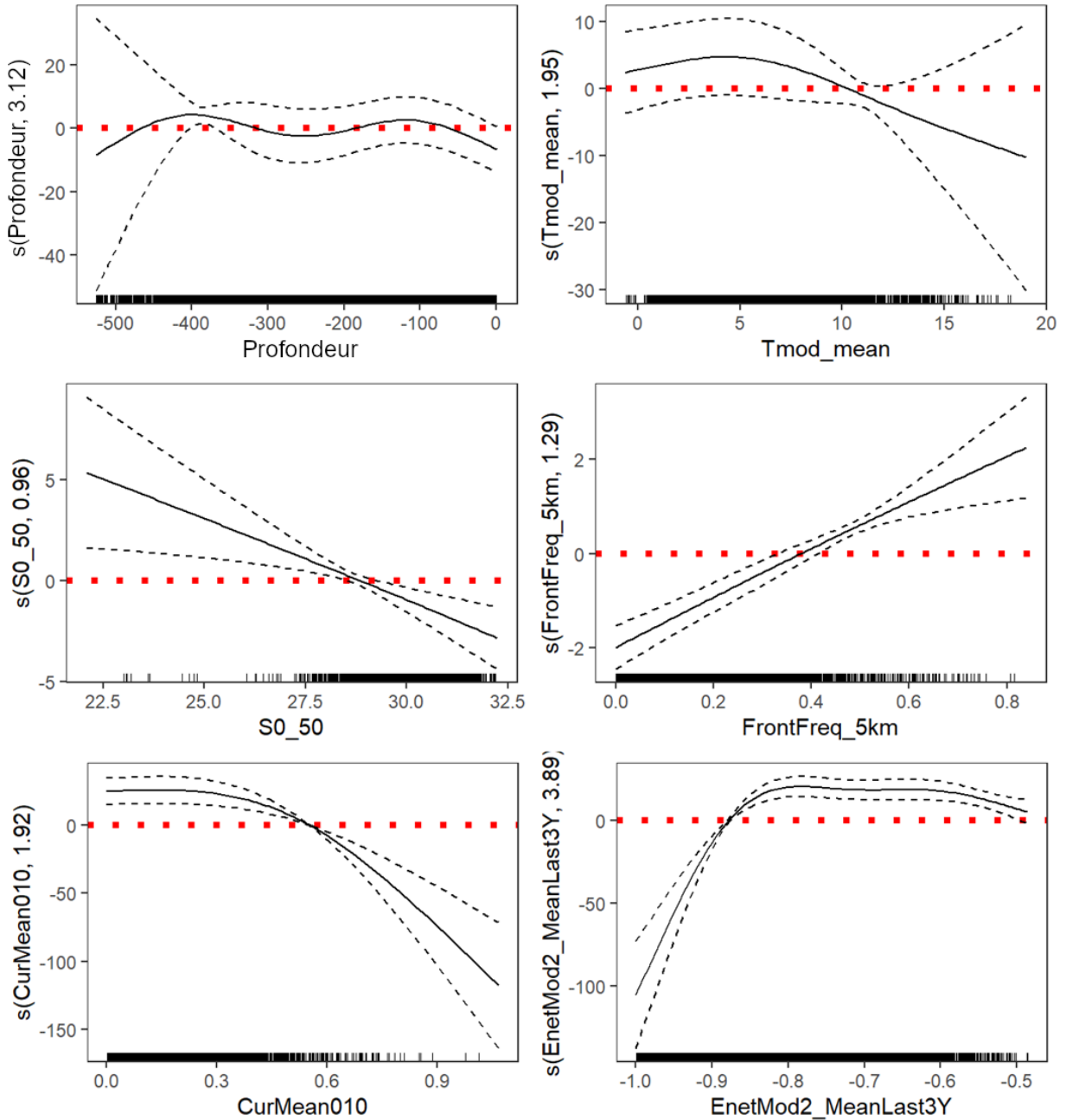


Figure C3. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période de juin-juillet.

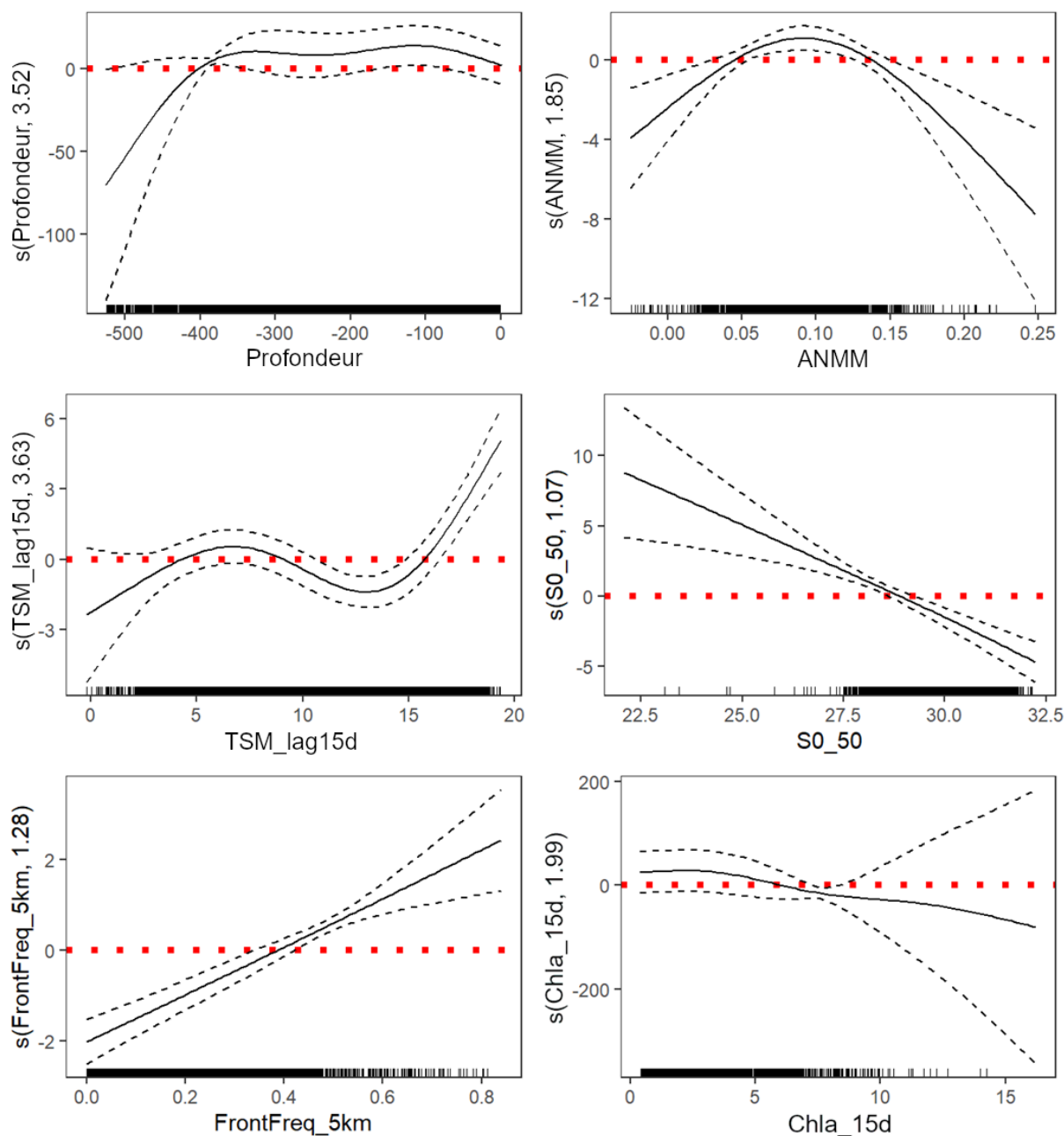


Figure C4. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le deuxième des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période de juin-juillet.

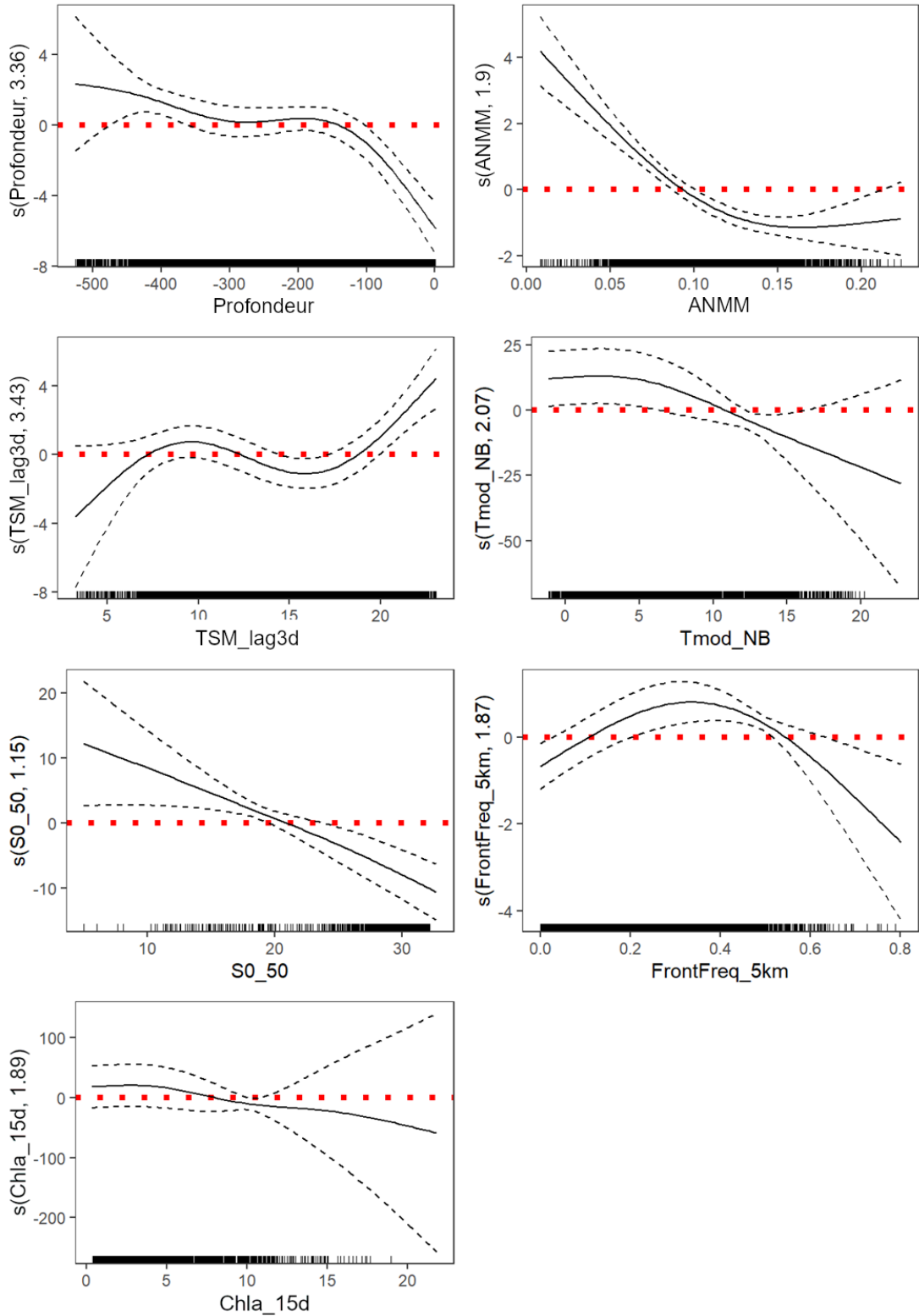


Figure C5. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des trois meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'août-septembre.

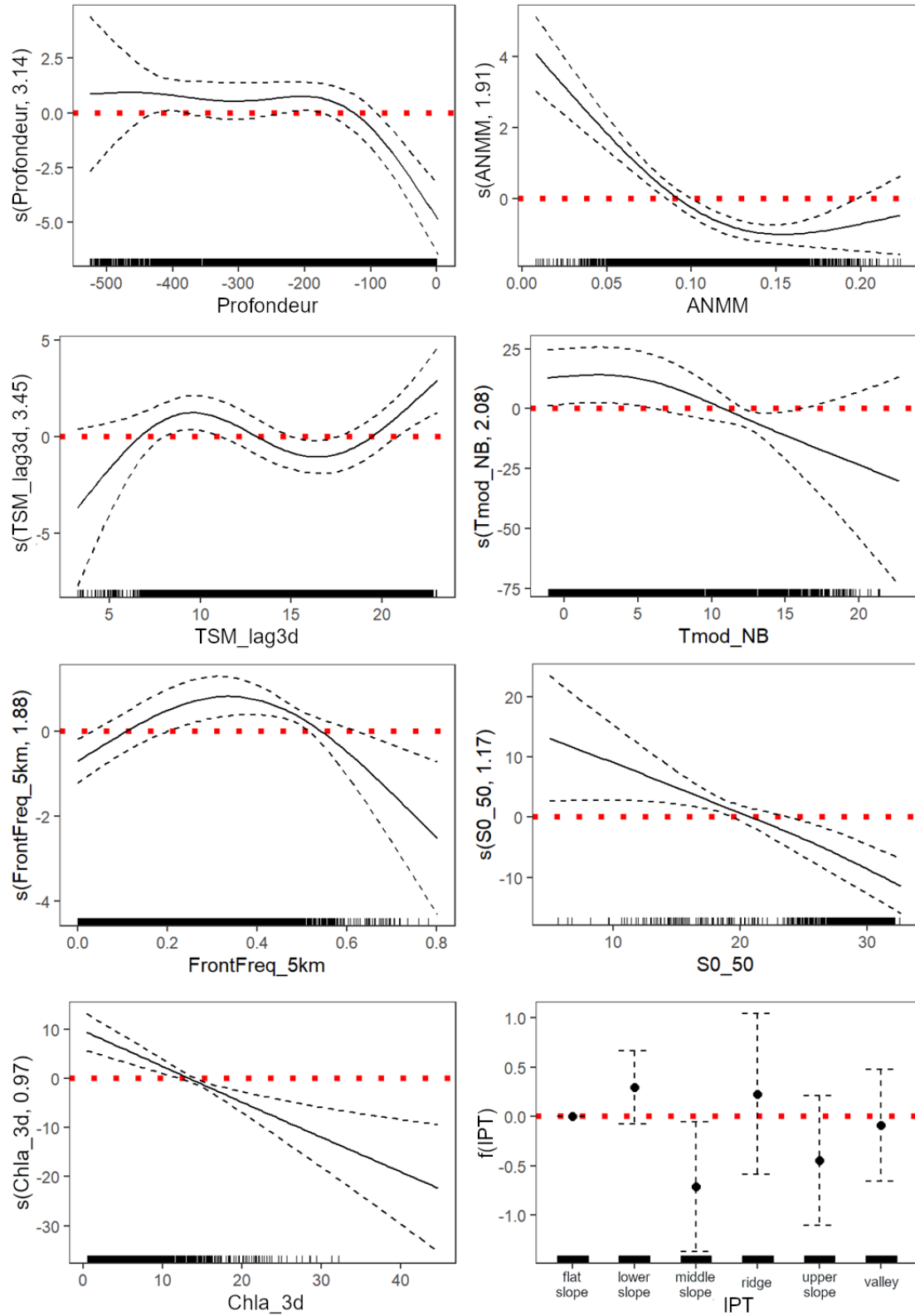


Figure C6. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs (delta CIA ≤ 3) pour la période d'août-septembre.

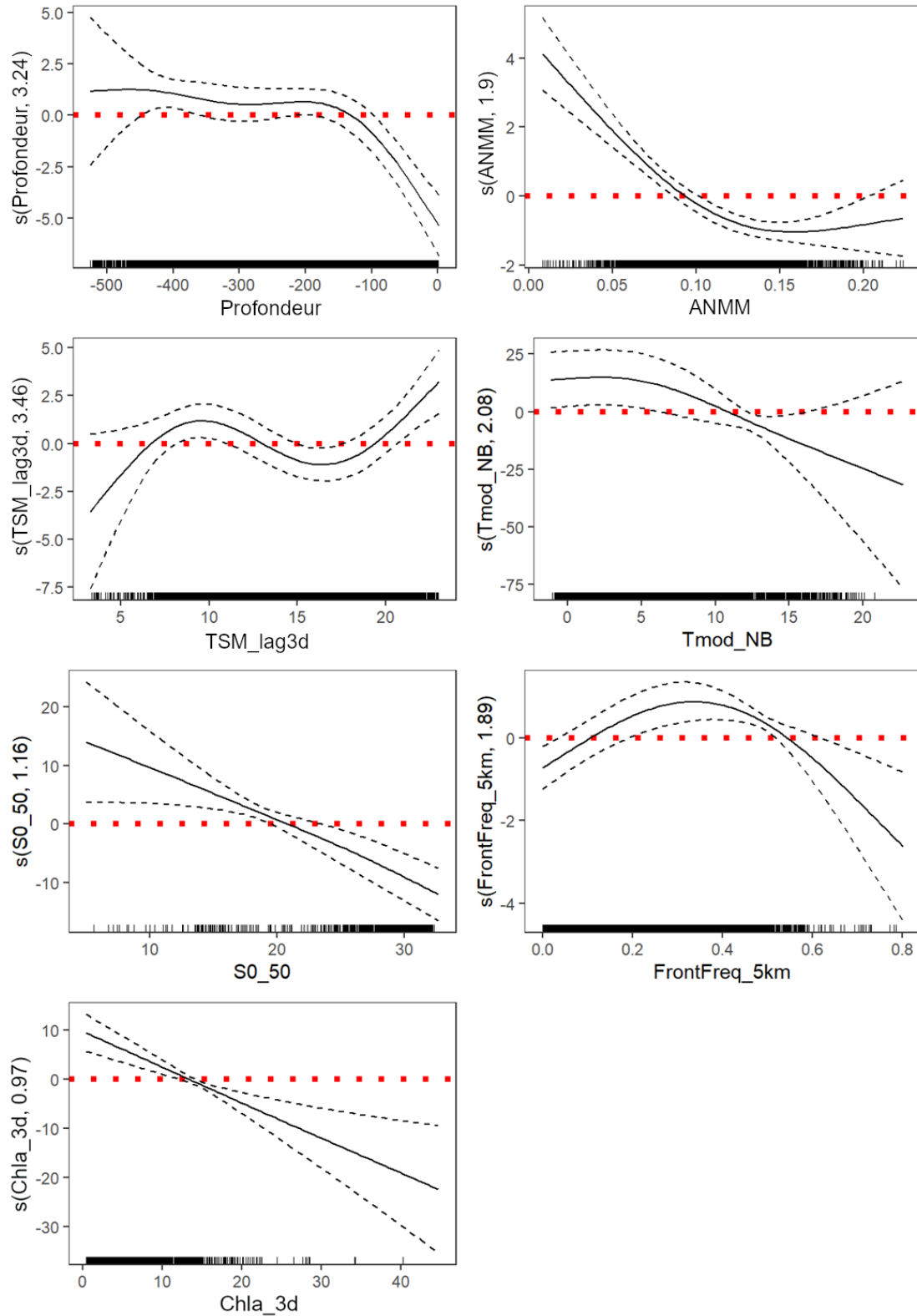


Figure C7. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'août-septembre.

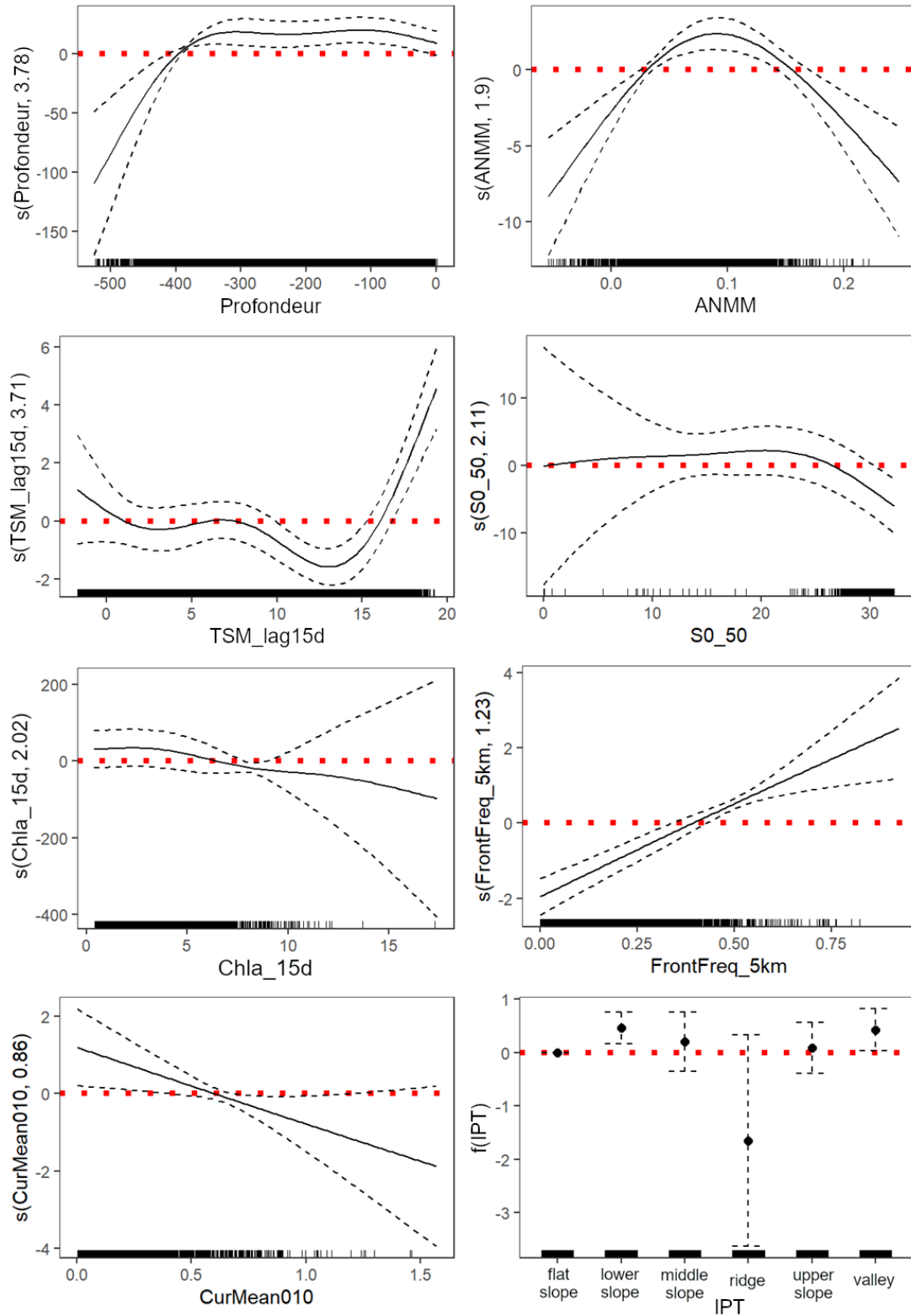


Figure C8. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'avril-juillet.

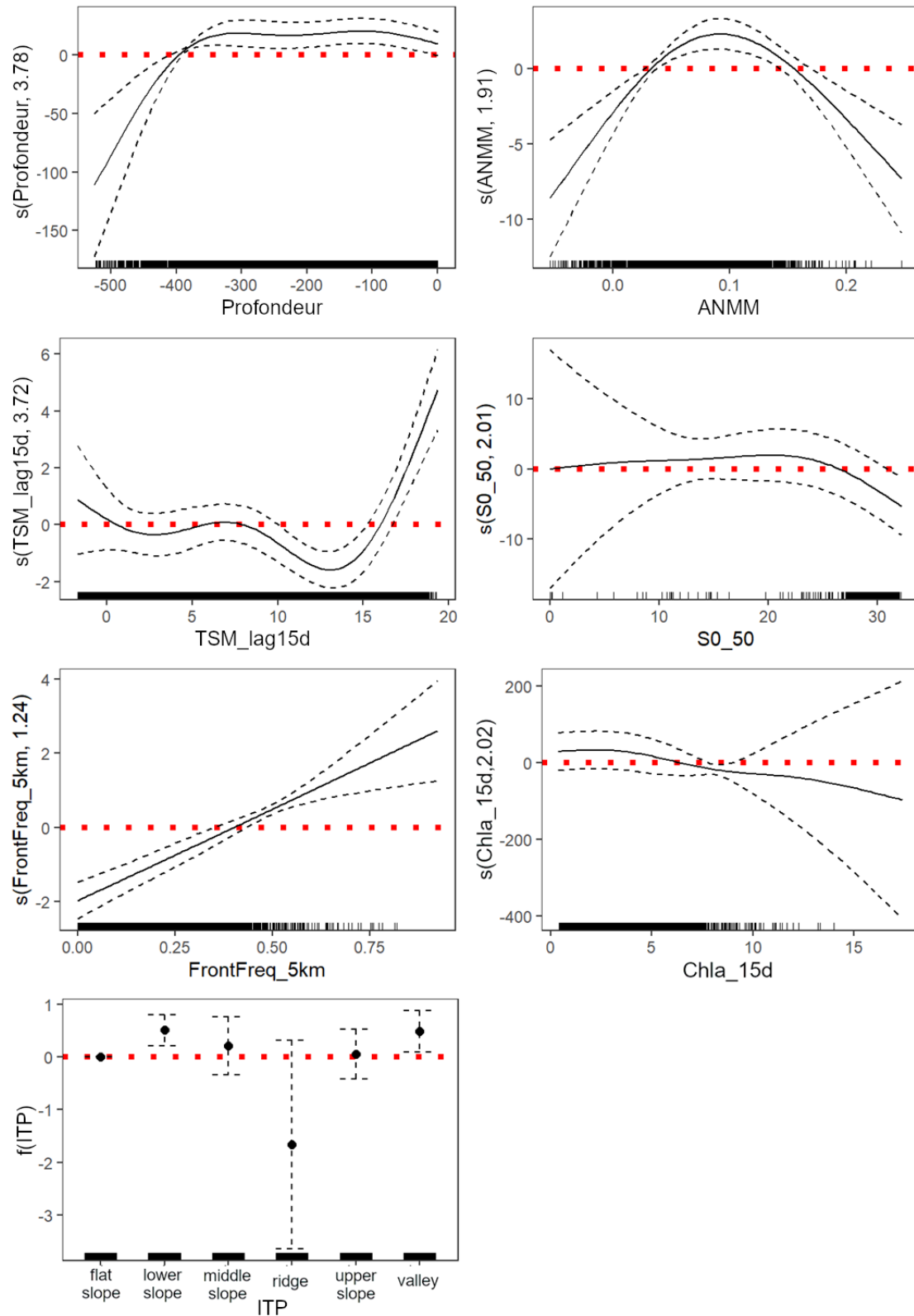


Figure C9. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'avril-juillet.

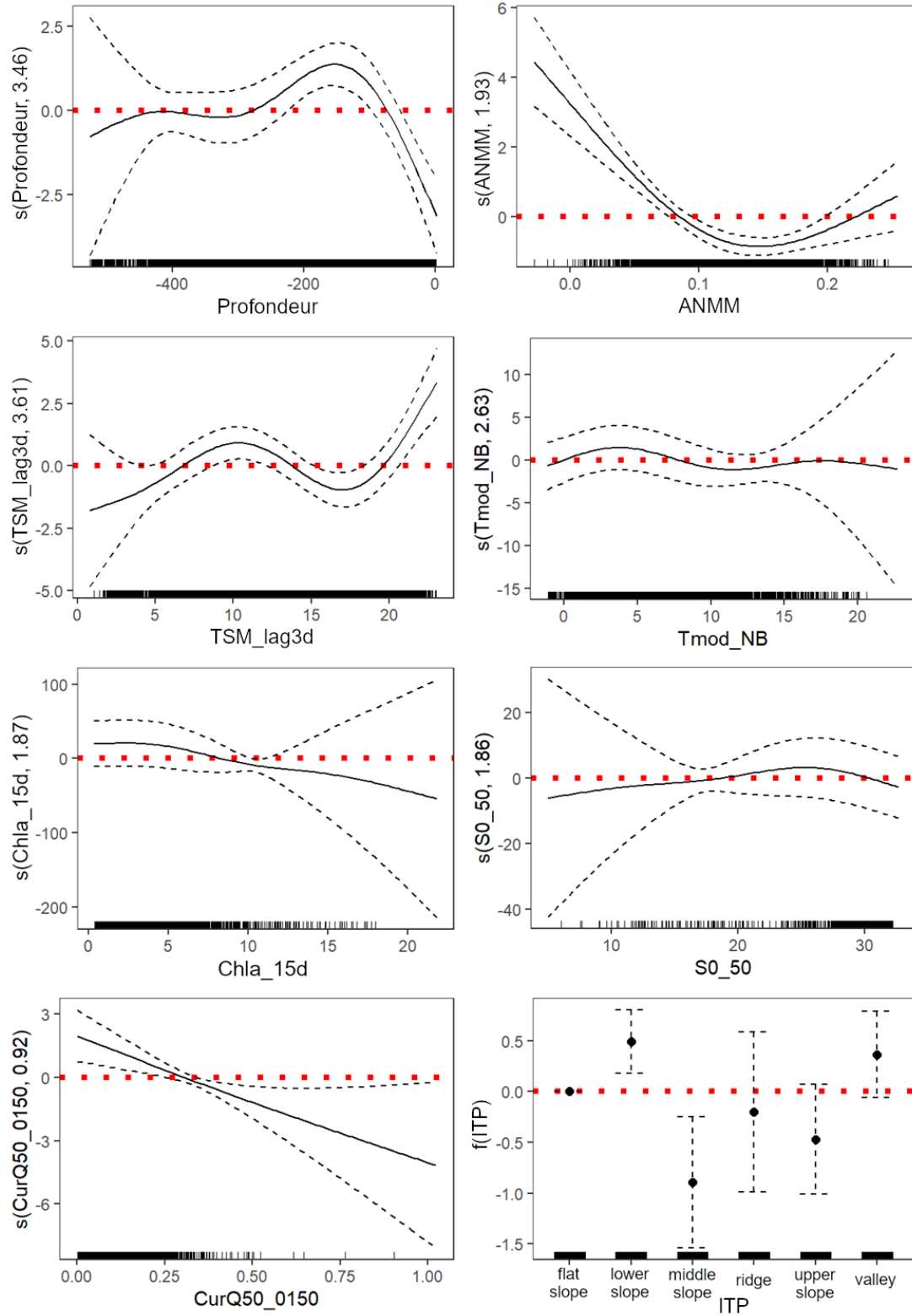


Figure C10. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le premier des deux meilleurs modèles alternatifs ($\Delta \text{CIA} \leq 3$) pour la période d'août-novembre.

ANNEXE D. RELATION ENTRE L'OCCURRENCE DE LA BNAI ET LES VARIABLES EXPLICATIVES INCLUSES DANS LE MEILLEUR MODÈLE GLOBAL

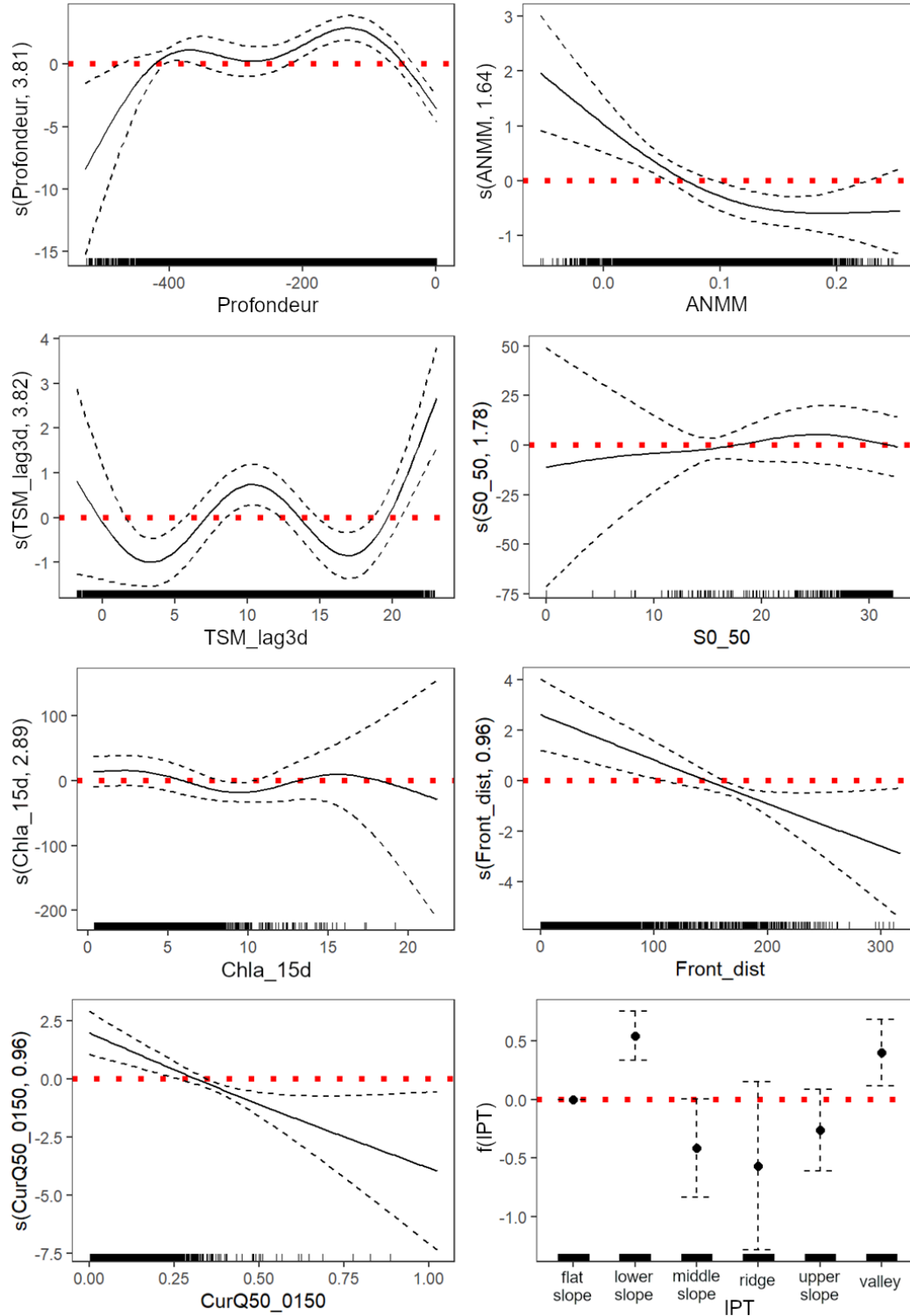


Figure D1. Relation estimée entre l'occurrence de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les variables explicatives prises en compte dans le meilleur modèle global (avril-novembre).

ANNEXE E. EXEMPLE DE PRÉDICTIONS DU MODÈLE PAR RAPPORT AUX OBSERVATIONS

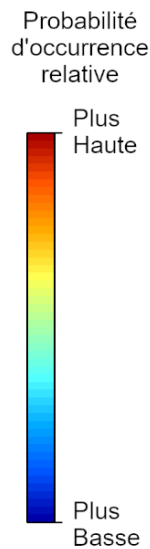
Exemples de prédictions du modèle de la probabilité relative d'occurrence de la baleine noire de l'Atlantique Nord par rapport aux observations réelles (représentées par des points rouges) enregistrées le même jour ou au cours du même mois.

Pour chaque mois, nous présentons d'abord les prédictions moyennes mensuelles du modèle global, qui s'est avéré le plus performant quand il était appliqué aux données indépendantes recueillies au cours des périodes d'inventaire 2021-2022.

Ensuite, nous montrons les prédictions quotidiennes du même modèle global pour un jour spécifique de ce mois où des BNAN ont été observées, ainsi que les prédictions d'autres modèles testés (modèles globaux, de demi-saison et de deux mois).

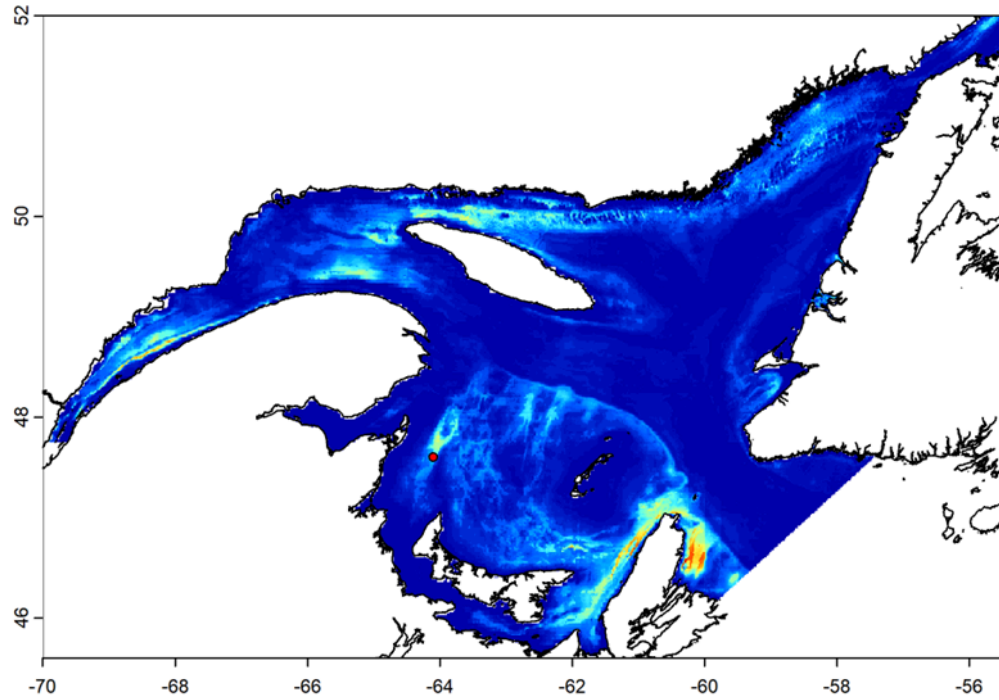
Bien que les modèles qui incluaient la variable représentant l'énergie de *Calanus spp.* (Enet; voir le matériel et les méthodes) était généralement surpassés par ceux qui ne l'ont pas incluse – à l'exception des modèles d'avril-mai et d'octobre-novembre – nous montrons les prédictions des deux types de modèles à des fins de comparaison.

La même échelle de couleurs (voir ci-dessous) a été utilisée pour toutes les cartes, afin qu'elles puissent être comparées directement.



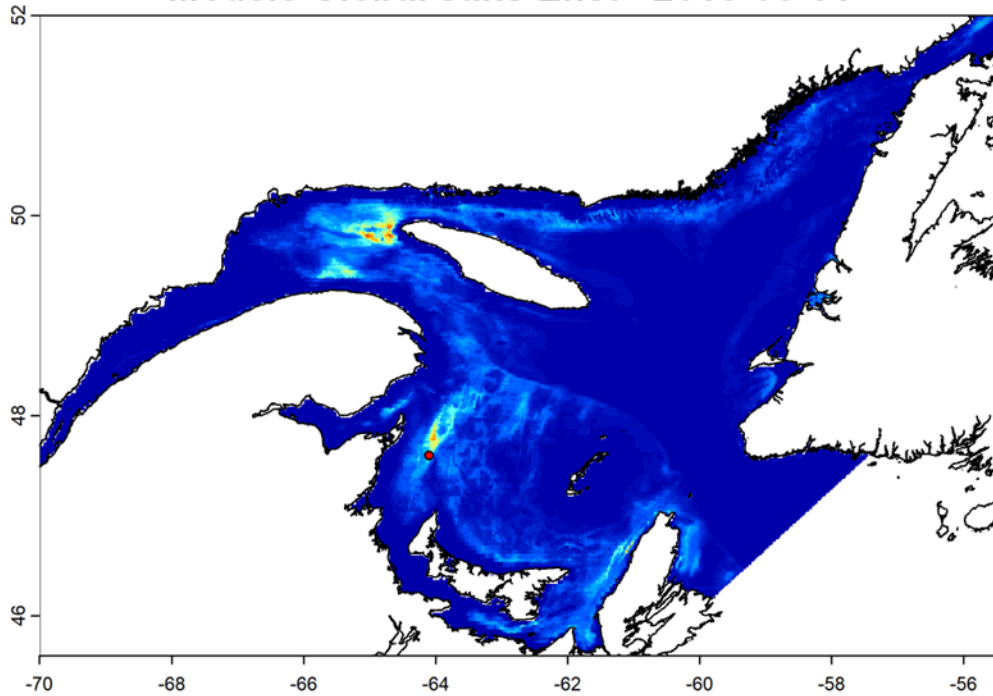
Mai – Moyenne mensuelle des prédictions – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2018-05

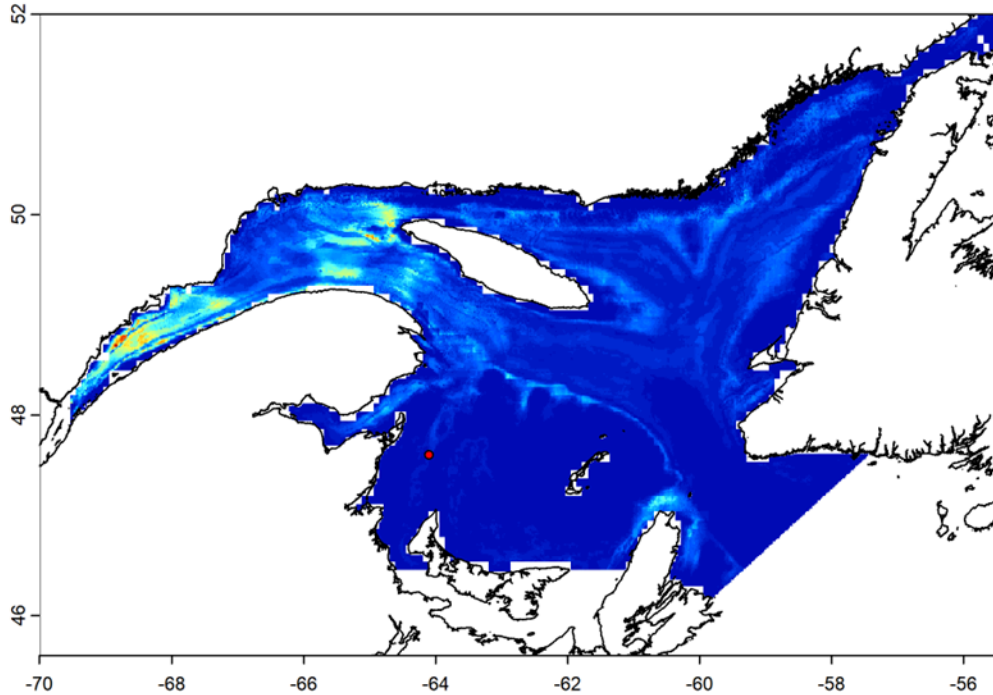


Mai – Prédictions quotidiennes – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2018-05-31

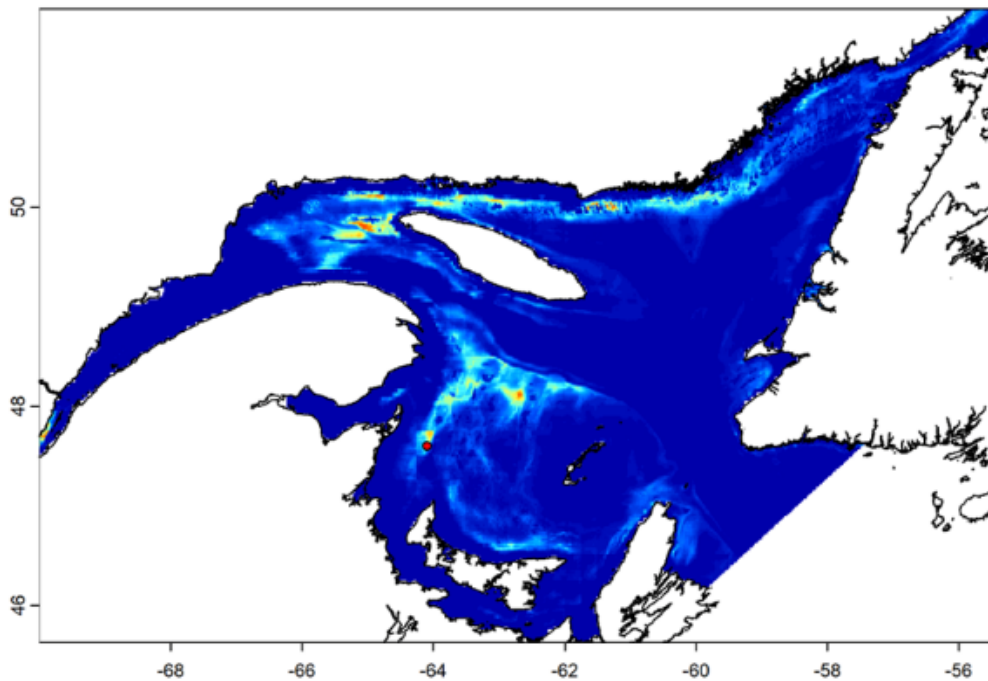


Modèle Global avec Enet - 2018-05-31

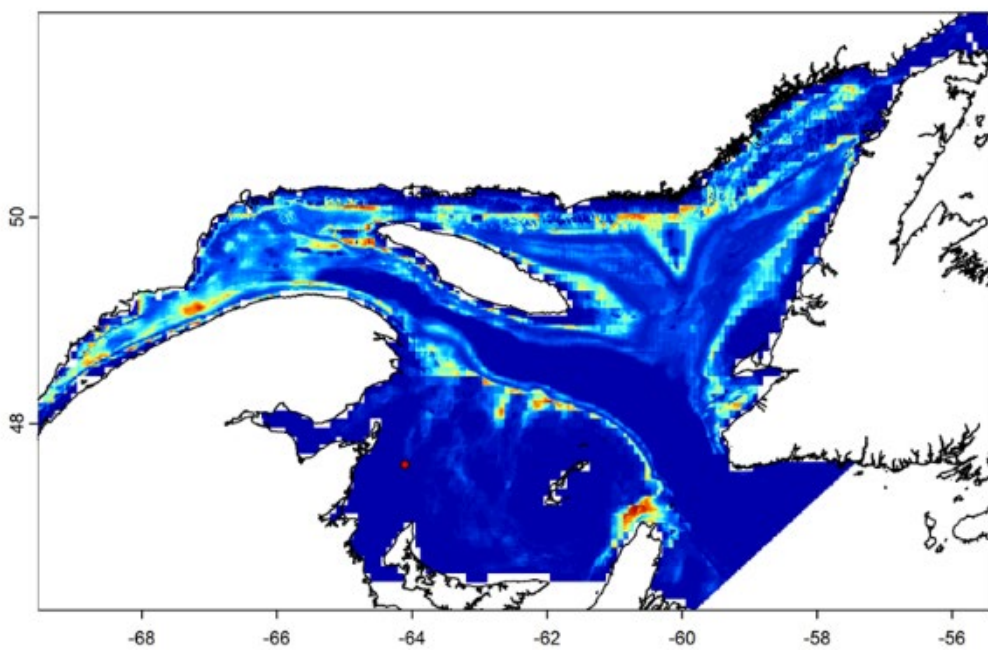


Mai – Prédictions quotidiennes – Modèle de demi-saison

Modèle Avril-Juillet sans Enet - 2018-05-31

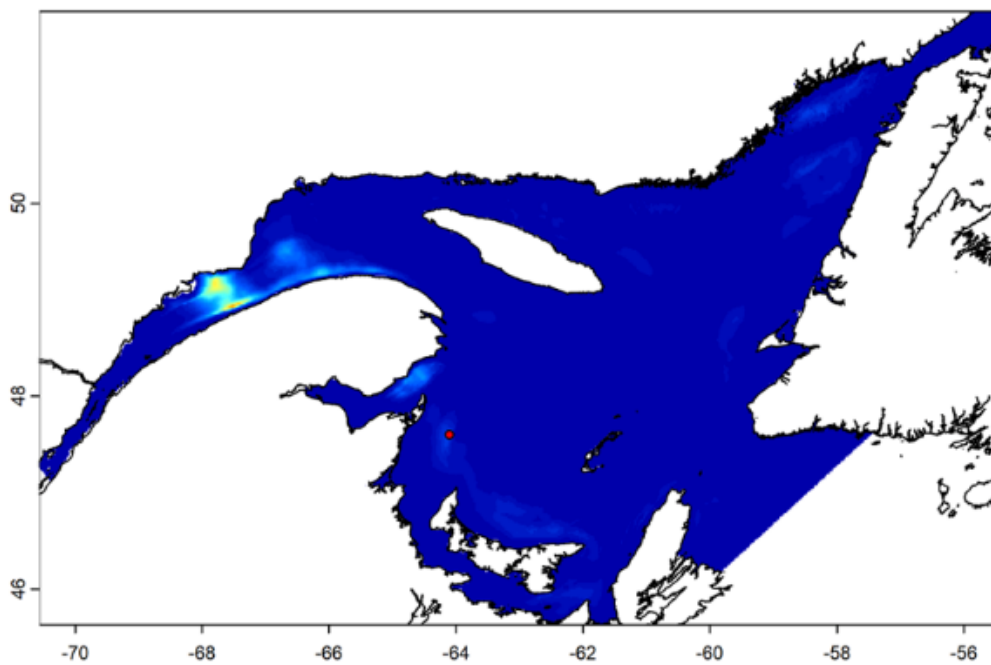


Modèle Avril-Juillet avec Enet - 2018-05-31

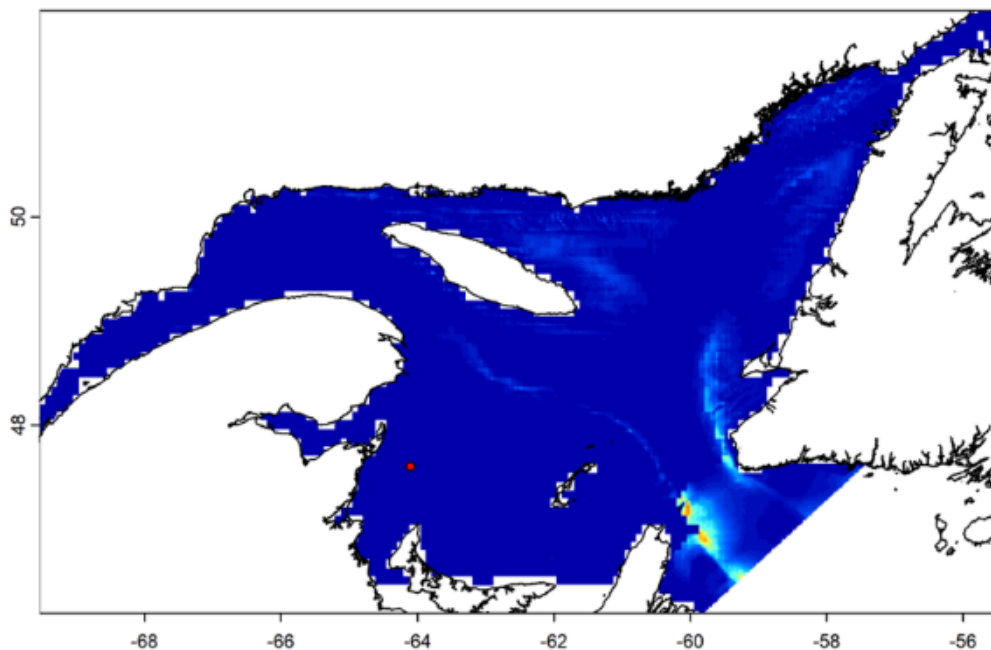


Mai – Prédictions quotidiennes – Modèle de deux mois

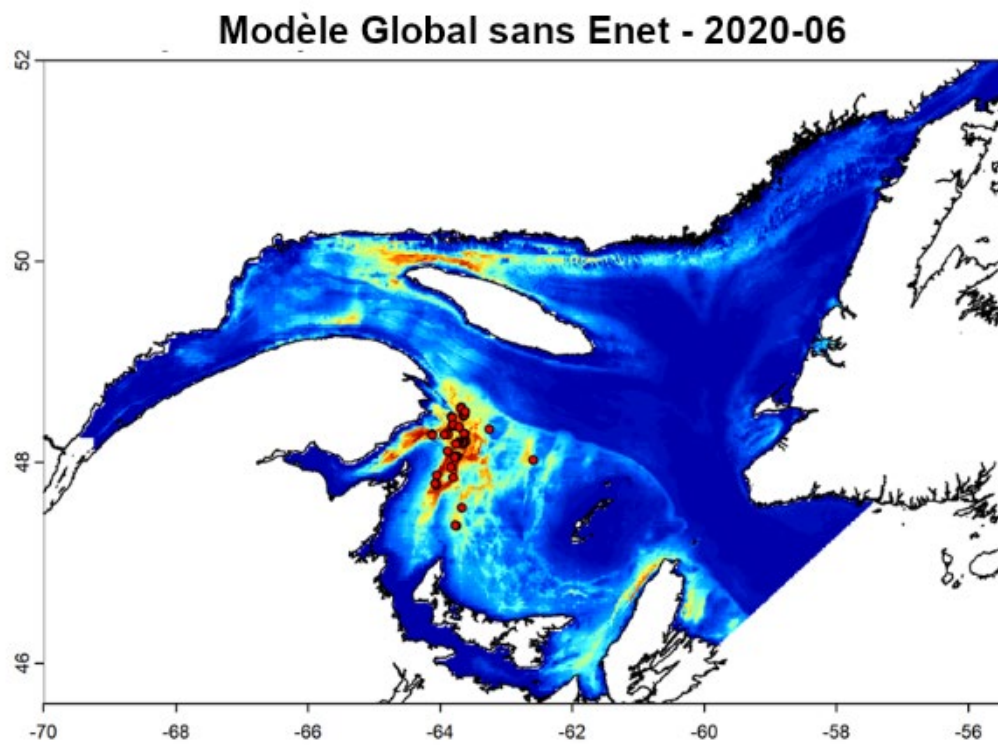
Modèle Avril-Mai sans Enet - 2018-05-31



Modèle Avril-Mai avec Enet - 2018-05-31

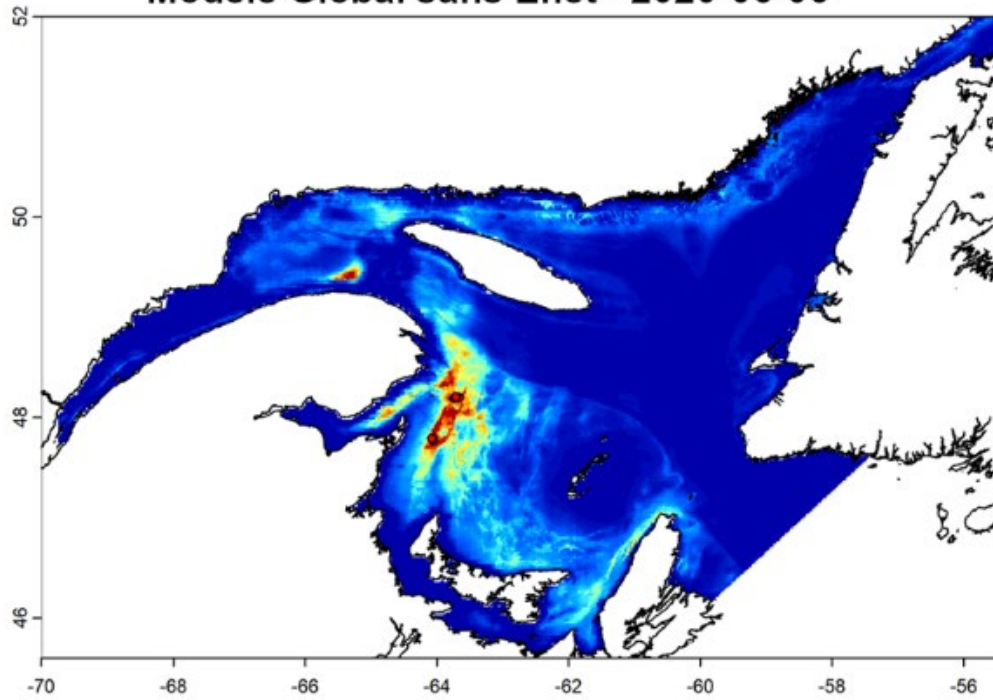


Juin – Moyenne mensuelle des prédictions – Modèle global

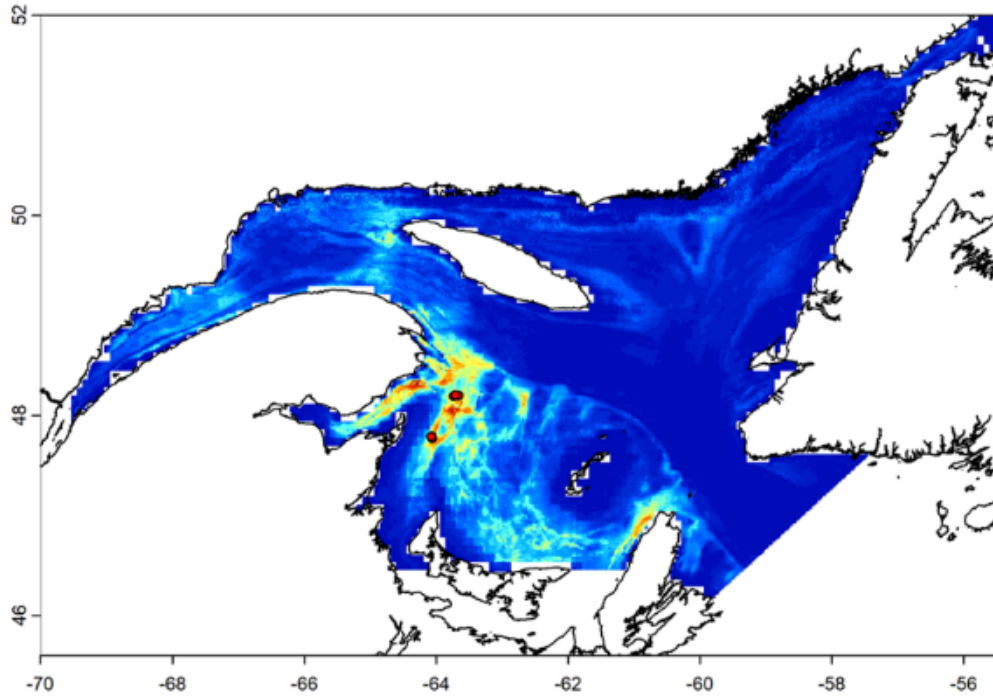


Juin – Prédictions quotidiennes – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2020-06-06

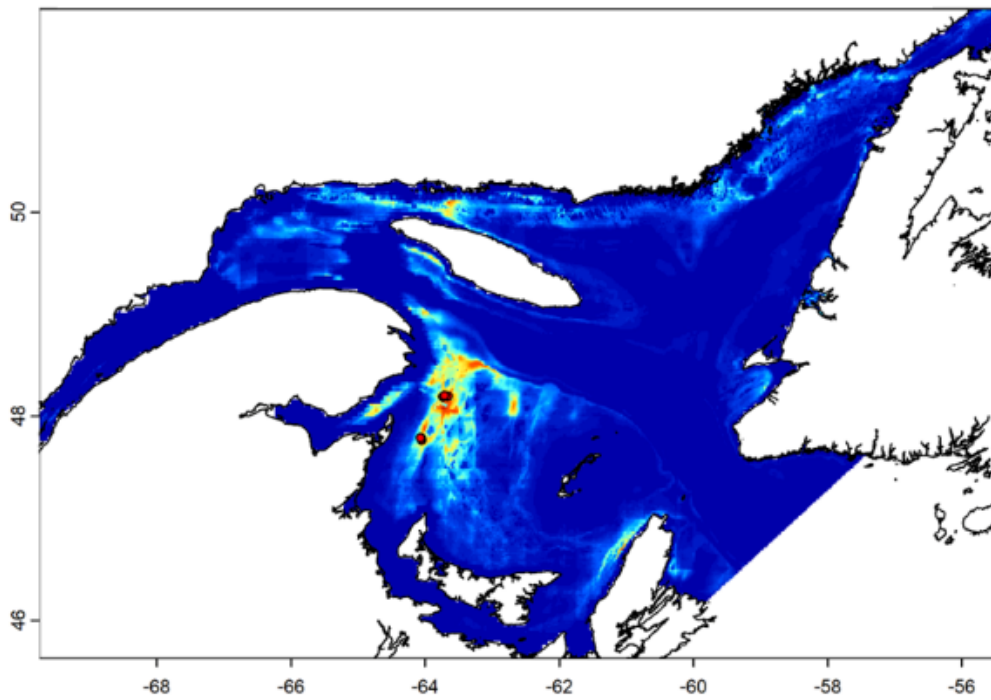


Modèle Global avec Enet - 2020-06-06

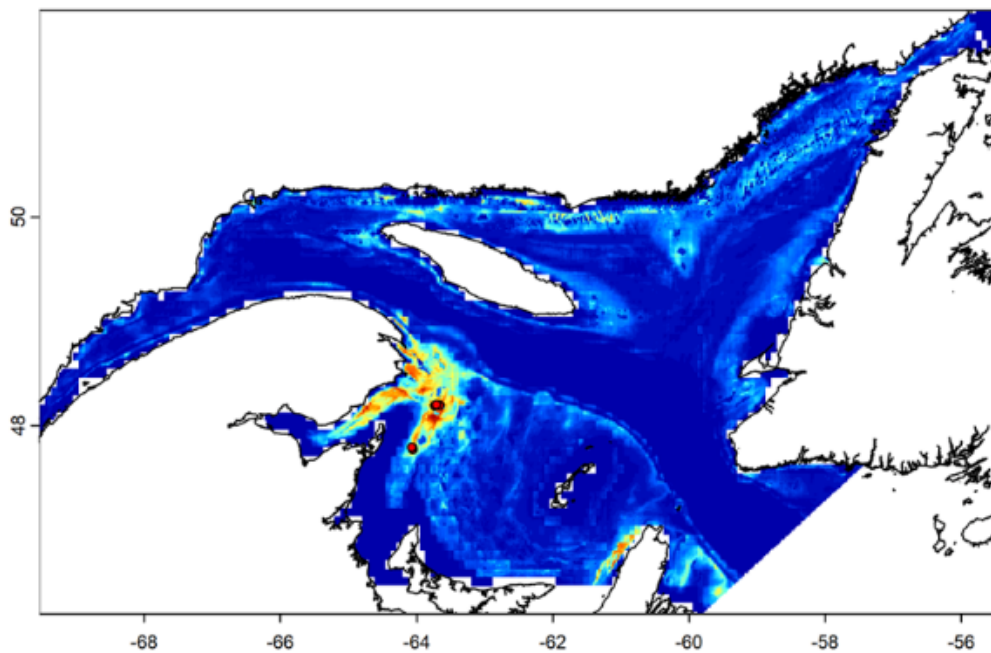


Juin – Prédictions quotidiennes – Modèle de demi-saison

Modèle Avril-Juillet sans Enet - 2020-06-06

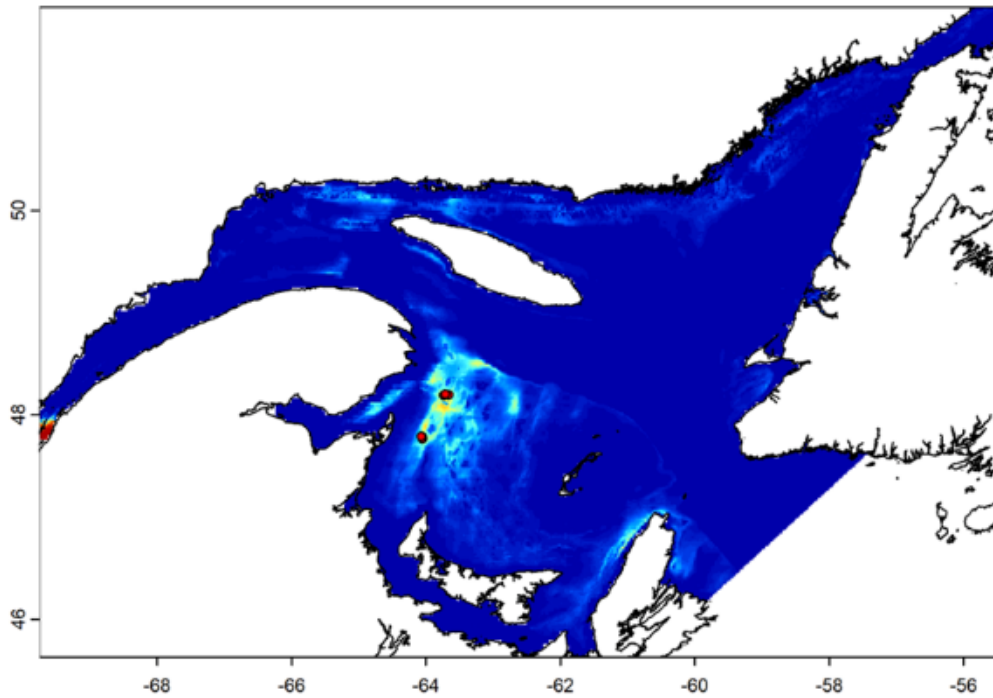


Modèle Avril-Juillet avec Enet - 2020-06-06

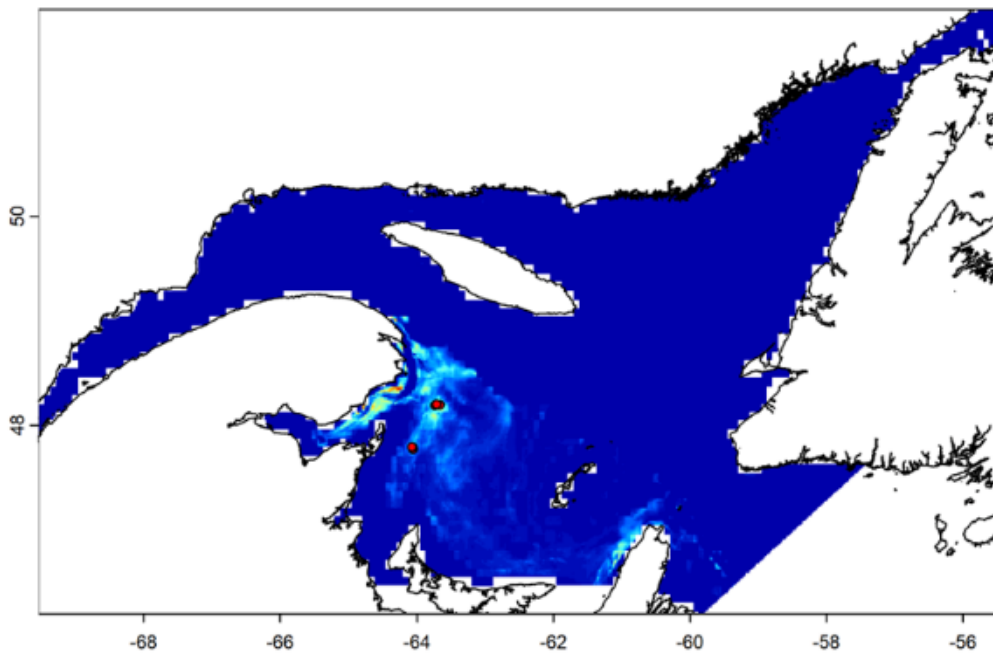


Juin – Prédictions quotidiennes – Modèle de deux mois

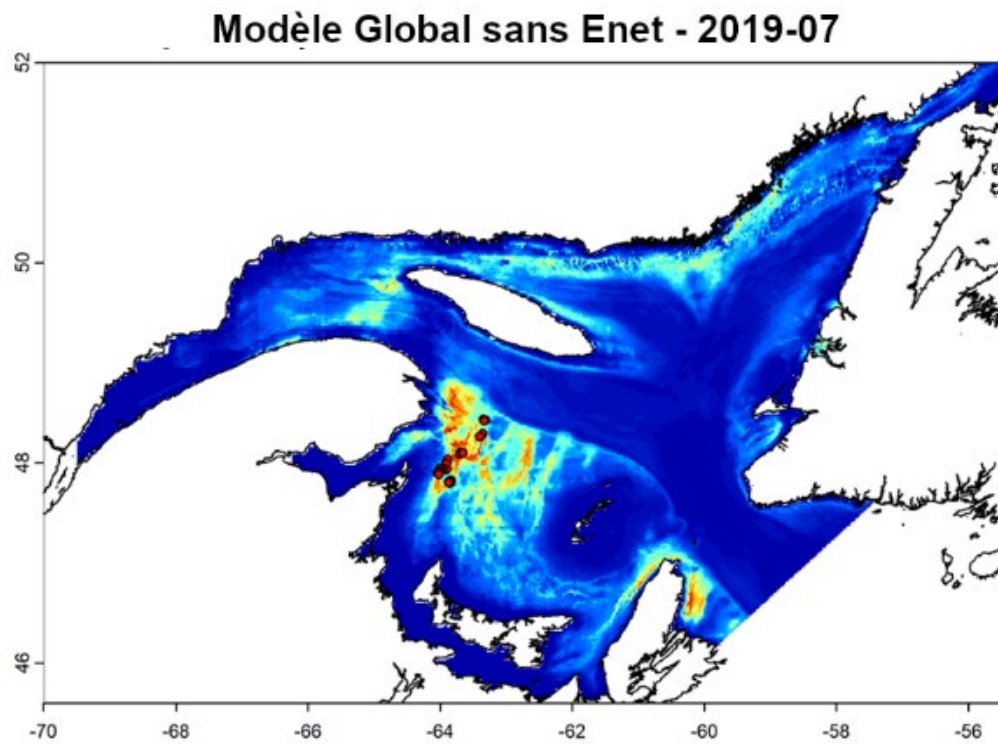
Modèle Juin-Juillet sans Enet - 2020-06-06



Modèle Juin-Juillet avec Enet - 2020-06-06

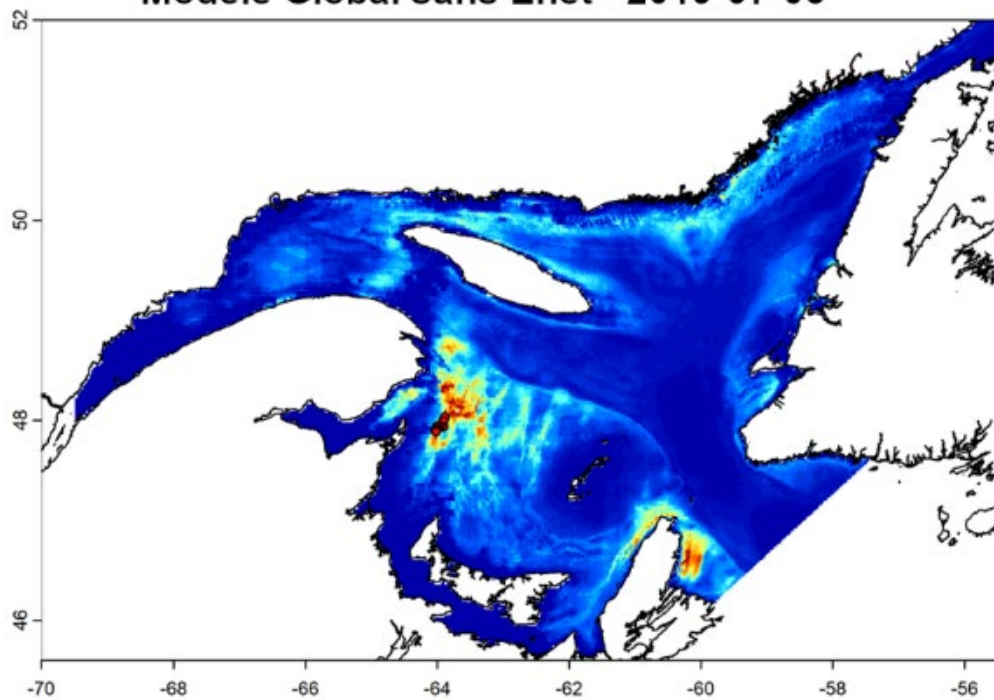


Juillet – Moyenne mensuelle des prédictions – Modèle global

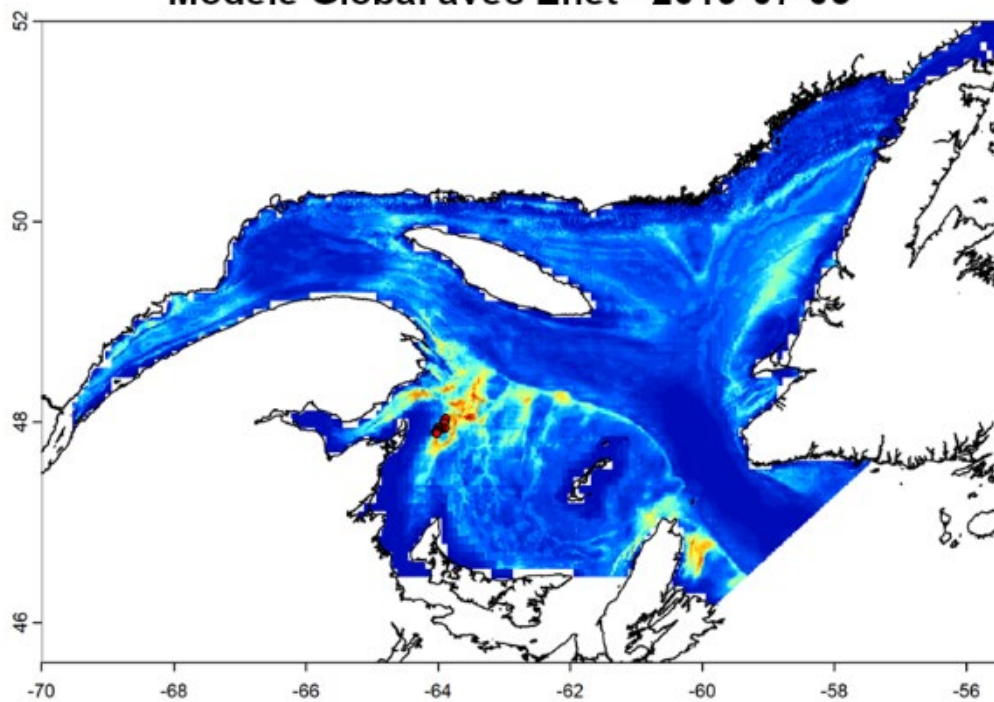


Juillet – Prédictions quotidiennes – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2019-07-05

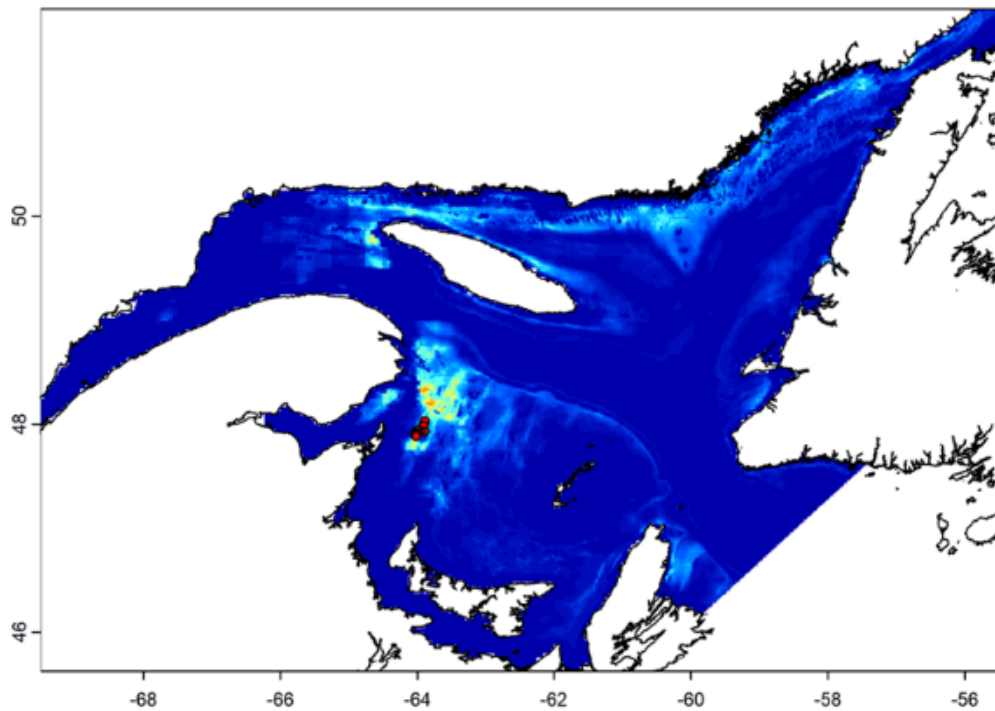


Modèle Global avec Enet - 2019-07-05

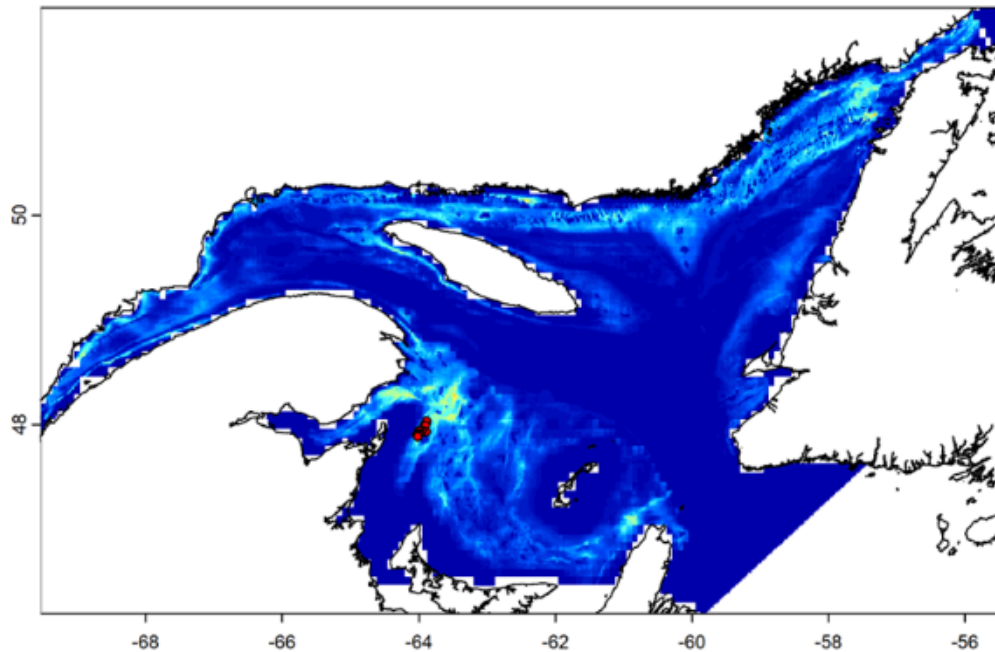


Juillet – Prédictions quotidiennes – Modèle de demi-saison

Modèle Avril-Juillet sans Enet - 2019-07-05

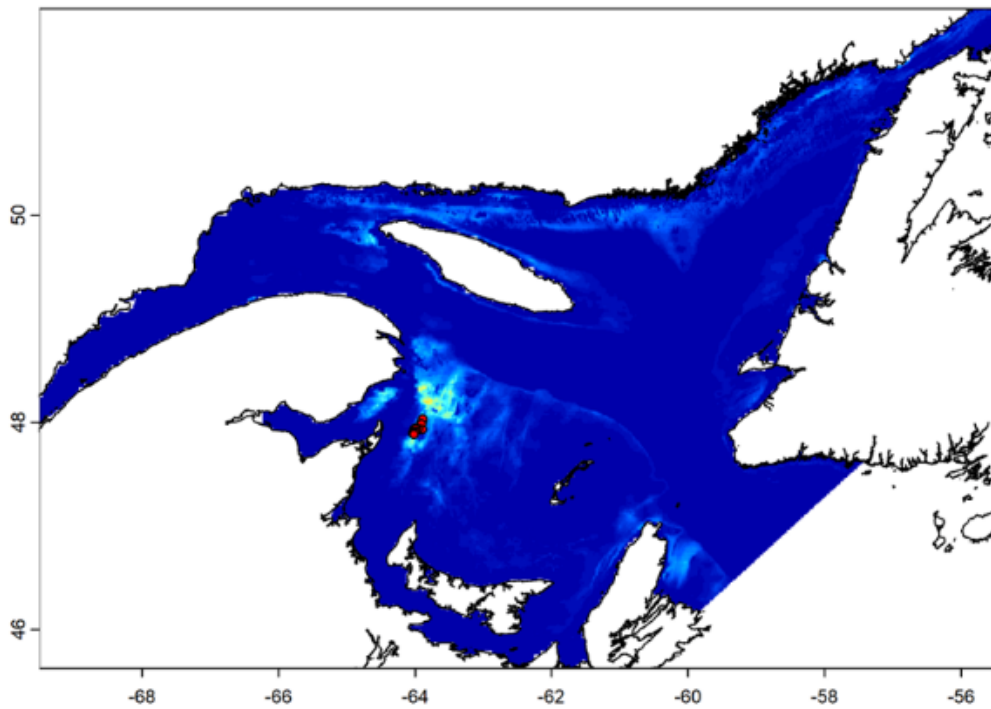


Modèle Avril-Juillet avec Enet - 2019-07-05

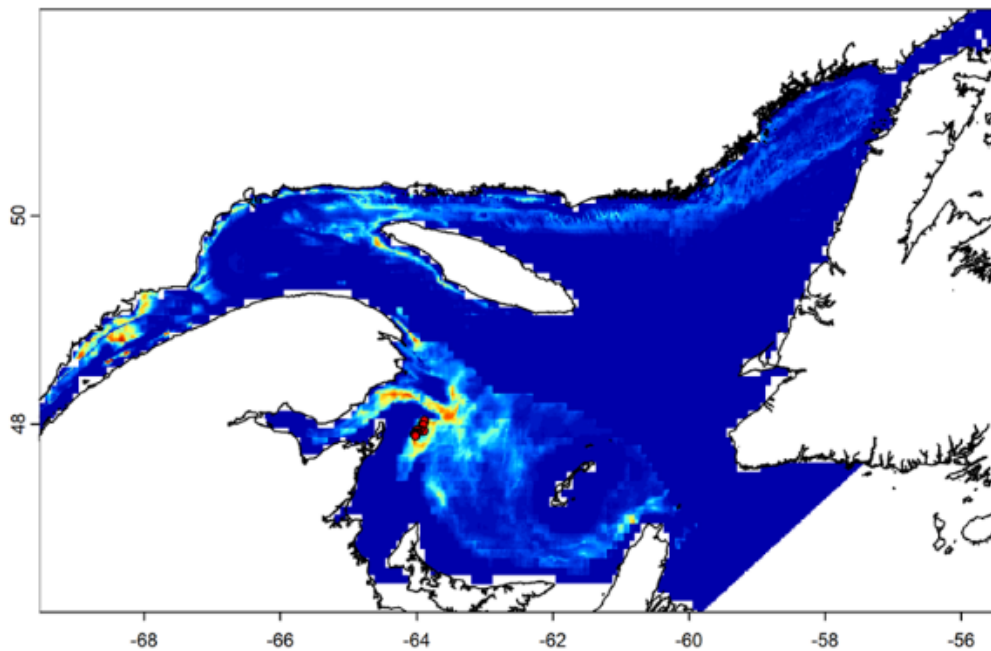


Juillet – Prédictions quotidiennes – Modèle de deux mois

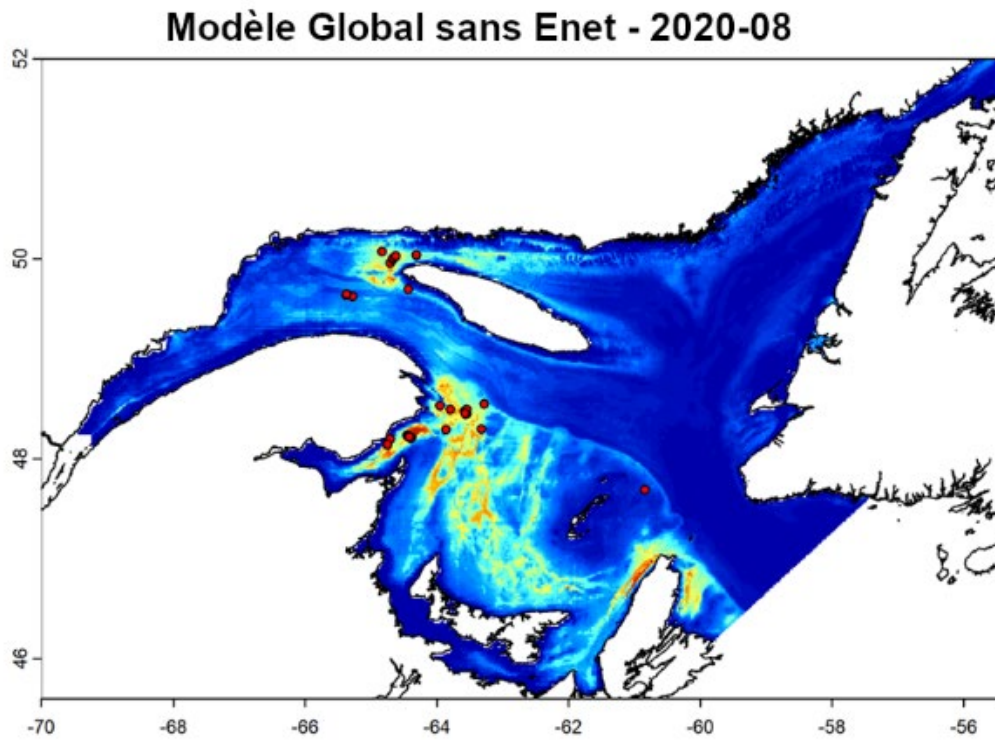
Modèle Juin-Juillet sans Enet - 2019-07-05



Modèle Juin-Juillet avec Enet - 2019-07-05

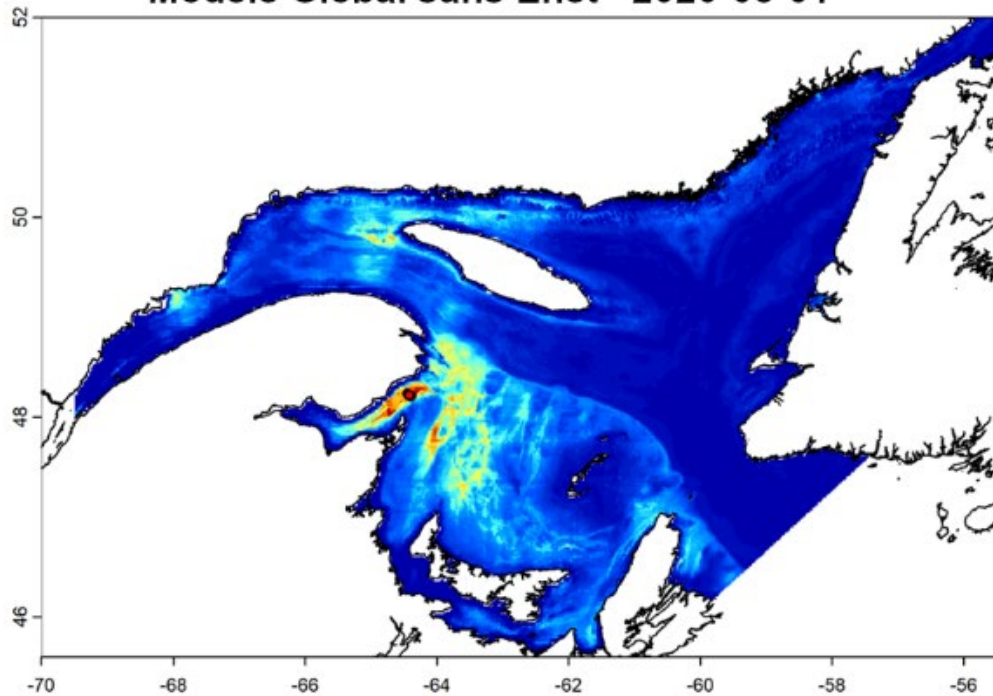


Août – Moyenne mensuelle des prédictions – Modèle global

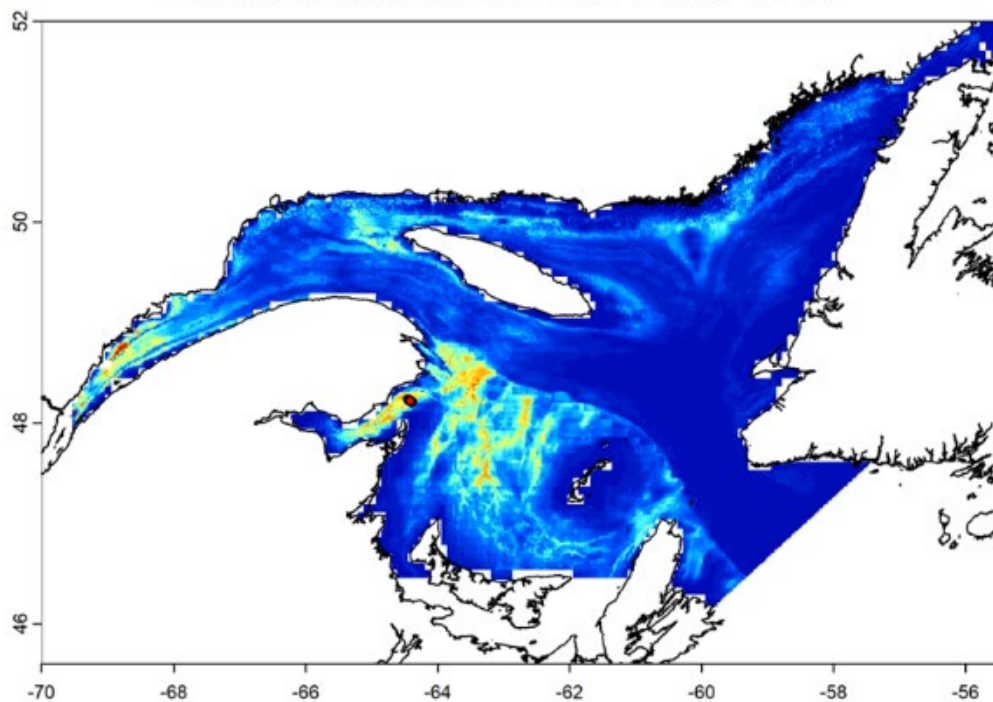


Août – Prédictions quotidiennes – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2020-08-01

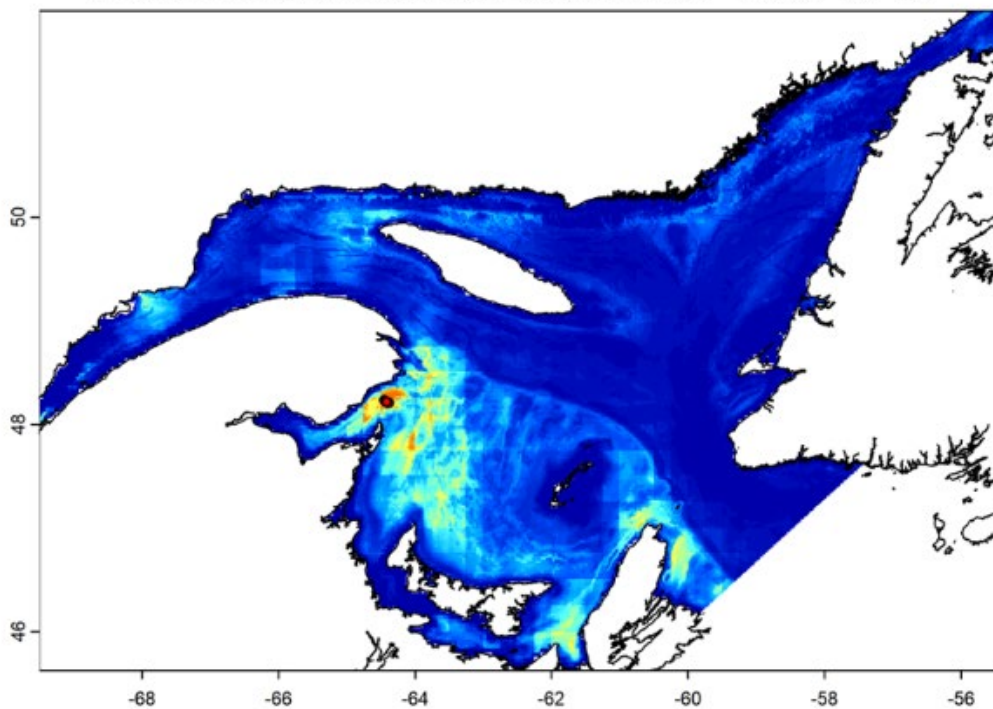


Modèle Global avec Enet - 2020-08-01

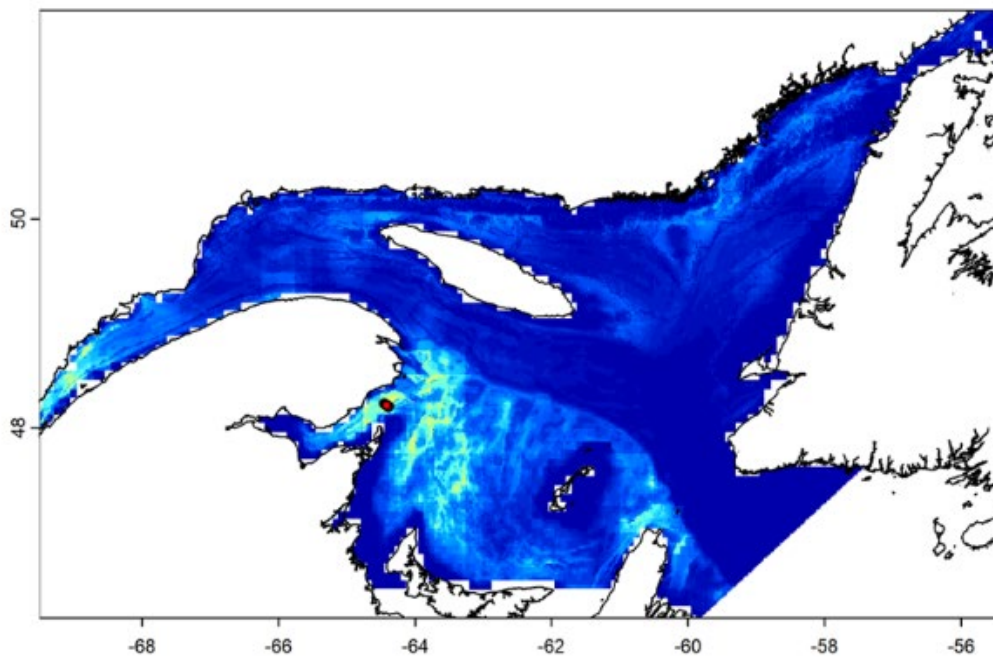


Août – Prédictions quotidiennes – Modèle de demi-saison

Modèle Août-Novembre sans Enet - 2020-08-01

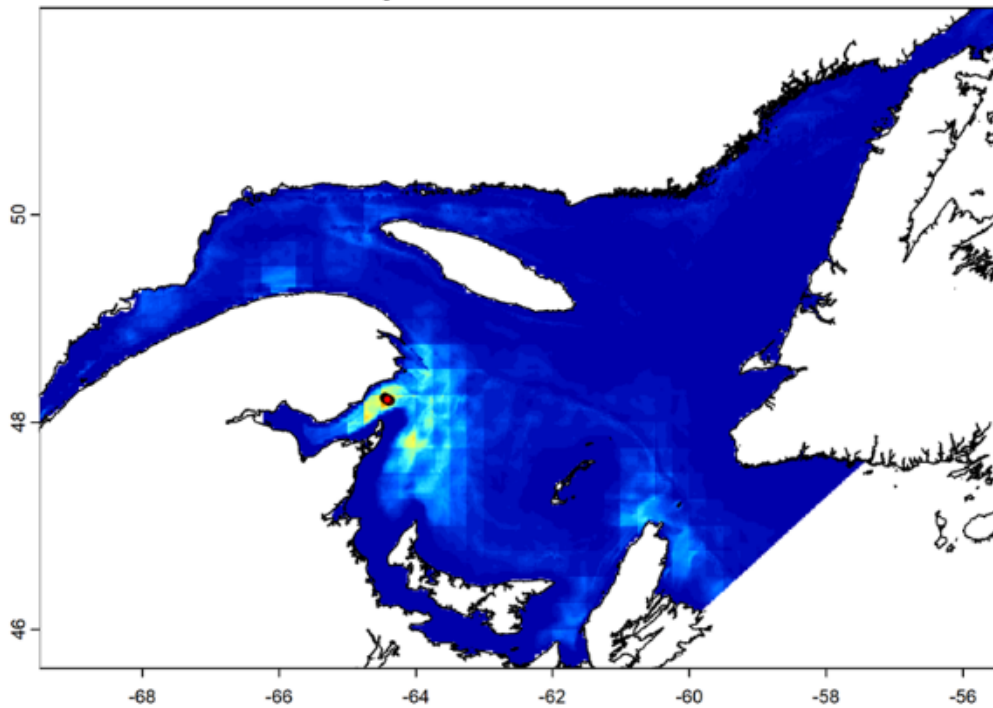


Modèle Août-Novembre avec Enet - 2020-08-01

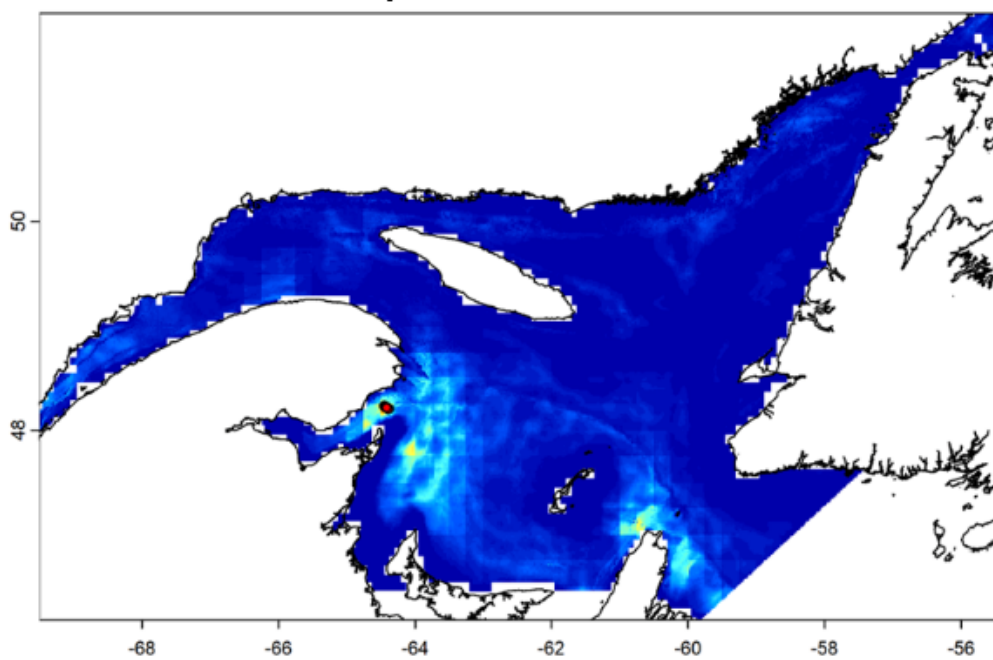


Août – Prédictions quotidiennes – Modèle de deux mois

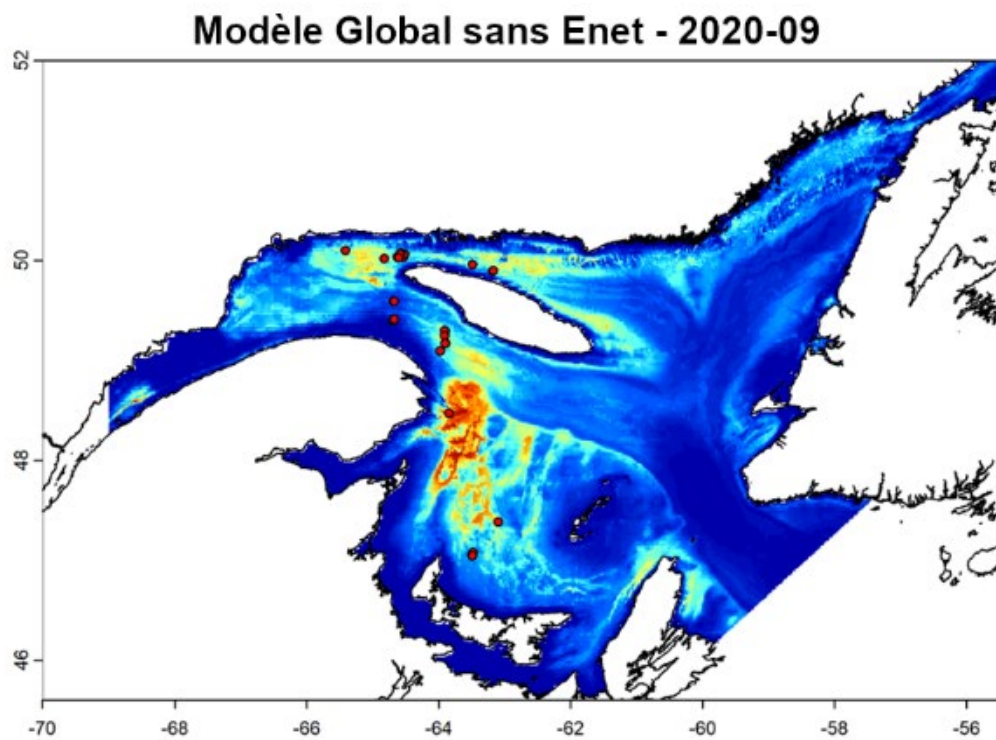
Modèle Août-Septembre sans Enet - 2020-08-01



Modèle Août-Septembre avec Enet - 2020-08-01

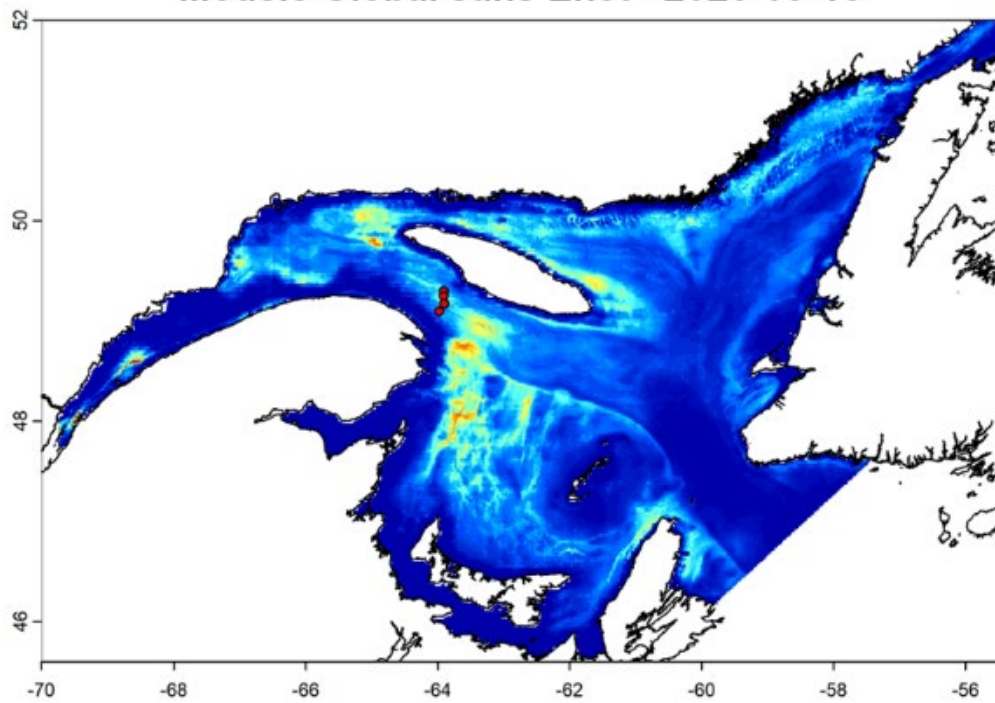


Septembre – Moyenne mensuelle des prédictions – Modèle global

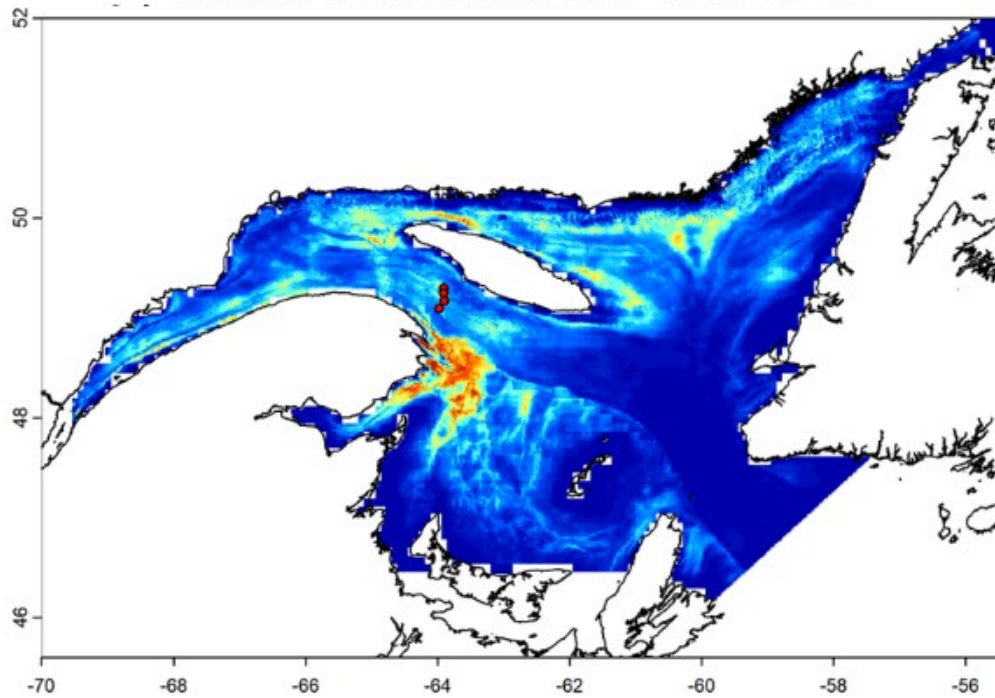


Septembre – Prédictions quotidiennes – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2020-09-18

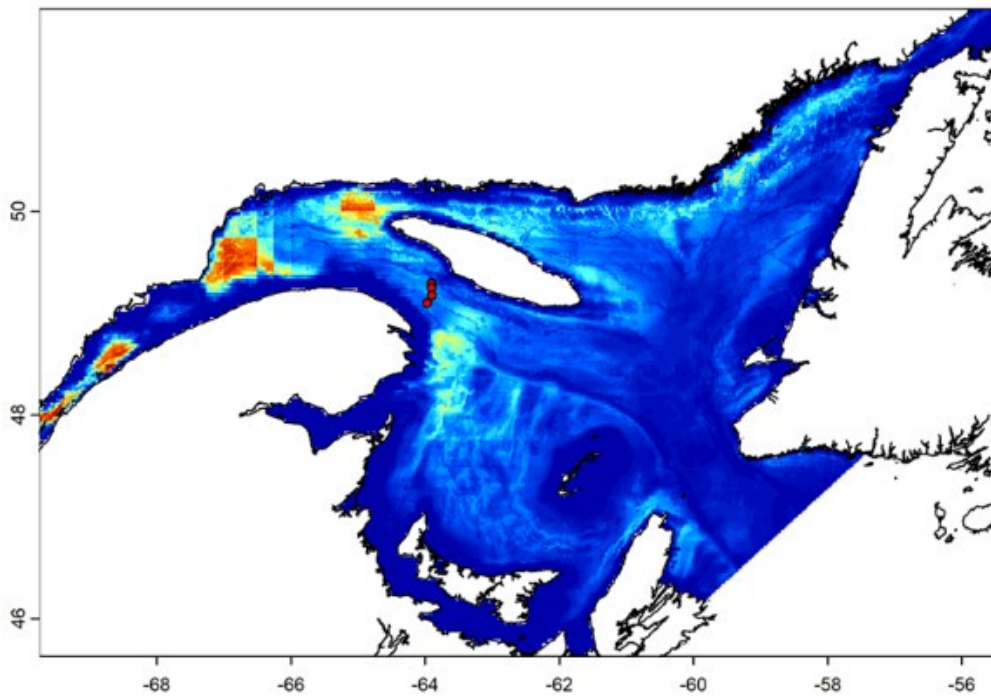


Modèle Global avec Enet - 2020-09-18

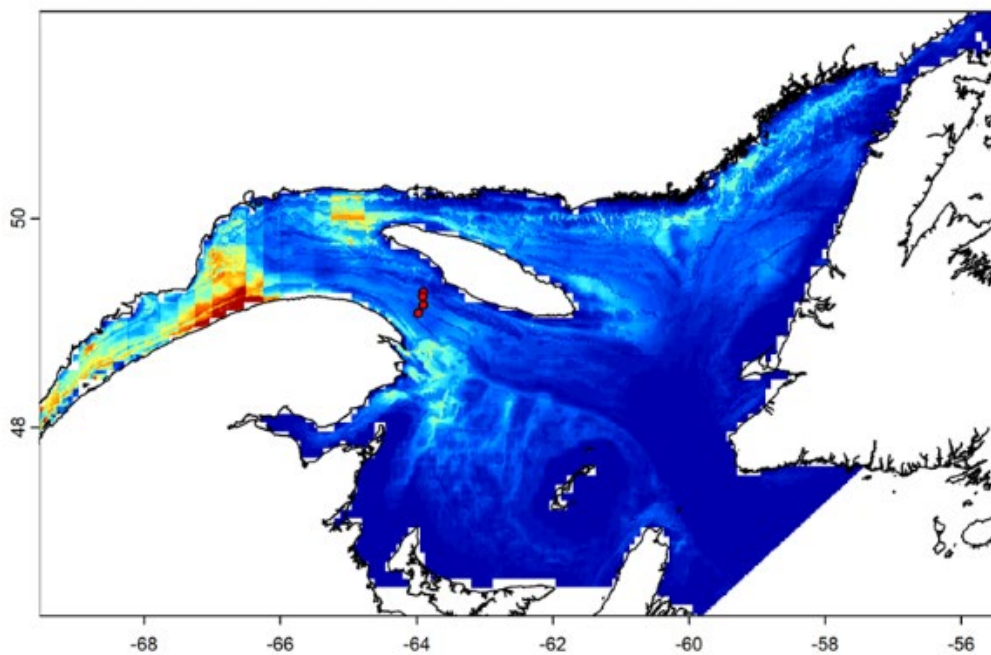


Septembre – Prédictions quotidiennes – Modèle de demi-saison

Modèle Août-Novembre sans Enet - 2020-09-18

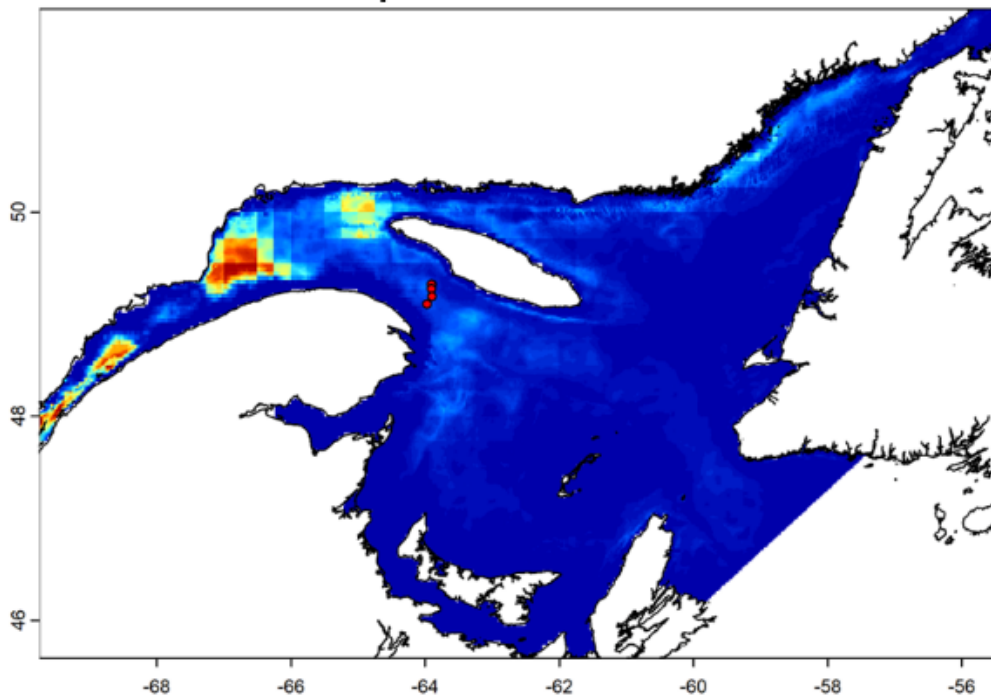


Modèle Août-Novembre avec Enet - 2020-09-18

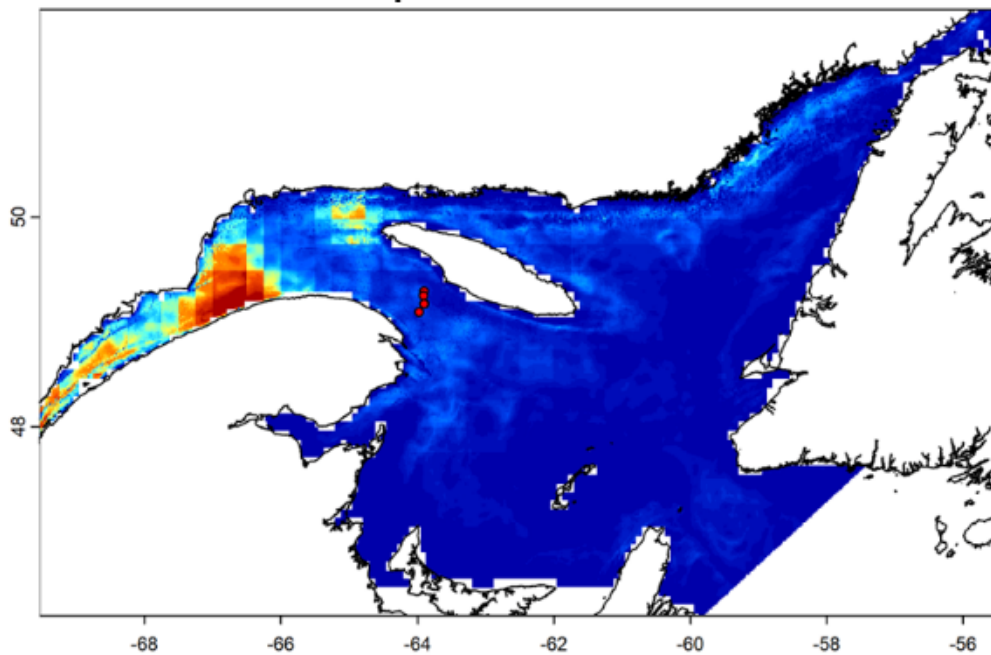


Septembre – Prédictions quotidiennes – Modèle de deux mois

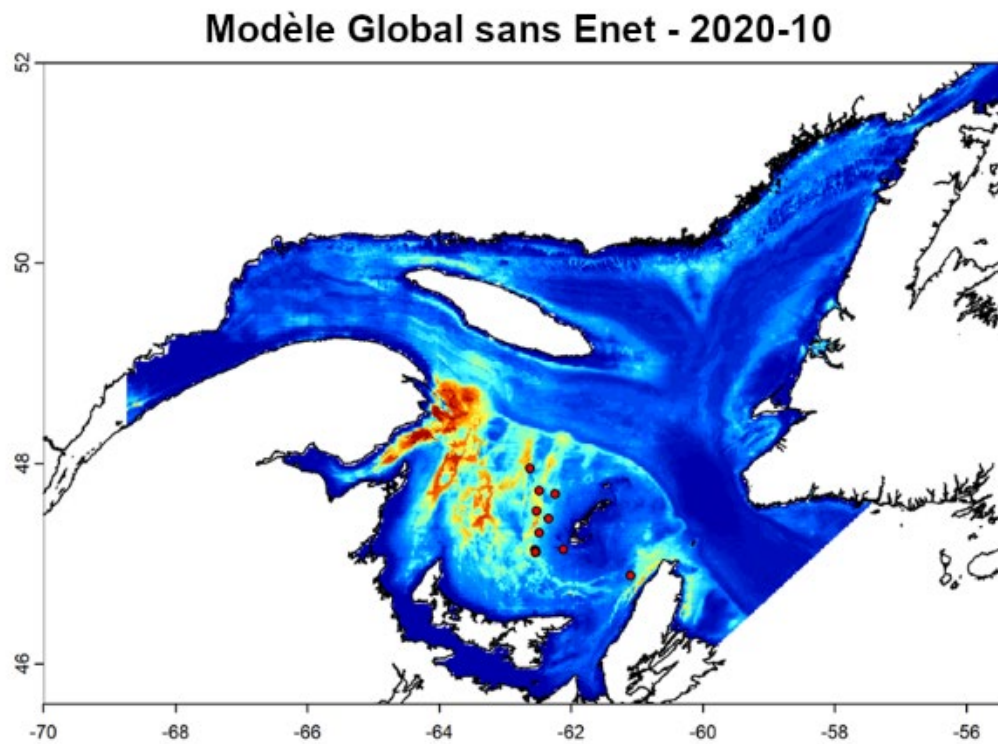
Modèle Août-Septembre sans Enet - 2020-09-18



Modèle Août-Septembre avec Enet 2020-09-18

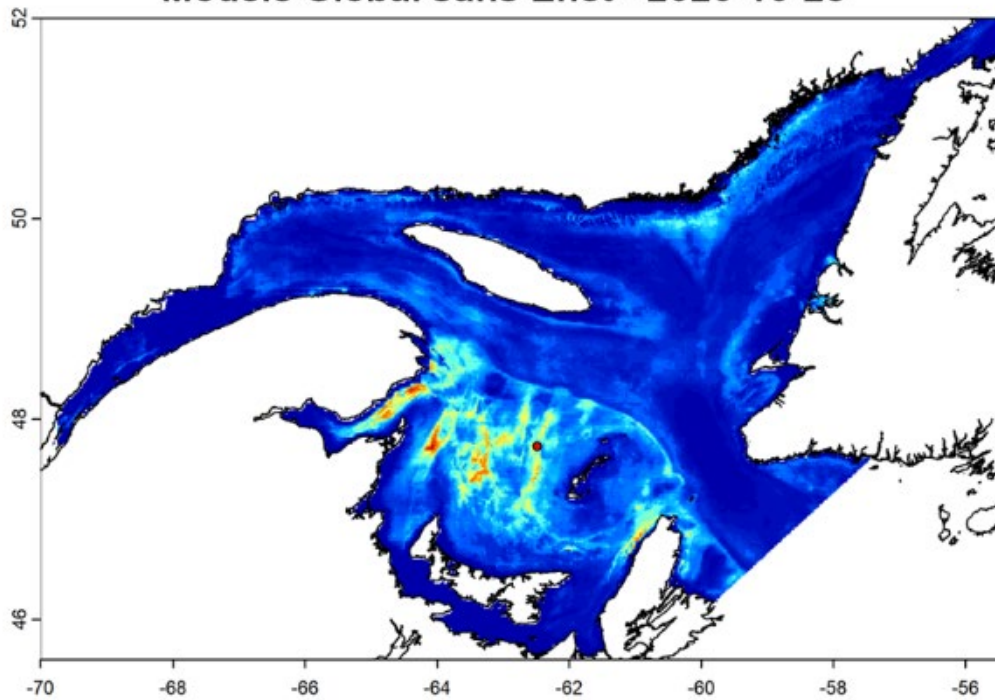


Octobre – Moyenne mensuelle des prédictions – Modèle global

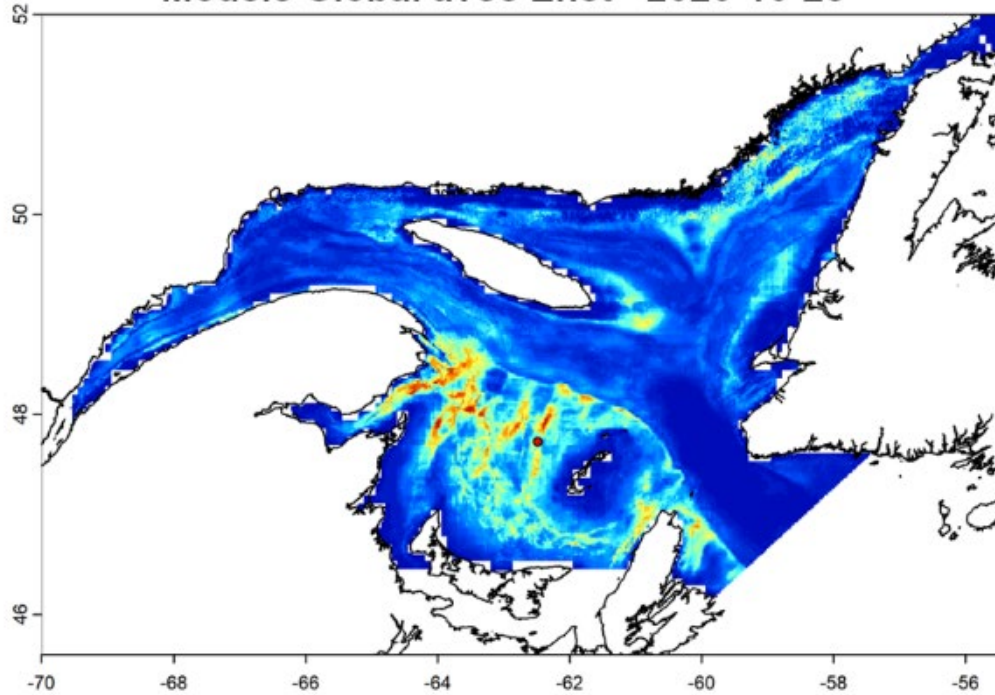


Octobre – Prédictions quotidiennes – Modèle global

Modèle Global sans Enet - 2020-10-28

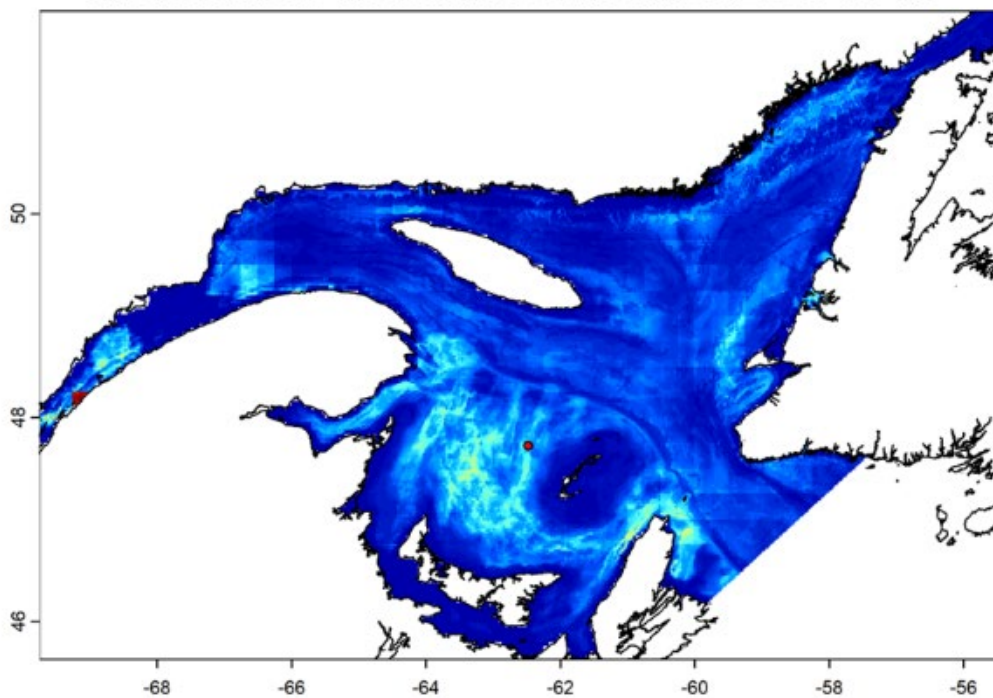


Modèle Global avec Enet - 2020-10-28

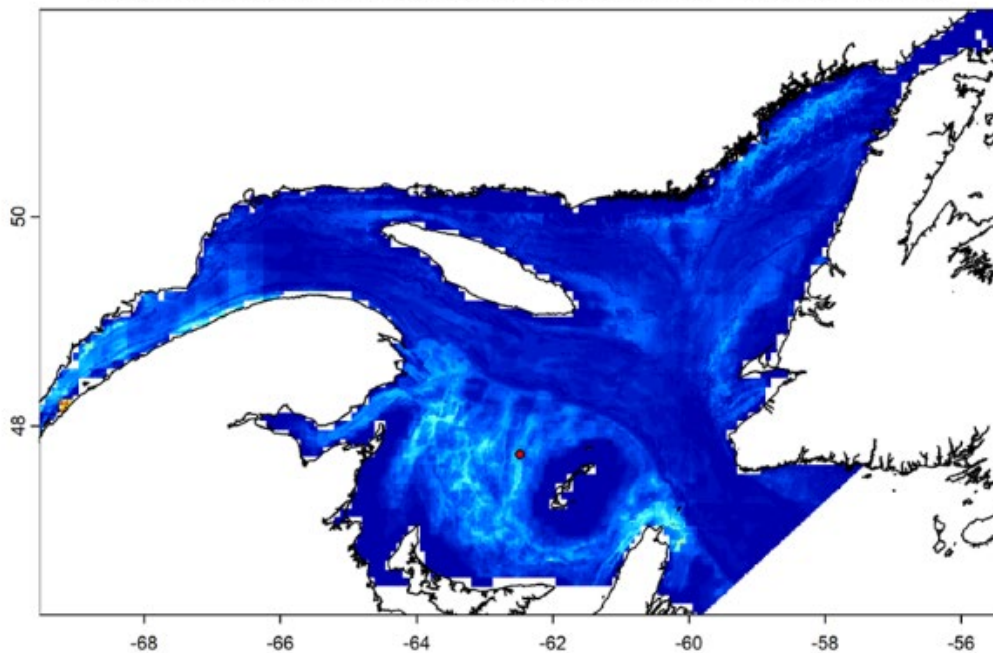


Octobre – Prédictions quotidiennes – Modèle de demi-saison

Modèle Août-Novembre sans Enet -2020-10-28

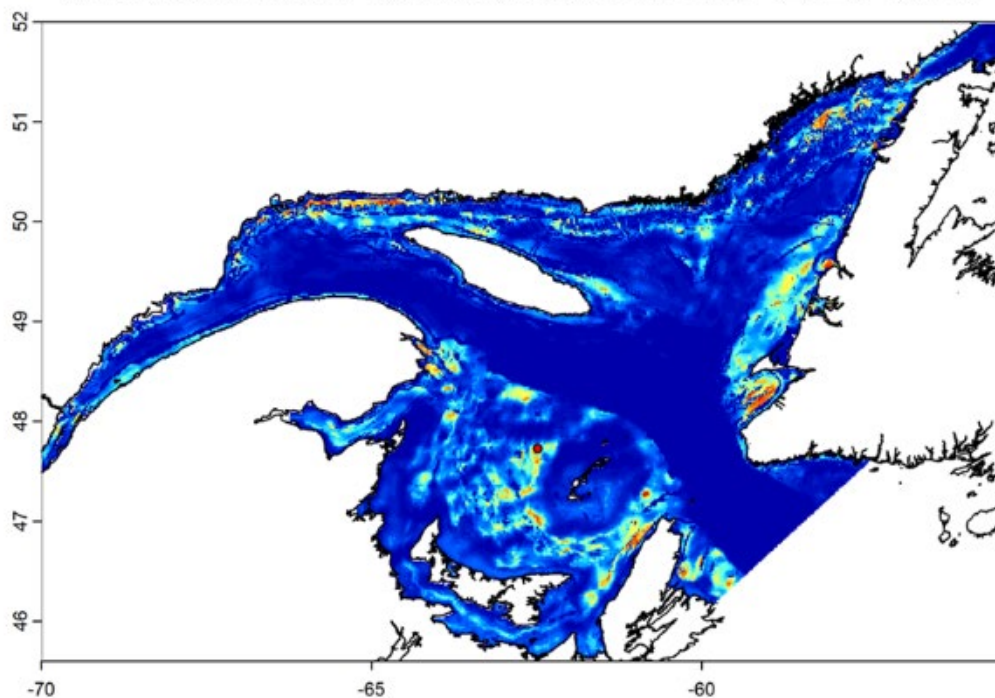


Modèle Août-Novembre avec Enet - 2020-10-28

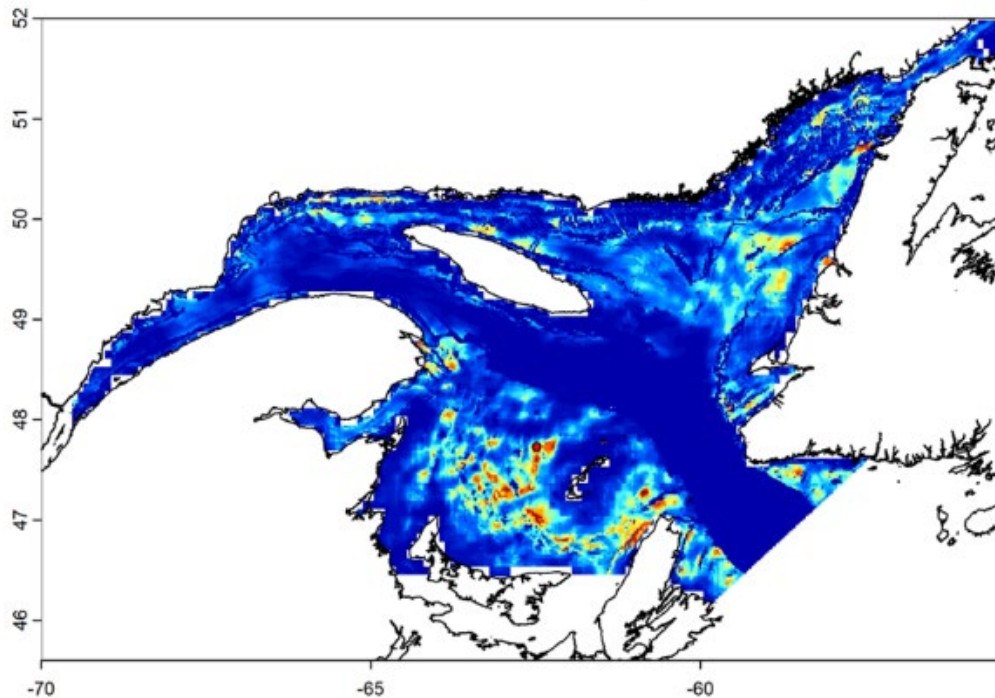


Octobre – Prédictions quotidiennes – Modèle de deux mois

Modèle Octobre-Novembre sans Enet - 2020-10-28



Modèle Octobre-Novembre avec Enet - 2020-10-28



Novembre

Aucune observation en 2017-2020

ANNEXE F. COMPARAISON ENTRE LES PRÉDICTIONS DU MODÈLE ET LES DONNÉES BRUTES

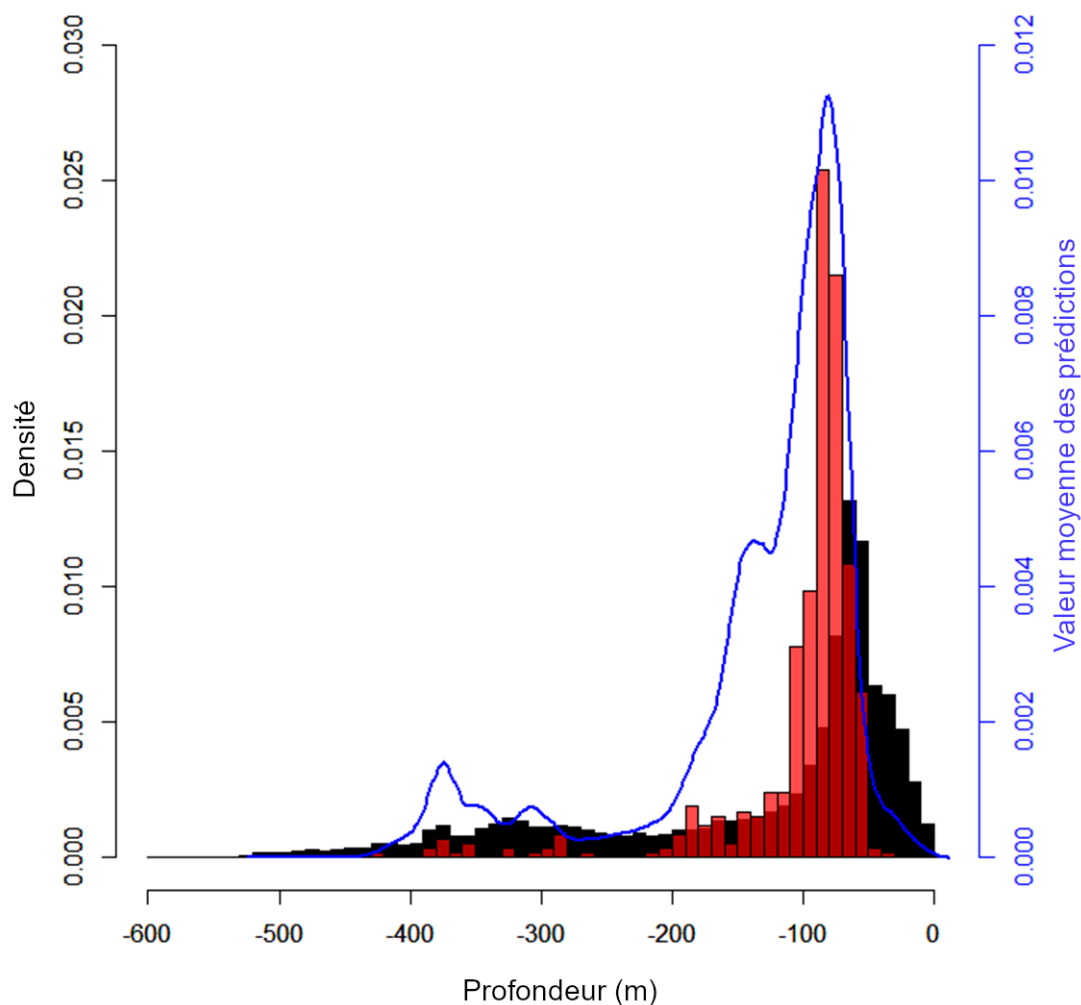


Figure F1. Une comparaison de la répartition en profondeur dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (barres noires), la répartition en profondeur aux endroits où la baleine noire de l'Atlantique Nord (BNAN) a été observée (barres rouges) et la courbe lissée (ligne bleue) représentant la valeur moyenne de la probabilité relative d'occurrence de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) estimée à ces profondeurs dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent entre 2017 et 2022.

ANNEXE G. ANOMALIES MOYENNES DU NIVEAU DE LA MER AU COURS DES SAISONS POUR 2017-2020

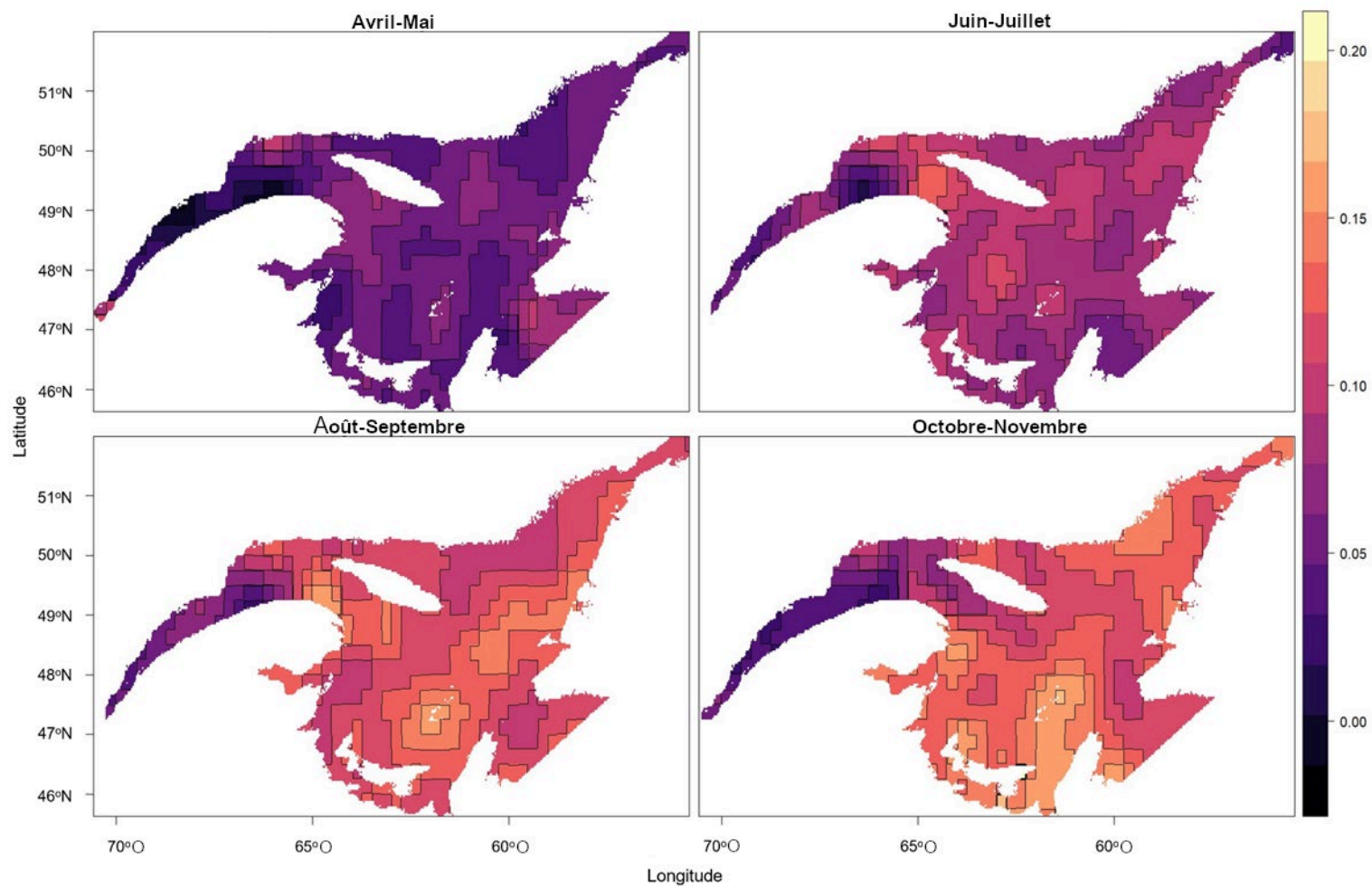
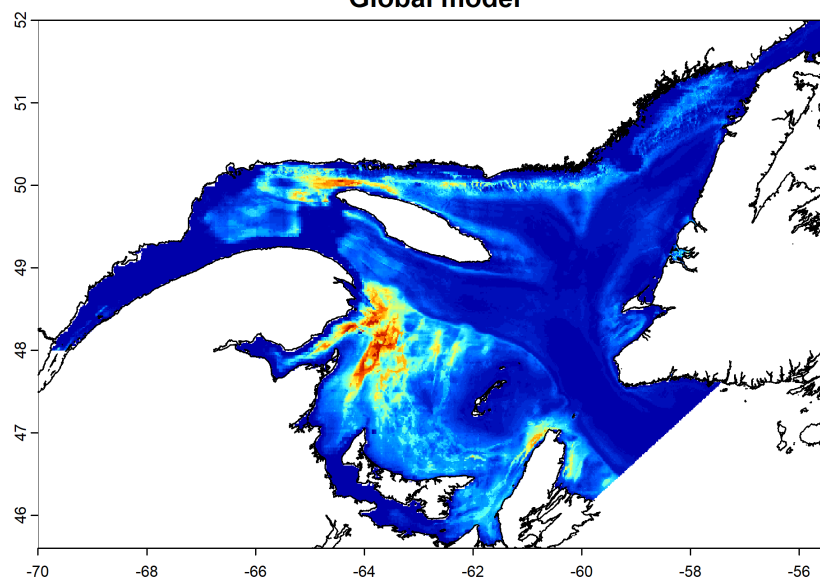


Figure G1. Mesures moyennes des anomalies du niveau de la mer observées dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent en avril-mai, juin-juillet, août-septembre et octobre-novembre entre 2017 et 2020.

ANNEXE H. ERREURS DE PRÉVISION DU MODÈLE

Predictions - 2020-06-14
Global model



Coef. of Variation - 2020-06-15
Global model

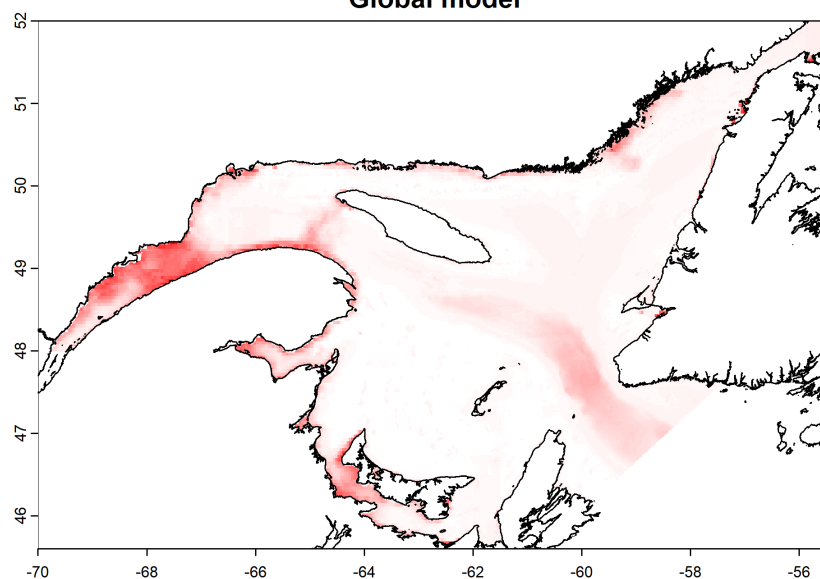


Figure H1. Exemple de prédictions du modèle et de sa carte d'erreur connexe (ici le coefficient de variation).