



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 2024/059

Région du Québec

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

Anne P. St-Pierre¹, Talia Koll-Egyed¹, Valérie Harvey¹, Jack W. Lawson², Caroline Sauvé¹, Angélique Ollier¹, Pierre J. Goulet², Mike O. Hammill¹, Jean-François Gosselin¹

¹ Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850 route de la Mer
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

² Northwest Atlantic Fisheries Centre
Fisheries and Oceans Canada
80 East White Hills Road
St. John's, NL, A1C 5X1

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72872-8 N° cat. Fs70-5/2024-059F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

St-Pierre, A.P., Koll-Egyed, T., Harvey, V., Lawson, J.W., Sauvé, C., Ollier, A., Goulet, P.J., Hammill, M.O., Gosselin, J.F. 2024. 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.

Also available in English :

St-Pierre, A.P., Koll-Egyed, T., Harvey, V., Lawson, J.W., Sauvé, C., Ollier, A., Goulet, P.J., Hammill, M.O., Gosselin, J.F. 2024. Distribution of North Atlantic Right Whales, *Eubalaena glacialis*, in Eastern Canada from Line-Transsect Surveys from 2017 to 2022. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2024/059. iv + 68 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	2
COUVERTURE ET PLAN DU RELEVÉ.....	2
Plateformes	3
Méthode de relevé	4
Procédure d'approche.....	5
ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE	5
Préparation et analyses des données.....	5
Choix de la fonction de détection	6
Calcul des indices de l'abondance.....	7
FACTEURS DE CORRECTION.....	8
Correction du biais de disponibilité	8
Correction du biais de perception	9
RÉSULTATS.....	10
EFFORT DE RELEVÉ.....	10
OBSERVATIONS DE BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD.....	11
COURBE DE DÉTECTION	11
CORRECTIONS DES BIAIS DE DISPONIBILITÉ ET DE PERCEPTION	12
ESTIMATIONS CORRIGÉES DE L'ABONDANCE.....	13
EMPLACEMENT GÉOGRAPHIQUE DES OBSERVATIONS DE BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD	14
DISCUSSION.....	14
REMERCIEMENTS	21
RÉFÉRENCES CITÉES	21
TABLEAUX	27
FIGURES	40
ANNEXE 1. FACTEURS DE CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ.....	60
ANNEXE 2. EXTRANT DE LA FONCTION DE DÉTECTION SÉLECTIONNÉE.....	64
ANNEXE 3. EMLACEMENT ET TAILLE DES GROUPES DE BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD PAR PÉRIODE	65

RÉSUMÉ

À la suite du nombre inhabituellement élevé de carcasses de baleines noires de l'Atlantique Nord (baleine noire; N = 12) signalées dans le golfe du Saint-Laurent (GSL) en 2017, un effort de relevé aérien sans précédent a été déployé pour surveiller la présence de l'espèce dans les eaux canadiennes depuis la fin du mois d'août 2017. Entre 2017 et 2022, les relevés, parfois réalisés à l'aide de trois aéronefs simultanément, ont couvert un total de 561 187 km de transects systématiques pendant des périodes atteignant 7,5 mois certaines années. Cet effort portait sur les aires d'alimentation possibles de la baleine noire dans les eaux de l'est du Canada, parcourant l'ensemble du GSL chaque été, de même que le plateau néo-écossais et le plateau continental entourant Terre-Neuve et le sud du Labrador un été sur deux. En tout, les observateurs primaires ont noté 185 groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord (246 baleines) pendant les relevés systématiques : 6 groupes en 2017, 25 en 2018, 23 en 2019, 43 en 2020, 31 en 2021 et 57 en 2022. La grande majorité des observations de baleines noires (93 %) ont eu lieu dans les deux strates de relevé du sud du GSL (les strates du sud-est et du sud-ouest), mais cette zone représentait environ 58 % de l'effort total de relevé. Les estimations d'abondance dans cette étude ont été calculées selon une approche d'échantillonnage avec mesure des distances et présentées pour chaque passage du relevé sur chaque strate afin de comparer les abondances entre les strates et dans le temps (au cours d'une saison de relevé dans le cas de relevés répétés, ainsi que d'une année à l'autre). Deux facteurs de correction propres à la baleine noire et à la région du relevé ont été calculés pour corriger les biais inhérents aux relevés aériens, c.-à-d. le biais de disponibilité pour les animaux qui sont sous l'eau lors du survol de l'aéronef, et le biais de perception pour les animaux à la surface de l'eau qui sont manqués par les observateurs. Ces deux corrections ont augmenté les estimations de l'abondance d'un facteur de 3 environ. Bien que des baleines noires aient été régulièrement détectées au début (de mai à la mi-juin) et à la fin (de septembre à novembre) de la saison de relevé dans la strate du sud-est du GSL, elles sont également présentes dans cette région en juillet et en août. En fait, l'estimation de l'abondance la plus élevée dans cette strate parmi les années de relevé a été enregistrée pour le relevé effectué à la mi-août 2022 (97 animaux, IC : 31 à 308). Dans la strate du sud-ouest du GSL, des pics d'abondance ont été observés régulièrement chaque année entre le début du mois de juin et le début du mois d'août. L'abondance entièrement corrigée la plus élevée pour la période d'étude provenait d'un passage sur la strate du sud-ouest du GSL à la mi-juin 2018, une abondance de 281 animaux (IC : 100 à 790). Tous les relevés de la strate du sud-ouest du GSL effectués entre juin et la fin août ont mené à des observations de baleines noires. Les relevés aériens systématiques sont l'un des outils disponibles pour surveiller la baleine noire de l'Atlantique Nord qui, combinés à d'autres approches telles que la surveillance acoustique, fournissent les informations nécessaires pour assurer la conservation de l'espèce.

INTRODUCTION

La baleine noire de l'Atlantique Nord (baleine noire), *Eubalaena glacialis*, a été désignée « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC 2013) et classée « en danger critique d'extinction » sur la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (Cooke 2020) en raison de sa petite population actuelle et du déclin engendré par la chasse commerciale à la baleine et la mortalité causée par les collisions avec des navires ou l'empêchement dans les engins de pêche, ainsi que des baisses de productivité (Aguilar 1986, Pace III *et al.* 2017, Reeves *et al.* 1999, Meyer-Gutbrod et Greene 2018). La baleine noire de l'Atlantique Nord est régulièrement présente le long de la côte Est de l'Amérique du Nord, de la Floride au golfe du Saint-Laurent (GSL), avec des observations occasionnelles aux Bermudes et dans les Caraïbes au sud et dans le détroit de Davis et en Islande au nord, ainsi qu'au large de la Norvège et des Açores (Davis *et al.* 2017, Hayes *et al.* 2018a, Jacobsen *et al.* 2004, Silva *et al.* 2012, Hayes *et al.* 2018b).

Comme elle utilise de manière saisonnière et récurrente certaines zones précises dans l'ensemble de son aire de répartition, des habitats essentiels de la baleine noire ont été désignés au Canada et aux États-Unis (Brown *et al.* 2009, NMSF 2016). Avant 1995, la plupart des observations de baleines noires dans les eaux canadiennes étaient signalées en été dans la baie de Fundy et dans les eaux avoisinantes de l'ouest du plateau néo-écossais (PNE), avec des observations occasionnelles le long des côtes est et sud de Terre-Neuve et dans le GSL (Daoust *et al.* 2017, Lien *et al.* 1989, Reeves 2001). Pourtant, aucune baleine noire n'a été détectée dans le GSL pendant les relevés aériens à grande échelle de la région effectués par Pêches et Océans Canada (MPO) en 1995, 1996, 2007 et 2016, bien que lors de ce dernier, on ait observé des individus sur le PNE et dans la baie de Fundy (Kingsley 1998, Lawson et Gosselin 2009, Lawson et Gosselin données inédites). Depuis 2015, les observations de baleines noires sont plus nombreuses dans la région de Gaspé-Îles-de-la-Madeleine-Miscou, ce qui a été attribué à la fois à un changement dans la répartition de l'espèce et à l'intensification des activités de relevé dans cette région (Daoust *et al.* 2017, Cole *et al.* 2016, Meyer-Gutbrod *et al.* 2023). De plus, la surveillance acoustique menée de 2011 à 2018 a révélé une augmentation des vocalisations de baleines noires dans le sud du GSL depuis 2015 (Simard *et al.* 2019, MPO 2018). Parallèlement, des occurrences anormalement faibles ont été signalées dans les zones d'estivage traditionnelles des bassins Grand Manan et Roseway entre 2010 et 2016, dénotant également un changement de répartition (Davies *et al.* 2019, Meyer-Gutbrod *et al.* 2023). Il était donc nécessaire d'accroître les efforts de surveillance dans plusieurs régions du Canada atlantique, notamment dans le GSL, sur le PNE et sur le plateau continental de Terre-Neuve et du Labrador, afin de localiser les zones utilisées par la baleine noire de l'Atlantique Nord, de déterminer où les individus se regroupent, et de mieux comprendre le moment de leur arrivée dans ces zones et de leur départ (MPO 2018).

En 2017, 12 carcasses de baleine noire de l'Atlantique Nord ont été trouvées dans le GSL entre le début du mois de juin et la fin du mois de juillet (Daoust *et al.* 2017). La mort de six de ces baleines a été attribuée à une collision avec un navire ou à l'empêchement dans un engin de pêche, deux causes connues pour être des sources majeures de mortalité pour cette espèce (Daoust *et al.* 2017, Kraus *et al.* 2005, Moore *et al.* 2004). Les efforts de surveillance mis en place à l'été 2017 ont permis de recueillir de l'information sur la répartition et l'abondance de la baleine noire dans le GSL et dans d'autres zones des eaux canadiennes représentant des habitats d'alimentation potentiels. Au cours des mois suivants, le gouvernement du Canada, en collaboration avec l'industrie, a élaboré des mesures de gestion visant à réduire la mortalité de la baleine noire. Au fil du temps, ces mesures ont évolué pour inclure une combinaison de réductions de la vitesse et de fermetures temporaires ou saisonnières de zones de pêche.

L'information sur la répartition et l'abondance de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes de l'Atlantique était limitée avant le début des relevés ciblés en 2017 et des relevés répétés à grande échelle en 2018. Compte tenu du décalage apparent de la répartition estivale de la baleine noire dans les eaux canadiennes, on a estimé qu'il serait bon d'intensifier les efforts de recherche dans plusieurs régions du Canada pour déterminer leur utilisation par la baleine noire, comme le GSL, la plupart des eaux du PNE et le nord de Terre-Neuve (Brillant *et al.* 2015, Knowlton *et al.* 2012, Pace III *et al.* 2017). Le MPO a créé le programme de surveillance aérienne de la baleine noire afin de pallier ce manque de données, avec les objectifs suivants : 1) effectuer des relevés scientifiques dans diverses zones afin de mieux comprendre la répartition et l'abondance de la baleine noire de l'Atlantique Nord; 2) surveiller la présence de baleines autour des pêches actives; et 3) surveiller les zones de fermeture des pêches pour assurer la conformité à la loi.

Cette étude présente les résultats du programme de surveillance aérienne de la baleine noire mené par la Direction des sciences du MPO d'août 2017 à novembre 2022 dans l'ensemble du Canada atlantique et se concentre uniquement sur l'abondance et la répartition de la baleine noire. Elle décrit en particulier la variabilité des estimations de l'abondance d'une année à l'autre et au cours de la saison de relevé chaque année. Ces résultats contribueront à produire des avis sur la répartition spatiale et temporelle de la baleine noire dans les eaux canadiennes et à déterminer les zones où la baleine noire pourrait être présente, notamment à l'extérieur des zones traditionnelles de la baie de Fundy et des eaux du PNE avoisinantes.

MÉTHODES

COUVERTURE ET PLAN DU RELEVÉ

En 2017, pour faciliter l'élaboration d'un programme de surveillance, nous avons examiné la répartition des proies importantes (*Calanus* spp.) et des besoins énergétiques de la baleine noire afin de déterminer les zones d'alimentation potentielles dans le GSL et sur le PNE, où nous supposons que leur présence était plus probable (Plourde *et al.* 2019). Quinze strates identifiées comme des zones d'alimentation potentielles ont été couvertes selon un plan en transects parallèles systématique avec un point de départ aléatoire et un espacement des transects de 9,26 km (5 milles marins) à l'aide du Twin Otter du MPO, du 29 août au 15 novembre 2017 (figures 1 et 2). De la fin juin à septembre 2017, le Twin Otter de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et le Dash-8 du Programme national de surveillance aérienne (PNSA) de Transports Canada ont effectué des relevés dans la zone du sud du GSL où un regroupement de baleines noires a été observé; toutefois, ces plateformes n'ont pas appliqué le protocole de relevé systématique décrit ci-dessous et utilisé par les plateformes scientifiques du MPO et, de ce fait, leurs observations ne sont pas incluses dans les analyses de l'abondance présentées dans cette étude. La couverture assurée par le Twin Otter du MPO devait compléter les efforts de la NOAA et du PNSA afin de détecter la présence d'autres regroupements de baleines noires dans d'autres zones de quête de nourriture potentielles des eaux canadiennes. Le Twin Otter du MPO a également été envoyé pour vérifier les zones où des observations possibles ou définitives de baleines noires avaient été signalées. Cela s'est traduit par une couverture fragmentée et incomplète du plan prévu pour le Twin Otter du MPO en 2017 (figures 2 et 3).

À partir de 2018, des relevés systématiques ont été mis en œuvre pour les aéronefs de la Direction des sciences du MPO en fonction des zones d'alimentation potentielles et des observations de l'année précédente. Le relevé de 2018 a couvert le GSL, la côte sud de Terre-Neuve, le PNE et la baie de Fundy (figure 2). Le sud du GSL fait l'objet de relevés réguliers plusieurs fois par année depuis 2018. Les années suivantes, pour les zones à

l'extérieur du GSL, nous avons alterné entre les eaux au large des côtes de Terre-Neuve-et-Labrador et du PNE à titre de compromis entre le maintien de la couverture saisonnière des zones où la baleine noire a été observée (principalement dans le sud du GSL) et l'augmentation de la couverture géographique. En 2019 et 2021, les relevés ont couvert le plateau continental au large du sud du Labrador, des Grands Bancs et de la côte sud de Terre-Neuve (figure 2), en plus de la baie de Fundy, du sud-ouest du PNE et de l'ensemble du GSL. En 2020 et 2022, les relevés ont porté sur le PNE, la baie de Fundy, le sud-ouest du plateau néo-écossais, ainsi que les parties sud et ouest du GSL (figure 2). La zone de relevé dans le sud du GSL a été séparée en deux strates (sud-est et sud-ouest) afin de mieux représenter les différences d'abondance et de répartition spatiale de la baleine noire entre les vallées de Shediac et de Bradelle pendant les relevés répétés.

De 2018 à 2022, le relevé suivait des transects espacés de 9,26 km (5 milles marins) au-dessus de la baie de Fundy, du sud du GSL et du nord-ouest du GSL afin d'accroître la couverture des zones présentant une plus grande probabilité d'observation de baleines noires. On a également utilisé un espacement de 9,26 km (5 milles marins) au-dessus du détroit de Cabot en 2018. Dans les autres zones, les transects étaient séparés de 18,52 km (10 milles marins) toutes les années, sauf en 2017 (voir plus haut; figure 2). Les transects des relevés étaient généralement orientés perpendiculairement aux principales isobathes. Depuis 2018, ils étaient orientés d'est en ouest dans le sud du GSL de manière à être approximativement perpendiculaires à l'axe plus long de la répartition des observations de baleines noires signalées en 2017. Les plans des relevés parallèles étaient systématiques avec un point de départ aléatoire différent pour chaque ensemble de transects lorsque le relevé couvrait une strate plus d'une fois, à l'exception des strates du sud du GSL en 2020-2022, lorsque les transects se trouvaient à des latitudes prédéfinies afin d'améliorer la coordination et l'efficacité des plateformes entre les efforts de relevé systématique et les exigences de gestion dynamique des pêches. Les strates au large de Terre-Neuve-et-Labrador suivaient un plan en zigzag. Le plan de la strate du sud de Terre-Neuve assurait une couverture similaire à celle du plan parallèle avec un espacement de 18,52 km (10 milles marins), et le plan des trois strates couvrant le sud-est, l'est et le nord-est de Terre-Neuve et du sud du Labrador fournissait la moitié de cette couverture. D'autres transects espacés de 9,26 km (5 milles marins) ont été réalisés au-dessus de zones de pêche temporairement fermées dans le cadre des mesures de gestion dynamique des pêches du MPO dans le sud du GSL et dans la baie de Fundy, mais ils ne sont pas considérés comme faisant partie de l'effort de relevé systématique. Le relevé aérien a été effectué à une altitude de 305 m (1 000 pieds) en 2017 et de 244 m (800 pieds) de 2018 à 2022, et à une vitesse cible de 185 km/h (100 nœuds). La longueur des transects (utilisée pour estimer la densité) et la superficie de chaque strate (utilisée pour estimer l'abondance) ont été mesurées soit dans un système d'information géographique (ArcView 3.2, ESRI) ou dans R 4.3.0 (R Development Core Team 2018) avec le progiciel « sf », (Bivand *et al.* 2013) dans les deux cas en utilisant la projection azimutale équivalente de Lambert (Canada), avec -61,6°O comme méridien central et la latitude de référence de 48,03°N.

Plateformes

Trois types différents de plateformes ont été utilisés pendant les relevés, tous des aéronefs bimoteurs à voilure haute : 1) un DeHavilland DH-6 Twin Otter 300, 2) un Cessna 337 Skymaster et 3) un Partenavia P68 Observer. Le Twin Otter était la seule plateforme utilisée pour les relevés systématiques en 2017. Les années suivantes, lorsque plusieurs aéronefs ont été utilisés, ils ont généralement été affectés à différentes strates des relevés. La période au cours de laquelle un, deux ou trois aéronefs effectuaient simultanément des relevés variait d'une année à l'autre.

Le Twin Otter avait deux hublots bombés pour l'observation latérale à l'avant de l'appareil (à gauche et à droite) immédiatement derrière la cloison du poste de pilotage, et une autre dans la porte arrière droite. Le Cessna 337 Skymasters avait des hublots bombés aux trois postes d'observateur, c.-à-d. au siège du copilote et aux sièges arrière gauche et droit. Le Partenavia P68 Observer avait des hublots bombés aux sièges arrière gauche et droit, et une grande fenêtre au siège du copilote. Les relevés ont été effectués soit en configuration à simple plateforme, c.-à-d. avec un observateur de chaque côté de l'aéronef, soit en configuration à double plateforme, c.-à-d. avec deux observateurs sur le côté droit de l'avion observant la même zone, en plus de l'observateur à gauche (un seul). Dans tous les types de plateformes, les observateurs à l'intérieur d'un aéronef étaient isolés les uns des autres de manière visuelle et auditive.

Dans le Twin Otter, en plus des observateurs, un autre membre de l'équipe assis à une position intermédiaire agissait à titre de navigateur et d'enregistreur de données à l'aide d'un programme de relevé personnalisé (2017 et 2018 : enregistreur à commande vocale [VOR]; de 2019 à 2022 Visual Surveyor). Les observateurs signalaient les conditions météorologiques et leurs observations à l'enregistreur de données au moyen d'un système d'interphone dédié, qui isolait également acoustiquement les observateurs. En tout temps, la position de l'aéronef sur la trajectoire était enregistrée toutes les 1 ou 2 secondes au moyen du logiciel de relevé. Les observateurs échangeaient leurs positions à la fin de chaque transect ou à intervalles irréguliers pendant les transects plus longs, sauf de 2020 à 2022 lorsque les protocoles relatifs à la COVID-19 étaient en place et que les observateurs conservaient la même position pendant toute la journée.

Dans le Cessna et le Partenavia, des relevés à simple plateforme ont été effectués avec un observateur de chaque côté de l'aéronef, assis sur les sièges arrière gauche et du copilote (Cessna) ou sur les deux sièges arrière (Partenavia). La position et l'altitude de l'aéronef étaient enregistrées toutes les deux secondes à l'aide d'un GPS (GPSMAP 78s et GPSMAP 64s de Garmin ou Pro+ de Bad Elf). Les données météorologiques et d'observation (voir ci-dessous) étaient enregistrées par chaque observateur séparément sur des enregistreurs audionumériques, puis transcrites dans un fichier normalisé. Les observateurs échangeaient leurs positions à la fin de chaque vol ou à la fin de chaque journée pendant que les protocoles relatifs à la COVID-19 étaient en place.

Méthode de relevé

Tous les observateurs ont reçu une formation sur l'échantillonnage par transects linéaires avant les relevés. Ils avaient pour instruction de consigner les observations de toutes les espèces de mégafaune marine rencontrées, y compris les grands et les petits cétacés, les phoques, les tortues de mer, les poisson-lunes, les grands requins, les thonidés, et d'autres espèces. Les observations étaient enregistrées en tant que groupes de baleines, ainsi que le nombre de baleines dans le groupe (la taille du groupe). Les groupes étaient définis comme des animaux nageant à quelques longueurs corporelles les uns des autres. Les observateurs consignaient l'heure à laquelle les animaux passaient par le travers de l'aéronef et mesuraient l'angle d'inclinaison par rapport au centre de chaque groupe à l'aide de clinomètres (Suunto), ou de géomètres numériques (Pi Technologies; Hansen *et al.* 2019) dans le cas du Twin Otter, de 2019 à 2022. Le relèvement relatif était enregistré à l'aide d'un anglemètre lorsque l'inclinaison était mesurée pour les animaux éloignés qui n'étaient pas par le travers par rapport à l'avion. La distance perpendiculaire des animaux par rapport à l'aéronef était obtenue à partir de l'angle d'inclinaison et de l'altitude à l'aide de la formule de Lerczak et Hobbs (1998). Les observateurs devaient aussi donner la priorité à l'heure de l'observation, aux espèces et à l'estimation de la taille du groupe, ensuite à l'angle d'inclinaison, puis à d'autres variables tels que le

comportement des animaux et tout changement de comportement supposé être une réaction à l'aéronef qui s'approchait, s'ils en avaient le temps.

Les conditions météorologiques et d'observation étaient enregistrées au début de chaque transect et à intervalles réguliers le long des lignes ou chaque fois que des changements dans les conditions d'observation se produisaient. Les conditions consignées étaient l'état de la mer (échelle de Beaufort), la visibilité subjective (cinq niveaux : excellente, bonne, modérée, faible, nulle), la couverture nuageuse (pourcentage), l'angle de la zone de recherche touchée par la réflexion du soleil (éblouissement) et l'intensité de la réflexion du soleil (quatre niveaux : 1-Intense : lorsque des animaux n'ont très probablement pas été vus dans le centre de l'angle de réflexion; 2-Modérée : lorsque des animaux n'ont probablement pas été vus dans le centre de l'angle de réflexion; 3-Faible : lorsqu'il y avait de bonnes probabilités de détecter des animaux dans le centre de l'angle de réflexion et 4-Nulle, lorsqu'il n'y avait aucune réflexion). Les relevés n'étaient entrepris que lorsque les conditions de la mer étaient à 3 ou moins sur l'échelle de Beaufort et lorsque la couverture nuageuse était au-dessus de l'altitude cible. Les observateurs notaient aussi l'heure à laquelle ils commençaient et arrêtaient de rechercher activement des animaux (c.-à-d. la période où ils étaient « actifs »). L'heure enregistrée par chaque observateur pour les observations et les conditions était synchronisée avec le GPS (soit dans le système d'enregistrement du Twin Otter, soit après coup). La position de chaque observation était ensuite estimée à l'aide de l'heure et de l'interpolation à partir d'extrants consécutifs du GPS.

Procédure d'approche

Lorsqu'une détection de baleine noire ou une détection possible de baleine noire survenait sur la trajectoire (pendant que les observateurs étaient en « mode passage », observant activement), les équipes d'observateurs avaient pour instruction d'interrompre la ligne de transect après avoir enregistré les données liées à l'observation (voir ci-dessus) et de voler en cercle au-dessus de la zone de détection pendant au moins 20 minutes pour confirmer l'identification des espèces et obtenir une estimation du nombre de baleines noires présentes dans la zone. Le nombre de baleines uniques était consigné durant ces procédures en mode d'approche, et les animaux étaient photographiés lorsque cela était possible en vue d'une identification individuelle plus poussée. Une fois la procédure en mode d'approche terminée, le relevé reprenait sa trajectoire au point d'interruption initial. Les autres baleines noires observées au moyen de la procédure en mode d'approche n'étaient pas incluses dans l'analyse de l'abondance, car les observations en mode d'approche sont considérées comme hors de l'effort et ne contribuent donc pas à l'effort total de relevé.

ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

Préparation et analyses des données

L'analyse du relevé visuel peut être divisée en cinq étapes, décrites plus en détail ci-dessous : 1) la préparation des données, y compris la détermination des valeurs aberrantes et des distances de troncature; 2) la sélection de la fonction clé et des covariables de la fonction de détection; 3) le rééchantillonnage (bootstrap) pour inclure les observations comportant des distances perpendiculaires manquantes dans les estimations de l'abondance; et l'application des facteurs de correction 4) du biais de disponibilité et 5) du biais de perception. Afin d'avoir une taille d'échantillon suffisamment grande, ces cinq étapes ont été appliquées aux données combinées de toutes les années des relevés. De plus, les observations de baleines noires provenant de vols au-dessus de zones de pêche temporairement fermées dans le cadre des mesures de gestion dynamique des pêches, qui suivaient le même protocole d'observation, ont

été utilisées pour augmenter la taille de l'échantillon des observations afin d'estimer la fonction de détection. Toutefois, ces observations n'ont pas été utilisées pour calculer l'abondance, car elles ne faisaient pas partie de l'effort de relevé systématique.

Les analyses ont été effectuées à l'aide des distances perpendiculaires non groupées des groupes de baleines noires observés. L'unité statistique minimale était une « observation », qui fait référence à un groupe d'animaux détectés par un observateur où la taille du groupe est d'un individu ou plus. L'abondance dans chaque strate de relevé a été estimée à l'aide d'une approche d'échantillonnage avec mesure des distances et du progiciel « mrds » (Laake *et al.* 2013) dans R 4.3.0 (R Development Core Team 2018).

On a examiné la distribution globale des distances perpendiculaires afin de déterminer si une troncature à droite était nécessaire pour éliminer les valeurs aberrantes à de grandes distances de la trajectoire. On a mis à l'essai cinq distances potentielles de troncature à droite : 1) aucune troncature; 2) l'élimination des observations avec des distances supérieures à celle d'un espace évident dans la distribution des distances perpendiculaires observées; 3) l'élimination de 10 % des observations les plus éloignées de la trajectoire; 4) l'élimination des valeurs aberrantes en fonction d'une analyse de diagrammes de quartiles (c.-à-d. des valeurs supérieures au quartile de 75 %); et 5) l'élimination des observations dont les distances sont supérieures à la distance perpendiculaire à laquelle la fonction de détection d'un modèle du taux de probabilité a atteint une probabilité de détection de 0,15 (Buckland *et al.* 2001). On a appliqué la distance de troncature à droite offrant le meilleur ajustement de la fonction de détection près de la trajectoire tout en maintenant un bon ajustement global (Buckland *et al.* 2001).

En général, les relevés par transects supposent une probabilité maximale de détection sur la trajectoire, mais comme il peut y avoir un angle mort sous l'aéronef selon le type d'aéronef et la taille des coupoles d'observation utilisées, cette hypothèse n'est pas toujours confirmée. On peut le corriger en appliquant une troncature à gauche aux données (Thomas *et al.* 2009) pour écarter les observations dont les distances perpendiculaires sont plus courtes que celle à laquelle la probabilité maximale de détection est estimée. Dans la présente analyse, aucune troncature à gauche n'a été appliquée et on a plutôt mis à l'essai une fonction gamma clé pendant la sélection de la fonction de détection pour l'ajustement au nombre réduit de détections près de la trajectoire (Laake *et al.* 2013; voir ci-dessous). Cette approche est plus objective que l'application d'une troncature à gauche aux données et permet l'utilisation complète des données d'observation.

Choix de la fonction de détection

La sélection du modèle et l'inclusion des covariables ont suivi la procédure par étapes décrite dans Marques et Buckland (2003). En bref, les modèles de fonction clé semi-normale, du taux de probabilité et gamma, avec et sans termes d'ajustement, ont été ajustés à la distribution tronquée à droite des distances perpendiculaires non groupées des observations (chaque observation a été enregistrée avec une distance perpendiculaire, les observations n'ont pas été groupées en catégories) et le modèle avec le critère d'information d'Akaike (CIA) le plus faible a été choisi comme fonction clé. À l'aide de la fonction clé sélectionnée, nous avons examiné si le CIA pouvait être réduit davantage ($\Delta CIA > 2$) par l'ajout de l'une des covariables suivantes : taille du groupe, état de la mer (Beaufort : 0 à 6, également testé sous la forme de trois catégories compartimentées de 0-1, 2 et 3+), intensité de l'éblouissement (4 niveaux : intense, modérée, faible, nulle), couverture nuageuse (%), visibilité (5 niveaux : excellente, bonne, modérée, faible, nulle), type de plateforme (« Twin Otter » ou « Petit aéronef », ce dernier comprenant à la fois les types Cessna et Partenavia) et altitude (305 m en 2017 contre 244 m toutes les autres années des relevés). En raison de leur relation inhérente, les covariables pour l'état de la mer, l'intensité de l'éblouissement, le pourcentage de couverture

nuageuse et la visibilité n'ont jamais été combinées dans le même modèle. Si l'ajout d'une covariable réduisait considérablement le CIA ($\Delta AIC > 2$; Arnold 2010), le modèle avec la covariable était conservé s'il satisfaisait également aux conditions supplémentaires suivantes : 1) si l'ajout de la covariable n'influçait que l'échelle et non la forme de la fonction de détection (p. ex. la covariable n'était pas incluse si son ajout créait un nouveau pic par rapport à la fonction clé ou au modèle de l'étape précédente); et 2) si $< 5\%$ des probabilités estimées de détection des observations étaient $< 0,2$ et aucune n'était $< 0,1$ (Buckland *et al.* 2001, Laake *et al.* 2013). L'ajout d'une deuxième covariable dans le modèle n'était testé et retenu que s'il réduisait le CIA par > 2 tout en respectant les conditions ci-dessus.

Calcul des indices de l'abondance

Dans les analyses d'échantillonnage avec mesure des distances, on estime les indices estimés de la densité (\widehat{D}_i) et de l'abondance (\widehat{N}_i) de la baleine noire à la surface au cours de chaque relevé systématique de chaque strate, i , à l'aide des équations suivantes (équation 3,67 dans Buckland *et al.* 2001).

$$\widehat{D}_i = \frac{n_i \cdot \widehat{E}_i(s)}{2L_i \cdot \widehat{ESHW}} \quad [\text{Éq. 1}]$$

$$\widehat{N}_i = \widehat{D}_i \cdot A_i \quad [\text{Éq. 2}]$$

où n_i est le nombre de groupes détectés, $\widehat{E}_i(s)$ est la taille prévue du groupe, L_i est la somme des longueurs de tous les transects et A_i est la superficie de la strate i . L'estimation de la demi-largeur de la bande effective (\widehat{ESHW}) est calculée à partir de la fonction de détection sélectionnée (voir ci-dessus, « Choix de la fonction de détection »). En théorie, la variance associée de la densité et de l'abondance des animaux à la surface pendant le relevé systématique est estimée par la formule suivante :

$$\widehat{var}(\widehat{D}_i) = \widehat{D}_i^2 \cdot \left[\frac{\widehat{var}[(n/L)_i]}{(n/L)_i^2} + \frac{\widehat{var}(\widehat{ESHW})}{(\widehat{ESHW})^2} + \frac{\widehat{var}[\widehat{E}_i(s)]}{[\widehat{E}_i(s)]^2} \right] \quad [\text{Éq. 3}]$$

$$\widehat{var}(\widehat{N}_i) = A_i^2 \cdot \widehat{var}(\widehat{D}_i) \quad [\text{Éq. 4}]$$

Dans certains cas, les observations n'avaient pas de mesure de la distance perpendiculaire, généralement lorsque de fortes densités d'animaux étaient rencontrées sur de courtes périodes, au cours desquelles les observateurs n'avaient pas suffisamment de temps pour consigner des renseignements détaillés sur tous les groupes et avaient reçu l'instruction d'accorder la priorité à la consignation de la taille des groupes. Ces observations n'ont pas été utilisées pour le choix de la fonction de détection. Toutefois, on supposait que les observations sans mesure de la distance perpendiculaire enregistrée se situaient à l'intérieur des distances de troncature, car la largeur effective de recherche devrait être réduite à des densités plus élevées. Pour inclure ces observations sans distances dans les estimations de la densité et de l'abondance, nous avons attribué à chaque observation une distance perpendiculaire choisie au hasard à partir de la distribution des distances perpendiculaires observées la même année de relevé. À cette fin, nous avons utilisé une procédure par rééchantillonnage (bootstrap) pour calculer les estimations de l'abondance pour chaque strate chaque année de relevé. Dans chacune des 5 000 itérations de rééchantillonnage, une distance perpendiculaire choisie au hasard à partir de la distribution des distances observées la même année de relevé est attribuée à chaque observation enregistrée sans distance perpendiculaire. Ensuite, la fonction de détection précédemment sélectionnée (fonction clé et covariables associées) a été appliquée à l'ensemble de données d'observations nouvellement créé. Des estimations de l'abondance, de la densité, du taux de rencontre, de la taille prévue du groupe, de la probabilité de détection (\widehat{P}) et de l'*ESWH* ont été obtenues par strate à partir de la fonction de détection appliquée à

l'ensemble de données nouvellement créé pour chaque itération, avec les variances associées pour chaque estimation.

Les indices de l'abondance par année de relevé et par strate ont été calculés (séparément pour chaque passage de relevé pendant les années où une strate donnée a fait l'objet de relevés plusieurs fois) comme la moyenne des abondances obtenues au moyen de la procédure par auto-amorçage. La variance associée à la moyenne de l'estimation par rééchantillonnage (σ_B^2) a été calculée par la formule suivante :

$$\sigma_B^2 = var(V) + mean(\sigma_V^2) \quad [\text{Éq. 5}]$$

où V est un vecteur des 5 000 indices de l'abondance estimés à l'aide de la procédure par rééchantillonnage, l'estimation de la variance associée (σ_V^2) de chacun étant calculée par le logiciel selon l'équation 3. Pour la densité, le taux de rencontre, la taille prévue du groupe, la probabilité de détection (\hat{P}) et l'*ESWH*, la moyenne de l'estimation par rééchantillonnage par relevé et strate est présentée, avec les intervalles de confiance de 95 % d'auto-amorçage dérivés à l'aide de la méthode des centiles.

FACTEURS DE CORRECTION

Correction du biais de disponibilité

Un biais de disponibilité se produit lorsque les observateurs ne peuvent pas détecter les baleines parce que les animaux plongent sous les profondeurs auxquelles ils peuvent être vus pendant que l'aéronef les survole (Laake *et al.* 1997, McLaren 1961). Le nombre d'animaux enregistrés par les observateurs est donc une sous-estimation. En l'absence de données de plongée facilement accessibles provenant des étiquettes de télémétrie déployées sur les baleines noires dans le GSL, nous avons utilisé les données sur la présence consignées pendant les procédures d'approche pour estimer un facteur de correction. Comme approximation de la proportion d'animaux pouvant être détectés, nous avons attribué à chaque observation de baleine noire enregistrée sur la trajectoire une valeur de disponibilité (a_i) calculée comme le nombre d'animaux détectés à partir de la ligne de transect de relevé pour cette observation (i) divisé par le nombre total d'animaux observés pendant les procédures d'approche (décrites ci-dessus) déclenchées par cette observation. Les événements d'observation pendant lesquels aucune baleine noire n'a été observée durant la procédure d'approche ne peuvent pas fournir une proportion (c.-à-d. que l'animal n'a jamais été retrouvé après l'interruption de la ligne de transect, ce qui signifierait diviser par zéro baleine vue pendant l'approche) et ont donc été ignorés. Nous avons ensuite calculé les facteurs de correction du biais de disponibilité (\hat{a}) en faisant la moyenne des valeurs de disponibilité en fonction du moment des relevés ou des emplacements géographiques. Plusieurs facteurs de correction du biais de disponibilité ont été pris en compte et sont décrits à l'annexe 1. Étant donné que la plupart des observations et des regroupements de baleines noires ont été enregistrés dans la vallée de Shediac (voir la section Résultats), nous avons décidé d'utiliser un facteur de correction de la disponibilité qui sépare la strate du sud-ouest du GSL (qui englobe la vallée de Shediac) du reste des strates de relevé. De plus, les relevés ont été divisés en trois périodes pour tenir compte des moments où l'on suppose que la plupart des baleines se déplacent (du début des relevés en avril jusqu'à la fin mai, et de septembre à la fin des relevés en novembre) et des périodes où on observe la plupart des baleines se regrouper principalement dans la vallée de Shediac (de juin à août). Nous avons ainsi calculé six facteurs de correction au total, qui combinaient les zones et les périodes décrites ci-dessus (voir plus de détails à l'annexe 1).

Correction du biais de perception

Un biais de perception se produit lorsque les observateurs ne parviennent pas à détecter les animaux qui se trouvent à la surface ou près de la surface dans leur champ de vision (Fleming et Tracey 2008, Laake *et al.* 1997, Marsh et Sinclair 1989, Melville *et al.* 2008). Encore une fois, cela signifie que le nombre d'animaux consignés par les observateurs est une sous-estimation. Les données enregistrées avec une configuration à double plateforme (voir la section « Couverture du relevé – Plateformes » ci-dessus) pour toutes les années des relevés ont été utilisées pour estimer les facteurs de correction du biais de perception au moyen d'analyses d'échantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture (MRDS) (Laake et Borchers 2004). Toutes les observations faites par les observateurs du côté droit de l'avion pendant que les deux observateurs cherchaient activement à détecter des animaux (« effort en cours ») ont été utilisées pour cette analyse, et les deux observateurs ont été considérés comme des plateformes indépendantes. Toutes les analyses de MRDS ont été effectuées dans R 4.3.0 (R Development Core Team 2018) avec le progiciel « mrds » (Laake *et al.* 2013).

Avant d'effectuer les analyses de MRDS, les observations en double, c.-à-d. des groupes d'animaux détectés par les observateurs primaires et secondaires, ont été déterminées par coïncidence d'emplacement en fonction de : 1) la différence d'heure d'enregistrement et 2) la différence de mesure du clinomètre. Dans cette analyse, le nom de l'espèce a également été utilisé comme critère dans l'identification en double, ce qui signifie que les deux observations devaient avoir les mêmes espèces enregistrées pour être considérées comme des doublons. Dans la documentation primaire, les seuils temporels utilisés dans les relevés d'espèces de cétacés varient généralement de 3 à 10 s et les seuils de clinomètre vont généralement de 5 à 15° (e.g., Pike et Doniol-Valcroze 2015, Pike *et al.* 2008, Panigada *et al.* 2017, Lambert *et al.* 2019). À partir de relevés antérieurs utilisant le même protocole et les mêmes aéronefs (St-Pierre *et al.* 2024) et de l'opinion d'experts, des seuils de 10 s et 10° ont été sélectionnés pour identifier les doublons dans cette étude. Nous avons considéré que ces seuils étaient les plus susceptibles de saisir les véritables observations en double tout en réduisant au minimum le nombre de faux doublons. Pour les observations avec des valeurs de clinomètre manquantes, seul le seuil temporel a été pris en compte.

Étant donné que les distances perpendiculaires et les valeurs des covariables doivent être identiques dans les analyses MRDS pour une paire donnée d'observations en double, nous avons attribué une valeur moyenne (pour les covariables continues, c.-à-d. la distance perpendiculaire, la taille des groupes, la couverture nuageuse et l'état selon l'échelle de Beaufort, même si cette dernière a été convertie en facteur catégorique après l'estimation) à ces variables pour les observations considérées comme des doublons si les deux observateurs avaient enregistré des valeurs différentes. La distance perpendiculaire moyenne a été utilisée pour les analyses de distance. En ce qui concerne les covariables catégorielles (c.-à-d. l'intensité de l'éblouissement et la visibilité), nous avons attribué la valeur ayant le plus grand effet négatif sur la capacité d'une personne à observer les animaux aux doublons pour lesquels les deux observateurs avaient enregistré des valeurs différentes (p. ex. si un observateur a indiqué que la visibilité était bonne et l'autre que la visibilité était faible, cette dernière valeur a été attribuée à cette observation en double).

Les analyses MRDS se composent de deux fonctions : 1) une fonction de détection d'échantillonnage avec mesure des distances à covariables multiples (MCDS) pour les détections regroupées des deux observateurs de droite et 2) une fonction de détection MRDS pour estimer la probabilité de détection sur la trajectoire (Buckland *et al.* 2001, Buckland *et al.* 2009). Les deux fonctions utilisaient les mêmes distances de troncature à droite que celles déterminées pendant l'analyse de l'ensemble de données à simple plateforme (voir la section « Choix de la fonction de détection »). Pour la fonction MCDS, nous avons utilisé le CIA pour

choisir entre les fonctions clés semi-normale, du taux de probabilité et gamma, ainsi que pour examiner si l'ajout de covariables (taille du groupe, état de Beaufort, intensité de l'éblouissement, couverture nuageuse et visibilité) donnait un meilleur ajustement en suivant la procédure décrite dans Marques et Buckland (2003). La fonction clé et les covariables produisant le CIA le plus faible dans la fonction de détection MCDS ont été utilisées dans les modèles d'analyse MRDS. Ces derniers ont été construits avec et sans covariables et comparés à l'aide du CIA. Une configuration d'indépendance des points a été appliquée dans les modèles MRDS parce que les probabilités de détection peuvent être corrélées entre les observateurs même si les observateurs primaires et secondaires ont agi indépendamment et ont été isolés les uns des autres. Par exemple, les probabilités de détection pourraient être corrélées à des facteurs tels que la taille du groupe si les deux observateurs sont plus susceptibles de détecter des groupes plus grands que des groupes plus petits à mesure que la distance augmente. Cette configuration suppose que les plateformes sont symétriques et que les observations ne sont indépendantes que sur la trajectoire, et elle est plus robuste qu'une configuration supposant une détection indépendante à toutes les distances perpendiculaires (Buckland *et al.* 2009, Burt *et al.* 2014). Par définition, la distance perpendiculaire est incluse en tant que covariable dans tous les modèles d'indépendance des points de MRDS (Buckland *et al.* 2009). Le modèle MRDS le mieux ajusté a été choisi et utilisé pour estimer le biais de perception $p(0)$ pour chaque position d'observateur. Le biais de perception a été calculé à l'aide de toutes les données de relevé à double plateforme combinées en une seule analyse MRDS pour produire une valeur globale de $p(0)$. Les estimations de $p(0)$ pour l'observateur primaire ont ensuite été utilisées pour corriger les estimations de l'abondance calculées à l'aide des données des observateurs primaires. La formule suivante a été appliquée pour corriger les indices d'abondance pour le biais de disponibilité (\hat{a}) et le biais de perception [$p(0)$] pour chaque relevé et strate, en supposant que $p(0)$ était le même pour les observateurs primaires à droite et à gauche de l'aéronef :

$$\text{abondance entièrement corrigée} = \text{abondance}_i \cdot \frac{1}{\hat{a}_i} \cdot \frac{1}{p(0)} \quad [\text{Éq. 6}]$$

où i représente chaque relevé et strate unique. La variance des estimations de l'abondance entièrement corrigées a été obtenue en combinant les variances de l'indice de l'abondance, du facteur de correction du biais de disponibilité et du facteur de correction du biais de perception au moyen de la méthode delta (Powell 2007).

RÉSULTATS

EFFORT DE RELEVÉ

Du 29 août 2017 au 22 novembre 2022, les relevés effectués par les équipes de la Direction des sciences du MPO ont parcouru un total de 558 187 km de lignes de transects systématiques dans le cadre des efforts de surveillance de la baleine noire, avec parfois trois aéronefs volant simultanément (tableau 1).

L'effort de relevé du MPO en 2017 s'est limité à la fin du mois d'août (du 29 au 31) et du 15 septembre au 15 novembre. En août 2017, le Twin Otter du MPO a été envoyé vers des aires de quête de nourriture potentielles qui n'étaient pas couvertes par le Dash-8 du PNSA, qui mettait l'accent sur la détection de la baleine noire dans la vallée de Shediac, dans le sud du GSL et dans les voies de navigation au nord et au sud d'Anticosti. Le Twin Otter n'a volé dans le sud du GSL que du 20 au 30 septembre et en novembre 2017. Le relevé a ainsi couvert huit des 15 strates prévues, d'une à six fois chacune (tableau 1, figure 3), soit un total de 18 746 km de transects survolés cette année-là.

De 2018 à 2022, les relevés ont commencé entre le 10 avril (2018) et le 29 avril (2019) et se sont terminés entre le 4 novembre (2019) et le 25 novembre (2018, tableau 1). Ils ont été effectués par deux aéronefs volant simultanément pendant la plupart des saisons de relevé en 2018 et 2019, et par trois aéronefs de 2020 à 2022. L'effort de relevé a été divisé en 10 (2020) à 18 (2021) strates, dont certaines étaient couvertes plusieurs fois par année. La majeure partie de l'effort a été réalisée dans les strates est et ouest du sud du GSL, qui ont été relevées de cinq (2018, 2019) à onze (2020, 2022) fois par année (tableau 1).

En tout, les observateurs primaires ont détecté 36 210 groupes ou 134 096 individus de 32 espèces de mammifères marins, de poissons, de requins et de tortues de mer pendant les relevés systématiques au cours des six années de relevé (figure 4). Certains ont été identifiés au niveau de l'espèce, notamment 185 groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord (détaillés ci-dessous), 4 130 groupes d'autres mysticètes (4 826 individus), 9 284 groupes d'odontocètes (25 301 individus) et 2 510 groupes de phoques (24 667 individus). D'autres groupes d'animaux ont également été identifiés au niveau de l'espèce, y compris 1 202 groupes de requins pèlerins (1 449 individus), 38 groupes de requins bleus (77 individus), 356 tortues luth individuelles, 15 tortues caouannes, 95 groupes de thonidés (360 individus) et 2 860 groupes de poisson-lunes (3 785 individus).

OBSERVATIONS DE BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD

Les observations pour les six années de relevé proviennent d'une couverture différente et de périodes de l'année différentes, ce dont il faut tenir compte dans la comparaison de la répartition des observations entre les années. Les aéronefs de la Direction des sciences du MPO ont détecté 1 294 observations au total, soit 1 697 baleines noires, de 2017 à 2022, si l'on prend en compte tous les vols (relevés systématiques, procédures d'approche, et survols de zones de pêche temporairement fermées dans le cadre des mesures de gestion dynamique des pêches).

En tout, les observateurs primaires ont noté 246 baleines noires, réparties dans 185 groupes, en mode passage pendant les relevés systématiques par transects linéaires (tableau 1; figure 5), avec 6 groupes en 2017, 25 groupes en 2018, 23 groupes en 2019, 43 groupes en 2020, 31 groupes en 2021 et 57 groupes en 2022. Dans l'ensemble, 93 % des observations de baleines noires ont eu lieu dans les strates du sud du GSL (est et ouest). Durant les relevés systématiques de 2019, 2021 et 2022, aucun groupe de baleines noires n'a été observé à l'extérieur de ces deux strates.

À l'exception des relevés effectués en 2017, qui ont commencé tard en été, les premières observations de baleines noires chaque année par des observateurs primaires au cours du relevé systématique ont eu lieu entre le 8 mai (2020) et le 30 mai (2018 et 2021). La dernière observation de baleines noires chaque année par des observateurs primaires au cours du relevé systématique a eu lieu entre le 26 octobre (2021) et le 9 novembre (2017). Le plus grand nombre d'observations en une seule journée par des observateurs primaires quand ils étaient actifs pendant le relevé systématique a eu lieu le 12 juin 2022, avec 10 groupes de baleines noires enregistrés (12 baleines, dans les strates du sud-ouest du GSL; cela n'inclut pas le nombre observé pendant les procédures d'approche).

COURBE DE DÉTECTION

En plus des 185 observations de baleines noires enregistrées par les observateurs primaires pendant le relevé systématique, 63 observations de baleines noires (73 baleines) pendant les vols de surveillance des pêches effectués par l'aéronef de relevé de la Direction des sciences du MPO et suivant le même protocole d'observation ont été utilisées pour calculer la courbe de

détection pour un total de 248 observations de baleines noires. Ce total comprenait 26 observations (33 baleines) pour lesquelles la distance perpendiculaire n'a pas été enregistrée – elles ont été exclues de la courbe de détection, mais prises en compte pendant la procédure par rééchantillonnage. D'après la distribution des distances perpendiculaires enregistrées dans les relevés et les strates, les distances suivantes ont été testées en tant que distances de troncature à droite et comparées à l'absence de troncature à droite : 1) distances de 2 100 m et 2 800 m, correspondant un espace vide évident dans la distribution des distances observées (voir les figures 6 et 7); 2) 1 683 m, correspondant à l'élimination de 10 % des observations les plus éloignées des distances observées; 3) 2 450 m, correspondant à la valeur aberrante déterminée à partir d'une analyse de diagrammes de quartiles; et 4) 1 800 m, correspondant à la distance perpendiculaire à laquelle la fonction de détection d'un modèle du taux de probabilité a atteint une probabilité de détection de 0,15. La distance de troncature à droite qui a le plus amélioré l'ajustement de la fonction de détection près de la trajectoire était 1 800 m. Par conséquent, après l'élimination des observations sans distance perpendiculaire et des observations avec une distance perpendiculaire supérieure à la distance de troncature de 1 800 m, 205 observations au total ont été retenues pour l'analyse.

La fonction clé du taux de probabilité (figure 7) a été préférée aux fonctions clés semi-normale et gamma, car la première avait la valeur la plus basse du CIA (200,32 contre 205,75 et 269,35 pour la fonction semi-normale et la fonction gamma, respectivement). Aucune des covariables testées n'a réduit le CIA du modèle et, par conséquent, elles n'ont pas été incluses dans le modèle final (voir les extraits du modèle à l'annexe 2). L'inclusion d'observations avec une distance perpendiculaire manquante par auto-amorçage (voir la section « Calcul des estimations de l'abondance ») a donné une demi-largeur de bande effective globale de 916 m (IC à 95 % : 856 à 973 m) et une probabilité de détection de 0,509 (IC à 95 % : 0,476 à 0,540).

La taille brute du groupe a été testée sous forme de covariable dans la fonction de détection, mais n'a pas été choisie comme covariable informative (elle n'améliorait pas l'ajustement du modèle). Pendant les relevés systématiques, 67 % des 185 observations de baleines noires faites à partir de la trajectoire étaient des animaux seuls, 23 % étaient des observations de paires d'animaux et 10 % étaient des groupes de plus de deux baleines. Parmi tous les relevés, le plus grand groupe enregistré par les observateurs primaires pendant qu'ils étaient actifs (c.-à-d. sur la ligne de transect) comptait 6 baleines noires et a été observé en 2018 dans la strate du sud-ouest du GSL (voir le tableau 1). D'après les résultats de la procédure de rééchantillonnage, la taille moyenne prévue des groupes variait de 1 à 4,5 baleines dans les relevés et les strates où des baleines noires ont été vues (tableau 2).

CORRECTIONS DES BIAIS DE DISPONIBILITÉ ET DE PERCEPTION

Le facteur de correction du biais de disponibilité a été calculé en fonction du rapport des baleines noires vues depuis la trajectoire et pendant la procédure d'approche, pour chaque événement d'observation de baleines noires. Dans l'ensemble, 27 % des procédures d'inventaire ont duré plus de 30 minutes (y compris le temps requis pour retourner à la trajectoire et reprendre le relevé systématique). Pour 16 % des procédures d'inventaire, il n'a pas été possible de trouver la baleine noire aperçue depuis la trajectoire qui avait déclenché la procédure pendant la procédure en mode approche. Dans environ 65 % des cas où la baleine qui avait déclenché la procédure d'approche a été trouvée, le nombre de baleines détectées au cours de la procédure était plus élevé que celui des baleines dénombrées depuis la trajectoire. Pour 32 % des procédures d'approche au cours desquelles la baleine qui avait déclenché la procédure a été trouvée, le nombre d'animaux observés pendant la procédure en mode approche était égal à celui des animaux vus depuis la trajectoire. Pour toutes les années et les strates des relevés, la moyenne du biais de disponibilité était de 0,548 (CV : 66 %). Le nombre

total de baleines noires observées au cours d'une procédure d'approche était très variable, avec un maximum de 32 baleines lors d'une procédure d'approche dans la strate du sud-est du GSL le 8 juillet 2021 lors d'un vol effectué pour la surveillance de la gestion des pêches (c.-à-d. pas pendant le relevé systématique). Le plus grand nombre de baleines noires observé au cours d'une seule procédure d'approche déclenchée par une observation pendant les efforts de relevé systématique était de 16 baleines noires (figure 8), dans la strate du sud-ouest du GSL le 14 juillet 2022. Étant donné que la baleine noire affiche des comportements différents (p. ex. alimentation, déplacement) à différents moments de l'année et dans différentes régions, il a été décidé de calculer des biais de disponibilité distincts pour explorer ces différences (annexe 1). Six facteurs de correction des biais de disponibilité ont été calculés pour tenir compte des différences potentielles de disponibilité entre les périodes (pour avril-mai, juin-août et septembre-novembre) et entre la strate du sud-ouest du GSL et les autres régions (tableau 3). La disponibilité la plus faible a été observée dans la moitié ouest des strates du sud du GSL de juin à août (0,451, CV : 76 %) et la plus élevée, dans la moitié ouest des strates du sud du GSL en avril-mai (0,810, CV : 42 %).

Le biais de perception a été calculé à l'aide de 103 observations de baleines noires uniques enregistrées par les observateurs du côté droit des aéronefs au cours des six années de relevé (figure 9), dont, 29 ont été considérées comme des doublons entre les observateurs primaires et secondaires. En utilisant les mêmes distances de troncature à droite que la fonction de détection (voir ci-dessus), l'analyse MRDS a permis de déterminer que le modèle le mieux ajusté était celui qui avait une fonction clé du taux de probabilité (sans ajustement) et l'intensité du reflet comme covariable. Ce modèle a donné une estimation du biais de perception, ou $p(0)$ primaire, de 0,583 (CV = 17,8 %), qui tenait compte du fait qu'un seul observateur était assis sur le côté gauche de l'aéronef et que, par conséquent, les estimations de l'abondance sont calculées en utilisant uniquement les observateurs primaires. Cette valeur du $p(0)$ primaire a servi à corriger les indices de l'abondance de la baleine noire pour toutes les années de relevé.

ESTIMATIONS CORRIGÉES DE L'ABONDANCE

Les estimations de l'abondance avec correction des biais de disponibilité et de perception ont été calculées pour toutes les strates où des baleines noires ont été observées pendant le relevé systématique (tableau 2). Les estimations de l'abondance tirées des relevés de 2017 sont présentées dans le tableau 2, mais elles sont difficiles à comparer à celles des autres années de relevé étant donné la couverture partielle des relevés de 2017. La plupart des observations de baleines noires ont eu lieu dans les strates du sud du GSL (est et ouest), et les estimations de l'abondance dans cette zone peuvent être comparées au fil du temps (figure 10). Dans la strate du sud-est du GSL, les baleines noires sont toujours détectées au début de la saison de relevé (de mai à la mi-juin) et à la fin (de septembre à novembre), mais les animaux peuvent également être présents à des abondances plus faibles dans cette strate en juillet et en août (annexe 3). En 2022, cependant, on a observé un nombre record de baleines noires dans cette strate à la mi-août (97 animaux, IC : 31 à 308; tableau 2, figure 10). Les baleines noires observées de juin à août sont généralement centrées autour de la vallée de Shediac, dans la strate du sud-ouest du GSL, avec quelques variations d'une année à l'autre (annexe 3). Les observations effectuées plus tard dans la saison, de septembre à novembre, étaient plus dispersées dans les deux strates du sud du GSL (est et ouest; annexe 3).

Dans la strate du sud-ouest du GSL, des pics d'abondance ont été observés chaque année entre le début juin et le début août. L'abondance entièrement corrigée la plus élevée a été observée lors du troisième relevé de la strate en 2018, avec 281 animaux (IC : 100 à 790; figure 10).

Les abondances entièrement corrigées dans les strates autres que celles du sud du GSL étaient relativement faibles du fait des observations peu fréquentes de baleines noires, avec une abondance de 15 (IC : 3 à 83) dans la strate de la baie de Fundy et du bassin Roseway à la fin mai 2018 (tableau 2) et de 27 (IC : 5 à 146) dans les strates du nord-ouest du GSL à la fin juillet de la même année (tableau 2). Les observations dans les strates du nord-ouest du GSL en 2020 (tableau 2) ont donné des estimations de l'abondance entièrement corrigées de 28 (IC : 8 à 101), de 14 (IC : 3 à 72), de 35 (IC : 9 à 134) et de 13 (IC : 4 à 49) dans les quatre relevés consécutifs de cette strate (tableau 2), effectués entre la fin juillet et novembre.

EMPLACEMENT GÉOGRAPHIQUE DES OBSERVATIONS DE BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD

Aucune baleine noire n'a été détectée dans des zones où la profondeur de l'eau est inférieure à 37 m (20 brasses) lorsque les observateurs étaient actifs pendant toutes les années du relevé systématique, même si environ 13 à 19 % de la superficie du relevé de chaque année comprenait des profondeurs de moins de 37 m. Cependant, deux baleines non identifiées ont été observées lors du relevé systématique à des profondeurs inférieures à 37 m près des îles de la Madeleine en 2021, et les procédures d'approche ont permis par la suite de confirmer qu'il s'agissait de baleines noires.

Les relevés systématiques réalisés après 2017 ont survolé la zone de restriction obligatoire statique dans la vallée de Shediac, qui a été mise en œuvre en 2018 et dont la forme a été modifiée en 2019, 2020 et 2021 pour mieux correspondre à la répartition des observations de baleines noires. La zone de restriction de la vallée de Shediac décrite dans le présent document représente la zone définie en 2021 et est demeurée inchangée depuis (figure 5). De 2018 à 2021, entre 39 et 48 % de toutes les observations de baleines noires faites en survolant les lignes de transects systématiques se sont produites dans la zone de restriction de la vallée de Shediac de 2021 (figure 5). En 2018, 48 % des 25 observations au cours du relevé systématique ont eu lieu dans la zone de restriction de la vallée de Shediac de 2021. Les observations à l'extérieur de cette zone étaient généralement situées plus à l'est, entre la vallée de Shediac et les îles de la Madeleine. De même, en 2019, 39 % des 23 observations de baleines noires ont eu lieu dans la zone de restriction de la vallée de Shediac de 2021 et les observations en dehors de cette zone étaient situées à l'est, entre la vallée de Bradelle et les îles de la Madeleine, avec quelques observations juste au nord de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.) et au sud des îles de la Madeleine. Les observations de baleines noires en 2020 étaient davantage réparties et étaient plus nombreuses dans la strate du nord-ouest du GSL que toutes les autres années. Néanmoins, environ 42 % des 43 observations notées au cours du relevé systématique cette année-là ont eu lieu dans la zone de restriction de la vallée de Shediac de 2021. De plus, on a observé des animaux autour des îles de la Madeleine, quelques-uns à l'ouest et un à l'est, ainsi qu'un autre à l'ouest du cap Breton. En 2021, 42 % des 31 observations ont eu lieu dans la zone de restriction de la vallée de Shediac. En dehors de cette zone, on a observé des baleines noires au sud-est de la zone de restriction, ainsi qu'autour des îles de la Madeleine (au nord, à l'est et au sud). En 2022, la répartition des observations a semblé changer, avec seulement 19 % des baleines noires observées dans la zone de restriction de la vallée de Shediac de 2021 (11 sur 57). La majeure partie des observations ont eu lieu au sud-est de la zone de restriction, ainsi qu'à l'ouest des îles de la Madeleine et au nord de l'extrémité est de l'Île-du-Prince-Édouard.

DISCUSSION

Compte tenu de sa vaste aire de répartition dans l'océan Atlantique et de la petite taille de sa population en déclin, il est difficile d'évaluer l'abondance et la répartition de la baleine noire de

l'Atlantique Nord dans l'ensemble de son aire de répartition. Les relevés aériens répétés de certaines régions, présentés dans cette étude, ont l'avantage de produire des estimations de l'abondance qui demeurent comparables au fil du temps, à condition que la zone du relevé soit uniforme. En plus de fournir des données sur l'abondance et l'emplacement qui peuvent être utilisées pour alimenter les modèles d'habitat (Roberts *et al.* 2016, Roberts *et al.* 2024, Mosnier *et al.* en préparation¹), ces relevés permettent également de recueillir des données auxiliaires comme des observations comportementales et des photographies utiles pour l'identification photographique (Crowe *et al.* 2021). Avec la surveillance acoustique passive qui peut suivre la présence des baleines noires, grâce à leurs vocalisations, dans de vastes étendues et pendant de longues périodes (Simard *et al.* 2019, Simard *et al.* sous presse, Moors-Murphy *et al.* en préparation²) et les modèles de marquage-recapture qui fournissent une autre approche pour estimer l'abondance, les efforts de relevés aériens systématiques continuent de nous renseigner sur la répartition de la baleine noire et ses profils d'occupation de l'habitat dans les eaux canadiennes.

De 2017 à 2022, un effort de relevé sans précédent a été entrepris pour surveiller la présence de baleines noires dans les eaux canadiennes. Durant cette période, les relevés, parfois réalisés à l'aide de trois aéronefs simultanément, ont couvert un total de 561 187 km de lignes de transects systématiques pendant des périodes maximales de 7,5 mois, en appliquant un protocole uniforme depuis 2018 pour pouvoir comparer les estimations de l'abondance d'une année à l'autre. Des relevés ont été entrepris dans des aires possibles de quête de nourriture de la baleine noire dans les eaux de l'est du Canada, en s'efforçant de couvrir la majeure partie du GSL chaque été, ainsi que le PNE ou le plateau continental autour de Terre-Neuve et du sud du Labrador un été sur deux. Des regroupements de baleines noires ont été détectés chaque année dans le sud du GSL au cours de cet effort de relevé. Notre étude présente les estimations de l'abondance tirées de ces relevés qui intègrent de nouveaux facteurs de correction du biais de disponibilité et de correction du biais de perception pour la baleine noire, calculés à partir des données du relevé et propres à la région de relevé.

Dans l'étude, les estimations de l'abondance variaient grandement d'une strate à l'autre et tout au long de la saison de relevé. La grande majorité des observations de baleines noires (93 %) ont eu lieu dans les strates sud-est et sud-ouest du GSL, mais cette zone représentait environ 58 % des efforts dans l'ensemble des relevés. Les observations de baleines noires dans les autres strates étaient rares et ont atteint l'abondance maximale de 35 animaux dans le nord-ouest du GSL pendant le relevé réalisé à la mi-septembre en 2020 (tableaux 1 et 2). On a également constaté des variations dans l'aire de répartition de la baleine noire dans la zone du sud du GSL, en particulier en 2022, lorsqu'on a observé un déplacement de la principale zone de regroupement vers le sud-est de la zone de restriction de la vallée de Shediac, illustré par la diminution de la proportion de baleines noires observées à l'intérieur et à l'extérieur de la zone de restriction de la vallée de Shediac (19 % en 2022 contre de 39 à 48 % entre 2018 et 2021). Néanmoins, la vallée de Shediac est demeurée une importante zone de regroupement de l'espèce dans les eaux canadiennes pendant les six années de relevé (de 2017 à 2022). Malgré

¹ Mosnier, A., Harvey, V., Plourde, S., Gosselin, J.-F. et Lehoux, C. En préparation. A Species Distribution Modeling Approach Based on Aerial Survey Observations from 2017 to 2022 to Understand and Predict North Atlantic Right Whale Habitats in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.

² Moors-Murphy, H. B., Macklin, G., Evers, C., Stanistreet, J., Colbourne, N., Wingfield, J., Xu, J. et Vanderlaan, A. En préparation. Acoustic Occurrence of North Atlantic Right Whales (*Eubalaena glacialis*) from 2017-2022 off Nova Scotia, Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.

des efforts de surveillance considérables, aucun regroupement comparable à celui observé dans la vallée de Shediac n'a été détecté ailleurs dans les eaux canadiennes entre 2017 et 2022 (figure 5). Il est malgré tout important de souligner que, bien que chaque relevé systématique des strates du sud-est et du sud-ouest du GSL soit effectué sur environ une semaine (ou plus lorsque les conditions sont défavorables), il représente un instantané de la répartition de la baleine noire qui pourrait être très dynamique en raison des déplacements des baleines. Ce déplacement des baleines n'aurait pas dû, en principe, avoir une incidence majeure sur la fiabilité des estimations de l'abondance calculées puisque la disposition et l'exécution des transects étaient indépendantes du déplacement des animaux; l'hypothèse d'indépendance entre les transects a ainsi été respectée (Buckland *et al.* 2001). Bien que Crowe et ses collaborateurs (2021) aient démontré que la plupart des individus ne franchissent pas une grande distance en une journée (dans leur étude de la baleine noire dans le GLS, 75 % des distances quotidiennes parcourues d'après les identifications photographiques étaient inférieures à $9,1 \text{ km}\cdot\text{j}^{-1}$), certaines baleines noires se déplaçaient sur environ $80 \text{ km}\cdot\text{j}^{-1}$ ($0,92 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) et d'autres ont été signalées à une vitesse moyenne de 79 km par jour d'après les estimations des étiquettes satellitaires lorsqu'elles sortaient de la baie de Fundy (Baumgartner et Mate 2005). En outre, les baleines noires sont plus difficiles à détecter visuellement (Firestone *et al.* 2008, Whitt *et al.* 2013) pendant la migration, ce qui peut avoir une incidence sur les estimations de l'abondance présentées ici pendant les saisons intermédiaires, durant lesquelles la position géographique et les observations comportementales déterminées par les observateurs à bord des aéronefs permettent de penser que les baleines se déplacent. Cependant, l'utilisation de biais de disponibilité propres à la période aide à résoudre cette différence potentielle de détectabilité.

Dans les deux strates du sud du GSL (sud-est et sud-ouest), l'abondance a varié au fil du temps à mesure que les animaux se déplaçaient dans la région. Les baleines noires étaient généralement observées dans la strate du sud-est du GSL vers le début et la fin de l'été (en mai et juin, puis de septembre à novembre) et on pourrait en déduire qu'elles se trouvent dans cette strate lorsqu'elles se dirigent vers les aires d'alimentation telles que la vallée de Shediac. Pourtant, certaines ont également été observées dans la strate du sud-est du GSL vers le début août en 2018 et 2022, mais la majorité était dans les vallées à l'ouest des îles de la Madeleine. En revanche, les pics d'abondance dans la strate du sud-ouest du GSL (qui comprend la vallée de Shediac) ont tendance à se produire entre le début juin et le début août chaque année. Même si l'emplacement précis des grands regroupements de baleines noires varie d'une année à l'autre, les environs de la vallée de Shediac demeurent une zone importante tout au long de l'été.

Les constatations provenant des relevés aériens appuient généralement les données de surveillance acoustique passive, la majorité des observations et des détections ayant eu lieu dans le sud du GSL. D'après les données des relevés aériens, les observations de baleines noires dans le GSL commencent en mai et durent jusqu'en novembre, tandis que les données acoustiques montrent que la baleine noire arrive un peu plus tôt, en avril sur le plateau sud-ouest et le talus du chenal Laurentien (Simard *et al.* sous presse). Il y a un chevauchement entre l'augmentation des détections acoustiques et les estimations de l'abondance maximale par les relevés aériens dans le sud du GSL, les détections acoustiques augmentant de mai à juillet principalement dans la vallée de Shediac et persistant jusqu'à la mi-octobre, date à laquelle on enregistre une diminution de l'occurrence (Simard *et al.* sous presse). En décembre, l'occurrence des appels de baleines noires dans les enregistrements acoustiques est pratiquement nulle dans le GSL, bien que certaines détections aient eu lieu dans le passé jusqu'à la mi-janvier (Simard *et al.* 2019). Ces similitudes soulignent l'importance d'avoir plusieurs sources de données pour fournir l'information nécessaire à la conservation de la baleine noire.

Les estimations de l'abondance présentées ici n'ont utilisé que les observations de baleines noires enregistrées par les observateurs primaires sur les lignes de transects systématiques pendant qu'ils étaient actifs et ont ensuite été corrigées pour le biais de disponibilité, c'est-à-dire pour tenir compte des animaux sous l'eau lorsque l'aéronef les survolait, et pour le biais de perception, c'est-à-dire pour tenir compte des animaux à la surface de l'eau que les observateurs ne voient pas (McLaren 1961, Marsh et Sinclair 1989, Laake et Borchers 2004). Bien que ces estimations entièrement corrigées permettent d'étudier les tendances de l'abondance au cours des années et entre les années dans le GSL, il convient d'être prudent pour les comparer aux estimations de l'abondance obtenues par d'autres méthodes en raison des vastes CV des estimations de relevés aériens systématiques. À l'aide d'approches par marquage-recapture, l'abondance totale de la baleine noire a été estimée à 469 animaux en 2015 et à 451 en 2016 (Linden 2023). Ces chiffres ont été révisés chaque année à l'aide du modèle élaboré par Pace III et ses collaborateurs (2017) et laissent entendre un déclin ces dernières années, avec une estimation pour 2022 de 356 baleines (IC à 95 % : 346 à 363) (Linden 2023). Les études par marquage-recapture menées par la NOAA dans le GSL entre le 4 juin et le 12 août 2018, selon une approche similaire à celle décrite dans Pace III *et al.* (2017), ont produit une estimation de l'abondance de 131 baleines (95% CI: 130-143; Cole *et al.* 2020, Crowe *et al.* 2021). En revanche, la seule estimation de relevé aérien disponible pour la même période pour le sud-ouest du GSL (là où la majeure partie de l'étude par marquage-recapture a eu lieu) était plus du double de cette estimation par marquage-recapture, à 281 animaux après correction pour les biais de disponibilité et de perception, mais avec un important IC à 95 % (100 à 790) qui comprend la valeur de marquage-recapture (tableau 2). Cependant, malgré les larges intervalles de confiance des estimations des différents relevés aériens systématiques, la moyenne des estimations du sud du GSL entre juin et août de 2018 à 2022 est de 121 baleines (IC à 95 % : 25 à 579) et reste proche de l'estimation par marquage-recapture de 2018 calculée par Cole et ses collaborateurs (2020).

À son pic chaque année, l'abondance de la baleine noire dans la strate du sud-ouest du GSL, estimée à partir de relevés aériens, pourrait représenter de 37 à 79 % de la population totale estimée en 2022 (Linden 2023). Mais encore une fois, la moyenne de l'estimation pour le sud du GSL de juin à août entre 2018 et 2022 était de 121 (IC à 95 % : 25 à 579), soit seulement 34 % de l'estimation de la population de 2022 dans Linden 2023. En comparaison, une étude récente de Crowe et ses collaborateurs (2021) fondée sur l'analyse de marquage-recapture de l'identification photographique des baleines noires obtenue entre 2015 et 2019 donne à penser qu'environ 40 % de la population utilise le GSL comme habitat entre le début mai et décembre, les individus affichant un taux élevé de retour d'une année à l'autre qui n'est pas typique dans les autres régions. Les résultats des relevés aériens systématiques indiqueraient donc que cette tendance de l'utilisation du GSL se poursuit depuis le début des relevés dédiés en 2017. Les données des relevés systématiques ont également l'avantage de fournir l'abondance par strate couverte par le relevé, qui ne peut pas être obtenue à partir de travaux d'identification photographique.

La correction du biais de disponibilité appliquée dans la présente étude constitue une approche nouvelle. En général, on combine les estimations des temps à la surface et de plongée tirées des observations visuelles indépendantes ou d'études par télémétrie avec le temps qu'un animal reste en vue des observateurs pour calculer les facteurs de correction du biais de disponibilité (Laake et Borchers 2004, Forcada *et al.* 2004, Gómez de Segura *et al.* 2006). Cependant, comme il n'y a pas de données de plongée publiées provenant des travaux de télémétrie sur la baleine noire dans le GSL, nous avons utilisé les données recueillies pendant les procédures d'inventaire pour calculer un facteur de correction du biais de disponibilité approximatif. Les données des procédures d'approche ont permis d'évaluer la proportion d'animaux présents près de la surface pendant que l'aéronef survolait la zone par rapport au

nombre d'animaux présents dans la zone chaque fois que des baleines noires étaient détectées à partir du transect systématique. L'approche au moyen de la procédure en mode approche utilisée ici diffère des procédures de survol en cercle, dans laquelle les techniques conventionnelles de transect linéaire par un seul aéronef sont ajustées en faisant revenir l'avion pour reprendre un segment de la trajectoire d'origine afin d'obtenir une meilleure estimation de la taille du groupe dans les grands regroupements de mammifères marins (Palka 2005, Hiby 2021, Bradford *et al.* 2014). La durée de la procédure d'approche utilisée dans cette étude (au moins 20 minutes d'encerclement continu) a été choisie pour donner suffisamment de temps à la plupart des baleines noires présentes dans une zone de faire surface, étant donné que les durées de plongée (à l'exclusion des courtes plongées pendant les moments en surface) des baleines noires dont on a fait le suivi à l'aide d'enregistreurs de profondeur dans la baie de Fundy et le bassin Roseway en juillet et août 2000 et 2001 étaient en moyenne de 12,17 minutes, avec une fourchette de 7,83 à 16,32 min. (Baumgartner et Mate 2003). De même, les enregistrements de l'activité de plongée de la baleine noire au large de Cape Cod en mai 1980 et 1981 ont consigné des durées moyennes de plongée de 7,09 min et un maximum de 15,8 minutes (CeTAP 1982); au large de la côte de la Floride et de la Géorgie en janvier et février 1992, 1993 et 1995, la durée moyenne pour une femelle adulte dans un couple mère/baleineau était de 10,1 min. (Hain *et al.* 2021). Les estimations de la disponibilité obtenues grâce à notre approche ont estimé un biais de disponibilité allant de 0,451 (CV de 41,9 %) à 0,810 (CV de 76,2 %) selon la zone et le moment des relevés. Bien que ces valeurs se situent dans la fourchette des biais de disponibilité de la baleine noire indiqués dans la documentation (voir ci-dessous), il est important de souligner que les estimations du biais de disponibilité calculées pour la baleine noire dans d'autres régions, à l'aide de l'information sur le temps moyen en surface et en plongée, font apparaître d'importantes variations temporelles et saisonnières. Ganley et ses collaborateurs (2019) ont calculé que la disponibilité de la baleine noire pour être aperçue à partir d'un petit aéronef (Cessna 182) à Cape Cod augmente d'un mois à l'autre, passant de 0,27 en janvier à 0,91 en avril. Dans les aires de reproduction du sud, la disponibilité estimée variait selon la taille et la composition du groupe, allant de 0,32 pour un juvénile seul plongeant longtemps, à 0,57 pour les juvéniles seuls, puis à 0,59 pour les mères et à 0,93 pour les groupes actifs en surface (Hain *et al.* 2021). Roberts et ses collaborateurs (2016) ont appliqué l'équation trois de Carretta et ses collaborateurs (2000) aux données de plongée de la baleine noire tirées de la documentation et ont ainsi obtenu des estimations de la disponibilité de 0,334 pour les aires d'alimentation du nord (Carretta *et al.* 2000, CeTAP 1982 données de plongée), descendant jusqu'à 0,216 d'après les données de plongée dans la baie de Fundy et le bassin Roseway (Baumgartner et Mate 2003 données de plongée). Palka et ses collaborateurs (2017) ont calculé un facteur de correction de 0,265 à partir du même ensemble de données. Il faudrait comparer le biais de disponibilité calculé ici à partir des procédures d'inventaire à la méthode plus traditionnelle du temps de vision (Laake et Borchers 2004, Forcada *et al.* 2004, Gómez de Segura *et al.* 2006) fondée sur la durée de plongée jusqu'à ce que les données de télémétrie sur les baleines noires marquées dans les eaux canadiennes deviennent disponibles afin de mieux comprendre les différences et de pouvoir le comparer entièrement aux autres régions. Des renseignements supplémentaires sur les profils de plongée et les différences de comportement entre les groupes de baleines noires (p. ex. d'après la composition des groupes) observés dans le sud du GSL seront particulièrement utiles pour élaborer des corrections plus précises de la disponibilité fondées sur la télémétrie à l'avenir.

Une correction du biais de perception a été élaborée à l'aide des données de tous les relevés menés de la baleine noire menés entre 2017 et 2022. Dans ces relevés, la configuration à double plateforme n'était possible que sur le côté droit de l'aéronef, compte tenu de l'appareil utilisé et de la disponibilité des équipages. De ce fait, le biais de perception calculé ($p(0)$ primaire) dans cette étude ne s'applique qu'aux estimations de l'abondance tirées uniquement

des observations enregistrées par les observateurs primaires, et non à celles calculées à partir des observations combinées des observateurs primaires et secondaires, comme cela a pu être fait dans d'autres études (où on a appliqué le $p(0)$ combiné plutôt que le $p(0)$ primaire). Le biais de perception obtenu dans la présente étude (0,583, CV = 17,8 %) est plus élevé que les valeurs pour d'autres espèces de grandes baleines comme le rorqual à bosse (0,28) et la baleine commune (0,16 à 0,53) dans l'est du Canada (MPO, données inédites), ce qui signifie que les abondances corrigées pour la baleine noire de l'Atlantique Nord sont plus proches des valeurs non corrigées. Cela pourrait s'expliquer en partie par le souffle distinctif de la baleine noire et son comportement dans les groupes actifs en surface qui, lorsque la baleine est présente à la surface et disponible pour l'observateur, facilite l'identification au niveau de l'espèce. En comparaison, le $p(0)$ primaire obtenu ici pour la baleine noire est semblable à celui d'autres cétacés déterminé à partir de relevés dans les eaux canadiennes, comme le béluga dans l'estuaire du Saint-Laurent (de 0,514 à 0,748; St-Pierre *et al.* 2024), et au $p(0)$ de 0,67 calculé pour un assemblage de grandes baleines (rorqual à bosse, rorqual bleu, baleine noire de l'Atlantique Nord et baleine à bec commune) le long du plateau continental du nord-est des États-Unis et dans les eaux extracôtières adjacentes toute l'année (Palka *et al.* 2021). Compte tenu de ces comparaisons, les facteurs de correction de la disponibilité et de la perception appliqués dans cette étude semblent se situer dans la plage prévue pour cette espèce.

Avant le début des relevés systématiques ciblant la baleine noire en 2017, aucune baleine noire n'avait été détectée dans le sud du GSL au cours des efforts de relevé visuel précédents du MPO qui utilisaient des protocoles et des plans similaires (Kingsley et Reeves 1998, Lawson et Gosselin 2009, Lawson et Gosselin, données inédites). Pendant un relevé systématique dans le GSL (1995) et le nord du GSL (1996), aucune baleine noire n'a été signalée et bien que onze observations (16 baleines) de grandes baleines non identifiées aient été déclarées, les auteurs ont mentionné spécialement qu'il ne s'agissait pas de baleine noire (Kingsley et Reeves 1998). Encore une fois, aucune baleine noire n'a été repérée dans le sud du GSL au cours de deux relevés à grande échelle de la côte est du Canada en juillet et en août 2007 et en 2016, bien que quatre baleines noires aient été détectées dans la baie de Fundy en 2016 (Lawson et Gosselin 2009; Lawson et Gosselin données inédites). Pourtant, au moment du relevé de 2016, des individus ont été détectés dans les régions de la vallée de Shediac et de Percé par la surveillance acoustique passive; le nombre d'heures d'appels par jour était cependant moins élevé dans le bassin au large de Gaspé que durant le même mois (août) en 2015, 2017 et 2018 (Simard *et al.* 2019). De plus, des observations opportunistes de baleines noires dans le sud du GSL ont rarement été signalées avant 2015 (Daoust *et al.* 2017, Lien *et al.* 1989, Reeves 2001), mais la NOAA en a observé au cours d'un relevé spécialisé dans le GSL du 22 juillet au 22 août 2015, pour un total de 40 baleines individuelles (Cole *et al.* 2016). Même si l'augmentation considérable des efforts de surveillance doit être en partie responsable de l'augmentation des observations depuis 2015, il existe des preuves claires que la répartition et les profils d'occupation de l'espèce ont changé dans l'ensemble de l'aire de répartition ces dernières années, y compris à l'extérieur des zones de protection établies précédemment et des zones d'habitat essentiel désignées. Tout d'abord, compte tenu de la taille des regroupements de baleines noires et des estimations de l'abondance présentées ici, il est peu probable que l'espèce ait été présente en nombres comparables à ceux des relevés de 2018 à 2022 dans le GSL lors des relevés précédents sans être repérée. Pourtant, le fait que le plan du relevé ait été moins étendu en 2007 et 2016 que celui des relevés de 2018 à 2022 a peut-être réduit la probabilité d'observation des baleines noires. Ensuite, l'occurrence quotidienne moyenne des baleines noires estimée par la surveillance acoustique passive dans les aires de recherche de nourriture au large de Gaspé a quadruplé après 2015 par rapport à la période de 2011 à 2014 (Simard *et al.* 2019), ce qui suggère une augmentation de la présence des baleines noires. En outre, le taux de détection des animaux semble avoir baissé au cours des

relevés d'observation de la baleine noire effectués dans le nord-est des États-Unis jusqu'au bassin Roseway par la NOAA après 2013 (Khan *et al.* 2018) et augmenté dans le GSL, sous-entendant un changement de répartition (Meyer-Gutbrod *et al.* 2023, Davies *et al.* 2019). Enfin, la proportion de la population de baleines noires qui fréquente maintenant le GSL (40%, selon Crowe *et al.* 2021), d'après l'identification photographique par les plateformes de relevés aériens et les observations opportunistes, souligne la nouvelle importance de cette zone, contrairement à l'évaluation précédente qui ne l'avait pas déterminée comme une zone essentielle pour l'espèce d'après les données d'observation et sur la répartition historique disponibles à l'époque (MPO 2007).

Les relevés ont couvert l'habitat essentiel désigné de la baleine noire au Canada, qui englobe les bassins Grand Manan et Roseway (figure 1), en survolant la strate portant le même nom chaque été de 2018 à 2022. Le moment du relevé dans ces régions a changé d'une année à l'autre (tableau 1); six ont été répétés en 2018 entre avril et octobre, deux en 2019 en avril et en octobre seulement, et un à la fin juillet et en août en 2020. En 2021 et 2022, les strates de relevé couvrant l'habitat essentiel ont été divisées en deux parties (nord et sud) pour des raisons logistiques, qui ont été survolées deux à trois fois en mai et en juin 2021, ainsi qu'entre mai et septembre 2022. Malgré cet effort, une seule baleine noire a été observée dans ces strates, le 30 mai 2018 dans le bassin Roseway. Toutefois, l'effort de relevé systématique dans les habitats essentiels des bassins Grand Manan/Roseway et dans les zones plus vastes de la baie de Fundy et de l'ouest du PNE était concentré au printemps et à l'automne pour compléter les efforts déployés par d'autres organisations en été, et n'ont peut-être pas couvert la période principale d'utilisation de ces zones par l'espèce. En revanche, la surveillance acoustique autour de la Nouvelle-Écosse a permis de déterminer que des baleines noires sont présentes dans cette région tout au long de l'année, avec une fréquence plus élevée de vocalisations entre septembre et novembre (Moors-Murphy *et al.* in preparation²). Plus précisément, la présence acoustique et la persistance relativement élevées dans le bassin Grand Manan et le bassin Roseway confirment que ces zones demeurent un habitat essentiel pour la baleine noire, malgré la rareté des observations enregistrées lors des relevés aériens (Moors-Murphy *et al.* in preparation²). Les différences entre les observations des relevés aériens et les détections acoustiques soulignent l'importance de combiner les approches pour une compréhension globale de la répartition des baleines, et donnent à penser que les baleines noires sont probablement nettement moins nombreuses dans le bassin Grand Manan et le bassin Roseway pendant l'été que dans le sud du GSL au cours de la même période.

Les relevés aériens systématiques sont un outil important pour la surveillance de la baleine noire. Combinés à une surveillance acoustique passive simultanée, les relevés systématiques peuvent fournir des informations sur le nombre d'animaux présents dans des zones précises à un moment donné, la présence continue et le nombre de vocalisations étant documentés par les enregistreurs acoustiques passifs. Les relevés aériens indiquent les emplacements précis des baleines et, avec une couverture suffisamment large, peuvent produire les données requises pour la modélisation de l'habitat. La modélisation de l'habitat peut être utile pour déterminer les zones géographiques offrant des conditions environnementales similaires à celles où la baleine noire a été détectée et, par conséquent, pour prévoir d'autres habitats potentiellement importants pour l'espèce. Cela peut aider à orienter les futurs déploiements des dispositifs de surveillance acoustique passive et les efforts de relevés aériens afin d'accroître nos chances de détecter des baleines dans de nouvelles zones. Il sera utile de prévoir les habitats qui sont importants pour la baleine noire ou pourraient le devenir, afin d'élaborer des mesures efficaces de gestion de la conservation.

Le protocole d'inventaire inclus dans les relevés systématiques procure des images de photo-identification qui sont transmises au Consortium sur la baleine noire de l'Atlantique Nord

pour estimer l'abondance de la population. Bien que les efforts de photo-identification ciblant des regroupements ou des groupes connus augmentent plus rapidement le nombre d'individus identifiés au cours d'une année, le relevé systématique facilite la détection de nouveaux groupes dans différentes zones et offre la possibilité d'identifier d'autres individus. Les aéronefs utilisés pour les relevés systématiques constituent également les principales plateformes pour la mise en œuvre des mesures de gestion dynamique des pêches visant à réduire le risque d'empêchement dans les eaux canadiennes.

REMERCIEMENTS

En plus des auteurs, 76 observateurs ont participé aux relevés : Alain Carpentier, Alex Plamondon, Alicia Jackson, Alyson Letarte, Anaïs Tetrault, Andrew Murphy, Angelia Vanderlaan, Antoine Dispas, Ashley Davies-March, Audrey Blouin, Bertrand Charry, Bonnie Stockwood, Camille Mancion, Charlotte Tessier-Lariviere, Christine Konrad, Clair Evers, Claudie Lacroix-Lepage, David Gaspard, David Mérette, Elsa Lagacé, Eve Jarry, Gabrielle Macklin, Greg Furey, Hannah Mark, Isabeau Pratte, Jason Lebrasseur, Jean-François Ouellet, Jérémie Boucher-Fontaine, Jessica Foley, Josiane Riopel, Julie Jacques, Katie Morrissey, Kerrith McKay, Kim Enserink, Kim Franklin, Laurence Lévesque, Lee Sheppard, Leïla Bennour, Maddison Proudfoot, Marie Guilpin, Marie-France Robichaud, Mili Sanchez, Miranda Unger, Mireille Poulin, Mylène Dufour, Myriam-Esther Hadland, Olivia Lacasse, Pascale Caissy, Peter Upward, Pierre Rivard, Rachel Brien Lavergne, Rachel Holub, Renée Allain, Samuel Mongrain, Samuel Turgeon, Sara Wing, Sarah-Maude Gagnon, Sean Allister Comeau, Sean Smith, Serge Aucoin, Shelley Lang, Simon Cadieux, Sophie Bédard, Vicky Yaroshewski, Victoria Gravel-Renaud, Victoria Healey, Wilfried Beslin et Yves Morin.

Les aéronefs, les pilotes et le soutien logistique aérien ont été fournis par PAL Airlines Ltd, Services aériens du Saint-Laurent (Sasair inc.) et Montmagny Air Service Inc. Véronique Lesage, Stéphanie Ratelle, Hilary Moors-Murphy, Pamela Emery, Hansen Johnson et Elizabeth Thompson ont également contribué aux données, à la logistique et à la validation. Le financement de ce programme a été appuyé par plusieurs services du MPO et fourni par l'entremise de la Direction des sciences des écosystèmes, du Programme des espèces en péril, de l'Initiative sur les baleines et du Plan de protection des océans.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aguilar, A. 1986. A review of old Basque whaling and its effect on the right whales (*Eubalaena glacialis*) of the North Atlantic. Rep. Int. Whal. Comm. 10, 191-199.
- Arnold, T. W. 2010. Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. J. Wildl. Manag. 74, 1175-1178.
- 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, 527-543.
- Bivand, R. S., Pebesma, E. J., Gómez-Rubio, V. et Pebesma, E. J. 2013. Applied spatial data analysis with R. Springer, New York.
- Bradford, A. L., Forney, K. A., Oleson, E. M. et Barlow, J. 2014. Accounting for subgroup structure in line-transect abundance estimates of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) in Hawaiian waters. PLoS One. 9: e90464.

-
- Brillant, S. W., Vanderlaan, A. S., Rangeley, R. W. et Taggart, C. T. 2015. Quantitative estimates of the movement and distribution of North Atlantic right whales along the northeast coast of North America. *Endanger. Species Res.* 27: 141-154.
- Brown, M. W., Fenton, D., Smedbol, K., Merriman, C., Robichaud-Leblanc, K. et Conway, J. D. 2009. Recovery Strategy for the North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*) in Atlantic Canadian Waters Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada. vi + 66p. .
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. et Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Buckland, S. T., Russell, R. E., Dickson, B. G., Saab, V. A., Gorman, D. N. et Block, W. M. 2009. Analyzing designed experiments in distance sampling. *J. Agric. Biol. Envir. S.* 14: 432-442.
- Burt, M. L., Borchers, D. L., Jenkins, K. J. et Marques, T. A. 2014. Using mark–recapture distance sampling methods on line transect surveys. *Methods Ecol. Evol.* 5: 1180-1191.
- Carretta, J. V., Lowry, M. S., Stinchcomb, C., Lynn, M. S. et Cosgrove, R. E. 2000. Distribution and abundance of marine mammals at San Clemente Island and surrounding offshore waters: results from aerial and ground surveys in 1998 and 1999. Administrative Report LJ-00-02, available from Southwest Fisheries Science Center, P.O. Box 271, La Jolla, CA USA 92038. 44p. .
- CeTAP. 1982. A characterization of marine mammals and turtles in the mid- and north Atlantic areas of the U.S. outer continental shelf. Final Report. Bureau of Land Management, Washington, DC. Ref. AA551-CT8-48. .
- Cole, T. V., Duley, P., Foster, M., Henry, A. et Morin, D. D. 2016. [2015 Right Whale aerial surveys of the Scotian Shelf and Gulf of St. Lawrence](#). US Dept. Commer, Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 16-02; 9 p.
- Cole, T.V.N., Crowe, L.M., Corkeron, P.J., et Vanderlaan, A.S.M. 2020. [Abundance, démographie et résidence de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le sud du golfe du Saint-Laurent, d'après les relevés aériens ciblés](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/063. iv + 14 p.
- Cooke, J. G. 2020. [Eubalaena glacialis \(errata version published in 2020\)](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T41712A178589687.
- COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 63 pp.
- 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. 224 pp.

-
- Davis, G. E., Baumgartner, M. F., Bonnell, J. M., Bell, J., Berchok, C., Thornton, J. B., Brault, S., Buchanan, G., Charif, R. A. et Cholewiak, D. 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.
- 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.
- Firestone, J., Lyons, S. B., Wang, C. et Corbett, J. J. 2008. Statistical modeling of North Atlantic right whale migration along the mid-Atlantic region of the eastern seaboard of the United States. *Biol. Conserv.* 141: 221-232.
- Fleming, P. J. et Tracey, J. P. 2008. Some human, aircraft and animal factors affecting aerial surveys: how to enumerate animals from the air. *Wildl. Res.* 35: 258-267.
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J. et Fernández-Contreras, M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 275: 275-287.
- Ganley, L. C., Brault, S. et Mayo, C. A. 2019. What we see is not what there is: estimating North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* local abundance. *Endanger. Species Res.* 38: 101-113.
- Gómez de Segura, A., Tomás, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A. et Raga, J. A. 2006. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Anim. Conserv.* 9: 199-206.
- Hain, J. H., Ellis, S. L., Kenney, R. D. et Slay, C. K. 2021. Sightability of right whales in coastal waters of the southeastern United States with implications for the aerial monitoring program. *Marine mammal survey and assessment methods* (eds G. W. Garner, S. C. Amstrup, J. L. Laake, B. F. J. Manly, L. L. McDonald and D. G. Robertson), pp. 191-207. CRC Press.
- Hansen, R. G., Pike, D. G., Thorgilsson, B., Gunnlaugsson, T. et Lawson, J. 2019. The geometer: a new device for recording angles in visual surveys. *NAMMCO Sci. Publ.* 11.
- Hayes, S. A., Gardner, S., Garrison, L., Henry, A. et Leandro, L. 2018a. North Atlantic Right Whales - Evaluating Their Recovery Challenges in 2018. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-247. 30 p.
- Hayes, S. A., Josephson, E., Maze-Foley, K. et Rosel, P. E. 2018b. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments - 2017: (second ed.). NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-245. ii+373p.
- Hiby, L. 2021. The objective identification of duplicate sightings in aerial survey for porpoise. *Marine mammal survey and assessment method.* 179-189. CRC Press.
- Jacobsen, K. O., Marx, M. et Øien, N. 2004. Two-way trans-Atlantic migration of a North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Mar. Mamm. Sci.* 20, 161-166.
- Khan, C. B., Henry, A., Crowe, L., Duley, P., Gatzke, J. et Cole, T. V. 2018. North Atlantic Right Whale Sighting Survey (NARWSS) and Right Whale Sighting Advisory System (RWSAS) 2016 Results Summary. Northeast Fish. Sci. Center Ref. Doc. 18-01.
- Kingsley, M. C. 1998. Population index estimates for the St. Lawrence belugas, 1973–1995. *Mar. Mamm. Sci.* 14, 508-529.
- Kingsley, M. et Reeves, R. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. *Can. J. Zool.* 76: 1529-1550.
-

-
- 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 yr retrospective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 466: 293-302.
- Kraus, S. D., Brown, M. W., Caswell, H., Clark, C. W., Fujiwara, M., Hamilton, P. K., Kenney, R. D., Knowlton, A. R., Landry, S. et Mayo, C. A. 2005. North Atlantic right whales in crisis. *Science*, 309: 561-562.
- Laake, J. L. et Borchers, D. L. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. *Advanced Distance Sampling* (eds S. T. Buckland, D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers and L. Thomas), pp. 108–189. Oxford University Press: Oxford.
- Laake, J. L., Calambokidis, J., Osmek, S. D. et Rugh, D. J. 1997. Probability of detecting harbor porpoise from aerial surveys: estimating $g(0)$. *J. Wildl. Manage.* 61(3): 63-75.
- Laake, J., Borchers, D., Thomas, L., Miller, D. et Bishop, J. 2013. mrds: Mark-Recapture Distance Sampling (mrds). R package version 2.1. 5.
- Lambert, C., Authier, M., Doremus, G., Gilles, A., Hammond, P., Laran, S., Ricart, A., Ridoux, V., Scheidat, M. et Spitz, J. 2019. The effect of a multi-target protocol on cetacean detection and abundance estimation in aerial surveys. *R. Soc. Open sci.* 6: 190296.
- Lawson, J. W. et Gosselin, J.-F. 2009. [Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey-a component of the 2007 TNASS](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/031.
- Lerczak, J. A. et Hobbs, R. C. 1998. Calculating sighting distances from angular readings during shipboard, aerial, and shore-based marine mammal surveys. *Mar. Mamm. Sci.* 14: 590-598.
- Lien, J., Sears, R., Stenson, G., Jones, P. et Ni, I. H. 1989. Right Whale, *Eubalaena glacialis*, sightings in waters off Newfoundland and Labrador and the Gulf of St. Lawrence, 1978-1987. *Can. Field-Nat.* 103(1): 91-93.
- 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.
- Marques, F. F. et Buckland, S. T. 2003. Incorporating covariates into standard line transect analyses. *Biometrics*, 59: 924-935.
- Marsh, H. et Sinclair, D. F. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *J. Wildl. Manage.* 53(4): 1017-1024.
- McLaren, I. A. 1961. Methods of determining the numbers and availability of ringed seals in the eastern Canadian Arctic. *Arctic*, 14: 162-175.
- Melville, G. J., Tracey, J. P., Fleming, P. J. et Lukins, B. S. 2008. Aerial surveys of multiple species: critical assumptions and sources of bias in distance and mark-recapture estimators. *Wildl. Res.* 35: 310-348.
- Meyer-Gutbrod, E. L. et Greene, C. H. 2018. Uncertain recovery of the North Atlantic right whale in a changing ocean. *Global change biol.* 24, 455-464.
- Meyer-Gutbrod, E. L., Davies, K. T., Johnson, C. L., Plourde, S., Sorochan, K. A., Kenney, R. D., Ramp, C., Gosselin, J. F., Lawson, J. W. et Greene, C. H. 2023. Redefining North Atlantic right whale habitat-use patterns under climate change. *Limnol. Oceanogr.* 68, S71-S86.

-
- Moore, M., Knowlton, A., Kraus, S., Mclellan, W. et Bonde, R. 2004. Morphometry, gross morphology and available histopathology in North Atlantic right whale. *Eubalaena glacialis*, 1970-2002. *J. Cetacean Res. Manage.* 6(3): 199-214.
- MPO. 2007. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la baleine noire \(population de l'ouest de l'Atlantique Nord\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/027.
- MPO. 2018. [Avis scientifique sur le calendrier relatif à la zone de ralentissement obligatoire de la navigation dans le golfe du Saint-Laurent visant à protéger la baleine noire de l'atlantique nord](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/042.
- NMSF. 2016. Endangered and threatened species; critical habitat for endangered North Atlantic right whale. *NOAA Fed Reg* 81: 4838–4874.
- Pace III, R. M., Corkeron, P. J. et Kraus, S. D. 2017. State–space mark–recapture estimates reveal a recent decline in abundance of North Atlantic right whales. *Ecol. Evol.* 7: 8730-8741.
- Palka, D. 2005. Aerial surveys in the northwest Atlantic: estimation of $g(0)$. *Proceedings of the workshop on Estimation of $g(0)$ in line-transect surveys of cetaceans*, pp. 14. European Cetacean Society Newsletter No. 44 – Special Issue. April 2005. Pgs 12-7. .
- Palka, D., Aichinger Dias, L., Broughton, E., Chavez-Rosales, S., Cholewiak, D., Davis, G., DeAngelis, A., Garrison, L., Haas, H., Hatch, J., Hyde, K., Jech, M., Josephson, E., Mueller-Brennan, L., Orphanides, C., Pegg, N., Sasso, C., Sigourney, D., Soldevilla, M. et Walsh, H. 2021. Atlantic Marine Assessment Program for Protected Species: FY15 – FY19. Washington DC: US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2021-051. 330 p.
- Palka, D. L., Chavez-Rosales, S., Josephson, E., Cholewiak, D., Haas, H.L., Garrison, L., Jones, M., Sigourney, D. Waring, G., Jech, M., Broughton, E., Soldevilla, M., Davis, G., DeAngelis, A., Sasso, C.R., Winton, M.V., Smolowitz, R.J., Fay, G., LaBrecque, E., Leiness, J.B., Dettloff, M. W., Murray, K., et Orphanides, C. 2017. Atlantic Marine Assessment Program for Protected Species: 2010-2014. US Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Atlantic OCS Region, Washington, DC. OCS Study BOEM 2017-071. 211 pp.
- Panigada, S., Lauriano, G., Donovan, G., Pierantonio, N., Cañadas, A., Vázquez, J. A. et Burt, L. 2017. Estimating cetacean density and abundance in the Central and Western Mediterranean Sea through aerial surveys: implications for management. *Deep Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr.* 141: 41-58.
- Pike, D. G. et Doniol-Valcroze, T. 2015. [Identification of duplicate sightings from the 2013 double-platform High Arctic Cetacean Survey](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/034. v + 22 p.
- Pike, D. G., Gunnlaugsson, T. et Víkingsson, G. 2008. T-NASS Icelandic aerial survey: Survey report and a preliminary abundance estimate for minke whales. Paper IWC SC/60/PFI12, 29pp.
- Plourde, S., Lehoux, C., Johnson, C., 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: 667-685.
- Powell, L. A. 2007. Approximating variance of demographic parameters using the delta method: a reference for avian biologists. *Condor.* 109: 949-954.

-
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reeves, R. R. 2001. Overview of catch history, historic abundance and distribution of right whales in the western North Atlantic and in Cintra Bay, West Africa. *J. Cetacean Res. Manage.* (Special Issue), 187-192.
- Reeves, R. R., Breiwick, J. M. et Mitchell, E. D. 1999. History of whaling and estimated kill of right whales, *Balaena glacialis*, in the northeastern United States, 1620–1924. *Mar. Fish Wat. Rev.* 61(3).
- Roberts, J. J., Best, B. D., Mannocci, L., Fujioka, E., Halpin, P. N., Palka, D. L., Garrison, L. P., Mullin, K. D., Cole, T. V. et Khan, C. B. 2016. Habitat-based cetacean density models for the US Atlantic and Gulf of Mexico. *Sci. Rep.* 6: 22615.
- Roberts, J. J., Yack, T. M., Fujioka, E., Halpin, P. N., Baumgartner, M. F., Boisseau, O., Chavez-Rosales, S., Cole, T. V., Cotter, M. P. et Davis, G. E. 2024. North Atlantic right whale density surface model for the US Atlantic evaluated with passive acoustic monitoring. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 732: 167-192.
- Silva, M. A., Steiner, L., Cascao, I., Cruz, M. J., Prieto, R., Cole, T., Hamilton, P. K. et Baumgartner, M. 2012. Winter sighting of a known western North Atlantic right whale in the Azores. *J. Cetacean Res. Manage.* 12, 65-69.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S. et Aulanier, F. 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.
- Simard, Y., Giard, S., Roy, N., Royer, P., Chartrand-Lemieux, M.-E. et Perreault, E. 2024. Time-space distribution of North Atlantic Right Whale in Gulf of St-Lawrence from acoustic monitoring between 2010 and 2022. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2024/046. vi + 26 p. Sous presse.
- St-Pierre, A.P., Gosselin, J.-F., Mosnier, A., Sauvé, C. and Hammill, M.O. 2024. Abundance estimates for beluga (*Delphinapterus leucas*) in James Bay and the Belcher Islands-eastern Hudson Bay area in summer 2021. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2023/040. iv + 38 p.
- Thomas, L., Laake, J., Rexstad, E., Strindberg, S., Marques, F., Buckland, S., Borchers, D., Anderson, D., Burnham, K. et Burt, M. 2009. Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, St. Andrews, UK.
- Whitt, A. D., Dudzinski, K. et Laliberté, J. R. 2013. North Atlantic right whale distribution and seasonal occurrence in nearshore waters off New Jersey, USA, and implications for management. *Endanger. Species Res.* 20: 59-69.

TABLEAUX

Tableau 1. Effort de relevé et nombre de groupes et de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectés lors des relevés systématiques dans les eaux de l'est du Canada du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. Les dates sont présentées au format MM-JJ. Les noms des strates combinent l'année du relevé (AA), le numéro de la strate (stXX) et le nombre de répétitions (seXX). Pour les strates divisées en deux, une lettre supplémentaire indiquant le point cardinal (en anglais, N, S, W, E) a été ajoutée au numéro de la strate. GSL : golfe du Saint-Laurent.

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
2017	08-29	11-15	-	-	18 746	6 (8)
Sud GSL					6 666	4 (6)
17st02se01	09-20	09-30	26 867	29	2 844	2 (2)
17st02se02	11-02	11-02	4 189	6	435	0
17st02se03	11-05	11-08	15 487	20	1 564	0
17st02se04	11-09	11-09	9 304	13	948	2 (4)
17st02se05	11-13	11-13	5 943	8	570	0
17st02se06	11-15	11-15	3 659	4	305	0
Nord-Ouest GSL					3 573	1 (1)
17st03se01	10-09	10-09	9 645	10	996	0
17st03se02	10-09	10-13	5 214	12	445	0
17st03se03	10-13	10-22	5 647	15	649	1 (1)
17st03se04	10-23	10-23	1 274	14	1 062	0
17st03se05	11-14	11-14	9 596	12	421	0
Détroit de Cabot					917	0
17st04se01	09-16	09-17	8 850	12	917	0
Plateau néo-écossais					1 729	0
17st05se01	09-17	09-22	15 609	22	1 729	0
Nord-Est GSL					3 531	0
17st07se01	08-29	08-29	6 438	14	591	0
17st07se02	08-30	08-31	16 240	30	1 626	0
17st07se03	10-27	10-27	5 576	13	365	0
17st07se04	10-28	10-28	9 298	16	949	0
Est GSL					913	0
17st08se01	10-29	10-29	8 771	16	913	0
Nord Anticosti					1 006	1 (1)
17st09se01	10-22	10-24	10 589	20	1 006	1 (1)
Côte sud de Terre-Neuve					411	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
17st11se01	08-29	08-29	6 377	3	411	0
2018	04-10	11-25	-	-	97 703	25 (58)
Baie de Fundy et bassin Roseway					20 610	1 (1)
18st01se01	04-10	04-12	30 908	25	3 083	0
18st01se02	04-25	04-25	5 492	6	557	0
18st01se03	05-18	05-30	56 939	29	5 990	1 (1)
18st01se04	06-30	07-12	56 939	29	6 546	0
18st01se05	09-10	09-10	6 895	10	750	0
18st01se06	10-23	10-31	56 939	22	3 684	0
Sud-Est GSL					17 932	2 (4)
18st02Ese01	04-16	04-23	35 045	29	3 622	0
18st02Ese06	05-27	06-06	35 218	29	3 660	0
18st02Ese07	06-20	06-22	35 218	28	3 462	0
18st02Ese08	08-03	08-11	35 218	29	3 733	1 (2)
18st02Ese09	09-05	10-07	30 319	30	3 455	1 (2)
Sud-Ouest GSL					19 571	21 (51)
18st02Wse01	04-18	04-23	25 485	29	3 101	0
18st02Wse06	05-27	06-04	26 540	29	3 024	0
18st02Wse07	06-15	06-26	26 540	29	3 522	4 (18)
18st02Wse08	08-06	08-12	26 540	28	2 959	4 (6)
18st02Wse09	09-05	09-30	29 860	37	5 970	12 (25)
18st02Wse10	11-05	11-25	9 338	11	995	1 (2)
Nord-Ouest GSL					9 284	1 (2)
18st03se01	04-21	04-21	8 572	10	914	0
18st03se04	06-23	06-28	38 680	36	4 153	0
18st03se05	07-20	08-04	38 680	36	4 217	1 (2)
Détroit de Cabot					6 746	0
18st04se01	05-02	05-02	14 057	10	1 385	0
18st04se02	06-12	06-14	16 855	16	2 653	0
18st04se03	08-13	08-24	16 855	16	2 708	0
Plateau néo-écossais					15 605	0
18st05se01	05-21	06-11	113 833	35	7 307	0
18st05se02	07-07	07-07	3 138	4	289	0
18st05se03	08-25	09-09	109 124	28	5 966	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
18st05se04	10-15	10-29	30 292	10	1 648	0
18st05se0eb	04-25	04-25	3 801	6	395	0
Nord-Est GSL					2 217	0
18st07se01	07-13	07-19	42 042	26	2 217	0
Est GSL					1 646	0
18st08se01	07-19	07-19	29 441	10	1 646	0
Nord Anticosti					1 297	0
18st09se01	07-21	07-31	23 984	12	1 297	0
Sud Anticosti					1 055	0
18st10se01	06-26	06-26	10 925	5	530	0
18st10se02	07-20	07-20	10 925	5	525	0
Côte sud de Terre-Neuve					1 740	0
18st11se01	08-20	08-25	30 478	17	1 740	0
2019	04-29	11-04	-	-	78 991	23 (35)
Baie de Fundy et Basin Roseway					10 181	0
19st01se01	04-29	05-12	56 938	30	6 116	0
19st01se02	10-29	11-04	37 476	23	4 065	0
Sud-Est GSL					20 217	10 (16)
19st02Ese01	05-19	05-28	32 857	28	3 520	3 (3)
19st02Ese02	06-07	06-18	32 857	28	3 606	2 (7)
19st02Ese03	07-03	07-21	40 381	32	4 360	0
19st02Ese04	08-12	08-23	40 381	32	4 346	0
19st02Ese05	10-11	10-28	40 381	32	4 385	5 (6)
Sud-Ouest GSL					15 759	13 (19)
19st02Wse01	05-13	05-28	28 250	30	3 147	0
19st02Wse02	05-29	06-05	28 250	28	3 015	1 (1)
19st02Wse03	07-03	07-22	29 790	30	3 202	5 (8)
19st02Wse04	08-03	08-16	29 790	29	3 199	6 (9)
19st02Wse05	10-08	10-11	29 790	29	3 196	1 (1)
Nord-Ouest GSL					12 061	0
19st03se01	06-18	07-03	38 680	36	4 163	0
19st03se02	08-24	09-03	36 423	36	3 970	0
19st03se03	09-30	10-08	36 423	35	3 928	0
Détroit de Cabot					1 380	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
19st04se01	05-28	05-29	19 242	7	1 061	0
19st04se02	10-11	10-11	6 375	3	319	0
Nord-Est GSL					2 279	0
19st07se01	09-10	09-16	42 039	26	2 279	0
Est GSL					1 558	0
19st08se01	09-28	10-02	26 208	10	1 558	0
Nord-Est Anticosti					3 900	0
19st09se01	09-07	09-12	23 984	12	1 290	0
19st09se02	09-17	09-21	23 984	23	2 610	0
Sud-Est Anticosti					821	0
19st10se01	09-18	09-19	7 451	11	821	0
Sud de Terre-Neuve					4 932	0
19st11se01	08-02	09-10	114 820	22	4 932	0
Sud-Est de Terre-Neuve					888	0
19st12se01	08-22	10-10	52 172	5	888	0
Est de Terre-Neuve					2 248	0
19st13se01	08-18	09-15	106 702	7	2 248	0
Nord-Est de Terre-Neuve					2 767	0
19st14se01	08-26	10-12	172 388	8	2 767	0
2020	04-26	11-13	-	-	115 222	43 (48)
Baie de Fundy- Bassin Roseway					5 623	0
20st01se01	07-30	08-28	52 165	16	5 623	0
Sud-Est GSL					47 831	7 (8)
20st02Ese01	05-03	05-17	45 286	33	4 926	1 (1)
20st02Ese02	05-21	06-04	38 817	30	4 196	0
20st02Ese03	06-10	06-19	45 286	33	4 954	1 (1)
20st02Ese04	06-23	07-07	45 286	30	4 175	0
20st02Ese05	07-16	07-22	45 286	33	4 930	0
20st02Ese06	07-24	08-09	45 286	33	4 930	0
20st02Ese07	08-13	08-17	45 286	33	4 930	1 (1)
20st02Ese08	09-01	09-13	45 286	33	4 930	0
20st02Ese09	09-20	10-13	45 286	33	4 930	1 (1)
20st02Ese10	10-23	11-08	45 286	33	4 930	3 (4)
Sud-Ouest GSL					37 370	27 (30)

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
20st02Wse01	04-26	05-18	31 595	30	3 403	0
20st02Wse02	05-20	06-09	31 595	29	3 395	0
20st02Wse03	05-31	06-13	31 595	30	3 404	6 (6)
20st02Wse04	06-19	06-24	31 595	30	3 405	2 (2)
20st02Wse05	07-11	07-18	31 595	30	3 405	4 (4)
20st02Wse06	07-21	07-23	31 595	30	3 405	10 (13)
20st02Wse07	08-09	08-13	31 595	30	3 405	1 (1)
20st02Wse08	08-21	09-01	31 595	29	3 369	2 (2)
20st02Wse09	09-12	09-21	31 595	30	3 405	1 (1)
20st02Wse10	10-12	10-23	31 595	30	3 405	1 (1)
20st02Wse11	11-09	11-13	31 595	29	3 369	0
Nord-Ouest GSL					10 913	9 (10)
20st03se01	07-24	08-06	25 045	24	2 719	2 (2)
20st03se02	08-22	08-24	25 045	24	2 744	1 (1)
20st03se03	09-11	09-22	25 045	23	2 668	4 (5)
20st03se04	09-26	11-08	25 045	24	2 782	2 (2)
Plateau néo-écossais centre est					8 764	0
20st05se01	08-29	09-26	204 902	29	8 764	0
Extrémité ouest du plateau néo-écossais					1 719	0
20st06se01	08-01	08-02	34 174	5	1 719	0
Partie supérieur de la baie de Fundy					349	0
20st11se01	07-28	08-04	6 775	10	349	0
Baie des Chaleurs					291	0
20st12se01	07-01	07-01	2 723	6	142	0
20st12se02	09-12	09-12	2 723	5	149	0
Détroit de Northumberland					1 258	0
20st13se01	08-06	08-07	11 959	16	629	0
20st13se02	09-02	09-05	11 959	16	629	0
Nord-Ouest GSL – Ouest					499	0
20st14se01	07-23	07-24	10 183	5	499	0
Estuaire du Saint-Laurent					605	0
20st15se01	07-21	07-23	12 016	17	605	0
2021	04-14	11-12	-	-	125 555	31 (37)
Baie de Fundy-Bassin Roseway – Nord					5 052	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
21st01Nse01	05-05	05-07	15 289	16	1 695	0
21st01Nse02	06-07	06-13	15 289	16	1 664	0
21st01Nse03	05-24	06-06	15 289	16	1 693	0
Baie de Fundy-Bassin Roseway – Sud					8 087	0
21st01Sse01	05-10	06-14	36 897	14	4 043	0
21st01Sse02	06-14	06-24	36 897	15	4 044	0
Sud-Est GSL					42 137	6 (7)
21st02Ese01	04-21	05-04	45 092	33	4 855	0
21st02Ese02	05-12	05-15	45 092	33	4 862	0
21st02Ese03	05-19	06-02	45 092	33	4 854	2 (2)
21st02Ese04	06-02	06-21	45 092	33	4 877	0
21st02Ese05	06-24	07-11	45 092	33	4 814	0
21st02Ese06	07-12	08-20	45 092	33	4 872	0
21st02Ese07	08-29	09-17	45 092	33	4 621	0
21st02Ese08	10-05	10-26	45 092	33	4 679	4 (5)
21st02Ese09	10-30	11-12	28 093	23	3 703	0
Sud-Ouest GSL					30 734	25 (30)
21st02Wse01	04-14	05-04	31 725	30	3 398	0
21st02Wse02	05-05	05-13	31 725	30	3 400	0
21st02Wse03	05-15	05-29	31 725	30	3 323	0
21st02Wse04	05-31	06-03	31 725	30	3 384	10 (12)
21st02Wse05	06-20	06-24	31 725	30	3 383	4 (4)
21st02Wse06	07-03	07-12	31 725	30	3 653	6 (8)
21st02Wse07	08-19	08-29	31 725	30	3 391	4 (4)
21st02Wse08	09-16	10-05	31 725	30	3 394	1 (2)
21st02Wse09	10-14	10-25	31 725	30	3 408	0
Nord-Ouest GSL					11 638	0
21st03se01	06-25	07-02	25 053	23	2 666	0
21st03se02	07-18	07-18	6 631	9	709	0
21st03se03	07-23	08-05	25 053	24	2 794	0
21st03se04	09-09	09-29	25 053	24	2 692	0
21st03se05	10-28	11-12	25 053	24	2 777	0
Détroit de Cabot					2 411	0
21st04se01	05-21	05-21	18 706	4	498	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
21st04se02	06-03	06-03	18 706	6	1 061	0
21st04se03	08-30	08-30	10 652	5	852	0
Extrémité ouest du plateau néo-écossais					1 751	0
21st06se01	05-03	05-13	34 312	5	1 751	0
Nord-Est GSL					3 280	0
21st07se01	07-02	07-09	42 014	26	2 307	0
21st07se02	08-29	09-15	18 817	15	973	0
Est GSL					1 219	0
21st08se02	07-10	07-11	23 714	8	1 219	0
Nord-Est Anticosti					1 238	0
21st09se01	07-13	07-13	24 036	11	1 238	0
Sud-Est Anticosti					368	0
21st10se01	07-17	07-17	6 995	6	368	0
Partie supérieure de la baie de Fundy					722	0
21st11se01	05-04	05-05	6 778	10	385	0
21st11se03	05-20	05-24	6 778	9	337	0
Baie des Chaleurs					289	0
21st12se01	05-21	05-21	2 723	5	147	0
21st12se02	08-06	08-06	2 723	5	142	0
Détroit de Northumberland					636	0
21st13se01	09-17	09-23	11 957	16	636	0
Sud de Terre-Neuve					8 623	0
21st17se01	07-14	09-12	157 567	32	8 623	0
Sud-Est de Terre-Neuve					1 302	0
21st18se01	07-30	09-09	52 284	7	1 302	0
Est de Terre-Neuve					3 366	0
21st19se01	07-18	09-22	106 821	8	3 366	0
Nord-Est de Terre-Neuve					2 702	0
21st20se01	08-24	09-29	138 590	9	2 702	0
2022	04-14	11-06	-	-	122 575	57 (61)
Baie de Fundy-Bassin Roseway – Nord					5 003	0
22st01Nse01	05-06	05-07	15 316	16	1 651	0
22st01Nse02	06-03	06-11	15 316	16	1 634	0
22st01Nse03	09-07	09-08	15 316	16	1 718	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
Baie de Fundy-Bassin Roseway – Sud					6 792	0
22st01Sse01	06-07	06-22	36 950	14	4 011	0
22st01Sse02	06-25	06-30	20 974	8	2 274	0
22st01Sse03	09-12	09-12	36 950	2	507	0
Sud-Est GSL					48 614	15 (15)
22st02Ese01	04-14	05-03	45 310	33	4 843	0
22st02Ese02	05-09	05-19	45 310	31	4 471	0
22st02Ese03	05-20	05-25	45 310	33	4 878	0
22st02Ese04	05-29	06-07	45 310	33	4 854	2 (2)
22st02Ese05	06-12	06-22	45 310	33	4 644	1 (1)
22st02Ese06	06-26	07-13	45 310	33	4 907	0
22st02Ese07	07-14	07-21	45 310	33	4 869	0
22st02Ese08	07-24	07-28	45 310	33	4 787	1 (1)
22st02Ese09	08-11	08-20	45 310	33	4 887	7 (7)
22st02Ese10	08-21	10-24	45 310	33	4 875	4 (4)
22st02Ese11	10-30	11-04	4 429	8	599	0
Sud-Ouest GSL					33 586	42 (46)
22st02Wse01	05-04	05-09	31 814	30	3 402	1 (1)
22st02Wse02	05-14	05-20	31 814	27	2 982	1 (1)
22st02Wse03	05-26	05-29	31 814	30	3 392	4 (4)
22st02Wse04	06-07	06-12	31 814	30	3 395	10 (10)
22st02Wse05	06-18	06-26	31 814	30	3 405	3 (4)
22st02Wse06	07-07	07-15	31 814	30	3 385	4 (4)
22st02Wse07	07-22	07-24	31 814	30	3 376	5 (7)
22st02Wse08	07-28	08-10	31 814	30	3 406	9 (9)
22st02Wse09	08-17	08-23	31 814	30	3 406	1 (1)
22st02Wse10	09-10	10-05	31 814	30	3 388	4 (5)
22st02Wse11	10-30	10-30	377	1	49	0
Nord-Ouest GSL					2 778	0
22st03se01	08-01	08-03	25 129	24	2 778	0
Détroit de Cabot					3 857	0
22st04se01	05-09	05-10	18 550	5	1 024	0
22st04se02	08-05	08-06	18 550	6	1 058	0
22st04se03	08-26	08-26	18 550	6	1 059	0

Année et strate	Date de début	Date de fin	Superficie de la strate (km ²)	Nombre de transects	Longueur totale de la trajectoire de l'effort	Nombre de groupes de baleines noires (baleines) observés
22st04se04	11-06	11-06	14 096	4	716	0
Plateau néo-écossais centre est					11 022	0
22st05se01	07-27	09-05	205 316	35	11 022	0
Extrémité ouest du plateau néo-écossais					1 954	0
22st06se01	05-30	06-06	34 233	5	1 954	0
Nord-Est GSL					3 409	0
22st07se01	07-15	07-22	42 141	26	2 291	0
22st07se02	09-20	09-21	20 098	18	1 118	0
Est GSL					2 546	0
22st08se02	07-04	07-15	23 906	17	2 546	0
Nord-Est Anticosti					1 314	0
22st09se01	08-27	09-03	24 096	12	1 314	0
Sud-Est Anticosti					383	0
22st10se01	08-24	09-03	6 984	6	383	0
Partie supérieure de la baie de Fundy					363	0
22st11se01	05-08	05-08	6 790	11	363	0
Baie des Chaleurs					293	0
22st12se01	08-02	08-02	2 731	5	148	0
22st12se02	09-27	09-27	2 731	6	145	0
Détroit de Northumberland					661	0
22st13se01	09-30	10-22	11 989	16	661	0

Tableau 2. Abondance (non corrigée, corrigée pour tenir compte du biais de disponibilité seulement, et corrigée pour tenir compte des biais de disponibilité et de perception) de la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, observée dans l'est du Canada pendant les relevés effectués du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. Seules les strates où des baleines noires ont été observées pendant les relevés visuels systématiques en transects linéaires sont présentées ici (voir plus de précisions dans le tableau 1). Il convient de souligner que certaines strates ont une abondance de zéro, en raison de la troncature des observations avant l'analyse de l'abondance (voir la section Méthodes). Les valeurs entre parenthèses représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les trois périodes sont avril-mai (AM), juin-août (JA) et septembre-novembre (SN), et ont été utilisées conjointement avec la zone (à l'intérieur des strates du sud-ouest du golfe du Saint-Laurent (GSL) [SOGSL] ou à l'extérieur de ces strates [Extérieur]) pour déterminer la correction du biais de disponibilité à appliquer pour chaque relevé de chaque strate (voir davantage de précisions sur les corrections du biais de disponibilité dans la section Méthodes, dans le tableau 3 et à l'annexe 1).

Année et strates	Période	Zone	Abondance non corrigée		Abondance corrigée pour le biais de disponibilité seulement		Abondance corrigée pour la disponibilité et la perception			Densité (baleine/km ²)		Taux de rencontre (groupes/km)		Taille prévue du groupe		
			Valeur	Variance	Valeur	Variance	Valeur (IC à 95 %)	Variance	CV							
2017																
Sud GSL																
17st02se01	SN	SOGSL	10	108,6	18	335,2	31	(6-164)	1017,6	1,032	0,00038	(0,00036-0,00041)	0,0007	(0,0007-0,0007)	1	(1-1)
17st02se04	SN	SOGSL	21	466,9	37	1440,9	64	(12-340)	4374,8	1,030	0,00231	(0,00217-0,00246)	0,0042	(0,0042-0,0042)	2	(2-2)
Nord-Ouest GSL																
17st03se03	SN	Extérieur	5	24,4	6	42,7	11	(2-59)	129,3	1,059	0,00084	(0,00079-0,0009)	0,0015	(0,0015-0,0015)	1	(1-1)
Nord Anticosti																
17st09se01	SN	Extérieur	6	33,9	8	59,3	13	(2-69)	179,9	1,033	0,00054	(0,00051-0,00058)	0,0010	(0,001-0,001)	1	(1-1)
2018																
Baie de Fundy et Bassin Roseway																
18st01se03	AM	Extérieur	5	26,9	9	84,8	15	(3-83)	257,4	1,039	0,00009	(0,00009-0,0001)	0,0002	(0,0002-0,0002)	1	(1-1)
Sud-Est GSL																
18st02Ese08	JA	Extérieur	10	105,6	16	274,0	28	(5-148)	832,3	1,023	0,00029	(0,00028-0,00031)	0,0005	(0,0005-0,0005)	2	(2-2)
18st02Ese09	SN	Extérieur	10	99,5	13	174,0	22	(4-119)	527,3	1,060	0,00032	(0,0003-0,00034)	0,0006	(0,0006-0,0006)	2	(2-2)
Sud-Ouest GSL																
18st02Wse07	JA	SOGSL	74	1551,7	164	7749,6	281	(100-790)	25,324,6	0,566	0,00279	(0,00263-0,00298)	0,0051	(0,0051-0,0051)	4,50	(4,5-4,5)
18st02Wse08	JA	SOGSL	34	657,7	75	3255,8	129	(34-498)	10,118,7	0,778	0,00127	(0,00108-0,00138)	0,0023	(0,002-0,0024)	1,78	(1,75-2)
18st02Wse09	SN	SOGSL	38	306,5	66	983,2	114	(45-290)	3305,2	0,505	0,00122	(0,0008-0,00137)	0,0022	(0,0015-0,0023)	1,50	(1,13-1,56)
18st02Wse10	SN	SOGSL	10	103,0	18	318,1	31	(6-159)	966,9	1,013	0,00110	(0,00103-0,00117)	0,0020	(0,002-0,002)	2	(2-2)
Nord-Ouest GSL																
18st03se05	JA	Extérieur	10	102,8	16	266,7	27	(5-146)	809,4	1,038	0,00026	(0,00024-0,00028)	0,0005	(0,0005-0,0005)	2	(2-2)
2019																
Sud-Est GSL																
19st02Ese01	AM	Extérieur	15	140,9	26	457,9	45	(11-187)	1414,1	0,827	0,00047	(0,00044-0,0005)	0,0009	(0,0009-0,0009)	1	(1-1)
19st02Ese02	JA	Extérieur	0	0,0	0	0,0	0	(0-0)	-	0	0	(0-0)	0	(0-0)	0	(0-0)
19st02Ese05	SN	Extérieur	30	301,0	40	532,6	68	(23-205)	1715,7	0,607	0,00075	(0,0007-0,0008)	0,0014	(0,0014-0,0014)	1,20	(1,2-1,2)
Sud-Ouest GSL																
19st02Wse02	AM	SOGSL	5	26,7	6	41,5	11	(2-58)	125,9	1,036	0,00018	(0,00017-0,00019)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)
19st02Wse03	JA	SOGSL	35	469,2	77	2331,9	132	(41-424)	7415,8	0,655	0,00112	(0,00084-0,00127)	0,0020	(0,0016-0,0022)	1,45	(1,4-1,67)
19st02Wse04	JA	SOGSL	30	649,9	67	3211,8	115	(27-497)	9878,7	0,864	0,00100	(0,00083-0,00109)	0,0018	(0,0016-0,0019)	1,21	(1,2-1,25)
19st02Wse05	SN	SOGSL	5	26,6	9	82,2	15	(3-81)	249,5	1,036	0,00017	(0,00016-0,00018)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)

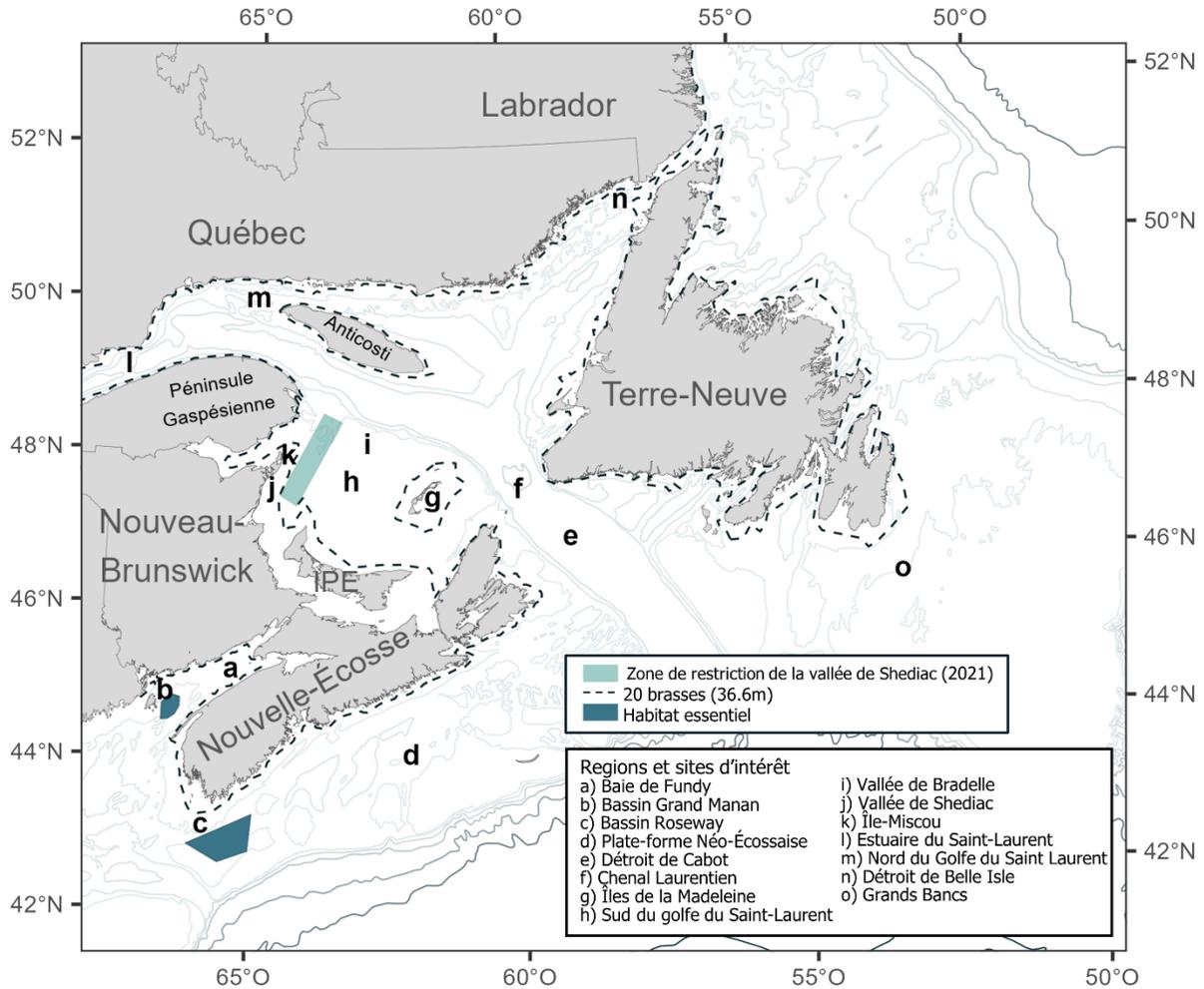
Année et strates	Période	Zone	Abondance non corrigée		Abondance corrigée pour le biais de disponibilité seulement		Abondance corrigée pour la disponibilité et la perception			Densité (baleine/km ²)		Taux de rencontre (groupes/km)		Taille prévue du groupe		
			Valeur	Variance	Valeur	Variance	Valeur (IC à 95 %)	Variance	CV							
2020																
Sud-Est GSL																
20st02Ese03	JA	Extérieur	5	25,5	8	66,1	14	(3-73)	200,5	1,036	0,00011	(0,0001-0,00012)	0,0002	(0,0002-0,0002)	1	(1-1)
20st02Ese07	JA	Extérieur	0	0,0	0	0,0	0	(0-0)	-	0	0	(0-0)	0	(0-0)	0	(0-0)
20st02Ese09	SN	Extérieur	5	25,2	7	44,1	11	(2-59)	133,9	1,021	0,00011	(0,0001-0,00012)	0,0002	(0,0002-0,0002)	1	(1-1)
20st02Ese10	SN	Extérieur	20	147,9	26	261,2	45	(14-142)	834,3	0,637	0,00044	(0,00042-0,00047)	0,0008	(0,0008-0,0008)	1,33	(1,33-1,33)
Sud-Ouest GSL																
20st02Wse03	AM	SOGSL	26	189,0	32	308,6	55	(19-157)	1005,5	0,574	0,00082	(0,00068-0,00089)	0,0015	(0,0013-0,0015)	1	(1-1)
20st02Wse04	JA	SOGSL	10	52,2	22	258,6	38	(11-140)	808,6	0,739	0,00032	(0,0003-0,00034)	0,0006	(0,0006-0,0006)	1	(1-1)
20st02Wse05	JA	SOGSL	19	135,7	41	674,3	71	(22-228)	2146,6	0,651	0,00058	(0,00044-0,00064)	0,0011	(0,0008-0,0011)	1	(1-1)
20st02Wse06	JA	SOGSL	65	1068,6	145	5349,2	249	(93-665)	17,710,3	0,535	0,00207	(0,00188-0,00223)	0,0038	(0,0035-0,0038)	1,30	(1,3-1,33)
20st02Wse07	JA	SOGSL	5	26,2	11	129,3	19	(4-102)	392,4	1,030	0,00016	(0,00015-0,00017)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)
20st02Wse08	JA	SOGSL	10	53,8	23	266,5	39	(11-142)	832,7	0,742	0,00032	(0,00031-0,00035)	0,0006	(0,0006-0,0006)	1	(1-1)
20st02Wse09	SN	SOGSL	5	26,1	9	80,4	15	(3-80)	244,2	1,030	0,00016	(0,00015-0,00017)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)
20st02Wse10	SN	SOGSL	5	25,9	9	79,9	15	(3-80)	242,5	1,026	0,00016	(0,00015-0,00017)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)
Nord-Ouest GSL																
20st03se01	JA	Extérieur	10	50,5	16	133,1	28	(8-101)	416	0,741	0,00040	(0,00038-0,00043)	0,0007	(0,0007-0,0007)	1	(1-1)
20st03se02	JA	Extérieur	5	25,2	8	65,4	14	(3-72)	198,4	1,032	0,00020	(0,00019-0,00021)	0,0004	(0,0004-0,0004)	1	(1-1)
20st03se03	SN	Extérieur	15	133,9	20	235,2	35	(9-134)	730,6	0,782	0,00059	(0,0004-0,00065)	0,0011	(0,0007-0,0011)	1,55	(1,5-2)
20st03se04	SN	Extérieur	6	17,9	8	31,5	13	(4-49)	98,4	0,745	0,00024	(0,00022-0,00025)	0,0004	(0,0004-0,0004)	1	(1-1)
2021																
Sud-Est GSL																
21st02Ese03	AM	Extérieur	10	105,3	18	331,9	30	(6-164)	1006,6	1,052	0,00023	(0,00021-0,00024)	0,0004	(0,0004-0,0004)	1	(1-1)
21st02Ese08	SN	Extérieur	26	181,3	35	322,2	59	(22-162)	1060,8	0,548	0,00058	(0,00055-0,00062)	0,0011	(0,0011-0,0011)	1,25	(1,25-1,25)
Sud-Ouest GSL																
21st02Wse04	AM	SOGSL	61	968,2	76	1589,5	130	(47-359)	5216,3	0,555	0,00194	(0,00182-0,00207)	0,0035	(0,0035-0,0035)	1,20	(1,2-1,2)
21st02Wse05	JA	SOGSL	20	152,9	45	760,4	78	(25-243)	2430,4	0,635	0,00064	(0,00058-0,00069)	0,0012	(0,0012-0,0012)	1	(1-1)
21st02Wse06	JA	SOGSL	38	650,7	84	3228,4	144	(42-497)	10,163,8	0,701	0,00119	(0,0011-0,00128)	0,0022	(0,0022-0,0022)	1,33	(1,33-1,33)
21st02Wse07	JA	SOGSL	20	154,5	45	768,5	78	(25-244)	2453,6	0,639	0,00064	(0,00061-0,00069)	0,0012	(0,0012-0,0012)	1	(1-1)
21st02Wse08	SN	SOGSL	10	103,7	18	320,0	31	(6-160)	972,2	1,020	0,00032	(0,0003-0,00034)	0,0006	(0,0006-0,0006)	2	(2-2)
2022																
Sud-Est GSL																
22st02Ese04	AM	Extérieur	10	52,3	18	172,3	30	(8-115)	536,7	0,764	0,00023	(0,00021-0,00024)	0,0004	(0,0004-0,0004)	1	(1-1)
22st02Ese05	JA	Extérieur	11	116,6	17	302,5	29	(5-156)	917,9	1,039	0,00024	(0,00022-0,00025)	0,0004	(0,0004-0,0004)	2	(2-2)
22st02Ese08	JA	Extérieur	5	27,8	8	72,0	14	(3-76)	218,5	1,045	0,00011	(0,00011-0,00012)	0,0002	(0,0002-0,0002)	1	(1-1)
22st02Ese09	JA	Extérieur	35	460,5	57	1228,7	97	(31-308)	3916,8	0,645	0,00078	(0,00074-0,00084)	0,0014	(0,0014-0,0014)	1	(1-1)
22st02Ese10	JA	Extérieur	20	150,9	32	402,6	56	(17-176)	1283,5	0,645	0,00045	(0,00042-0,00048)	0,0008	(0,0008-0,0008)	1	(1-1)
Sud-Ouest GSL																
22st02Wse01	AM	SOGSL	0	0,0	0	0,0	0	(0-0)	-	0	0	(0-0)	0	(0-0)	0	(0-0)

Année et strates	Période	Zone	Abondance non corrigée		Abondance corrigée pour le biais de disponibilité seulement		Abondance corrigée pour la disponibilité et la perception			Densité (baleine/km ²)		Taux de rencontre (groupes/km)		Taille prévue du groupe	
			Valeur	Variance	Valeur	Variance	Valeur (IC à 95 %)	Variance	CV						
22st02Wse02	AM	SOGSL	6	35,2	7	54,7	12 (2-66)	166	1,045	0,00018	(0,00017-0,0002)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)
22st02Wse03	AM	SOGSL	20	152,8	25	245,6	43 (14-138)	782,8	0,645	0,00064	(0,00061-0,00069)	0,0012	(0,0012-0,0012)	1	(1-1)
22st02Wse04	JA	SOGSL	51	915,9	113	4558,3	193 (63-596)	14,609,3	0,625	0,00159	(0,00142-0,00172)	0,0029	(0,0027-0,0029)	1	(1-1)
22st02Wse05	JA	SOGSL	20	153,9	45	765,4	77 (25-244)	2443,5	0,639	0,00063	(0,00032-0,00069)	0,0011	(0,0006-0,0012)	1,32	(1-1,33)
22st02Wse06	JA	SOGSL	20	156,6	45	778,9	78 (25-246)	2486,1	0,640	0,00065	(0,00061-0,00069)	0,0012	(0,0012-0,0012)	1	(1-1)
22st02Wse07	JA	SOGSL	36	449,7	80	2238,4	137 (45-418)	7184,3	0,620	0,00113	(0,00107-0,00121)	0,0021	(0,0021-0,0021)	1,40	(1,4-1,4)
22st02Wse08	JA	SOGSL	46	639,8	101	3191,4	174 (60-504)	10,355,8	0,585	0,00144	(0,0013-0,00154)	0,0026	(0,0023-0,0026)	1	(1-1)
22st02Wse09	JA	SOGSL	5	26,7	11	131,8	19 (4-103)	400,1	1,033	0,00016	(0,00015-0,00017)	0,0003	(0,0003-0,0003)	1	(1-1)
22st02Wse10	SN	SOGSL	10	52,8	18	164,7	31 (8-112)	514,9	0,739	0,00032	(0,0003-0,00034)	0,0006	(0,0006-0,0006)	1	(1-1)

Tableau 3. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées. Les trois périodes sont avril-mai (AM), juin-août (JA) et septembre-novembre (SN), et ont été utilisées conjointement avec la zone (à l'intérieur des strates du sud-ouest du golfe du Saint-Laurent (GSL) [SOGSL] ou à l'extérieur de ces strates [Extérieur]) pour déterminer la correction du biais de disponibilité à appliquer pour chaque relevé de chaque strate (voir davantage de précisions sur les corrections du biais de disponibilité dans la section Méthodes et à l'annexe 1).

Période	Zone	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
AM	SOGSL	0,810	0,419	0,113	9
AM	Extérieur	0,576	0,656	0,126	9
JA	SOGS	0,451	0,762	0,032	115
JA	Extérieur	0,626	0,594	0,081	21
SN	SOGS	0,572	0,497	0,059	23
SN	Extérieur	0,758	0,426	0,057	32

FIGURES



*Figure 1. Zones généralement couvertes par le plan des relevés systématiques, principales caractéristiques géographiques, et habitats essentiels légalement désignés de la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, dans les eaux de l'est du Canada. L'aire délimitée par la zone de restriction de la vallée de Shediac représente la zone déterminée en 2021 aux fins de gestion.*

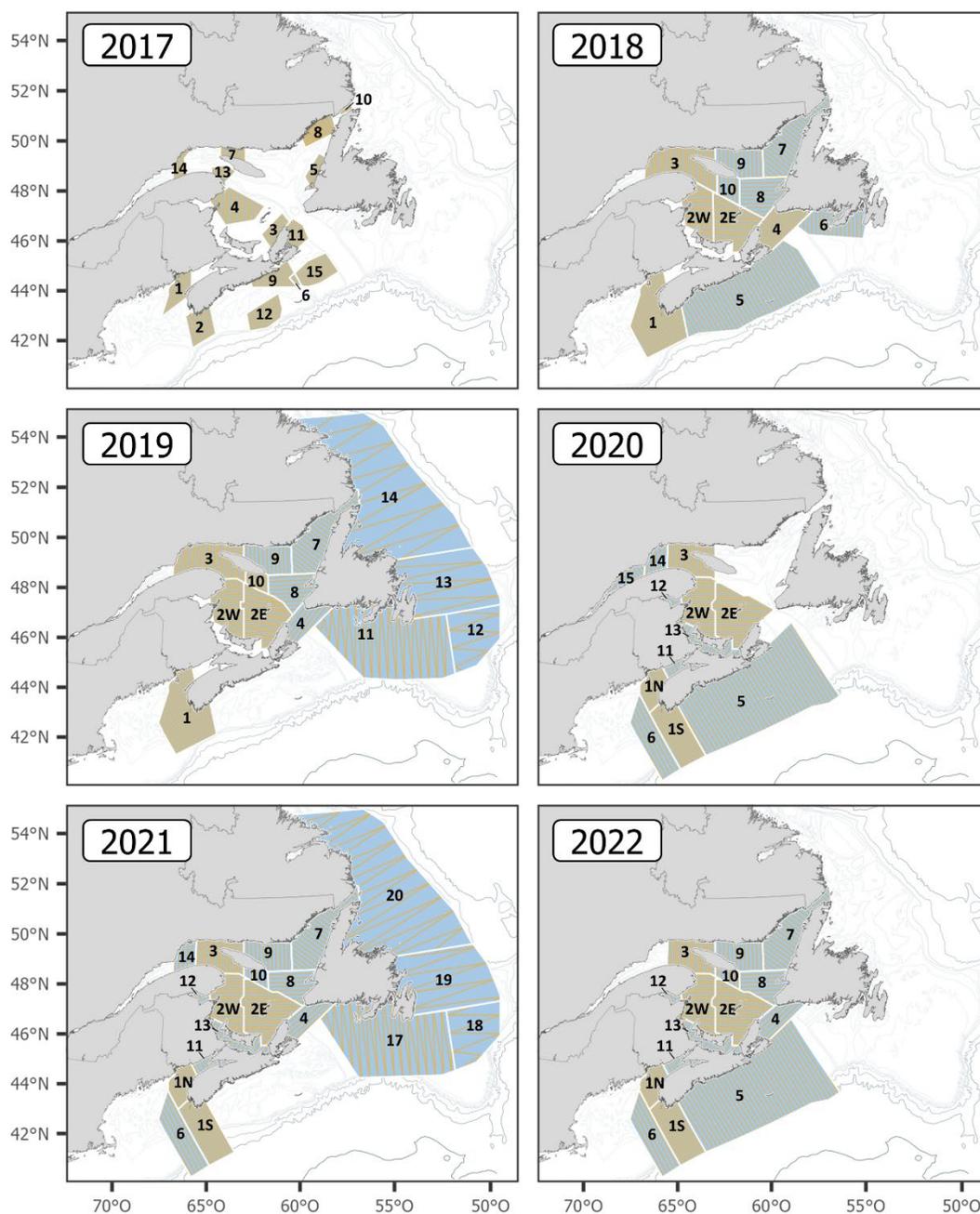


Figure 2. Plan du relevé aérien systématique de la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, du 29 août 2017 au 6 novembre 2022, couvrant quinze à dix-huit strates chaque année. Toutes les strates sont indiquées en bleu, avec des lignes jaunes superposées indiquant les lignes des transects. Les lignes des transects sont réparties à l'intérieur de chaque strate avec un espacement parallèle de 5 milles marins (p. ex. la strate 2W en 2022), un espacement parallèle de 10 milles marins (p. ex. la strate 5 en 2022), ou un plan en zigzag (p. ex. la strate 19 en 2021).

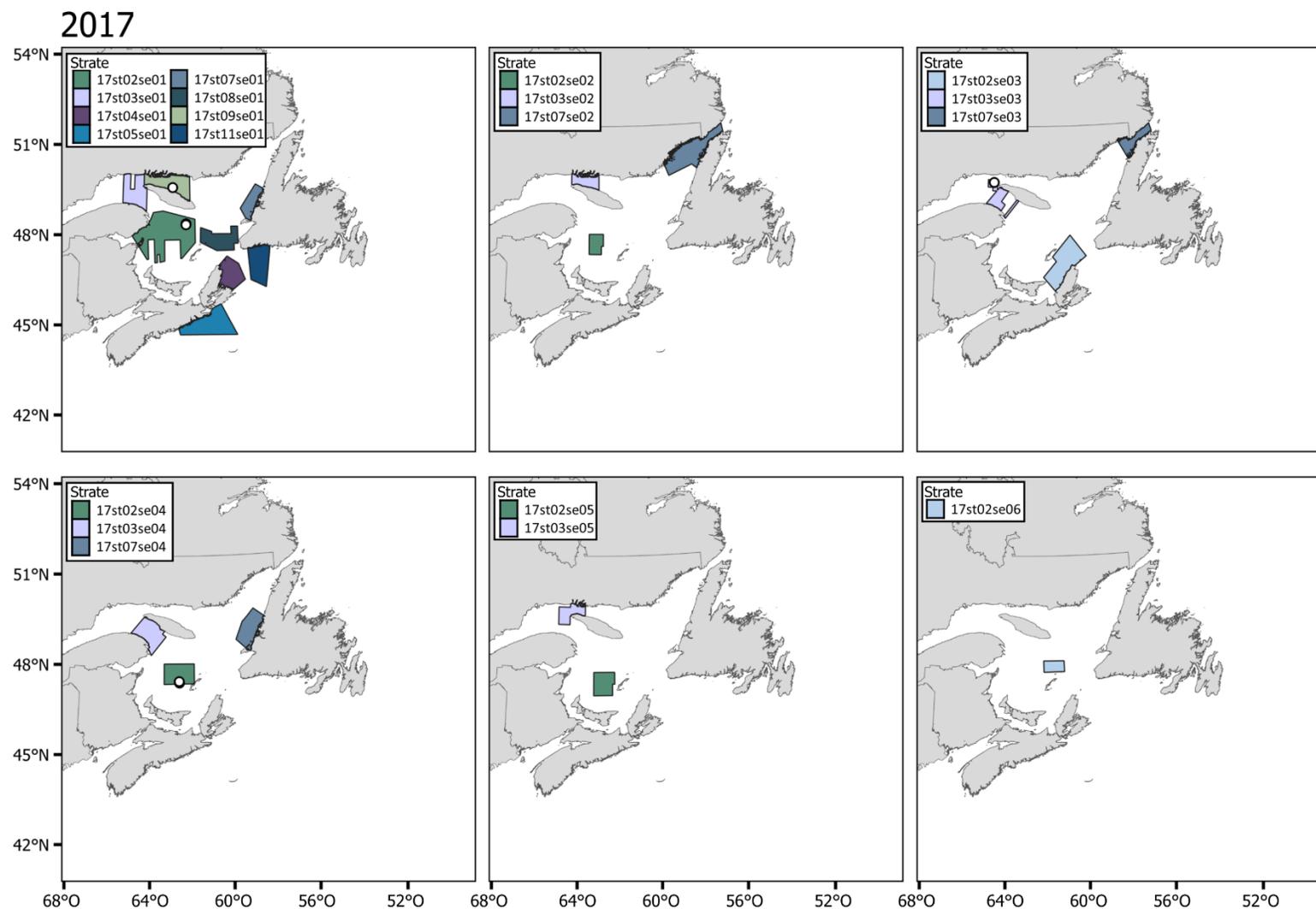


Figure 3. Strates des relevés et emplacements des baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectées le long des lignes des transects pendant les relevés systématiques dans les eaux de l'est du Canada du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. Consulter le tableau 1 pour obtenir des renseignements sur les dates des relevés de chaque strate. Les noms des strates combinent l'année du relevé (AA), le numéro de la strate (stXX) et le nombre de répétitions (seXX). Pour les strates divisées en deux, une lettre supplémentaire indiquant le point cardinal (en anglais, N, S, W, E) a été ajoutée au numéro de la strate.

2018

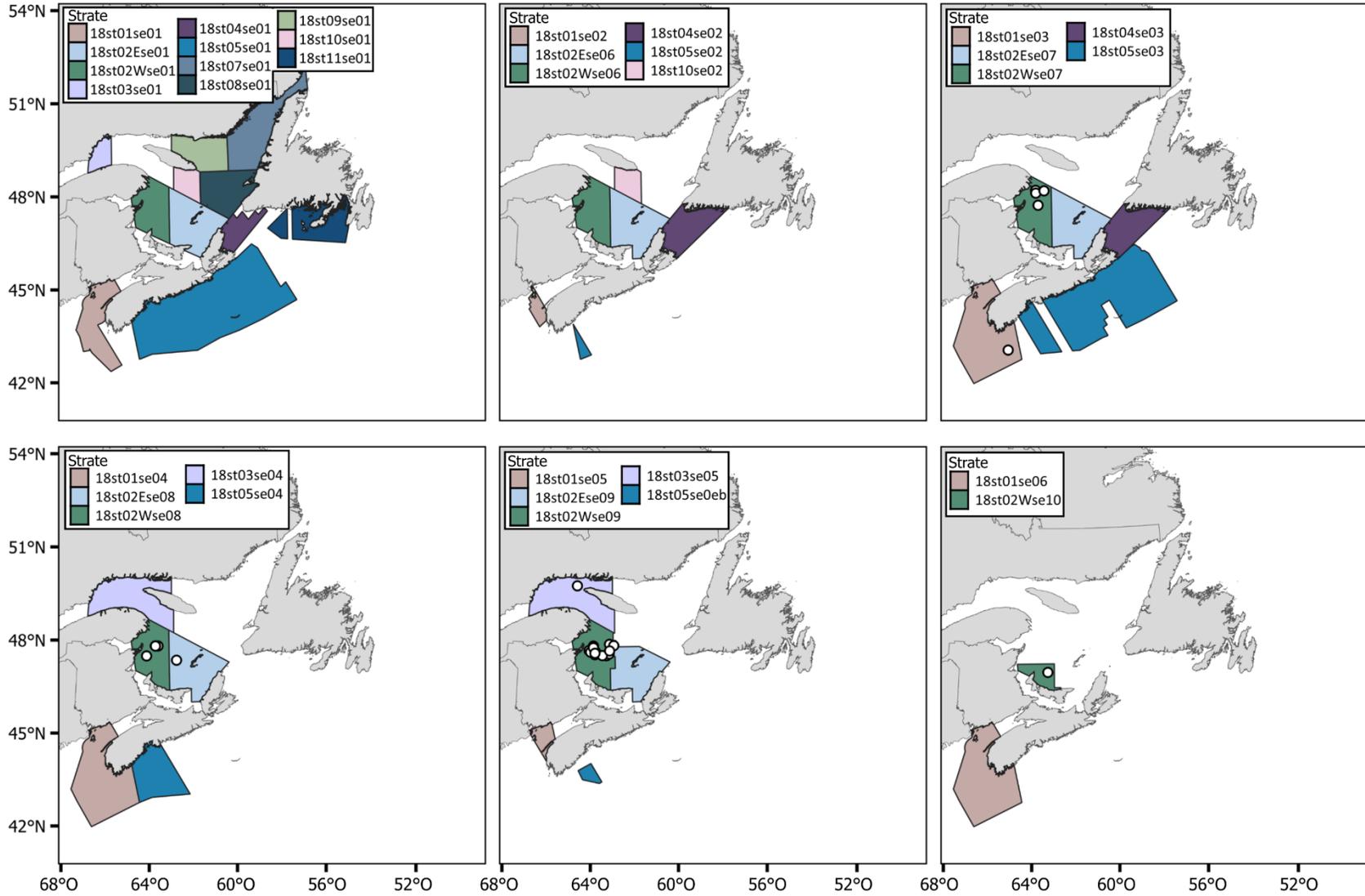


Figure 3. (suite).

2019

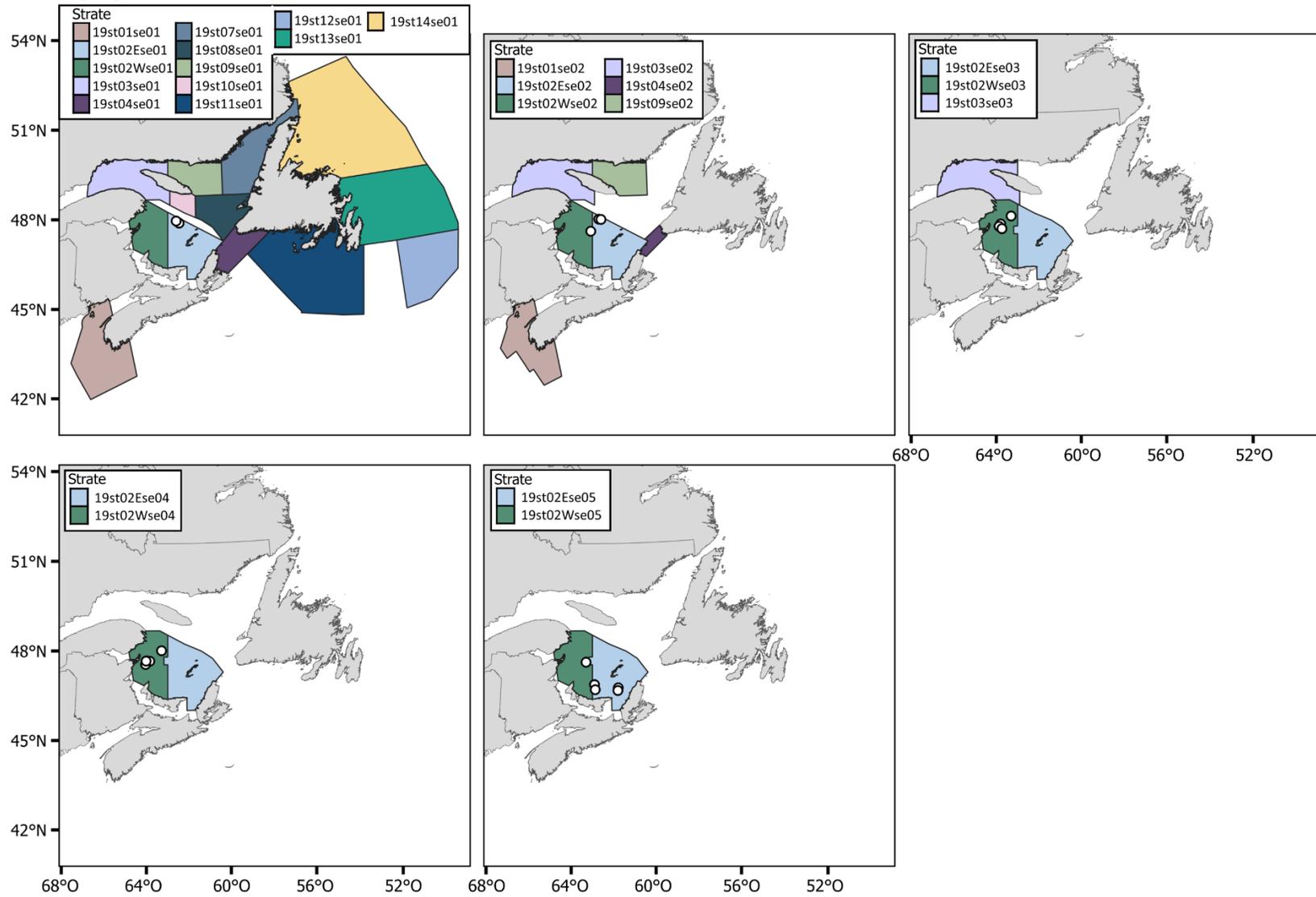


Figure 3. (suite).

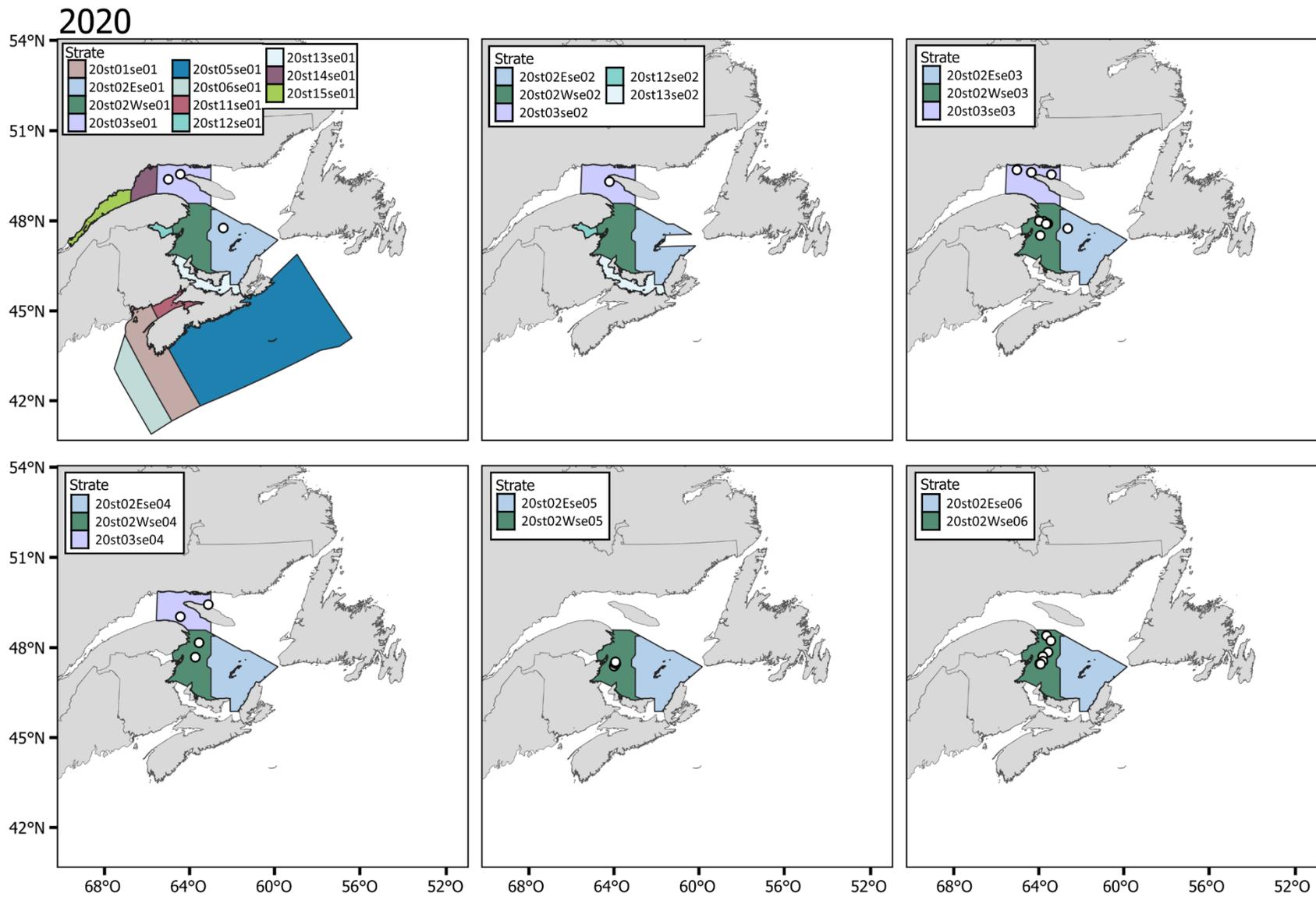


Figure 3. (suite).

2021

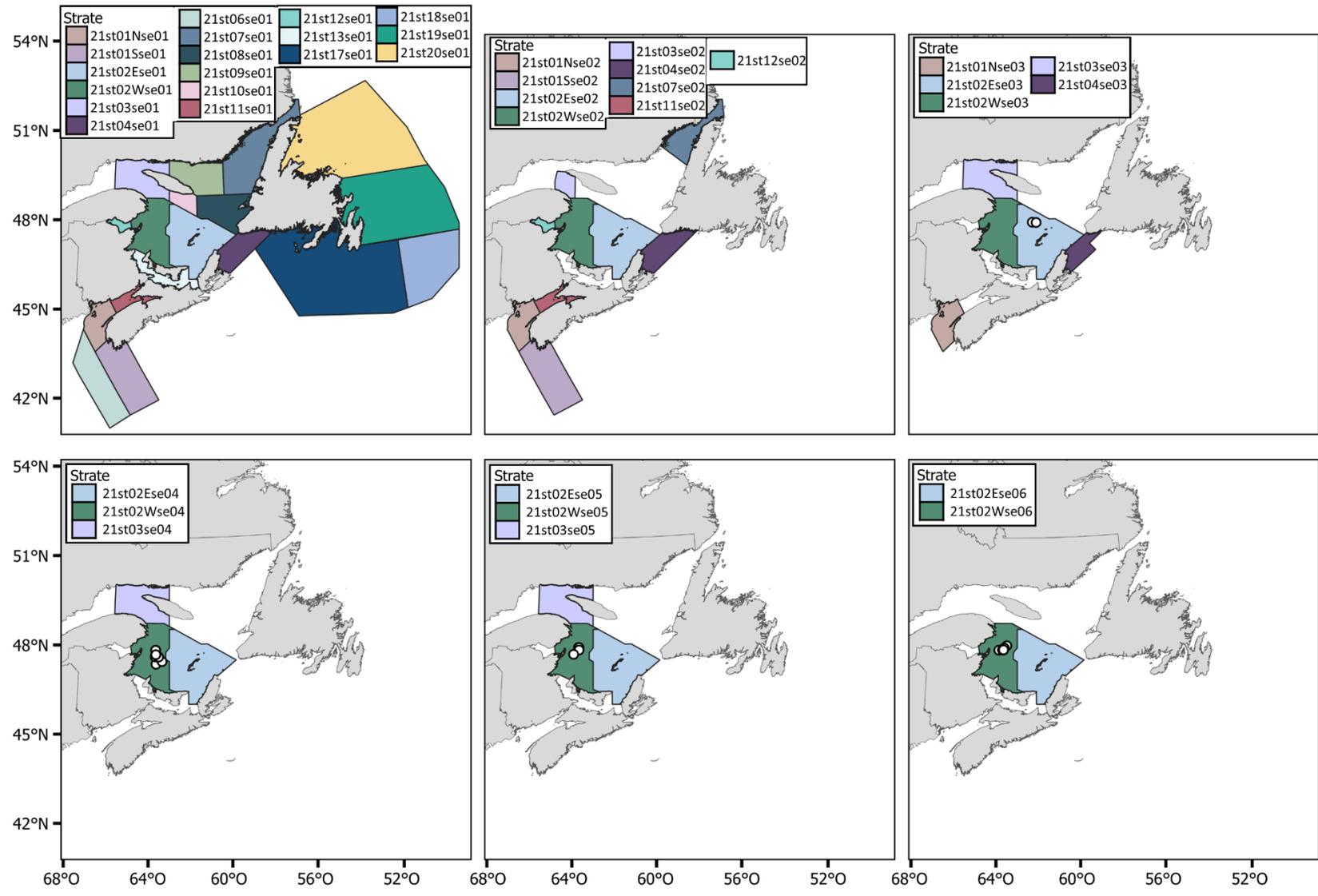


Figure 3. (suite).

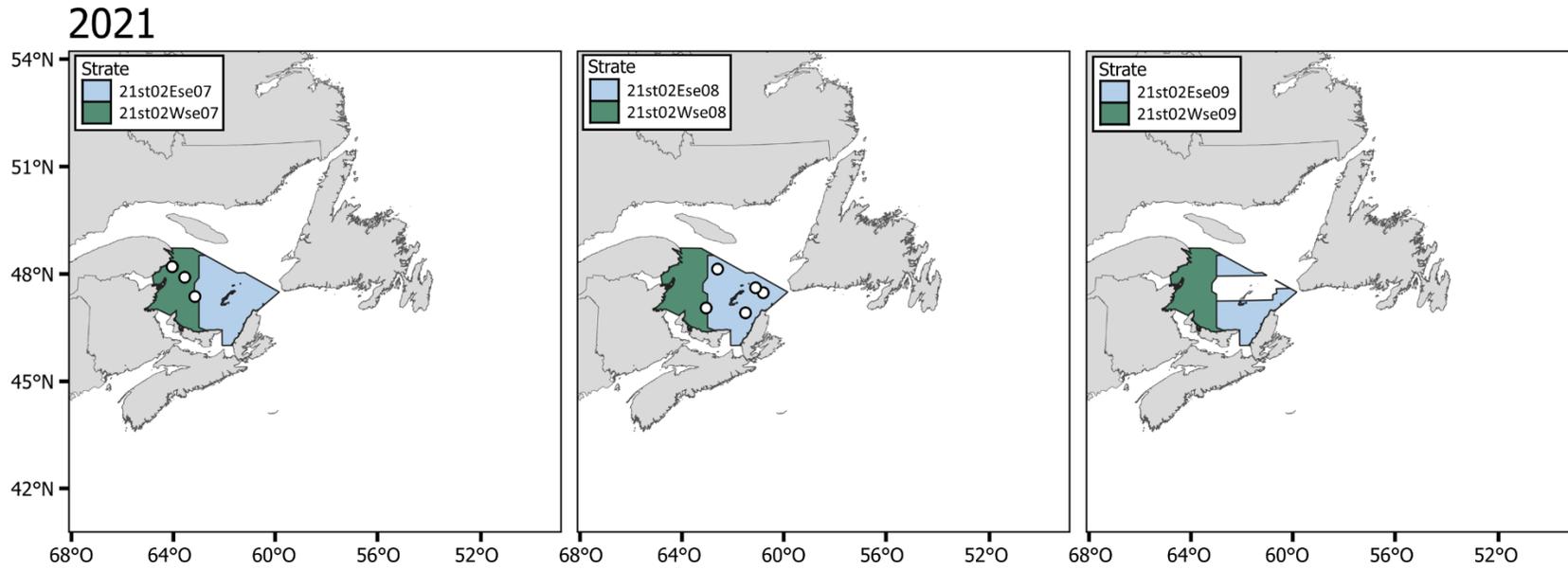


Figure 3. (suite).

2022

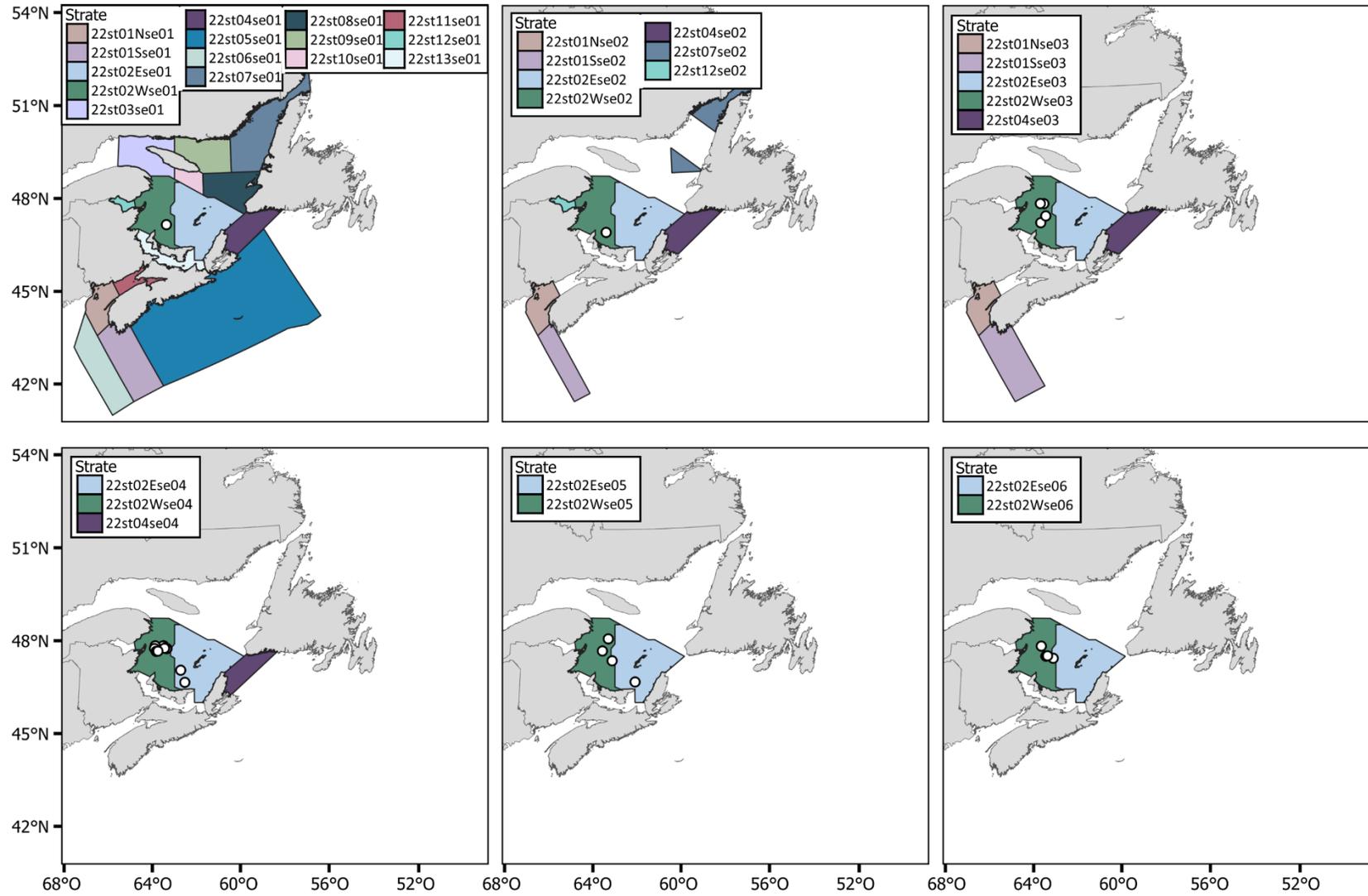


Figure 3. (suite).

2022

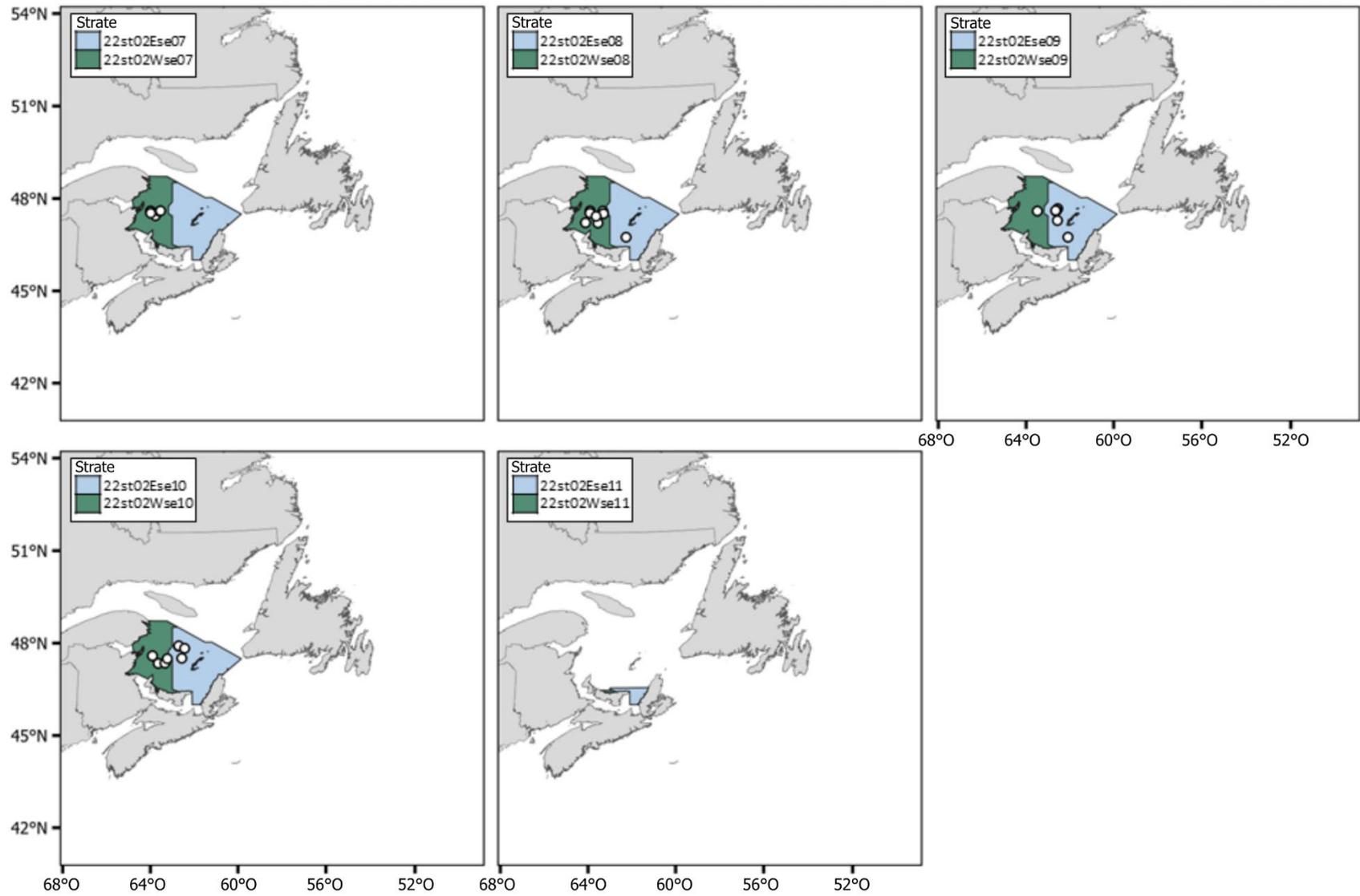


Figure 3. (suite).

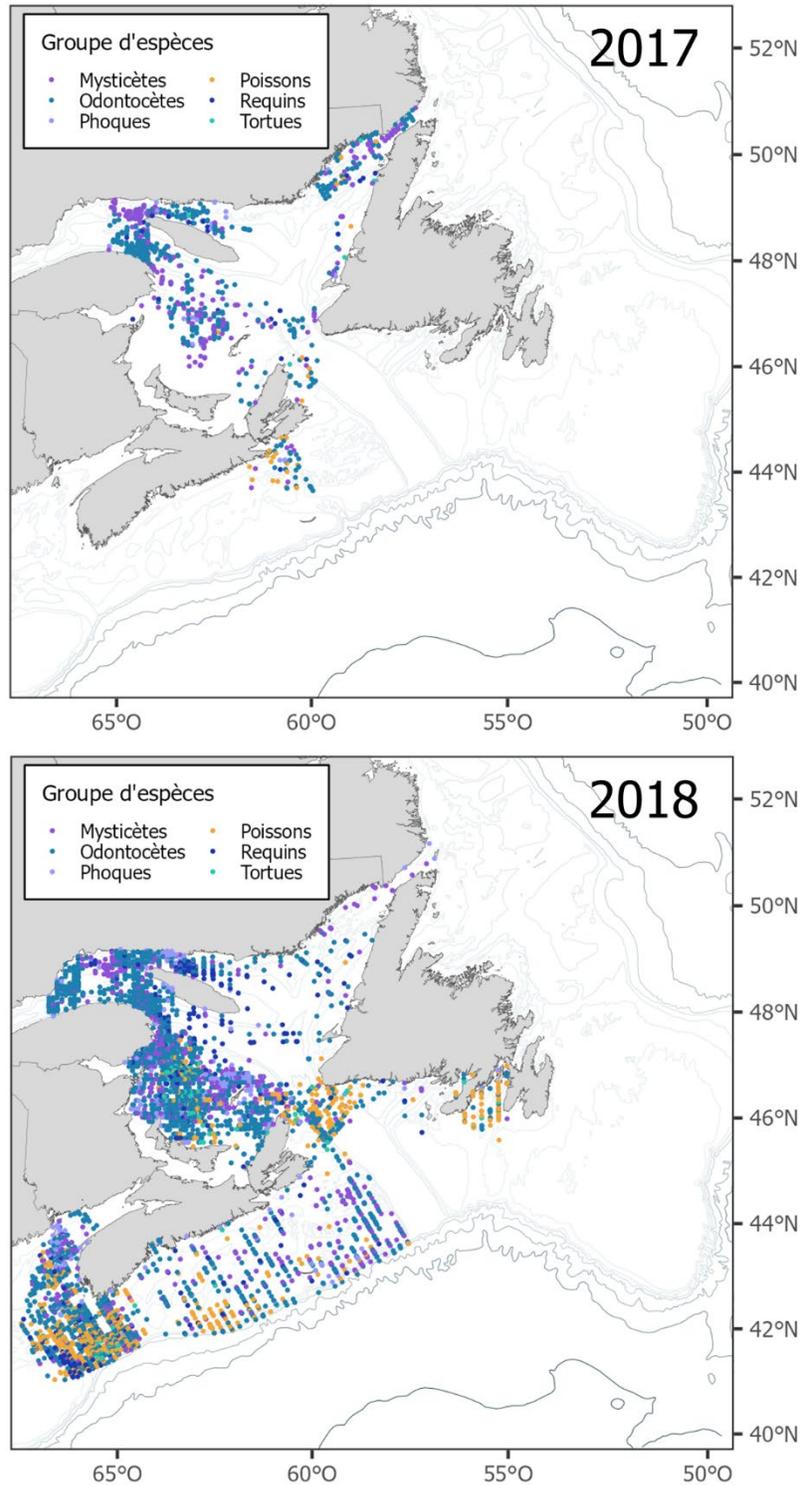


Figure 4. Observations de mégafaune marine, y compris de mammifères marins, de gros poissons, et de tortues de mer, détectés le long des lignes des transects pendant les relevés systématiques dans les eaux de l'est du Canada du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. Se reporter au tableau 1 et à la figure 3 pour connaître la période et la superficie couvertes chaque année.

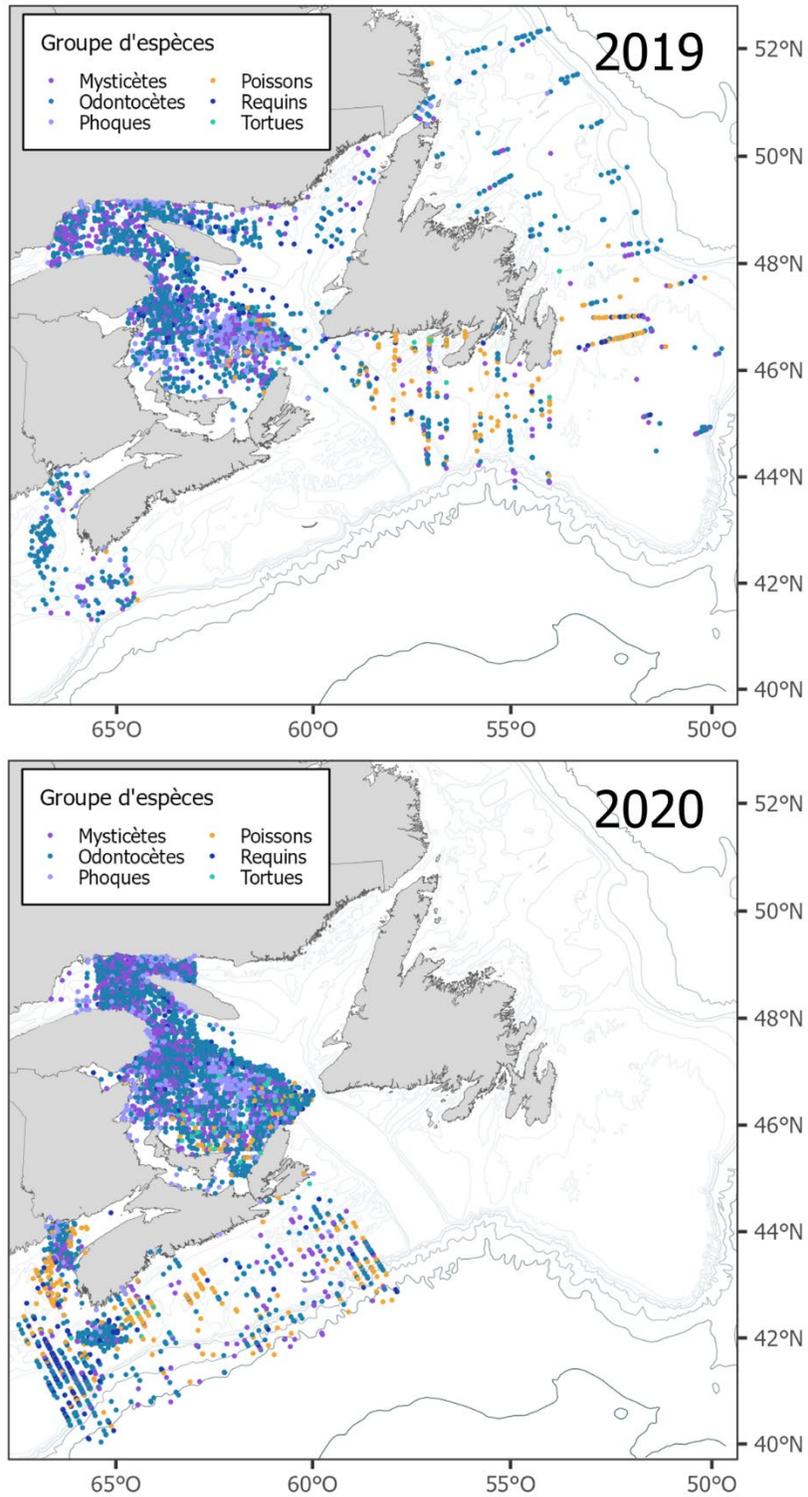


Figure 4. (suite).

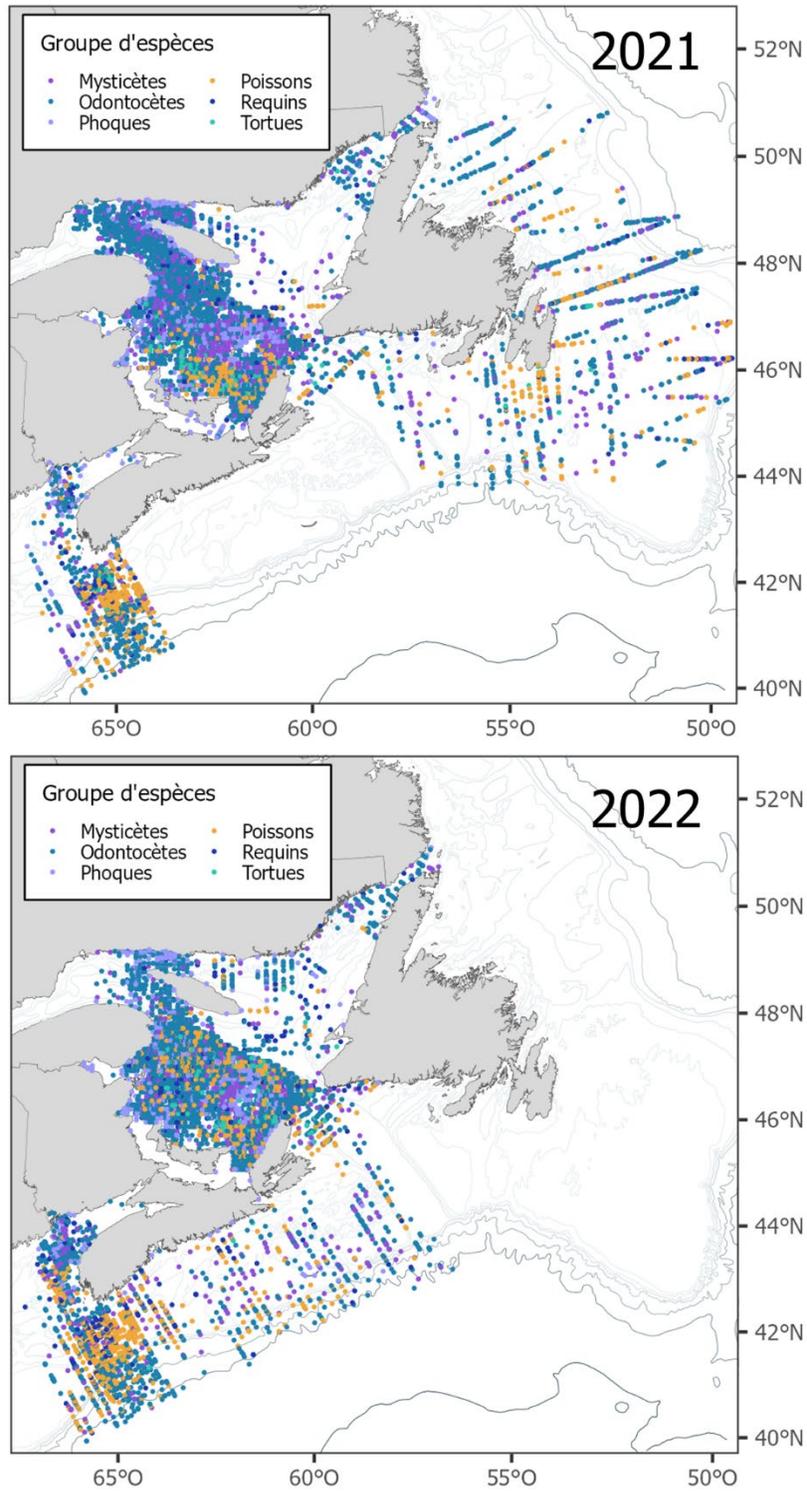


Figure 4. (suite).

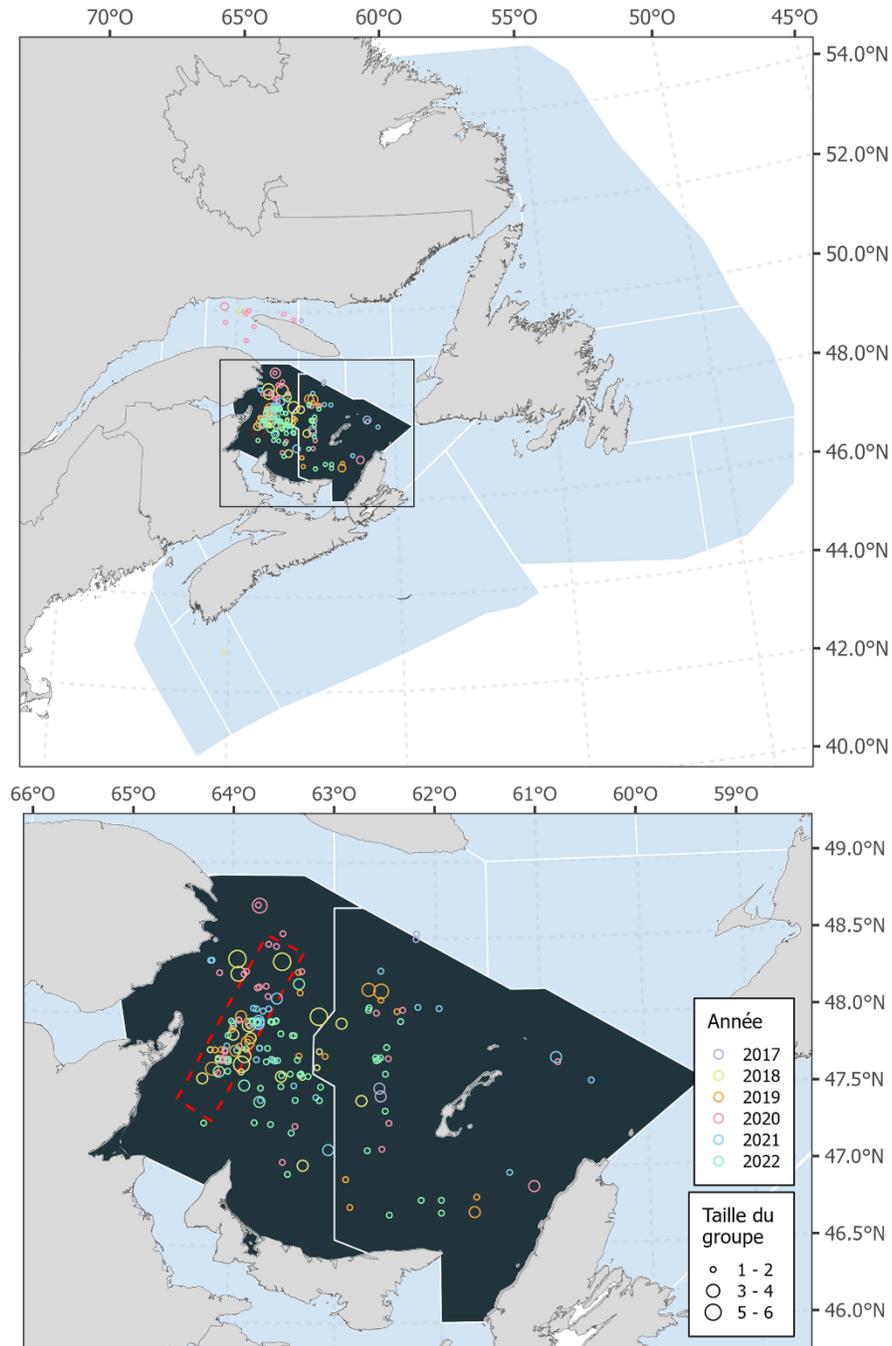


Figure 5. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectés le long des lignes des transects pendant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction de la vallée de Shediac délimitée en 2021. Seules les observations primaires enregistrées en mode passage et lorsque les observateurs sont actifs sont présentées ici (voir la section Méthodes).

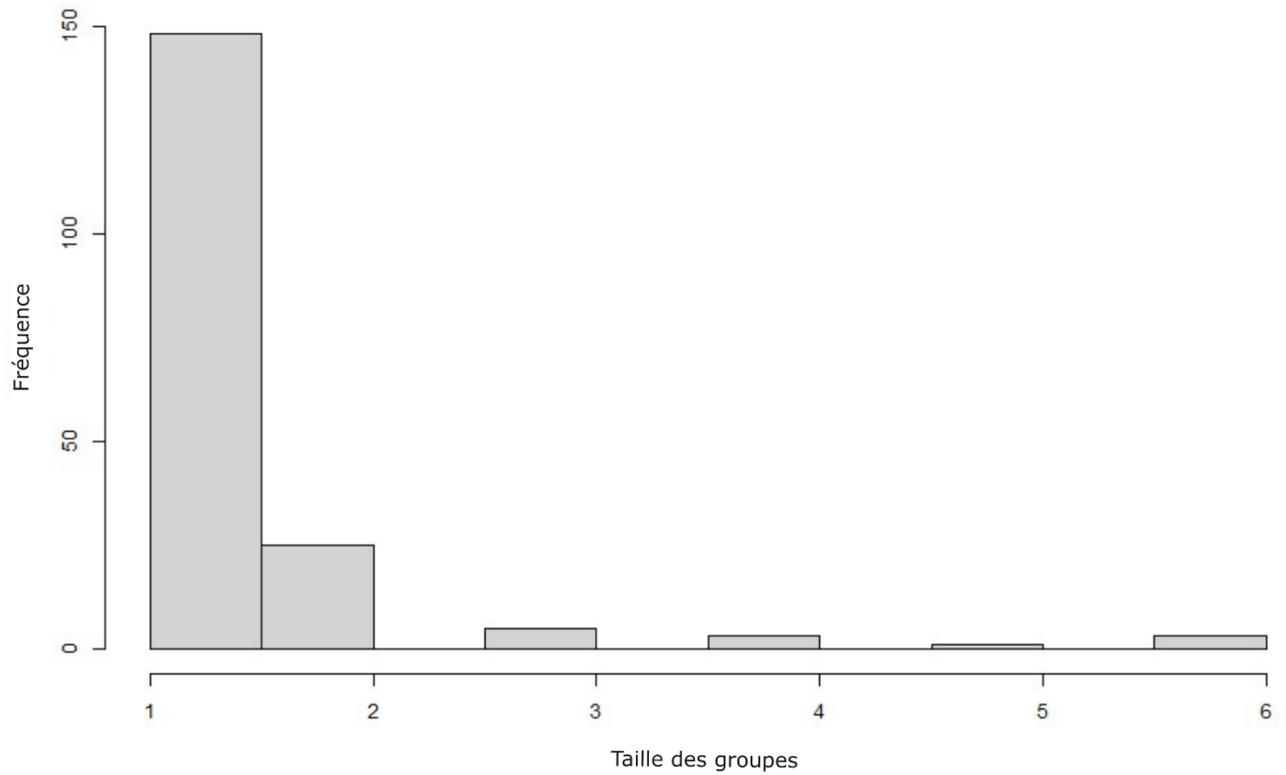


Figure 6. Distribution de la fréquence de la taille des groupes pour les 185 groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord, Eubalaena glacialis, détectés pendant les relevés systématiques dans les eaux de l'est du Canada du 29 août 2017 au 6 novembre 2022.

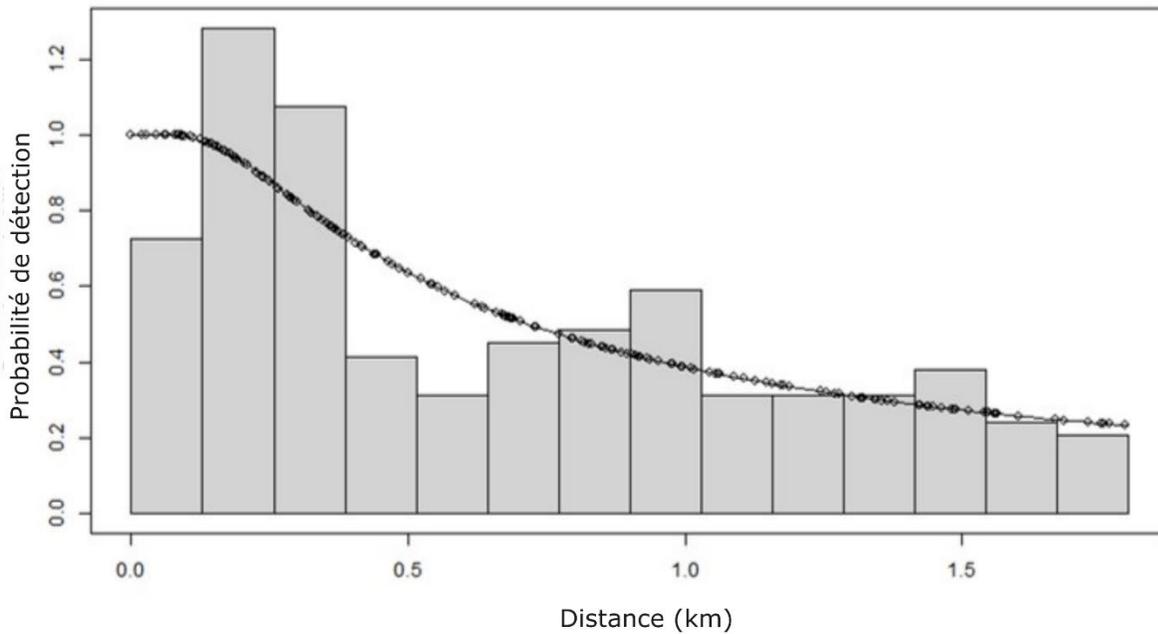
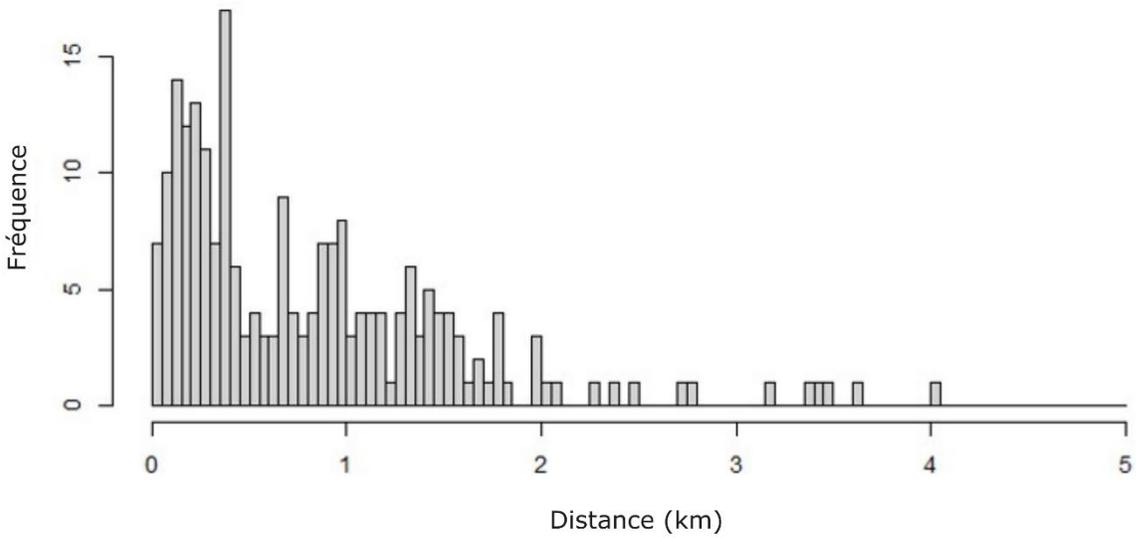


Figure 7. Haut : Distribution de la fréquence des distances perpendiculaires de 222 groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectés par les observateurs primaires pendant les relevés systématiques dans les eaux de l'est du Canada et pendant les efforts de surveillance des pêches du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. Bas : Courbe de détection du taux de probabilité ajustée à 205 groupes de baleines noires (après troncature à 1 800 m), fournissant une demi-largeur de bande effective de 916 m (IC à 95 % : 856 à 973 m). Les distances perpendiculaires sont regroupées dans des classes, mais le modèle a été appliqué aux données non groupées.

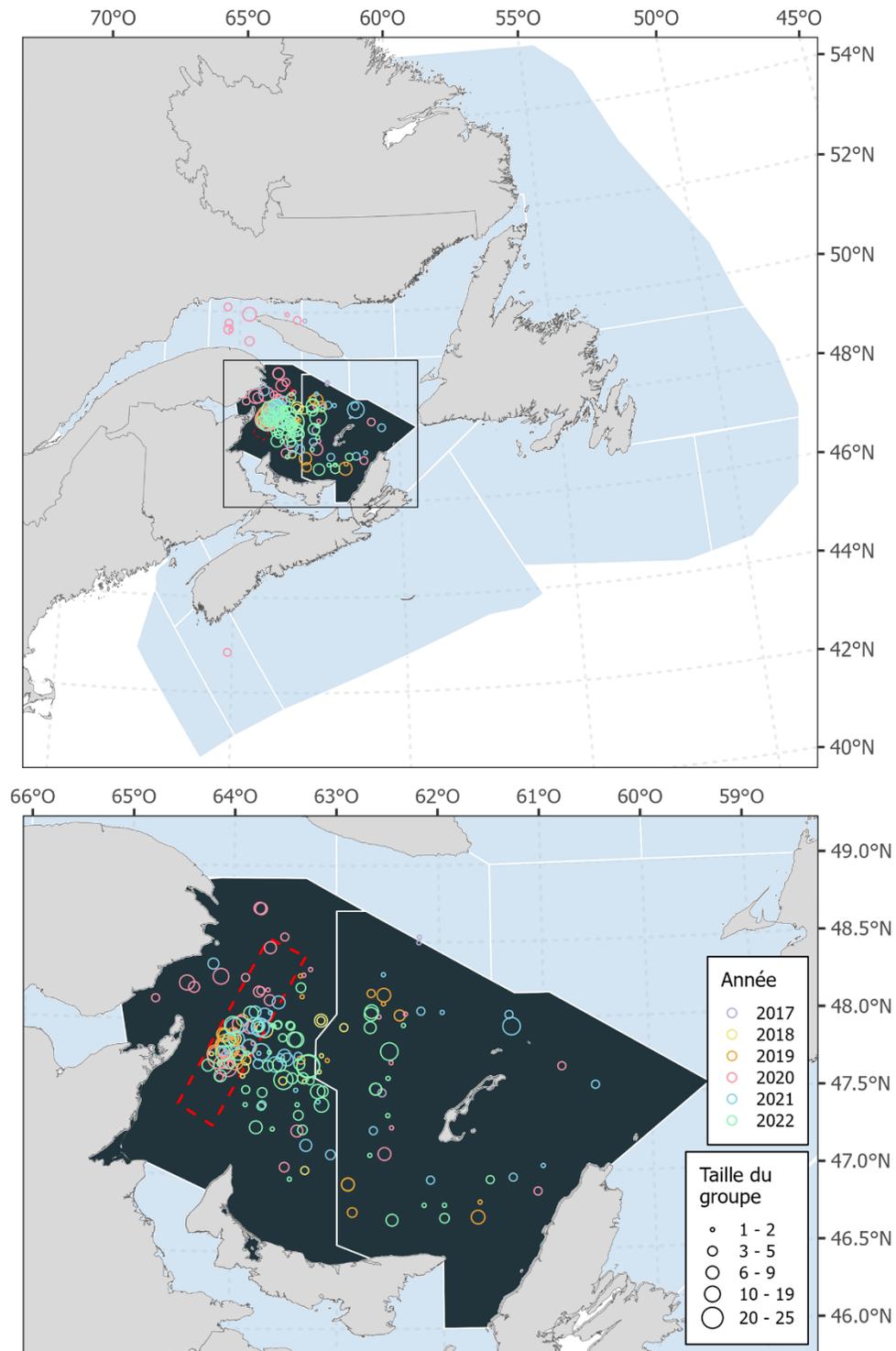


Figure 8. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectés durant les procédures d'approche pendant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction de la vallée de Shediac délimitée en 2021.

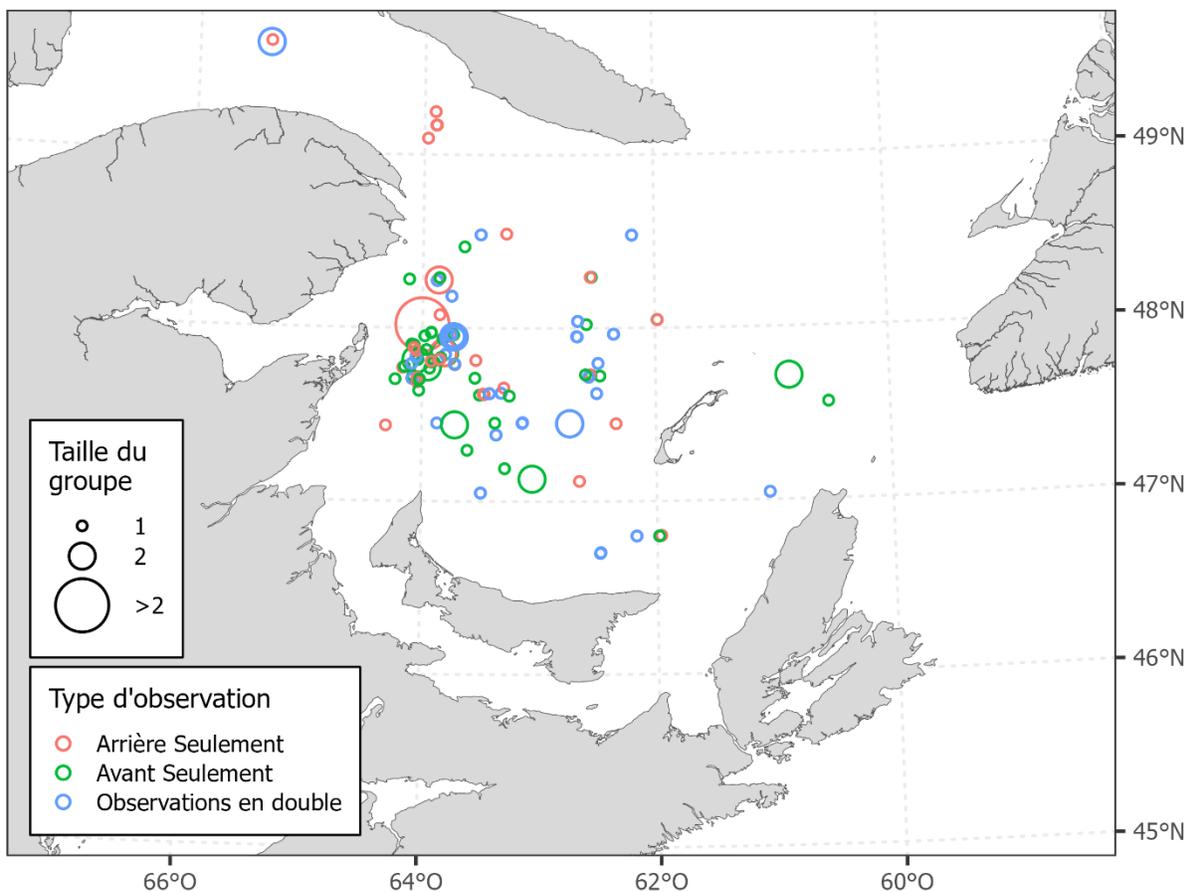


Figure 9. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, détectés uniquement par les observateurs du côté droit de l'aéronef, le long des lignes des transects pendant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes du 29 août 2017 au 6 novembre 2022. Ces observations ont été utilisées pour la détermination des observations en double pour les analyses à double plateforme (voir la section Méthodes – Facteurs de correction).

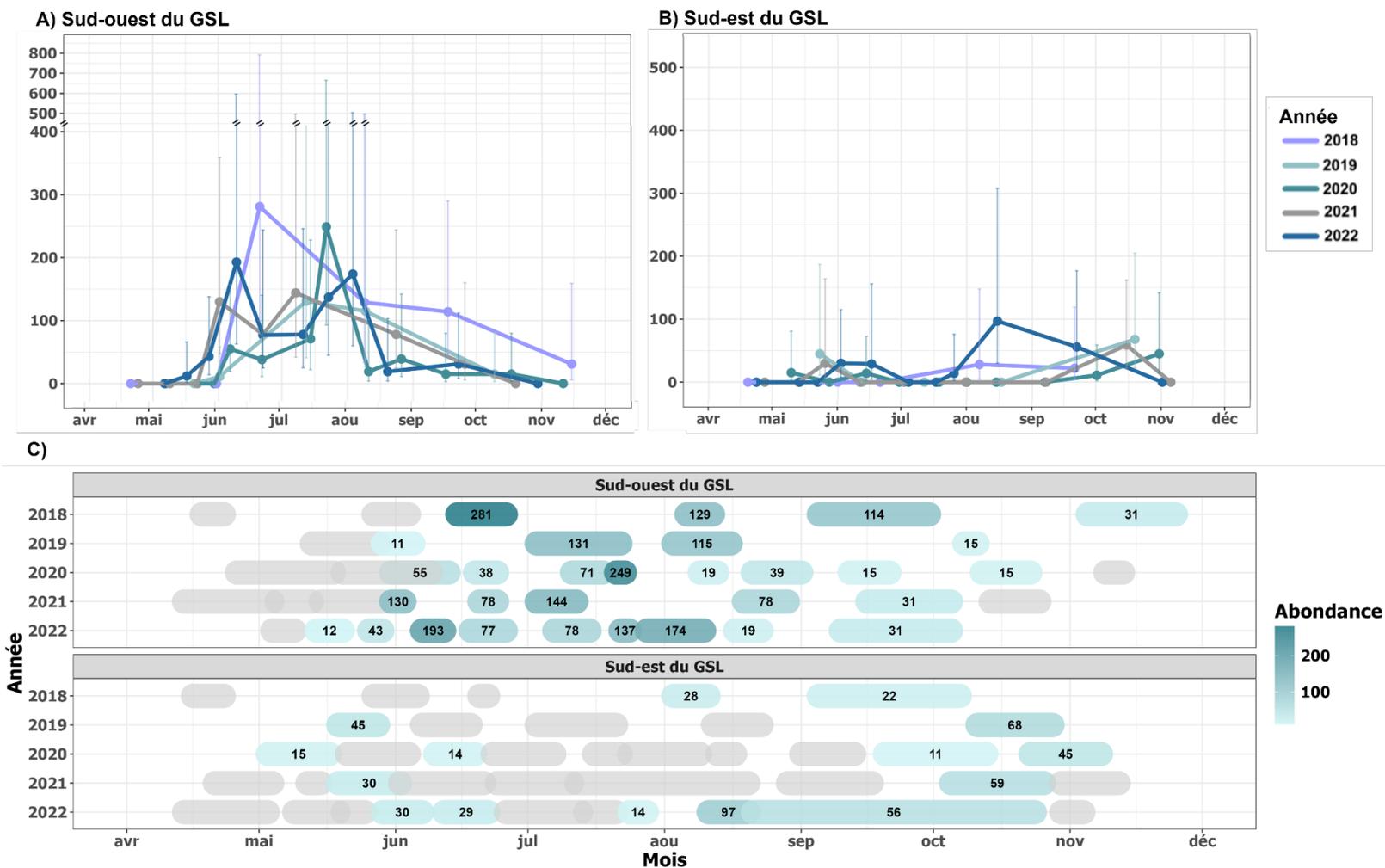


Figure 10. Estimations de l'abondance des baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, corrigées pour tenir compte des biais de disponibilité et de perception, pour chaque relevé des strates du sud-est et du sud-ouest du golfe du Saint-Laurent (GSL), entre le 10 avril 2018 et le 6 novembre 2022. Les relevés menés en 2017 sont exclus de cette figure en raison de leur couverture limitée du sud du GSL. Les panneaux A et B montrent les estimations corrigées de l'abondance et leur IC à 95 %, tandis que le panneau C présente l'abondance corrigée et la durée de chaque relevé. Les formes oblongues ombrées dans le panneau C indiquent les dates auxquelles chaque relevé a été effectué, les formes grises indiquant qu'aucune baleine noire n'a été observée (abondance de zéro).

ANNEXE 1. FACTEURS DE CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ

La proportion de baleines noires pouvant être détectée a été calculée comme le nombre d'animaux détectés à partir de la ligne de transect du relevé pour chaque observation spécifique (i), divisé par le nombre total d'animaux observés pendant les procédures d'approche déclenchées par cette observation. Nous avons ensuite calculé les facteurs de correction du biais de disponibilité (\hat{a}) en faisant la moyenne de ces proportions en fonction du moment des relevés ou des emplacements géographiques. Quatre facteurs ont été pris en compte dans le calcul de la moyenne des valeurs de disponibilité :

- **Année** : pour tenir compte des variations temporelles potentielles du comportement de la baleine noire d'une année à l'autre.
- **Période** : pour tenir compte des variations potentielles du comportement de la baleine noire dans l'année. Les relevés ont été divisés en trois périodes pour tenir compte des périodes où l'on suppose que la plupart des baleines se déplacent (c.-à-d. du début des relevés en avril jusqu'à la fin mai, et de septembre à la fin des relevés en novembre) et des périodes où la plupart des baleines sont observées formant des regroupements, principalement dans la vallée de Shediac (de juin à août), parce que les baleines noires peuvent être plus difficiles à détecter visuellement pendant la migration (Firestone *et al.* 2008, Whitt *et al.* 2013).
- **Strates** : pour tenir compte des différences potentielles de comportement (p. ex. alimentation, déplacement) dans différentes régions. Les observations ont été divisées par strate pour les deux strates comportant le plus grand nombre d'observations de baleines noires (le sud-est du golfe du Saint-Laurent [GSL] et le sud-ouest du GSL).
- **Zone** : pour tenir compte des différences potentielles de comportements (p. ex. alimentation, déplacements) dans différentes régions. Les observations ont été divisées en zones : 1) les strates du sud-ouest du GSL (où se trouve la vallée de Shediac et où ont lieu la plupart des observations de baleines noires) et 2) les autres strates des relevés.

Pour toutes les années et les strates des relevés, la moyenne du biais de disponibilité était de 0,548 (CV : 66 %). Les facteurs de correction du biais de disponibilité calculés en tenant compte de chaque facteur ci-dessus, individuellement ou en combinaison, sont présentés dans les tableaux A1 à A7 ci-dessous. Voir la justification des valeurs appliquées aux estimations de l'abondance dans la section Résultats.

Tableau A1.1. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par année.

Année	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
2017	1,000	0,000	0,000	4
2018	0,433	0,967	0,081	27
2019	0,529	0,625	0,072	21
2020	0,575	0,646	0,049	57
2021	0,482	0,706	0,055	38
2022	0,566	0,652	0,047	62

Tableau A1.2. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par période : avril-mai (AM), juin-août (JA) et septembre-novembre (SN).

Période	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
AM	0,685	0,537	0,087	18
JA	0,478	0,738	0,030	136
SN	0,704	0,455	0,043	55

Tableau A1.3. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par strate, en tenant compte uniquement des strates du sud-est du GSL (SEGS) et du sud-ouest du GSL (SOGSL).

Strate	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
SEGS	0,667	0,533	0,054	44
SOGSL	0,484	0,718	0,029	147

Tableau A1.4. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par année et par strate, en tenant compte uniquement des strates du sud-est du GSL (SEGS) et du sud-ouest du GSL (SOGSL).

Année	Strate	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
2018	SEGS	NA	NA	NA	2
2018	SOGSL	0,433	0,967	0,087	23
2019	SEGS	0,628	0,513	0,114	8
2019	SOGSL	0,468	0,713	0,093	13
2020	SEGS	0,792	0,436	0,109	10
2020	SOGSL	0,456	0,768	0,059	35
2021	SEGS	0,641	0,522	0,106	10
2021	SOGSL	0,425	0,775	0,062	28
2022	SEGS	0,618	0,661	0,109	14
2022	SOGSL	0,550	0,654	0,052	48

Tableau A1.5. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par période : avril-mai (AM), juin-août (JA) et septembre-novembre (SN) et par année de relevé (de 2018 à 2022).

Période	Année	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
AM	2018	NA	NA	NA	1
AM	2019	0,750	0,471	0,250	2
AM	2020	1,000	NA	NA	1
AM	2021	0,630	0,593	0,141	7
AM	2022	0,673	0,665	0,169	7
JA	2018	0,117	0,314	0,011	12
JA	2019	0,512	0,687	0,094	14
JA	2020	0,489	0,724	0,056	40
JA	2021	0,392	0,842	0,067	24
JA	2022	0,520	0,702	0,054	46
SN	2017	1,000	0,000	0,000	4
SN	2018	0,750	0,471	0,094	14
SN	2019	0,490	0,604	0,132	5
SN	2020	0,736	0,486	0,090	16
SN	2021	0,643	0,408	0,099	7
SN	2022	0,735	0,437	0,107	9

Tableau A1.6. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par période : avril-mai (AM), juin-août (JA) et septembre-novembre (SN) et par strate, en tenant compte uniquement des strates du sud-est du GSL (SEGSL) et du sud-ouest du GSL (SOGSL).

Période	Strate	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
AM	SEGSL	0,576	0,656	0,134	8
AM	SOGSL	0,810	0,419	0,113	9
JA	SEGSL	0,660	0,576	0,098	15
JA	SOGSL	0,451	0,762	0,032	115
SN	SEGSL	0,708	0,482	0,074	21
SN	SOGSL	0,572	0,497	0,059	23

Tableau A1.7. Moyenne du biais de disponibilité (\hat{a}) d'après les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, faites à partir des transects pendant les relevés systématiques et les procédures d'approche associées, par période : avril-mai (AM), juin-août (JA) et septembre-novembre (SN) et par strate, en tenant compte uniquement des strates du sud-ouest du golfe du GSL (SOGSL) ou à l'extérieur de ces strates (Extérieur) où les regroupements étaient plus fréquents que dans toutes les autres strates combinées. Cette combinaison a été choisie pour corriger les estimations de l'abondance (voir la section Résultats).

Période	Zone	Moyenne du biais de disponibilité	CV	ET	Nombre de procédures d'inventaire
AM	SOGSL	0,810	0,419	0,113	9
AM	Extérieur	0,576	0,656	0,126	9
JA	SOGSL	0,451	0,762	0,032	115
JA	Extérieur	0,626	0,594	0,081	21
SN	SOGSL	0,572	0,497	0,059	23
SN	Extérieur	0,758	0,426	0,057	32

ANNEXE 2. EXTRANT DE LA FONCTION DE DÉTECTION SÉLECTIONNÉE

Résumé de l'extrait du modèle sélectionné :

```
> summary(DF_skey_NoCovar)
```

```
Summary for ds object  
Number of observations : 205  
Distance range : 0 - 1.8  
AIC : 200.3207  
Optimisation : mrds (nlminb)
```

```
Detection function:  
Hazard-rate key function
```

```
Detection function parameters
```

```
Scale coefficient(s):  
          estimate      se  
(Intercept) -0.6844736 0.3902213
```

```
Shape coefficient(s):  
          estimate      se  
(Intercept) 0.04624462 0.2788081
```

	Estimate	SE	CV
Average p	0.5068794	0.08204076	0.1618546
N in covered region	404.4354931	68.39909289	0.1691224

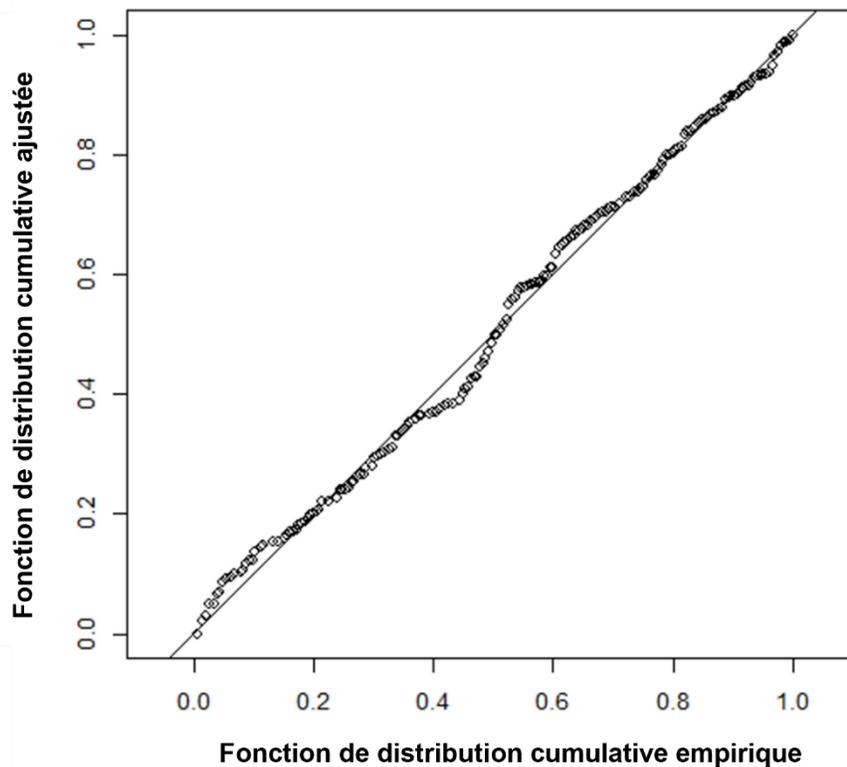


Figure A2.1. Diagramme quantile-quantile (Q-Q) pour le modèle ajusté sélectionné (courbe de détection du taux de probabilité, sans covariable).

ANNEXE 3. EMPLACEMENT ET TAILLE DES GROUPES DE BALEINES NOIRES DE L'ATLANTIQUE NORD PAR PÉRIODE

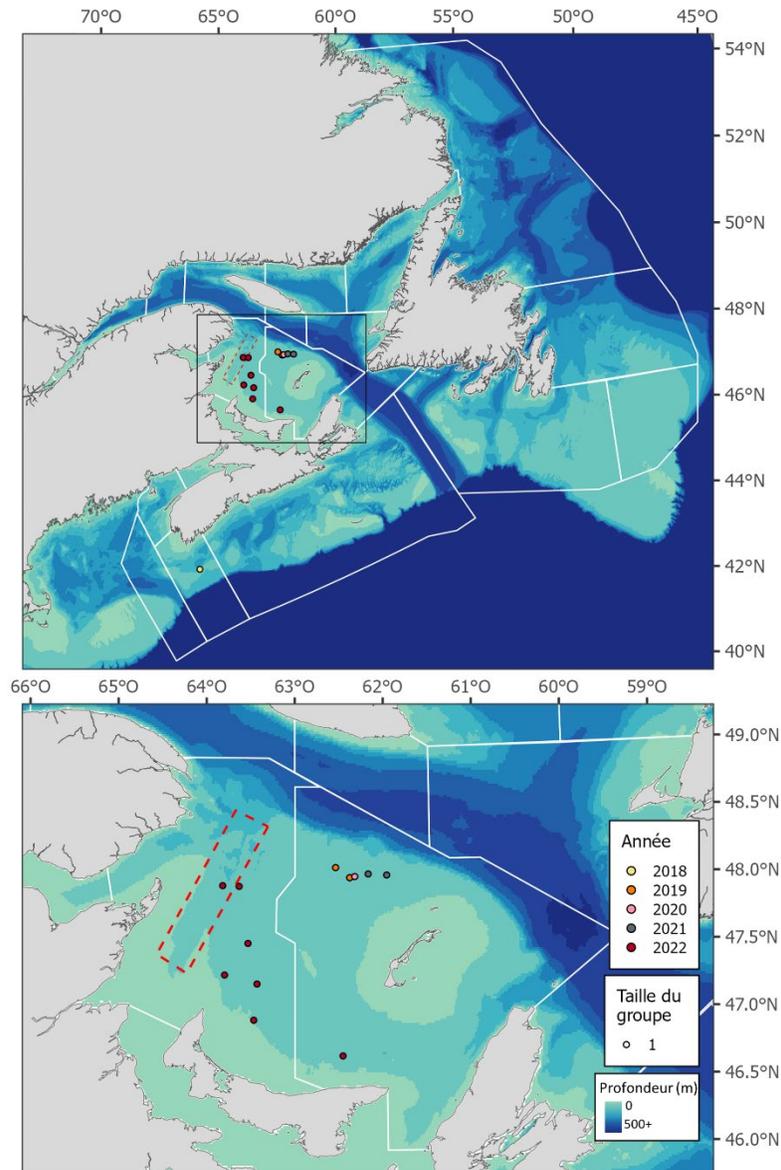


Figure A3.1. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord détectés le long des lignes de transects pendant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes, en avril et en mai de 2017 à 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction statique de la vallée de Shédiac de 2021. Seules les observations primaires enregistrées en mode passage et lorsque les observateurs sont actifs sont présentées ici (voir la section Méthodes).

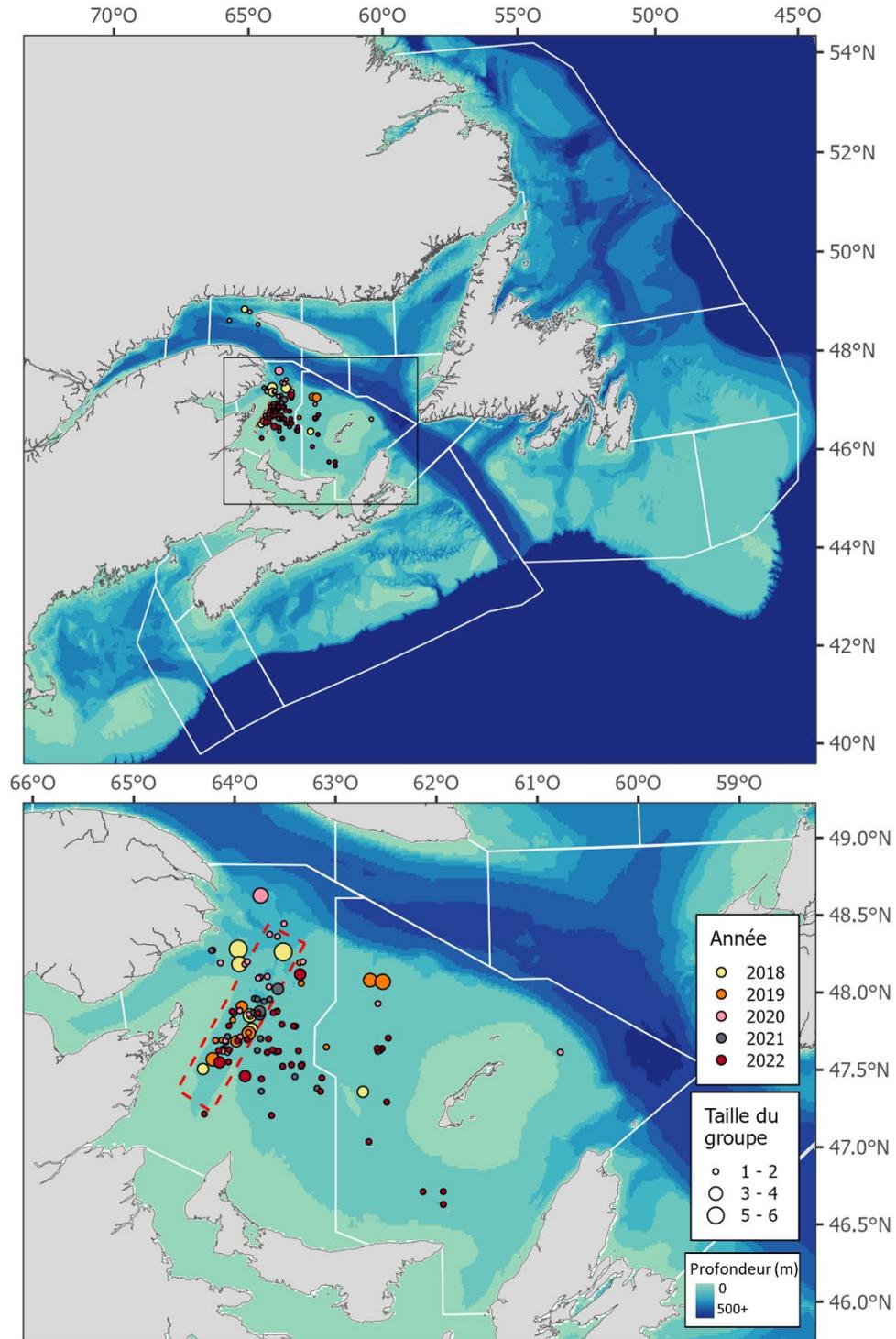


Figure A3.2. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord détectés le long des lignes de transects pendant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes, en juin, en juillet et en août de 2017 à 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction statique de la vallée de Shediac de 2021. Seules les observations primaires enregistrées en mode passage et lorsque les observateurs sont actifs sont présentées ici (voir la section Méthodes).

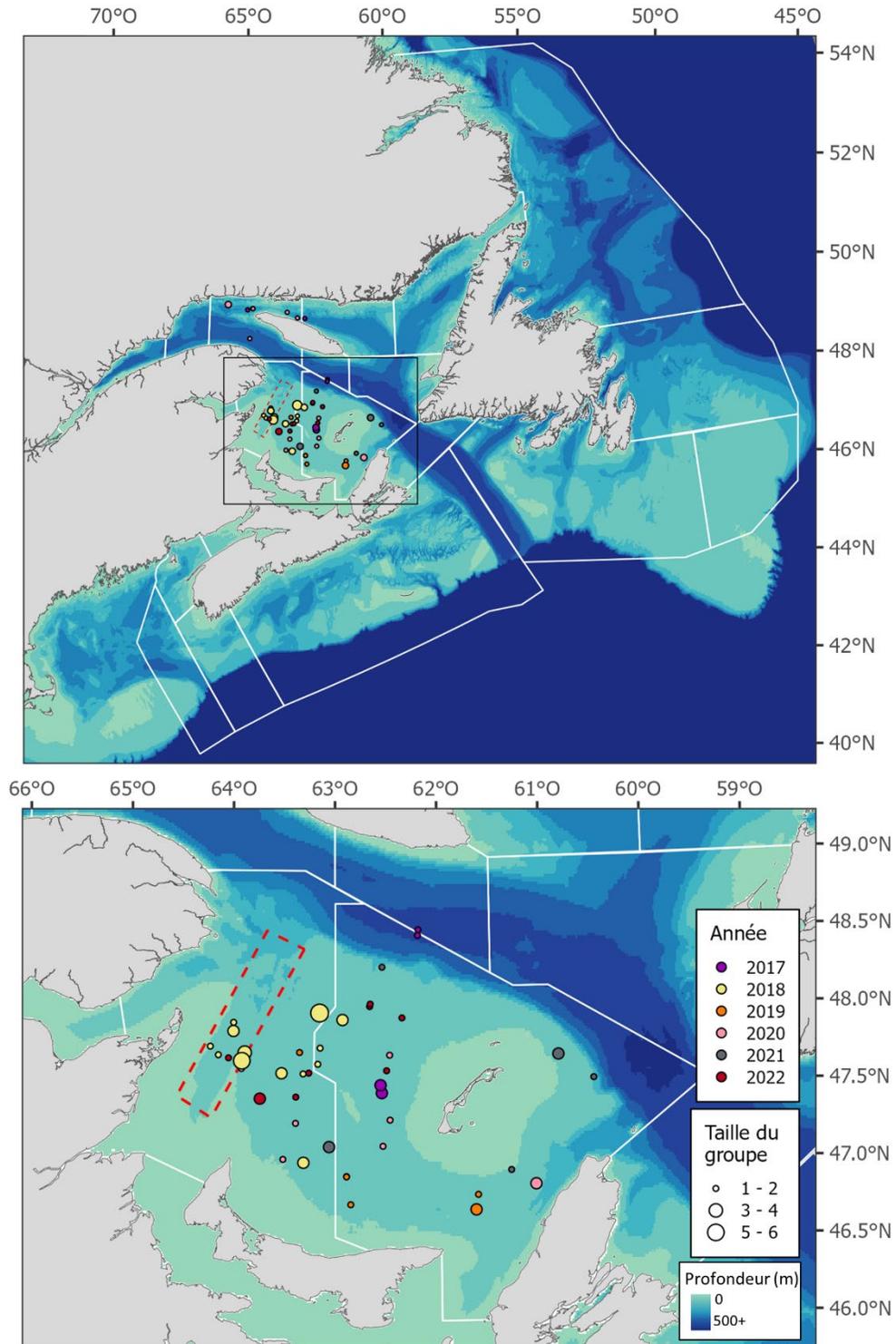


Figure A3.3. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord détectés le long des lignes de transects pendant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes, en septembre, en octobre et en novembre de 2017 à 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction statique de la vallée de Shediac de 2021. Seules les observations primaires enregistrées en mode passage et lorsque les observateurs sont actifs sont présentées ici (voir la section Méthodes).

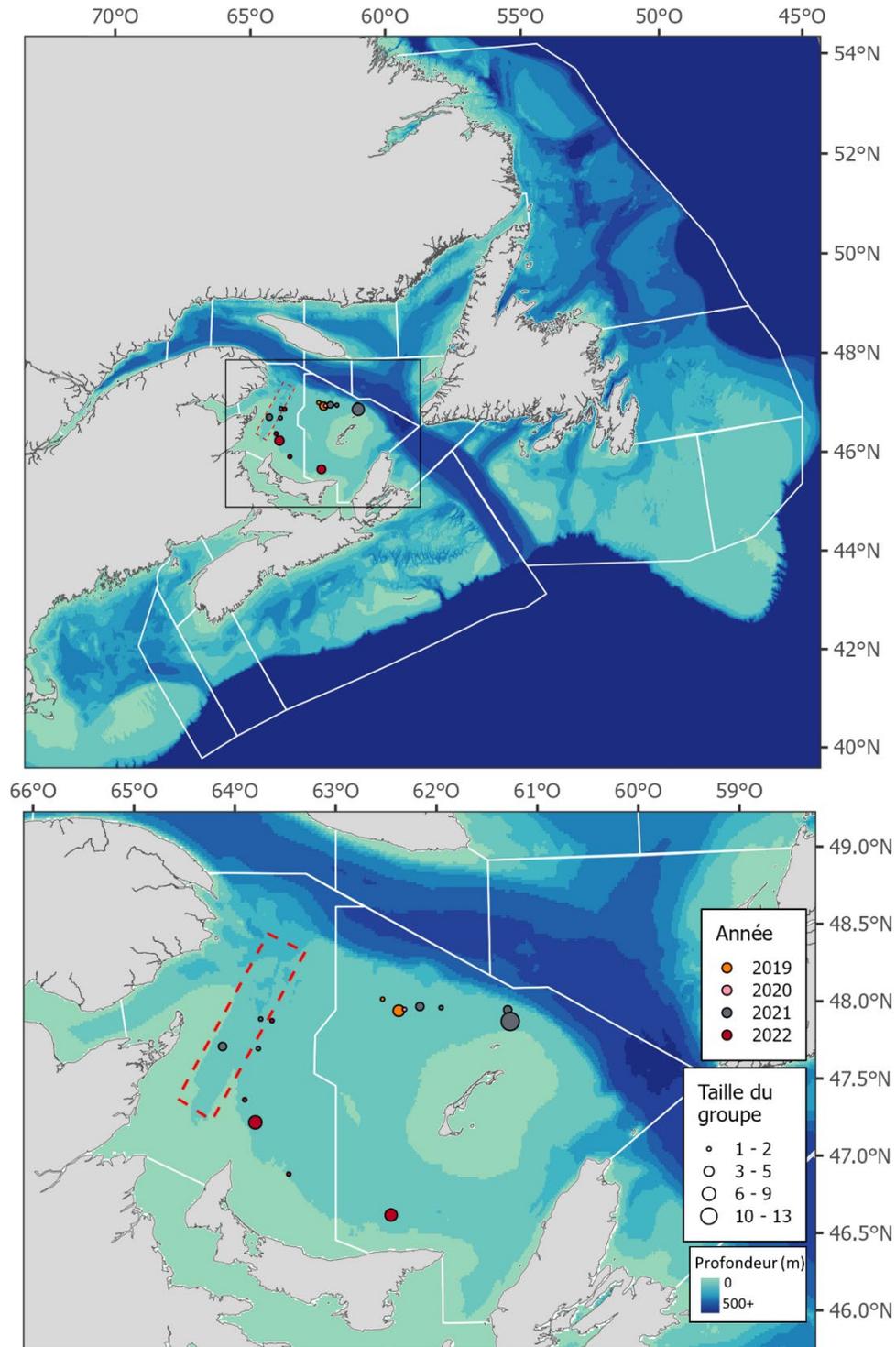


Figure A3.4. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord détectés le long des lignes de transects pendant les procédures d'approche durant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes, en avril et en mai de 2017 à 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction statique de la vallée de Shediac de 2021.

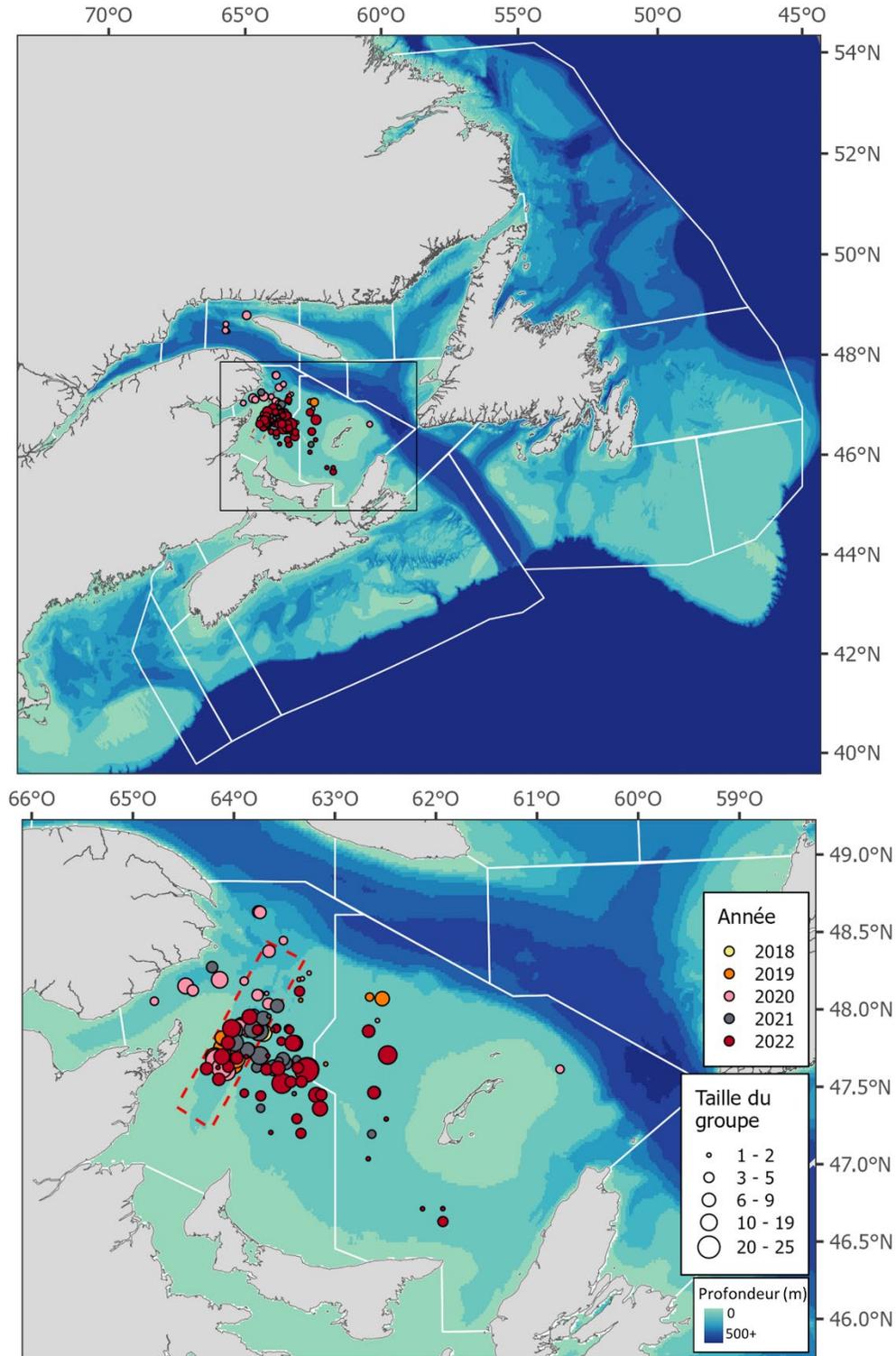


Figure A3.5. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord détectés le long des lignes de transects pendant les procédures d'approche durant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes, en juin, en juillet et en août de 2017 à 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction statique de la vallée de Shediac de 2021.

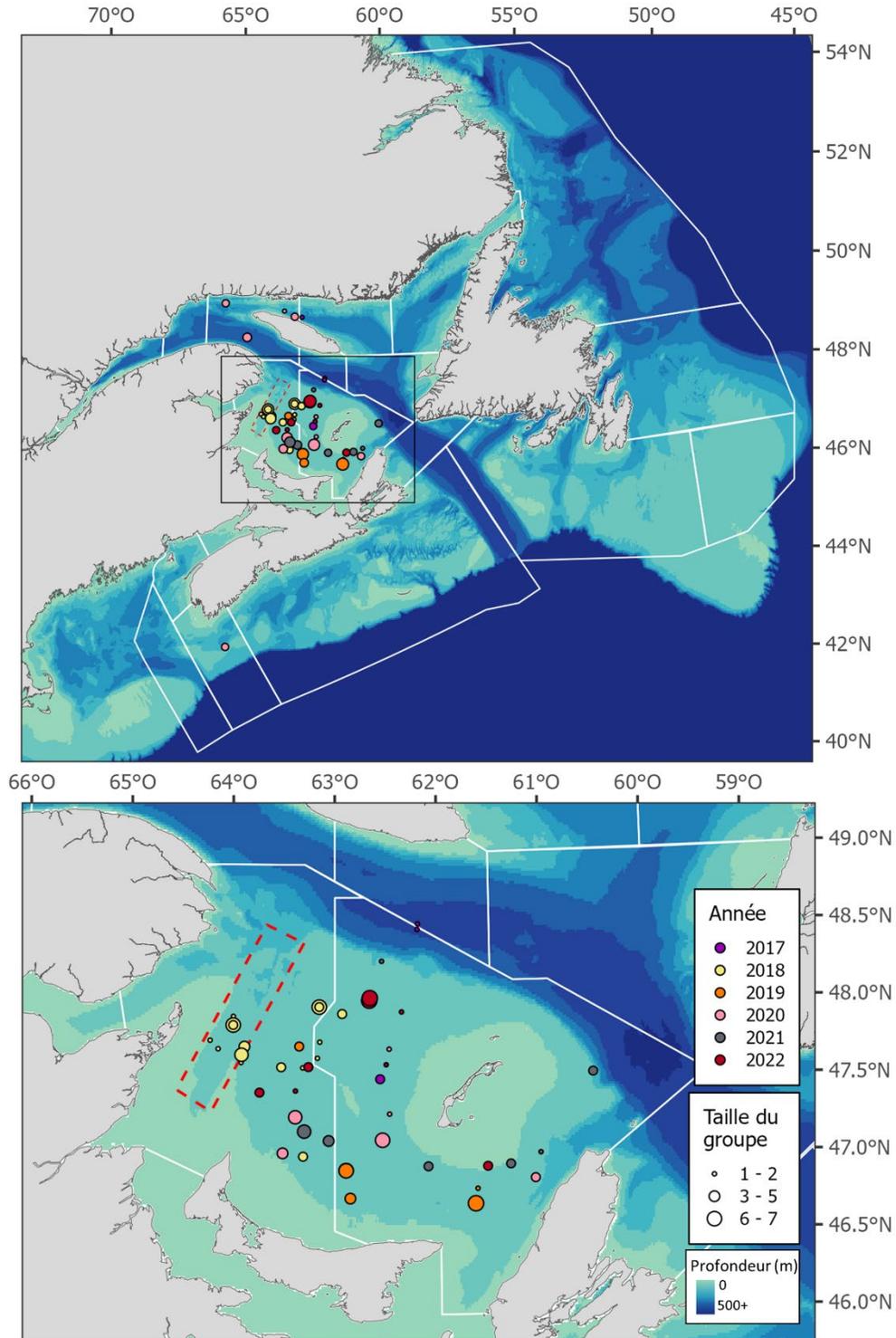


Figure A3.6. Emplacement et taille des groupes de baleines noires de l'Atlantique Nord détectés le long des lignes de transects pendant les procédures d'approche durant les relevés systématiques dans les eaux canadiennes, en septembre, en octobre et en novembre de 2017 à 2022. La ligne tiretée rouge représente la zone de restriction statique de la vallée de Shediac de 2021.