



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 2024/078

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

Évaluation de l'état de la population de phoques communs de l'Atlantique (*Phoca vitulina vitulina*) et prélèvement biologique potentiel (PBP) dans les eaux canadiennes

S.L.C. Lang¹, A.P. St-Pierre², C.D. Hamilton¹, A. Mosnier², D.C. Lidgard³, P. Goulet¹,
C.E. den Heyer³, X. Bordeleau², A.I. Irani², M.O. Hammill²

¹ Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
80, chemin East White Hills
St. John's (Terre-Neuve)
A1C 5X1

² Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec)
G5H 3Z4

³ Institut océanographique de Bedford
1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
B2Y 4AZ

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 978-0-660-74214-4 N° cat. Fs70-5/2024-078F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Lang, S.L.C., St-Pierre, A.P., Hamilton, C.D., Mosnier, A., Lidgard, D.C., Goulet, P., den Heyer, C.E., Bordeleau, X., Irani, A.I., et Hammill, M.O. 2024. Évaluation de l'état de la population de phoques communs de l'Atlantique (*Phoca vitulina vitulina*) et prélèvement biologique potentiel (PBP) dans les eaux canadiennes. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/078. iv + 27 p.

Also available in English:

Lang, S.L.C., St-Pierre, A.P., Hamilton, C.D., Mosnier, A., Lidgard, D.C., Goulet, P., den Heyer, C.E., Bordeleau, X., Irani, A.I., and Hammill, M.O. 2024. Population Status Assessment and Potential Biological Removal (PBR) for the Atlantic Harbour Seal (*Phoca vitulina vitulina*) in Canadian Waters. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/078. iv + 26 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	3
ZONE D'ÉTUDE.....	3
Golfe du Saint-Laurent (GSL)	3
Plateau néo-écossais (PNE).....	3
Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.....	3
COUVERTURE ET MÉTHODES DES RELEVÉS	4
FACTEURS DE CORRECTION ET ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE	5
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	6
RÉSULTATS.....	6
DÉNOMBREMENTS ET TENDANCES	6
ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE	8
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	8
DISCUSSION.....	9
REMERCIEMENTS	13
RÉFÉRENCES CITÉES	14
TABLEAUX	19
FIGURES	21

RÉSUMÉ

Des relevés aériens ont été effectués entre juin et août de 2019 à 2021 pour évaluer l'abondance et la répartition du phoque commun (*Phoca vitulina vitulina*) dans le Canada atlantique. Ces relevés ont couvert trois régions : le golfe du Saint-Laurent (GSL), le plateau néo-écossais (PNE) et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Ces relevés ont permis de dénombrer les phoques aux sites d'échouerie dans chaque région. Au total, 10 327 phoques ont été dénombrés, répartis comme suit : 55 %, 23 % et 22 % dans le golfe du Saint-Laurent, sur le plateau néo-écossais et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, respectivement. Pour estimer l'abondance, nous avons ajusté les dénombrements en fonction de la proportion de phoques qui étaient en mer pendant les relevés et qui n'étaient donc pas sur les échoueries pour être dénombrés. Nous avons appliqué des facteurs de correction (FC) de 2,55 (coefficient de variation [CV] : 16,02 %) et 1,64 (CV : 8,67 %) pour les relevés effectués pendant les périodes de mise bas et de mue, respectivement, tels qu'ils ont été élaborés dans une étude complémentaire fondée sur des données télémétriques récentes et les FC publiés dans la documentation. L'application de ces FC aux dénombrements des phoques communs a donné une estimation de l'abondance totale des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique de 25 183 individus (IC à 95 %, de 22 548 à 28 126) entre 2019 et 2021. Le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador représentaient respectivement 58 %, 24 % et 19 % de l'abondance totale estimée. Il s'agit probablement d'estimations minimales pour plusieurs raisons : les phoques pénètrent dans l'eau avant le dénombrement du fait des perturbations, la détection des phoques sur les échoueries est imparfaite, et certains secteurs ne sont pas couverts. L'incertitude entourant l'estimation de l'abondance peut également être sous-estimée puisqu'aucune incertitude n'a été signalée dans les dénombrements des relevés et que les données pour élaborer des FC pour la zone d'étude étaient limitées. D'après cette estimation de l'abondance, le potentiel de prélèvement biologique potentiel (PBP) pour la population de phoques communs du Canada atlantique était de 720 individus.

INTRODUCTION

Le phoque commun, *Phoca vitulina*, est le pinnipède le plus répandu dans les régions côtières. Il occupe une grande variété d'habitats et de zones climatiques dans tout l'hémisphère Nord (Boulva et McLaren 1979; Härkönen et Heide-Jørgensen 1990; Burns 2009; Liu *et al.* 2022). On sait que trois sous-espèces sont présentes dans les eaux canadiennes : le phoque commun du Pacifique Nord, *P. v. richardsi* (Gray 1864); le phoque commun de l'Atlantique Nord, *P. v. vitulina* (Linnaeus 1758, anciennement *P. v. concolor*), présent le long des côtes de l'Arctique et de l'Atlantique; le phoque commun des Lacs des Loups Marins, *P. v. mellonae* (Doutt 1942), une petite population endémique à une chaîne de lacs d'eau douce au Nunavik (nord du Québec).

Bien que la population de phoques communs des Lacs des Loups Marins soit désignée « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2018) et l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN, Lowry 2016), les deux autres sous-espèces sont considérées comme « non en péril » par le COSEPAC (COSEPAC 2007) et comme « préoccupation mineure » par l'UICN (Lowry 2016).

L'information sur la répartition et l'abondance des pinnipèdes est essentielle pour guider les décisions de gestion, comprendre les effets de la récolte (p. ex. Hammill *et al.* 2017; Hammill *et al.* 2021), estimer les répercussions sur les proies visées par des pêches commerciales ou posant des préoccupations de conservation (Swain et Benoît 2015; Swain et Benoît 2017) et évaluer les répercussions des activités anthropiques (transport maritime, pêche, développement industriel, etc.) sur les populations de pinnipèdes (Lesage *et al.* 1995; Olesiuk 2010). Les phoques communs vivent toute l'année dans le Canada atlantique et sont généralement associés aux zones côtières, aux plages sablonneuses isolées, aux petites îles, aux rochers et aux récifs exposés à marée basse (Boulva et McLaren 1979). Ils sont relativement sédentaires (p. ex. Sharples *et al.* 2012; Rosing-Asvid *et al.* 2020), bien que des déplacements importants puissent se produire (Lesage *et al.* 2004). Même si la répartition côtière et la fidélité au site de ces phoques ont facilité les nombreuses études réalisées sur leur régime alimentaire, leur physiologie et leur comportement dans le Canada atlantique (Bowen et Harrison 1996; Dubé *et al.* 2003; Lesage *et al.* 2004; Heaslip *et al.* 2014), les efforts déployés pour évaluer la répartition et l'abondance de la population de phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique ont été limités à la fois dans l'espace et le temps.

Les données historiques indiquent que les phoques communs étaient abondants dans le Canada atlantique au début du 20^e siècle (Fisher 1949; Scott et Fisher 1958; Boulva et McLaren 1979; Stobo et Fowler 1994). Cependant, les programmes de prime mis en œuvre entre 1927 et 1976 ont entraîné des déclinés importants de l'abondance et des disparitions notables dans des zones où les phoques communs avaient généralement été observés (Boulva et McLaren 1979; Stobo et Fowler 1994; Hammill *et al.* 2010). À l'aide des dossiers de retour de marques pour les primes et des renseignements recueillis au moyen d'entrevues et de questionnaires, Boulva et McLaren (1979) ont estimé l'abondance de la population de phoques communs dans le Canada atlantique au sud du Labrador à environ 12 700 animaux en 1973 : 4 690 dans le golfe du Saint-Laurent (GSL), 5 970 sur le plateau néo-écossais (PNE; dont 1 250 sur l'île de Sable, en Nouvelle-Écosse) et 2 040 sur le plateau de Terre-Neuve (dont 300 sur les îles de Saint-Pierre-et-Miquelon, en France). À la suite de l'interdiction de chasser entrée en vigueur en 1979, les efforts visant à estimer l'abondance des phoques communs dans le Canada atlantique étaient occasionnels et limités à des zones géographiques données. Les relevés aériens effectués dans la baie de Fundy et le long de la côte sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (SONÉ) entre 1985 et 1992, ainsi que le long de certaines parties de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) et du GSL entre 1995 et 2001 ont donné à penser que l'abondance des

phoques communs avait augmenté depuis la fin du programme de primes (Stobo et Fowler 1994; Lesage *et al.* 1995; Robillard *et al.* 2005). De même, les données tirées des dénombrements et du marquage ont montré que la production de blanchons a augmenté sur l'île de Sable de 1978 à 1989 (Bowen *et al.* 2003). Cependant, un déclin marqué de l'abondance à de très faibles effectifs a été observé sur l'île de Sable dans les années 1990 en raison de la concurrence accrue avec les phoques gris et de l'augmentation de la mortalité des blanchons et des femelles adultes attribuée à la prédation accrue par les requins (Lucas et Stobo 2000; Bowen *et al.* 2003). Les relevés locaux effectués à partir de navires et de la terre, combinés à des entrevues menées auprès de pêcheurs locaux au début des années 2000, ont indiqué que l'abondance des phoques communs à Terre-Neuve-et-Labrador avait augmenté à certains sites de la côte sud, avec une abondance stable ou en baisse pour les sites du nord et du nord-est de Terre-Neuve comparativement aux estimations de Bouvla et McLaren pour 1973 (Bouvla et McLaren 1979; Sjare *et al.* 2005). Depuis le début des années 2000, il n'y a eu aucune tentative d'estimer l'abondance des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et, par conséquent, aucune donnée n'est disponible sur les tendances récentes de la population.

Contrairement à la situation dans le Canada atlantique, la population de phoques communs dans les eaux des États-Unis a été évaluée périodiquement depuis 1981 en menant des relevés aériens le long de la côte du Maine pendant la période de mise bas (Gilbert *et al.* 2005; Hayes *et al.* 2022; Sigourney *et al.* 2022). L'abondance des phoques communs dans le Maine a augmenté jusqu'au début des années 2000, puis a diminué jusqu'en 2012 (Sigourney *et al.* 2022). Entre 2012 et 2018, la population semble être demeurée stable avec une estimation de 61 340 phoques en 2018 (Hayes *et al.* 2022; Sigourney *et al.* 2022). Bien que les phoques communs le long de la côte du Maine aient subi une concurrence accrue des phoques gris (Wood *et al.* 2020; den Heyer *et al.* 2021), une hausse de la prédation par les requins blancs (Curtis *et al.* 2014) et des [épisodes inhabituels de mortalité](#) liés à des épidémies de maladies infectieuses en 2011, 2018 et 2022, il n'y a aucun signe de changements rapides de l'abondance globale le long de la côte du Maine depuis le début des années 2000 (Sigourney *et al.* 2022).

En 2019, 2020 et 2021, les relevés aériens du GSL, du PNE et des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 1), respectivement, effectués par Pêches et Océans Canada (MPO) ont constitué la première tentative de dénombrer par relevés les phoques communs dans l'ensemble de leur aire de répartition dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. Les détails complets sur la couverture des relevés et les nombres obtenus pour chaque région se trouvent dans Mosnier *et al.* (2023b) pour le GSL, dans Lidgard *et al.* 2023 pour le PNE et dans Hamilton *et al.* (2023) pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Ici, nous combinons les résultats de ces relevés et appliquons les facteurs de correction d'échouerie appropriés (FC; Irani *et al.* 2024) afin de :

1. fournir une estimation de la répartition et de l'abondance actuelles des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique;
2. fournir une estimation du prélèvement biologique potentiel (PBP) de phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, conformément aux dispositions de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) des États-Unis sur les prises accessoires (NOAA 2016).

MÉTHODES

ZONE D'ÉTUDE

Golfe du Saint-Laurent (GSL)

La région couverte par le relevé englobait l'ensemble de la côte et des îles de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL, y compris la partie inférieure de la rivière Saguenay) et le GSL (figure 2). Elle était divisée en quatre secteurs :

1. l'ESL, de l'île d'Orléans à Pointe des Monts sur la rive nord et Sainte-Anne-des-Monts sur la rive sud, y compris la basse-Saguenay de Cap à l'Est à Tadoussac;
2. le sud du golfe, de Sainte-Anne-des-Monts au cap Nord sur l'île du Cap-Breton, y compris les Îles-de-la-Madeleine, l'île Brion, Corps-Mort, Rocher-Aux-Oiseaux et l'Île-du-Prince-Édouard;
3. le nord du golfe, de Pointe des Monts à Blanc-Sablon, y compris l'île d'Anticosti;
4. la côte ouest de Terre-Neuve, de Flowers Cove au cap Ray.

Plateau néo-écossais (PNE)

La région du relevé comprenait le littoral, les îles et la partie aval des principaux cours d'eau de la Nouvelle-Écosse (N.-É.) et du Nouveau-Brunswick (N.-B.), à l'exception de la côte ouest de l'île du Cap-Breton et de la côte nord de la N.-É., qui étaient incluses dans le relevé du GSL (figure 3). Cinq secteurs ont fait l'objet de relevés :

1. la baie de Fundy, y compris la rivière Saint-Jean jusqu'à l'île Hog, mais à l'exclusion des zones de vasières étendues qui se trouvent dans le nord-est (baie Chignecto) et le nord-ouest (bassin Minas) de la baie, car elles ne constituent pas un habitat convenable pour les phoques communs;
2. le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (SONÉ), de l'extrémité sud de l'île Long (y compris la baie St. Mary's) jusqu'à l'extrémité nord-ouest de la baie St. Margaret's;
3. la rive est, de l'extrémité nord-ouest de la baie St. Margaret's jusqu'à la chaussée de Canso, qui relie la partie continentale de la Nouvelle-Écosse à l'île du Cap-Breton;
4. la côte est de l'île du Cap-Breton, du pont-jetée au cap Nord;
5. l'île de Sable, en Nouvelle-Écosse.

Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

Les relevés côtiers sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador ont été effectués uniquement dans les zones connues pour être ou avoir été occupées par les phoques communs, d'après des entrevues réalisées auprès du personnel scientifique, des pêcheurs et de Conservation et Protection du MPO au printemps 2021 (voir Hamilton *et al.* 2023). La zone de relevé comprenait le littoral et les îles de trois secteurs (figure 4) :

1. la côte sud de Terre-Neuve, de Burgeo à St. John's, y compris la couverture de l'archipel français de Saint-Pierre-et-Miquelon (SPM);
2. la côte nord-est de Terre-Neuve, entre l'île Willis (baie de Bonavista) et les îles Fogo, et entre les îles Grey et Belle Isle;
3. la baie Sandwich, au Labrador.

COUVERTURE ET MÉTHODES DES RELEVÉS

En raison de contraintes logistiques, le relevé à l'échelle du Canada atlantique a été mené sur trois ans (de 2019 à 2021, tableau 1). Le relevé de chaque région (GSL, PNE, plateaux de Terre-Neuve et du Labrador) a été effectué une seule année, sauf celui de l'île de Sable (est du PNE, figure 1), qui a été effectué un an après le relevé de la côte de la partie continentale du PNE (tableau 1). Le moment et la durée des périodes de relevé variaient d'une région à l'autre (tableau 1). Le relevé du GSL a été effectué sur 26 jours, du 4 au 30 juin 2019, et celui de la côte de la partie continentale du PNE sur 32 jours, du 14 juin au 16 juillet 2020. Ces périodes ont été choisies pour coïncider avec la saison de mise bas des phoques communs, durant laquelle on sait qu'ils passent plus de temps sur les échoueries et sont donc plus susceptibles d'être détectés pendant les relevés aériens (Bowen *et al.* 1992; Olesiuk 1999; Dubé *et al.* 2003). Le relevé des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador s'est déroulé sur 44 jours, du 6 juillet au 19 août 2021. Cette période a été choisie parce que les conditions sont généralement plus propices aux relevés aériens dans la région de T.-N.-L. (vents faibles, <20 km/h et faible probabilité de brouillard). Le relevé des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador coïncidait avec la fin de la période de mise bas (fin de la lactation, période de relevé : du 6 au 14 juillet) et la période de mue subséquente (période de relevé : du 24 juillet au 19 août; tableau 1) des phoques communs, durant laquelle les phoques communs passent également une plus grande partie du temps sur les échoueries. Dans toutes les régions, une attention particulière a été accordée aux secteurs où des nombres élevés avaient été signalés ou observés dans les relevés précédents (Boulva et McLaren 1979; Colbourne et Terhune 1991; Stobo et Fowler 1994; Jacobs et Terhune 2000; Robillard *et al.* 2005; Sjare *et al.* 2005).

Les détails complets sur la couverture et les méthodes des relevés pour chaque région se trouvent dans Mosnier *et al.* (2023b) pour le GSL, dans Lidgard *et al.* (2023) pour le PNE et dans Hamilton *et al.* (2023) pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Pour résumer, les relevés aériens ont été effectués à l'aide d'un hélicoptère Bell 429 volant à une vitesse sol de 70 à 80 nœuds, à une altitude de 150 m et à moins de 300 m du littoral. À l'exception des secteurs du sud du GSL où l'amplitude des marées était considérée comme minimale (<1 m, voir la figure 3 dans Mosnier *et al.* 2023b), les relevés ont été programmés de façon à se produire entre -2 h et +2 h de chaque côté du pic de marée basse, puisque les phoques communs sont habituellement échoués sur terre en plus grand nombre au cours de cette période (Olesiuk 1999; Dubé *et al.* 2003; Robillard *et al.* 2005). Pour les régions du sud du GSL où l'amplitude des marées est minimale, les vols des relevés aériens ont été effectués sur 4 heures centrées sur midi. Les relevés ont été réalisés les jours où les conditions météorologiques étaient bonnes, c'est-à-dire les jours sans pluie, sans brouillard et à faible vitesse du vent (<20 km/h). La position de l'hélicoptère était enregistrée en temps réel sur des tablettes ou des ordinateurs portables à l'aide d'enregistreurs GPS reliés à Bluetooth et du logiciel [QGIS](#) ou Memory Map (Memory-Map Inc., Ithaca, NY, É.-U.). Les figures 2 à 4 présentent les trajectoires complètes des relevés pour chaque région. À l'exception de deux zones de relevé dans le GSL où nous avons utilisé une caméra montée sous l'hélicoptère pour recueillir des images (Basse-Côte-Nord et île Brion, voir Mosnier *et al.* 2023b), tous les relevés aériens comportaient deux observateurs situés du côté gauche de l'hélicoptère, l'un dans le siège du copilote et l'autre dans le siège faisant face à l'avant, situé directement derrière le siège du copilote. Le pilote maintenait la position de l'hélicoptère de sorte que les observateurs soient toujours face à la côte ou à l'échouerie. Pour chaque échouerie, les observateurs consignaient (manuellement ou sur des enregistreurs numériques de conversations) les espèces, les dénombrements et si des phoques avaient plongé dans l'eau à l'approche de l'hélicoptère. Tous les observateurs étaient munis de caméras numériques portatives équipées d'objectifs zoom (de 250 à 300 mm de longueur focale). Ils prenaient des photos des échoueries pour confirmer les dénombrements et l'identification des espèces (les

phoques gris peuvent se trouver aux mêmes échoueries que les phoques communs, selon le secteur et la période de l'année). Les photos étaient prises à la plus haute résolution possible et au format JPEG.

Toutes les photographies des échoueries ont été examinées afin d'identifier et de dénombrer les espèces. Les phoques qui se trouvaient dans l'eau juste à côté d'une échouerie étaient inclus dans les dénombrements lorsqu'il était précisé dans les notes du relevé que les phoques venaient de pénétrer dans l'eau en raison des perturbations causées par l'hélicoptère. Dans chaque région des relevés, pour vérifier s'il y avait un biais de perception, deux lecteurs ont compté un sous-ensemble de photographies et les ont comparées à un dénombrement consensuel (voir les détails dans Mosnier *et al.* 2023b, Lidgard *et al.* 2023 et Hamilton *et al.* 2023). Selon les analyses des dénombrements comparés, les dénombrements des relevés obtenus à partir des photographies n'avaient pas été corrigés pour tenir compte du biais de perception.

Les vols à basse altitude étaient interdits dans certaines zones du GSL en raison de la présence d'oiseaux nicheurs : le parc national Kouchibouguac (N.-B., Parcs Canada), le parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé (QC, Sépaq), le parc national du Fjord-du-Saguenay (QC, Sépaq) et l'île aux Perroquets (réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, QC, Parcs Canada). Pour ces zones, les dénombrements ont été tirés des observations effectuées à partir de navires ou d'images de drones, selon des protocoles conformes à ceux utilisés dans les relevés aériens (voir Mosnier *et al.* 2023b). Compte tenu de sa distance par rapport à la rive (environ 300 km d'Halifax, en Nouvelle-Écosse) et du faible nombre de phoques communs que l'on pensait y trouver (Bowen *et al.* 2003), le relevé de l'île de Sable a été effectué à partir de la rive à l'aide d'un véhicule tout terrain qui a fait le tour de l'île pendant une seule période de relevé dans la plage de -2 h à +2 h avant et après le pic de marée basse (Lidgard *et al.* 2023).

FACTEURS DE CORRECTION ET ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

Pour estimer l'abondance, il faut ajuster les dénombrements de relevé en fonction de la proportion d'animaux qui étaient en mer au moment du relevé et qui ne pouvaient donc pas être dénombrés. Pour en tenir compte, nous avons élaboré des FC d'échouerie (Irani *et al.* 2024), en utilisant :

1. les données recueillies sur les phoques communs pendant la période de mise bas à partir des déploiements de télémétrie par satellite dans l'ESL en 2021-2022;
2. les valeurs publiées pour les périodes de mise bas et de mue dans l'Atlantique Nord-Ouest.

En résumé, afin de calculer un FC pour la période de mise bas, nous avons posé un émetteur satellite sur 12 phoques communs (combinaison d'adultes, de juvéniles et de petits) dans l'ESL, ce qui a fourni des données sur leur comportement aux échoueries dans des conditions semblables à celles d'un relevé pendant la période d'intérêt (du 15 mai au 30 juin 2022). En raison des préoccupations entourant la petite taille de l'échantillon, la représentation biaisée des différentes catégories d'âge et de sexe dans l'échantillon et la couverture géographique limitée, nous avons combiné la proportion estimative d'individus présents aux échoueries calculée à partir des données de télémétrie par satellite de l'ESL à trois estimations tirées de la documentation pour la période de mise bas dans l'Atlantique Nord-Ouest selon une méthode de moyenne pondérée, où la proportion de phoques présents aux échoueries dans chaque étude était pondérée par la variance estimée dans cette proportion (voir les détails dans Irani *et al.* 2024). La proportion moyenne pondérée ainsi calculée de la population présente aux échoueries (P) pendant la période de mise bas était de 0,39 (intervalle de confiance [IC] à 95 % : 0,27 à 0,52, CV : 0,160), ce qui donne un FC de 2,55 ($FC = 1/P$). Pour les secteurs où le

relevé a eu lieu pendant la période de mue, nous avons combiné quatre estimations publiées de la proportion présente aux échoueries pendant les périodes de mue, de l'Atlantique Nord-Est et Nord-Ouest, en appliquant la même méthode de moyenne pondérée que ci-dessus pour calculer une proportion moyenne de la population présente aux échoueries de 0,61 (IC à 95 % : 0,50 à 0,71, CV : 0,087), ce qui donne un FC de 1,64.

L'abondance totale de la population a été estimée en multipliant les dénombrements des périodes de mise bas et de mue par leurs facteurs de correction correspondants et en additionnant les régions (tableau 1). Les dénombrements obtenus à partir des photos ont été considérés comme des dénombrements totaux exacts, puisqu'aucune correction du biais de perception n'avait été appliquée (voir ci-dessus). Pour tenir compte de la nature binomiale des données de dénombrement et du fait que les dénombrements ont été présentés sans la variance connexe, nous avons calculé la variance de l'estimation de l'abondance, $var(A)$, à l'aide de l'équation suivante adaptée de l'équation 6 dans Thompson et Seber (1994), pour une disponibilité constante estimée (dans ce cas, la proportion présente aux échoueries) :

Équation 1 :

$$var(A) = A * \frac{(1 - P)}{P} + A^2 * \frac{var(P)}{P^2}$$

où A représente l'estimation de l'abondance de la population et P représente la proportion présente aux échoueries et sa variance $var(P)$.

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

Conformément à l'approche de précaution de la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (Stenson et Hammill 2011), les prélèvements durables de populations sur lesquelles on dispose de peu de données, comme les phoques communs de l'Atlantique dans les eaux canadiennes, sont estimés selon l'approche du PBP. Le PBP est calculé comme suit :

Équation 2 :

$$PBR = 0,5 \cdot R_{max} \cdot F_R \cdot N_{min}$$

où R_{max} est le taux maximal d'augmentation de la population, avec une valeur par défaut pour les pinnipèdes fixée à 12 % (Wade et Angliss 1997; NMFS 2023), F_R est un facteur de rétablissement (entre 0,1 et 1) et N_{min} est la taille estimée de la population en utilisant le 20^e centile de la distribution log-normale de la plus récente estimation de la population (Wade 1998), où

Équation 3 :

$$N_{min} = \frac{Abundance}{\exp(z \sqrt{\ln(1 + (CV_{Abundance})^2)})}$$

où z est une variable normale standard et donc égale à 0,842 pour le 20^e centile. Le F_R appliqué dépend de notre compréhension de l'état du stock (MPO 2018).

RÉSULTATS

DÉNOMBREMENTS ET TENDANCES

Les dénombrements par zone de relevé pour chaque région sont présentés dans le tableau 1. Aucune correction du biais de perception n'a été appliquée aux dénombrements dans les régions des relevés (voir la section Méthodes). Les dénombrements obtenus pendant les

périodes de mise bas et de mue dans la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador sont présentés séparément (voir la section Estimations de l'abondance ci-dessous).

Le dénombrement total pour les eaux canadiennes de l'Atlantique était de 10 327 individus (tableau 1). Le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador représentaient 55 %, 23 % et 22 % de ce total, respectivement. Au total, 674 phoques ont été dénombrés à Saint-Pierre-et-Miquelon. Ces phoques ne sont pas inclus dans le dénombrement total pour la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (tableau 1). Les figures 5 à 7 illustrent la répartition des dénombrements pour chaque région de relevé, présentée sous forme de points spatialement regroupés en fonction d'un seuil de 10 km. Les dénombrements et les emplacements détaillés pour les différentes échoueries dans le GSL, le PNE et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador se trouvent dans Mosnier *et al.* (2023b), Lidgard *et al.* (2023) et Hamilton *et al.* (2023), respectivement.

Dans le GSL, l'ESL représentait 37 % des dénombrements totaux pour la région (tableau 1). La densité des phoques communs (le nombre d'individus observés par kilomètre de littoral recensé) dans l'ESL ($1,4 \text{ km}^{-1}$) était de 2,8 à 7,0 fois plus élevée que dans les autres régions des relevés du Canada atlantique (tableau 2). Dans l'ESL, nous avons observé des phoques communs à des échoueries dans toutes les parties de l'estuaire, les plus grands groupes se trouvant près du parc national du Bic (QC, Sépaq), de Métis-sur-Mer (QC) et de Pointe-aux-Outardes (QC; figure 5). Le nombre de phoques communs observés dans l'ESL en 2019 (2 140) était plus de quatre fois plus élevé que les dénombrements obtenus lors des relevés de juin 1995, 1996 et 2000 dans les mêmes secteurs (410, 467 et 530 animaux, respectivement; Robillard *et al.* 2005), ce qui représente un taux d'augmentation annuel de 7,0 % entre 1995 et 2019 pour l'ESL (Hamilton *et al.* [2023]).

Pour les secteurs du GSL situés à l'extérieur de l'ESL, les dénombrements totaux étaient les plus élevés pour le sud du golfe, avec les plus importants le long de la côte nord-est de la Gaspésie (parc national Forillon, QC, Parcs Canada) et de la côte sud de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.; figure 5). Dans le nord du golfe, nous avons observé principalement des phoques communs autour de l'île d'Anticosti (QC) et dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan (QC, Parcs Canada; figure 5). Sur la côte ouest de Terre-Neuve, les plus grands groupes se trouvant sur la côte sud-ouest de la baie St. George's et dans la région du parc national du Gros-Morne (T.-N.-L., Parcs Canada; figure 5). La densité était plus faible dans le nord du golfe ($0,3 \text{ km}^{-1}$) que dans le sud du golfe et sur la côte ouest de Terre-Neuve ($0,5 \text{ km}^{-1}$ dans les deux secteurs; tableau 2). Un relevé avait déjà été réalisé (selon les mêmes méthodes) en juin 1996 dans une petite partie des secteurs du nord et du sud du golfe ayant fait l'objet d'un relevé en 2019 (réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, île d'Anticosti et îles de la Madeleine) ou en juin 2001 (Î.-P.-É.; voir Robillard *et al.* 2005). Les dénombrements de phoques communs étaient plus élevés en 2019 qu'en 1996 pour le parc national de l'Archipel-de-Mingan (269 et 9, respectivement) et l'île d'Anticosti (639 et 308, respectivement), mais comparables pour les îles de la Madeleine (23 et 32, respectivement). Comparativement à 2001, le nombre de phoques communs était plus élevé à l'Île-du-Prince-Édouard en 2019 (423 et 696, respectivement).

En ce qui concerne le PNE, les dénombrements effectués aux échoueries de la baie de Fundy et du SONÉ représentaient 72 % des dénombrements totaux pour la région (tableau 1). Dans la baie de Fundy, les phoques communs ont surtout été observés dans la région de l'île Grand Manan et le long de la côte nord-ouest de la partie inférieure de la baie de Fundy (baie Passamaquoddy jusqu'aux chaussées Musquash, au Nouveau-Brunswick; figure 6). Dans le SONÉ, nous avons trouvé des phoques communs aux échoueries en groupes relativement petits le long de la côte sud, et de plus grands groupes vers le nord-est dans les secteurs proches de Lunenburg, en Nouvelle-Écosse (figure 6). Les densités étaient plus élevées dans la

baie de Fundy ($0,4 \text{ km}^{-1}$) et le long du SONÉ ($0,5 \text{ km}^{-1}$) que le long de la côte est ou de la côte est du Cap-Breton ($0,2 \text{ km}^{-1}$ dans les deux secteurs; tableau 2). En raison des différences dans la couverture, le moment et la méthodologie des relevés, il est difficile de comparer directement les dénombrements de phoques communs dans les relevés antérieurs dans la baie de Fundy ou le long de la côte du SONÉ (Colbourne et Terhune 1991; Stobo et Fowler 1994; Jacobs et Terhune 2000; Lidgard *et al.* 2023). Le long de la côte est, les groupes les plus nombreux se trouvaient dans la zone sauvage des îles de la côte est (entre Clam Harbour et Marie Joseph, en Nouvelle-Écosse; figure 6). Sur l'île du Cap-Breton, les phoques communs n'ont été observés que sur le côté sud-est de l'île, les groupes les plus importants se trouvant autour de Fourchu, en Nouvelle-Écosse (figure 6). Seuls quatre adultes et deux blanchons ont été détectés sur l'île de Sable, en Nouvelle-Écosse (tableau 1), en déclin par rapport aux 625 blanchons dénombrés en 1989 et aux huit dénombrés en 2002 (Bowen *et al.* 2003).

Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les dénombrements aux échoueries (1 963 animaux) représentaient 86 % des dénombrements totaux pour la région (tableau 1), les plus importants ayant été effectués sur la côte sud-est de la presqu'île Avalon (baie St. Mary's, baie Trepassey) et dans la baie Placentia (figure 7). Au total, 674 phoques ont été dénombrés dans l'archipel de Saint-Pierre-et-Miquelon (figure 7). Ces phoques ne sont pas inclus dans le dénombrement total pour la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (tableau 1). Sur la côte nord-est, les plus grands groupes se trouvaient dans les îles Grey; aucun phoque commun n'a été observé dans la zone de relevé entre la baie de Bonavista et les îles Fogo (figure 4, figure 7). La densité n'était que légèrement plus élevée sur la côte sud ($0,4 \text{ km}^{-1}$) que sur la côte nord-est ($0,3 \text{ km}^{-1}$, tableau 2). Aucun phoque commun n'a été observé dans la baie Sandwich, au Labrador (figure 7). En raison des différences dans la couverture et la méthodologie des relevés, il n'est pas possible de comparer directement les dénombrements pendant le relevé aérien de 2021 et ceux tirés d'un nombre limité de relevés aériens, terrestres ou à partir de navires effectués entre 2001 et 2003 dans certaines parties de la côte sud de Terre-Neuve (Sjare *et al.* 2005).

ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

Le tableau 1 présente les estimations de l'abondance des phoques communs pour chaque région des relevés, par secteur. Pour la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les périodes de relevé sur la côte sud s'étendaient sur deux périodes différentes correspondant à la mise bas (du 6 au 8 juillet) et à la mue (du 24 juillet au 19 août). Les dénombrements pour la zone de relevé de la côte sud des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador ont donc été divisés par période de relevé avant l'application des facteurs de correction d'échouerie calculés dans Irani *et al.* (2024) pour les périodes de mise bas et de mue respectivement (tableau).

L'abondance totale estimée des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique entre 2019 et 2021 était de 25 183 (IC à 95 % : de 22 548 à 28 126) animaux (tableau 1). Le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador représentaient respectivement 58 %, 24 % et 19 % de l'abondance totale estimée.

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

L'abondance totale de la population, en combinant les dénombrements de chaque région corrigés en fonction de la proportion d'animaux présente aux échoueries (tableau 1), a servi à calculer le prélèvement biologique potentiel (PBP). La valeur de N_{\min} a été estimée à 24 016 phoques.

Nous avons utilisé les lignes directrices sur l'application des facteurs de rétablissement (MPO 2018) afin de déterminer la valeur à utiliser pour calculer le F_R pour les phoques

communs de l'Atlantique dans les eaux canadiennes. Bien que les données historiques indiquent que les phoques communs étaient abondants dans le Canada atlantique au début du 20^e siècle (Fisher 1949; Scott et Fisher 1958; Boulva et McLaren 1979; Stobo et Fowler 1994), il n'existe aucune estimation de la taille historique de la population. À une abondance totale estimée de 25 183 (IC à 95 % : de 22 548 à 28 126), la population de phoques communs de l'Atlantique dans les eaux canadiennes a été classée comme « abondante » en vertu des lignes directrices du MPO sur les facteurs de rétablissement. Compte tenu des données démographiques limitées et de l'absence de données sur les tendances générales (tendance « inconnue ») pour la population de phoques communs de l'Atlantique dans les eaux canadiennes, un facteur de rétablissement (F_R) de 0,5 a été utilisé pour calculer le PBP.

En utilisant ces paramètres, nous avons estimé le PBP à 720 individus pour les phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

DISCUSSION

La présente étude est le premier effort visant à évaluer l'abondance et la répartition des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. L'abondance totale des phoques communs de 2019 à 2021 a été estimée à 25 183 (IC à 95 % : de 22 548 à 28 126) individus. Le golfe du Saint-Laurent (GSL), le plateau néo-écossais (PNE) et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador représentaient respectivement 58 %, 24 % et 19 % de l'abondance totale estimée (tableau 1). Dans le golfe du Saint-Laurent, l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) ne représentait que 16 % de l'effort de relevé régional, mais 37 % de l'abondance totale estimée pour la région (tableaux 1 et 2). Des phoques communs ont été détectés à des échoueries dans toutes les parties de l'ESL (figure 5), et la densité estimée (nombre d'individus aperçus par kilomètre de côte visé par le relevé) pour cette zone était de 2,8 à 7,0 fois plus élevée que pour toutes les autres zones de relevé dans le Canada atlantique (tableau 2). Comparativement aux données concernant l'ESL, les phoques communs ont été observés moins fréquemment dans le sud du golfe, le nord du golfe et le long de la côte ouest de Terre-Neuve, avec de plus grandes échoueries concentrées dans quelques secteurs (tableau 2, figure 5). Sur le PNE, les densités estimées étaient les plus élevées dans la baie de Fundy et le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (SONÉ) (tableau 2, figure 6) qui, ensemble, représentaient 71 % de l'abondance régionale (tableau 1). Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les densités étaient les plus élevées le long de la côte sud (tableau 2, figure 7), qui représentait 82 % de l'abondance totale estimée pour la région (tableau 1).

Les dénombrements obtenus durant les relevés aériens et les estimations de l'abondance qui en découlent doivent être considérés comme des valeurs minimales, car la détection des phoques sur les échoueries est imparfaite et les phoques pénètrent dans l'eau avant le dénombrement en raison des perturbations causées par l'hélicoptère. On trouve des phoques communs aux échoueries en groupes plus grands dans certains secteurs, mais ils sont généralement observés individuellement ou en petits groupes à une densité relativement faible (Baird 2001; Lesage *et al.* 2004; Hamilton *et al.* 2023; Lidgard *et al.* 2023; Mosnier *et al.* 2023b). Si l'on ajoute à cela le fait que leur pelage peut facilement ressembler aux substrats rocheux à de nombreux endroits, cela peut les rendre difficiles à détecter. Comme on l'a souligné pour les relevés actuels (Hamilton *et al.* 2023; Lidgard *et al.* 2023; Mosnier *et al.* 2023b) et précédents (Robillard *et al.* 2005), les phoques communs réagissent parfois à la présence de l'hélicoptère en entrant dans l'eau. Bien que les phoques dans l'eau à proximité d'une échouerie aient été inclus dans les dénombrements lorsqu'il était précisé dans les notes du relevé que l'approche de l'hélicoptère perturbait les phoques, certains animaux ont probablement été omis, en particulier dans les secteurs où la topographie du littoral est complexe et où des échoueries n'ont peut-être pas été observées avant que les animaux ne soient perturbés par le bruit de

l'hélicoptère qui approchait. Les phoques gris et les phoques communs partagent également des sites d'échouerie à des degrés variables dans l'ensemble du Canada atlantique (Hamilton *et al.* 2023; Lidgard *et al.* 2023; Mosnier *et al.* 2023b). Il a également été difficile d'identifier l'espèce des phoques entrés dans l'eau en réaction à l'arrivée de l'hélicoptère dans quelques secteurs (p. ex. voir Hamilton *et al.* 2023), ce qui a pu se traduire par un sous-dénombrement ou un surdénombrement à certains sites. Ces facteurs combinés ont probablement contribué à l'omission de certains individus pendant les relevés.

Les dénombrements présentés ici proviennent principalement de relevés effectués pendant la période de mise bas (tableau 1). Lorsque la phénologie de la mise bas est connue, on peut choisir le moment des relevés de façon à réduire la proportion de blanchons qui ne sont pas encore nés au moment du relevé ou générer des facteurs de correction pour tenir compte de la proportion de blanchons omis (Bowen *et al.* 1987; Myers et Bowen 1989; Olesiuk 2010; den Heyer *et al.* 2021; Mosnier *et al.* 2023a). Dans le Canada atlantique, les données sur la phénologie de la mise bas ne sont disponibles que pour des portions limitées de la zone de relevé. Dans l'ESL, les premières naissances commencent à la mi-mai, avec une date médiane de mise bas du 25 au 28 mai et une date médiane de sevrage du 25 juin au 1^{er} juillet (Dubé *et al.* 2003; Van de Walle 2013; Renaud *et al.* 2023). Cette période est semblable à celle qui a été observée sur l'île de Sable avant le déclin de l'abondance observé dans les années 1990 (Bowen *et al.* 2003). Si cette période est typique dans l'ensemble du Canada atlantique, très peu de petits devraient naître après les relevés. Les blanchons peuvent également ne pas être visibles au moment du relevé en raison de la dispersion après le sevrage. Dans le PNE (la seule région où les blanchons étaient dénombrés séparément), les blanchons représentaient une plus faible proportion du dénombrement dans les secteurs où le relevé a eu lieu en juillet comparativement à ceux où il était effectué en juin (Lidgard *et al.* 2023). Cependant, la variation spatiale de la production de blanchons, les changements de leur comportement aux échoueries, leur dispersion et leur mortalité sont autant de facteurs qui ont pu contribuer à la réduction de la proportion de blanchons observée plus tard dans la saison (p. ex. Blanchet *et al.* 2016).

Idéalement, les déploiements d'instruments pour obtenir les facteurs de correction d'échouerie devraient (1) avoir lieu dans la même région et pendant la même période que les relevés aériens connexes et (2) inclure un échantillon représentatif de la population selon le sexe et la classe d'âge. Bien que des efforts aient été faits pour déployer des étiquettes satellite dans les diverses régions, les données correspondant à la période de relevé n'étaient disponibles que pour 12 phoques communs (une femelle adulte, six mâles adultes et cinq blanchons récemment sevrés) dans l'ESL en 2021-2022 (voir Irani *et al.* 2024). De ce fait, le seul facteur de correction d'échouerie pour la période de mise bas au Canada atlantique correspondant à la période de relevé provient d'un seul secteur et était limité par un échantillon déséquilibré du sexe et de l'âge des animaux marqués. Reconnaisant ces limites, nous avons combiné la proportion moyenne de la population présente aux échoueries tirée des données de télémétrie de 2021-2022 (0,33) à trois valeurs publiées de FC couvrant la période de mise bas dans l'Atlantique Nord-Ouest pour calculer une moyenne pondérée de 0,39 qui a donné un FC de 2,55 (CV de 16,02 %). Une partie du relevé des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (représentant 55 % des dénombrements observés pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador) a été effectuée pendant la période de mue (tableau 1). Il est difficile d'obtenir des données sur le comportement aux échoueries des animaux en mue en raison de la perte d'instruments au début de la période de mue. Un seul des sept instruments déployés sur des adultes dans l'ESL à l'automne 2021 a recueilli des données au cours de la période de mue subséquente (Irani *et al.* 2024). Par conséquent, pour calculer un FC d'échouerie pour la période de mue, une moyenne pondérée a été calculée à partir de quatre facteurs de correction publiés dans des études antérieures pour l'Atlantique Nord-Ouest et Nord-est, qui a donné un FC de 1,67 (CV de

8,67 %) (voir Irani *et al.* 2024). D'autres déploiements d'instruments seront nécessaires dans toutes les régions afin d'estimer les FC des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

L'incertitude entourant notre estimation de l'abondance est probablement sous-estimée et doit être abordée avec prudence. Les erreurs entourant les dénombrements pendant les relevés (résultant du biais de perception, de la variation de la phénologie de la mise bas ou des problèmes liés à l'identification des espèces) n'ont été estimées dans aucun des relevés régionaux et il n'a donc pas été possible de les prendre en compte dans l'incertitude relative à l'estimation de l'abondance. Cependant, nous pensons que cette source d'incertitude est beaucoup moins importante que l'incertitude associée aux FC. En raison des limites des données au Canada atlantique, les FC estimés ont été calculés à partir d'une combinaison de valeurs tirées d'études menées dans l'Atlantique Nord-Ouest ou Nord-Est. L'approche consistant à combiner les estimations des FC provenant de plusieurs études intégrait les données d'un plus grand nombre d'individus dans un secteur plus vaste, mais la variance qui en résulte peut être sous-estimée (voir Irani *et al.* 2024).

Bien que les données historiques indiquent que les phoques communs étaient abondants dans le Canada atlantique au début du 20^e siècle (Fisher 1949; Scott et Fisher 1958; Boulva et McLaren 1979; Stobo et Fowler 1994), il n'existe aucune estimation de la taille historique de la population. Boulva et McLaren (1979) ont estimé l'abondance de la population de phoques communs dans le Canada atlantique au sud du Labrador à environ 12 700 individus en 1973. Cependant, cette estimation reposait sur les dossiers disponibles de retour de marques pour les primes et sur les entrevues avec les pêcheurs et les agents des pêches, et il faut la considérer avec prudence. Des relevés limités menés dans certaines parties de l'aire de répartition au Canada atlantique entre les années 1980 et le début des années 2000 (Stobo et Fowler 1994; Lesage *et al.* 1995; Robillard *et al.* 2005; Sjare *et al.* 2005) permettent de penser que le nombre d'individus a augmenté dans plusieurs secteurs après la fin de la chasse en 1979. Toutefois, étant donné qu'il n'y a pas eu plus d'un relevé des phoques communs sur la vaste majorité de la côte du Canada atlantique (la présente étude) et que les efforts de relevé entre les années 1980 et aujourd'hui étaient limités dans l'espace et le temps, il n'est pas possible d'évaluer les tendances démographiques actuelles pour la majeure partie du Canada atlantique. Les dénombrements observés dans l'ESL ont augmenté depuis que des relevés comparables ont été effectués entre 1995 et 2001, mais l'écart entre les relevés complets de l'ESL est important (18 ans) et la tendance sous-jacente de l'abondance globale au cours de cette période est inconnue. Les analyses par marquage-recapture effectuées dans les deux principales colonies reproductrices de l'ESL pour estimer les changements dans l'abondance des blanchons entre 1998 et 2019 indiquent que la production globale de petits dans ces colonies est en hausse depuis 2010 (Renaud *et al.* 2023). L'écart entre les relevés réalisés dans d'autres secteurs du GSL est également important (de 18 à 23 ans) et, compte tenu de la couverture limitée des relevés antérieurs (Robillard *et al.* 2005), on ne sait pas si les différences entre les dénombrements antérieurs et ceux de 2019 représentent des changements dans l'abondance ou la répartition. À l'exception du déclin spectaculaire observé sur l'île de Sable dans les années 1990 (Bowen *et al.* 2003), dont la population ne s'est pas rétablie, les tendances de l'abondance sont inconnues pour le reste du PNE. De même, il n'y a pas de données sur les tendances globales pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Des relevés systématiques à l'échelle de l'aire de répartition effectués à intervalles réguliers seront nécessaires pour évaluer les tendances de l'abondance et les changements possibles de la répartition.

Nous avons présenté un seul PBP pour les phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. L'analyse génétique à grande échelle indique que les phoques communs de

l'Atlantique Nord-Ouest (États-Unis et Canada atlantique) forment un groupe génétique distinct de ceux de l'Arctique atlantique (Groenland, Islande et Svalbard) et de l'Atlantique Nord-Est (Liu *et al.* 2022). Cependant, des études détaillées des populations locales et régionales du Pacifique et de l'Atlantique Nord-Est ont montré que les populations de phoques communs peuvent présenter une différenciation génétique importante à des échelles géographiques relativement fines (Westlake et O'Corry-Crowe 2002; Andersen *et al.* 2011; Olsen *et al.* 2014; Olsen *et al.* 2017) en raison de leur grande fidélité au site et d'une dispersion limitée (Härkönen et Harding 2001; Cunningham *et al.* 2009; Dietz *et al.* 2013; Cordes et Thompson 2015). On ne sait pas si le niveau de sous-structuration des populations relevé dans d'autres régions se produit également dans l'Atlantique Nord-Ouest. Bien que les données de télémétrie soient limitées, on a observé que les adultes et les juvéniles se déplacent sur de longues distances entre les régions dans l'Atlantique Nord-Ouest (Lesage *et al.* 2004, X. Bordeleau, données inédites). Compte tenu de la vaste répartition et de la proximité des échoueries des phoques communs dans leur aire de répartition au Canada atlantique (la présente étude, figures 5 à 7) et de l'absence d'obstacles géographiques à la dispersion, il est raisonnable de supposer que les phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique forment une seule population. Des données de télémétrie supplémentaires et des études génétiques détaillées à l'intérieur des régions et entre elles seront nécessaires pour évaluer cette hypothèse.

Nous avons utilisé les lignes directrices du MPO sur l'application des facteurs de rétablissement (MPO 2018) afin de déterminer la valeur à utiliser pour calculer le F_R pour les phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. À une abondance totale estimée de 25 183 (IC à 95 % : de 22 548 à 28 126), nous avons considéré que la population de phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique était « abondante » (par opposition à « petite »). Nous avons tenu compte de facteurs de rétablissement de 0,75 (population abondante, données limitées sur les tendances) et de 0,5 (population abondante, tendance inconnue ou déclin). Selon les lignes directrices, la justification d'un F_R de 0,75 est « population abondante, effort de relevé limité » et, pour un F_R de 0,5, elle est « population abondante, données limitées ». Nous n'avons pas trouvé ces justifications utiles pour déterminer le F_R à appliquer et nous pensons que des améliorations supplémentaires des critères du F_R sont justifiées. Il n'existe pas de données sur les tendances pour une grande partie de l'aire de répartition et il n'y a eu qu'un seul relevé de l'abondance et de la répartition des phoques communs dans le Canada atlantique sur l'ensemble de l'aire de répartition. Nous avons donc choisi un facteur de rétablissement (F_R) de 0,5 pour calculer le PBP. En utilisant ce F_R , nous avons estimé le PBP à 720 pour les phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Les déplacements transfrontaliers saisonniers de phoques qui se reproduisent dans les eaux américaines ou françaises ne sont pas pris en compte dans notre estimation de la population ou dans le PBP pour les eaux canadiennes de l'Atlantique. Bien que le relevé des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador ait inclus la couverture des sites d'échouerie dans l'archipel de SPM, en France (avec un dénombrement total de 674 phoques), ces dénombrements n'ont pas été inclus dans le dénombrement total pour la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. La population de phoques communs dans les eaux américaines est évaluée en menant des relevés aériens le long de la côte du Maine au cours de la période de mise bas (Gilbert *et al.* 2005; Hayes *et al.* 2022; Sigourney *et al.* 2022). L'estimation de l'abondance et le PBP associé pour la population américaine ne comprennent donc pas les individus qui se reproduisent dans les eaux canadiennes. Selon l'abondance estimée pour 2018 (le relevé le plus récent) à 61 336 individus, le PBP pour les phoques communs dans les eaux américaines est de 1 729 animaux (Hayes *et al.* 2022).

L'abondance des phoques gris sympatriques a été multipliée par 30 au Canada atlantique depuis les années 1960 (Hammill *et al.* 2023). Les phoques gris semblent avoir joué un rôle important dans le déclin des phoques communs sur l'île de Sable et, à mesure que leur nombre augmente ailleurs dans la région, ils pourraient également avoir une incidence directe ou indirecte sur les phoques communs dans d'autres secteurs où les deux espèces sont présentes (voir Hamilton *et al.* 2023; Lidgard *et al.* 2023; Mosnier *et al.* 2023b) en raison de la concurrence pour l'espace sur les échoueries et les proies disponibles. Des études ont révélé des niveaux élevés de chevauchement alimentaire entre les deux espèces, même si chacune cible des fourchettes de tailles différentes des proies (Hammill et Stenson 2000; Planque *et al.* 2021). Il existe aussi des preuves d'une prédation active exercée par les phoques gris sur les phoques communs (van Neer *et al.* 2015; Mosnier *et al.* 2023b). Les phoques communs peuvent également être exposés à une augmentation de la prédation par d'autres prédateurs marins, comme les requins blancs (*Carcharodon carcharias*), dont le nombre semble augmenter dans la partie sud de l'aire de répartition des phoques communs (Bowlby *et al.* 2022, H. Bowlby et X. Bordeleau, données inédites) ou les épaulards (*Orcinus orca*) qui semblent plus nombreux dans la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (Lawson et Stevens 2014). Les phoques communs se sont également révélés extrêmement sensibles aux [éclosions de maladies infectieuses](#) telles que le virus de la maladie de Carré des phoques et les souches hautement pathogènes de la grippe aviaire en Europe et dans le Maine (Thompson et Miller 1992; Duignan *et al.* 1993; Puryear *et al.* 2023). Au printemps 2022, la souche H5N1 hautement pathogène de la grippe aviaire a été associée à la mortalité de phoques communs dans l'ESL (J.F. Gosselin, données inédites). À ce jour, il n'existe aucune preuve de mortalité liée à la présence du virus H5N1 dans d'autres secteurs du Canada atlantique.

La présente étude est le premier relevé mené dans l'ensemble de l'aire de répartition pour évaluer l'abondance et la répartition des phoques communs dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. En raison de contraintes logistiques, le relevé global a été effectué sur plusieurs années et, du fait des retards causés par les restrictions liées à la COVID-19 et de la variation des conditions météorologiques dominantes, la couverture temporelle des relevés régionaux a varié. Bien que les phoques communs soient relativement sédentaires, ils se déplacent sur de longues distances, en particulier les petits (Lesage *et al.* 2004; Cunningham *et al.* 2009; Blanchet *et al.* 2016). Idéalement, la réalisation des relevés dans tous les secteurs la même année et avec une couverture temporelle semblable réduirait le risque de déplacement entre les secteurs. Nous avons décrit ci-dessus les facteurs qui ont pu influencer notre estimation de l'abondance et l'incertitude correspondante. Une meilleure compréhension de la phénologie de la mise bas chez les phoques communs dans le Canada atlantique permettrait d'apporter des corrections à la proportion de blanchons nés au moment du relevé. Il convient aussi d'examiner d'autres améliorations, comme la combinaison de capteurs de lumière infrarouge et visible, afin de réduire le biais de perception. Les méthodes permettant d'augmenter la résolution photographique peuvent également permettre à l'hélicoptère de s'éloigner davantage de la côte ou de voler à des altitudes plus élevées, réduisant ainsi les perturbations potentielles. Dans l'ensemble, le FC d'échouerie est le facteur le plus important de notre estimation de l'abondance totale et de l'incertitude de nos relevés. Nous pensons qu'un effort accru de télémétrie dans toutes les régions est essentiel pour améliorer nos estimations des FC et de l'incertitude connexe et, par conséquent, notre compréhension de l'abondance des phoques communs dans le Canada atlantique.

REMERCIEMENTS

Une grande équipe a été formée pour pouvoir réaliser les relevés aériens dans tout le Canada atlantique et, en fin de compte, pour fournir les données nécessaires à l'analyse présentée ici.

Nous tenons à remercier Antoine Dispas, Garry Stenson, Jack Lawson, Lee Sheppard, Jessica Foley, Ashley Davies-Marsh et Kim Enserink pour leur travail de planification et d'exécution des relevés aériens et d'analyse des photos. Nous remercions Garry Stenson, Priyanka Varkey et Dan Kehler pour leur contribution à l'analyse des données des relevés présentée dans les documents techniques sur les relevés. Nous remercions Zoe Lucas, qui a effectué le dénombrement des phoques sur l'île de Sable. Nous remercions les équipages de vol de la Garde côtière canadienne qui ont permis de mener les relevés à bien et en toute sécurité. Nous remercions également Parcs Canada et la SÉPAQ, qui nous ont fourni les données sur le dénombrement des phoques et la répartition spatiale dans des secteurs que nous n'avons pas été autorisés à survoler. Nous sommes également reconnaissants des conseils reçus du ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse et d'Environnement Canada sur la réalisation de relevés à proximité des réserves fauniques protégées, et remercions les pêcheurs, les chasseurs de phoques et les agents des pêches de Terre-Neuve-et-Labrador avec qui nous avons communiqué et qui nous ont fait part de leurs connaissances sur les phoques observés dans leur région.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Andersen, L.W., Lydersen, C., Frie, A.K., Rosing-Asvid, A., Hauksson, E., and Kovacs, K.M. 2011. [A population on the edge: genetic diversity and population structure of the world's northernmost harbour seals \(*Phoca vitulina*\)](#). Biol. J. Linn. Soc. 102(2): 420–439.
- Baird, R.W. 2001. Status of harbour seals, *Phoca vitulina*, in Canada. Can. Field-Nat. 115(4): 663–675.
- Blanchet, M.A., Lydersen, C., Ims, R.A., and Kovacs, K.M. 2016. [Making it through the first year: Ontogeny of movement and diving behavior in harbor seals from Svalbard, Norway](#). Mar. Mamm. Sci. 32(4): 1340–1369.
- Boulva, J., and McLaren, I.A. 1979. Biology of the harbor seal, *Phoca vitulina*, in eastern Canada. J. Fish. Res. Board Can. 200: 1–24.
- Bowen, W., and Harrison, G. 1996. Comparison of harbour seal diets in two inshore habitats of Atlantic Canada. Can. J. Zool. 74: 125–135.
- Bowen, W., Myers, R., and Hay, K. 1987. Abundance Estimation of a Dispersed, Dynamic Population: Hooded Seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 282–295.
- Bowen, W.D., McMillan, J., and Mohn, R. 2003. [Sustained exponential population growth of grey seals at Sable Island, Nova Scotia](#). ICES J. Mar. Sci. 60(6): 1265–1274.
- Bowen, W.D., Oftedal, O.T., and Boness, D.J. 1992. Mass and Energy Transfer during Lactation in a Small Phocid, the Harbor Seal (*Phoca vitulina*). Physiol. Zool. 65(4): 844–866.
- Bowlby, H.D., Joyce, W.N., Winton, M.V., Coates, P.J., and Skomal, G.B. 2022. [Conservation implications of white shark \(*Carcharodon carcharias*\) behaviour at the northern extent of their range in the Northwest Atlantic](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 79(11): 1843–1859.
- Burns, J.J. 2009. [Harbor seal and spotted seal: *Phoca vitulina* and *P. largha*](#). Encyclopedia of Marine Mammals. Elsevier. 533–542.
- Colbourne, P., and Terhune, J. 1991. Harbour seals (*Phoca vitulina*) do not follow herring movements in the Bay of Fundy, Canada. Ophelia. 332: 105–112.
- Cordes, L.S., and Thompson, P.M. 2015. [Mark-resight estimates of seasonal variation in harbor seal abundance and site fidelity](#). Pop. Ecol. 57: 467–472.

-
- COSEWIC. 2007. [COSEWIC assessment and update status report on the harbour seal Atlantic and Eastern Arctic subspecies *Phoca vitulina concolor* and Lacs des Loups Marins subspecies *Phoca vitulina mellonae* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 40 pp.
- COSEWIC. 2018. [COSEWIC status appraisal summary on the Harbour Seal Lacs des Loups Marins subspecies *Phoca vitulina mellonae* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xiv pp.
- Cunningham, L., Baxter, J.M., Boyd, I.L., Duck, C.D., Lonergan, M., Moss, S.E., and McConnell, B. 2009. [Harbour seal movements and haul-out patterns: implications for monitoring and management](#). Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 19(4): 398–407.
- Curtis, T.H., McCandless, C.T., Carlson, J.K., Skomal, G.B., Kohler, N.E., Natanson, L.J., Burgess, G.H., Hoey, J.J., and Pratt Jr, H.L. 2014. [Seasonal Distribution and Historic Trends in Abundance of White Sharks, *Carcharodon carcharias*, in the Western North Atlantic Ocean](#). PloS ONE. 9: e99240.
- den Heyer, C.E., Bowen, W.D., Dale, J., Gosselin, J.F., Hammill, M.O., Johnston, D.W., Lang S.L., Murray, K.T., Stenson, G.B., and Wood, S.A. 2021. [Contrasting trends in gray seal \(*Halichoerus grypus*\) pup production throughout the increasing northwest Atlantic metapopulation](#). Mar. Mamm. Sci. 37(2): 611–630.
- DFO. 2018. [Harvest advice for eastern and western Hudson Bay Beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2018/008. (Erratum : September 2020)
- Dietz, R., Teilmann, J., Andersen, S.M., Rigét, F., and Olsen, M.T. 2013. [Movements and site fidelity of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus](#). ICES J. Mar. Sci. 70(1): 186–195.
- Dubé, Y., Hammill, M.O., and Barrette, C. 2003. [Pup development and timing of pupping in harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in the St. Lawrence River estuary, Canada](#). Can. J. Zool. 81(2): 188–194.
- Duignan, P.J., Sadove, S., Saliki, J.T., and Geraci, J.R. 1993. Phocine distemper in harbor seals (*Phoca vitulina*) from Long Island, New York. J. Wildl. Dis. 29(3): 465–469.
- Fisher, H. 1949. Harbour seals. Fisheries Research Board of Canada Atlantic Biological Station Annual Report: 104–106.
- Gilbert, J.R., Waring, G.T., Wynne, K.M., and Guldager, N. 2005. [Changes in abundance of harbor seals in Maine, 1981–2001](#). Mar. Mamm. Sci. 21(3): 519–535.
- Hamilton C.D., Goulet, P.J., Stenson, G.B., and Lang, S.L.C. 2023. [Counts and spatial distribution of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) and grey seals \(*Halichoerus grypus*\) from an aerial survey of the coast of the Newfoundland Shelf and Sandwich Bay, Labrador during the summer of 2021](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3566 : v + 39 p.
- Hammill, M.O., den Heyer, C.E., Bowen, W.D., and Lang, S.L.C. 2017. [Grey Seal Population Trends in Canadian Waters, 1960-2016 and harvest advice](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/052. v + 30 p.
- Hammill, M.O., and Stenson, G. B. 2000. Estimated Prey Consumption by Harp seals (*Phoca groenlandica*), Hooded seals (*Cystophora cristata*), Grey seals (*Halichoerus grypus*) and Harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 26: 1–23.
- Hammill, M.O., Bowen, W.D., and Sjare, B. 2010. [Status of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in Atlantic Canada](#). NAMMCO Scientific Publications. 8: 175–189.
-

-
- Hammill, M.O., Rossi, S.P., Mosnier, A., den Heyer, C.E., Bowen, W.D., and Stenson, G.B. 2023. [Grey Seal Abundance in Canadian Waters and Harvest Advice](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/053. iv + 40 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A. and Doniol-Valcroze, T. 2021. [Trends in abundance of harp seals, *Pagophilus groenlandicus*, in the Northwest Atlantic, 1952-2019](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/006. iv + 30 p.
- Härkönen, T., and Harding, K. 2001. [Spatial structure of harbour seal populations and the implications thereof](#). Can. J. Zool. 79(12): 2115–2127.
- Härkönen, T., and Heide-Jørgensen, M-P. 1990. Comparative life histories of East Atlantic and other harbour seal populations. *Ophelia*. 32(3): 211–235.
- Hayes, S.H., Josephson, E., Maze-Foley, K., Rosel, P.E., and Wallace, J. 2022. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments 2021. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-288.
- Heaslip, S.G., Bowen, W.D., and Iverson, S.J. 2014. [Testing predictions of optimal diving theory using animal-borne video from harbour seals \(*Phoca vitulina concolor*\)](#). Can. J. Zool. 92(4): 309–318.
- Irani, A.I., Bordeleau, X., Hamilton, C.D., Lidgard, D.C., den Heyer, C.E., Mosnier, A., and Hammill, M.O. 2024. [Harbour Seal \(*Phoca vitulina vitulina*\) Haulout Behaviour and Correction Factors for Aerial Surveys Conducted in Atlantic Canada from 2019 to 2021](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/048. iv + 26 p.
- Jacobs, S., and Terhune, J. 2000. [Harbor Seal \(*Phoca vitulina*\) Numbers Along the New Brunswick Coast of the Bay of Fundy in Autumn in Relation to Aquaculture](#). Northeast. Nat. 7(3): 289–296.
- Lawson, J.W., and Stevens, T.S. 2014. [Historic and current distribution patterns, and minimum abundance of killer whales \(*Orcinus orca*\) in the northwest Atlantic](#). J. Mar. Biol. Assoc. UK. 94(6): 1253–1265.
- Lesage, V., Hammill, M.O., and Kovacs, K.M. 1995. Harbour seal (*Phoca vitulina*) and grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance in the St Lawrence Estuary. *Fish. Aquat. Sci.* 1–19.
- Lesage, V., Hammill, M.O., and Kovacs, K.M. 2004. [Long-distance movements of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) from a seasonally ice-covered area, the St. Lawrence River estuary, Canada](#). Can. J. Zool. 82(7): 1070–1081.
- Lidgard D., Dispas A., Mosnier A., Varkey P., Kehler, D. and den Heyer, C. 2023. [Distribution and counts of harbour \(*Phoca vitulina*\) and grey seals \(*Halichoerus grypus*\) on the Atlantic coast of Nova Scotia and Bay of Fundy from aerial and land surveys, 2019-2021](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3569 : vi + 88 p.
- Liu, X., Rønhøj Schjøtt, S., Granquist, S.M., Rosing-Asvid, A., Dietz, R., Teilmann, J., Galatius, A., Cammen, K., O’Corry-Crowe, G., Harding, K., Härkönen, T., Hall, A., Carroll, E. L., Kobayashi, Y., Hammill, M., Stenson, G., Kirstine Frie, A., Lydersen, C., Kovacs, K. M. Anderson, L.W., Hoffman, J.I., Goodman, S.J., Vieira, F.G., Heller, R. Moltke, I., and Tange Olsen, M. 2022. [Origin and expansion of the world’s most widespread pinniped: Range-wide population genomics of the harbour seal \(*Phoca vitulina*\)](#). *Mol. Ecol.* 31(6): 1682–1699.
- Lowry, L. 2016. [Phoca vitulina](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Lucas, Z., and Stobo, W.T. 2000. [Shark-inflicted mortality on a population of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) at Sable Island, Nova Scotia](#). *J. Zool.* 252: 405–414.
-

-
- Mosnier, A., den Heyer, C.E., Stenson, G.B., and Hammill, M.O. 2023a. [A Bayesian birth distribution model for grey seals and an evaluation of the timing of harvest](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/052. iv + 34 p.
- Mosnier, A., Dispas, A., and Hammill, M.O. 2023b. [Spatial distribution and count of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) and grey seals \(*Halichoerus grypus*\) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence from an aerial survey conducted in June 2019](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3541 : v + 60 p.
- Myers, R., and Bowen, W. 1989. Estimating bias in aerial surveys of harp seal pup production. The J. Wildl. Manag. 53(2): 361–372.
- NOAA. 2016. [Fish and Fish Product Import Provisions of the Marine Mammal Protection Act](#). Federal Register. 81(157): 54390–54419.
- NMFS. 2023. Guidelines for Preparing Stock Assessment Reports Pursuant the Marine Mammal Protection Act. NOAA.
- Olesiuk, P.F. 1999. [An assessment of the status of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1999/33. 71 p.
- Olesiuk, P.F. 2010. [An assessment of population trends and abundance of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/105. vi + 157 p.
- Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T., and Siegismund, H.R. 2014. [Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal \(*Phoca vitulina*\) populations and management units](#). Mol. Ecol. 23(4): 815–831.
- Olsen, M.T., Islas, V., Graves, J.A., Onoufriou, A., Vincent, C., Basseur, S., Frie, A.K., and Hall, A.J. 2017. [Genetic population structure of harbour seals in the United Kingdom and neighbouring waters](#). Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 27(4): 839–845.
- Planque, Y., Spitz, J., Authier, M., Guillou, G., Vincent, C., and Caurant, F. 2021. [Trophic niche overlap between sympatric harbour seals \(*Phoca vitulina*\) and grey seals \(*Halichoerus grypus*\) at the southern limit of their European range \(Eastern English Channel\)](#). Ecol. Evol. 11(15): 10004–10025.
- Puryear, W., Sawatzki, K., Hill, N., Foss, A., Stone, J.J., Doughty, L., Walk, D., Gilbert, K., Murray, M., Cox, E. Patel, P., Mertz, Z., Ellis, S., Taylor, J., Fauquier, D., Smith, A., DiGiovanni, R. A., Jr, van de Guchte, A., Gonzalez-Reiche, A. S., Khalil, Z., van Bakel, H., Torchetti, M.K., Lantz, K., Lenoch, J.B., and Runstadler, J. 2023. [Highly pathogenic avian influenza A \(H5N1\) virus outbreak in New England seals, United States](#). Emerg. Infect. Dis. 29(4): 786–791.
- Renaud, L-A., Pigeon, G., Van de Walle, J., Bordeleau, X., Hammill, M.O., and Pelletier, F. 2023. [Spatiotemporal variation in pup abundance and preweaning survival of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in the St. Lawrence Estuary, Canada](#). Can. J. Zool. 101(11): 956–966.
- Robillard, A., Lesage, V., and Hammill, M.O. 2005. [Distribution and abundance of harbour seals \(*Phoca vitulina concolor*\) and grey seals \(*Halichoerus grypus*\) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, 1994–2001](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2613: 152 pp.
- Rosing-Asvid, A., Teilmann, J., Olsen, M.T., and Dietz, R. 2020. [Deep diving harbor seals \(*Phoca vitulina*\) in South Greenland: Movements, diving, haul-out and breeding activities described by telemetry](#). Polar Biol. 43: 359–368.
-

-
- Scott, D., and Fisher, H. 1958. Incidence of the ascarid *Porrocaecum decipiens* in the stomachs of three species of seals along the southern Canadian Atlantic mainland. J. Fish. Res. Board Can. 15(4): 495–516.
- Sharples, R.J., Moss, S.E., Patterson, T.A., and Hammond, P.S. 2012. [Spatial variation in foraging behaviour of a marine top predator \(*Phoca vitulina*\) determined by a large-scale satellite tagging program](#). PLoS ONE. 7(5): e37216.
- Sigourney, D.B., Murray, K.T., Gilbert, J.R., Ver Hoef, J.M., Josephson, E., and DiGiovanni Jr, R.A. 2022. [Application of a Bayesian hierarchical model to estimate trends in Atlantic harbor seal \(*Phoca vitulina vitulina*\) abundance in Maine, USA, 1993–2018](#). Mar. Mamm. Sci. 38(2): 500–516.
- Sjare, B.L., Lebeuf, M., and Veinott, G. 2005. [Harbour Seals in Newfoundland and Labrador, a Preliminary Summary of New Data on Aspects of Biology, Ecology and Contaminant Profiles](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/30. ii + 38 p.
- Stenson, G.B. and Hammill, M.O. 2011. [Improving the management of Atlantic seals under the precautionary approach](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/135 iv + 13 p.
- Stobo, W.T., and G.M. Fowler. 1994. Aerial surveys of seals in the Bay of Fundy and off southwest Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1943: 57 p.
- Swain, D.P., and Benoît, H.P. 2015. [Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 519: 165–182.
- Swain, D.P. and Benoît, H.P. 2017. [Recovery potential assessment of the Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of Winter Skate \(*Leucoraja ocellata* Mitchell\), January 2016](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/119. xviii + 131 p.
- Thompson, P.M., and Miller, D. 1992. Phocine distemper virus outbreak in the Moray Firth common seal population: an estimate of mortality. Sci. Total Environ. 115(1–2): 57–65.
- Thompson, S.K., and Seber, G.A. 1994. Detectability in conventional and adaptive sampling. Biometrics. 50(3): 712–724.
- Van de Walle, J. 2013. De la naissance au sevrage: influence des conditions environnementales et des caractéristiques individuelles chez le phoque commun (*Phoca vitulina*) du St-Laurent. Master's thesis. Université Laval.
- van Neer, A., Jensen, L.F., and Siebert, U. 2015. [Grey seal \(*Halichoerus grypus*\) predation on harbour seals \(*Phoca vitulina*\) on the island of Helgoland, Germany](#). J. Sea Res. 97: 1–4.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 14(1): 1–37.
- Wade, P.R., and Angliss, R.P. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS Workshop, April 3-5, 1996, Seattle, Washington. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-1593 p.
- Westlake, R.L., and O'Corry-Crowe, G.M. 2002. [Macrogeographic structure and patterns of genetic diversity in harbor seals \(*Phoca vitulina*\) from Alaska to Japan](#). J. Mammal. 83(4): 1111–1126.
- Wood, S.A., Murray, K.T., Josephson, E., and Gilbert, J. 2020. [Rates of increase in gray seal \(*Halichoerus grypus atlantica*\) pupping at recolonized sites in the United States, 1988–2019](#). J. Mammal. 101(1): 121–128.
-

TABLEAUX

Tableau 1. Dénombrements et abondances estimées, par région et zone de relevé, pour le relevé du phoque commun dans l'ensemble du Canada atlantique de 2019 à 2021. Les dénombrements pour la côte sud des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador sont répartis entre les périodes de mise bas et de mue, respectivement. Tous les autres dénombrements ont été obtenus pendant la période de mise bas. FC, facteur de correction d'échouerie.

Région	Année de relevé	Zone de relevé	Période de relevé	FC ⁴	Dénombrements	Abondance (IC de 95 %)
Golfe du Saint-Laurent¹ (GSL)	2019	Estuaire du Saint-Laurent	du 13 au 21 juin	2,55 (CV de 16,02 %)	2 140	5 452 (de 3 984 à 7 461)
	2019	Sud du golfe	du 4 au 11 juin	"	1 799	4 583 (de 3 348 à 6 274)
	2019	Nord du Golfe	du 22 au 28 juin	"	979	2 494 (de 1 819 à 3 420)
	2019	Côte ouest de T.-N.-L.	29 et 30 juin	"	796	2 028 (de 1 478 à 2 783)
	2019	Total	–	–	5 714	14 557 (de 12 288 à 17 245)
Plateau néo-écossais² (PNE)	2020	Baie de Fundy	du 14 au 18 juin	2,55 (CV de 16,02 %)	638	1 625 (de 1 183 à 2 233)
	2020	SONÉ	du 18 au 25 juin; du 5 au 7 juillet	"	1 043	2 657 (de 1 938 à 3 643)
	2020	Côte est	19 juin; du 2 au 17 juillet	"	308	785 (de 568 à 1 085)
	2020	Cap-Breton	26 juin; du 4 au 16 juillet	"	331	843 (de 611 à 1 165)
	2021	Île de Sable	2 juin	"	6	15 (de 8 à 30)
2020–2021	Total	–	–	2 326	5 926 (de 4 971 à 7 064)	
Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador³ ^a	2021	Côte sud ^b	du 6 au 8 juillet	2,55 (CV de 16,02 %)	706	1 799 (de 1 310 à 2 470)
	2021	Côte sud ^c	du 24 juillet au 19 août	1,64 (CV de 8,67%)	1 257	2 076 (de 1 746 à 2 468)
	2021	Côte nord-est	du 9 au 14 juillet	2,55 (CV de 16,02 %)	324	825 (de 598 à 1 140)
	2021	Baie Sandwich, Labrador	14 juillet	"	0	0 -
2021	Total	–	–	2 287	4 700 (de 5 033 à 6 714)	
Canada atlantique	De 2019 à 2021	Total	–	–	10 327	25 183 (de 22 548 à 28 126)

Sources : ¹ Mosnier *et al.* 2023b, ² Lidgard *et al.* 2023, ³ Hamilton *et al.* 2023, ⁴ Irani *et al.* 2024

^a Les dénombrements obtenus à l'archipel de Saint-Pierre-et-Miquelon, en France (674 phoques) ne sont pas inclus dans les totaux des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

^b Période de mise bas

^c Période de mue

Tableau 2. Estimation de la densité des individus observés, par kilomètre de littoral recensé par région et par zone de relevé pour le relevé des phoques communs au Canada atlantique de 2019 à 2021.

Région	Zone de relevé	Dénombrements	Couverture du relevé (km)	Densité (Nbre d'individus observés km ⁻¹)
Golfe du Saint-Laurent¹ (GSL)	Estuaire du Saint-Laurent	2 140	1 560	1,4
	Sud du golfe	1 799	3 983	0,5
	Nord du Golfe	979	2 942	0,3
	Côte ouest de T.-N.-L.	796	1 499	0,5
	Total	5 714	9985	0,6
Plateau néo-écossais² (PNE)	Baie de Fundy	638	1 781	0,4
	SONÉ	1 043	1 967	0,5
	Côte est	308	1 668	0,2
	Cap-Breton	331	1 576	0,2
	Total	2 326	6 992	0,3
Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador^{3, a}	Côte sud	1 963	4 475	0,4
	Côte nord-est	324	1 209	0,3
	Baie Sandwich, Labrador	0	607	0
	Total	2 961	6 291	0,5

Sources : ¹ Mosnier *et al.* 2023b, ² Lidgard *et al.* 2023, ³ Hamilton *et al.* 2023

^a Les dénombrements obtenus à l'archipel de Saint-Pierre-et-Miquelon, en France (674 phoques) ne sont pas inclus dans les totaux des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

FIGURES

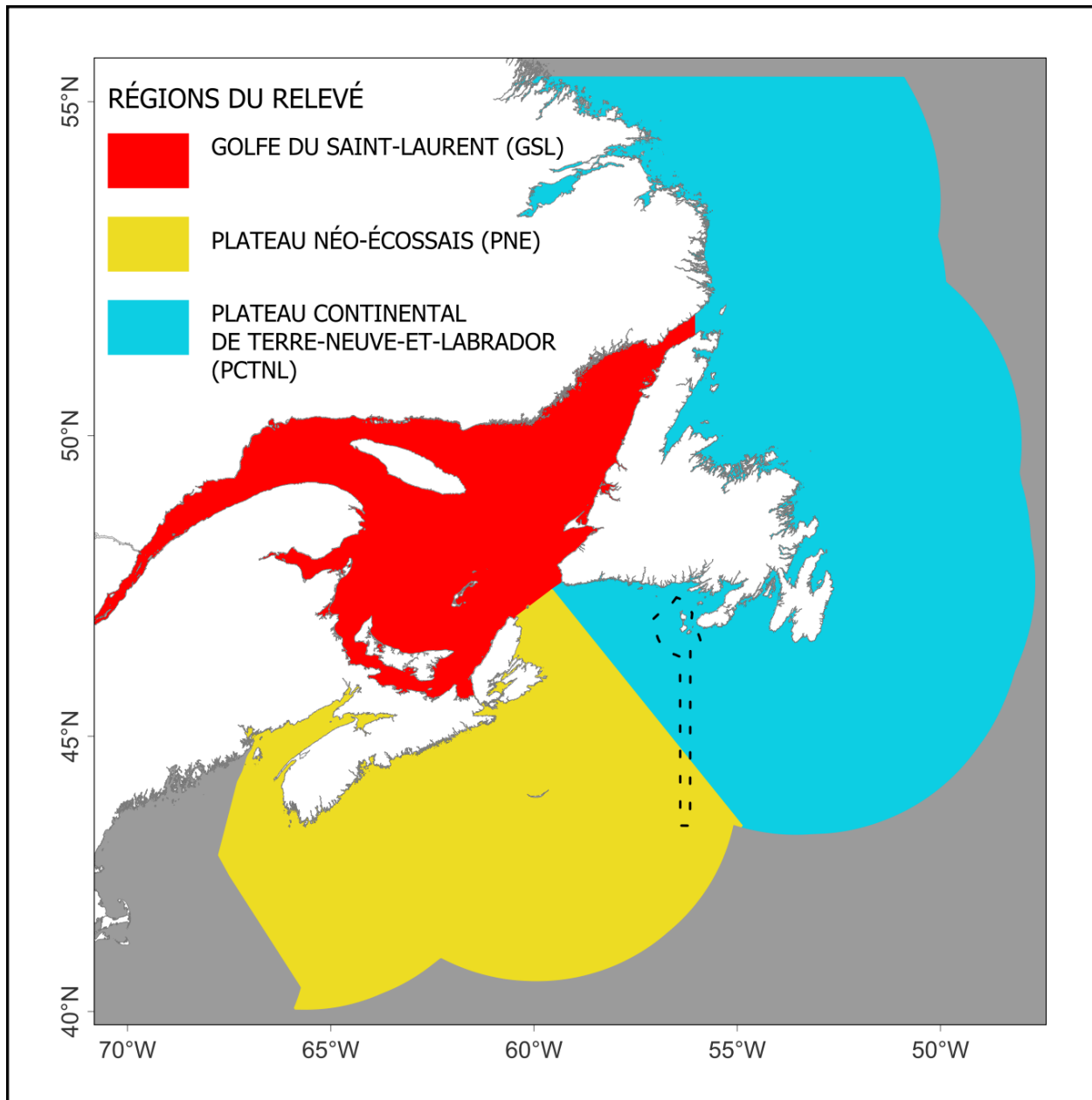


Figure 1. Carte régionale montrant les trois régions recensées lors du relevé des phoques communs au Canada atlantique de 2019 à 2021. La ligne tiretée indique la limite de la zone économique exclusive (ZEE) de la France (Saint-Pierre-et-Miquelon).

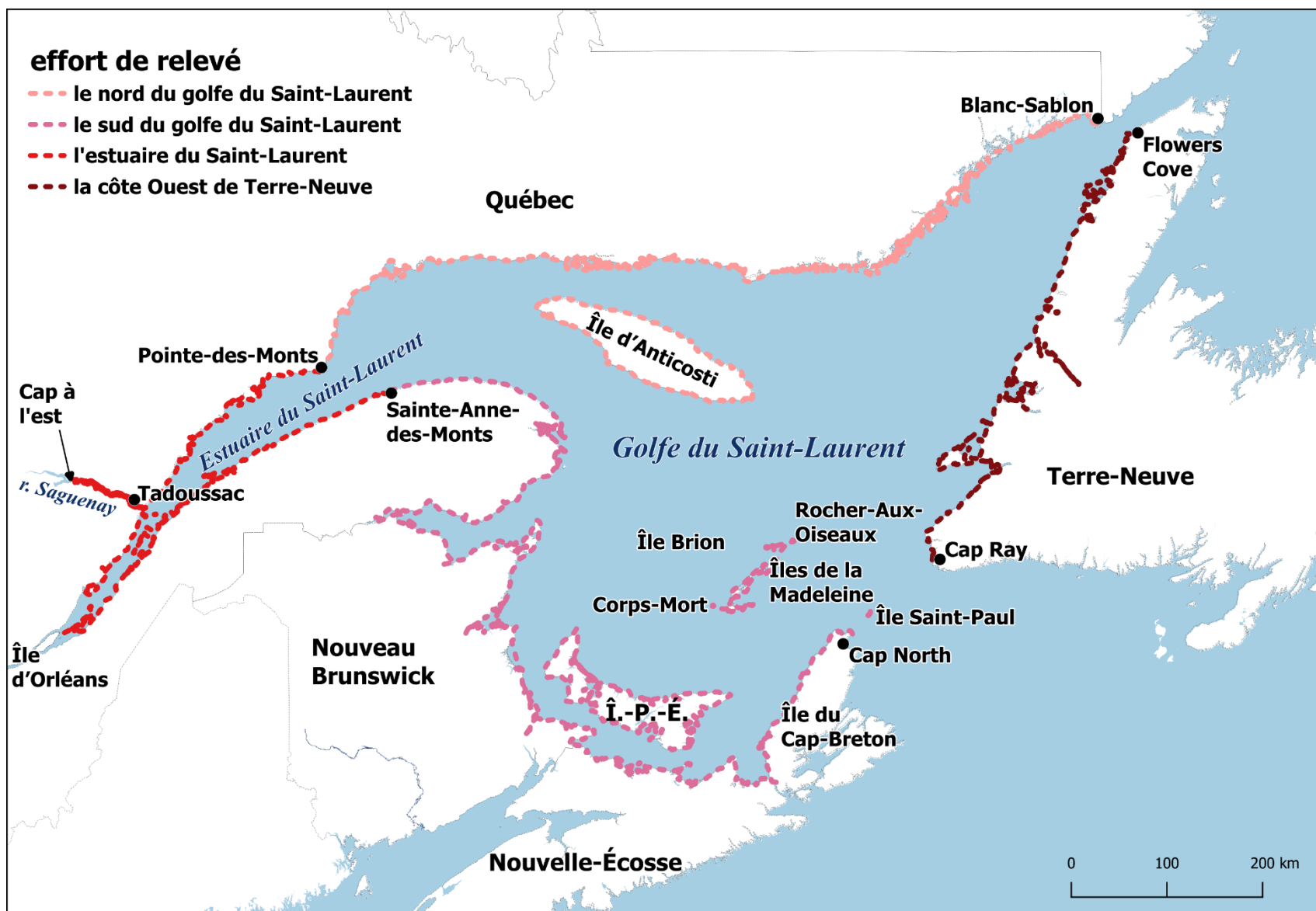


Figure 2. Carte de la couverture de relevé réalisée dans la région du golfe du Saint-Laurent (GSL) en 2019, montrant les quatre zones de relevé.

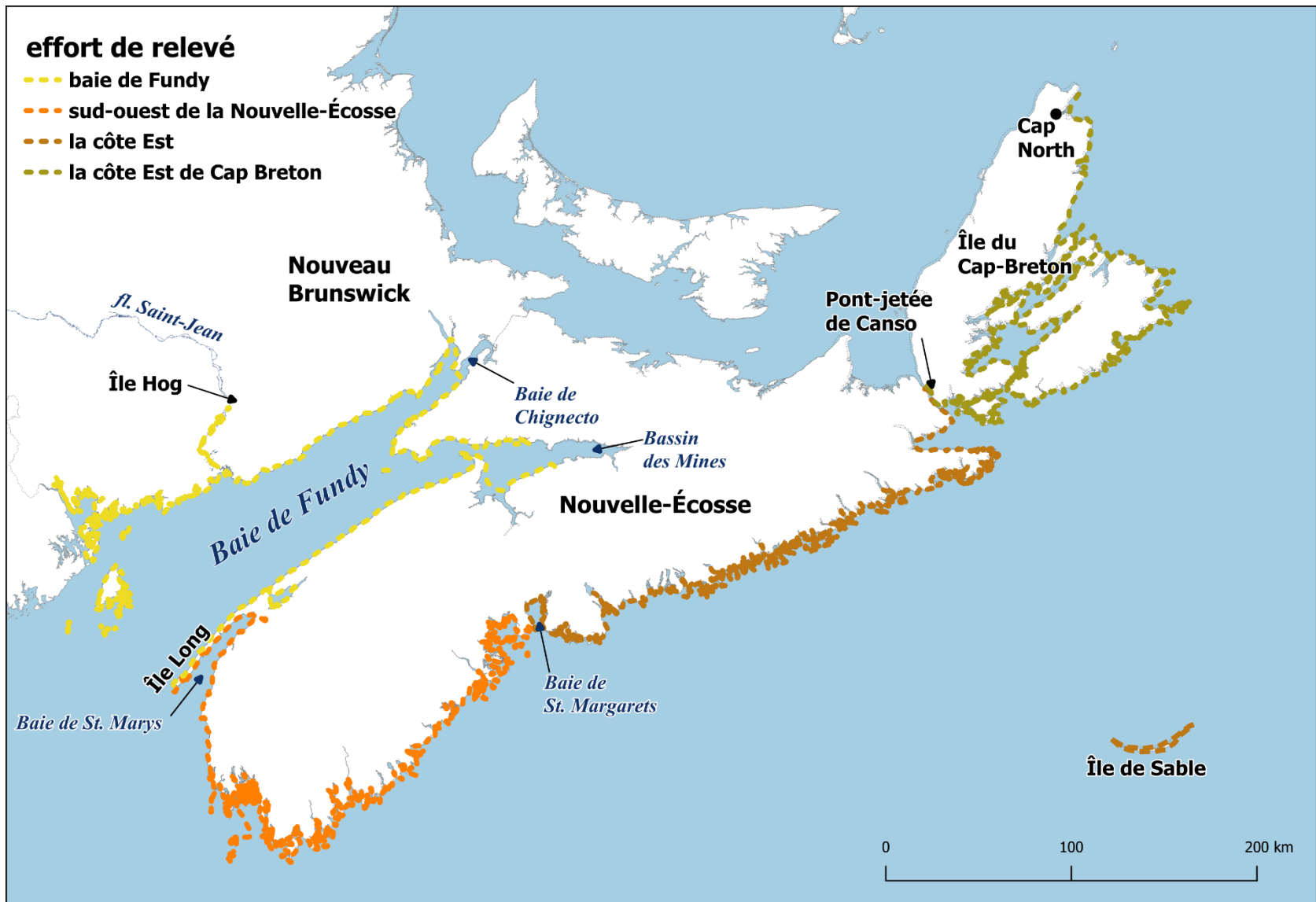


Figure 3. Carte de la couverture de relevé réalisée dans la région du plateau néo-écossais (PNE) en 2020, montrant les quatre zones de relevé le long de la côte continentale et le relevé de l'île de Sable de 2021 (à terre, voir la section Méthodes).

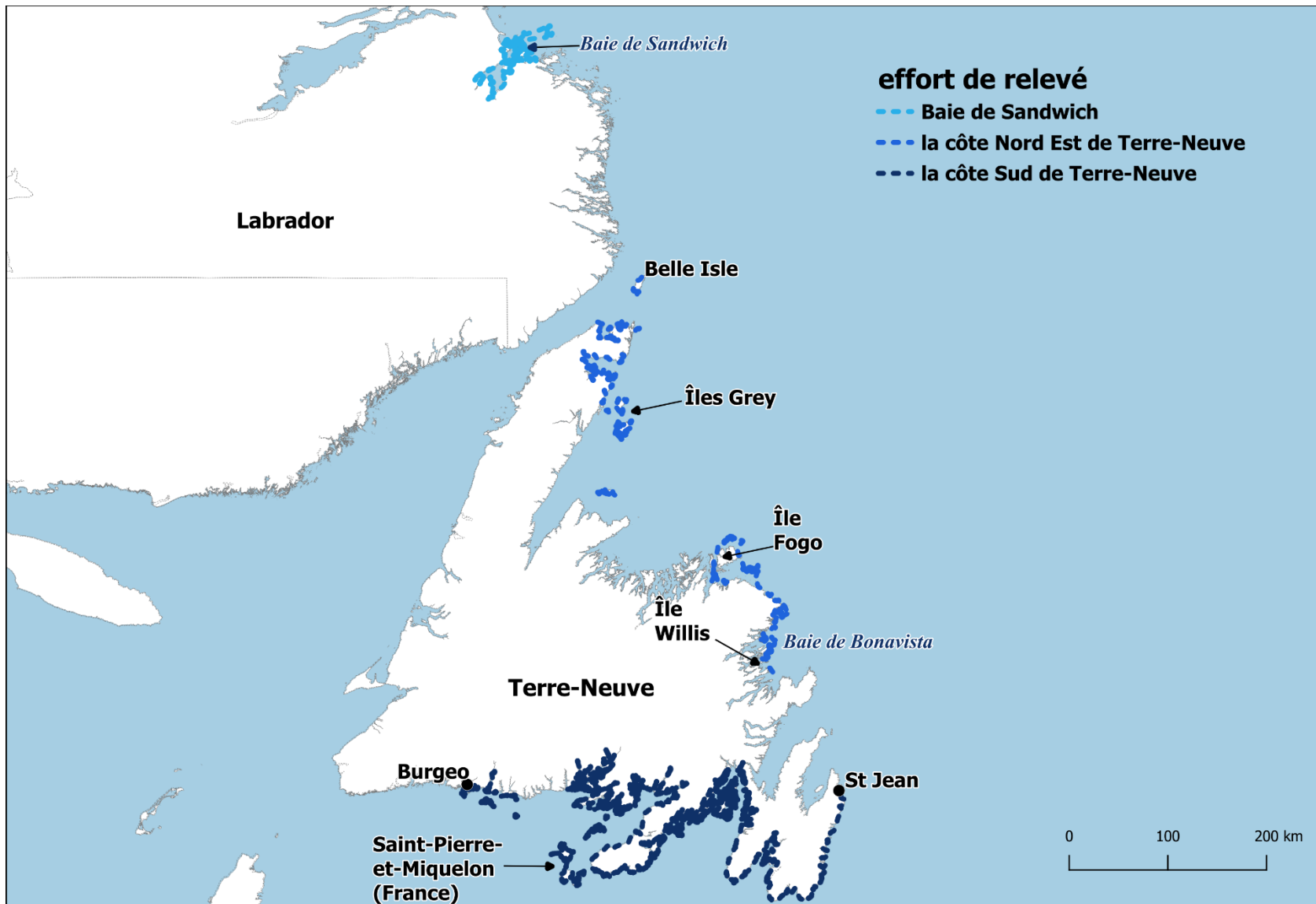


Figure 4. Carte de la couverture de relevé réalisé dans la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador en 2021, montrant les trois secteurs du relevé.

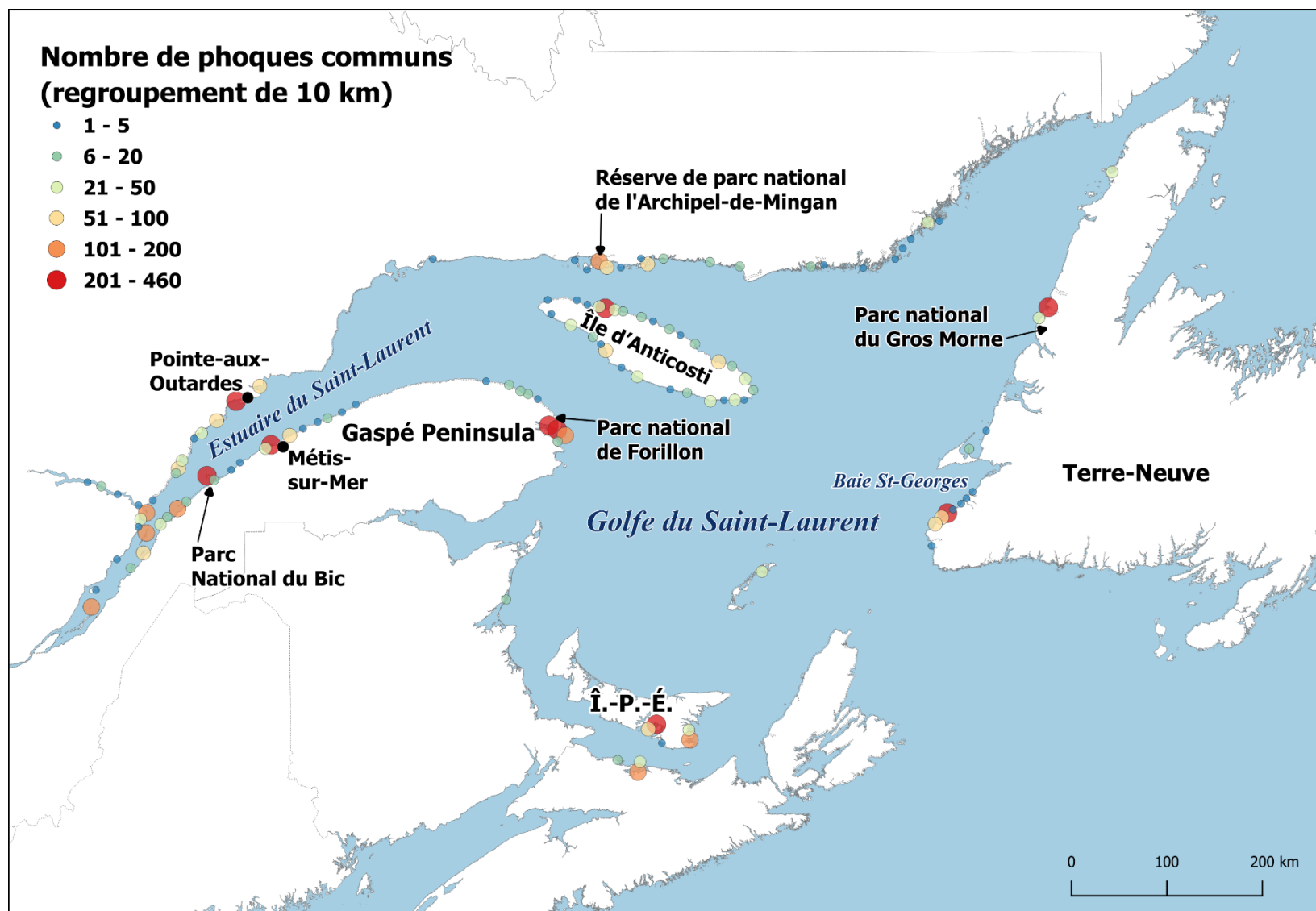


Figure 5. Emplacement et dénombrements des phoques communs détectés lors du relevé dans la région du golfe du Saint-Laurent (GSL) en 2019, présentés sous forme de points spatialement regroupés en fonction d'un seuil de 10 km.

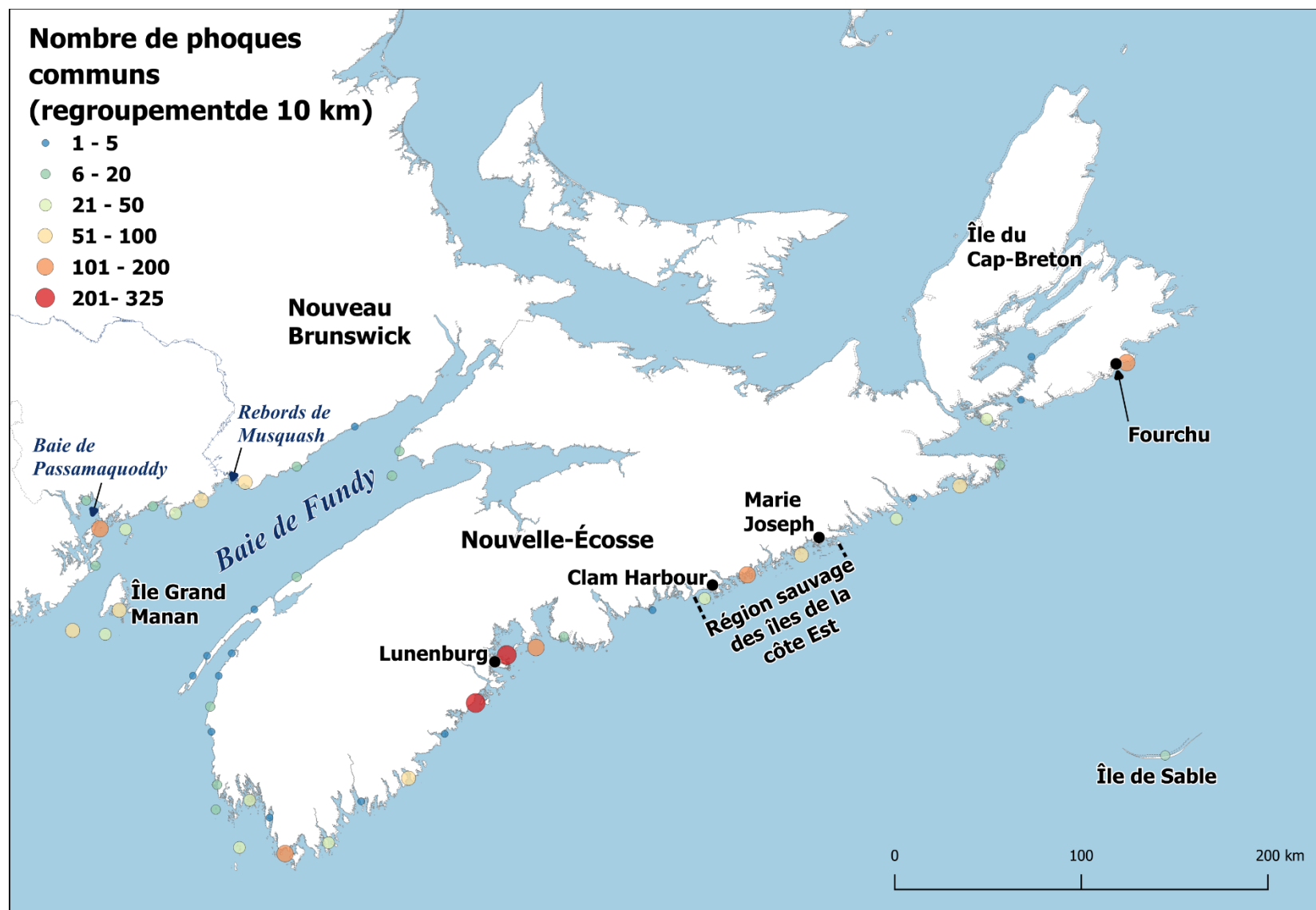


Figure 6. Emplacement et dénombrements des phoques communs détectés dans la région du plateau néo-écossais (PNE) lors du relevé de la côte continentale en 2020 et du relevé de l'île de Sable en 2021, présentés sous forme de points spatialement regroupés en fonction d'un seuil de 10 km.

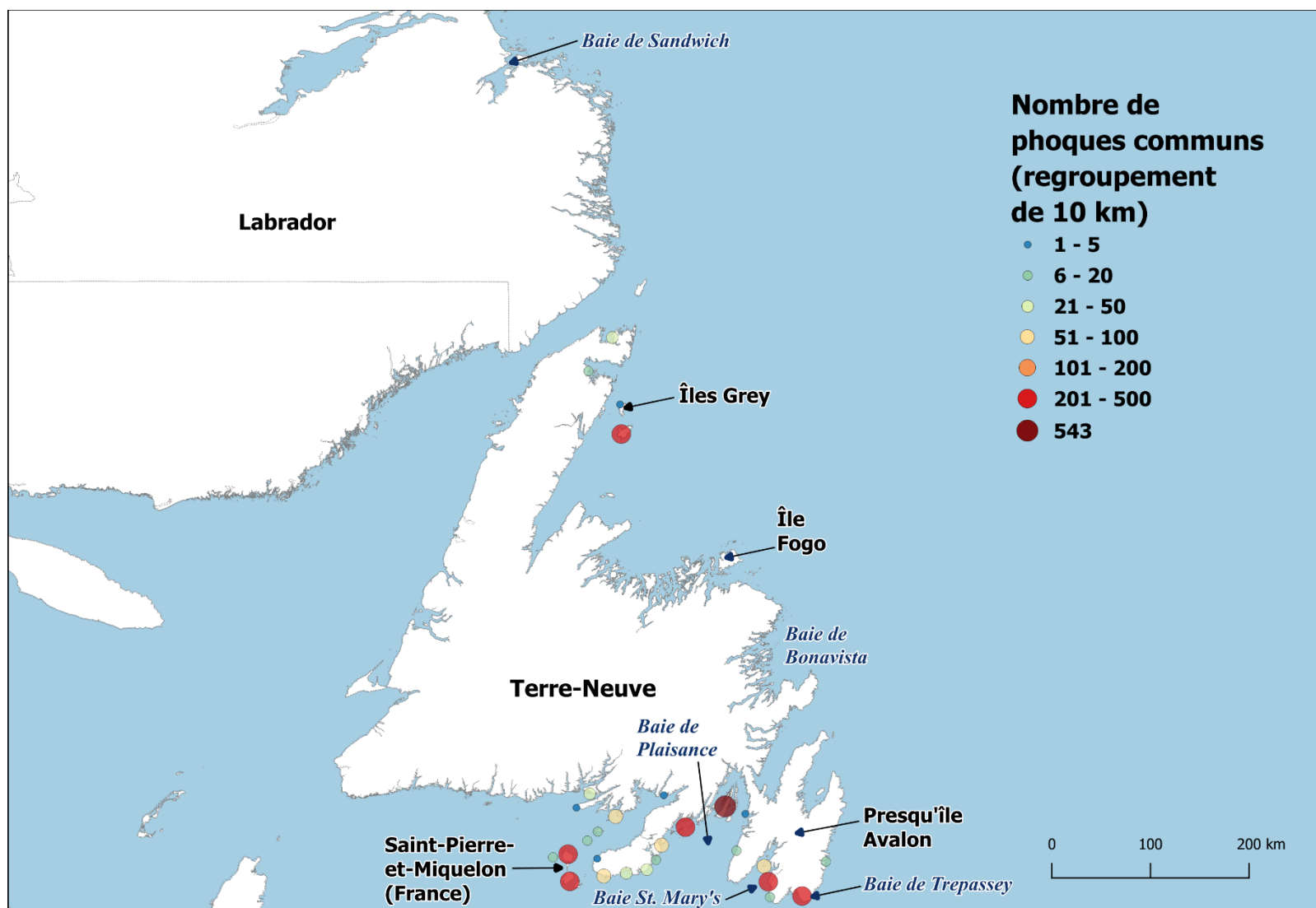


Figure 7. Emplacement et dénombrements des phoques communs détectés lors du relevé dans la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador en 2021, présentés sous forme de points spatialement regroupés en fonction d'un seuil de 10 km. Les dénombrements des phoques communs à Saint-Pierre-et-Miquelon (France) n'ont pas été inclus dans les dénombrements totaux pour la région des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.