



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 2024/034

Région du Québec

Estimation de l'abondance du stock de morses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) du sud et de l'est de la baie d'Hudson d'après un relevé aérien effectué en septembre 2022

C. Sauvé¹, A. Mosnier¹, A.P. St-Pierre¹, M.O. Hammill¹

¹Direction régionale des Sciences, région du Québec
Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la mer
Mont-Joli, QC, G5H 3Z4

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 978-0-660-71475-2 N° cat. Fs70-5/2024-034F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Sauvé, C., Mosnier, A., St.-Pierre, A.P. et Hammill, M.O. 2024. Estimation de l'abondance du stock de morses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) du sud et de l'est de la baie d'Hudson d'après un relevé aérien effectué en septembre 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/034. iv + 23 p.

Also available in English :

Sauvé, C., Mosnier, A., St.-Pierre, A.P. and Hammill, M.O. 2024. Abundance Estimate of the South and East Hudson Bay Walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) Stock from an Aerial Survey Flown in September 2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/034. iv + 21 p.

TABLE OF CONTENTS

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	2
ZONE DE RELEVÉ ET PROTOCOLE	2
ANALYSE DES PHOTOS AÉRIENNES	3
IMAGERIE SATELLITAIRE.....	3
ANALYSE DES DÉNOMBREMENTS.....	4
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL.....	5
RÉSULTATS.....	6
DISCUSSION.....	7
REMERCIEMENTS	11
RÉFÉRENCES CITÉES	12
FIGURES	16
TABLES	21

RÉSUMÉ

Du 1^{er} au 13 septembre 2022, un relevé photographique aérien a été réalisé afin d'estimer l'abondance des morses du stock du sud et de l'est de la baie d'Hudson (SEBH). L'ensemble de l'aire de répartition de la région du SEBH a été couvert. Au total, 130 morses ont été dénombrés à partir de photographies aériennes dans la zone d'étude, dont 129 ont été observés dans une échouerie située sur l'île Kidney, et un sur l'île Eddy, dans l'archipel des îles Ottawa. La correction des dénombrements bruts à l'aide de la proportion moyenne d'animaux échoués tirée de la littérature ($P = 0,3$, $CV = 0,072$) a donné une estimation de l'abondance de 432 (IC à 95 % = 157–1 188) animaux. Une deuxième estimation de l'abondance a été calculée à l'aide de photographies satellites d'une résolution de 30 cm des principales échoueries dans la zone d'étude, obtenues entre le 11 août et le 15 octobre 2022. Sur les images satellites, des agrégations de morses ont été détectées sur l'île Kidney, ainsi que sur un petit récif au nord-ouest du cap Henrietta-Maria. Une densité moyenne de regroupement de morses de 0,446 ($CV = 0,027$) individu \cdot m⁻² a été calculée d'après les photographies aériennes géoréférencées de l'île Kidney recueillies au cours du relevé de 2022. Cette densité a été multipliée par la zone couverte par les regroupements de morses sur les images satellites afin d'estimer l'abondance. Des abondances non corrigées de 61 morses sur l'île Kidney et de 129 morses à une échouerie près du cap Henrietta-Maria ont ainsi été obtenues. L'ajustement de ces indices en fonction de la proportion d'animaux échoués au moment où les photographies satellites ont été prises a permis d'obtenir une estimation de l'abondance de 633 (IC à 95 % = 226–1 770) individus. Étant donné que les estimations du relevé aérien et de l'imagerie satellitaire étaient indépendantes, une estimation combinée de 494 (IC à 95 % = 231–1 054) morses a été calculée pour le stock du SEBH. Cette estimation de l'abondance est plus élevée, mais pas significativement différente, de l'estimation produite par le dernier relevé mené en 2014 (c.-à-d. 200 animaux; IC à 95 % = 70–570). L'estimation du prélèvement biologique potentiel (PBP) pour le stock du SEBH a été estimée à 4 animaux par an.

INTRODUCTION

L'aire de répartition du morse de l'Atlantique s'étend du centre de l'Arctique canadien vers l'est jusqu'à la mer de Kara, en Russie (Born *et al.* 1995). Autrefois largement répandu au Canada, y compris dans les latitudes tempérées froides jusqu'au sud du golfe du Saint-Laurent et de l'île de Sable (plateau néo-écossais), le morse de l'Atlantique a disparu du sud-est du Canada à la fin du 18^e siècle (Reeves 1978; Born *et al.* 1995). La chasse commerciale du morse a été interdite au Canada en 1928, mais les Inuits continuent de l'exploiter à des fins de subsistance dans l'ensemble de son aire de répartition, et des quantités limitées sont également capturées dans le cadre de la chasse sportive (Stewart *et al.* 2014a; Matthews *et al.* 2018).

Les morses occupent des niches trophiques et écologiques étroites. Ils dépendent d'aires d'alimentation riches caractérisées par de grandes étendues d'eau peu profonde (≤ 80 m) abritant des bancs de mollusques productifs, un accès fiable à l'eau libre pendant l'hiver et la présence d'échoueries à proximité de ces aires d'alimentation (Born *et al.* 1995). Les morses utilisent généralement des banquises comme plateformes d'échouerie pendant l'hiver, et des sites terrestres pendant les périodes d'été et d'automne sans glace (Davis *et al.* 1980). On les trouve souvent en groupes.

Au Canada, les morses de l'Atlantique peuvent être divisés en populations du Haut-Arctique et du centre de l'Arctique/Bas-Arctique (COSEPAC 2017). Quatre stocks de gestion très distincts, divisés en fonction de la génétique, de la répartition, de la télémétrie, des isotopes stables et des connaissances écologiques traditionnelles, sont identifiés au sein de la population du centre de l'Arctique/Bas-Arctique, à savoir les stocks de la baie d'Hudson et du détroit de Davis (BHDD), du nord du bassin de Foxe, du centre du bassin de Fox et du sud et de l'est de la baie d'Hudson (SEBH) (Stewart 2008; Shafer *et al.* 2014). Le stock du SEBH est réparti sur un territoire d'environ 65 000 km², s'étendant des îles Ottawa au sud jusqu'à la pointe Ekwan dans l'ouest de la baie James (COSEPAC 2006; figure 1). La séparation du stock du SEBH du stock BHDD est basée sur un vide dans la répartition du morse entre l'île Mansel et les îles Ottawa, sur des observations différentielles dans les tendances d'abondance locale entre les deux régions, et sur les rapports des isotopes du plomb (Born *et al.* 1995; Outridge et Stewart 1999; Outridge *et al.* 2003).

Il n'existe pratiquement aucune information sur la taille ou les tendances historiques des populations de morses du SEBH (Born *et al.* 1995). Le seul relevé complet du stock de morses du SEBH a été réalisé en septembre 2014, et des morses ont été détectés sur les îles Ottawa, Sleeper, Driftwood et Belcher. Le relevé de 2014 a permis d'estimer la taille du stock à 200 (IC à 95 % = 70–570) animaux (Hammill *et al.* 2016). Avant ce relevé, les seules valeurs approximatives de l'abondance des morses du SEBH obtenues étaient fondées sur des dénombrements de diverses sources effectués dans des échoueries individuelles (COSEPAC 2006). Alors que plus de 400 individus ont été relevés dans le nord des îles Sleeper à la fin des années 1930 (Twomey et Herrick 1942), des observations plus récentes font état de troupeaux beaucoup plus petits dans l'est de la baie d'Hudson (p. ex., 25 à 75 morses dans la région des îles Sleeper et environ 30 morses dans les îles Belcher entre les années 1970 et la fin des années 1990; COSEPAC 2006). Néanmoins, 310 morses ont été dénombrés sur des photographies prises lors d'un relevé sur les oies au cap Henrietta-Maria en 1978 (Born *et al.* 1995). Bien qu'il n'y ait pas suffisamment de données pour évaluer si le stock du SEBH a diminué, les chasseurs de Sanikiluaq signalent qu'ils voient aujourd'hui moins de morses dans la région des îles Belcher que par le passé (MPO 2000).

Dans le cadre de l'approche de précaution (MPO 2006), les données sur les morses du SEBH sont considérées comme insuffisantes. En conséquence, le MPO a adopté l'approche du

prélèvement biologique potentiel (PBP) pour estimer le taux de prélèvement durable et fournir des avis périodiques sur les récoltes pour les différents stocks de morses (Stewart et Hamilton 2013; MPO 2016ab, 2023). Le PBP est un outil employé pour déterminer le nombre maximal d'individus qui pourrait être prélevé d'un stock autrement que par la mortalité naturelle chaque année et qui permettrait à la population d'avoir une probabilité de 95 % de dépasser le taux maximal de productivité nette (c.-à-d. 50 % de la capacité de charge) dans 100 ans (Wade 1998).

Cette étude présente les résultats d'un relevé photographique aérien côtier effectué en septembre 2022 et ciblant les échoueries afin d'estimer l'abondance du stock de morses du SEBH. De plus, des images satellites couvrant la plupart des échoueries connues dans l'aire de répartition du SEBH ont été obtenues afin de générer une estimation indépendante de l'abondance du stock. Les résultats des deux approches ont été combinés pour fournir une estimation globale de l'abondance. Les prélèvements totaux autorisés sont estimés à l'aide de l'approche du PBP.

MÉTHODES

ZONE DE RELEVÉ ET PROTOCOLE

La zone du relevé comprenait l'ensemble de l'aire de répartition du stock de morses du SEBH (figure 1). Une liste des échoueries connues de morses a été obtenue à partir des consultations communautaires menées en préparation du relevé précédent de 2014 (Hammill *et al.* 2016), une revue de la littérature des observations signalées, et des observations signalées par les communautés aux Gardiens Uumajuit. Une carte des échoueries ciblées a été communiquée avant le relevé de 2022 aux organisations régionales et locales Nunavimmi Umajulirijit Katujiqatigininga (NUKR et NUKL; organisations de chasseurs), aux Gardiens Uumajuit et au Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik (CGRFRMN) afin d'obtenir leurs commentaires et de s'assurer que la liste comprenait toutes les échoueries de morses connues dans la zone d'étude. Les trajets du relevé ont été planifiés de manière à survoler tous les sites identifiés (figure 2). Afin de tenir compte de la possibilité que des morses se trouvent hors de l'eau ailleurs que dans les échoueries habituelles, des vols ont également été effectués au-dessus des îles environnantes ou des zones côtières entre les sites.

Le relevé aérien a été conçu pour être réalisé en septembre 2022, à une altitude et une vitesse cibles de 1 000 pieds (305 m) et 100 nœuds (185 km/h), respectivement, à l'aide d'un avion Twin Otter 300 de Havilland. L'équipage du relevé était composé de deux observateurs de mammifères marins formés, postés de chaque côté de l'avion et regardant à travers des fenêtres concaves situées au niveau de la deuxième rangée de sièges. Les observateurs supplémentaires, lorsqu'ils étaient disponibles, se postaient principalement sur le siège de gauche, au dernier rang, qui était également équipé d'une fenêtre concave. Les observateurs pouvaient voir directement sous l'avion et avaient pour instruction d'observer la zone dans leur champ de vision, y compris les eaux libres et le littoral, tandis que l'avion longeait la côte. Lorsque des mammifères marins étaient détectés visuellement, l'observateur enregistrait l'heure de chaque observation pour une géolocalisation ultérieure, ainsi que l'espèce et le nombre d'animaux détectés.

L'avion était doté d'une grande trappe l'arrière permettant de prendre des photos directement sous l'avion. Le système de prise de vue comprenait deux appareils photo numériques (Nikon D-800 avec un objectif Zeiss de 35 mm) montés sur un cadre fabriqué sur mesure et orientés vers la droite et la gauche de l'avion à un angle de 27,2° par rapport au nadir. Les appareils photo étaient orientés dans le sens de la largeur (côté long perpendiculaire au transept), ce qui

a permis d'obtenir un couloir d'images de 425 m de chaque côté de l'avion. La trajectoire de vol était continuellement ajustée pour faire en sorte que le littoral demeure dans le champ de vision des appareils photo. Chaque appareil photo était contrôlé par un ordinateur portable à l'aide du logiciel Nikon Camera Control Pro 2 et réglé pour prendre une image toutes les 3 secondes, ce qui se traduit par un chevauchement d'environ 37 % entre les photos successives.

L'observateur principal, assis du côté de l'avion le plus éloigné de la côte, jouait le rôle de navigateur/caméraman pendant les vols.

La position et l'altitude de l'avion étaient enregistrées toutes les secondes à l'aide de dispositifs GPS (Garmin GPSMap78 et Bad Elf GPS pro). L'heure des appareils photo était synchronisée avec l'heure du GPS et les images ont été géoréférencées a posteriori en reliant les images et les emplacements GPS en fonction de l'heure.

ANALYSE DES PHOTOS AÉRIENNES

En raison du grand nombre d'images prises au cours du relevé, une approche de triage a été utilisée pour sélectionner les photographies à examiner pour détecter les morses. Tout d'abord, les morses ont été comptés sur des photographies prises à des moments où les observateurs avaient déclaré avoir vu des animaux. Ensuite, les photographies prises à des échoueries déjà connues ont été examinées, même si aucune observation de morse n'a été enregistrée au cours du relevé. En commençant par les photos prises au moment de l'observation ou de l'arrivée à l'échouerie, les observateurs ont compté tous les morses visibles sur cette image ainsi que sur les 10 photos précédentes et suivantes prises des deux côtés de l'avion. Si un morse était détecté sur l'une des 10 images précédentes ou suivantes, les 10 photos précédentes et suivantes étaient vérifiées, et ainsi de suite jusqu'à ce qu'aucun nouveau morse ne soit détecté. Le reste des photographies des autres îles et récifs a été sous-échantillonné selon une procédure d'échantillonnage en grappes adaptée : 65 séries de 20 photographies (correspondant à 10 % des photographies prises lors du relevé) ont été choisies au hasard parmi celles qui n'ont pas été examinées. Lorsque des animaux étaient identifiés dans une série, les 10 photos précédentes et suivantes des deux côtés de l'avion étaient examinées, jusqu'à ce qu'aucun animal ne soit détecté sur 10 photos consécutives. Les photographies sur lesquelles des morses étaient identifiés ont été comptées au moins deux fois par différents observateurs, et le nombre le plus élevé a été retenu. Si les dénombrements différaient de plus de 3 %, l'image était réexaminée par un troisième observateur afin d'obtenir un consensus.

Les images montrant des regroupements de morses ont été géoréférencées afin d'estimer la densité de morses dans ces regroupements. Le nombre d'animaux présents dans chaque regroupement à une échouerie a été divisé par la zone occupée par les morses, définie comme un polygone dessiné dans QGIS autour du regroupement. Les morses dans l'eau sur les photos ont été exclus des polygones de regroupement. La densité moyenne a ensuite été utilisée dans l'analyse de l'imagerie satellitaire (voir ci-dessous).

IMAGERIE SATELLITAIRE

Les constellations de satellites WorldView-3, WorldView-2 et GeoEye ont été chargées par l'intermédiaire de Maxar Technologies de recueillir des images de plusieurs zones englobant la plupart des échoueries de morses connues dans l'aire de répartition du SEBH en septembre 2022, c.-à-d. aussi près que possible de la période de réalisation du relevé aérien (figure 3). Un affinage panchromatique a permis d'obtenir des images avec une résolution de 30 cm.

Les images satellites géoréférencées ont été traitées dans QGIS 3.22.0 ou 3.32.0 (QGIS Development Team 2023) et évaluées visuellement à une échelle comprise entre 1:540 et

1:1 000, en fonction de la couleur et du contraste du sol. L'amélioration des images a été réalisée en manipulant la luminosité, le contraste et la saturation, ainsi qu'en variant les contributions des quatre bandes de couleur afin d'optimiser la détection des morses. La résolution de 30 cm des images satellites était suffisante pour détecter les regroupements de morses, mais insuffisante pour dénombrer de manière fiable tous les morses regroupés aux échoueries (Matthews *et al.* 2022). Au lieu de cela, lorsque des regroupements de morses étaient détectés sur des images satellites, le nombre d'individus présents dans l'échouerie était estimé en multipliant la zone (polygone dessiné dans QGIS) occupée par les morses par la densité moyenne de morses dérivée des images du relevé aérien (voir ci-dessus). Les contours des regroupements des morses ont été dessinés sur des images satellites par au moins deux observateurs différents, et le polygone ayant la plus grande surface a été retenu. Si les nombres de morses obtenus différaient de plus de 3 %, le contour du regroupement était redessiné par un troisième observateur.

ANALYSE DES DÉNOMBREMENTS

Les mauvaises conditions météorologiques nous ont empêchés de voler tous les jours. On en sait peu sur les déplacements des morses dans la région, mais il est possible que des individus se soient déplacés d'un site à l'autre pendant le relevé, ce qui signifie qu'ils pourraient être comptés deux fois ou ne pas être comptés du tout. On manque de renseignements sur la fidélité aux sites et sur les déplacements des morses dans les eaux canadiennes, en particulier les déplacements potentiels entre les échoueries. Nous avons considéré que les animaux étaient capables de se déplacer au hasard entre les échoueries, et les dénombrements effectués sur le même site à plus de 24 heures d'intervalle ont été considérés comme indépendants. Les dénombrements multiples résultant du repositionnement de l'avion pour assurer une couverture optimale d'une échouerie n'ont pas été considérés comme indépendants, et le nombre le plus élevé (c.-à-d. d'après les images montrant l'étendue maximale du regroupement de morses, et le nombre minimal de morses se jetant à l'eau en raison de la perturbation causée par l'avion) a été conservé dans de tels cas.

Certains animaux présents aux échoueries ont pu être manqués. Ce dernier point a été considéré comme négligeable pour le relevé aérien, étant donné que les dénombrements ont été obtenus à partir de photographies et que la probabilité de détection a été considérée comme égale à 1 (Stewart *et al.* 2014c; Hammill *et al.* 2016; Mosnier *et al.* 2023).

La proportion de la population totale présente aux échoueries au moment du relevé est inconnue (Stewart *et al.* 2013, 2014bc). Différentes méthodes ont été utilisées pour calculer l'abondance totale des morses à partir des dénombrements des échoueries et des coefficients d'ajustement pour tenir compte des animaux qui ont été manqués parce qu'ils étaient dans l'eau (Johnson *et al.* 2007; Stewart et Hamilton 2013; Stewart *et al.* 2014c). Des simulations utilisant des populations virtuelles ont indiqué que la méthode de dénombrement simple (DS) fournit une estimation fiable et impartiale de l'abondance (Doniol-Valcroze *et al.* 2016). Cette méthode de DS utilise le nombre total d'animaux hors de l'eau, ou la moyenne des dénombrements lorsque le relevé est effectué à plusieurs reprises pour une même zone. Par conséquent, les dénombrements des échoueries séparés de plus de 24 heures ont été considérés comme indépendants et ont fait l'objet d'une moyenne. L'estimation de l'abondance à chaque échouerie i , \widehat{N}_i , a ensuite été calculée comme suit :

$$\widehat{N}_i = \frac{C_{mean_i}}{p} \quad (\text{équation 1})$$

où $P = 0,30$ ($CV = 0,072$), la moyenne des valeurs publiées de la proportion d'animaux échoués pour les stocks de morses de l'Atlantique (tableau 2 dans Hammill *et al.* 2016) et où C_{mean_i} est le nombre moyen de morses détectés au site i . La variance de \widehat{N}_i a été calculée comme suit :

$$var(\widehat{N}_i) = \left[\widehat{N}_i \times \frac{1-P}{k \cdot P} \times \sigma^2 \right] + \left[\widehat{N}_i^2 \times \frac{var(\widehat{P})}{\widehat{P}^2} \right] \text{ (équation 2)}$$

où le premier terme rend compte de la variation des dénombrements, tandis que le second représente la variation associée à la proportion de morses hors de l'eau. Dans l'équation 2, k est le nombre de dénombrements indépendants et σ^2 est un facteur de surdispersion défini comme suit :

$$\sigma^2 = 1 + (\widehat{N}_i - 1) \times \rho \text{ (équation 3)}$$

où ρ (le facteur de corrélation entre les morses) = 0,26 (IC à 95 % = 0,140–0,362; Mosnier *et al.* 2023) sur la base d'un modèle bayésien appliqué au cadre développé par Doniol-Valcroze *et al.* (2016). L'estimation de l'abondance de la population (\widehat{N}) et sa variance ont été calculées comme suit :

$$\widehat{N} = \sum_{n=1}^i \widehat{N}_i \text{ (équation 4)}$$

$$var(\widehat{N}) = \sum_{n=1}^i var(\widehat{N}_i) \text{ (équation 5)}$$

Les limites de confiance ont été estimées en supposant une distribution log-normale autour de \widehat{N} . Si l'on considère que les estimations découlant du relevé aérien (\widehat{N}_a) et de l'imagerie satellitaire (\widehat{N}_s) représentent deux estimations indépendantes de l'abondance, ces dernières peuvent être combinées (\widehat{N}_C), pondérées inversement par leurs variances $var(\widehat{N}_a)$ et $var(\widehat{N}_s)$ respectivement, en utilisant :

$$\widehat{N}_C = \frac{[(\widehat{N}_a \cdot var(\widehat{N}_s)) + (\widehat{N}_s \cdot var(\widehat{N}_a))]}{var(\widehat{N}_a) + var(\widehat{N}_s)} \text{ (équation 6)}$$

avec sa variance d'erreur calculée comme suit :

$$var(\widehat{N}_C) = \frac{var(\widehat{N}_a) \cdot var(\widehat{N}_s)}{var(\widehat{N}_a) + var(\widehat{N}_s)} \text{ (équation 7)}$$

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL

Le PBP est calculé comme suit :

$$PBR = 0,5 R_{max} \times RF \times N_{min} \text{ (équation 8)}$$

où R_{max} est le taux maximal d'augmentation de la population, RF est un facteur de rétablissement compris 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 supposée relative à l'estimation de l'abondance (Wade 1998). Les valeurs des facteurs de rétablissement inférieures à 1 attribuent une proportion de la production nette attendue à la croissance de la population, tout en compensant les incertitudes qui entravent le rétablissement de la population (National Marine Mammals Service 2016). Par souci de cohérence avec les évaluations les plus récentes du morse (U.S. Fish and Wildlife Service 2013; Hammill *et al.* 2023), R_{max} a été fixé par défaut à 0,08. Sur la base des lignes directrices pour l'application du RF au Canada (MPO 2018), le RF a été fixé à 0,25 comme indiqué pour les petites populations ayant une tendance stable. La N_{min} a été calculée comme suit :

$$N_{min} = \frac{\widehat{N}_C}{\exp(z \sqrt{\ln(1 + CV(\widehat{N}_C)^2)})} \text{ (équation 9)}$$

où \widehat{N}_C est l'estimation la plus récente de la taille de la population, z est la variable normale standard (0,824 pour le 20^e percentile) et $CV(\widehat{N}_C)$ est le coefficient de variation pour \widehat{N}_C .

RÉSULTATS

Au total, 25 échoueries ont été identifiées dans la zone prévue du relevé, dont 23 ont fait l'objet de relevés au moins une fois entre le 1^{er} et le 13 septembre 2022 (tableau 1). Les deux sites pour lesquels aucun relevé n'a été effectué représentaient des emplacements ponctuels fournis par les données d'observation des morses qui se sont avérés être en eau libre, sans substrat pour que les morses puissent s'y échouer. Ce relevé a donc couvert toutes les échoueries potentielles identifiées dans le sud-est de la baie d'Hudson, ainsi que d'autres îles, récifs et côtes rocheuses représentant un habitat potentiel adéquat.

Le relevé a été réalisé en 6 jours de vol sur cette période de 13 jours, pour un total de 42 heures de vol. Au total, 49 065 photographies aériennes ont été enregistrées, dont 10 480 ont été examinées à la recherche de morses. Les observateurs ont détecté des morses à deux endroits différents au cours du relevé (figure 4). Un seul morse a été identifié visuellement et sur des images sur une petite île à l'est de l'île Eddy, dans les îles Ottawa. Un petit groupe de morses a également été détecté visuellement et sur des photographies aériennes dans la partie sud de l'île Kidney. Cette échouerie a fait l'objet d'un relevé à deux dates et a été survolée deux fois à chaque date (tableau 1). Seul le nombre le plus important de chaque date a été retenu. Les images aériennes (figure 5) ont permis de dénombrer 126 et 131 individus sur ce site les 5 et 10 septembre, respectivement. Les nombres estimés visuellement par les observateurs lors du survol de l'échouerie (105 et 50 les 5 et 10 septembre, respectivement) étaient systématiquement inférieurs aux nombres provenant des photographies aériennes correspondantes, c'est pourquoi les nombres provenant des photographies ont été conservés. Aucun autre morse n'a été détecté par les observateurs dans l'avion, lors de l'examen des images aériennes de toutes les autres échoueries signalées ou sur des images aériennes choisies au hasard. Selon l'examen des photographies aériennes, le nombre de morses dénombrés aux échoueries dans l'aire de répartition du SEBH a été estimé à 130 morses. En corrigeant cet indice pour tenir compte des animaux en mer, on obtient une estimation de 432 (CV = 0,553, IC à 95 % = 157–1 188) morses.

Les passages des 5 et 10 septembre au-dessus du regroupement ont donné des densités de morses sur les photographies de 0,436 et 0,453 individus·m⁻², respectivement, ce qui correspond à une densité moyenne de morses de 0,446 (CV = 0,027) individu·m⁻², laquelle a été utilisée pour estimer le nombre de morses hors de l'eau visibles sur les images satellites.

Au total, 544 images satellites ont été examinées à la recherche de morses. Il n'a pas été possible d'obtenir des images satellites sans nuages de l'ensemble de l'aire de répartition du stock du SEBH aux dates exactes du relevé aérien, de sorte que la période couverte par l'imagerie satellitaire s'est étendue du 11 août au 15 octobre 2022 (voir le tableau 1 pour la distribution temporelle de la couverture de l'imagerie satellitaire des échoueries ciblées). Des regroupements de morses hors de l'eau ont été identifiés à trois endroits : la même échouerie sur Kidney Island où des morses ont été détectés lors du relevé aérien (figure 6A), une seconde échouerie sur Kidney Island située à environ 180 m au sud de la première, et une échouerie au nord-ouest du cap Henrietta-Maria (figure 6B) qui a été couverte lors du relevé aérien et où aucun morse n'a été détecté (figure 4). Selon la densité moyenne estimée à partir des photographies aériennes, le nombre de morses sur l'île Kidney a été estimé à 66 et 55 morses le 16 août et le 6 septembre, respectivement. Un nombre estimé supplémentaire de 129 morses a été observé hors de l'eau au nord-ouest du cap Henrietta-Maria le 18 septembre (tableau 2). En corrigeant le nombre estimé de morses observés hors de l'eau sur les images pour tenir

compte des individus dans l'eau, on obtient une estimation de 202 (CV = 0,559, IC à 95 % = 73–561) morses sur l'île Kidney et de 431 (CV = 0,784, IC à 95 % = 111–1 674) morses près du cap Henrietta-Maria. Les détections de l'île Kidney et du cap Henrietta-Maria étaient séparées d'environ 290 km, ce qui rend peu probable le fait que des morses se soient déplacés entre les deux sites au cours des huit jours séparant la collecte des images satellites et le survol de l'île Kidney le 10 septembre. La combinaison des deux sites a permis d'obtenir une estimation totale de 633 (CV = 0,562, IC à 95 % = 226–1 770) morses pour le stock du SEBH selon l'imagerie satellitaire.

L'estimation combinée de l'abondance à partir des données du relevé aérien et des images satellites était de 494 (CV = 0,399, IC à 95 % = 231–1054) morses.

Le PBP a été estimé à 3 morses par an d'après l'estimation du relevé aérien de 2022 (tableau 3), et à 4 morses par an d'après l'estimation de l'abondance des morses dérivée de l'imagerie satellitaire. Si l'on combine les deux estimations indépendantes, le PBP est de 4 morses par an (tableau 3).

DISCUSSION

L'estimation de l'abondance des morses est particulièrement difficile en raison de leur répartition typiquement regroupée, de l'incertitude quant à la proportion d'animaux se trouvant dans les échoueries, et des taux de déplacement inconnus entre les échoueries (Mosnier *et al.* 2023; Mansfield et St. Aubin 1991, Lydersen *et al.* 2008, Stewart *et al.* 2014b, Doniol-Valcroze *et al.* 2016). Cela se reflète dans le niveau élevé d'incertitude associé aux estimations d'abondance provenant des relevés sur le morse (Doniol-Valcroze *et al.* 2016). Lors de ce relevé, nous avons obtenu une estimation de l'abondance de 494 (IC à 95 % = 231–1 054) morses. Le seul autre relevé du SEBH a été réalisé en septembre 2014 et a fourni une estimation d'abondance de 200 (IC à 95 % = 70–570) animaux en utilisant la méthode de DS, qui a également été utilisée pour estimer l'abondance dans le présent relevé. L'estimation de l'abondance à partir du relevé de 2022 est plus élevée, mais pas significativement différente de celle du relevé précédent. Bien que des relevés supplémentaires soient nécessaires avant qu'un modèle démographique puisse être ajusté pour le stock de morses du SEBH, les évaluations de 2014 et de 2022 indiquent toutes deux que l'abondance du stock est faible.

Comme les conditions météorologiques difficiles dans l'Arctique limitent généralement le nombre de jours de vol, il serait particulièrement difficile d'ajouter des conditions au relevé, comme les niveaux de marée, comme c'est le cas pour certaines espèces de pinnipèdes (p. ex., Hamilton *et al.* 2023; Lidgard *et al.* 2023; Mosnier *et al.* 2023). Par conséquent, le fait que certaines échoueries identifiées étaient peut-être partiellement ou complètement submergées lorsque le relevé a été réalisé constitue une limite logistique à ce relevé. Bien que cela signifie que certains morses étaient peut-être en mer et n'ont donc pas comptés au cours du relevé, la proportion de morses hors de l'eau utilisée afin de corriger pour tenir compte des individus dans l'eau a été calculée pour tous les niveaux de marée et est donc considérée comme tenant compte de cette situation de manière adéquate. Cependant, la répartition regroupée des morses, qui est en partie attribuable aux niveaux de marée, est responsable de la majeure partie de la variance associée aux estimations d'abondance. L'exécution des relevés aériens à marée basse pourrait améliorer les estimations des relevés et faciliter la détection des tendances dans la série chronologique en diminuant le facteur de corrélation des morses échoués qui est utilisé dans le calcul de la variance, réduisant ainsi les intervalles de confiance des estimations de l'abondance.

Lors du relevé de 2014, des morses ont été détectés sur les îles Ottawa, Sleeper, Driftwood et Belcher, tandis qu'un seul regroupement de morses situé dans la partie sud de l'île Kidney a été

déecté lors du relevé de 2022. Il est intéressant de noter que le regroupement de morses déecté lors de ce relevé a également été identifié lors du dernier relevé aérien des bélugas de l'est de la baie d'Hudson effectué dans la région en août 2021 (MPO, données non publiées). Bien que l'évaluation du stock de bélugas de 2021 ait été réalisée au moyen d'un relevé visuel, des photographies opportunistes ont été prises depuis l'avion à ce regroupement de morses. Un total de 134 morses a été dénombré à partir de ces photographies, ce qui est très similaire aux dénombrements non corrigés (126 et 131) obtenus pour cette échouerie lors du relevé photographique des morses de 2022. On sait peu de choses sur les déplacements quotidiens et interannuels des morses entre les échoueries. Les données télémétriques d'un mâle adulte du N-E du Groenland suivi pendant quatre saisons estivales ont montré une forte philopatrie à une seule échouerie terrestre (Born *et al.* 2005). En revanche, les données télémétriques des morses mâles marqués au Svalbard ont indiqué que les individus marqués ensemble présentaient un synchronisme dans leur comportement d'échouage pendant l'été, mais ne s'échouaient pas nécessairement au même endroit (Lydersen *et al.* 2008). Les relevés aériens représentent un instantané de la répartition, et il n'est donc pas possible de déterminer si les différences entre les échoueries utilisées par les morses déectés lors des relevés de 2014 et d'aujourd'hui résultent d'un déplacement spatial des morses au cours des années.

Matthews *et al.* (2022) ont démontré que les morses pouvaient être déectés visuellement à partir d'images satellites d'une résolution de 30 cm et que la mesure de la surface des regroupements de morses pouvait donner des estimations raisonnables du nombre d'animaux échoués lorsqu'elle était multipliée par les densités dérivées des photographies aériennes archivées. Une estimation de la densité de 0,446 (CV = 0,027) individu·m⁻² a été obtenue à partir de photographies d'animaux présents sur l'île Kidney. Le nombre de photographies de morses disponibles pour l'estimation de la densité lors du relevé aérien de 2022 est faible (N = 2). Par conséquent, l'incertitude associée à cette estimation est probablement sous-estimée puisque les deux images proviennent de la même échouerie et ont été prises dans des conditions météorologiques similaires. De même, des dénombrements répétés de deux photographies aériennes provenant d'un seul survol d'une échouerie sur l'île d'Ellesmere, au Nunavut, ont fourni une densité moyenne de 0,62 (CV = 0,008) individu·m⁻² (Sherbo *et al.* 2023). En revanche, Matthews *et al.* (2022) ont calculé une densité moyenne de 0,941 (CV = 0,245) individu·m⁻² à partir de photographies de différentes parties de l'île Walrus, dans le nord de la baie d'Hudson, soulignant que la densité de morses peut varier considérablement d'une échouerie à l'autre. Compte tenu de la grande variabilité du comportement des morses aux échoueries, les différences de densités de morses entre les regroupements des échoueries de différentes zones peuvent refléter la variabilité temporelle du comportement aux échoueries (Fischbach *et al.* 2021), les différences interrégionales dans les densités aux échoueries peuvent refléter la topographie ou simplement un échantillon de très petite taille. Étant donné la faible valeur du CV associé à l'estimation moyenne de la densité du regroupement de l'île Kidney, sa contribution à la variance associée à l'estimation de l'abondance a été jugée négligeable, et la densité a donc été introduite sans son terme d'erreur dans le calcul de l'abondance effectué à partir de l'imagerie satellitaire. La méthodologie utilisée dans la présente étude ainsi que dans les études précédentes (Matthews *et al.* 2022; Sherbo *et al.* 2023) suppose une densité uniforme de morses au sein des regroupements. Compte tenu de la petite taille (25 à 291 m²) des zones de regroupement des morses observées dans le cadre de cette étude, cette hypothèse est probablement valable. Les facteurs affectant la disponibilité de substrats appropriés et le comportement des morses aux échoueries (p. ex., les niveaux de marée, les conditions de la mer, l'abondance des stocks) sur les densités locales de morses devraient néanmoins être pris en compte dans les prochaines études, ce qui nécessite l'obtention d'un plus grand nombre d'images dans des conditions différentes. Des

photographies terrestres en accéléré des échoueries permettraient de répondre à cette question.

L'échouerie du sud de l'île Kidney est la seule où des morses ont été détectés à la fois par l'imagerie aérienne et par l'imagerie satellitaire, ce qui permet de comparer les dénombrements obtenus par les deux méthodes. Les photographies des relevés aériens et les images satellitaires ont permis d'estimer l'abondance à cette échouerie à 428 (IC à 95 % = 155–1 187) et 202 (IC à 95 % = 73–561) morses, respectivement. Ces quantités ne diffèrent pas de manière significative et se situent dans la fourchette de variation attendue pour le nombre de morses échoués à une échouerie donnée (Mansfield et St-Aubin 1991). Cependant, une hypothèse qui pourrait permettre d'expliquer le nombre un peu plus faible de morses estimés à partir des photographies satellites par rapport aux photographies aériennes est que les animaux ont été perturbés par l'approche de l'avion, ce qui fait que certains morses sont entrés dans l'eau au moment où l'avion était directement au-dessus et a photographié l'échouerie (p. ex., voir la figure 5A). Un deuxième ou troisième survol a parfois été nécessaire pour prendre des photos claires des morses, augmentant ainsi la proportion d'animaux dans l'eau. Comme cela a été fait lors des précédents relevés aériens sur le morse (Mosnier *et al.* 2023; Hammill *et al.* 2016), les morses présents dans l'eau et visibles sur les photographies à côté de l'échouerie ont été considérés comme ayant été présents dans l'échouerie et ont été inclus dans les dénombrements du relevé aérien. Certains animaux pourraient avoir quitté le site, ce qui entraîne un biais négatif, alors que le dénombrement de tous les animaux dans l'eau qui se trouvent directement autour de l'échouerie pourrait également avoir inclus certains animaux qui étaient déjà dans l'eau dans les dénombrements du relevé, ce qui introduirait un biais positif dans les estimations de l'abondance parce que les dénombrements ont été ajustés en utilisant la proportion d'animaux présumés comme échoués (0,30). Cependant, les morses dans l'eau n'ont pas été inclus dans les polygones de regroupement utilisés pour estimer la densité de morses à partir de l'imagerie satellitaire. L'utilisation de photographies aériennes sur lesquelles la répartition des échoueries de morses a été perturbée par l'avion peut induire un biais négatif dans la densité des échoueries de morses utilisée pour dériver l'abondance à partir d'images satellites. Des essais en vol visant à identifier les altitudes auxquelles les avions causent le moins de perturbations possible tout en conciliant la nécessité d'obtenir des photographies d'une résolution suffisante pour discerner chaque morse devraient être effectués en vue de futurs relevés.

Un regroupement de morses a été détecté sur des images satellites au large du cap Henrietta-Maria, mais aucun morse n'a été observé sur les photographies aériennes de la même zone. Cela est probablement dû au fait que le site était sous l'eau lorsque l'avion d'étude a survolé le site à un niveau de marée plus élevé que lorsque les images satellites ont été prises. Sur l'île Kidney, un minimum de 66 morses a été détecté sur les images satellites prises le 6 septembre, et 131 individus ont été photographiés hors de l'eau lors du relevé aérien du 10 septembre. Le regroupement au cap Henrietta-Maria a été détecté sur des images satellites prises le 18 septembre. Pour que le regroupement de l'île Kidney se soit déplacé jusqu'au cap Henrietta-Maria, les animaux auraient dû entreprendre un mouvement synchronisé et dirigé couvrant une moyenne de 36 km·jour⁻¹. Cette valeur est inférieure au seuil de déplacement quotidien de 45 km·jour⁻¹ utilisé pour réduire au minimum la probabilité que des animaux aient été comptés deux fois lors de relevés aériens antérieurs des stocks de morses de la baie d'Hudson et du détroit de Davis et du SEBH (Stewart *et al.* 2014b; Hammill *et al.* 2016). Elle est également inférieure à la moyenne des distances de déplacement quotidiennes calculées pour les morses marqués par des dispositifs de télémétrie GPS dans la mer de Pechora (nord-ouest de la Russie), au Svalbard, au Groenland et aux îles Féroé, qui se situent entre 66 et 120 km·jour⁻¹ (médiane de ces études) : 82 km·jour⁻¹; Lydersen *et al.* 2008; Born *et al.* 2005, 2014; Semenova *et al.* 2019). Il est donc possible que les morses se soient déplacés entre les échoueries

pendant la période séparant les prises d'images. Cependant, il semble peu probable que l'ensemble du troupeau ait entrepris un déplacement continu et directionnel entre les échoueries au cours de ces huit jours. Par conséquent, les morses localisés sur l'imagerie satellitaire près du cap Henrietta-Maria ont été considérés comme représentant un groupe distinct et ajoutés aux nombres de l'estimation de l'imagerie satellitaire.

La combinaison des estimations de l'abondance globale obtenues d'après le relevé aérien (432; IC à 95 % = 157–1 188) et de l'imagerie satellitaire (633; IC à 95 % = 226–1 770) a permis d'obtenir une estimation de l'abondance totale de 494 (IC à 95 % = 231–1 054) et de réduire l'incertitude associée à l'estimation de l'abondance du stock. Cette combinaison présume que le relevé aérien et l'imagerie satellitaire ont permis d'obtenir des estimations d'abondance indépendantes. Toutefois, cette hypothèse pourrait ne pas être entièrement respectée, car les photographies du relevé aérien ont été utilisées pour estimer la densité de regroupement des morses appliquée pour dériver l'abondance à partir d'images satellites. Néanmoins, la moyenne des abondances dérivées des deux méthodes a été jugée appropriée, car les images aériennes et satellitaires ont été collectées à des dates différentes.

L'imagerie satellitaire est de plus en plus utilisée pour étudier l'abondance et la répartition des gros animaux (p. ex., les cétacés à fanons, Fretwell *et al.* 2014; Cubaynes *et al.* 2018; les ours polaires, *Ursus maritimus*, Stapleton *et al.* 2014; LaRue et Stapleton 2018) et des espèces dont la coloration du corps contraste fortement avec celle de leur substrat (p. ex., l'albatros, *Diomedea exulans* et *sanfordi*, Fretwell *et al.* 2017; le cygne chanteur, *Cygnus cygnus*, Zhao *et al.* 2020; le phoque de Weddell, *Leptonychotes weddellii*, Ainley *et al.* 2015; l'éléphant de mer du sud, *Mirounga leonina*, McMahon *et al.* 2014). L'imagerie satellitaire présente certains avantages par rapport aux relevés aériens : les satellites couvrent de vastes zones géographiques, y compris des sites éloignés difficiles d'accès; ils peuvent couvrir un même site de manière répétée sur une courte période, ce qui permet d'obtenir une couverture spatiale répétée dans une courte période; enfin, la méthode n'est absolument pas invasive pour les animaux qui sont susceptibles d'être perturbés par des avions volant à basse altitude (Matthews *et al.* 2022). Cependant, la résolution des images satellitaires disponibles commercialement ne rivalise pas encore avec celle des images obtenues lors des relevés aériens, de sorte que la méthode repose encore largement sur les photographies aériennes pour calculer les densités de morses spécifiques à chacune des échoueries. De plus, il n'a pas été possible d'obtenir des images satellites sans nuages de l'ensemble de l'aire de répartition du stock du SEBH aux dates exactes du relevé aérien (du 1^{er} au 13 septembre 2022), de sorte que la période couverte par l'imagerie satellitaire s'est étendue sur une période de deux mois (du 11 août au 15 octobre 2022). L'estimation de l'abondance totale du stock à partir d'échoueries photographiées à des intervalles de temps plus longs remet en question l'hypothèse selon laquelle les animaux n'effectuent aucun mouvement directionnel entre les sites au cours de la période d'étude. En outre, il n'a pas été possible d'obtenir des images répétées pour toutes les échoueries identifiées. Comme l'indiquent d'autres études, il est difficile d'obtenir des images satellites sans nuages dans la région arctique pendant la saison des eaux libres, qui se caractérise par une couverture nuageuse et un brouillard fréquents (p. ex., Matthews *et al.* 2022; LaRue et Stapleton 2018). Enfin, l'imagerie satellitaire disponible dans le commerce demeure coûteuse. Le coût de l'achat des images satellitaires et le temps nécessaire à l'analyse de ces images ont été estimés à 70 % du coût de la réalisation du relevé aérien et de l'analyse des photographies aériennes. Si des images satellites avaient pu être recueillies et analysées pour l'ensemble des échoueries couvertes lors du relevé aérien (figure 1 versus figure 2), l'imagerie satellitaire et le relevé aérien auraient entraîné des coûts similaires.

Le relevé aérien a couvert l'ensemble de la zone d'étude sur une période de 13 jours, et comprend des passages répétés au-dessus des zones où des morses ont été détectés par les

observateurs. L'altitude de vol cible relativement basse (305 m) a permis de réduire les contraintes causées par la couverture nuageuse par rapport à l'imagerie satellitaire. Les images à haute résolution recueillies au cours du relevé ont permis de dénombrer les morses et de déterminer la densité de chaque échouerie, ce qui est nécessaire pour déduire l'abondance à partir de l'imagerie satellitaire. Par conséquent, pour le moment, la photographie aérienne et l'imagerie satellitaire peuvent être considérées comme des méthodes complémentaires d'estimation de l'abondance. La combinaison de ces méthodes a permis de réaliser des relevés répétés des échoueries, ce qui est nécessaire pour saisir la grande variabilité du nombre de morses observés aux échoueries sur de courtes périodes (Mansfield et St-Aubin 1991).

Le PBP pour le stock de morses du SEBH, estimé à partir des estimations combinées des relevés aériens et de l'imagerie satellitaire, est de 4 animaux par an. Le prélèvement déclaré de ce stock a diminué au cours des dernières décennies en raison d'une augmentation de la détection de *Trichinella* dans les animaux prélevés (Hammill *et al.* 2016), et en moyenne 3 (ET = 0,9) animaux par an au cours des 10 dernières années (tableau 4). La valeur du *RF* utilisée dans cette évaluation est basée sur les lignes directrices disponibles pour l'application des niveaux de *RF* à utiliser au Canada (MPO 2018), qui indiquent que le PBP pour les petites populations dont les tendances sont à la hausse ou stables devrait être calculé en utilisant un *RF* = 0,25. Toutefois, ces lignes directrices sont vagues et sujettes à interprétation (p. ex., elles ne donnent aucune indication sur la période à utiliser pour décrire l'évolution de la population). La révision de ces lignes directrices et l'ajout d'éclaircissements et d'exemples pratiques favoriseraient un calcul plus cohérent du PBP pour les stocks de mammifères marins au Canada.

Dans cette évaluation, nous avons fourni une estimation de l'abondance du stock de morses du SEBH basée sur la combinaison d'un relevé photographique aérien et de l'imagerie satellitaire. Plusieurs incertitudes sont associées à cette étude, notamment la nécessité d'améliorer notre compréhension des mouvements des morses entre les échoueries et du comportement d'échouage. Ce dernier a probablement l'impact le plus important sur la proportion d'animaux hors de l'eau pendant la période d'étude (biais de disponibilité), ainsi que sur l'incertitude associée à cette proportion d'animaux hors de l'eau (Doniol-Valcroze *et al.* 2016). Idéalement, des émetteurs satellites seraient déployés sur certains morses au cours du relevé afin d'obtenir une estimation spécifique au stock et à l'année de la proportion d'animaux dans les échoueries pendant la période du relevé, qui peut être utilisée pour corriger les dénombrements pour les animaux qui sont dans l'eau. Aucun émetteur n'a été déployé au cours de ce relevé, et les estimations de la proportion d'animaux hors de l'eau ont été déduites d'autres études, comme c'était le cas pour la dernière évaluation du stock du SEBH (Hammill *et al.* 2016). La structure et la répartition du stock du SEBH sont mal connues. Les morses étaient autrefois présents jusqu'à la baie James, et un regroupement a été détecté au cap Henrietta-Maria grâce à l'imagerie satellitaire dans le cadre de cette étude. Cependant, aucune analyse génétique n'a été effectuée sur les morses de ce stock, et on ne sait donc pas s'ils forment un stock unique ou s'ils représentent les limites méridionales du stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis. L'identification de la relation génétique des morses présents dans l'aire de répartition du stock du SEBH améliorerait notre compréhension de la structure du stock de morses dans la population du centre de l'Arctique/Bas-Arctique. Si les morses du SEBH et du BHDD forment un seul stock, le PBP devra être recalculé en fonction de l'abondance totale du stock.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les observateurs de mammifères marins qui ont participé aux relevés aériens : Johnny Mina, Charlie Kumarluk, William Papyarluk et Peter Fleming. Nous remercions Pascale Caissy, Kerrith McKay, Maha Ghazal et Cory Matthews qui ont contribué à la logistique

du relevé. Kenn Borek Air a apporté son soutien au déploiement des avions, et ses pilotes se sont rendus disponibles pour chaque période météorologique favorable et nous ont ramenés à bon port. Alex Plamondon, Julie Jacques, Camille Lavoie, Victoria Gravel-Renaud, Pierre Rivard et Audrey Blouin ont analysé les photographies aériennes et satellitaires. Le relevé a été financé par le fonds national pour les relevés du MPO, le fonds de mise en œuvre de l'Accord sur les revendications territoriales des Inuit du Nunavik et le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Ainley, D. G., LaRue, M. A., Stirling, I., Stammerjohn, S., et Siniff, D. B. 2015. An apparent population decrease, or change in distribution, of Weddell seals along the Victoria Land coast. *Mar. Mamm. Sc.* 31:1338–1361.
- Born, E. W., Gjertz, I., et Reeves, R. R. 1995. Population assessment of Atlantic walrus. *Norsk. Polarinst. Medd.* 138. 100 p.
- Born, E. W., Acquarone, M., Knutsen, L. O., et Toudal, L. 2005. Homing behavior in an Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*). *Aquat. Mamm.* 31:23–33.
- Born, E. W., Stefansson, E., Mikkelsen, B., Laidre, K. L., Andersen, L. W., Rigét, F. F., Villum, J. M., et Bloch, D. 2014. A note on a walrus's European odyssey. *NAMMCO Sci. Publ.* 9:75–91.
- COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 72 p.
- COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*) population du Haut-Arctique, population du centre de l'Arctique et du Bas-Arctique et population de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du golfe du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxiii + 103 p.
- Cubaynes, H. C., Fretwell, P. T., Bamford, C., Gerrish, L., et Jackson, J. A. 2018. Whales from space: Four mysticete species described using new vhr satellite imagery. *Mar. Mamm. Sci.* 1:1–26.
- Davis, R. A., Finley, K. J., et Richardson, W. J. 1980. The present status and future management of Arctic marine mammals in Canada. Report by LGL Ltd. prepared for Science Advisory Board of the Northwest Territories, Yellowknife, N. WT. 93 p.
- Doniol-Valcroze, T., Mosnier, A. et Hammill, M. O. 2016. [Testing estimators of walrus abundance: Insights from simulations of haul-out behaviour](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/040. v + 18 p.
- Fischbach, A.S., Jay, C.V., Monette, C.J., et Adams, J.D. 2021. Walrus haulout outlines and count data apparent from aerial survey images collected near Point Lay Alaska, autumn 2018 and 2019. U.S. Geological Survey Data Release; U.S. Geological Survey: Anchorage, AK, USA.
- Fretwell, P. T., Staniland, I. J., et Forcada, J. 2014. Whales from space: Counting southern right whales by satellite. *PLoS ONE* 9:e88655.
- Fretwell, P. T., Scofield, P., et Phillips, R. A. 2017. Using super-high resolution satellite imagery to census threatened albatrosses. *Ibis* 159:481–490.

-
- Hamilton C. D., Goulet, P. J., Stenson, G. B., et 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., Mosnier A., Gosselin J.-F., Higdon, J. W., Stewart, D. B., Doniol-Valcroze, T., Ferguson, S. H., et Dunn, J. B. 2016. [Estimating abundance and total allowable removals for walrus in the Hudson Bay-Davis Strait and south and east Hudson Bay stocks during September 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/036. v + 37 p.
- Hammill, M.O., Mosnier, A. et Matthews, C.J.D. 2023. [Combien y a-t-il de morses dans le stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis?](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/062. iv + 21 p.
- QGIS.org. 2023. QGIS Geographic Information System. QGIS Association.
- Johnson, D. H., Braun, C. E., et Schroeder, M. A. 2007. The bounded-count method for analysis of lek counts. In Reese, K. P., and Bowyers, R. T. (eds). Monitoring populations of sage-grouse. College of Natural Resources, University of Idaho, Moscow. 88:25–30.
- LaRue, M. A., et Stapleton, S. 2018. Estimating the abundance of polar bears on Wrangel Island during late summer using high-resolution satellite imagery: A pilot study. Polar Biol. 41:2621–2626.
- Lidgard, D., Dispas, A., Mosnier, A., Varkey, P., Kehler, D., et 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 + 88p.
- Lydersen, C., Aars, J., et Kovacs, K. 2008. Estimating the number of walrus in Svalbard from aerial surveys and behavioral data from satellite telemetry. Arctic 61:119–128.
- Mansfield, A., et St. Aubin, D. J. 1991. Distribution and abundance of the Atlantic walrus, *Odobenus rosmarus rosmarus*, in the Southampton Island – Coats Island region of northern Hudson Bay. Can. Field-Nat. 105:95–100.
- Matthews, C. J. D., Hammill, M. O., et Young, J. 2018. Hunt statistics for walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Canada from 1994-2017. NAMMCO Working Paper SC/25/14-WWG/08.
- Matthews, C. J. D., Dispas, A., et Mosnier, A. 2022. Evaluating satellite imagery for Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) stock assessment – a pilot study. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3492. v + 25 p.
- McMahon, C. R., Howe, H., van den Hoff, J., Alderman, R., Brotsma, H., et Hindell, M. A. 2014. Satellites, the all-seeing eyes in the sky: Counting elephant seals from space. PLoS ONE 9:e92613.
- Mosnier, A., Matthews, C.J.D. et Hammill, M.O. 2023. [Estimation de l'abondance du stock de morse \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) de la baie d'Hudson et du détroit de Davis d'après les relevés aériens effectués en septembre 2017](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/063. iv + 18 p
- MPO. 2000. Atlantic walrus. Canada Department of Fisheries and Oceans, Central and Arctic Region, DFO Science, Stock Status Report E5–21. 19 p.
- MPO, 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
-

-
- MPO. 2016a. [Estimations de l'abondance et prélèvements totaux autorisés pour les stocks de morses de l'Atlantique \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) de la baie d'Hudson et du détroit de Davis et de la partie sud et est de la Baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. sci. 2015/063.
- MPO. 2016b. [Estimations de l'abondance et totaux autorisés des prélèvements de morses de l'Atlantique \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) dans le bassin Foxe](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/007.
- MPO. 2018. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est et l'ouest de la baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/008. (Erratum : Septembre 2020)
- MPO. 2023. [Estimation de l'abondance et du total autorisé de prélèvements pour le stock de morse de l'Atlantique \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) de la baie d'Hudson et du détroit de Davis](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/030.
- National Marine Mammals Service. 2016. Guidelines for Assessing Marine Mammal Stocks.
- Outridge, P. M., et Stewart, R. E. A. 1999. Stock discrimination of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Canadian Arctic using lead isotope and element signatures in teeth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:105–112.
- Outridge, P. M., Davis, W. J., Stewart, R. E. A., et Born, E. W. 2003. Investigation of the stock structure of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Canada and Greenland using dental Pb isotopes derived from local geochemical environments. *Arctic* 56:82–90.
- Reeves, R. R. 1978. Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*): A literature survey and status report. *Us. Department Interior. Fish and Wildlife Service, Wildl. Res. Rep.* 10. 41 pp.
- Semenova, V., Boltunov, A., et Nikiforov, V. 2019. Key habitats and movement patterns of Pechora Sea walruses studied using satellite telemetry. *Polar Biol.* 42:1763–1774.
- Shafer, A. B. A, Davis, C. S., Coltman, D. W., et Stewart, R. E. A. 2014. Microsatellite assessment of walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) stocks in Canada. *NAMMCO Sci. Publ.* 9: 15–32.
- Sherbo, B. A. H., Iacozza, J., O'Hara, A., Zhao, S.-T., Ghazal, M., et Matthews, C. J. D. 2023. Validation of satellite imagery for quantitative population assessment and monitoring of Atlantic walrus, *Remote Sens. Appl.: Soc. Environ.* Vol. 32.
- Stapleton, S. S., LaRue, M. A., Lecomte, N., Atkinson, S., Garshelis, D., Porter, C. C., et Atwood, T. 2014. Polar bears from space: assessing satellite imagery as a tool to monitor *Ursus maritimus*. *PLoS ONE.* 9:e101513.
- Stewart, R.E.A. 2008. Redefining Walrus Stocks in Canada. *Arctic.* 61:292–398.
- Stewart, R. E. A., et Hamilton, J. W. 2013. [Estimating total allowable removals for walrus \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) in Nunavut using the potential biological removal approach](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2013/031. iv + 13 p.
- Stewart, R.E.A., Hamilton, J.W. et Dunn, J.B. 2013. [Results of Foxe Basin walrus \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) surveys: 2010-2011](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2013/017. iv + 12p.
- Stewart, D. B., Higdon, J. W., Reeves, R. R., et Stewart, R. E. 2014a. A catch history for Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Canadian Arctic. *NAMMCO Sci. Publ.* 9:219–313.
-

-
- Stewart, R. E. A., Born, E. W., Dietz, R., et Ryan, A.K. 2014b. Estimates of minimum population size for walrus near Southeast Baffin Island, Nunavut. NAMMCO Sci. Publ. 9:141–157.
- Stewart, R. E. A., Born, E. W., Dunn, J. B., Koski, W. R., et Ryan, A. K. 2014c. Use of multiple methods to estimate walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) abundance in the Penny Strait-Lancaster Sound and west Jones Sound stocks, Canada. NAMMCO Sci. Publ. 9:95–122.
- Twomey, A. C., et Herrick, N. 1942. Needle to the north: The story of an expedition to Ungava and the Belcher Islands. Herbert Jenkins Ltd., London, England. 335 p.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2013. Marine Mammal Protection Act; Draft revised stock assessment reports for the Pacific Walrus and three northern sea otters. Fed. Reg. 78:23284–23285.
- Wade, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 14:1–37.
- Zhao, P., Liu, S., Zhou, Y., Lynch, T., Lu, W., Zhang, T., et Yang, H. 2020. Estimating animal population size with very high-resolution satellite imagery. Conserv. Biol. 00:1–9.

FIGURES

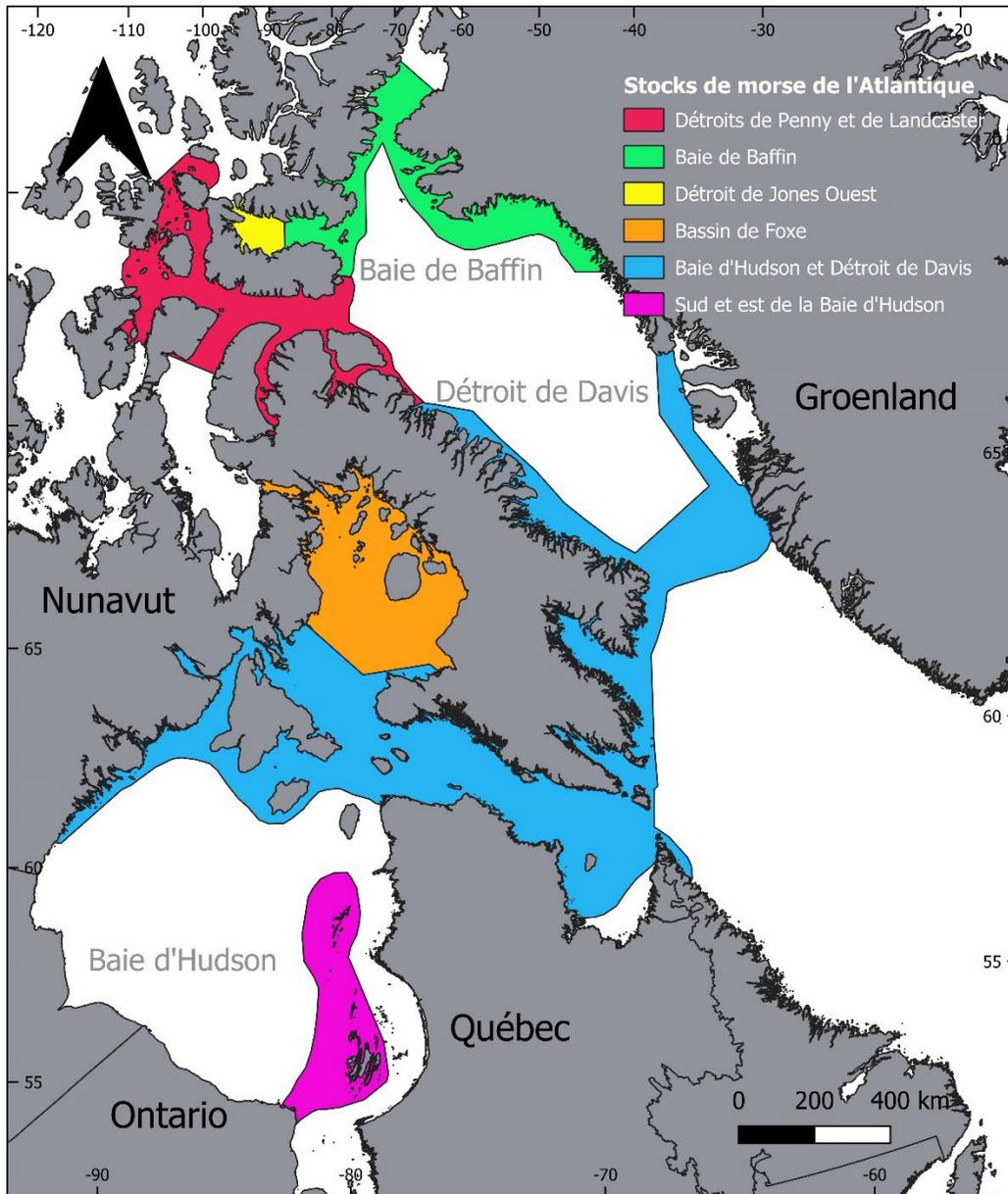


Figure 1. Aire de répartition des stocks de morse de l'Atlantique dans l'est de l'Arctique canadien. Carte adaptée de Hammill et al. 2016. Le présent relevé visait à estimer l'abondance du stock du sud et de l'est de la baie d'Hudson (polygone violet). La latitude et la longitude en degrés sont indiquées sur les axes x et y.

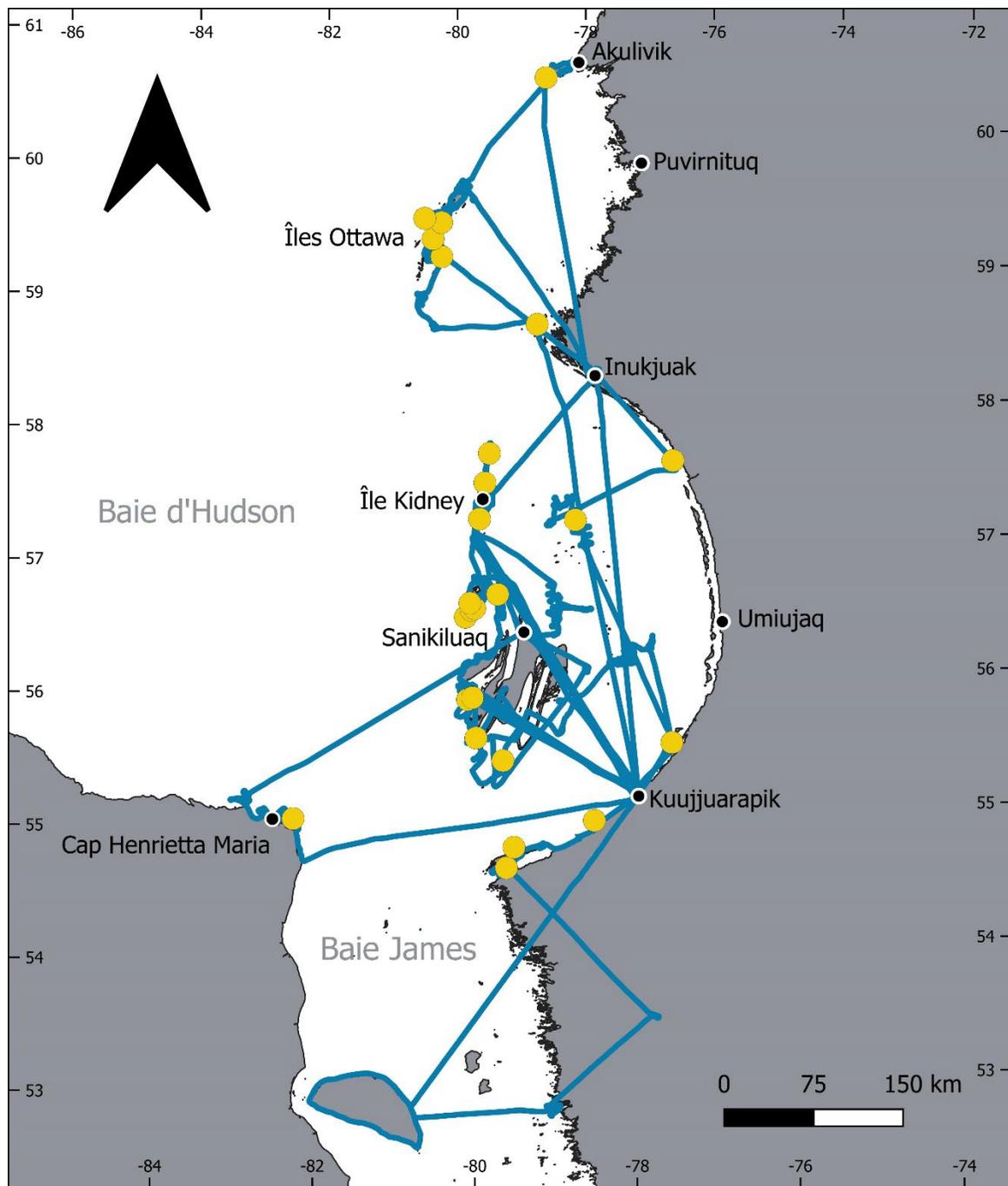


Figure 2. Emplacements des échoueries de morses connues (cercles jaunes) d'après les relevés précédents, les discussions avec les chasseurs inuits et les rapports historiques, ainsi que les trajets du relevé (lignes bleues) parcourus par l'avion en septembre 2022. La latitude et la longitude en degrés sont indiquées sur les axes des abscisses et des ordonnées.

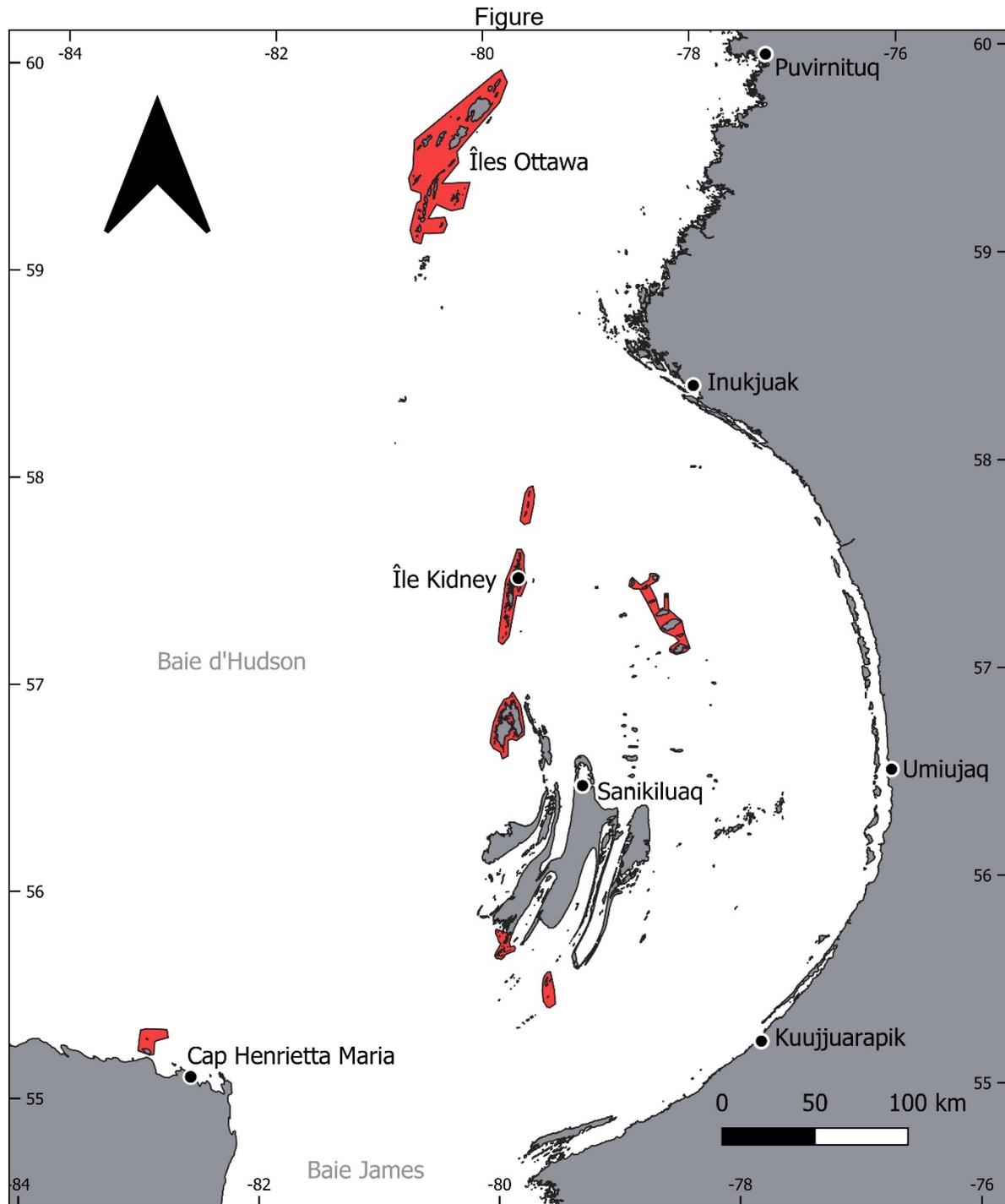


Figure 3. Étendue géographique (polygones roses) des images satellites recueillies dans le sud-est de la baie d'Hudson grâce à l'utilisation des constellations de satellites WorldView-3, WorldView-2 et GeoEye par Maxar Technologies entre le 11 août et le 15 octobre 2022. La latitude et la longitude en degrés sont indiquées sur les axes des abscisses et des ordonnées.

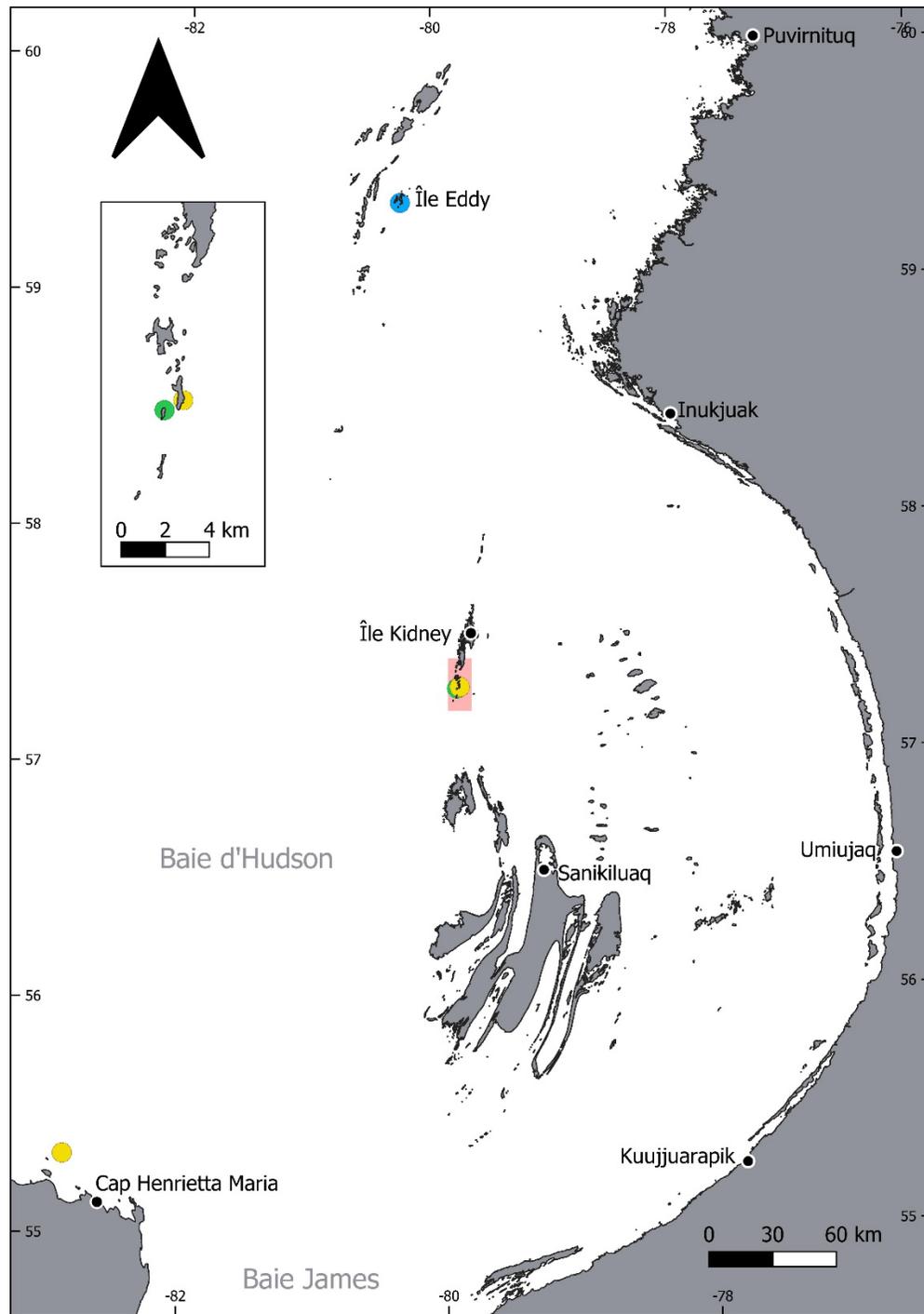


Figure 4. Échoueries où des morses ont été détectés lors du relevé aérien réalisé à bord d'un aéronef à voilure fixe en septembre 2022 (cercle bleu), sur des images satellites recueillies entre août et octobre 2022 (cercles jaunes), et à la fois lors du relevé aérien et sur les images satellites (cercle vert). Le polygone rose illustre l'étendue géographique de la carte en encadré montrant les échoueries distinctes où des morses ont été détectés sur l'île Kidney. La latitude et la longitude en degrés sont indiquées sur les axes des abscisses et des ordonnées.

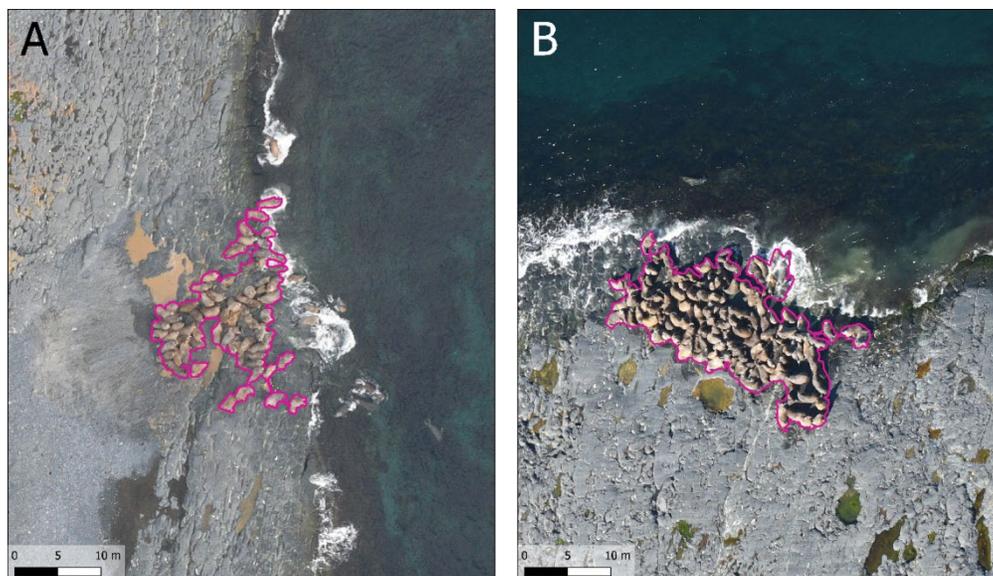


Figure 5. Photographies aériennes prises au-dessus de l'île Kidney les 5 (A) et 10 (B) septembre 2022 lors du relevé aérien effectué à bord d'un aéronef à voilure fixe, et montrant des regroupements de morses. Les contours roses illustrent les polygones tracés autour des regroupements de morses, qui ont été utilisés pour calculer la densité de morses à l'échouerie. La densité moyenne de morses obtenue à partir de ces deux images a été utilisée pour calculer l'abondance des morses à partir des images satellites.

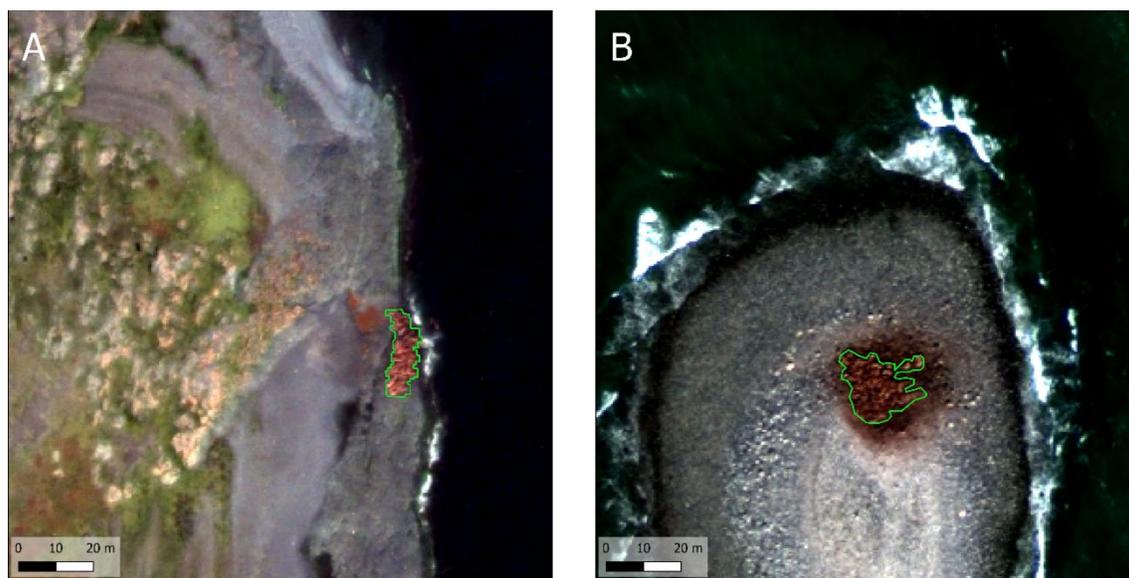


Figure 6. Photographies satellitaires en rehaussement panchromatique d'une résolution de 30 cm prises au-dessus de l'île Kidney le 6 septembre et près du cap Henrietta-Maria le 18 septembre 2022, montrant des regroupements de morses. Les contours verts illustrent les polygones dessinés autour des regroupements de morses. Les surfaces de ces polygones ont été multipliées par les densités de morses aux échoueries obtenues à partir de photographies aériennes afin de calculer l'abondance des morses à partir de ces images satellites.

TABLES

Tableau 1. Site, position, dates des relevés et dénombrements photographiques et visuels des morses détectés hors de l'eau lors du relevé aérien effectué en septembre 2022 dans l'aire de répartition du stock de morses du sud et de l'est de la baie d'Hudson. Les dates auxquelles des images satellites ont été recueillies pour ces échoueries et le nombre de regroupements de morses détectés sur les photographies satellites sont également indiqués.

Numéro du point de cheminement	Latitude	Longitude	Relevé aérien			Images satellites		Commentaires
			Date de couverture (mm-ii)	Dénombrement visuel des morses	Dénombrement photographique des morses	Date de la photographie (mm-ii)	Regroupement de morses détecté	
1	54° 46,026'	-79° 31,702'	09-07	0	0	<i>Non couvert</i>	-	-
2	54° 55,266'	-79° 25,478'	<i>Non couvert</i>	-	-	-	-	Point au large, aucun site d'échouage
3	55° 34,578'	-79° 32,730'	09-05	0	0	09-06	0	-
						09-12	0	-
4	55° 45,024'	-79° 53,916'	09-05	0	0	09-03	0	-
						09-06	0	-
						09-09	0	-
5	56° 02,474'	-80° 00,153'	09-05	0	0	-	-	-
						09-12	0	-
6	56° 03,276'	-79° 56,231'	09-12	0	0	-	-	-
7	56° 39,775'	-80° 00,997'	<i>Non couvert</i>	-	-	-	-	Point au large, aucun site d'échouage
8	56° 42,865'	-79° 56,142'	09-05	0	0	08-15	0	-
						08-16	0	-
						08-24	0	-
9	56° 43,621'	-79° 53,315'	09-05	0	0	09-07	0	-
						08-15	0	-
						08-16	0	-
						08-24	0	-
10	56° 46,044'	-79° 57,146'	09-05	0	0	09-07	0	-
						09-09	0	-
						08-15	0	-
						08-16	0	-
						08-24	0	-
11	56° 49,819'	-79° 34,167'	09-05	0	0	08-22	0	-
12	55° 06,320'	-78° 21,612'	09-07	0	0	-	-	-
13	55° 39,962'	-77° 17,358'	09-04	0	0	-	-	Bris du système de caméra
			09-05	0	0	-	-	-
14	57° 47,172'	-77° 03,654'	09-04	0	0	-	-	-
15	57° 22,502'	-78° 27,963'	09-04	0	0	10-12	0	-
						10-15	0	-
						09-05	0	0
16	57° 24,054'	-79° 47,961'	09-10	0	0	09-06	0	-
			09-13	0	0	-	-	-
			09-10	0	0	08-16	0	-
17	57° 40,334'	-79° 42,906'	09-10	0	0	09-06	0	-
						-	-	-
18	58° 51,445'	-78° 54,791'	09-13	0	0	-	-	Vol à 300-800' (plafonds bas)
19	57° 53,685'	-79° 38,613'	09-10	0	0	08-11	0	-
						08-24	0	-
						09-09	0	-
20	59° 22,943'	-80° 17,240'	09-04	1	1	-	-	-
			09-13	0	0	-	-	-
21	59° 31,000'	-80° 24,838'	09-04	0	0	09-09	0	-
			09-13	0	0	10-12	0	Vol à 600' (plafonds bas)
22	59° 38,398'	-80° 17,131'	09-04	0	0	09-09	0	-
						10-12	0	-
23	59° 40,355'	-80° 32,078'	09-04	0	0	10-12	0	-
24	60° 42,823'	-78° 39,352'	09-04	0	0	-	-	-
25	55° 08,429'	-82° 19,249'	09-10	0	0	09-18	1	-
26	57° 19,029'	-79° 51,978'	09-05 <i>pass 1</i>	80	114	08-16	2	-
			09-05 <i>pass 2</i>	-	126			Nombre le plus élevé de 2 passages
			09-10 <i>pass 1</i>	52	131	09-06	1	Nombre le plus élevé de 2 passages
			09-10 <i>pass 2</i>	-	117			-

Tableau 2. Site, position, date de collecte, zone couverte par le regroupement de morses et nombre de morses hors de l'eau estimé à partir de photographies satellites prises entre le 11 août et le 15 octobre dans l'aire de répartition du stock de morses du sud et de l'est de la baie d'Hudson.

Échouerie	Latitude	Longitude	Date de la photographie	Surface moyenne du regroupement de morses (m ²)	Densité de morses utilisée comme multiplicateur (CV) (ind.·m ⁻²)	Nombre estimé de morses (CV)
Île Kidney 1	57° 18,600	-79° 51,960'	08-16	99,63	0,44 (0,03)	44,29 (0,03)
			09-06	147,78	0,44 (0,03)	65,69 (0,03)
Île Kidney 2	57° 19,380'	-79° 50,700	08-16	25,16	0,44 (0,03)	11,18 (0,03)
Cap Henrietta Maria	55° 20,640'	-82° 51,720'	09-18	290,60	0,44 (0,03)	129,17 (0,03)

Tableau 3. Prélèvement biologique potentiel (PBP) pour le stock de morses du sud et de l'est de la baie d'Hudson (SEBH), calculé à partir de différentes estimations de l'abondance (\widehat{N}_C), un facteur de rétablissement de 0,25 et un R_{max} de 0,08.

Estimation de l'abondance utilisée pour calculer N_{min}	\widehat{N}_C (CV)	PBP
Relevé aérien de 2022	432 (0,55)	3
Images satellites de 2022	633 (0,56)	4
Combiné	496 (0,40)	4

Tableau 4. Statistiques sur les récoltes déclarées pour le stock de morses du sud et de l'est de la baie d'Hudson pour la période 1973-2022. (Hammill et al. 2016; statistiques du MPO). Ces chiffres n'incluent pas les morses qui ont été touchés et perdus.

Année / Communauté	Inukjuak	Kuujuarapik	Umiujaq	Sanikiluaq	Total
1973	-	-	-	8	8
1974	4	0	-	-	4
1975	7	1	-	8	16
1976	1	2	-	7	10
1977	4	0	-	6	10
1978	3	0	-	0	3
1979	40	0	-	-	40
1980	10	0	-	-	10
1981	7	1	-	2	10
1982	2	0	-	10	12
1983	0	1	-	3	4
1984	15	0	-	7	22
1985	9	1	-	1	11
1986	11	0	-	2	13
1987	12	0	-	10	22
1988	7	0	1	5	12
1989	0	0	1	5	6
1990	8	1	-	5	14
1991	8	0	0	5	13
1992	5	0	0	-	5
1993	9	0	1	-	10
1994	5	0	0	-	5
1995	10	0	0	-	10
1996	11	0	0	2	13
1997	5	2	0	4	11
1998	8	0	0	20	28
1999	0	0	0	1	1
2000	0	0	1	0	1
2001	0	0	0	0	0
2002	0	0	0	15	15
2003	4	0	0	3	7
2004	0	0	0	-	0
2005	3	0	0	-	3
2006	0	0	0	2	2
2007	0	0	0	-	0
2008	8	0	0	0	8
2009	0	0	0	2	2
2010	0	0	0	2	2
2011	0	0	0	2	2
2012	0	0	0	3	3
2013	5	0	0	0	5
2014	0	0	0	0	0
2015	7	0	0	1	8
2016	4	0	0	0	4
2017	0	0	0	1	1
2018	0	0	0	3	3
2019	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0
2021	0	0	0	5	5
2022	0	0	0	0	0