

Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans

s Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/006

Région de l'Ontario et des Prairies et Région de l'Arctique

Estimation de l'abondance des bélugas (*Delphinapterus leucas*) d'après les relevés aériens de la population de l'est de la mer de Beaufort réalisés en 2019

Marianne Marcoux¹, Alexandra Mayette¹, Megan Ferguson², Claire A. Hornby¹ et Lisa L. Loseto¹

¹Institut des eaux douces Pêches et Océans Canada 501 University Crescent Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

²Alaska Fisheries Science Center National Oceanic and Atmospheric Administration 7600 Sand Point Way NE Seattle, WA 98115 USA

Canadä

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

Ce rapport est publié sous la Licence du gouvernement ouvert - Canada

ISSN 2292-4272 ISBN 978-0-660-75330-0 N° cat. Fs70-5/2025-006F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Marcoux, M., Mayette, A., Ferguson, M., Hornby C.A. et Loseto, L.L. 2025. Estimation de l'abondance des bélugas (*Delphinapterus leucas*) d'après les relevés aériens de la population de l'est de la mer de Beaufort réalisés en 2019. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/006. iv + 44 p.

Also available in English :

Marcoux, M., Mayette, A., Ferguson, M., Hornby, C.A., and Loseto, L.L. 2025. Beluga Whale (Delphinapterus leucas) Abundance Estimate from Aerial Surveys of the Eastern Beaufort Sea Population in 2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/006. iv + 41 p.

RÉSUMÉiv
INTRODUCTION
MÉTHODE
ZONE D'ÉTUDE ET PLAN DU RELEVÉ1
RELEVÉ VISUEL – JUILLET2
RELEVÉ VISUEL – AOÛT
RELEVÉ PHOTOGRAPHIQUE – JUILLET3
ANALYSE
RELEVÉ VISUEL – JUILLET4
Fonctions de détection
Echantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture
RELEVE VISUEL – AUUT
RELEVE PHOTOGRAPHIQUE – JUILLET
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIOLE POTENTIEL
Échantillonnage avec mesure des distances à covariables multiples
Échantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture
Correction des biais de disponibilité et de perception
Relevé aérien effectué en août par la National Oceanic and Atmospheric Administration 8
ESTIMATION DE L'ABONDANCE DE LA POPULATION ET PRELEVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP) CONNEXE
RÉPARTITION DU BÉLUGA 9
COMPARAISON DES ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE 10
LIMITES
REMERCIEMENTS
RÉFÉRENCES CITÉES 13
TABI FALIX 17
FIGURES 26
ANNEXE A - MODÉLISATION DE LA DENSITÉ EN SUBEACE 36
MÉTHODE
RÉSULTATS
ANNEXE B – FIGURES

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ

Les bélugas (*Delphinapterus leucas*) de la population de l'est de la mer de Beaufort (EBS) représentent la deuxième plus importante population de bélugas au Canada. La dernière évaluation de l'abondance de cette population avait été effectuée en 1992 au moyen d'un relevé aérien qui comprenait les zones extracôtières de la mer de Beaufort, la partie ouest du golfe Amundsen et les baies côtières de l'estuaire du Mackenzie. En juillet 2019, Pêches et Océans Canada a effectué un relevé aérien de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort, qui comportait un relevé visuel des eaux extracôtières de la mer de Beaufort, du golfe Amundsen et du détroit de Prince of Wales, et un relevé photographique de la côte de l'estuaire du Mackenzie. Les objectifs de cette étude sont de 1) mettre à jour l'estimation de l'abondance de cette population de bélugas avec les données du relevé de juillet 2019 et 2) calculer le prélèvement biologique potentiel. L'estimation de l'abondance totale de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort dans les eaux canadiennes en juillet 2019 était de 38 451 bélugas (CV = 0,327, IC à 95 % = 20 735 à 71 304). Le prélèvement biologique potentiel connexe a été estimé à 588 bélugas.

INTRODUCTION

La population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort (*Delphinapterus leucas*) migre de la mer de Béring vers la mer de Beaufort au printemps, après le retrait de la glace de mer (Fraker 1979, Asselin *et al.* 2011, Hornby *et al.* 2016). Les bélugas pénètrent habituellement dans les baies peu profondes de l'estuaire du fleuve Mackenzie en juillet, où des relevés aériens antérieurs ont estimé des regroupements d'environ 2 000 baleines dans ces zones (Norton et Harwood 1986, Harwood *et al.* 1996). D'après des études de télémétrie, l'aire d'estivage du béluga de l'est de la mer de Beaufort comprend des zones du plateau continental de la mer de Beaufort, du golfe Amundsen et du détroit du Vicomte-Melville (Richard *et al.* 2001, Storrie *et al.* 2022). Les bélugas sont chassés tout au long de l'été par les communautés inuvialuites, dans des camps de chasse à la baleine côtiers le long de l'estuaire du Mackenzie par les communautés d'Inuvik, d'Aklavik et de Tuktoyaktuk, et aussi de façon opportuniste au large par des pêcheurs de Paulatuk, d'Ulukhaktok et de Sachs Harbour (Day 2002, Harwood *et al.* 2015, Harwood *et al.* 2020).

La dernière évaluation de l'abondance de la population canadienne de bélugas de l'est de la mer de Beaufort a été effectuée en 1992 par Pêches et Océans Canada (MPO) (données d'observation brutes dans Harwood et Norton 1996). Le relevé portait sur le plateau continental de la mer de Beaufort et l'ouest du golfe Amundsen, ainsi que sur la baie Shallow, la baie Mackenzie est et ouest, et la baie Kugmallit (Harwood *et al.* 1996). L'analyse des données du relevé a produit une estimation de l'abondance de 19 629 (IC à 95 % = 15 134 à 24 125) bélugas observés à la surface (Harwood *et al.* 1996). Cette estimation a été corrigée par Duval *et al.* (1993) et Angliss et Outlaw (2005) en utilisant un facteur de deux, pour tenir compte des baleines qui se trouvaient sous la surface de l'eau pendant le relevé et qui ne pouvaient donc pas être dénombrées; ce qui donne une estimation de 39 258 bélugas. L'estimation de la population de 1992 a été jugée prudente, car le relevé ne couvrait pas toute l'aire d'estivage connue du béluga de l'est de la mer de Beaufort (Muto *et al.* 2018). La population a déjà été évaluée comme étant « non en péril » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2004), et stable ou en augmentation par le MPO (2000). Les objectifs de la présente étude sont les suivants :

- 1. Estimer et mettre à jour l'abondance de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort dans les eaux canadiennes à l'aide des données de relevés aériens et de télémétrie recueillies par le MPO (juillet 2019).
- 2. Calculer le prélèvement biologique potentiel (PBP) en utilisant la meilleure information disponible.

MÉTHODE

ZONE D'ÉTUDE ET PLAN DU RELEVÉ

Dans le cadre d'une approche de collaboration avec les partenaires de cogestion inuvialuits, une visite communautaire des six collectivités de la région désignée des Inuvialuit a eu lieu en novembre 2018 afin de partager les domaines d'intérêt proposés et les plans logistiques pour le relevé aérien de 2019. Dans chaque communauté, la conception des strates et des lignes de transects, ainsi que le moment du relevé, ont été présentés et examinés. Le plan du relevé a également fait l'objet de discussions avec le Comité mixte de gestion de la pêche et le Conseil inuvialuit de gestion du gibier. La zone de relevé (longitude = 141°O à 115°O; latitude = 69°N à 73°N) a été planifiée de manière à couvrir les mêmes strates que celles du relevé aérien de 1992 (baies Mackenzie, plateau de Beaufort et ouest du golfe Amundsen) (Harwood *et al.* 1996) et à étendre la zone de relevé pour inclure une plus grande partie de l'aire d'estivage (en ajoutant l'est du golfe Amundsen, le détroit de Prince of Wales, l'ouest de l'île Banks), d'après des études de télémétrie antérieures et de 2018 (Richard *et al.* 2001, Storrie *et al.* 2022), et à la suite des consultations avec les représentants inuvialuits (MacPhee *et al.* 2025a,b; Figure 1). Afin d'optimiser le plan de relevé et de couvrir une plus grande superficie, les lignes de transects ont été conçues en forme de zigzag, avec un espacement de 20 km dans la strate extracôtière de Beaufort et de 40 km dans le golfe Amundsen et dans le détroit de Prince of Wales. Les lignes pour la partie est de la mer de Beaufort ont également été redessinées en lignes parallèles systématiques au cours du relevé, conformément au relevé de 1992, avec un espacement de 30 km, afin de laisser plus de temps aux observateurs pour se reposer entre les transects. Seul un relevé photographique a été effectué dans la strate côtière de l'estuaire est du Mackenzie en raison de la densité plus élevée prévue de bélugas dans la région. Les lignes côtières étaient également des lignes parallèles systématiques avec un espacement de 5 km (longitude = 137,72°O à 133,05°O; latitude = 68,90°N à 69,61°N) (Figure 2).

RELEVÉ VISUEL – JUILLET

Le relevé devait avoir lieu du 17 juillet au 2 août 2019. Le relevé aérien a été effectué à l'aide de deux aéronefs DeHavilland Twin Otter 300. Quatre observateurs visuels étaient assis aux hublots d'observation bombés de chaque côté de l'aéronef, deux à l'avant et deux à l'arrière. Les observateurs sont toujours restés dans la même position. Une unité Bad Elf GPS Pro+ enregistrait la position, l'altitude, la vitesse et le cap de l'aéronef chaque seconde. Les lignes de transects étaient survolées à une altitude cible de 1 000 pi (305 m) et à une vitesse cible de 100 à 110 nœuds (185 à 204 km/h). Les aéronefs volaient les jours où les conditions étaient optimales : pas de pluie, pas de risque de givrage, plafond de 1 000 pi ou plus, brouillard minimal au-dessus de l'eau et force du vent prévue ou réelle de 3 ou moins sur l'échelle de Beaufort. Les transects de relevés visuels étaient tronqués à la limite nord lorsque la concentration de glace de mer était de 80 à 100 % ou que le brouillard empêchait de voir la zone de recherche.

Le relevé a suivi des protocoles de relevé à double plate-forme par transects linéaires, avec deux observateurs indépendants de chaque côté de l'avion (Buckland et al. 2001). Pour assurer l'indépendance entre les équipes d'observateurs avant et arrière sur le transect, les observateurs ont été isolés acoustiquement avec des casques d'aviation Bose A20 à réduction du bruit, et visuellement par un rideau noir accroché au milieu de l'avion. Pour enregistrer l'angle d'inclinaison, les observateurs ont utilisé des appareils Geometer V2 de Pi Technology (Pi Technology, Seltjarnarnes, Islande). Ce dispositif fournit des mesures plus précises que les clinomètres (utilisés dans les relevés précédents) et enregistre simultanément les emplacements GPS, l'heure et l'angle d'inclinaison perpendiculaire d'une observation (un seul béluga ou le centre d'un groupe de bélugas). Chaque observateur avait l'un de ces appareil connecté par USB à une tablette Microsoft Surface Pro dotée du logiciel connexe PiAttitude (Hansen et al. 2020), et était également connecté à un GPS Bad Elf+ pour géoréférencer chaque observation. Les observateurs ont dicté et enregistré les informations pour leurs observations avec leur casque, connecté par Bluetooth à la tablette et au logiciel PiAttitude également. Les observateurs ont reçu l'ordre de concentrer leurs efforts de recherche près de la ligne de transect sous l'avion. Pour les bélugas visibles à la surface ou près de celle-ci (voir la section CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ ci-dessous), les observateurs ont dicté la taille estimée du groupe (baleines à moins de 2 longueurs de corps les unes des autres, Doniol-Valcroze et al. 2015) et, dans la mesure du possible, la présence de baleineaux, la direction de la nage (système d'horloge) et le comportement (émersion, plongée, alimentation, etc.). Les observateurs principaux (à l'avant) ont également enregistré des conditions environnementales telles que la force du vent sur l'échelle de Beaufort (échelle de Beaufort), la

concentration de glace (en dixièmes), l'intensité de l'éblouissement (aucun, léger, moyen, élevé), la direction de l'éblouissement (système d'horloge) et la couverture du brouillard (% du champ de vision).

Les observateurs du relevé visuel ont participé à une formation d'une journée le 17 juillet et ont fait l'essai des protocoles de relevé et du matériel technique pendant un vol d'entraînement. Ils ont également participé à un cours de formation en piscine sur l'évacuation.

RELEVÉ VISUEL – AOÛT

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis a également effectué un relevé aérien dans la région de Beaufort au cours de l'été 2019 avec l'objectif principal d'estimer la taille de la population de baleines boréales (Balaena mysticetus) des mers de Béring, des Tchouktches et de Beaufort (Figure 3). Cependant, en plus de dénombrer les baleines boréales pendant le relevé. les observateurs ont également dénombré les bélugas. La partie du relevé visuel à l'intérieur des frontières canadiennes a été effectuée du 8 au 27 août. Une description complète des méthodes sur le terrain et un résumé des résultats du relevé de la NOAA se trouvent dans Clarke et al. (2020). En bref, les protocoles des relevés étaient semblables à ceux du relevé de juillet du MPO, avec les écarts suivants. Les relevés de la NOAA ont été effectués à bord de deux aéronefs Turbo Commander et d'un Twin Otter de DeHavilland Tous les aéronefs étaient équipés de hublots d'observation bombés pour les observateurs à l'avant. De plus, un avion Turbo Commander était doté d'un appareil photo reflex numérique à objectif unique pointant vers le bas avec un objectif de 20 ou 21 mm monté sur le ventre de l'aéronef qui recueillait des images en couleur naturelle (rouge, vert et bleu [RVB]) (Clarke et al. 2019, Clarke et al. 2020). L'imagerie a servi d'observateur indépendant pour une analyse de marguage-recapture des données des observateurs aériens de la NOAA. Les transects étaient espacés de 18 km et la vitesse cible était de 213 km/h (115 nœuds). L'altitude cible était de 396 m (1 300 pi), mais le relevé pouvait être effectué à seulement 305 m (1 000 pi) au besoin. Le relevé de la NOAA a défini une observation comme étant toutes les baleines à moins de 5 longueurs de corps les unes des autres.

RELEVÉ PHOTOGRAPHIQUE – JUILLET

Les strates côtières (baie Mackenzie, baie Kugmallit et baie Shallow) étaient couvertes par les deux mêmes aéronefs Twin Otter ou par un système d'aéronef télépiloté (SATP), l'aéronef Griffon SeaHunter (panneau de queue N372UA) exploité par l'Université de Fairbanks en Alaska (pour plus de détails, voir Jurjen van der Sluijs *et al.* 2023). Les deux types d'aéronefs étaient dotés d'un appareil photo Nikon D850 avec un objectif de 25 mm monté dans une trappe, orienté droit vers le bas, avec le côté le plus long perpendiculaire aux transects linéaires. Le SATP et le Twin Otter volaient à une altitude cible de 610 m (2 000 pi) et à une vitesse cible de 185 à 204 km/h (100 à 110 nœuds). Pour le Twin Otter, les appareils photo fonctionnaient et les réglages (vitesse d'obturation, ouverture et intervalle de capture) étaient ajustés à distance par le logiciel Nikon Camera Control Pro 2 sur un ordinateur portable à l'intérieur de l'avion. L'appareil photo du SATP était réglé sur des paramètres automatisés. Chaque photo était géolocalisée par la liaison montante du récepteur GPS Bluetooth (Bald Elf GSP Pro+ lié au module Bluetooth Unleashed D200+).

Les photographies des transects côtiers couvraient environ 510 125 m²/photographie $(875 m \times 583 m)$ et ont été prises à un intervalle continu de 7 secondes, pour permettre un chevauchement d'environ 20 %.

ANALYSE

RELEVÉ VISUEL – JUILLET

Pour chaque observateur, les enregistrements audio des observations ont été appariés avec les données du dispositif Geometer d'après l'horodatage, et les angles d'altitude et d'inclinaison ont été utilisés pour calculer la distance perpendiculaire des groupes de bélugas par rapport à la ligne de transect. Dans les deux avions, les observateurs secondaires du côté droit ont eu des difficultés techniques tout au long du relevé, ce qui a entraîné une forte proportion de données manquantes. Du 31 juillet jusqu'à la fin du premier relevé (le 2 août), deux des observateurs inuvialuits sont restés à Ulukhaktok, tandis que le reste de l'équipe est retourné à Inuvik. laissant seulement les observateurs principaux dans le deuxième avion. Par conséquent, nous étions limités à effectuer des analyses de distance à plate-forme unique sur les données d'observation primaires uniquement, et à utiliser les données à double plate-forme pour estimer la probabilité de détection à la ligne de transect (p(0), une source de biais de perception) des observateurs principaux. Enfin, nous avons adapté des modèles de surface de densité aux données d'observation. Cependant, les modèles de surface de densité s'adaptaient mal aux données d'observation et la déviation expliquée par le modèle était faible (< 65 %). Par conséquent, nous avons décidé de ne pas utiliser l'approche du modèle de surface de densité (voir l'Annexe A pour plus de détails sur l'analyse et les résultats du modèle de surface de densité).

Des analyses ont été effectuées dans R v.4.1.2 (R Core Team 2022) avec les progiciels « mrds » (Laake *et al.* 2022) pour l'analyse d'échantillonnage à distance par marquage– recapture (MRDS), « Distance » (Miller 2022) pour l'analyse d'échantillonnage des distances à covariables multiples (MCDS) et « dsm » pour la modélisation de la densité en surface (Miller *et al.* 2022).

Fonctions de détection

Une fonction de détection a été ajustée avec les données de distance perpendiculaire des observateurs principaux avec une analyse MCDS. Les données ont été tronquées à droite à 900 m parce que les dénombrements étaient proches de zéro à cette distance perpendiculaire (Figure 4). Aucune troncature à gauche n'était nécessaire, parce que la taille des hublots d'observation bombés permettait aux observateurs de détecter les animaux directement sur la ligne de tracé. Des fonctions clés demi-normales et du taux de probabilités ont été testées, y compris le cosinus, le polynôme, ou aucun ajustement. Des covariables ont également été testées, y compris l'observateur (obs), la taille du groupe (taille), l'échelle de Beaufort (état de la mer), la concentration de glace (glace), l'intensité de l'éblouissement (éblouissement) et l'avion. Le modèle a été choisi en fonction du critère d'information d'Akaike (AIC) le plus faible et du modèle le plus simple (modèle avec le moins de covariables si $\Delta AIC < 2$). La qualité de l'ajustement a été testée à l'aide du test de Cramer-von Mises. La demi-largeur effective de la bande, ou la distance à partir de la ligne à laquelle autant d'objets sont observés au-delà de cette distance que manqués à l'intérieur de celle-ci, a également été calculée à des fins de comparaison avec d'autres relevés.

Le taux de rencontre avec les bélugas et la variance qui y est associée ont été estimés à l'aide d'un schéma post-stratification (estimateur de variance « R2 »; Fewster *et al.* 2009). Les estimations de la densité de bélugas ont été calculées par strate en fonction de l'équation 3.67 dans Buckland *et al.* (2001), et l'estimation totale par strate a été calculée en multipliant la densité de bélugas par la strate.

Échantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture

L'une des principales hypothèses de l'analyse d'échantillonnage avec mesure des distances est que la probabilité de détection de baleines sur la ligne de tracé (p(0)) est de 1. Cependant, les observateurs peuvent ne pas voir toutes les baleines qui étaient visibles à la surface (biais de perception). Bien que la fonction de détection corrige également en partie le biais de perception en tenant compte des effets de la distance et éventuellement d'autres covariables sur la détection des animaux visibles, le calcul de la valeur réelle de p(0) peut être utilisé pour mettre à l'échelle l'interception de la fonction de détection. Par conséquent, une analyse MRDS a été effectuée pour estimer la valeur de p(0), en incluant seulement les observateurs d'un côté de l'avion et seulement les jours où les avions ont volé avec une double plate-forme (Tableau 1).

Pour les transects effectués en mode de relevé à double plate-forme, des observations en double ont été déterminées en fonction du temps entre les deux observations (< 10 secondes, à l'exception de cinq observations de 12, 13 ou 15 secondes) (p. ex. Asselin *et al.* 2012, Watt *et al.* 2020). D'autres mesures telles que la taille du groupe, l'angle (< 8 degrés, à l'exception de 11 observations) et les coordonnées GPS ont également été utilisées pour confirmer en cas d'ambiguïté. Le contexte et des renseignements clairs nous ont permis de déterminer en toute confiance les quelques doublons au-delà des seuils prédéfinis. Pour les observations en double, la distance moyenne par le travers des deux observateurs a servi à s'adapter à la fonction de détection.

Pour l'analyse MRDS, la configuration d'observateur indépendant avec le modèle d'indépendance de point (Burt *et al.* 2014, Buckland *et al.* 2015) a été utilisée avec une distance de troncature à droite de 900 m. Les fonctions clés demi-normales, de taux de probabilités et gamma ont été testées, ainsi que les covariables suivantes : taille du groupe (taille), échelle de Beaufort (état de la mer), concentration de glace (glace), intensité de l'éblouissement (éblouissement) et avion. Le meilleur modèle a été choisi en fonction de l'AIC le plus faible. Le test de Cramer-von Mises a servi à vérifier la qualité de l'ajustement du modèle sélectionné. Enfin, nous avons calculé la probabilité de détection sur la trajectoire, p(0), des principaux observateurs à utiliser comme facteur de correction dans l'analyse d'échantillonnage de distance à plate-forme unique (ci-dessus) où l'estimation de l'abondance de surface calculée à partir des données des observateurs primaires a été multipliée par 1/p(0).

RELEVÉ VISUEL – AOÛT

La NOAA travaille actuellement avec son partenaire de cogestion, l'Alaska Beluga Whale Committee, pour affiner les facteurs de correction nécessaires afin d'obtenir une estimation de l'abondance de la population à partir de ses données de relevés aériens par transects linéaires de 2019. Par conséquent, une estimation de l'abondance de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort tirée du relevé de la NOAA de 2019 n'est pas disponible à l'heure actuelle. Cependant, nous avons comparé les taux de rencontre des bélugas (nombre de bélugas par km relevé), un indice d'abondance relative, à l'intérieur des strates tirées des données de relevé de la NOAA de 2019 et des données du MPO.

RELEVÉ PHOTOGRAPHIQUE – JUILLET

L'aéronef et le SATP ont effectué des relevés réussis dans les baies Shallow, Kugmallit et Mackenzie (Figure 5B, Tableau 1). Les photographies ont été examinées pour détecter des bélugas par un lecteur de photos expérimenté dans l'analyse de photos aériennes de deux relevés de monodontidés antérieurs du MPO (Charry *et al.* 2018, Watt *et al.* 2021). Le lecteur de photos a d'abord reçu un premier ensemble de 30 photographies (de 370 bélugas) qui avaient déjà été analysées dans le cadre d'un autre relevé de bélugas. Une concordance de

80 % devait être atteinte avant que l'observateur puisse commencer à lire les nouvelles photos; ce niveau de compétence a été atteint après avoir lu un ensemble supplémentaire de 10 photographies (de 88 bélugas).

Les photos ont été géoréférencées et examinées avec le logiciel ArcMap 10.1 (ESRI). Les problèmes de faible visibilité des images dus à l'obscurité ont été résolus à l'aide d'Adobe PhotoShop (Adobe Systems) en ajustant la luminosité, le contraste, les niveaux, les courbes, l'exposition, la vibrance, la saturation et la teinte de la photo. La clarté de l'eau a été évaluée subjectivement sur chaque photo et classée comme « trouble » (eau dans laquelle les bélugas ne pouvaient être observés qu'à la surface) ou « claire » (eau dans laquelle les bélugas pouvaient être observés sous la surface de l'eau). Sur certaines photos, une partie de la photo était masquée par l'éblouissement du soleil, ce qui rendait impossible pour le lecteur d'évaluer la présence de bélugas. Pour ces photos, le lecteur de photos a créé un fichier de formes pour couvrir l'éblouissement et n'a pas cherché de bélugas dans la zone d'éblouissement. La zone couverte par l'éblouissement a ensuite été calculée et soustraite de la zone photographiée. La section qui se chevauche entre les photos suivantes a été coupée à partir de la première photo et les bélugas n'ont pas été comptés dans la section coupée. Enfin, la superficie des terres a été coupée des photos en superposant un fichier de formes de terres sur les photos. La zone restante couverte par l'eau (sans éblouissement) sur chaque photo a ensuite été calculée.

Une analyse par transects en bandes des détections de chaque béluga (et non d'un groupe) à partir des photos pour les strates côtières a été effectuée. La densité des bélugas a été calculée en divisant le nombre de bélugas par la superficie totale d'eau sans éblouissement. La densité a ensuite été multipliée par la strate afin d'obtenir des estimations \hat{N}_{sur} de l'abondance près de la surface pour chaque strate. La variance associée au taux d'occurrence a été calculée selon l'estimateur de variance de l'équation 'R2' dans Fewster *et al.* (2009). Pour une strate qui a été répétée, nous avons fait la moyenne des estimations de l'abondance pondérées par l'effort, et la variance de la moyenne a été calculée à l'aide de l'équation 8.8 dans Buckland *et al.* (2001).

CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ

Les observateurs de relevés aériens et les analystes de photos ne peuvent dénombrer que les bélugas qui sont visibles à la surface de l'eau ou près de la surface, et dans le champ de vision des observateurs. Sur la base d'une expérience précédente avec des bélugas de taille réelle modélisés, il a été estimé qu'un béluga adulte était visible de notre avion à des profondeurs allant jusqu'à 5 m en eau claire (Richard *et al.* 1994). On a supposé que les bélugas dans les eaux troubles, par exemple dans les estuaires, ne peuvent être observés qu'à une profondeur allant jusqu'à 2 m (Richard 2013). Par conséquent, les estimations de surface de l'abondance du béluga devaient tenir compte du biais de disponibilité (c.-à-d. la proportion d'animaux qui se trouvent à des profondeurs qui ne sont pas visibles par les observateurs; Marsh et Sinclair 1989).

Nous avons utilisé des facteurs de correction (C_a) fondés sur 13 bélugas marqués en 2018-2019 dans l'est de la mer de Beaufort (Marcoux *et al.* 2025). Deux facteurs de correction différents ont été utilisés selon l'emplacement, la turbidité de l'eau et le temps que les observateurs devaient passer pour détecter les bélugas (instantanés dans les relevés photographiques et non instantanés dans les relevés visuels). Pour les bélugas observés dans les zones côtières qui sont également troubles et qui ont fait l'objet de relevés photographiques, nous avons utilisé un facteur de correction instantané fondé sur les données des bélugas qui ont visité les strates côtières du relevé (baie Mackenzie, baie Kugmallit et baie Shallow). Le facteur de correction côtier était fondé sur le temps que les bélugas passaient à la surface de l'eau (à moins de 1 m; C_{ai} = 1,56, ET = 0,592). Pour les zones où l'eau était plus claire (au large) et couvertes par des observations visuelles, nous avons utilisé un facteur de correction

basé sur la proportion de temps que les bélugas dans les strates des relevés extracôtiers ont passé dans les 5 premiers mètres d'eau. Ce facteur de correction pour les zones extracôtières a été calculé à l'aide de l'équation de Laake (Laake *et al.* 1997) pour tenir compte du temps dont disposent les observateurs visuels pour détecter les animaux en fonction de la vitesse de l'avion et de l'angle de vision estimé à 14 secondes, ce qui a donné C_{aLaake} = 1,94 (ET = 0,521; voir Marcoux *et al.* 2025 pour plus de détails sur les calculs).

ESTIMATION DE L'ABONDANCE DE LA POPULATION

Nous avons ensuite rajusté l'estimation du nombre de bélugas dans chaque strate près de la surface pour tenir compte des bélugas qui étaient en train de plonger en profondeur et qui n'avaient pas pu être observés (voir la section CALCUL DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ).

$$\widehat{N} = \widehat{N}_{sur} \times C_a$$

où C_a est le facteur de correction du biais de disponibilité (pour les strates côtières ou extracôtières) et \hat{N} est l'estimation de l'abondance rajustée.

L'estimation finale de l'abondance comportait une variance connexe calculée à l'aide de la méthode delta (équation 3.4, Buckland *et al.* 2001) et comprenait la variance par rapport au taux de rencontre, à la taille du groupe, à la demi-largeur effective des bandes, au biais de disponibilité et à la probabilité de détection à la distance 0 pour le relevé visuel, ainsi qu'à la variance du taux de rencontre et du biais de disponibilité pour le relevé photographique.

Nous avons calculé le coefficient de variation (CV), en divisant la racine carrée de la variance (erreur-type, ET) par l'estimation du nombre de bélugas.

L'abondance de la population a été estimée en additionnant les estimations de l'abondance (et les variances connexes) rajustées en fonction de la disponibilité et des biais de perception de la strate individuelle du relevé de juillet du MPO. Les intervalles de confiance (IC) à 95 % ont été calculés en supposant une distribution log-normale (équation 3.71, Buckland *et al.* 2001).

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL

La méthode du PBP (Wade 1998) a été utilisée pour calculer le niveau de prélèvement durable de la population :

$$PBP = 0.5 \times R_{max} \times N_{min} \times F_r$$

où *Rmax* est le taux maximal d'augmentation pour le stock (qui est inconnu, donc la valeur par défaut pour les cétacés de 0,04 a été utilisée; Wade 1998), est le 20^{e} centile de la distribution log-normale qui est fixé entre 0,1 et 1 (Wade 1998). Ici, *Fr* = 1 a été utilisé parce que la population est abondante et stable, et elle est évaluée par le COSEPAC (COSEPAC 2004) comme étant *non en péril* (Hammill *et al.* 2017).

RÉSULTATS

RELEVÉ VISUEL – EXTRACÔTIER

Un vol d'entraînement a été effectué le 17 juillet pour tester l'équipement et les protocoles. Le relevé a été mené sur 7 jours du 21 juillet au 2 août 2019. Du 21 au 23 juillet, nous n'avons exploité qu'un seul des deux avions en raison de problèmes techniques et d'une couverture nuageuse basse. Les conditions météorologiques ont entraîné des interruptions et des lacunes dans la direction et la progression prévues du relevé. La couverture du relevé a été divisée en quatre strates : les zones extracôtières ouest (BOW) et est (BOE) de la mer de Beaufort, l'est

du golfe Amundsen (AGE) et le sud du détroit de Prince of Wales (WS) [Figure 1]. Des transects plus au nord dans la strate WS ont également été survolés, mais ont été écartés en raison de la forte concentration de glace (près de 100 %)puisqu'aucun béluga ne pouvait être présent dans la zone.

Au total, 31 transects linéaires ont été survolés au dans la zone extracôtière de la mer de Beaufort, avec des conditions environnementales variables : échelle de Beaufort indiquant des états de la mer de 1 à 3, concentration de glace de 0 à 70 % et intensité d'éblouissement allant de nulle à moyenne (Tableau 1). Au total, 278 bélugas (195 groupes) ont été observés par les quatre principaux observateurs sur ces quatre strates, pour un effort total de 3 470 km (5,6 % de superficie couverte, Tableau 2, Figure 5). L'écart de temps entre le moment où un observateur a détecté un groupe de bélugas et le moment où le groupe était un faisceau atteignant l'aéronef (aussi appelé temps de vision) variait de 0 à 13 secondes (moyenne = 2,88 sec, écart-type = 2,66, erreur-type = 0,19, Figure 6).

Échantillonnage avec mesure des distances à covariables multiples

Le meilleur modèle MCDS lors de l'examen des données de l'observateur principal (plate-forme unique) avait une fonction clé demi-normale avec l'éblouissement comme covariable et a abouti à une demi-largeur de bande efficace de 406,8 m (Tableau 3, Figure 7).

Échantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture

Le meilleur modèle d'échantillonnage avec mesure des distances a été décrit par une fonction de détection demi-normale sans covariables et le de marquage-recapture comprenait la distance des covariables et l'avion (Tableau 4). La probabilité de détection pour l'observateur principal du côté gauche des deux avions, p(0), était 0,565 (ET = 0,095, CV = 0,168; Tableau 5).

Correction des biais de disponibilité et de perception

Nous avons corrigé les estimations de surface pour le biais de perception en multipliant les estimations par l'inverse de la probabilité de détectabilité duMRDS (1/p(0) = 1,77). Le facteur de correction du biais de disponibilité (C_{aLaake} = 1,94, ET = 0,521) a été établi comme multiplicateur de l'estimation de l'abondance de surface. L'estimation totale corrigée pour les zones extracôtières était de 35 738 bélugas (IC à 95 % = 17 891–71 387, Tableau 6).

Relevé aérien effectué en août par la National Oceanic and Atmospheric Administration

Les strates pour le relevé de la NOAA dans l'est de la mer de Beaufort ont été générées de manière à correspondre le plus fidèlement possible aux strates du relevé de juillet. Les principales zones étudiées étaient les suivantes : zones extracôtières ouest (BOW) et est (BOE) de la mer de Beaufort, l'ouest (AGW) et l'est (AGE) du golfe Amundsen, et l'ouest de l'île Banks (WBI) (Figure 3). Au total, 47 transects linéaires ont été survolés. Le relevé d'août a couvert 152 529 km² et 799 bélugas ont été aperçus (546 groupes) (Tableau 7, Figure 8). Les taux de rencontre de bélugas les plus élevés ont été observés dans la strate AGW et les plus faibles ont été observés dans la strate WBI (Tableau 7).

RELEVÉ PHOTOGRAPHIQUE – CÔTIER

Les deux aéronefs Twin Otter ont effectué un total de 39 transects linéaires dans la zone côtière le 23 juillet et le 2 août (Figure 5). Le SATP a complété la strate de la baie Shallow le 28 juillet (Tableau 1). Étant donné que la strate de la baie Shallow a été répétée, nous avons pris la

moyenne de deux estimations de l'abondance pondérées par l'effort (superficie totale couverte par des photos), comme ce qui a été fait pour d'autres relevés aériens (Marcoux *et al.* 2016, Gosselin *et al.* 2017). L'estimation de surface totale pour les zones côtières était de 1 740 bélugas. Cette estimation a été corrigée pour tenir compte du facteur de correction du biais de disponibilité pour la zone côtière en fonction du temps que les bélugas ont passé dans le mètre supérieur (C_{ai} = 1,56, ET = 0,592). L'estimation corrigée était de 2 714 (CV = 0,30, IC à 95 % = 1 518 à 4 850, Tableau 8).

ESTIMATION DE L'ABONDANCE DE LA POPULATION ET PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP) CONNEXE

L'estimation de l'abondance totale de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort est de 38 541 (CV = 0,327, IC à 95 % = 20 735 à 71 304, Tableau 9). Le PBP connexe a été estimé à 588 bélugas d'après un N_{min} de 29 400 bélugas et un facteur de rétablissement de 1.

DISCUSSION

RÉPARTITION DU BÉLUGA

Le relevé de 2019 du MPO a été mené sur une période de 13 jours, avec 7 jours de conditions météorologiques appropriées pour l'étude. Il est possible que les bélugas se soient systématiquement déplacés entre les strates et au-delà au cours de cette période (Richard et al. 2001) et que notre hypothèse de déplacement aléatoire des bélugas ait été biaisée. Cependant, l'orientation des groupes de bélugas sur les photos qui ont été prises simultanément pendant le relevé n'indiquait pas un comportement général ou un déplacement vers une direction en particulier (Mayette et al. 2022). Dans la zone étudiée, des bélugas ont été observés à une densité plus élevée dans la strate extracôtière de la mer de Beaufort, en particulier à l'ouest et autour de la péninsule de Tuktovaktuk en juillet (Tableau 9, Figure 5). En comparaison, les bélugas étaient en densité plus élevée dans l'ouest du golfe Amundsen pendant le relevé d'août (Figure 8, Clarke et al. 2020), ce qui est typique de leur aire de répartition d'août. On a observé que les bélugas de l'est de la mer de Beaufort se déplacaient vers l'est au début d'août et commençaient la migration d'automne vers l'ouest en septembre (Richard et al. 2001, Storrie et al. 2022). Cependant, la strate de l'ouest du golfe Amundsen n'a pas été étudiée lors du relevé de juillet 2019, et pour cette raison il est impossible de comparer ou de montrer un déplacement vers l'est entre les deux mois.

Le relevé a été conçu pour observer les bélugas en fortes concentrations près de la côte et dans l'estuaire du Mackenzie au mois de juillet. Cependant, nous n'avons pas observé les concentrations élevées attendues dans les zones côtières du relevé. De plus, nous avons observé que la taille des groupes (allant de 1 à 8 individus) était plus petite que lors du relevé précédent en 1992 (de 1 à 22; Harwood et al. 1996, Mayette et al. 2022). Un changement s'est également produit dans la répartition vers l'intérieur de l'estuaire du Mackenzie par rapport aux années 1990 (Noel et al. 2022). On sait que les tempêtes et les vents violents poussent les bélugas à nager plus près de la côte et, dans les estuaires, ils remontent parfois la rivière. (Scharffenberg et al. 2020a). Plus précisément, des vents forts ont été enregistrés à la pointe Shingle (dans la strate de la baie Shallow; jusqu'à 68 km/h) et à Tuktoyaktuk (dans la strate de la baie Kugmallit; jusqu'à 57 km/h) dans la nuit du 20 au 21 juillet 2019, deux jours avant le relevé de la baie Kugmallit et de la baie Shallow (Mayette et al. 2022). Le taux de détection enregistré par les hydrophones a montré une diminution des vocalisations des bélugas dans deux stations d'enregistrement situées dans la baie Kugmallit, le 23 juillet, comparativement à la moyenne des trois semaines précédentes (du 1er au 21 juillet) (ouest d'Hendrickson : de 17,9 détections pulsées par minute (DPM) à 1,6 DPM, et East Whitefish : de 9,5 DPM à 3,3

DPM (Scharffenberg *et al.* 2025). Étant donné que les bélugas quittent la zone côtière pour se réfugier au large pendant les tempêtes et pendant la chasse, ils peuvent prendre jusqu'à cinq jours pour revenir (Scharffenberg *et al.* 2020b); cet événement météorologique aurait influencé la répartition, la présence et l'abondance du béluga dans les strates de l'estuaire côtier au moment du relevé.

Pour la plupart des populations de bélugas, une grande proportion de la population a tendance à passer l'été dans des zones à forte densité dans les estuaires ou près de la côte (p. ex. Lowry et al. 2017, Matthews et al. 2017, Watt et al. 2021). Par conséquent, les relevés aériens de ces populations sont conçus pour couvrir les zones à forte densité avec une couverture élevée ou complète pendant cette période. Par exemple, 99,9 % des bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson ont été observés dans les estuaires fluviaux et les zones côtières du relevé aérien de 2015 (Matthew et al. 2017). Au cours des relevés de 2014 et de 2017, 75 % des bélugas de la baie Cumberland ont été observés dans des fjords, y compris le fjord Clearwater, et les relevés aériens ont été conçus de manière couvrir entièrement cette zone (Marcoux et al. 2016, Watt et al. 2021). L'aire de répartition estivale de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort est atypique par rapport à d'autres petits cétacés de l'Arctique, car une grande partie de la population se trouve généralement dans les zones extracôtières en faible densité. en même temps qu'une partie de la population est regroupée dans l'estuaire. De plus, le large pourrait devenir plus attrayant pour les bélugas de l'est de la mer de Beaufort en raison de la disponibilité accrue des proies (Hornby et al. 2017). Au cours du relevé de 1992, plus de 85 % des bélugas ont été observés au large des côtes, comparativement à la zone côtière (Harwood et al. 1996; Figure 9). Dans le relevé de 2019, 91 % des bélugas ont été observés dans la zone extracôtière. Par conséquent, il est difficile de couvrir l'ensemble de la répartition estivale de la population de l'est de la mer de Beaufort, comparativement à d'autres populations de bélugas, ce qui donne une estimation de relevé moins précise que si la population était concentrée dans une zone plus petite.

COMPARAISON DES ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

Lorsque l'on compare les résultats des analyses à plate-forme unique des relevés de 1992 et de 2019 (la présente étude), avec les estimations corrigées pour tenir compte des biais de perception et de disponibilité (Tableau 9), nous remarquons des estimations de l'abondance similaires qui se situent toutes à l'intérieur de l'IC à 95 % des autres. Toutefois, la superficie couverte par les strates des relevés de 2019 était plus grande qu'en 1992 (+50,5 % de superficie couverte, Tableau 10, Figure 10). Par conséquent, la densité des bélugas était plus faible dans le relevé de 2019. Le taux de rencontre du relevé de juillet 2019 du MPO était également inférieur à celui du relevé d'août 2019 de la NOAA.

LIMITES

Le temps de vol limité en raison de difficultés météorologiques a entraîné une couverture incomplète et interrompue du relevé (Figure B1). D'autres sources d'information (données de télémétrie, connaissances locales) indiquaient que des bélugas étaient présents dans des zones qui n'ont pas été étudiées. Ainsi, il n'a pas été possible d'estimer les proportions de bélugas dans les zones non couvertes par le relevé de 2019, surtout si l'on considère que la plupart des zones manquantes n'avaient pas été visées par le relevé précédent. Puisque le relevé ne comprend qu'une partie de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort, l'estimation de l'abondance de ce relevé est considérée comme une sous-estimation.

Le facteur d'ajustement du biais de disponibilité utilisé pour ce relevé était basé sur le comportement de plongée de huit bélugas mâles munis d'émetteurs satellites en 2018 et 2019, à partir d'un seul lieu de capture. Pour cette étude, nous avons supposé que le comportement

des bélugas marqués était représentatif des bélugas observés lors des relevés aériens de 2019. Cependant, on sait que le comportement de plongée du béluga varie selon le sexe, l'activité et l'habitat, et que les femelles avec des petits sont susceptibles de passer plus de temps à la surface que les mâles. Ainsi, l'ajustement utilisé pour tenir compte du biais de disponibilité a probablement entraîné un biais positif dans l'estimation de l'abondance.

De plus, le facteur d'ajustement pour la disponibilité utilisé dans cette étude était fondé sur le comportement de plongée individuel des bélugas et ne tenait pas compte du fait que les bélugas avaient été observés en groupes pendant le relevé visuel. Il existe encore de l'incertitude entourant la synchronicité du comportement de plongée des bélugas dans un groupe. Toutefois, il est probable que les plongeons des bélugas ne sont pas parfaitement synchronisés et que le facteur d'ajustement utilisé pour tenir compte du biais de disponibilité ait entraîné un biais positif de l'estimation de l'abondance.

L'estimation de l'abondance totale était fondée sur la somme des abondances des strates étudiées sur une période de 13 jours et dans un ordre discontinu. Nous avons supposé que le déplacement des bélugas entre les strates était aléatoire, ce qui produirait des estimations de l'abondance non biaisées. Toutefois, nous n'avons pas évalué si des déplacements dirigés entre les strates se sont produits au cours de la période de relevé. De plus, les zones côtières ont été étudiées au début du mois d'août, et l'on sait que c'est à cette période que les bélugas quittent l'estuaire du Mackenzie et se dispersent au large. On ignore encore comment ces facteurs auraient pu induire un biais dans l'estimation du relevé.

Les changements environnementaux dans la mer de Beaufort au Canada ont probablement entraîné un changement dans le modèle de répartition et de regroupement des bélugas en 2019, comparativement aux années de relevé précédentes. Plus précisément, 2019 a été une année anormalement chaude, d'après le moment de la rupture de la glace de mer au printemps, les températures à la surface de la mer et les observations des chasseurs locaux. L'année 2019 a également été marquée par un nombre de mortalités anormalement élevé d'animaux marins dans la mer de Beaufort au Canada (données non publiées du MPO). Finalement, des tempêtes et des vents violents dans les zones côtières ont entraîné une forte activité des vagues et le possible déplacement des bélugas de l'estuaire du Mackenzie au moment du relevé.

Au cours du relevé de juillet 2019, les observateurs ont fait l'essai de nouveaux équipements pour augmenter la précision de la lecture de l'angle d'inclinaison. Dans l'ensemble, les nouveaux dispositifs Geometer constituent un ajout efficace dans la méthodologie, et nous sommes satisfaits de la précision de la lecture de l'angle. Cependant, nous avons connu quelques difficultés techniques au début du relevé, ce qui a provoqué la perte d'enregistrements le long des transects, des complications dans la détermination des doublons et la suppression des observations de l'analyse finale. L'importante longueur de nombreuses lignes de transect au large (plus d'une heure à effectuer) a également rendu la tâche difficile pour les observateurs. Ces derniers peuvent éprouver de la fatigue après une longue période de concentration, et davantage de problèmes techniques peuvent aussi survenir (c.-à-d. perte de la connexion GPS, dispositifs Geometer qui se mettent en veille, enregistrements coupés, etc.).

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'équipe des relevés aériens, y compris les observateurs locaux d'Inuvik (A. Gordon et B. Joe) et d'Ulukhaktok (B. Okheena et R. Inuktalik), R. McLeod et K. Barr de l'Institut de recherche Aurora, l'équipage du MPO (C. Hornby, D. Yurkowski, C. Hoover, D. Neumann et C. Debets), ainsi que les pilotes et l'équipage de Kenn-Borek (M. Whitley, K. Turner, C. Callaway et A. de Boer). Nous remercions A. Brower de la NOAA pour son aide et sa collaboration dans le relevé d'août. Nous remercions également le Conseil inuvialuit de gestion du gibier, le Comité mixte de gestion des pêches et les comités de chasseurs et de trappeurs pour leur soutien, ainsi que Whale Seeker pour l'analyse de détection photographique.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Angliss, R.P., and Outlaw, R.B. 2005. Beluga whale (*Delphinapterus leucas*): Beaufort Sea stock. Alaska Marine Mammal Stock Assessment. NOAA-TM-AFSC-161. 6 p.
- Asselin, N.C., Barber, D.G., Stirling, I., Ferguson, S.H., and Richard, P.R. 2011. Beluga (*Delphinapterus leucas*) habitat selection in the eastern Beaufort Sea in spring, 1975–1979. Polar Biol. 34: 1973–1988.
- Asselin, N.C., Ferguson, S.H., Richard, P.R. and Barber, D.G. 2012. <u>Results of narwhal</u> (<u>Monodon monoceros</u>) aerial surveys in northern Hudson Bay, August 2011. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/037. iii + 23 p.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., and Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, U.K. 448 p.
- Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Marques, T.A., and Oedekoven, C.S. 2015. Distance sampling: methods and applications. *Edited by* A.P. Robinson, S.T. Buckland, P. Reich and M. McCarthy. Springer International Publishing, Cham. xv + 277 p.
- Burt, M.L., Borchers, D.L., Jenkins, K.J., and Marques, T.A. 2014. Using mark-recapture distance sampling methods on line transect surveys. Methods Ecol. Evol. 5(11): 1180–1191.
- Charry, B., Marcoux, M., and Humphries, M.M. 2018. Aerial photographic identification of narwhal (*Monodon monoceros*) newborns and their spatial proximity to the nearest adult female. Arct. Sci. 4(4): 513–524.
- Clarke, J.T., Brower, A.A., Ferguson, M.C., and Willoughby, A.L. 2019. Distribution and relative abundance of marine mammals in the Eastern Chukchi and Western Beaufort Seas, 2018, annual report. National Marine Fisheries Service, Alaska Fisheries Science Center (U.S.), Marine Mammal Laboratory (U.S.), and Bureau of Ocean Energy Management, Seattle, WA.
- Clarke, J.T., Brower, A.A., Ferguson, M.C., Willoughby, A.L. and Rotrock, A.D. 2020. Distribution and relative abundance of marine mammals in the Eastern Chukchi Sea, Eastern and Western Beaufort Sea, and Amundsen Gulf, 2019, annual report. National Marine Fisheries Service, Alaska Fisheries Science Center (U.S.), Marine Mammal Laboratory (U.S.), and Bureau of Ocean Energy Management, Seattle, WA.
- COSEPAC. 2004. <u>Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga</u> (<u>Delphinapterus leucas</u>) au Canada – <u>Mise à jour</u>. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 77 p.
- Day, B. 2002. Renewable resources of the Beaufort Sea for our children: perspectives from an Inuvialuit elder. Arctic. 55(Supplement 1): 1–3.
- DFO. 2000. Eastern Beaufort Sea Beluga. DFO Science Stock Status Report E5-38. (2000).
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K., and Ferguson, S. 2015. <u>Abundance estimates of narwhal stocks in Canadian High Arctic in 2013</u>. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/060. v + 36 p. (Erratum April 2022)
- Duval, W.S. 1993. <u>Proceedings of a workshop on Beaufort Sea beluga: February 3-6, 1992.</u> <u>Vancouver, B.C.</u> Environmental Studies Research Funds Report No. 123. Calgary. 33 p. plus appendix.
- Fewster, R.M., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Borchers, D.L., Jupp, P.E., Laake, J.L., and Thomas, L. 2009. Estimating the encounter rate variance in distance sampling. Biometrics. 65(1): 225–236.

- Fraker, M.A. 1979. Spring migration of bowhead (*Balaena mysticetus*) and white whales (*Delphinapterus leucas*) in the Beaufort Sea. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 859: vi +36 p.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., and Mosnier, A. 2017. <u>Indices of abundance for beluga</u> (*Delphinapterus leucas*) in James Bay and eastern Hudson Bay in summer 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/067. iv + 25 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., and Doniol-Valcroze., T. 2017. <u>A management framework for</u> <u>Nunavik beluga</u>. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/060. v + 34 p.
- Hansen, R.G., Pike, D.G., Thorgilsson, B., Gunnlaugsson, T., and Lawson, J. 2020. The Geometer: a new device for recording angles in visual surveys. NAMMCO Sci. Publ 11: 9 p.
- Harwood, L.A. and P. Norton. 1996. <u>Aerial survey data from the southeast Beaufort Sea,</u> <u>Mackenzie River estuary and West Amundsen Gulf, July 1992</u>. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 965: iv + 25 p.
- Harwood, L.A., Innes, S., Norton, P., and Kingsley, M.C.S. 1996. Distribution and abundance of beluga whales in the Mackenzie estuary, southeast Beaufort Sea and west Amundsen Gulf during late July 1992. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2262–2273.
- Harwood, L.A., Kingsley, M.C.S., and Pokiak, F. 2015. <u>Monitoring beluga harvests in the</u> <u>Mackenzie Delta and near Paulatuk, NT, Canada: harvest efficiency and trend, size and sex</u> <u>of landed whales, and reproduction, 1970-2009</u>. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3059: vi + 32 p.
- Harwood, L,A., Zhu, X., Angasuk, L., Emaghok, L., Ferguson, S., Gruben, C., Gruben, P., Hall, P., Illasiak, J., Illasiak, J., Lennie, J., Lea, E.V., Loseto, L. L., Norton, P., Pokiak, C., Pokiak, F., Rogers, H., Snow, K. et Storr, W. 2020. <u>Recherche, surveillance et connaissances des chasseurs à l'appui de l'évaluation de 2017 du stock de bélugas de l'est de la mer de Beaufort</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/075. v + 53 p.
- Hornby, C.A., Iacozza, J., Hoover, C., Barber, D.G., and Loseto, L.L. 2016. Spring conditions and habitat use of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) during arrival to the Mackenzie River Estuary. Polar Biol. 39: 2319–2334.
- Hornby, C.A., Iacozza, J., Hoover, C., Barber, D.G., and Loseto, L.L. 2017. Beluga whale *Delphinapterus leucas* late summer habitat use and support for foraging areas in the Canadian Beaufort Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 574: 243–257.
- Laake, J.L., Calambokidis, J., Osmek, S.D., and Rugh, D.J. 1997. Probability of detecting harbor porpoise from aerial surveys: estimating g(0). J. Wildl. Manag. 61(1): 63–75.
- Laake, J., Borchers, D., Thomas, L., Miller, D., Bishop, J., and McArthur, J. 2022. R package mrds: Mark-Recapture Distance Sampling (version 2.2.6).
- Lowry, L., Zerbini, A., Frost, K., DeMaster, D., and Hobbs, R. 2017. Development of an abundance estimate for the eastern Bering Sea stock of beluga whales (*Delphinapterus leucas*). J. Cetacean Res. Manage. 16(1): 39–47.
- MacPhee, S., Iacozza, J., Way-Nee, E., Inglangasuk, G., Pokiak, C., Lucas, J., and Loseto, L. 2025a. <u>What We Heard: Summary of Community Meetings to Propose a New Beluga</u> <u>Tagging Program in the Inuvialuit Settlement Region</u>. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3293: xi + 52 p

- MacPhee, S., Adams, B., George, J.C., Hansen, J., Inglangasuk, G., Kalinek, J., Marcoux, M., Murray, L., Loseto, L. 2025b. <u>What We Heard: Community meetings for beluga and</u> <u>bowhead tagging and aerial survey programs planned for summer 2019 in the Inuvialuit</u> <u>Settlement Region</u>. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3294: viii + 53 p.
- Marcoux, M., Young, B.G., Asselin, N.C., Watt, C.A., Dunn, J.B., and Ferguson, S.H. 2016. <u>Estimate of Cumberland Sound beluga (*Delphinapterus leucas*) population size from the <u>2014 visual and photographic aerial survey</u>. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/037. iv + 19 p. (Erratum: October 2016)</u>
- Marcoux, M., Storrie, L., MacPhee, S. et Loseto, L.L. 2025. <u>Ajustement du biais de disponibilité</u> <u>pour le calcul des estimations de l'abondance tirées des relevés aériens des bélugas</u> (<u>Delphinapterus leucas</u>) dans l'est de la mer de Beaufort. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/002. iv + 24 p.
- Marsh, H., and Sinclair, D.F. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. J. Wildl. Manag. 53(4): 1017–1024.
- Matthews, C.J.D., Watt, C.A., Asselin, N.C., Dunn, J.B., Young, B.G., Montsion, L.M., Westdal, K.H., Hall, P.A., Orr, J.R., Ferguson, S.H., and Marcoux, M. 2017. Estimated abundance of the Western Hudson Bay beluga stock from the 2015 visual and photographic aerial survey. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/061. v + 20 p.
- Mayette, A., Loseto, L., Pearce, T., Hornby, C.A., and Marcoux, M. 2022. Group characteristics and spatial organization of the Eastern Beaufort Sea beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population using aerial photographs. Can. J. Zool. 100(6): 363–375.
- Miller, D.L. 2022. R package Distance: Distance Sampling Detection Function and Abundance Estimation (version 1.0.5).
- Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E.A., and Thomas, L. 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. Methods Ecol. Evol. 4(11): 1001–1010.
- Miller, D.L., Rexstad, E., Burt, L., Bravington, M.V., Hedley, S., Ferguson, M., and Kelly, N. 2022. R package dsm: Density Surface Modelling of Distance Sampling Data (version 2.3.3).
- Muto, M.M., Helker, V.T., Angliss, R.P., Allen, B.A., Boveng, P.L., Breiwick, J.M., Cameron, M.F., Clapham, P.J., Dahle, S.P., Dahlheim, M.E., Fadely, B.S., Ferguson, M.C., Fritz, L.W., Hobbs, R.C., Ivashchenko, Y.V., Kennedy, A.S., London, J.M., Mizroch, S.A., Ream, R.R., Richmond, E.L., Shelden, K.E.W., Towell, R.G., Wade, P.R., Waite, J.M., and Zerbini, A.N. 2018. Alaska marine mammal stock assessments, 2017. NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-378. 382 p.
- Noel, A., Devred, E., Iacozza, J., Marcoux, M., Hornby, C., and Loseto, L.L. 2022. Environmental drivers of beluga whales distribution in a changing climate: a case study of summering aggregations in the Mackenzie Estuary and Tarium Niryutait Marine Protected Area. Arct. Sci. 8(4): 1305–1319.
- Norton, P. and L.A. Harwood. 1986. <u>Distribution, abundance, and behaviour of white whales in</u> <u>the Mackenzie Estuary</u>. Environmental Studies Revolving Funds, Report No. 036. Ottawa. 73 p.
- Osborne, P.D. and Forest, A. 2016. Sediment dynamics from coast to slope southern Canadian Beaufort Sea. J. Coast. Res. 75(10075): 537–541.

- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. (version 4.1.2).
- Richard, P.R. 2013. <u>Size and trend of the Cumberland Sound beluga whale population, 1990 to</u> <u>2009</u>. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/159. iii + 28 p.
- Richard, P., Weaver, P., Dueck, L., and Baber, D. 1994. Distribution and numbers of Canadian High Arctic narwhals (*Monodon monoceros*) in August 1984. Medd. Grønl., Biosci. 39: 41– 50.
- Richard, P.R., Martin, A.R., and Orr, J.R. 2001. Summer and autumn movements of belugas of the Eastern Beaufort Sea stock. Arctic. 54(3): 223–236.
- Scharffenberg, K.C., MacPhee, S.A., and Loseto, L.L. 2020a. Upriver sightings of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) follow storm surges and high water in the Mackenzie Delta, Northwest Territories, Canada. Arct. Sci. 7(3): 679–689.
- Scharffenberg, K.C., Whalen, D., MacPhee, S.A., Marcoux, M., Iacozza, J., Davoren, G., and Loseto, L.L. 2020b. Oceanographic, ecological, and socio-economic impacts of an unusual summer storm in the Mackenzie Estuary. Arct. Sci. 6(2): 62–76
- Scharffenberg, K, MacPhee, S., Mouy, X., Whalen, D., and Loseto, L. 2025. <u>Automated</u> <u>Detection of Beluga Vocalizations in Kugmallit Bay in 2019 to Contextualize Results of</u> <u>Concurrent Aerial Surveys</u>. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3557: vii + 9 p.
- Storrie, L., Hussey, N.E., MacPhee, S.A., O'Corry-Crowe, G., Iacozza, J., Barber, D.G., Nunes, A., and Loseto, L.L. 2022. Year-round dive characteristics of male beluga whales from the Eastern Beaufort Sea population indicate seasonal shifts in foraging strategies. Front. Mar. Sci. 8: 715412.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 14(1): 1–37.
- van der Sluijs, J., Saiet, E., Bakelaar, C.N., Wentworth, A., Fraser, R.H., and Kokelj, S.V. 2023. Beyond visual-line-of-sight (BVLOS) drone operations for environmental and infrastructure monitoring: a case study in northwestern Canada. Drone Syst. Appl. 11: 1-15.
- Watt, C.A., Hornby, C., et Hudson, J. 2020. <u>Estimation de l'abondance de narvals (*Monodon monoceros*) d'après le relevé aérien de la population du nord de la baie d'Hudson réalisé en 2018</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/073. iv +16 p.
- Watt, C.A., Marcoux, M., Hammill, M.O., Montsion, L., Hornby, C., Charry, B., Dunn, J.B., Ghazal, M., Hobbs, R., Lee, D.S., Mosnier, A., et Matthews, C.J.D. 2021. <u>Estimations de</u> <u>l'abondance et du total autorisé des captures débarquées, d'après le relevé aérien de 2017</u> <u>de la population de béluga (*Delphinapterus leucas*) de la baie Cumberland</u>. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/050. iv + 35 p.
- Weber, J.R. 1989. Physiography and Bathymetry of the Arctic Ocean seafloor. *In* The Arctic Seas: Climatology, Oceanography, Geology, and Biology. Edited by Y. Herman. Springer, Boston. pp. 797–828.
- Wood, S.N. 2017. Generalized additive models: an introduction with R. 2^e ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 496 p.
- Wood, S.N., Bravington, M.V., and Hedley, S.L. 2008. Soap film smoothing. J. Royal Statist. Soc. Ser. B. Statist. Methodol. 70(5): 931–955.

TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des transects linéaires survolés chaque jour du relevé, y compris l'aéronef, la strate (BOW : zone extracôtière ouest de la mer de Beaufort, BOE : zone extracôtière est de la mer de Beaufort, AGE : est du golfe Amundsen, WS : détroit de Prince of Wales, SB : baie Shallow, MB : baie Mackenzie, KB : baie Kugmallit), et la ligne de transect, le type de plate-forme utilisée pour l'analyse (plate-forme simple ou double), et les conditions environnementales (état de la mer selon l'échelle de Beaufort, concentration de glace (%), et intensité d'éblouissement (N : nulle, F : faible, M : moyenne)).

				Zone extra	acôtière			
Date	Aéronef	Strate	Transect	Côté gauche	Côté droit	Échelle de Beaufort	Concentration de glace (%)	Éblouis- sement
21 juillet	2	BOW	5, 7	Double	Simple	2, 3	0, 10 à 20	N, M
22 juillet	2	BOW	4, 6	Double	Simple	1, 2	0, 10 à 20	TNL.
23 juillet	2	BOE	1 à 4	Double	Simple	1, 2, 3	0, 10 à 20	TNL.
27 juillet	1	AGE	7 à 9	Double	Simple	1, 2	0	F, M
28 juillet	2	WS	11 à 14	Double	Simple	1, 2	10 à 20, 50 à 70	TNL.
28 juillet	2	AGE	5, 6	Double	Simple	2	0	F
31 juillet	1	BOE	11 à 15	Double	Simple	1, 2	0	Ν
31 juillet	2	BOE	5 à 8	Unique	Simple	2, 3	0	TNL.
2 août	1	BOE	9, 10	Double	Simple	1	0	F, M
2 août	2	BOW	1 à 3	Simple	Simple	2	0	F, M
				Zone cô	otière			
Date	Aéronef	Strate	Transect	Re	Relevé		Concentration de glace (%)	Éblouis sement
23 juillet	2	KB	1 à 10	Photographique		2, 3	0	N

23 juillet	2	KB	1 à 10	Photographique	2, 3	0	Ν
28 juillet	SATP	SB	1 à 13ª	Photographique	1	0	F
28 juillet	SATP	MB	1 à 10ª	Photographique	2	0	F
2 août	1	MB	1 à 15	Photographique	2	0	F, M
2 août	2	SB	1 à 10	Photographique	2, 3	0	F, M
2 août	2	MB	16 à 19	Photographique	2	0	F, M

^a Les transects SATP ne suivent pas le même plan que les transects de l'aéronef (voir Figure 2).

Tableau 2. Effort de relevé de l'aéronef pour chaque strate (à l'exclusion de l'observation à l'extérieur de 900 m de distance perpendiculaire de la ligne de transect) : superficie des strates en km², distance parcourue sur le transect (effort en km), nombre de lignes de transects parcourues (k), zone couverte par le transect (%), nombre de bélugas observés (n) et nombre de groupes (entre parenthèses), taille moyenne du groupe et taux de rencontre (TR, béluga par km) avec erreur-type et coefficient de variation.

Région	Superficie (km²)	Effort (km)	k	Superficie couverte (%)	Ν	Taille moyenne	TR	Erreur-type (TR)	CV(TR)
AGE	35 250	663	5	3,39	33 (23)	1,43	0,0498	0,0098	0,198
BOE	55 341	1 913	15	6,22	170 (121)	1,40	0,0889	0,0266	0,299
BOW	14 713	649	7	7,94	66 (42)	1,57	0,102	0,0315	0,310
WS	6 202	245	4	7,12	9 (9)	1,00	0,0367	0,0080	0,217
Total	111 506	3 470	31	5,60	278 (195)	1,43	0,0801	1,59e-5	0,198

Tableau 3. Résultats des dix meilleurs modèles d'analyse d'échantillonnage avec mesure des distances à covariables multiples. La fonction clé utilisée, les covariables ajoutées à la formule, la valeur p du test de Cramer-von Mises (valeur **p CvM**), la probabilité de détection moyenne (\hat{P}_a) et son erreur-type (*erreur* - *type* \hat{P}_a)), le critère d'information d'Akaike (AIC) et la demi-largeur effective du relevé (LER en mètres) sont indiquées. Le modèle sélectionné est ombré en gris.

	Fonction principale	Formule	CvM valeur p	\widehat{P}_a	erreur $- type(\hat{P}_a)$	AIC	ΔΑΙϹ	LER
1	Demi-normale	~ Éblouissement	0,522	0,452	0,026	2 533,00	0	406,8
2	Demi-normale	~ avion + éblouissement	0,622	0,450	0,026	2 534,11	1,11	405
3	Demi-normale	~ état de la mer + éblouissement	0,608	0,447	0,025	2 534,39	1,39	402
4	Demi-normale	~ taille + éblouissement	0,530	0,451	0,026	2 534,94	1,94	405,9
5	Taux de probabilités (cos 2,3)	~ 1	0,928	0,376	0,036	2 535,44	2,44	338,4
6	Demi-normale	~ avion + état de la mer + éblouissement	0,684	0,446	0,025	2 535,87	2,87	401,4
7	Demi-normale	~ obs + éblouissement	0,581	0,447	0,026	2 535,97	2,97	402,3
8	Demi-normale	~ obs + état de la mer + éblouissement	0,568	0,441	0,026	2 536,05	3,05	396,9
9	Taux de probabilités	~ état de la mer + éblouissement	0,639	0,429	0,040	2 537,89	4,88	386,1
10	Taux de probabilités	~ avion + éblouissement	0,604	0,468	0,035	2 538,21	5,21	421,2

Tableau 4. Résultats des dix meilleurs modèles d'analyse d'échantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture (double plateforme) pour le côté gauche des deux avions combinés. Le modèle ED est le modèle d'échantillonnage avec mesure des distances, qui limite la probabilité de détection à la ligne du relevé (p(0)) à 1, avec le critère d'information d'Akaike associé (AIC_{DS}), le p_{DS} moyen est la probabilité de détection moyenne. Le modèle MR correspond aux modèles de marquage-recapture avec le critère d'information d'Akaike connexe (AIC_{MR}), p(0)observateur principal est la probabilité de détecter un béluga à la ligne de transect pour l'observateur avant gauche seulement, l'AIC combiné est l'AIC combiné des modèles MR et ED, et Δ AIC est la différence de score AIC entre le meilleur modèle et le modèle comparé. Le modèle sélectionné est ombré en gris.

	Détection	Modèle ED	AIC _{DS}	Valeur moyenne p _{DS}	Modèle MR	AIC _{MR}	p(0) observateur principal	AIC combiné	ΔΑΙC
1	Demi- normal	~ 1	1 202,46	0,436 ± 0,037	~ distance + avion	192,35	0,565 ± 0,095	1 394,81	0
2	Demi- normal	– avion	1 203,62	0,434 ± 0,037	~ distance + avion	192,35	0,558 ± 0,097	1 395,97	1,16
3	Demi- normal	~ obs	1 203,62	0,434 ± 0,037	~ distance + avion	192,35	0,558 ± 0,097	1 395,97	1,16
4	Demi- normal	~ Éblouisse ment	1 203,95	0,430 ± 0,038	~ distance + avion	192,35	0,561 ± 0,096	1 396,30	1,49
5	Demi- normal	~ taille	1 203,98	0,435 ± 0,040	~ distance + avion	192,35	0,565 ± 0,095	1 396,33	1,52
6	Demi- normal	~ 1	1 202,46	0,436 ± 0,037	~ distance + avion + éblouissement	194,08	0,545 ± 0,100	1 396,54	1,73
7	Demi- normal	~ 1	1 202,46	0,436 ± 0,037	~ distance + avion + taille	194,24	0,563 ± 0,096	1 396,69	1,89
8	Demi- normal	~ 1	1 202,46	0,436 ± 0,037	~ distance	194,61	0,568 ± 0,092	1 397,07	2,26
9	Demi- normal	~ avion + taille	1 205,13	0,433 ± 0,039	~ distance + avion	192,35	0,558 ± 0,097	1 397,48	2,67
10	Demi- normal	– avion	1 203,62	0,434 ± 0,037	~ distance + avion + éblouissement	194,08	0,538 ± 0,101	1 397,70	2,89

Tableau 5. Nombre de bélugas observés par les observateurs principaux (avant) et secondaires (arrière) dans les deux avions combinés, et probabilité de détection à la ligne de transect p(0) d'après les modèles des distances par marquage-recapture (double plate-forme) les mieux sélectionnés (tableau 4).

Paramètre	Valeur
Nombre observé par les observateurs principaux	70
Nombre observé par les observateurs secondaires	70
Nombre observé par tous les observateurs	47
Nombre total d'observations	93
p(0) observateur principal (± SE)	0,565 ± 0,095 (CV = 0,169)
p(0) observateur secondaire (± SE)	0,565 ± 0,095 (CV = 0,169)
p(0) combiné (± SE)	0,800 ± 0,086 (CV = 0,107)

Tableau 6. Estimation de l'abondance (\hat{N}) des bélugas dans la population de l'est de la mer de Beaufort, avec erreur-type, coefficient de variation, intervalle de confiance à 95 % inférieur et supérieur, et degré de liberté pour toutes les strates extracôtières. L'abondance totale a été corrigée pour le biais de perception en fonction de l'analyse d'échantillonnage avec mesure des distances par marquage-recapture (1/p(0) = 1/0,565 = 1,77) et pour le biais de disponibilité (1/P_{laake} = 1/0,516 [ET = 0,115] = 1,939).

Strate	Ñ	erreur – type (\hat{N})	$\mathrm{CV}(\widehat{N})$	Inférieure \widehat{N}	Upérieure \widehat{N}	df
AGE	2 307	678	0,29	1 246	4 271	14,3
BOE	6 050	1 888	0,31	3 174	11 531	16,4
BOW	1 761	582	0,33	831	3 732	7,48
WS	297	67	0,23	154	571	3,49
Total	10 415	2 127	0,20	6 871	15 786	25,4
Total corrigé pour la probabilité de détection	18 433	4 876	0,27	10 794	31 478	25,4
Total corrigé pour le biais de disponibilité	35 738	12 364	0,35	17 891	71 387	25,4

Tableau 7. Effort de relevé pour le relevé de la NOAA en août 2019 pour chaque strate : superficie (A) des strates au km², distance parcourue sur transect (L) en km, nombre de lignes de transect parcourues (k), superficie couverte par transect (%) calculée comme A/Total A, nombre de bélugas observés (n) (nombre de groupes observés), taille moyenne du groupe et taux de rencontre (TR) calculé comme n/L.

Région	Superficie (km²)	Effort (km)	k	Superficie couverte (%)	n	Taille moyenne	TR
AGE	19 052	448	5	10,02	65 (45)	1,44	0,145
AGW	35 476	972	9	11,40	241 (189)	1,29	0,248
BOE	72 426	2 879	22	16,23	389 (229)	1,70	0,135
BOW	16 170	651	8	17,45	100 (81)	1,23	0,154
WBI	9 406	303	3	12,89	4 (4)	1,00	0,013
Total	152 529	5 254	47	14,25	799 (548)	1,46	0,152

Tableau 8. Estimation de l'abondance de surface du béluga par analyse des transects en bandes pour les strates de la baie Kugmallit (KB), de la baie Shallow (SB) et de la baie Mackenzie (MB) pour la partie photographique du relevé du béluga de l'est de la mer de Beaufort. Les colonnes montrent des données sur la superficie de chaque strate, le type d'aéronef utilisé pour couvrir la zone, le nombre de photos prises dans la strate, le pourcentage moyen de chevauchement entre deux photos consécutives, la superficie totale couverte par la photographie (à l'exclusion de la zone qui n'a pas été étudiée en raison de la présence d'éblouissement), le nombre total de bélugas détectés sur les photos (y compris les bélugas en double situés dans la partie superposée de la photo), le nombre de bélugas détectés à l'unité (excluant les bélugas en double), la densité des bélugas dans la strate, l'estimation du nombre de bélugas à la surface pour l'ensemble de la strate, le taux de rencontre (nombre de bélugas par transect linéaire) et le coefficient de variation du taux de rencontre (estimateur de variance « R2 »; Fewster et al. 2009). Enfin, l'estimation du nombre total de bélugas corrigée pour tenir compte du biais de disponibilité (C_{ai} = 1,56, ET = 0,592) et le CV connexe sont présentés.

Strate	Superficie (km²)	Aéronef	Date	Nombre de photos	Pourcentage de chevauchement	Superficie de la strate (km²)	Nombre total de bélugas sur les photos	nombre de bélugas à l'unité	Densité (baleine/km²)	Nombre de bélugas à la surface	Taux de rencontre (CV)	Corrigé nombre de bélugas (CV)
КВ	1 226,05	2	23 juillet	706	41,7 %	195,22	54	38	0,195	239	0,131 (0,525)	373 (0,65)
MB	2 685,95	1 et 2	2 août	1 112	33,9 %	338,11	60	37	0,109	294	0,071 (0,483)	459 (0,61)
SB	2 036,88	SATP	28 juill.	876	11,6 %	370,24	314	286	0,772	1 574	0,589 (0,300)	2 455 (0,48)
SB	2 036,88	2	2 août	889	30,7 %	298,45	152	110	0,369	751	0,290 (0,492)	1 171 (0,62)
Moyenne SB	-	-	-	-	-	-	-	-	0,571	1 207	-	1 882 (0,61)
Total	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 740	-	2 714 (0,30)

Tableau 9. Comparaison de l'estimation de l'abondance (N), l'intervalle de confiance (IC) à 95 % et la densité (nombre/km2) pour chaque strate à partir de deux relevés aériens extracôtiers : Pêches et Océans Canada (MPO) en 1992a et 2019, ainsi que le taux de rencontre (TR) [nombre de bélugas aperçus/km] des relevés du MPO et du relevé de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) d'août 2019. L'abondance totale corrigée pour le biais de perception (1/p(0) = 1,77) dans la zone extracôtière et pour le biais de disponibilité (C_a = 2 pour le relevé de juillet 1992 suggéré par Angliss et Outlaw 2005), C_a = 1,94 (ET = 0,521) pour les strates extracôtières, et C_{ai} = 1,56 (ET = 0,592) pour les strates côtières] est également présentée.

		MPO – juillet 1	992			MPO – juillet 2019				
Strate	Ñ	IC à 95 % [±]	Densité	TR⁺	Ñ	IC à 95 %	Densité	TR	TR	
AGE	-	-	-		2 307	1,264 à 4,271	0,065	0,050	0,145	
AGW	2 738	1,526 à 4,911	0,099	0,052	-	-	-	-	0,248	
BOE*	10 572	7,328 à 15,624	0,204	0,118	6 050	3,174 à 11,531	0,109	0,089	0,135	
BOW	-	-	-	-	1 761	831 à 3,732	0,120	0,102	0,154	
WBI	-	-	-	-	-	-	-	-	0,132	
WS	-	-	-	-	297	154 à 571	0,048	0,037	-	
КВ	704	394 à 1,014	1,137	0,920	239	75 à 765	0,195	-	-	
SB	334	208 à 456	0,314	0,221	1 207	402 à 3,623	0,571	-	-	
MB	962	850 à 1,074	0,507	0,235	294	98 à 885	0,109	-	-	
Surface totale non corrigée	15 307	12,305 à 18,309	0,196	-	12 155	8,512 à 17,357	0,103	-	-	
Total corrigé pour le biais de perception	19 629	15,134 à 24,125	0,251	-	21 073	12,575 à 32,363	0,179	-	-	
Total corrigé pour le biais de disponibilité	39 258 ±	30 268 à 48 250	0,503	-	38 451	20,735 à 71,304	0,327	-	-	

^aDonnées présentées dans Harwood et al. (1996).

*Résultats présentés dans Harwood et al. (1996). L'ouest, le centre et l'est de la mer de Beaufort ont tous été inclus dans la strate BOE.

[†]Taux de rencontre calculé à partir du nombre de bélugas aperçus par l'observateur principal par « kilomètres dans les conditions de relevé requises » (tableau 1 dans Harwood *et al.* 1996).

[±]Seule l'estimation de surface a été présentée dans Harwood *et al.* 1996. Un facteur de correction $C_a = 2$ a été suggéré par Angliss et Outlaw (2005).

Tableau 10. Comparaison entre les relevés de 1992 et de 2019 effectués par Pêches et Océans Canada (MPO) et le relevé de 2019 de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), y compris la couverture (superficie totale des strates), l'effort de relevé, le nombre de jours de vol et le nombre de jours prévus pour le relevé, le nombre de bélugas aperçus par les principaux observateurs et la taille moyenne du groupe, à partir de trois relevés aériens extracôtiers.

	MPO – juillet 1992	MPO – juillet 2019	NOAA – août 2019
Couverture (km ²)	74 419	111 506	152 529
Effort (km)	4 130	3 470	5 254
Nombre de jours de vol	2	7	17
Dates du relevé	Du 23 au 25 juillet	Du 21 juillet au 2 août	Du 8 au 27 août
Nombre de bélugas (obs. primaires)	414	278	799
Taille du groupe (plage)	1,65 (1–12)	1,43 (1–7)	1,46 (1–35)



Figure 1. Carte des transects extracôtiers et des quatre strates principales survolés pour le relevé visuel de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort. Des transects ont été effectués les 21, 22 juillet et 2 août dans la zone extracôtière ouest de la mer de Beaufort; les 23, 31 juillet et 2 août dans la zone extracôtière ouest de la mer de Beaufort; les 23, 31 juillet et 2 août dans la zone extracôtière ouest de la mer de Beaufort; les 26 juillet dans le golfe Amundsen; et le 28 juillet dans le détroit de Prince of Wales.



Figure 2. Carte des transects côtiers et des strates survolées par les aéronefs, et par le système d'aéronef télépiloté (SATP) pour le relevé photographique de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort. Des transects ont été effectués le 23 juillet dans la baie Kugmallit et le 2 août dans la baie Shallow et la baie Mackenzie.



Figure 3. Carte des transects et des strates survolés entre le 8 et le 27 août 2019 par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).



Figure 4. Histogramme des distances perpendiculaires des observateurs principaux seulement pour les deux avions. Distances prises en compte dans les analyses d'échantillonnage avec mesure des distances à covariables multiples.



Figure 5. A) Détections de bélugas dans les zones extracôtières (relevé visuel) et B) côtières (relevé photographique) du relevé aérien de 2019 effectué par Pêches et Océans Canada.



Figure 6. Diagramme de quartiles de la différence de temps en secondes entre le temps de repérage d'un béluga par un observateur et l'enregistrement de la distance par le travers de l'aéronef lorsqu'il est disponible (aussi appelé temps de vision). Les formes triangulaires représentent le temps de vision moyen pour chaque observateur principal de l'avion un (panneau de gauche) et de l'avion deux (panneau de droite).



Figure 7. Courbe de détection (fonction clé demi-normale avec l'éblouissement comme covariable) à partir des analyses avec mesure des distances à covariables multiples pour les observateurs principaux.



Figure 8. Détections de bélugas dans les zones extracôtières dans le cadre du relevé aérien de 2019 effectué par la National Oceanic and Atmospheric Administration entre le 8 et le 27 août 2019.



Figure 9. Détections de bélugas dans les relevés aériens réalisés dans les zones A) extracôtières les 24 et 25 juillet 1992 et B) côtières le 23 juillet 1992 par Pêches et Océans Canada. (Harwood et Norton 1996; Harwood et al. 1996).



Figure 10. Comparaison de la couverture des relevés aériens de 1992 et de 2019 effectués par Pêches et Océans Canada pour la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort.

ANNEXE A – MODÉLISATION DE LA DENSITÉ EN SURFACE

MÉTHODE

Des modèles de densité en surface (MDS) ont été ajustés pour estimer l'abondance des bélugas. Les lignes de transects ont été divisées en segments de 2 km de longueur et de 1,8 km de largeur (distance de troncature de 900 m), et les observations de bélugas ont été comptées par segment. Au moyen de l'approche en deux étapes (Miller et al. 2013), les fonctions de détection des analyses d'échantillonnage avec mesure des distances à covariables multiples (EDCM) [document principal] ont d'abord été utilisées pour corriger la détectabilité en ce qui concerne le transect effectué par les deux avions. Pour la deuxième étape, un modèle spatial a été ajusté à l'observation du béluga. En plus des coordonnées de longitude et de latitude projetées du centroïde du segment (m), cinq covariables environnementales ont été extraites et testées (Figure A1) : température de surface de la mer (SST), bathymétrie (BATHY), pente (PENTE), distance à la pente (DIST SL) et distance par rapport au littoral (DIST C). La SST a été récupérée du capteur à distance MODIS à bord du satellite Aqua et disponible sur le Web OceanColor de la NASA (https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/) à une résolution de 4 km pour des périodes de 8 jours (°C). La bathymétrie (m) a été extraite de la carte bathymétrique générale des océans de 2020 à une résolution de $0,00417^{\circ} \times 0,00417^{\circ}$. La pente a été calculée à partir de la matrice de bathymétrie comme la différence de degré (°) de l'altitude des guatre cellules voisines. La distance jusqu'à la pente (km) a été calculée comme étant la distance par rapport à l'isobathe de 100 m dans le plateau continental de Beaufort. Cette distance représente le début de la pente raide dans le canyon de Beaufort (Weber 1989, Osborne et Forest 2016). Enfin, la distance jusqu'au littoral (km) a été calculée comme étant la distance par rapport au polygone terrestre (Ressources naturelles Canada, CanVec - Caractéristiques administratives 5M). La corrélation a été testée entre les covariables avec un test de rang de Spearman (voir le Tableau A1–A3).

L'abondance par segment a été modélisée à l'état d'un modèle additif généralisé (Wood 2017). Le modèle a été ajusté à de splines de régression à plaques minces, en utilisant des distributions binomiales ou Tweedie négatives. Des splines de Duchon ont également été ajustées pour réduire l'ajustement excessif à la périphérie de la zone de relevé (Miller *et al.* 2013). De plus, les strates extracôtières ouest (BOW) et est (BOE) de la mer de Beaufort ont été testées séparément des strates du golfe Amundsen (AG) et du détroit de Prince of Wales (WS). Un lissage de type « film de savon » a été ajusté pour les deux sections, afin de lisser les limites plus compliquées (Wood *et al.* 2008) [il n'a pas été possible d'utiliser le « film de savon » pour l'ensemble de l'effort de relevé, car la zone était discontinue]. Des splines de Duchon ont également été testées pour les deux zones. Les valeurs prédites ont été calculées à partir d'une grille hexagonale à résolution de 4 km avec des covariables extraites au centroïde.

RÉSULTATS

Les résultats des MDS n'ont pas été concluants. Le meilleur modèle lors de l'examen de toutes les strates ensemble comprenait la bathymétrie comme covariable, avec une distribution de Tweedie. Cependant, il n'expliquait que 54,30 % de la répartition des bélugas (Tableau A4) et la carte de prévision ne correspondait pas à la répartition des observations de bélugas (Figure A2). Lors de l'utilisation de splines de Duchon avec toutes les strates, la convergence complète n'a pas pu être atteinte. Lorsque les strates BOW et BOE ont été testées séparément des strates AG et WS, le meilleur modèle comprenait également la bathymétrie, avec le lisseur « film de savon » (Tableau A5). Ce modèle n'expliquait que 63,75 % et produisait de nouveau une mauvaise représentation de la répartition (Figure A3). Avec les splines de Duchon, le meilleur modèle comprenait SST, PENTE et DIST_C mais n'expliquait que 57,32 %

(Tableau A5, Figure A4). Pour les strates AG et WS, aucun des modèles n'a été en mesure d'atteindre une convergence complète, avec des splines de régression à plaques minces, des films de savon et des splines de Duchon.

Tableau A1. Mai	trice de corréla	tion de covariat	ole pour toutes l	es strates ensemble.
		1		

	SST	BATHY	PENTE	DIST_SL
BATHY	0,4	-	-	-
PENTE	-0,3	-0,6	-	-
DIST_SL	0	-0,1	0,1	-
DIST_C	-0,2	-0,3	0	-0,7

Tableau A2. Matrice de corrélation des covariables pour les strates des zones extracôtières ouest et est de la mer de Beaufort.

	SST	BATHY	PENTE	DIST_SL
BATHY	0,5	-	-	-
PENTE	-0,3	-0,6	-	-
DIST_SL	0,3	0,7	-0,4	-
DIST_C	-0,5	-0,7	0,3	-0,7

Tableau A3. Matrice de corrélation des covariables pour les strates du golfe Amundsen et du détroit de Prince of Wales.

	SST	BATHY	PENTE	DIST_SL
BATHY	-0,5	-	-	-
PENTE	0,2	0	-	-
DIST_SL	0,5	-0,1	0,4	-
DIST_C	0,4	-0,8	-0,3	-0,2

Tableau A4. Les résultats des modèles pour toutes les strates ensemble, y compris la distribution (de Tweedie [Tw] ou binomiale négative [nb]), le type de lisseur pour le terme XY (splines de régression à plaques minces [s] ou splines de Duchon [ds]) avec le degré de liberté effectif (edf), les covariables incluses dans le modèle avec leur edf, les valeurs REML, le critère d'information d'Akaike et l'écart expliqué (%). Les termes significatifs sont identifiés par un astérisque et le meilleur modèle est en gras. Tous les modèles ont convergé.

Répartition	Lisseur XY (edf)	Covariables (edf)		AIC	Écart expl. %
Tw	s (15,27)*	SST (1,00) + BATHY (1,00)* + DIST_C (3,40)	263,77	523,84	57,97
Tw	(15,28)*	BATHY (1,00)* + DIST_C (3,40)	264,37	522,40	57,85
Tw	(16,21)*	SST (1,00) + BATHY (1,00)* + DIST_SL (1,00)	265,82	532,41	55,07
Tw	(16,19)*	BATHY (1,00)* + DIST_SL (1,00)	266,39	531,00	54,89
nb	s (15,50)*	SST (1,53) + BATHY (1,00)* + DIST_C (3,16)	267,64	528,74	69,47
Tw	s (17,51)*	SST (1,00) + PENTE (1,36) + DIST_C (2,93)	267,85	527,63	58,09
nb	s (16,53)*	SST (1,25) + BATHY (1,00)* + DIST_SL (1,00)	268,39	533,79	67,40
nb	s (15,73)*	BATHY (1,00)* + DIST_C (3,13)	268,44	526,95	69,23
Tw	s (17,86)*	PENTE (1,32) + DIST_C (2,96)	268,47	526,09	57,96
Tw	s (15,91)*	SST (1,00) + PENTE (1,89) + DIST_SL (4,68)	268,99	530,26	58,11
Tw	s (16,38)*	SST (1,00) + BATHY (1,18)*	269,05	532,81	54,45
nb	s (16,64)*	BATHY (1,00)* + DIST_SL (1,00)	269,24	532,17	67,22
Tw	s (16,39)*	BATHY (1,13)*	269,58	531,36	54,30
Tw	(16,21)*	PENTE (1,76) + DIST_SL (4,38)	269,75	529,57	57,62
nb	s (15,48)*	SST (1,00) + PENTE (3,59) + DIST_SL (4,79)	270,45	526,32	71,96
nb	s (17,13)*	SST (1,80) + PENTE (1,37) + DIST_C (2,75)	271,75	532,59	69,47
nb	s (16,99)*	SST (1,02) + BATHY (1,00)*	271,98	534,11	66,80
nb	s (17,02)*	BATHY (1,00)*	272,78	532,75	66,66

Répartition	Lisseur XY (edf)	Covariables (edf)	REML	AIC	Écart expl. %
nb	s (17,60)*	PENTE (1,35) + DIST_C (2,68)	272,92	530,65	69,15
Tw	s (18,27)*	SST (1,00) + PENTE (1,50)	272,95	536,61	54,59
Tw	s (18,27)*	PENTE (1,45)	273,53	535,34	54,34
nb	s (18,39)*	PENTE (1,53) + DIST_SL (1,00)	273,69	537,34	67,04
nb	s (18, 18)*	SST (1,53) + PENTE (3,16)	275,59	536,73	68,36
nb	s (18,24)*	PENTE (1,34)	276,85	537,29	66,25
Tw	s (15,88)*	SST (1,00) + DIST_SL (4,15)	280,96	553,70	55,38
Tw	s (17,39)*	SST (1,00) + DIST_C (2,47)	281,32	553,04	55,20
Tw	s (16.07)*	DIST_SL (4,00)	281,53	552,46	55,23
Tw	s (17,41)*	DIST_C (2,50)	281,79	551,59	55,13
nb	s (15,33)*	SST (1,00) + DIST_SL (4,13)	284,51	556,75	67,16
Tw	s (17,95)*	SST (1,00)	284,58	558,24	52,84
Tw	s (17,96)*	-	285,05	556,88	52,71
nb	s (15,52)*	DIST_SL (4,17)	285,37	555,11	67,22
nb	s (17,55)*	SST (1,00) + DIST_C (1,79)	286,25	559,13	66,50
nb	s (17,68)*	DIST_C (1,86)	287,01	557,47	66,57
nb	s (17,89)*	SST (1,31)	288,28	561,74	65,14
nb	s (18.13)*	-	289,13	559,77	65,14
tw/nb	ds	Toutes les covariables	Absend	ce de conv	/ergence

Tableau A5. Résultats des modèles pour les strates BOW et BOE avec une distribution de Tweedie, y compris le type de lisseur pour le terme XY (film de savon [so] ou splines de Duchon [ds]) avec le degré de liberté effectif (edf), les covariables incluses dans le modèle avec leur edf, les valeurs REML, le critère d'information Akaike, l'écart expliqué (%), et la convergence du modèle (Oui / Non). Les termes significatifs sont identifiés par un astérisque et le meilleur modèle final pour chaque type de lisseur est en gras.

Lisseur XY (edf)	Covariables (edf)	REML	AIC	Écart expl. (%)	Convergence du modèle
so (33,35)*	SST (1,00) + BATHY (1,00)*	247,20	499,88	64,75	0
so (31,20)*	SST (1,00) + PENTE (1,00) + DIST_C (2,33)	248,20	510,29	61,98	ο
so (31,04)*	PENTE (1,00) + DIST_SL (1,00)	248,22	508,03	61,13	0
so (31,01)*	PENTE (1,00) + DIST_C (1,36)	248,57	509,93	60,88	0
so (33,13)*	BATHY (1)*	248,96	501,64	63,75	0
so (32,54)*	SST (1,00) + PENTE (1,00)	249,06	509,68	61,47	0
so (33,11)*	PENTE (1,00)	249,58	508,81	61,54	0
so (29,34)*	SST (1,00) + DIST_C (1,86)	263,40	538,39	57,20	0
so (28,99)*	SST (1,00) + DIST_SL (1,88)	263,51	537,50	57,20	0
so (29,96)*	DIST_C (1,00)*	263,81	537,27	56,85	0
so (29,25)*	DIST_SL (2,19)*	263,89	536,36	57,35	0
so (30,90)*	SST (1,00)	264,63	537,53	57,15	0
so (31,55)*	-	265,35	536,76	57,25	0
ds (14,31)*	SST (1,37e-5)* + PENTE (1,92e-4)* + DIST_C (7,24)*	286,39	500,09	57,32	0
ds (14,21)*	PENTE (6,63e-5)* + DIST_C (7,24)*	288,31	499,66	57,26	0
ds (18,75)*	SST (3,14) + PENTE (0,46)*	292,49	511,76	59,87	Ν
ds (21,67)*	SST (1,10e-4)* + BATHY (1,23)	293,13	502,11	59,31	Ν
ds (19,30)*	PENTE (1,34) + DIST_SL (1,15)	293,14	507,14	62,94	Ν
ds (22,16)*	BATHY (1,19e-4)*	295,48	502,33	61,31	Ν
ds (18,38)*	-	301,61	529,46	53,01	Ν
ds (13,41)*	SST (1,49e-5)* + DIST_C (7,23)*	304,90	534,02	51,85	Y

Lisseur XY (edf)	Covariables (edf)	REML	AIC	Écart expl. (%)	Convergence du modèle
ds (21,59)*	SST (1,07e-4)* + DIST_SL (3,35)	305,95	519,98	59,65	Ν
ds (3,53)*	DIST_C (3,05)*	306,66	573,94	29,02	Ν
ds (7,10)*	PENTE (2,00)	314,77	572,14	37,47	Ν
ds (6,87)*	SST (3,40)	323,62	589,77	37,27	Ν
ds (6,89)*	DIST_SL (3,68)*	644,32	1 152,73	39,25	Ν



Figure A1. Cartes des covariables environnementales incluses dans les modèles de densité à la surface de la distribution des observations de bélugas.

115°O

N 00

140°O

135°O

130°O

125°O

120°O



Figure A2. Carte de prévision de l'abondance du béluga avec le modèle de densité à la surface pour toutes les strates (XY avec le lisseur « splines de régression à plaques minces » et la bathymétrie comme covariables). Abondance estimée = 3 706 bélugas.



Figure A3. Carte de prévision de l'abondance du béluga avec le modèle de surface de densité pour BOW et BOE seulement (XY avec le lisseur « film de savon » et la bathymétrie comme covariable). Abondance estimée = 2 498 bélugas.



Figure A4. Carte de prévision de l'abondance du béluga avec le modèle de densité à la surface pour BOW et BOE seulement (XY avec le lisseur « splines de Duchon » et la température de surface de la mer, la pente et la distance au littoral comme covariables). Abondance estimée = 3 240 bélugas.

ANNEXE B – FIGURES



Figure B1. Carte des strates et des transects aériens (lignes noires) prévus (contours colorés) et réalisés (polygones ombrés) dans le cadre du relevé aérien de 2019 de la population de bélugas de l'est de la mer de Beaufort.