



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 2026/058

Région de l'Arctique

Estimation de l'abondance de la population et point de référence limite pour le narval (*Monodon monoceros*) du nord de la baie d'Hudson

Cortney A. Watt^{1,2}, Shu Ting Zhao¹, Isla Duporge³, Jason Tepker², Marianne Marcoux^{1,2}

¹ Division de la recherche aquatique de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
501, croissant University
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

² Département des sciences biologiques
50, chemin Sifton
Université du Manitoba
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N2

³ Département d'écologie et de biologie évolutive
Université Princeton
Princeton (New Jersey), 08544

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

<https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par la ministre des
Pêches et des Océans, 2026

Le présent document est publié sous la [licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-1-100-00260-6 Cat. n° Fs70-5/2026-058F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Watt, C.A., Zhao, S.T., Duporge, I., Tepker, J., et Marcoux, M. 2026. Estimation de l'abondance de la population et point de référence limite pour le narval (*Monodon monoceros*) du nord de la baie d'Hudson. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/058. iv + 28 p.

Also available in English:

Watt, C.A., Zhao, S.T., Duporge, I., Tepker, J., and Marcoux, M. 2026. Estimated Population Abundance and a Limit Reference Point for Northern Hudson Bay Narwhal (*Monodon monoceros*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/058. iv + 26.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	2
RELEVÉ.....	2
BIAS DE DISPONIBILITÉ	3
MODÈLE DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION	4
Valeurs a priori	5
Estimation des paramètres et diagnostic du modèle	5
Projections et scénarios de récolte	6
RÉSULTATS.....	7
RELEVÉ.....	7
MODÈLE DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION	7
POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE	7
DISCUSSION.....	8
REMERCIEMENTS	10
RÉFÉRENCES CITÉES	10
TABLEAUX ET FIGURES.....	14
ANNEXE	24

RÉSUMÉ

Le narval (*Monodon monoceros*) est une espèce importante pour la chasse de subsistance des communautés inuites du nord de la baie d'Hudson (NBH). La population de narvals du nord de la baie d'Hudson a été évaluée au moyen de relevés aériens entre 1981 et 2018. En août 2024, un nouveau relevé photographique aérien a été effectué. Ce relevé avait été conçu de manière à répéter le plan d'échantillonnage de 2018, conformément à la recommandation de l'Organisation des chasseurs et trappeurs Arviq à Naujaat. Le relevé a couvert quatre zones principales couramment utilisées par les narvals : la baie Wager, le détroit de Roes Welcome, la baie Repulse et les baies nord de la baie Gore et de l'inlet Lyon. Après correction du biais de disponibilité instantanée pour tenir compte des baleines qui ne sont pas observées à partir de l'aéronef parce qu'elles sont en plongée (facteur de correction $C_a = 3,16$ [CV de 20,00 %]), l'abondance corrigée estimée est de 5 800 narvals (CV de 19,54 %; IC à 95 % : 4 000 à 8 500 [chiffre arrondi à la centaine près]).

Un modèle de population a été ajusté à cinq estimations pleinement corrigées des relevés aériens et aux données sur les prises de 1951 à 2024 afin d'évaluer la trajectoire et les tendances futures de la population selon divers scénarios de prélèvements. Le modèle choisi a donné une estimation de la population en 2025 de 10 400 narvals (IC à 95 % : 7 700 à 13 800) et une estimation de la population de départ de 8 000 individus (IC à 95 % : 2 900 à 13 500) en 1951. À l'aide d'un modèle fondé sur les risques pour estimer la probabilité de déclin de la population sur 10 ans, le modèle a prédit une probabilité de déclin de 0, 20, 40, 50, 60, 80 et 100 % avec des quotas annuels de prise de 0, 57, 74, 83, 91, 107 et 250 narvals par année. L'intégration de l'estimation actualisée du relevé de 2024 et la correction des estimations du relevé précédent donnent une plus grande confiance dans les résultats du modèle et dans l'approche fondée sur le risque pour évaluer les niveaux de récolte. L'abondance et la capacité de charge (K) estimées en 2025 étaient solides pour tenir compte des changements dans les paramètres d'entrée du modèle, de sorte qu'un point de référence limite a été calculé à l'aide de l'estimation de K par le modèle. Le point de référence limite a été calculé à partir de 30 % de K et estimé à 3 800 narvals (IC à 95 % : 2 900 à 5 600). La probabilité que l'abondance des narvals du nord de la baie d'Hudson soit supérieure au PRL est de 100 %.

INTRODUCTION

Le narval du nord de la baie d'Hudson (NBH; *Monodon monoceros*) passe l'été dans le nord de la baie d'Hudson et migre dans le détroit d'Hudson pour passer l'hiver dans l'est du détroit d'Hudson (Koski and Davis 1994) ou le sud du détroit de Davis (Richard 1991, Westdal *et al.* 2010; figure 1). Le narval du nord de la baie d'Hudson est distinct sur les plans spatial et génétique des autres populations de narvals du Canada et du Groenland (Petersen *et al.* 2011, de Greef *et al.* 2024). Il s'agit d'une espèce importante sur le plan culturel pour les communautés inuites, qui pratiquent depuis longtemps la chasse de subsistance (Richard and Pike 1993), et dont la récolte commerciale est faible (Stewart 2008). La chasse de subsistance du narval du nord de la baie d'Hudson est pratiquée principalement près de la collectivité de Naujaat (anciennement Repulse Bay) et dans des proportions moindres à Salluit, à Kinngait, à Igloodik, à Chesterfield Inlet, à Coral Harbour, à Kimmirut, à Rankin Inlet et à Whale Cove (Hudson and Watt 2020; figure 1). La surveillance de cette population de narvals au moyen d'estimations de l'abondance par des relevés aériens a lieu depuis les années 1980. Le dernier relevé aérien a été effectué en 2018 et a produit une estimation de la population de 19 232 narvals (CV de 27,8 %, IC à 95 % : 11 257 à 32 856; Watt *et al.* 2020).

La trajectoire de la population de narvals du nord de la baie d'Hudson a déjà été modélisée dans Kingsley *et al.* (2013) et Biddlecombe et Watt (2022a). Le modèle de Kingsley et ses collaborateurs (2013) présentant un degré élevé d'incertitude connexe, une approche fondée sur les risques n'était pas fiable pour recommander des niveaux de récolte avant que de futurs relevés soient effectués (MPO 2012). Le modèle de population de Biddlecombe et Watt (2022a) comprenait le relevé de 2018 et des données sur les prises à long terme, ce qui a permis de produire des avis sur les captures débarquées recommandées en utilisant une estimation modélisée de l'abondance. Cependant, une série chronologique plus longue d'estimations tirées des relevés a été recommandée pour accroître la confiance à l'égard des estimations de l'abondance et des tendances de la population (MPO 2022). Un nouveau relevé aérien a donc été effectué à l'été 2024, permettant de mettre à jour le modèle de population, ce qui pourrait accroître la certitude quant à la capacité du modèle d'évaluer l'incidence des divers niveaux de prélèvement sur la dynamique de la population.

Le Cadre pour la pêche durable de Pêches et Océans Canada établit une approche de précaution (AP) pour la gestion des pêches. L'approche de précaution est une théorie générale appliquée pour gérer les menaces pouvant causer des dommages graves ou irréversibles en situation d'incertitude scientifique (MPO 2006, 2009). Le gouvernement du Canada a élaboré le cadre fédéral pour l'application de l'approche de précaution afin de s'assurer que la prudence est appliquée de manière cohérente à travers les disciplines gouvernementales, et celui-ci s'est traduit par une politique en 2003 (MPO 2006, 2009). Dans le cadre de cette politique, les niveaux de tolérance au risque sont définis (p. ex. le risque de déclin est très faible en dessous de 5 %, modéré entre 25 et 50 % et élevé entre 75 et 95 %) et il appartient à la direction de choisir son niveau de tolérance au risque (MPO 2009). En plus d'évaluer le risque de déclin, il est possible d'établir des points de référence pour les stocks pour lesquels des données suffisantes sont disponibles. Le point de référence limite (PRL) est le point en dessous duquel des dommages graves peuvent être causés au stock (MPO 2009). Il y a peu de souplesse dans les mesures de gestion lorsqu'un stock est en dessous de son PRL, car la priorité pour les plans de rétablissement est de maintenir le taux de mortalité le plus bas possible (MPO 2006, 2009). Pour la gestion des stocks de mammifères marins au Canada, un cadre d'évaluation des stocks riches en données et pauvres en données a été élaboré pour les phoques de l'Atlantique (MPO 2025). En vertu de ce cadre, il est recommandé d'évaluer les stocks pour lesquels les données sont insuffisantes à l'aide d'une approche du prélèvement biologique potentiel (PBP);

lorsque plusieurs estimations de l'abondance sont disponibles et qu'il est possible de modéliser la dynamique des populations, le PBP peut être calculé à l'aide de l'estimation modélisée de l'abondance, qui est plus stable qu'une simple estimation de l'abondance (MPO 2025).

L'approche fondée sur un modèle peut également être utilisée pour évaluer le risque de niveaux de prélèvement variables afin de produire les avis sur la récolte durable (Biddlecombe et Watt 2022a; Van de Walle *et al.* 2025). Si un stock devient riche en données et que le modèle est solide par rapport à ses diverses hypothèses, un PRL peut être calculé. Dans ce cas, il faut utiliser la capacité de charge modélisée (K) comme niveaux d'abondance de référence et le PRL peut être calculé à 30 % de K (MPO 2025).

Les objectifs de cette étude sont de fournir : 1) une estimation à jour de l'abondance de la population de narvals du nord de la baie d'Hudson en fonction du relevé de 2024; 2) un avis sur les prélèvements durables de narvals à l'aide de la méthode du prélèvement biologique potentiel et de la probabilité que l'abondance du narval diminue sur dix ans dans un éventail de scénarios de prélèvements; et 3) des recommandations et des conclusions concernant l'élaboration d'un point de référence limite pour la gestion durable du narval du nord de la baie d'Hudson.

MÉTHODES

RELEVÉ

La zone d'étude et la couverture du relevé de 2024 avaient été conçues pour reproduire les zones survolées dans le cadre du relevé aérien de 2018, conformément à la recommandation de l'Organisation des chasseurs et trappeurs (OCT) Arviq lors de deux réunions en personne précédant le relevé (en janvier et en août 2024). La zone de relevé a été divisée en quatre strates : baie Wager, détroit de Roes Welcome, baie Repulse et baies nord, qui comprenaient la baie Gore et l'inlet Lyon (figure 1). Dans la baie Wager, des transects parallèles systématiques espacés de 10 km ont été utilisés lors du relevé de 2018 pour accroître la couverture par rapport à celle du relevé de 2011, conformément à la recommandation de l'OCT Arviq. Dans les strates de la baie Repulse et des baies nord, un plan de relevé systématique avec départ aléatoire a également été utilisé pour des transects espacés respectivement de 13 km et de 5,6 km afin d'obtenir une probabilité de couverture uniforme (Buckland *et al.* 2001). Dans le détroit de Roes Welcome, nous avons utilisé un plan en zigzag de 15 km pour maximiser la couverture et réduire le temps de déplacement entre les transects (Buckland *et al.* 2001).

Des relevés photographiques ont été effectués dans toutes les strates, à une altitude cible de 2 000 pi (610 m) et à une vitesse cible de 110 nœuds (204 km/h). Un appareil photographique Nikon D850, muni d'un objectif de 25 mm monté à l'arrière de l'aéronef et orienté directement vers le bas, avec le côté le plus long perpendiculaire à la trajectoire, a été utilisé pour photographier en continu le long des lignes de transect prédéfinies. Pour géoréférencer les photographies, les caméras étaient reliées par Bluetooth à un récepteur GPS (Bad Elf GPS Pro+) au moyen d'un accessoire module (module Bluetooth Foolography Unleashed D200+). L'appareil photographique était également connecté à un ordinateur portable pour contrôler les paramètres d'exposition et l'intervalle entre les photographies, ainsi que pour enregistrer les photographies JPEG et RAW NEF à haute résolution sur le disque dur de l'ordinateur. À l'altitude cible de 2 000 pi, la superficie au sol couverte par chaque photographie était de 875,4 m x 585,2 m. Un intervalle photographique de 6 secondes a été utilisé pour cibler un chevauchement d'environ 20 % entre les photographies consécutives le long de chaque transect.

Les photographies ont été examinées pour détecter la présence de narvals à l'aide d'un algorithme d'autodétection de l'intelligence artificielle Mobius (« Mobius » dans le reste du

document) utilisant une méthode avec intervention humaine (Boulent *et al.* 2023), avec une précision et un rappel estimés à 79,3 % et 95,6 % à partir d'un ensemble de données plus important pour le relevé des cétacés du Haut-Arctique de 2023 (voir Marcoux *et al.* Sous presse). Toutes les détections de narvals du nord de la baie d'Hudson ont été validées par J. Tepker et C. Watt.

Pour les photographies dont une partie est masquée par l'éblouissement, Mobius a créé un fichier de forme pour couvrir l'éblouissement et n'a pas cherché de narval dans la zone d'éblouissement. Les sections qui se chevauchaient entre des photographies subséquentes ont été rognées de la première et n'ont pas été incluses dans l'analyse finale. Les superficies de terre et d'éblouissement ont également été soustraites de la superficie totale lisible de chaque photographie.

Une analyse par transects en bandes de chaque détection de narval sur les photographies a été effectuée. La densité des narvals a été calculée en divisant le nombre total des narvals par la superficie totale de l'eau lisible sur les transects dans la strate. La densité a ensuite été multipliée par la superficie de la strate afin d'obtenir des estimations de l'abondance près de la surface pour chaque strate (équation 1) :

$$\hat{N}_{surface} = A_{strate} \times \frac{\sum_{i=1}^I \hat{N}_{nombre_i}}{\sum_{i=1}^I A_{transect_i}} \quad (\text{équation 1})$$

où $\hat{N}_{surface}$ est le nombre total de narvals détectés à la surface dans la strate, A_{strate} est la superficie couverte par la strate du relevé et I est le nombre de photographies par relevé.

Le nombre de narvals détectés près de la surface ou à la surface sur chaque photographie a été corrigé pour tenir compte du biais de disponibilité instantanée, C_a , décrit ci-après.

Une estimation corrigée de l'abondance, $\hat{N}$, a été calculée à l'aide de l'équation 2 :

$$\hat{N} = C_a \times \hat{N}_{surface} \quad (\text{équation 2})$$

Nous avons calculé la variance totale pour chaque strate en additionnant la variance du taux d'occurrence $var(E_n)$ et le facteur de correction du biais de disponibilité $var(C_a)$ selon la méthode delta (Buckland *et al.* 2001; équation 3) :

$$var(\hat{N}) = \hat{N}^2 \times \left\{ \frac{var(E_n)}{(E_n)^2} + \frac{var(C_a)}{(C_a)^2} \right\} \quad (\text{équation 3})$$

La variance associée au taux d'occurrence a été calculée selon S2 dans Fewster *et al.* (2009).

La totalité du relevé a été reproduite et l'estimation finale de l'abondance a été obtenue en prenant la moyenne pondérée par la variance des deux relevés.

BIAIS DE DISPONIBILITÉ

Les estimations de l'abondance près de la surface ont également été corrigées pour tenir compte des narvals en plongée qui ne pouvaient donc pas être observés (le biais de disponibilité). Des expériences réalisées avec des modèles en forme de narval ont montré que les observateurs pouvaient voir et identifier les narvals à des profondeurs maximales de 2 m, mais pas plus profondément (Richard *et al.* 1994), et ce seuil de profondeur pour la visibilité a été utilisé pour corriger le biais de disponibilité dans les relevés antérieurs sur les narvals (Richard *et al.* 2010, Asselin *et al.* 2012). Toutefois, une incertitude entoure la profondeur maximale à laquelle les narvals peuvent être vus sur une photographie ou par des observateurs depuis un avion, et elle devrait contribuer à la variance du facteur de correction du biais de disponibilité (groupe de travail mixte NAMMCO-Commission mixte Canada-Groenland sur la conservation et la gestion du narval et du béluga 2021).

Le biais de disponibilité a été estimé à l'aide des données provenant de neuf narvals portant un enregistreur de la durée et de la profondeur des plongées relié à un satellite (STDR) près de la collectivité de Naujaat en 2006 et 2007. La proportion du temps passée par les narvals à moins de 2 m de la surface au mois d'août a été estimée à 0,316 (CV de 0,053; (Westdal *et al.* 2013), ce qui donne un biais de disponibilité instantanée de 3,16. Le CV du biais de disponibilité, qui tient compte de l'incertitude quant à la profondeur à laquelle les baleines peuvent être observées, a été estimé à 20 % (groupe de travail mixte NAMMCO-Commission mixte Canada-Groenland sur la conservation et la gestion du narval et du béluga 2021) et c'est celui que nous avons utilisé pour estimer le biais de disponibilité dans cette étude.

MODÈLE DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION

Un modèle stochastique de production du stock, dont la dépendance à la densité a un effet sur le taux de croissance de la population, a été ajusté au moyen de méthodes bayésiennes de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCCM). Ce modèle utilise les données des relevés aériens et des prises pour estimer la dynamique de la population et a déjà été utilisé pour modéliser l'abondance du stock de narvals du nord de la baie d'Hudson (Biddlecombe et Watt 2022a). Un modèle état-espace hiérarchique a séparé deux processus stochastiques, le processus d'observation et le processus d'états.

Le processus d'états a été défini à l'aide d'une formulation discrète du modèle de Pella et Tomlinson (Pella and Tomlinson 1969; Innes and Stewart 2002), qui décrit l'évolution de la taille réelle de la population au fil du temps. La taille de la population au moment t est un multiple de la population de l'année précédente, les captures étant déduites.

$$N_t = N_{t-1} * \left(1 + (R_{max}) * \left(1 - \left(\frac{N_{t-1}}{K} \right)^\theta \right) \right) * \varepsilon_p - R_t \text{ (équation 4)}$$

Où : R_{max} est le taux de croissance ou taux d'augmentation de la population maximal,

K est la capacité de charge environnementale,

θ définit la forme de la fonction dépendante de la densité (thêta),

ε_p est un terme stochastique pour l'erreur de processus,

R_t représente les retraits découlant de la chasse pour l'année en question, calculés comme les prises déclarées, C_t , qui sont corrigées pour tenir compte de la proportion d'animaux qui ont été abattus et perdus, A et P :

$$R_t = C_t \cdot (1 + A \text{ et } P) \text{ (équation 5)}$$

Le processus d'observation établit un lien entre les données observées et la taille réelle de la population. Nous avons déterminé l'erreur de relevé en utilisant un terme d'erreur multiplicative (ε_{S_t}) pour lier la taille réelle de la population (N_t) aux estimations des relevés aériens (S_t).

$$\ln(S_t) = \ln(N_t) + \varepsilon_{S_t} \text{ (équation 6)}$$

Le modèle a été ajusté à l'aide des données sur la chasse de 1951 à 2024 (tableau 1) et des données corrigées du relevé aérien de 1982, 2000, 2011, 2018 et 2024 (tableau 2) pour estimer la dynamique de la population de 1951 à 2024. Les données sur les prises étaient disponibles depuis 1911, mais elles étaient trop limitées dans le temps avant 1951 pour être incluses dans le modèle (Stewart 2008). Les relevés de 1982 et de 2000 ont été corrigés afin de tenir compte des différences dans le plan relevé et l'analyse et afin d'intégrer une correction pour le biais de perception, en les multipliant par 2,29 et 2,56 respectivement (Asselin and Ferguson 2013; Biddlecombe et Watt 2022a; tableau 2).

Valeurs a priori

Les valeurs a priori des variables aléatoires incluses dans le modèle étaient fondées sur les connaissances sur l'espèce, les modèles antérieurs de population de cétacés (Wade 1998, Marcoux and Hammill 2016, Biddlecombe et Watt 2022a) et les premières analyses exploratoires du modèle. Le taux de croissance maximal de la population ($R_{\max}$) pour les cétacés est souvent présumé être de 0,04 (Wade 1998), mais nous avons laissé le modèle final estimer la valeur de $R_{\max}$ en utilisant une distribution uniforme variant de 0,01 à 0,07, comme dans Biddlecombe et Watt (2022a; tableau 3). Les paramètres ont été explorés en utilisant plusieurs valeurs a priori (voir le tableau A1) avant qu'un modèle final ne soit évalué. Dans le modèle final, le paramètre de position θ (thêta) pouvait varier entre un et cinq (reflétant une productivité maximale comprise entre 50 % et 70 % de K; tableau 3). Une distribution a priori uniforme de 1 000 à 20 000 a été attribuée à la taille de la population de départ et le modèle final a été limité à n'explorer que les possibilités où la population de départ était de 20 % à 100 % de K (tableau 3); une distribution uniforme avec un minimum de 5 000 et un maximum de 20 000 a été attribuée à K (tableau 3).

Naujaat est la principale communauté qui chasse le narval du nord de la baie d'Hudson; c'est pourquoi nous avons fondé notre valeur a priori pour les animaux abattus et perdus (A et P) sur les valeurs de correction du taux de perte pour Naujaat de 1999 à 2005 (Richard 2008). La correction du taux de perte moyen à Naujaat était de 0,25, valeur que nous avons utilisée pour attribuer une valeur a priori modérément informative selon une distribution bêta (3,5, 10), avec une médiane de 0,25 et des quartiles de 0,17 et 0,33.

Le terme d'erreur de processus stochastique suivait une distribution log-normale associée à un paramètre de position nul. Le paramètre de précision de l'erreur de processus a reçu une distribution gamma (1,5, 0,00001) informative. Le terme d'erreur de processus qui en résulte comportait des quartiles de 0,998 et 1,002, reflétant le fait que le narval est une espèce longévive; la dynamique du stock devrait donc présenter une faible variabilité interannuelle.

À la suite d'une mise à jour dans Biddlecombe et Watt (2022a), l'incertitude associée aux relevés aériens a été intégrée à l'ajustement du modèle en alimentant la distribution a priori pour l'erreur de relevé. La formulation de la valeur a priori pour l'erreur de relevé a été pondérée par l'erreur type (ET) pour chacune des estimations de l'abondance des cinq relevés intégrés au modèle. Une distribution log-normale associée à un paramètre de position nul a été attribuée au terme d'erreur du relevé. Le paramètre de précision de l'erreur du relevé était propre à chaque année de relevé et utilisait une valeur de précision calculée à partir de chaque erreur type indépendamment.

Estimation des paramètres et diagnostic du modèle

Un algorithme d'échantillonneur de Gibbs mis en œuvre dans JAGS (Plummer 2003) a été utilisé pour obtenir des estimations a posteriori pour les paramètres inclus dans le modèle. Les résultats ont été examinés dans RStudio (R Core Team 2022, version 4.2.2) à l'aide des progiciels *R2jags* (Su *et al.* 2024, versions 0.8-9) et *coda* (Plummer *et al.* 2024, version 0.19-4). Nous avons utilisé une méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCCM) qui nous obligeait à vérifier la convergence des valeurs d'échantillon de chaque paramètre vers une distribution stationnaire. La convergence, le mélange et l'autocorrélation du modèle dans les paramètres ont été examinés lors des premières exécutions du code du modèle.

Les premières exécutions des cinq modèles utilisaient trois chaînes et 10 000 itérations après un rodage de 6 000, tandis que le modèle final a été exécuté à l'aide de cinq chaînes et 100 000 itérations après un rodage de 60 000, avec un amincissement maintenu à 30. Le diagnostic de Geweke a été utilisé pour tester la similarité entre les différentes sections des

chaînes, et les graphiques de Geweke ont été inspectés visuellement pour tester le mélange dans chaque chaîne (Geweke 1996). La convergence entre les chaînes a été validée en comparant la largeur de l'intervalle de crédibilité à 80 % des chaînes regroupées à la largeur moyenne de l'intervalle de crédibilité à 80 % pour chacune des chaînes individuelles au moyen du test de diagnostic de Brooks-Gelman-Rubin (BGR; Brooks and Gelman 1998).

Projections et scénarios de récolte

Nous avons estimé le prélèvement biologique potentiel afin de produire des recommandations pour la chasse durable. Contrairement à une approche fondée sur le risque, le PBP ne met pas l'accent sur les probabilités d'augmentation ou de déclin; son objectif de gestion intégré est plutôt de quantifier le nombre maximal d'animaux qui peuvent être prélevés d'un stock de mammifères marins tout en permettant au stock d'atteindre son niveau maximum de productivité nette ou d'y rester après 100 ans (Wade 1998). Le PBP est la méthode par défaut pour estimer le rendement durable des stocks considérés comme pauvres en données (MPO 2025). Le PBP a été calculé au moyen d'un facteur de rétablissement (F_R) de 1, conformément aux lignes directrices pour une population au-dessus de 70 % de K (MPO 2025).

L'équation pour le PBP est la suivante :

$$PBP = N_{min} 0.5 R_{max} \cdot F_R$$

Où :

N_{min} est la taille estimée de la population en utilisant le 20^e centile de la distribution a posteriori résultant du modèle ou le 20^e centile de la distribution log-normale (Wade 1998) de l'estimation par relevé aérien,

R_{max} est le taux d'augmentation maximal de la population. La valeur par défaut pour les cétacés est de 0,04, et

F_R est un facteur de rétablissement (entre 0,1 et 1).

Comme il est expliqué ci-après, nous avons utilisé l'estimation de la population de 2025 du modèle pour calculer la valeur de N_{min} .

Le PBP estime le nombre total de retraits d'une population, qui comprend les prélèvements de la chasse, les prises non débarquées, les prélèvements non déclarés et les autres sources de mortalité anthropique. Le total autorisé des captures débarquées (TACD) est ainsi :

$$TACD = PBP / (1 + A \text{ et } P)$$

où A et P est estimé à partir des résultats du modèle.

Pour prévoir la trajectoire du stock et le rendement durable futur de cette population, nous avons également projeté le modèle pour 10 années dans le futur avec différents scénarios de prélèvement allant de 0 à 200 narvals débarqués chaque année, par tranches de 50. Le quota actuel pour le narval du nord de la baie d'Hudson est de 147 narvals par année. La probabilité de déclin de la population sur 10 ans a été présentée comme une approche fondée sur le risque pour l'évaluation des niveaux de prélèvement dans la chasse; elle est souvent utilisée pour les populations considérées comme riches en données (MPO 2025).

Enfin, nous avons estimé le PRL pour le narval du nord de la baie d'Hudson. Le PRL a été calculé en fonction de 30 % de la valeur de K modélisée selon les recommandations pour la gestion des mammifères marins au Canada (MPO 2025).

RÉSULTATS

RELEVÉ

Des relevés photographiques aériens de quatre strates ont été effectués du 13 au 19 août, et les conditions étaient bonnes tout au long du relevé (tableau 4; tableau A2). L'abondance estimée dans les relevés 1 et 2 était de 5 394 narvals (CV de 31,50 %) et 6 220 narvals (CV de 24,82 %), respectivement. La moyenne des deux relevés pondérée par le CV donne une abondance finale de 5 847 narvals (CV de 19,54 %; IC à 95 % : 4 001 à 8 545).

MODÈLE DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION

Les variables K , la taille de la population en 2025 (N_{2025}), l'erreur de processus, la taille initiale de la population (N_{1951}) et le taux d'animaux abattus et perdus convergeaient pour toutes les chaînes. L'autocorrélation était relativement faible dans la plupart des variables et les statistiques du diagnostic de Brooks-Gelman-Rubin étaient proches de 1 pour toutes les variables, indiquant la convergence de chaque chaîne et de chaque modèle (voir la figure A1; tableau A3). Il y avait néanmoins une certaine autocorrélation dans la population de départ, qui n'a pas été améliorée par un amincissement ou un nombre de rodages accrus. Dans les premières considérations du modèle, plusieurs exécutions ont été effectuées avec des valeurs a priori variées et le modèle était robuste aux changements des valeurs a priori (figure 2; tableau A1). Le modèle retenu est présenté ici.

Le modèle décrit l'abondance de la population dans le temps, les dernières estimations tirées des relevés aériens étant les plus faibles de la série chronologique (figure 3). Les distributions a posteriori du modèle ont donné un taux de croissance médian maximal ($R_{\max}$) de 0,037, la médiane de K a été estimée à 12 830 et θ à 1,97 (figure A2). La médiane de la population de départ en 1951 a été estimée à 7 955 (IC à 95 % : 2 889 à 13 457) et N_{2025} à 10 397 (IC à 95 % : 7 701 à 13 813; figure 3; tableau A3).

Pour une approche fondée sur les risques pour évaluer les niveaux de prélèvement, les trajectoires de la population pour six scénarios de récolte ont été tracées à l'aide des résultats du modèle (figure 3). Ces trajectoires ont permis de déterminer qu'après 10 ans, la probabilité de déclin de la population était de 0, 20, 40, 50, 60, 80 et 100 % avec un TACD annuel de 0, 57, 74, 83, 91, 107 et 250 narvals (tableau 5, figure 4). La moyenne des captures des 10 dernières années était de 112 narvals (tableau 1), ce qui correspond à une probabilité estimée de 87 % de déclin de la population de narvals du nord de la baie d'Hudson sur dix ans.

L'estimation de la population modélisée de 2025 a été utilisée dans le calcul du PBP car l'estimation du modèle était considérée comme plus fiable que les estimations tirées des différents relevés aériens, et compte tenu de l'approche précédente utilisée dans l'évaluation du narval du nord de la baie d'Hudson (Biddlecombe et Watt 2022a). D'après l'abondance modélisée, un facteur de rétablissement F_R de 1 et un taux de croissance maximal par défaut de 4 % par année, le seuil du PBP était de 183 narvals. Le TACD a été calculé à 147, en utilisant l'estimation du modèle pour A et P (0,25) et l'estimation de l'abondance en 2025.

POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE

Le point de référence limite a été calculé à 30 % de l'estimation modélisée de la capacité de charge K (MPO 2025), ce qui a donné un PRL de 3 849 narvals (IC à 95 % : 2 880 à 5 646).

DISCUSSION

Dans la présente étude, nous avons utilisé la méthodologie bayésienne pour ajuster un modèle stochastique de Pella-Tomlinson (Pella and Tomlinson 1969, Innes and Stewart 2002) aux données des relevés aériens du narval (de 1982 à 2024) et une série chronologique de données historiques sur les prises (de 1951 à 2024). La médiane de la population de départ estimée (en 1951) était de 7 955 narvals et est demeurée relativement stable au fil du temps jusqu'à une estimation de 10 397 narvals en 2025. La croissance maximale de la population de narvals peut varier en fonction des taux vitaux de la population (Kingsley 1989). Dans notre modèle, $R_{\max}$ a été estimé à 0,04, ce qui correspond au $R_{\max}$ couramment présumé pour les cétacés ($\lambda_{\max} = 1,04$; Wade 1998). Cependant, les distributions a posteriori pour θ , λ et A et P n'ont pas été mises à jour (tableau A3); il est donc recommandé de ne pas utiliser les estimations de ces paramètres en dehors de cette analyse. En outre, les problèmes d'autocorrélation pour la population de départ peuvent réduire la fiabilité des estimations du modèle.

C'est la première fois que la population de narvals du nord de la baie d'Hudson fait l'objet d'un relevé photographique, ce qui réduit la largeur des bandes. Les études antérieures de relevés du narval effectués à l'aide de méthodes photographiques n'ont révélé aucune différence significative avec les relevés aériens effectués par des observateurs (Bröker *et al.* 2019), et les estimations du narval dans le détroit d'Éclipse étaient semblables avec les deux méthodes (Doniol-Valcroze *et al.* 2015; Marcoux *et al.* 2019). Cependant, les relevés photographiques des bélugas ont produit une estimation de l'abondance plus faible que les relevés visuels une fois ces derniers corrigés pour tenir compte des biais de perception et de disponibilité (St-Pierre *et al.* 2023). Un avantage important de l'utilisation des relevés photographiques dans la région du nord de la baie d'Hudson, où la répartition des narvals et des bélugas se chevauche (Watt *et al.* 2020), est la capacité d'évaluer les photographies pour l'identification des espèces. Dans le relevé visuel de 2018, une incertitude non quantifiée entourait l'espèce lorsque les baleines étaient loin de la ligne du transect; toutefois, ces observations ont tout de même été incluses dans l'estimation de l'abondance des narvals (Watt *et al.* 2020). Dans le cadre du relevé photographique, l'identification des espèces peut être évaluée par plusieurs lecteurs afin de parvenir à un consensus en cas d'incertitude. Dans ce relevé, tous les narvals identifiés par des observateurs à bord de l'aéronef ont été retrouvés sur les photographies à la fin de chaque journée après les vols; cependant, aucune comparaison entre les méthodes de relevés visuels et photographiques n'a été effectuée ici.

L'estimation tirée du relevé aérien était considérablement plus faible en 2024 qu'en 2018. Le plan de relevé n'a pas changé, conformément à la recommandation de l'OCT Arviq exprimée lors de deux réunions en personne tenues avant le relevé (en janvier et août 2024). Le relevé de 2018 a été effectué sur une période de 11 jours en raison des mauvaises conditions météorologiques, et seules les strates des baies nord ont été répétées. Le relevé de 2024 a été effectué sur sept jours dans des conditions météorologiques favorables, et toutes les strates ont été répétées au cours de cette période. Nous nous sommes efforcés d'effectuer le relevé le plus rapidement possible afin de réduire les risques que les narvals changent beaucoup de direction. De plus, le relevé a été programmé pour avoir lieu pendant la période où l'on sait que les narvals se rassemblent dans la zone afin de ne pas manquer les baleines se trouvant à l'extérieur de la région étudiée. Pendant le relevé de 2024, il n'y a pas eu d'observation dans les bordures des régions étudiées, ce qui permet de penser que l'étendue du relevé était suffisante (figure 1). Le relevé a eu lieu à peu près à la même période en 2018 (du 3 au 14 août) et en 2024 (du 13 au 19 août), l'objectif étant de chevaucher la période de résidence des narvals dans la région d'après les données de télémétrie satellitaire sur la migration (Westdal *et al.* 2010), les renseignements fournis par l'OCT Arviq et les statistiques antérieures sur la chasse (Hudson et

Watt 2020). L'épaulard (*Orcinus orca*) peut forcer le narval à modifier son comportement (Breed *et al.* 2017), et C. Watt a été informée que quatre épaulards avaient été observés à l'extrémité sud de l'inlet Lyon le 12 août 2024 avant le relevé. Aucun épaulard n'a été aperçu par les observateurs pendant le relevé.

Le modèle montre que la population de narvals du nord de la baie d'Hudson est effectivement demeurée stable sur la durée de la série chronologique de 1951 à 2024. Les évaluations antérieures donnaient à penser que les estimations modélisées de la population étaient fiables et qu'elles pouvaient être utilisées pour évaluer les niveaux de prélèvement recommandés, selon l'approche fondée sur le risque ou du PBP (MPO 2022). L'approche privilégiée pour guider le quota de chasse du narval du nord de la baie d'Hudson dépend de la confiance dans l'information sur l'évaluation du stock et des objectifs de gestion. En utilisant le PBP (généralement pour les stocks pauvres en données), le TACD était de 147. À l'aide d'un modèle fondé sur les risques pour estimer la probabilité de déclin de la population sur 10 ans, le modèle a prédit une probabilité de déclin de 0, 20, 40, 50, 60, 80 et 100 % avec des quotas annuels de prise de 0, 57, 74, 83, 91, 107 et 250 narvals par année. La probabilité de déclin de 5 % selon l'approche fondée sur le risque est atteinte à un niveau de prélèvement annuel de 21 narvals. La récolte annuelle moyenne de narvals des 10 dernières années est de 112 narvals. Selon la dernière évaluation, des prélèvements de 112 narvals par année entraîneraient une probabilité de déclin d'environ 65 %, et dans la présente évaluation, cette probabilité est passée à 87 %. Bien que la population ait été en grande partie stable de 1951 à 2025, la tendance générale a été à l'augmentation des prises (tableau 1).

Nous avons calculé le PRL en fonction de 30 % de K, selon la recommandation du MPO (2025). À titre de comparaison, la précédente estimation modélisée de K était de 16 779 narvals (IC à 95 % : 11 378 à 28 936; Biddlecombe et Watt 2022a), ce qui donnerait un PRL estimé de 5 034 individus (IC à 95 % : 3 413 à 8 681). Bien que cette estimation du PRL soit plus élevée, les intervalles de confiance se chevauchent et l'intervalle de confiance sur l'estimation modélisée de 2025 est plus petit. Nous proposons d'utiliser la valeur de K plus récente puisque, en plus d'une autre estimation du relevé qui ajoute de la confiance au modèle, les changements environnementaux se produisent à un rythme sans précédent dans l'Arctique (p. ex. Rantanen *et al.* 2022) et pourraient avoir une incidence sur K. Par exemple, l'intégration des variables environnementales de la glace de mer et de la température de la surface de la mer dans un modèle de population pour les bélugas (*Delphinapterus leucas*) de la baie Cumberland a abaissé la valeur de K (Biddlecombe and Watt 2022b). L'incidence possible des variables environnementales changeantes sur K pour le narval du nord de la baie d'Hudson n'a pas été évaluée ici.

L'ajout de l'estimation du relevé de 2024 prolonge la série chronologique des estimations de l'abondance et fournit plus d'information pour modéliser la dynamique de la population de narvals du nord de la baie d'Hudson. La méthode fondée sur le risque évalue la probabilité d'un déclin de la population à partir de l'abondance actuelle, tandis que le PBP cherche à maintenir une population égale ou supérieure à son niveau maximum de productivité nette (Wade 1998), ce qui peut permettre un déclin si la population est déjà au-dessus de ce niveau. Avec l'ajout du relevé de 2024, la certitude associée aux résultats du modèle de cette étude est plus grande que pour les modèles antérieurs de la population de narval du nord de la baie d'Hudson (Kingsley *et al.* 2013; Biddlecombe et Watt 2022a). Les niveaux de prélèvement durable peuvent être étayés par une modélisation de la population selon l'approche axée sur le risque ou le PBP, selon les objectifs de gestion. Le PRL calculé à partir de la valeur modélisée de K, qui était robuste aux changements des paramètres a priori, donne à penser que la probabilité que la population de narvals du nord de la baie d'Hudson soit supérieure au PRL est de 100 %.

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'Organisation des chasseurs et trappeurs Arviq, ainsi que Philip Angotautok, Isaki Kripanik, Annie Angotualuk, Daniel Tuktudjuk, John-Ell Tinashlu et Patrick Putulik, qui ont effectué le relevé. Merci également aux pilotes de Kenn Borek, T. McKerral, C. Raduy, L. Owen et J. Lyon. Merci à V. Williams pour les renseignements sur les prélèvements et merci aux chasseurs d'avoir déclaré leurs prises. Nous remercions feu M. Kingsley, qui a élaboré le modèle de population initial, et T. Doniol-Valcroze, A. Mosnier, M. Hammill et R. Hobbs pour les améliorations apportées au modèle. Nous remercions également les examinateurs pour leurs précieux commentaires qui ont amélioré la version finale de ce document.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Asselin, N.C., Ferguson, S.H., Richard, P.R. and Barber, D.G. 2012. [Results of narwhal \(*Monodon monoceros*\) aerial surveys in northern Hudson Bay, August 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/037. iii + 23 p.
- Asselin, N.C., and Ferguson, S.H. 2013. [A re-analysis of northern Hudson Bay narwhal surveys conducted in 1982, 2000, and 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/019. iv + 9 p.
- Biddlecombe, B.A., et Watt, C.A. 2022a. [Abondance estimée de la population et probabilité de déclin de la population pour le narval \(*Monodon monoceros*\) du nord de la baie d'Hudson](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/019. iv + 20 p.
- Biddlecombe, B.A., and Watt, C.A. 2022b. Incorporating environmental covariates into a Bayesian stock production model for the endangered Cumberland Sound beluga population. *Endang. Species Res.* 48: 51-65. doi: 10.3354/esr01186
- Boulent, J., Charry, B, McHugh Kennedy, M., Tissier, E., Fan, R., Marcoux, M., Watt, C. A., and Gagné-Turcotte, A. 2023. Scaling whale monitoring using deep learning: a human-in-the-loop solution for analyzing aerial datasets. *Front. Mar. Sci.* 1: 1099479. doi: 10.3389/fmars.2023.1099479
- Breed, G.A, Matthews, C.J.D., Marcoux, M., Higdon, J.W., LeBlanc, B., Petersen, S.D., Orr, J., Reinhart, N.R., and Ferguson, S.H. 2017. Sustained distribution of narwhal habitat use and behaviour in the presence of Arctic killer whales. *PNAS.* 114: 2628-2633. doi: 10.1073/pnas.1611707114
- Bröker, K.C.A., Hansen, R.G., Leonard, K.E., Koski, W.R., and Heide-Jørgensen, M.P. 2019. A comparison of image and observer based aerial surveys of narwhal. *Mar. Mamm. Sci.* 35: 1253-1279. doi: 10.1111/mms.12586
- Brooks, S.P., and Gelman, A. 1998. Alternative methods for monitoring convergence of iterative simulations. *J. Comput. Graph. Stat.* 7: 434–455. doi: 10.1080/10618600.1998.10474787
- 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, UK. 448 p.
- de Greef, E., Müller, C., Thorstensen, M.J., Ferguson, S.H., Watt, C.A., Marcoux, M., Petersen, S.D., and Garraway, C.J. 2024. Unraveling the genetic legacy of commercial whaling and population dynamics in Arctic bowhead whales and narwhals. *Global Change Biology.* 30: e17528. doi: 10.1111/gcb.17528

-
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., Lawson, J.W., Asselin, N.C., Hedges, K.J., and Ferguson, S. 2015. [Abundance estimates of narwhal stocks in Canadian High Arctic in 2013](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/060. v + 36 p.
- 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: 225–236. doi: 10.1111/j.1541-0420.2008.01018.x
- Geweke, J. 1996. Evaluating the accuracy of sampling-based approaches to the calculation of posterior moments. *In* Bayesian Statistics 4. Edited by J.M. Bernardo, J.M. Berger, A.P. Dawid and A.F.M.. Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 169–193.
- Hudson, J.M., and Watt, C.A. 2020. Northern Hudson Bay narwhal (*Monodon monoceros*) catch statistics in Canada from 1957-2018. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3390: vii + 77 p.
- Innes, S., and Stewart, R.E.A. 2002. Population size and yield of Baffin Bay beluga (*Delphinapterus leucas*) stocks. *NAMMCO Sci. Publ.* 4: 225–238. doi: 10.7557/3.2846.
- Kemper, J.B. 1980. History of use of narwhal and beluga by Inuit in the Canadian eastern Arctic including changes in hunting methods and regulations. *Rep. Intern. Whal. Comm.* 30: 481–492.
- Kingsley, M.C.S., Asselin, N.C., and Ferguson, S.H. 2013. [Updated stock-dynamic model for the Northern Hudson Bay narwhal population based on 1982-2011 aerial surveys](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/011. v + 19 p.
- Koski, W.R., and Davis, R.A. 1994. Distribution and numbers of narwhals (*Monodon monoceros*) in Baffin Bay and Davis Strait. *Meddr. Grønland. Biosci.* 39: 15-40.
- Mansfield, A.W., Smith, T.G., and Beck, B. 1975. The narwhal, *Monodon monoceros*, in eastern Canadian waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1041–1046.
- Marcoux, M., and Hammill, M.O. 2016. [Model estimates of Cumberland Sound beluga \(*Delphinapterus leucas*\) population size and total allowable removals](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/077. iv + 35 p.
- Marcoux, M., Montsion, L.M., Dunn, J.B., Ferguson, S.H., et Matthews, C.J.D. 2019. [Estimation de l'abondance du stock estival de narvals \(*Monodon Monoceros*\) dans le détroit d'Éclipse à partir d'un relevé photographique aérien effectué en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/028. iv + 17 p.
- Marcoux, M., Sherbo, B., Ghazal, M., Shuert, C., Gillespie, M., Lapierre Poulin, F., Breiter, C.-J., Biddlecombe, B., Stewart, J., Laing, J., Belanger, A.M., O'Doherty, S., Goulet, P., Davies-Marsh, A., et Watt, C.A. Sous presse. Abondance des stocks de narvals (*Monodon Monoceros*) dans l'Extrême-Arctique canadien d'après le relevé sur les cétacés mené dans l'Extrême-Arctique en 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009. Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution. Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. (Consulté en janvier 2026).
- MPO. 2012. [Abondance et total autorisé des captures débarquées pour la population de narvals du nord de la baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2012/028.
- MPO. 2022. [Avis de récolte 2020 pour le narval du nord de la baie d'Hudson](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/005.
-

-
- MPO. 2025. [Stratégie révisée de gestion des phoques de l'Atlantique](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/005.
- NAMMCO-JCNB Joint Working Group. 2021. Report of the Joint Working Group Meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the Population Status of Narwhal and Beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group, December 2021, Winnipeg, Canada. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. v + 40 p
- Pella, J.J., and Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 13: 420–496.
- Petersen, S.D., Tenkula, D., and Ferguson, S.H. 2011. [Population genetic structure of narwhal \(*Monodon monoceros*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/021. vi + 20 p.
- Plummer, M. 2003. A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *In* Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing. Edited by K. Hornik, F. Leisch, and A. Zeileis. Technische Universität Wien, Vienna, Austria. pp. 1–10.
- Plummer, M., Best, N., Cowles, K., Vines, K., Sarkar, D., Bates, D., Almond, R., and Magnusson, A. 2020. CODA: Output Analysis and Diagnostics for MCMC. R package version 0.19-4.
- R Core Team. 2022. R: [A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rantanen, M., Karpechko, A. Y., Lipponen, A., Nordling, K., Hyvärinen, O., Ruosteenoja, K., Vihma, T., and Laaksonen, A. 2022. The Arctic has warmed nearly four times faster than the globe since 1979. *Comm. Earth Environ.* 3: 168. doi: 10.1038/s43247-022-00498-3
- Richard, P.R. 1991. Abundance and distribution of narwhals (*Monodon monoceros*) in northern Hudson Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 276–283. doi: 10.1139/f91-038
- Richard, P.R. 2008. [On determining the Total Allowable Catch for Nunavut odontocete stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/022. iv + 12 p.
- Richard, P.R., and Pike, D.G. 1993. Small whale co-management in the eastern Canadian Arctic: a case history and analysis. *Arctic* 46: 138–143.
- Richard, P., Weaver, P., Dueck, L., and Baber, D. 1994. Distribution and numbers of Canadian High Arctic narwhals (*Monodon monoceros*) in August 1984. *Meddelelser Om Grønland. Biosci.* 39: 41–50.
- Richard, P.R., Laake, J.L., Hobbs, R.C., Heide-Jørgensen, M.P., Asselin, N. and Cleator, H., 2010. Baffin Bay narwhal population distribution and numbers: Aerial surveys in the Canadian high Arctic, 2002–04. *Arctic*. 63: 85–99.
- St-Pierre, A.P., Lesage, V., Mosnier, A., Tinker, M.T., et Gosselin, J.-F. 2024. [Estimations de l'abondance estivale du béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'estuaire du Saint-Laurent basées sur 52 relevés visuels et 11 relevés photographiques réalisés de 1990 à 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/048. v + 86 p.
- Stewart, D.B. 2008. Commercial and subsistence harvests of narwhals (*Monodon monoceros*) from the Canadian eastern Arctic. Arctic Biological Consultants, Winnipeg, MB for Canada Department of Fisheries and Oceans, Winnipeg, MB. ii + 97 p.
- Strong, J.T. 1989. [Reported harvests of narwhal, beluga and walrus in the Northwest Territories, 1948-1987](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 734: iv + 14 p.
-

-
- Su, Y., Yajima, M., and Baio, G. 2024. [R2jags: Using R to Run 'JAGS'](#). R package version 0.8-9.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mammal Sci.* 14: 1–37. doi: 10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x
- Watt, C.A., Hornby, C., et Hudson, J. 2020. [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](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/073. iv + 16 p.
- Westdal, K. H., P. R. Richard, and J. R. Orr. 2010. Migration route and seasonal home range of the northern Hudson Bay narwhal (*Monodon monoceros*). *In* A Little Less Arctic: Top predators in the world's largest northern inland sea, Hudson Bay. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto, and M.L. Mallory. Springer, Dordrecht, Netherlands. pp. 71–92.
- Westdal, K.H., Richard, P.R., and Orr, J.R. 2013. Availability bias in population survey of Northern Hudson Bay narwhal (*Monodon monoceros*). *Polar Biol.* 36: 1235–1241. doi: 10.1007/s00300-013-1342-4

TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Prélèvements déclarés de toutes les communautés qui chassent le narval du nord de la baie d'Hudson, de 1951 à 2024. Les données de 1951 à 1953 proviennent de Stewart (2008); celles de 1953 à 2024, de Mansfield et al. (1975), Kemper (1980), Strong (1989), ainsi que des statistiques du MPO sur les prélèvements de 1988 à 2017 (Hudson and Watt 2020) et de données inédites de la Gestion des ressources du MPO (de 2018 à 2024).

Année	Prises déclarées	Année	Prises déclarées	Année	Prises déclarées
1951	0	1985	16	2019	82
1952	0	1986	7	2020	184
1953	0	1987	16	2021	115
1954	0	1988	38	2022	122
1955	0	1989	16	2023	184
1956	0	1990	17	2024	130
1957	175	1991	36	-	-
1958	35	1992	20	-	-
1959	15	1993	14	-	-
1960	0	1994	6	-	-
1961	0	1995	14	-	-
1962	0	1996	45	-	-
1963	0	1997	0	-	-
1964	0	1998	28	-	-
1965	23	1999	157	-	-
1966	100	2000	45	-	-
1967	73	2001	108	-	-
1968	2	2002	67	-	-
1969	0	2003	43	-	-
1970	0	2004	120	-	-
1971	5	2005	86	-	-
1972	14	2006	94	-	-
1973	1	2007	88	-	-
1974	0	2008	29	-	-
1975	0	2009	118	-	-
1976	8	2010	103	-	-
1977	8	2011	92	-	-
1978	6	2012	56	-	-
1979	31	2013	115	-	-
1980	26	2014	96	-	-
1981	41	2015	47	-	-
1982	23	2016	73	-	-
1983	11	2017	113	-	-

Année	Prises déclarées	Année	Prises déclarées	Année	Prises déclarées
1984	27	2018	68	-	-

Tableau 2. Estimations de l'abondance des narvals du nord de la baie d'Hudson d'après les relevés aériens dans leur aire d'estivage utilisées dans la modélisation de la dynamique de la population. Les estimations totales sont les valeurs calculées à partir des estimations de surface à l'aide d'un facteur de correction du biais de disponibilité (C_a) de 3,16 (CV : 0,20) et du coefficient de variation (CV) de l'estimation totale. Toutes les estimations ont été corrigées pour tenir compte du biais de perception et de disponibilité pour les relevés visuels et du biais de disponibilité instantanée pour les relevés photographiques. EDC = échantillonnage à distance conventionnel, EDMR = échantillonnage à distance selon la méthode de marquage-recapture.

Année du relevé	Total estimatif	CV	Méthode d'observation	Méthode d'analyse	Taux de correction	Estimation entièrement corrigée	Référence
1982	2 906	0,52	Visuelle systématique	Bande de 600 m	2,56	7 440	Richard 1991, Asselin and Ferguson 2013
2000	4 978	0,40	Visuelle systématique	EDC	2,29	11 401	Bourassa 2003 (CV dans Richard 2008), Asselin and Ferguson 2013
2011	12 485	0,26	Visuelle systématique	EDMR	1,00	12 485	Asselin <i>et al.</i> 2012
2018	19 232	0,28	Visuelle systématique	EDMR	1,00	19 232	Watt <i>et al.</i> 2020
2024	5 847	0,20	Photographique systématique	Bande de 438 m	1,00	5 847	Le présent document

Tableau 3. Distributions a priori, paramètres et hyperparamètres utilisés dans le modèle final de population de narvals du nord de la baie d'Hudson. « dist. » désigne un hyperparamètre avec sa propre distribution a priori.

Paramètre	Notation	Distribution a priori	Hyperparamètre	Valeurs
Erreur de relevé (t)	ε_{st}	<i>Log-normale</i>	μ_s	0
			τ_s	<i>dist.</i>
Précision (relevé)	τ_s	*	-	-
Erreur de processus (t)	ε_{pt}	<i>Log-normale</i>	μ_p	0
			τ_p	<i>dist.</i>
Précision (processus)	τ_p	<i>Gamma</i>	α_p	1,5
			β_p	0,00001
Fonction de forme de dépendance à la densité	θ	<i>Uniforme</i>	N_{upp}	3
			N_{low}	1
Abattus et perdus	A et P	<i>Bêta</i>	α_{sl}	3,5
			β_{sl}	10
Population initiale	N_{1951}	<i>Uniforme</i>	N_{upp}	100 % K
			N_{low}	20 % K
Capacité de charge	K	<i>Uniforme</i>	N_{upp}	20 000
			N_{low}	5 000
Taux de croissance max.	R_{max}	<i>Uniforme</i>	N_{upp}	0,07
			N_{low}	0,005

* Pondérée par l'erreur type de chaque relevé.

Tableau 4. Couverture pour chaque strate du relevé de 2024 du narval du nord de la baie d'Hudson. La superficie totale (km²) de la strate, le nombre de transects, la superficie couverte par les photographies (km²), le taux d'occurrence (TO, narval/km²), le CV du taux d'occurrence (CV_{TO}), l'estimation en surface, la correction pour le biais de disponibilité (C_a) et son CV (CVC_a), ainsi que l'abondance entièrement corrigée (N[^]) et le CV de l'abondance (CVN[^]), sont présentés. L'abondance totale est la moyenne des abondances des relevés individuels pondérée par le CV.

Strate du relevé	Date	Superficie	Nombre de transects	Superficie couverte par les photographies	Nombre de narvals	TO	CV _{TO}	Estimation en surface	C _a	CV _{C_a}	N [^]	CVN [^] (%)	IC à 95 %
¹ Détroit de Roes Welcome	13 août	4 791	9	286	0	-	-	0	3,16	0,20	0	-	-
¹ Baie Wager	14 août	2 869	13	222	14	0,063	0,461	181	3,16	0,20	573	-	-
¹ Baies nord	16 août	1 254	17	148	31	0,210	0,308	263	3,16	0,20	831	-	-
¹ Baie Repulse	15 et 16 août	13 815	15	745	68	0,0912	0,361	1261	3,16	0,20	3 990	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5 394	31,50	-
² Détroit de Roes Welcome	17 et 18 août	4 791	9	289	11	0,0381	0,766	182	3,16	0,20	577	-	-
² Baie Wager	16 août	2 869	13	205	34	0,166	0,484	476	3,16	0,20	1 506	-	-
² Baies nord	18 août	1 254	17	159	22	0,139	0,514	174	3,16	0,20	549	-	-
² Baie Repulse	18 et 19 août	13 815	15	792	65	0,0821	0,271	1 134	3,16	0,20	3 587	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6 220	24,82	-
TOTAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5 847	19,54	4 001 à 8 545

Tableau 5. Probabilité (P) de déclin de la population de narvals du nord de la baie d'Hudson en fonction de différents niveaux de prises annuelles débarquées par rapport à l'estimation modélisée de l'abondance de la population en 2025 après 10 ans de récolte.

P (%)	Captures débarquées
0	0
5	21
10	43
20	57
30	66
40	74
50	83
60	91
70	100
80	107
90	116
95	124
100	250

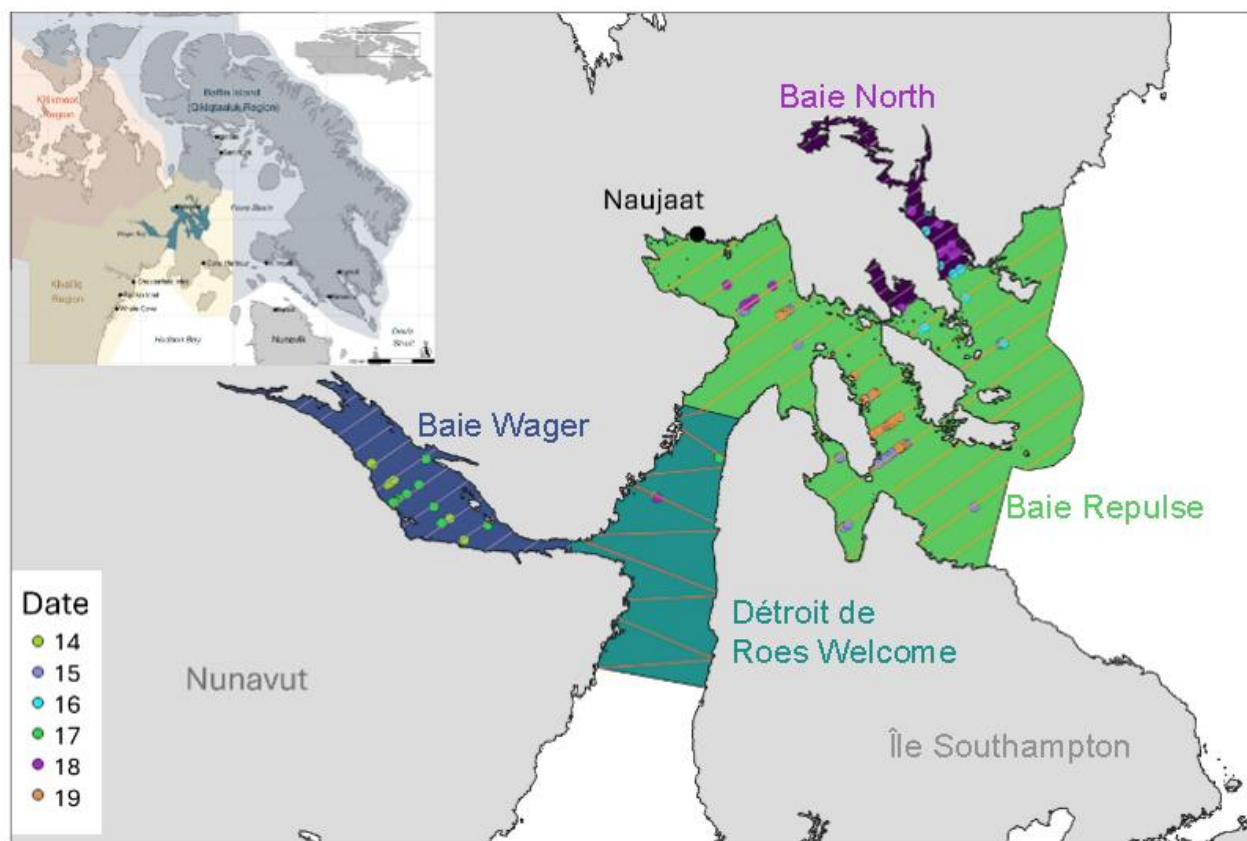


Figure 1. Carte indiquant les détections de narvals (points) sur les lignes de transect dans quatre strates du relevé du narval du nord de la baie d'Hudson de 2024. Des points de couleurs différentes indiquent des jours différents en août où les détections ont été effectuées.

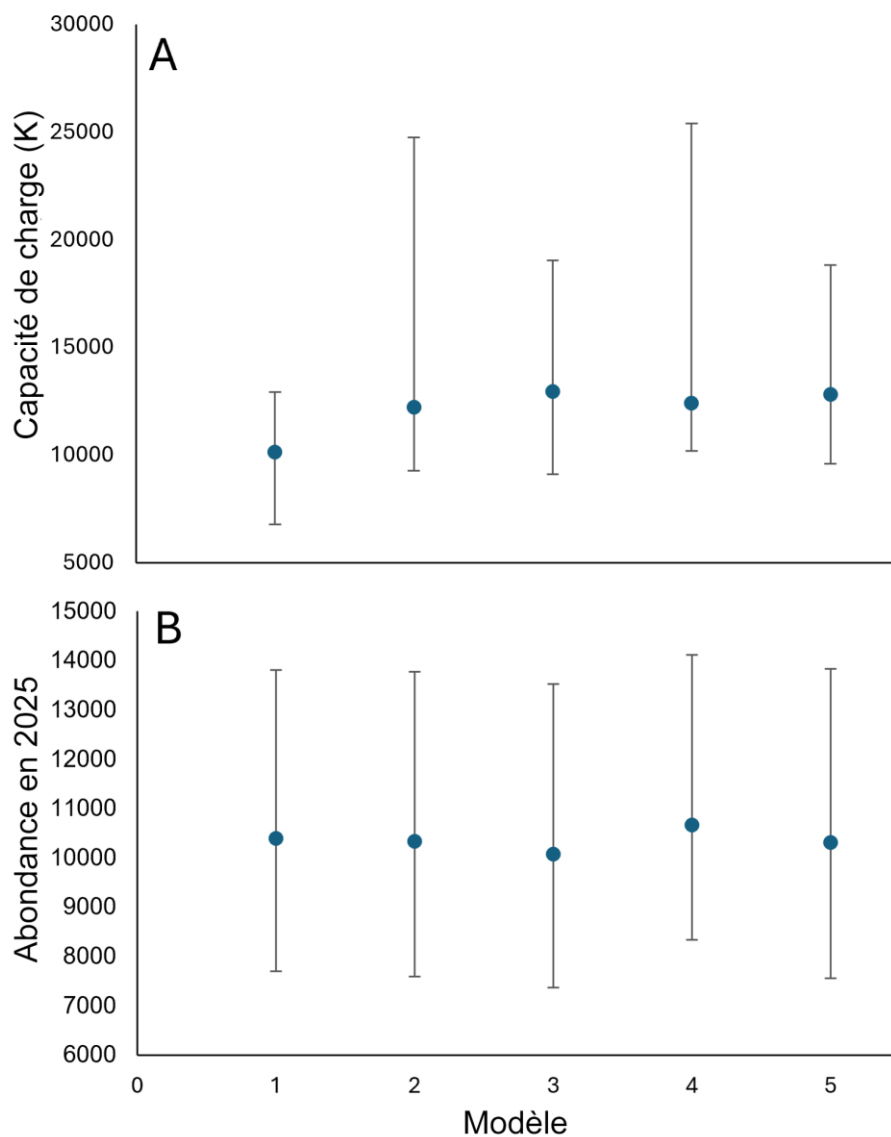


Figure 2. Sensibilité de la médiane A) de la capacité de charge et B) de l'abondance en 2025 (IC à 95 %) aux hyperparamètres utilisés dans les distributions a priori pour la population de narvals du nord de la baie d'Hudson (voir le tableau A1).

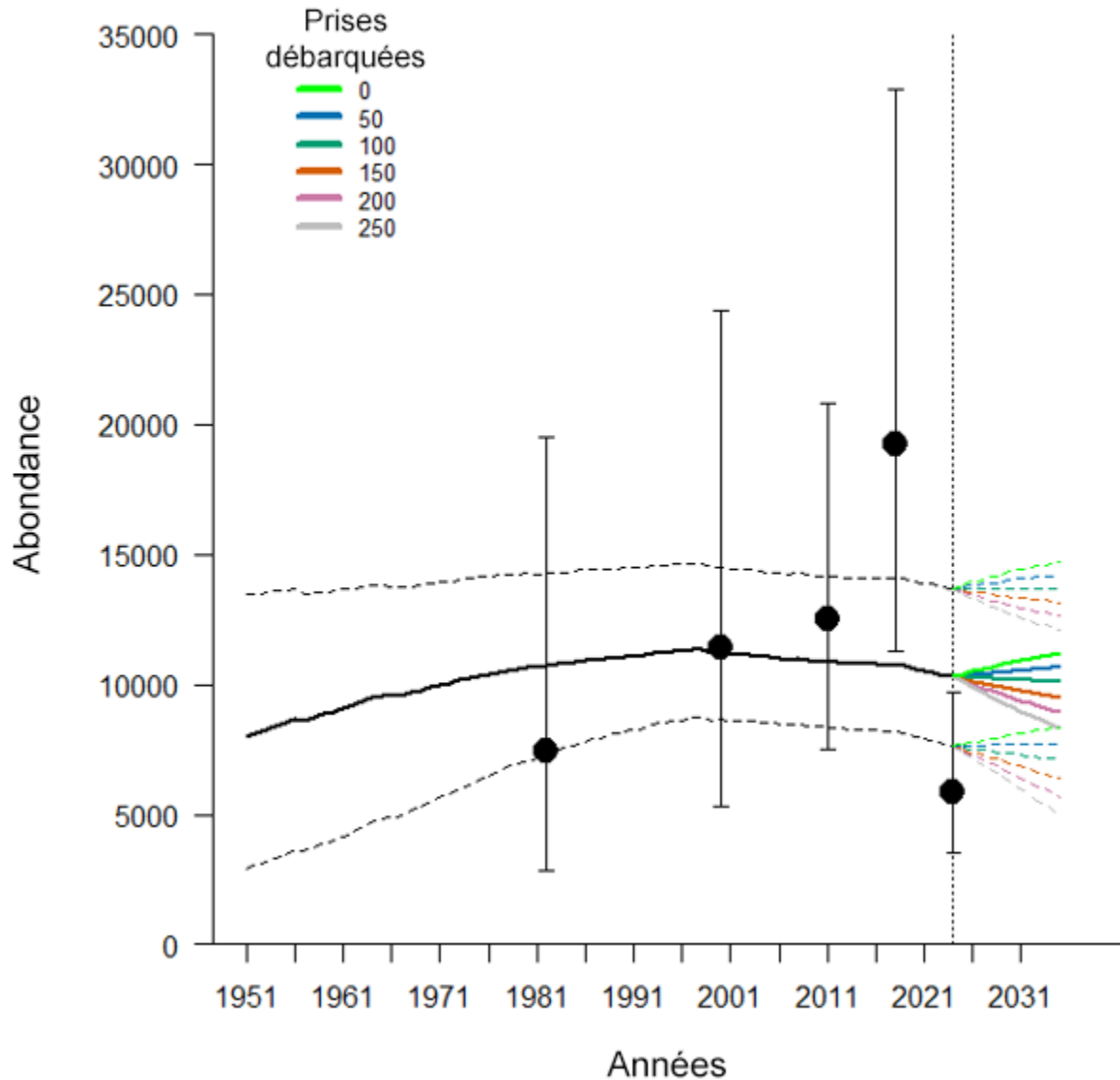


Figure 3. Estimations modélisées de l'abondance des narvals du nord de la baie d'Hudson à partir du modèle ajusté à cinq estimations corrigées des relevés aériens de 1982 à 2024 (points noirs $\pm$ IC log-normal à 95 %) et données sur les prélèvements de 1951 à 2024. La ligne pleine représente les estimations médianes, et les lignes tiretées, les intervalles de confiance à 95 %. Les projections de la population future de narvals du nord de la baie d'Hudson selon cinq scénarios de récolte différents sont également présentées, séparées par la ligne pointillée verticale.

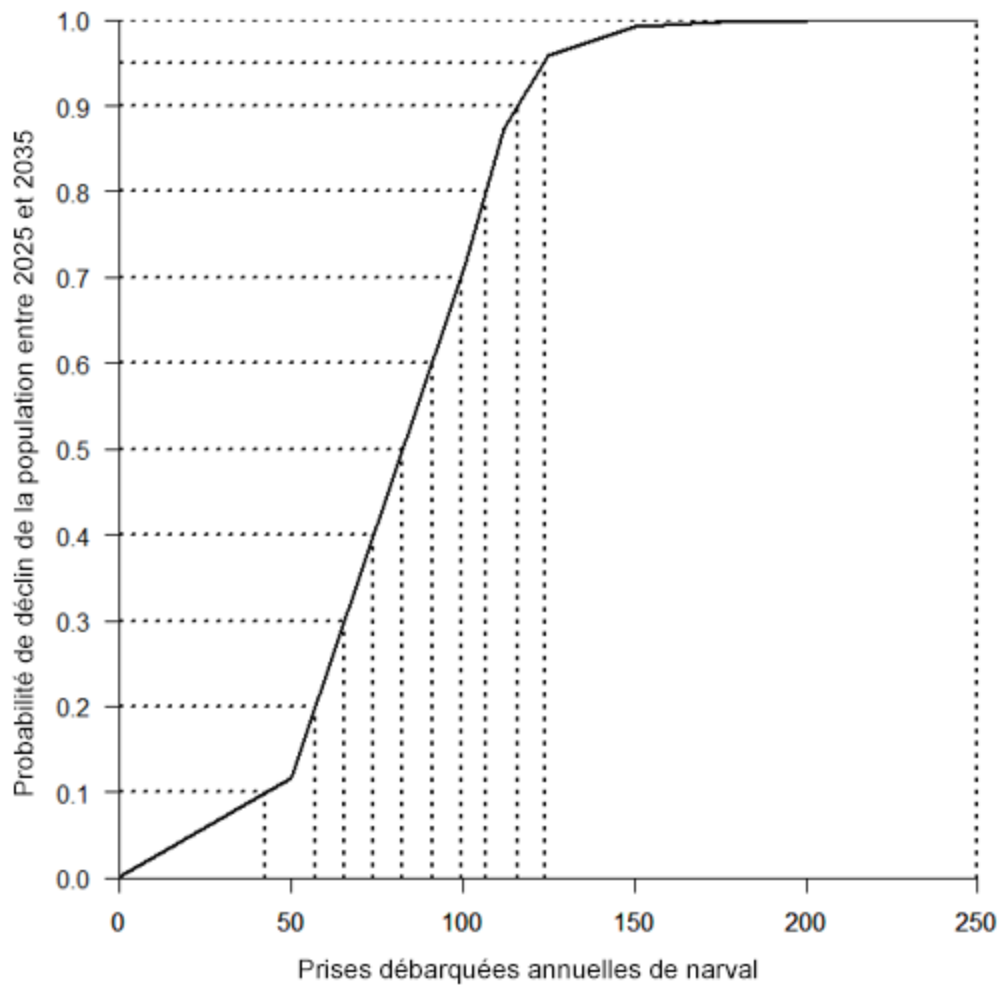


Figure 4. Probabilité que le stock de narvals de la baie d'Hudson diminue après dix années de chasse par rapport à l'estimation de l'abondance de 2025. La probabilité est estimée à l'aide du modèle, en fonction du nombre de narvals retirés du stock chaque année. Les lignes pointillées représentent la probabilité de déclin correspondante (axe des y) pour divers niveaux annuels de prélèvement (axe des x).

ANNEXE

Tableau A1. Essais des modèles de population de narvals du nord de la baie d'Hudson, qui ont évalué les changements apportés à θ , à la capacité de charge, à λ_{Max} et à la population de départ. Toutes les exécutions des modèles ont commencé avec les données sur la récolte de 1951. Le modèle final présenté dans le document est indiqué en **caractères gras**.

Modèle	Thêta (Θ)	Capacité de charge (K)	Lambda _{Max} (λ_{Max})	Population de départ
1	Uniform(1,3)	dgamma(8, 0.0015)	Uniform (0,005, 0,07)	Uniform(100, 30000)
2	2,39	Uniform(5000, 30000)	Uniform (0,005, 0,07)	Uniform(5000, 30000)
3	1	Uniform(5000, 20000)	Uniform(0,005, 0,07)	Uniform(1000, 20000)
4	Uniform(1,5)	Uniform(10000, 30000)	Uniform(0,01, 0,07)	Uniform(1000, 20000)
5	Uniform(1,3)	Uniform(5000, 20000)	Uniform(0,005, 0,07)	20 à 100 % K

Tableau A2. Résumé quotidien des strates/transects survolés pendant le relevé du narval du nord de la baie d'Hudson en 2024.

Date	Aéronef	Heure (HAC)	Strate	Répétition du relevé	Transects	État de la mer selon l'échelle de Beaufort
13 août	C-GXXB	13 h 08	Détroit de Roes Welcome	1	1 à 9	0 à 3
14 août	C-GXXB	9 h 47	Baie Wager	1	1 à 13	1
15 août	C-GXXB	8 h 45	Baie Repulse	1	1 à 15	3
16 août	C-GKGB	11 h 04	Baie Repulse, baies nord	1	22 à 18, 22 à 16	0, 0
	C-GXXB	10 h 48	Baies nord	1	1 à 17	1 à 3
17 août	C-GKGB	10 h 03	Baie Wager	2	1 à 13	0
	C-GXXB	12 h 29	Détroit de Roes Welcome	2	1 à 3	0
18 août	C-GKGB	11 h 17	Baie Repulse, détroit de Roes Welcome	2	1 à 4, 4 à 9	0, 0
	C-GXXB	10 h 31	Baies nord	2	1 à 22	0 à 1
19 août	C-GKGB	9 h 39	Baie Repulse	2	5 à 10, 21 à 23	1
	C-GXXB	10 h 49	Baie Repulse	2	11 à 20	3

Tableau A3. Sorties du modèle pour le stock de narvals du nord de la baie d'Hudson utilisant l'historique des prises de 1951 à 2024 et les estimations corrigées des relevés de 1982 à 2024. La moyenne, l'écart type (ET) et les 2,5^e, 25^e, 50^e, 75^e et 97,5^e quantiles sont donnés pour les paramètres du modèle suivants et leurs valeurs a priori : capacité de charge (K), paramètre de position (theta), erreur de processus (prec.process), précision du relevé (prec.survey), population de départ (startpop), animaux abattus et perdus (struck.and.lost) et taille de la population en 2025 (N2025). $\hat{R}$ est la statistique de Brooks-Gelman-Rubin; les valeurs proches de 1 indiquent la convergence des chaînes. N.eff est le nombre d'exécutions efficaces après la prise en compte de l'autocorrélation.

	Moyenne	ET	2,50 %	25 %	50 %	75 %	97,50 %	Rhat	n.eff
K	13 202,29	2 308,54	9 599,34	11 549,99	12 829,64	14 482,27	18 820,34	1,00	14 0000,00
K.prior	12 511,00	4 327,92	5 377,99	8 767,16	12 509,27	16 260,37	19 628,40	1,00	320 000,00
Theta	0,61	0,22	0,23	0,42	0,61	0,80	0,98	1,00	450 000,00
Theta.prior	1,98	0,58	1,05	1,48	1,97	2,48	2,95	1,00	280 000,00
deviance	2,00	0,58	1,05	1,50	2,00	2,50	2,95	1,00	170 000,00
lambda	101,57	1,43	100,23	100,70	101,10	101,94	105,59	1,00	190 000,00
lambda.prior	0,04	0,02	0,01	0,02	0,04	0,05	0,07	1,00	3e+05
prec.process	0,04	0,02	0,01	0,02	0,04	0,05	0,07	1,00	5e+05
prec.process.prior	150 145,90	122 635,64	10 468,89	60 538,97	118 533,59	205 851,27	467 403,11	1,00	97 000,00
prec.surv	149 641,40	122 480,56	10 834,34	60 340,40	117 812,17	204 741,06	467 131,40	1,00	5e+05
prec.surv.prior	10,57	5,49	2,70	6,55	9,63	13,59	23,75	1,00	5e+05
startpop	10,58	5,50	2,68	6,55	9,64	13,59	23,80	1,00	2e+05
startpop.prior	7 935,63	2 940,29	2 888,73	5 565,98	7 954,95	10 169,69	13 457,41	1,00	350 000,00
struck.and.lost	7 935,63	2 940,29	2 888,73	5 565,98	7 954,95	10 169,69	13 457,41	1,00	350 000,00
struck.and.lost.prior	0,26	0,12	0,07	0,18	0,25	0,34	0,52	1,00	5e+05
N2025	0,26	0,12	0,07	0,17	0,25	0,33	0,51	1,00	5e+05

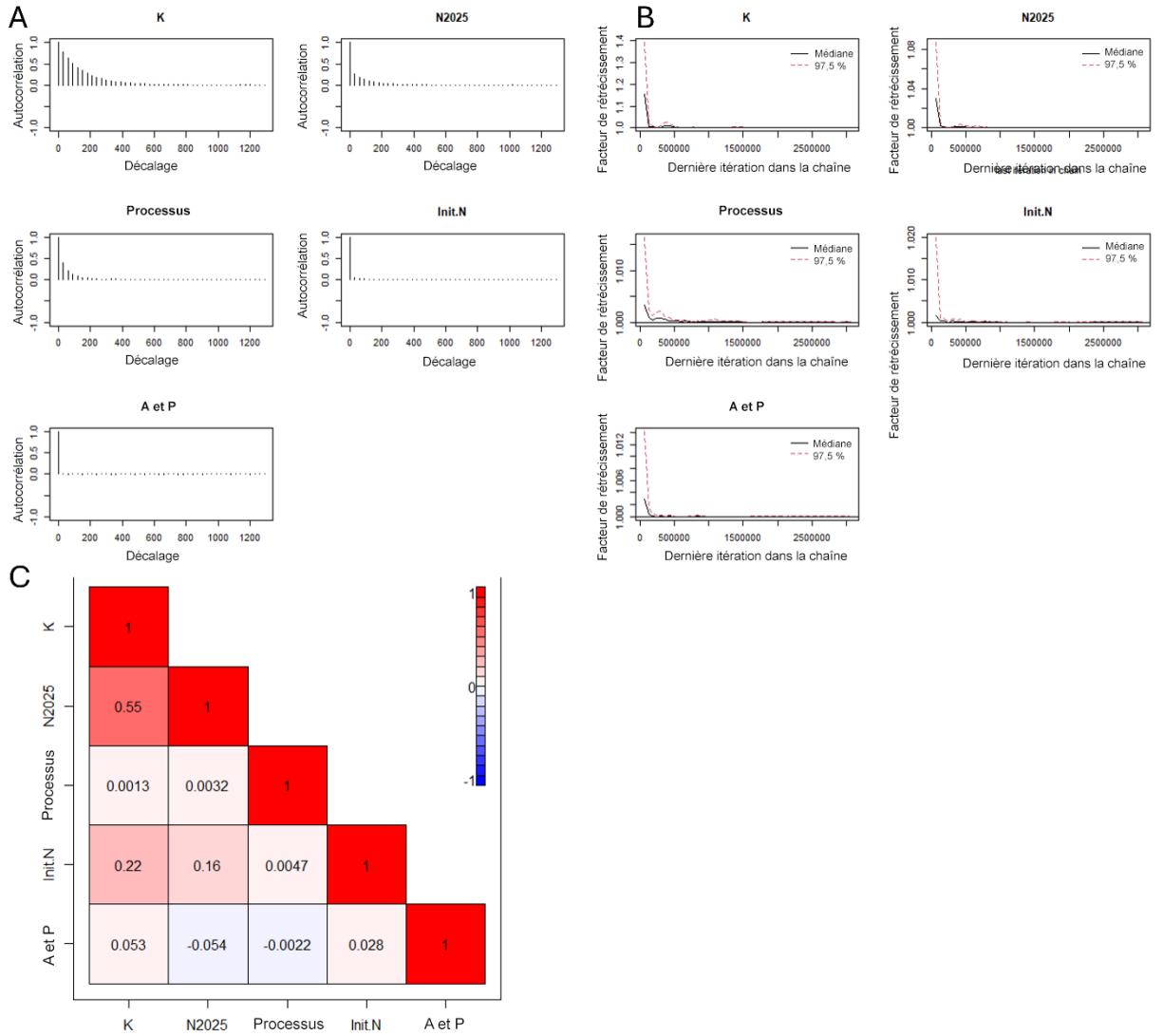


Figure A1. Le modèle a été ajusté aux données sur la récolte (de 1951 à 2024) et aux données corrigées des relevés aériens (de 1982 à 2024). Les tracés révèlent un changement dans A) l'autocorrélation, B) les résultats du test de Brooks-Gelman-Rubin et C) la corrélation croisée pour la population de narvals du nord de la baie d'Hudson.

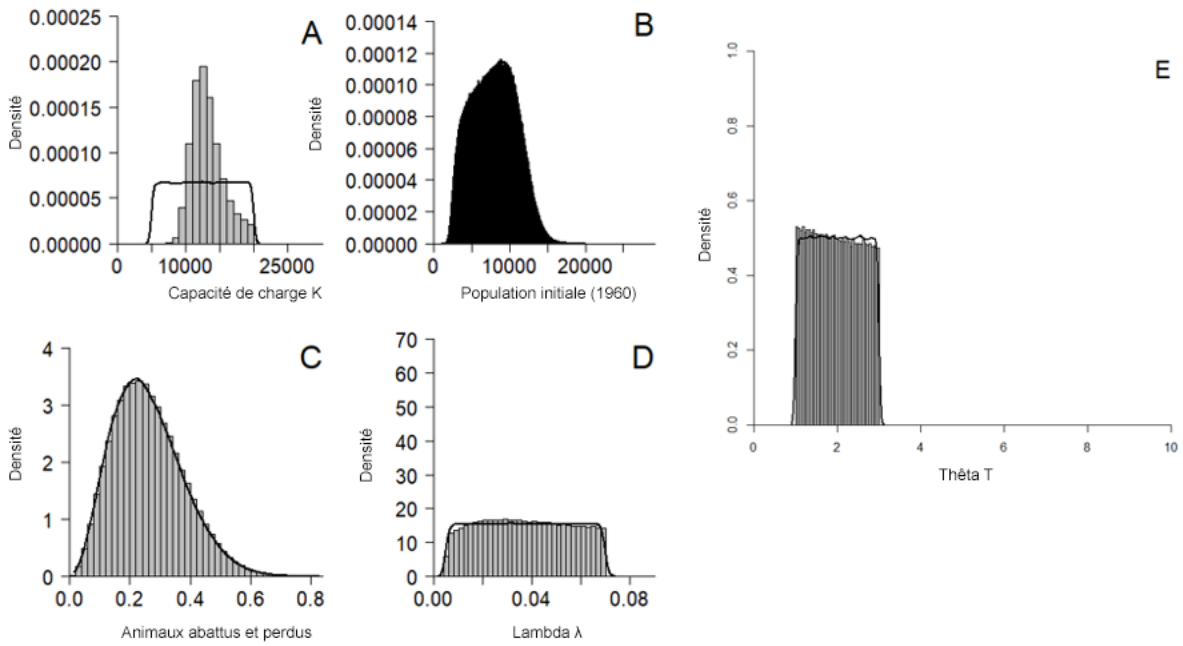


Figure A2. Valeurs a priori (lignes) et a posteriori (histogrammes) pour A) la capacité de charge, B) la population initiale, C) les animaux abattus et perdus (A et P), D) λ_{max} et E) θ pour la population de narvals du nord de la baie d'Hudson.