



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 2023/062**

**Région du Québec, Région de l'Ontario, des Prairies et de l'Arctique**

# **Combien y a-t-il de morses dans le stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis?**

M.O. Hammill<sup>1</sup>, A. Mosnier<sup>1</sup> et C.J.D. Matthews<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Branche Scientifique, Région du Québec  
Institut Maurice-Lamontagne  
Pêches et Océans Canada  
850 rte de la mer  
Mont-Joli, QC. G5H 3Z4

<sup>2</sup>Branche Scientifique, Région du Centre et de l'Arctique  
Institut des eaux douces  
Pêches et Océans Canada  
501 University Crescent  
Winnipeg, MB. R3T 2N6

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-49872-0 N° cat. Fs70-5/2023-nnnF-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Hammill, M.O., Mosnier, A. et Matthews, C.J.D. 2023. Combien y a-t-il de morses dans le stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis? Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/062. iv + 21 p.

### **Also available in English :**

*Hammill, M.O., Mosnier, A. and Matthews, C.J.D. 2023. How many walrus are there in the Hudson Bay-Davis Strait stock? DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/062. iv + 20 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION .....	1
MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	2
MODÈLE DE LA POPULATION.....	2
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL .....	3
RÉSULTATS.....	3
MODÈLE DE LA POPULATION.....	3
PBP .....	4
DISCUSSION.....	4
RÉFÉRENCES CITÉES .....	6
TABLEAUX .....	8
FIGURES .....	12
ANNEXE A.....	18

---

## RÉSUMÉ

Un modèle bayésien de production excédentaire a été ajusté aux estimations d'abondance provenant des relevés aériens ( $n = 10$ ) et aux prises de morses déclarées dans la baie d'Hudson et le détroit de Davis (BH-DD) de 1954 à 2017. L'ajustement du modèle était mauvais en raison de l'abondance élevée estimée d'après le plus récent relevé, datant de 2017. Les exercices de modélisation visant à étudier les raisons possibles de l'estimation élevée de 2017 ont porté notamment sur la possibilité d'une proportion plus élevée que prévue d'animaux dans les échoueries pendant le relevé, ainsi que d'un afflux d'animaux provenant des régions avoisinantes et entrant dans la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson. L'ajustement du modèle s'est amélioré quand on a pris en compte la possibilité de mélange entre les animaux des stocks de gestion de la baie d'Hudson et du détroit de Davis et du bassin Foxe et qu'on a fait passer de 0,3 à 0,8 la proportion supposée d'animaux échoués. L'estimation d'abondance du relevé de 2017 résultait probablement de l'effet d'un de ces facteurs ou de la combinaison de ces facteurs. L'estimation d'abondance calculée par le modèle pour la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit était de 8 200 (IC à 95 % = 5 800–19 700). Si l'on ajoute cela à l'estimation de l'abondance des morses le long de la côte est de l'île de Baffin (3 900; IC à 95 % = 2 200–7 200), pour laquelle on ne disposait pas d'une série chronologique suffisante d'estimations de l'abondance pour la modélisation de la population, on obtient une estimation de l'abondance totale des stocks de la baie d'Hudson et du détroit de Davis de 12 200 (IC à 95 % = 7 000–20 800) en 2017. Le prélèvement biologique potentiel (PBP) obtenu en considérant cette estimation et un facteur de rétablissement de 1 était de 360 animaux. Le prélèvement annuel total par la chasse – après ajustement des prises déclarées pour tenir compte des prises non déclarées et des animaux touchés et perdus – est estimé à 137 animaux pour le stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis.

Mots clés : morse, *Odobenus rosmarus*, abondance, Nunavik, Nunavut, prises.

---

## INTRODUCTION

Deux populations génétiquement distinctes de morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*) sont présentes dans l'Arctique canadien (Shafer *et al.* 2014). La population du centre de l'Arctique, dont l'aire de répartition englobe la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson, le bassin Foxe et le détroit de Davis, compte quatre stocks de gestion en grande partie distincts sur les plans de la génétique, de la répartition, des profils de croissance et des rapports isotopiques stables du plomb : les stocks de la baie d'Hudson et du détroit de Davis (BH-DD), du sud et de l'est de la baie d'Hudson, du bassin Foxe nord et du bassin Foxe central, les deux derniers étant gérés comme une seule unité (Figure 1; Stewart 2008). Les Inuits chassent les morses pour l'alimentation et d'autres produits dans toute leur aire de répartition au Canada, et les animaux des deux populations sont également chassés dans l'ouest du Groenland (Born *et al.* 1995).

L'aire de répartition du stock de morses BH-DD s'étend sur 1 500 km du nord-ouest de la baie d'Hudson jusqu'au détroit d'Hudson et s'étend au nord le long de la côte est de l'île de Baffin jusqu'à 180 km au nord-ouest de Clyde River (Stewart 2008). Une partie inconnue de ce stock se déplace le long de la côte sud-est de l'île de Baffin en été et hiverne le long de la côte du centre-ouest du Groenland (Dietz *et al.* 2014). En 2014, un relevé aérien a été effectué dans la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de BH-DD et a donné une estimation de l'abondance de 7 147 (ET = 4 122). Un relevé plus récent réalisé en 2017 a donné une estimation de l'abondance de 38 514 (ET = 22 084) pour la même zone couverte par le relevé de 2014 (Mosnier *et al.* 2023).

La gestion des mammifères marins au Canada est régie par la [Loi sur les pêches](#), la [Loi sur les océans](#) et la [Loi sur les espèces en péril](#). Aucun de ces textes législatifs ne prévoit de mesures de gestion précises. Par conséquent, le prélèvement des mammifères marins au Canada est géré au moyen d'un ensemble disparate d'approches comme le rendement durable (béluga du Nunavik; Hammill *et al.* 2017), un cadre d'approche de précaution avec des niveaux de précaution et des limites de référence (gestion des phoques de l'Atlantique, p. ex., Hammill et Stenson 2007) et avec des captures établies selon la formule de prélèvement biologique potentiel (PBP) (p. ex. narval, baleine boréale et morse; MPO 2015, 2016, Richard 2008). Des lignes directrices ont été élaborées pour évaluer si le stock se prête à un cadre pour lequel une grande quantité de données est disponible ou à un cadre manquant de données dans le contexte de l'application de l'approche de précaution (MPO 2018).

Plusieurs relevés de morses ont été effectués au cours des 61 dernières années dans la région de la baie d'Hudson et au cours des 32 dernières années dans le bassin Foxe. Ces relevés différaient par leurs méthodes et leurs zones de couverture et ils sont caractérisés par la grande incertitude associée aux estimations. Auparavant, nous avons appliqué un modèle de population bayésien pour fournir des avis sur les prélèvements de deux stocks de morses de l'Atlantique au Canada (Hammill *et al.* 2016). Ici, nous avons ajusté le même modèle à la série chronologique des estimations des relevés aériens, en tenant compte du prélèvement annuel par la chasse. L'estimation d'abondance la plus récente tirée du relevé de 2017 était beaucoup plus élevée que celle de 2014, traduisant peut-être des changements dans la proportion d'animaux se trouvant sur les échoueries ou la migration d'animaux provenant du stock de gestion du bassin Foxe. On a examiné ces possibilités en supposant :

1. que 80 % de la population se trouvait sur les une échoueries pendant le relevé de 2017 au lieu des 30 % qui ont été supposés et utilisés précédemment (Hammill *et al.* 2016);
2. qu'un mélange s'est produit entre le stock de morses BH-DD et ceux du bassin Foxe;

---

ou

3. un scénario combiné dans lequel il y avait des déplacements entre les deux stocks et 60 % des animaux présents dans la zone du relevé se trouvaient sur les échoueries pendant le relevé.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

Un modèle de population a été ajusté aux estimations de l'abondance du relevé aérien pour la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit du stock de BH-DD, le stock du bassin Foxe et les deux stocks combinés, et il intégrait des renseignements sur les prises de chaque zone (Tableaux 1 et A1; Hammill *et al.* 2016, Matthews *et al.* 2018, Mosnier *et al.* 2023, Stewart *et al.* 2014). Pour les années sans données déclarées sur les prises d'une communauté, nous avons utilisé les prises moyennes sur cinq ans pour cette communauté afin d'interpoler les valeurs manquantes (Figure 2).

### MODÈLE DE LA POPULATION

Un modèle stochastique de production des stocks, qui suppose que la dépendance à la densité a un effet sur le taux de croissance de la population, a été ajusté aux données des relevés aériens au moyen de méthodes bayésiennes (Hammill *et al.* 2016) :

$$N_t = N_{t-1} + N_{t-1}(\lambda_{max} - 1) \cdot (1 - (N_{t-1}/K)^\theta) \cdot \varepsilon_p - R_t$$

où  $N$  est le nombre d'animaux au moment  $t$ ,  $\lambda_{max}$  est le taux de croissance maximal,  $K$  est la capacité de charge environnementale et  $\theta$  définit la forme de la fonction dépendante de la densité;  $\varepsilon_p$  est un terme stochastique pour l'erreur de processus et  $R_t$  est le nombre total de prélèvements pour cette année.

Les prélèvements ont été calculés comme les captures déclarées,  $C_t$ , corrigées pour tenir compte de la proportion d'animaux touchés et perdus ( $SL$  pour *struck and lost* en anglais), qui comprend également les prises non déclarées :

$$R_t = C_t \cdot (1 + SL)$$

Le processus d'observation décrit la relation entre la taille réelle de la population et les données observées. Dans notre modèle, les estimations de relevé ( $S_t$ ) sont couplées à la taille de la population ( $N_t$ ) par un terme d'erreur multiplicative  $\varepsilon_{S_t}$  :

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

L'information disponible, les connaissances traditionnelles et les opinions d'experts ont servi à formuler des distributions a priori pour les variables aléatoires incluses dans le modèle (Tableau 2) en suivant l'approche de Hammill *et al.* (2016). La population de départ n'est pas connue; on a alors fourni au modèle une large étendue de valeurs, qui comprenait l'estimation ajustée des morses provenant des relevés effectués en 1954 (Hammill *et al.* 2016). Le taux de croissance maximal ( $\lambda_{max}$ ) des morses se situe entre 7 % et 8 % (Witting et Born 2005); dans les évaluations les plus récentes du morse du Pacifique aux États-Unis, le taux par défaut était de 8 % (U.S. Fish and Wildlife Service 2013).  $\theta$  a été paramétré à 2,39, ce qui donne une productivité maximale à 60 % de  $K$ , un taux situé dans la fourchette établie par Taylor et DeMaster (1993). Les prises déclarées sous-estiment le nombre de morses tués en raison des animaux blessés ou tués, mais non récupérés, ainsi que du nombre d'animaux non déclarés. En tenant compte des deux facteurs, nous avons établi une distribution a priori modérément informative, avec une valeur médiane de 0,42 (Tableau 2).

---

Les estimations a posteriori de tous les paramètres ont été obtenues à l'aide d'un algorithme d'échantillonnage de Gibbs mis en œuvre dans le programme JAGS. Les résultats, y compris le mélange des chaînes et la convergence, ont été examinés comme indiqué dans Hammill *et al.* (2016).

## PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL

Le prélèvement biologique potentiel (PBP) a été calculé comme suit :

$$PBR = 0.5 \cdot R_{max} \cdot f \cdot N_{min}$$

où  $R_{max}$  est le taux de croissance maximal de la population (réglé à la valeur par défaut de 8 %; voir ci-dessus),  $f$  est un facteur de rétablissement (établi à 1; MPO 2018) et  $N_{min}$  est la taille de la population estimée au moyen du 20<sup>e</sup> centile de la distribution log-normale de l'estimation de la population la plus récente (Wade 1998). Le PBP a été appliqué à l'estimation de l'abondance de la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock selon le modèle de population, conformément aux lignes directrices établies par le MPO (2018). Pour la composante de l'est de l'île de Baffin du stock, il n'y a pas suffisamment d'estimations de l'abondance pour ajuster un modèle de population. Le PBP a donc été déterminé à partir de l'estimation du relevé aérien (Mosnier *et al.* 2023), conformément aux lignes directrices du MPO (2018).

## RÉSULTATS

### MODÈLE DE LA POPULATION

L'estimation du modèle de 2017 pour le stock BH-DD était de 8 227 (IC à 95 % = 5 790-19 706) morses (Tableau 3). L'ajustement global du modèle était très mauvais, avec un certain chevauchement entre les intervalles de confiance du relevé et les intervalles de crédibilité du modèle, mais l'estimation médiane se situait en dehors des intervalles de crédibilité à 95 % du modèle (Figure 3). Il y a eu une mise à jour importante de la distribution des valeurs pour K et la population de départ, mais peu de mise à jour de la distribution des valeurs a priori pour lambda et la proportion des animaux touchés et perdus. La distribution a posteriori pour lambda avait une valeur médiane de 0,077 (IC à 95 % = 0,055–0,106) et de 0,436 (IC à 95 % = 0,117–0,777; Tableau 3, Figure 3) pour la proportion d'animaux touchés et perdus.

L'estimation du relevé aérien de 2017 était beaucoup plus élevée que ce à quoi l'on aurait pu s'attendre compte tenu de la dynamique d'une population de morse (Mosnier *et al.* 2023). Nous avons examiné la possibilité que la proportion de la population se trouvant sur les échoueries en 2017 soit beaucoup plus élevée que la valeur moyenne de 0,3, qui est normalement appliquée (Doniol-Valcroze *et al.* 2016, Waldman *et al.* 2016) et nous l'avons utilisée pour corriger les chiffres bruts du relevé de 2017 (Mosnier *et al.* 2023). En supposant que la proportion de la population se trouvant dans une échouerie pendant le relevé de 2017 était de 0,8 au lieu de 0,3, l'estimation ponctuelle du relevé passait de 38 514 (ET = 19 514; Tableau 1) à 14 443 (ET = 7 318). Comparativement à l'exécution précédente (Tableau 3; Figure 3), ce nouveau scénario a entraîné une amélioration considérable de l'ajustement du modèle aux données (Tableau 4; Figure 4), mais peu de changement dans l'abondance, l'estimation du modèle pour 2017 ayant baissé pour passer de 8 200 à 7 100 (arrondie à la centaine près). Il y a eu une mise à jour importante des distributions a priori pour la taille initiale de la population et K, avec une certaine mise à jour des distributions a priori pour lambda et la proportion d'animaux touchés et perdus (Tableau 4; Figure 3).

---

Une hypothèse alternative à la proportion plus élevée d'animaux sur les échoueries en 2017 était la possibilité que des animaux du bassin Foxe se soient déplacés dans la zone normalement occupée par le stock BH-DD. Cette autre hypothèse a été modélisée comme si la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson de BH-DD et les composantes du bassin Foxe ne formaient un seul stock. Ce scénario tenait compte des prises des deux zones, mais il a entraîné une réduction du nombre de points de relevé auxquels le modèle pouvait être ajusté (Tableau 1). Il y a cependant eu une amélioration de l'ajustement du modèle, étant donné que les limites de crédibilité à 95 % du modèle chevauchaient davantage les intervalles de confiance à 95 % du relevé et qu'elles n'étaient pas loin d'englober l'estimation du relevé aérien de 43 334 morses pour les régions combinées (Tableau 5; Figure 5). Il n'y a presque pas eu de mise à jour des distributions a priori pour lambda et la proportion des animaux touchés et perdus (Figure 5).

Dans le dernier scénario, on a supposé qu'il y avait un mélange entre BH-DD et les unités de gestion du bassin Foxe et que la proportion de la population qui se trouvait dans une échouerie en 2017 était de 0,6 (et de 0,3 pour toutes les autres années). Cette exécution du modèle a donné un meilleur ajustement aux données du relevé aérien, l'IC à 95 % incluant l'estimation mise à jour de 21 667 morses et un profil plus régulier des distributions a priori pour la taille initiale de la population et K (Tableau 6; Figure 6). Il y a eu une très faible mise à jour des distributions a priori pour lambda et la proportion des animaux touchés et perdus (Tableau 6; Figure 6).

## **PBP**

Le PBP fondé sur l'estimation par le modèle de l'abondance de 2017 pour la partie nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de morses BH-DD (en supposant  $F_R = 1$ ) était de 239. Si on le combine à l'estimation du PBP pour la composante de l'est de l'île de Baffin du stock BH-DD (PBP = 121), on obtient un PBP total pour le stock BH-DD de 360 morses (Tableau 7).

Les niveaux de prises déclarés par les collectivités canadiennes qui chassent la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de BH-DD sont passés d'un sommet de 463 en 1954 à une moyenne de 76 animaux ces cinq dernières années. Si l'on inclut la partie est de l'île de Baffin, les prélèvements déclarés dans les stocks BH-DD sont passés d'un sommet de 604 en 1954 à une moyenne annuelle estimée de 95 animaux ces cinq dernières années. En supposant un taux combiné des animaux touchés et perdus et non déclarés de 44 %, calculé à partir du modèle de population, on obtient un prélèvement annuel total estimé de 109 pour la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson, ou un prélèvement total de 137 animaux, qui représente moins de la moitié de l'estimation du PBP pour l'ensemble du stock (c.-à-d. la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson + la composante de l'est de l'île de Baffin).

## **DISCUSSION**

L'estimation du relevé aérien de 2017 était beaucoup plus élevée que l'estimation de 2014, si l'on compare des zones semblables (Hammill *et al.* 2017, Mosnier *et al.* 2023). La différence ne peut pas être attribuable à la croissance de la population, car le taux de croissance annuel fini implicite de 1,75 est incompatible avec le taux de croissance maximal estimé de 1,07 à 1,08 pour cette espèce. Nous avons examiné les raisons possibles de l'estimation plus élevée du relevé de 2017 en modifiant nos hypothèses au sujet de la proportion de la population qui se trouvait sur les échoueries pendant le relevé aérien de 2017 et en supposant le déplacement d'animaux du bassin Foxe vers la zone du stock BH-DD. Dans la perspective de la



---

modélisation, les deux scénarios semblaient plausibles. Des données génétiques (Shafer *et al.* 2014) et des communications personnelles avec des chasseurs de la collectivité de Hall Beach du bassin Foxe (voir Mosnier *et al.* 2023) laissent penser l'existence d'échanges entre le stock de morses BH-DD et ceux du bassin Foxe. Il n'y avait toutefois aucune preuve empirique de déplacements d'un grand nombre de morses à l'extérieur de la région du bassin Foxe en 2017. Les déplacements de morses en provenance d'autres régions avoisinantes, comme le sud-est ou l'ouest de la baie d'Hudson, sont également plausibles bien que les effectifs dans ces régions (p. ex. Hammill *et al.* 2016) soient beaucoup trop faibles (quelques centaines d'animaux) pour soutenir l'afflux qu'il faudrait pour parvenir à l'estimation relativement élevée de 2017. De même, le déplacement d'un grand nombre de morses de l'est de l'île de Baffin vers le détroit d'Hudson et le nord de la baie d'Hudson n'est pas une explication probable, car les dénombrements le long de la côte est de l'île de Baffin en 2017 (Mosnier *et al.* 2023) étaient semblables, sinon supérieurs, aux dénombrements antérieurs dans cette région (Stewart *et al.* 2014).

L'exercice de modélisation a également indiqué qu'une proportion plus élevée de morses sur les échoueries que ce qui était prévu dans les ajustements des chiffres bruts pourrait expliquer l'estimation relativement élevée de 2017 (0,3; Mosnier *et al.* 2023). Il est peu probable que la proportion d'animaux qui se trouvaient sur les échoueries soit demeurée anormalement élevée tout au long du relevé de la zone BH-DD, qui s'est déroulé pendant plusieurs jours. Cependant, pour la même raison, étant donné que le nombre d'animaux qui se trouvent dans une échouerie peut varier considérablement d'un jour à l'autre, tout changement dans une grande échouerie pourrait avoir une incidence importante sur nos estimations ajustées (voir p. ex. Doniol-Valcroze *et al.* 2016). À titre d'exemple, l'île Walrus, située près de Coral Harbour dans le nord de la baie d'Hudson, est une échouerie importante pour le stock de BH-DD et représentait 55 % des observations du relevé de 2014 (Hammill *et al.* 2017). Le 11 septembre 2014, 248 morses s'y trouvaient, mais ce nombre était 10 fois plus élevé le 16 septembre 2014, 2 579 animaux ayant été alors dénombrés sur l'île. En 2017, 7 294 animaux au total ont été photographiés sur l'île Walrus, ce qui représente 63 % de l'ensemble des observations effectuées pendant le relevé. Malheureusement, un seul dénombrement était disponible pour ce site, mais si la proportion d'animaux qui s'y trouvaient était beaucoup plus élevée que la proportion supposée de 0,3, cela aurait eu une incidence importante sur l'estimation ajustée de l'abondance. Si l'on utilise la proportion de 0,3, l'estimation ajustée de l'abondance pour l'île Walrus serait de 24 313 animaux. En revanche, si la proportion d'animaux qui se trouvaient dans l'échouerie était de 0,8, l'estimation ajustée de l'abondance serait de 9 118 animaux seulement. Nous insistons sur le fait qu'il faut plus de renseignements pour comprendre les facteurs influençant à la fois les déplacements des morses et le comportement d'échouage (Doniol-Valcroze *et al.* 2016).

Les modèles de population offrent un moyen d'intégrer les données de différentes sources dans un seul cadre et de quantifier facilement les divers types d'incertitude (MPO 2018). Dans la présente étude, le modèle ajusté à l'estimation du relevé de 2017 était médiocre, ce qui laisse penser, comme nous l'avons vu ci-dessus, qu'un ou plusieurs autres facteurs non explicitement pris en compte dans la structure du modèle influent sur les estimations de l'abondance du relevé. Malgré ces difficultés, nous pensons que l'estimation du PBP au moyen des estimations de l'abondance et de l'incertitude du modèle est la meilleure méthode pour produire des avis sur les prélèvements de précaution, comme l'indique MPO (2018). Le PBP total estimé ici pour le stock BH-DD (par la combinaison de l'estimation du modèle de l'abondance pour le nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson et l'estimation du relevé pour le sud-est de l'île de Baffin) de 360 animaux est supérieur aux niveaux annuels actuels des prises, qui ont été ajustés en fonction des animaux touchés et perdus et des non-déclarations. Ces estimations ne comprennent pas les prélèvements causés par des collisions avec des navires et les prises

---

accessoires des pêches commerciales. Nous n'avons pas de renseignements sur ces sources de mortalité, mais elles sont considérées comme faibles en raison des faibles niveaux de pêche commerciale et de navigation dans la zone étudiée.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Born, E.W., Gjertz, I. and Reeves, R.R. 1995. Population assessment of Atlantic Walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*). Norsk Polarinst. Medd. 138. 100 p.
- Dietz, R., Born, E.W., Stewart, R.E.A., Heide-Jørgensen, M.P., Stern, H., Rigét, F., Toudal, L., Lanthier, C., Villum Jensen, M. and Teilmann, J. 2014 Movements of walruses (*Odobenus rosmarus*) between Central West Greenland and Southeast Baffin Island 2005–2008. NAMMCO Sci. Publ. 9: 53–74.
- Doniol-Valcroze, T., Mosnier, A. and Hammill, M.O. 2016. [Testing estimators of walrus abundance: insights from simulations of haul-out behaviour](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/040. v + 18 p.
- Hammill, M.O. and Stenson, G.B. 2007. Application of the Precautionary Approach and Conservation Reference Points to the management of Atlantic seals. ICES J. Mar. Sci. 64: 702–706.
- Hammill, M.O., Doniol-Valcroze, T., Mosnier, A. and Gosselin, J.-F. 2016. [Modelling walrus population dynamics: A direction for future assessments](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/050. v + 47 p.
- Hammill, M.O., Mosnier A., Gosselin J.-F., Higdon, J.W., Stewart, D.B., Doniol-Valcroze, T., Ferguson, S.H. and Dunn, J.B. 2017. [Estimating abundance and total allowable removals for walrus in the Hudson Bay-Davis Strait and south and east Hudson Bay stocks during September 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/036. v + 37 p.
- Matthews, C.J.D, Hammill, M.O. and Young, J. 2018. Hunt statistics for walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Canada from 1994–2017. NAMMCO Working Paper. SC/25/14-WWG/08.
- MPO. 2015. [Mise à jour des avis sur les estimations de l'abondance et les prélèvements pour la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/052
- MPO. 2016. [Estimations de l'abondance et prélèvements totaux autorisés pour les stocks de morses de l'Atlantique \(\*Odobenus rosmarus rosmarus\*\) de la baie d'Hudson et du détroit de Davis et de la partie sud et est de la Baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. sci. 2015/063
- MPO. 2018. [Avis sur le prélèvement de béluga \(\*Delphinapterus leucas\*\) dans l'est et l'ouest de la baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/008. (Erratum : Septembre 2020)
- Mosnier, A., Matthews, C.J.D. et Hammill, M.O. 2023. [Estimation de l'abondance du stock de morse \(\*Odobenus rosmarus rosmarus\*\) de la baie d'Hudson et du détroit de Davis d'après les relevés aériens effectués en septembre 2017](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/063. iv + 18 p.
- 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.

- 
- Shafer, A.B., Davis, C.S., Coltman, D.W. and Stewart, R.E. 2014. Microsatellite assessment of walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) stocks in Canada. NAMMCO Sci. Publ. 9: 15–31.
- Stewart, D.B., Higdon, J.W., Reeves, R.R. and Stewart, R.E. 2014. A catch history for Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Canadian Arctic. NAMMCO Sci. Publ. 9: 219–313.
- Stewart, R.E.A. 2008. Redefining Walrus Stocks in Canada. Arctic. 61: 292–398.
- Taylor, B.J. and Demaster, D.P. 1993. Implications of non-linear density dependence. Mar. Mamm. Sci. 9: 360–371.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2013. [Marine Mammal Protection Act; Draft Revised Stock Assessment Reports for the Pacific Walrus and Three Northern Sea Otters](#). Fed. Reg. 78(75): 23284–23285.
- Wade, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 14: 1–37.
- Witting, L. and Born, E.W. 2005. An assessment of Greenland walrus populations. ICES J. Mar. Sci. 62(2): 266–284.

## TABLEAUX

*Tableau 1. Estimations ajustées de l'abondance pour la composante nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson des stocks de morses de BH-DD et du bassin Foxe, ainsi que pour les deux stocks combinés. Données tirées de Hammill et al. (2016, 2017) et Mosnier et al. (2023). Sauf indication contraire, les chiffres de relevé ont été ajustés en supposant une proportion moyenne d'individus hors de l'eau de 0,3. Les erreurs ont été estimées au moyen de la méthode élaborée par Doniol-Valcroze et al. (2016).*

Année	Baie d'Hudson et détroit de Davis		Foxe		Combinaison de BH-DD et Foxe	
	Estimation	ET	Estimation	ET	Estimation	ET
1954	9 667	7 531	-	-	-	-
1961	8 833	6 881	-	-	-	-
1976	2 733	2 130	-	-	-	-
1977	2 707	2 110	-	-	-	-
1983	-	-	7 357	3 182	-	-
1988	2 830	2 205	13 859	13 293	16 689	14 145
1989	4 427	3 449	14 892	7 824	19 319	8 230
1990	6 113	4 762	-	-	-	-
2012	5 254	4 093	12 900	2 900	18 154	3 308
2014	7 147	4 122	-	-	-	-
2017	38 514	19 514	-	-	43 334	19 769

*Tableau 2. Distributions a priori, paramètres et hyperparamètres utilisés dans le modèle de population.*

Paramètre	Notation	Distribution a priori	Hyper-paramètres	Valeur de paramètre	Médiane a priori	Quantile 0,025	Quantile 0,975
Précision (Relevé)	$T_s$	Gamma	$\alpha_s; \beta_s$	2,5; 0,4	5,447	1,037	16,103
Précision (Processus)	$T_p$	Gamma	$\alpha_p; \beta_p$	1,5; 0,00005	23 853	2 191	93 294
Thêta	$\theta$	Fixe	-	-	2,39	-	-
Touchés et perdus	SL	Bêta	$\alpha_{sl}; \beta_{sl}$	3; 4	0,421	0,118	0,777
Population initiale (BH-DD)	De départ	Uniforme	Nsup; Ninf	30 000; 500	36 227	3 673	68 260
Population initiale (exécution BH-DD-Foxe)	De départ	Uniforme	Nsup; Ninf	60 000; 2 000	8 536	3 519	58 565
Capacité de charge (BH-DD)	$K$	Uniforme	Nsup; Ninf	35 000; 500	32 428	6 483	58 596
Capacité de charge (exécution BH-DD-Foxe)	$K$	Uniforme	Nsup; Ninf	60 000; 5 000	32 528	6 413	58 625
Taux de croissance annuel maximal	$\lambda_{max}$	Bêta	$\alpha_\lambda; \beta_\lambda$	27,2; 311,1	0,08	0,054	0,11

Tableau 3. Distributions a priori et a posteriori pour la capacité de charge estimée (K), l'abondance estimée en 2017 (N2017), le taux maximal estimé de croissance de la population ( $\lambda$ ), l'abondance estimée de la population de départ (Startpop) et le nombre estimé d'animaux touchés et perdus (Struck.and.lost, y compris les animaux non déclarés). Le modèle a été ajusté aux estimations de relevé aérien de l'abondance des morses dans le nord de la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson, en supposant une proportion d'animaux en échouerie de 0,3.

Paramètre	Moyenne	ET	Quantile 2,50 %	Quantile 25 %	Quantile 50 %	Quantile 75 %	Quantile 97,5 %
K	16 603	14 121	6 814	8 316	9 531	18 252	55 640
K.prior	32 416	15 786	6 495	18 707	32 335	46 040	58 596
N2017	9 591	3 742	5 790	7 205	8 227	10 788	19 706
Lambda	0,078	0,013	0,055	0,069	0,077	0,086	0,106
Lambda.prior	0,081	0,015	0,054	0,07	0,08	0,09	0,112
Startpop	7 998	1 585	5 204	6 827	7 986	9 041	11 174
Startpop.prior	36 075	19 627	3 678	19 063	36 090	53 138	68 333
Struck.and.lost	0,441	0,17	0,132	0,315	0,436	0,562	0,777
Struck.and.lost.prior	0,429	0,176	0,117	0,296	0,422	0,554	0,777

Tableau 4. Distributions a priori et a posteriori pour le modèle ajusté aux estimations de relevé aérien de l'abondance des morses dans le nord de la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson, en supposant que la proportion de la population se trouvant dans une échouerie était de 0,8 en 2017, et de 0,3 pour toutes les autres années. Distributions a priori et a posteriori pour la capacité de charge estimée (K), l'abondance estimée en 2017 (N2017), le taux maximal estimé de croissance de la population ( $\lambda$ ), l'abondance estimée de la population de départ (Startpop) et le nombre estimé d'animaux touchés et perdus (Struck.and.lost, y compris les animaux non déclarés).

Paramètre	Moyenne	ET	Quantile 2,50 %	Quantile 25,00 %	Quantile 50 %	Quantile 75 %	Quantile 97,5 %
K	10 691	8 374	6 543	7 677	8 388	9 310	43 349
K.prior	32 333	15 834	6 435	18 516	32 195	45 982	58 470
N2017	7 373	1 443	5 532	6 549	7 105	7 773	11 429
Lambda	0,079	0,013	0,056	0,07	0,079	0,088	0,107
Lambda.prior	0,08	0,015	0,054	0,07	0,08	0,09	0,111
Startpop	8 055	1 099	5 926	7 323	8 032	8 756	10 320
Startpop.prior	36 022	19 722	3 653	18 876	36 013	53 207	68 344
Struck.and.lost	0,437	0,166	0,134	0,315	0,431	0,555	0,764
Struck.and.lost.prior	0,43	0,176	0,117	0,296	0,424	0,555	0,779

Tableau 5. Distributions a priori et a posteriori pour le modèle ajusté aux estimations de relevé aérien de l'abondance des morses dans le nord de la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson, en supposant un mélange entre les stocks de BH-DD et du bassin Foxe, et une proportion d'animaux en échouerie pendant tous les relevés de 0,3. Distributions a priori et a posteriori pour la capacité de charge estimée (K), l'abondance estimée en 2017 (N2017), le taux maximal estimé de croissance de la population ( $\lambda$ ), l'abondance estimée de la population de départ (Startpop) et le nombre estimé d'animaux touchés et perdus (Struck.and.lost, y compris les animaux non déclarés).

Paramètre	Moyenne	ET	Quantile 2,50 %	Quantile 25,00 %	Quantile 50 %	Quantile 75 %	Quantile 97,5 %
K	29 328	7 124	19 614	24 604	27 867	32 263	49 170
K.prior	32 495	15 880	6 413	18 655	32 528	46 269	58 625
N2017	26 474	6 348	17 203	22 146	25 355	29 489	42 777
Lambda	0,08	0,015	0,054	0,07	0,079	0,089	0,111
Lambda.prior	0,08	0,015	0,054	0,07	0,08	0,09	0,111
Startpop	24 105	6 549	11 740	19 868	24 353	28 179	37 347
Startpop.prior	31 103	16 700	3 519	16 614	31 222	45 524	58 565
Struck.and.lost	0,424	0,174	0,116	0,293	0,417	0,548	0,772
Struck.and.lost.prior	0,428	0,175	0,117	0,297	0,42	0,553	0,777

Tableau 6. Distributions a priori et a posteriori pour le modèle ajusté aux estimations aériennes de relevé aérien de l'abondance des morses en supposant un mélange entre la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis avec des animaux des stocks du bassin Foxe et en supposant une proportion d'animaux en échouerie pendant le relevé de 2017 de 0,6. Distributions a priori et a posteriori pour la capacité de charge estimée (K), l'abondance estimée en 2017 (N2017), le taux maximal estimé de croissance de la population ( $\lambda$ ), l'abondance estimée de la population de départ (Startpop) et le nombre estimé d'animaux touchés et perdus (Struck.and.lost, y compris les animaux non déclarés).

Paramètre	Moyenne	ET	Quantile 2,50 %	Quantile 25,00 %	Quantile 50 %	Quantile 75 %	Quantile 97,5 %
K	24 444	4 512	17 950	21 592	23 771	26 413	35 094
K.prior	32 490	15 874	6 392	18 720	32 548	46 231	58 648
N2017	21 782	3 998	15 685	19 181	21 230	23 703	31 334
Lambda	0,082	0,015	0,055	0,071	0,081	0,091	0,113
Lambda.prior	0,08	0,015	0,054	0,07	0,08	0,09	0,112
Startpop	22 452	4 454	12 883	19 934	22 534	25 087	31 393
Startpop.prior	31 056	16 673	3 456	16 717	31 124	45 435	58 551
Struck.and.lost	0,41	0,172	0,109	0,28	0,403	0,53	0,757
Struck.and.lost.prior	0,429	0,175	0,118	0,297	0,422	0,553	0,775

Tableau 7. Estimation de l'abondance à partir du modèle de population et estimation de la population minimale ( $N_{min}$ , arrondie à la centaine près), coefficient de variation (CV) et prélèvement biologique potentiel (PBP) pour les composantes du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson (BH-DH) et de l'est de l'île de Baffin du stock de morses de la baie d'Hudson et du détroit de Davis. Le PBP pour la composante BH-DH est estimé au moyen des estimations de l'abondance tirées du modèle ajustées aux données de relevé, en supposant une proportion d'animaux en échouerie de 0,3 et aucun mélange avec les morses du bassin Foxe (Tableau 3), conformément au cadre élaboré par le MPO (2018). Les estimations de l'abondance de l'est de l'île de Baffin proviennent du relevé aérien (Mosnier et al. 2023). Le PBP a été calculé à l'aide d'un taux d'augmentation maximal de 0,08 et d'un facteur de rétablissement de 1. Les estimations du PBP dans la dernière évaluation sont également présentées (MPO 2016).

Zone	2017				PBP 2013	PBP 2014
	Estimation	$N_{min}$	CV	PBP		
Est de l'île de Baffin	3 900	3 000	0,31	121	88	-
BH-DH	8 200	6 000	0,39	239	-	228
<b>Total</b>	-	-	-	<b>360</b>	-	-

## FIGURES

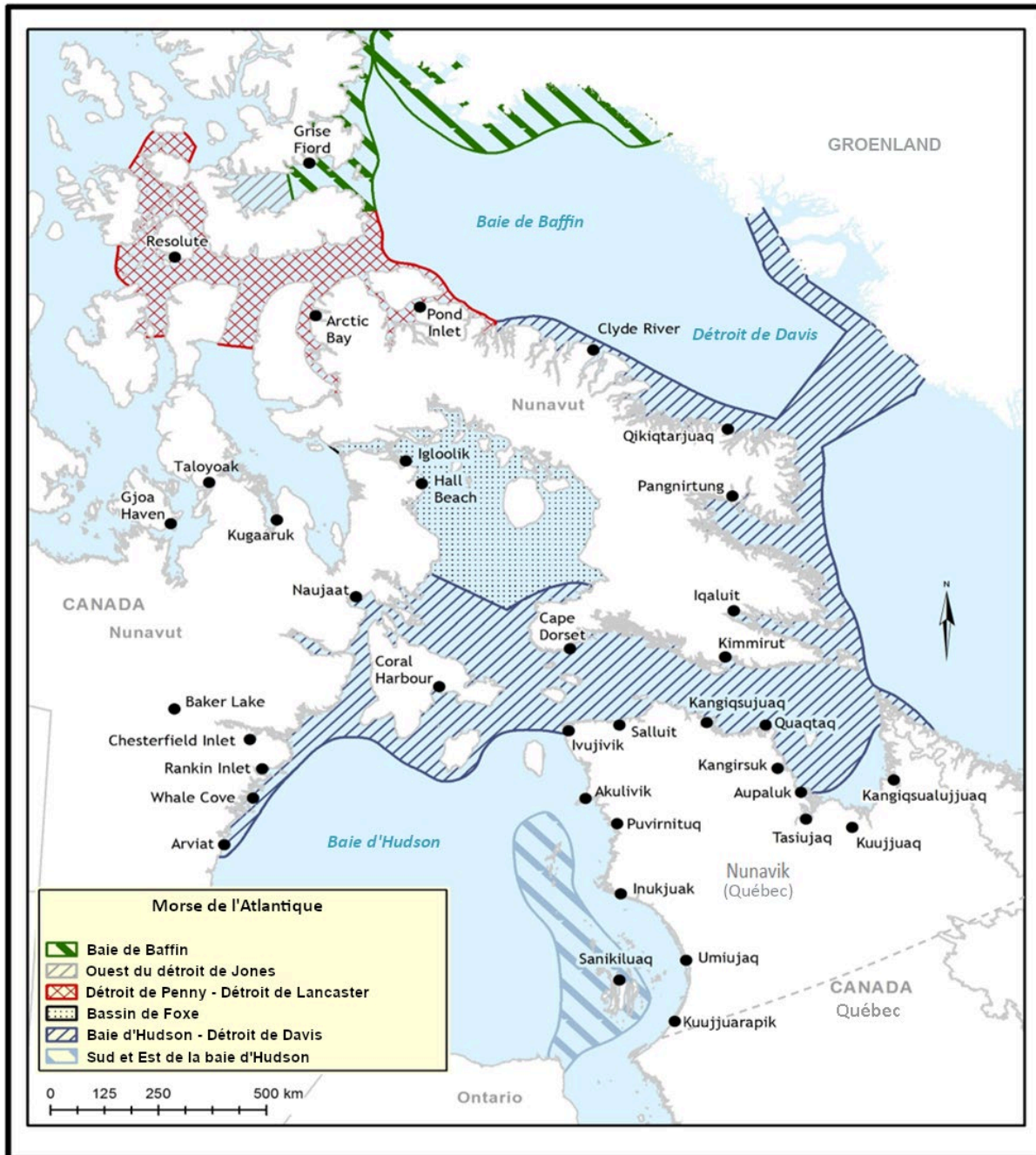


Figure 1. Aire de répartition des stocks de morse de l'Atlantique dans l'est de l'Arctique canadien. Carte tirée de Hammill et al. 2016.



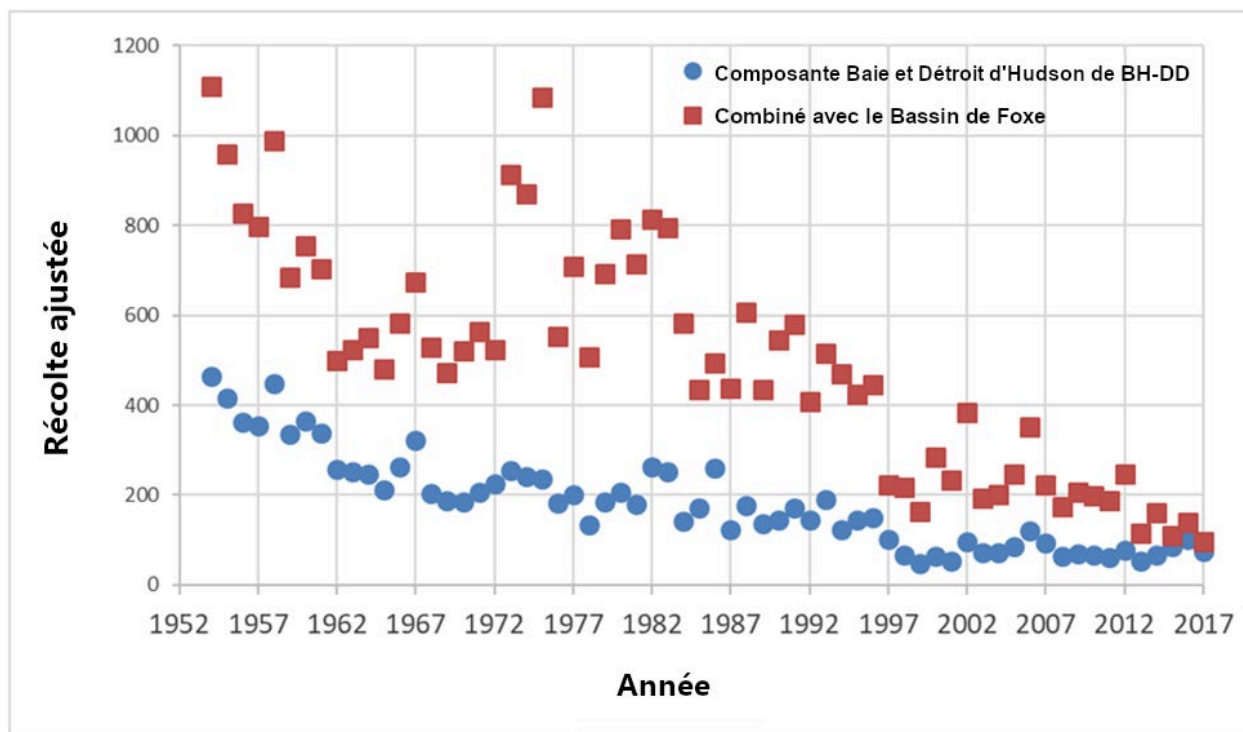


Figure 2. Niveaux de prise ajustés des communautés chassant les morses de la composante nord de la Baie d'Hudson et détroit d'Hudson du stock de la Baie d'Hudson et du Détroit de Davis (BH-DD), et en les combinant ces derniers à ceux du bassin de Foxe. Les données sont présentées dans le Tableau A1.

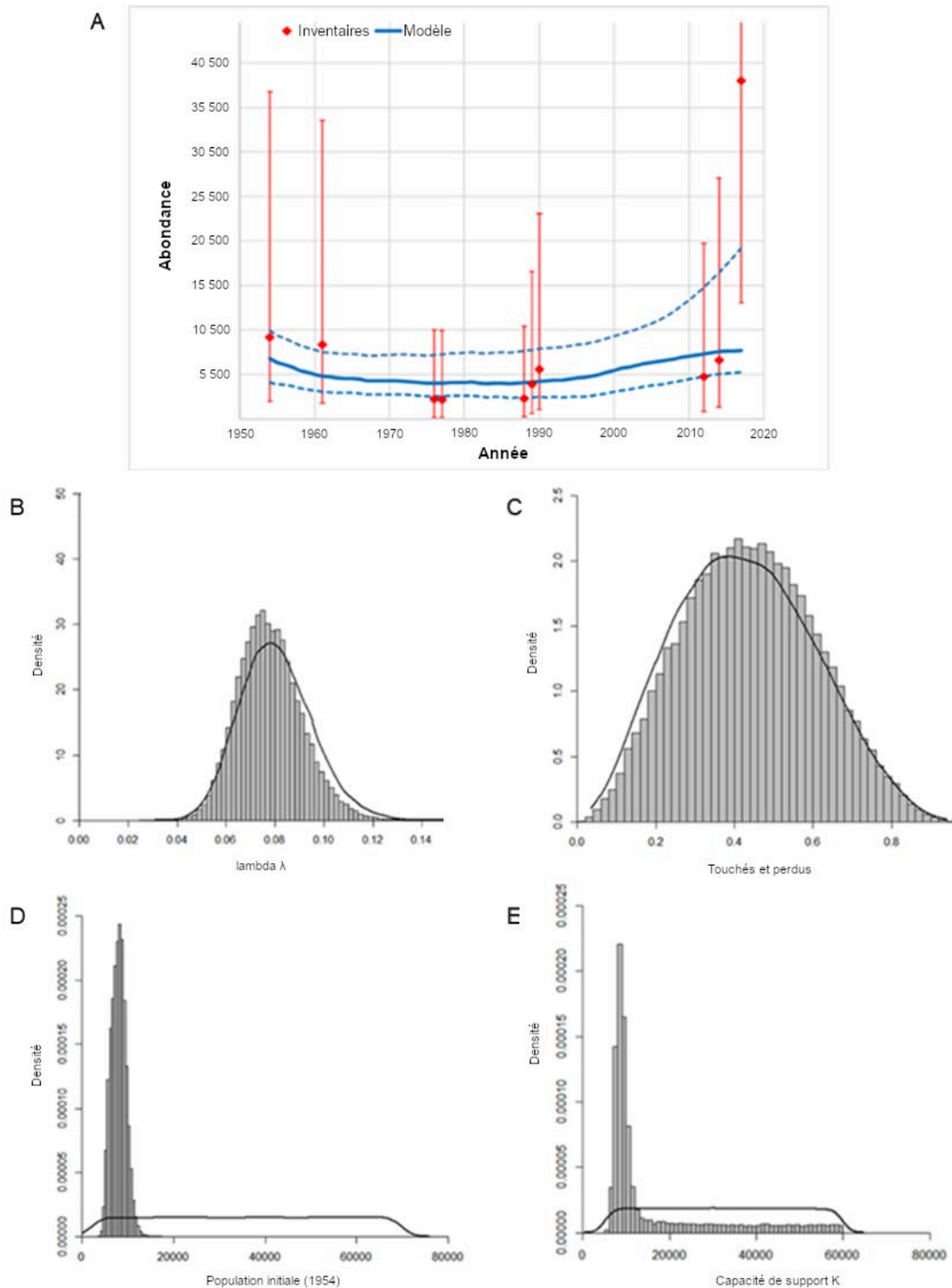


Figure 3. Estimation de l'abondance totale (médiane  $\pm$  intervalles de crédibilité) et estimations de l'abondance par relevé aérien (IC à  $\pm$  95 %) en supposant que 30 % des morses se trouvaient dans une échouerie pendant les relevés (A). Distributions a priori (ligne continue) et a posteriori (barres verticales) pour les paramètres de taux d'augmentation ( $\lambda$ ; B), d'animaux touchés et perdus (C), de population initiale (D) et de capacité de charge,  $K$  (E). Le modèle a été ajusté aux relevés aériens seulement pour le nord de la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson.

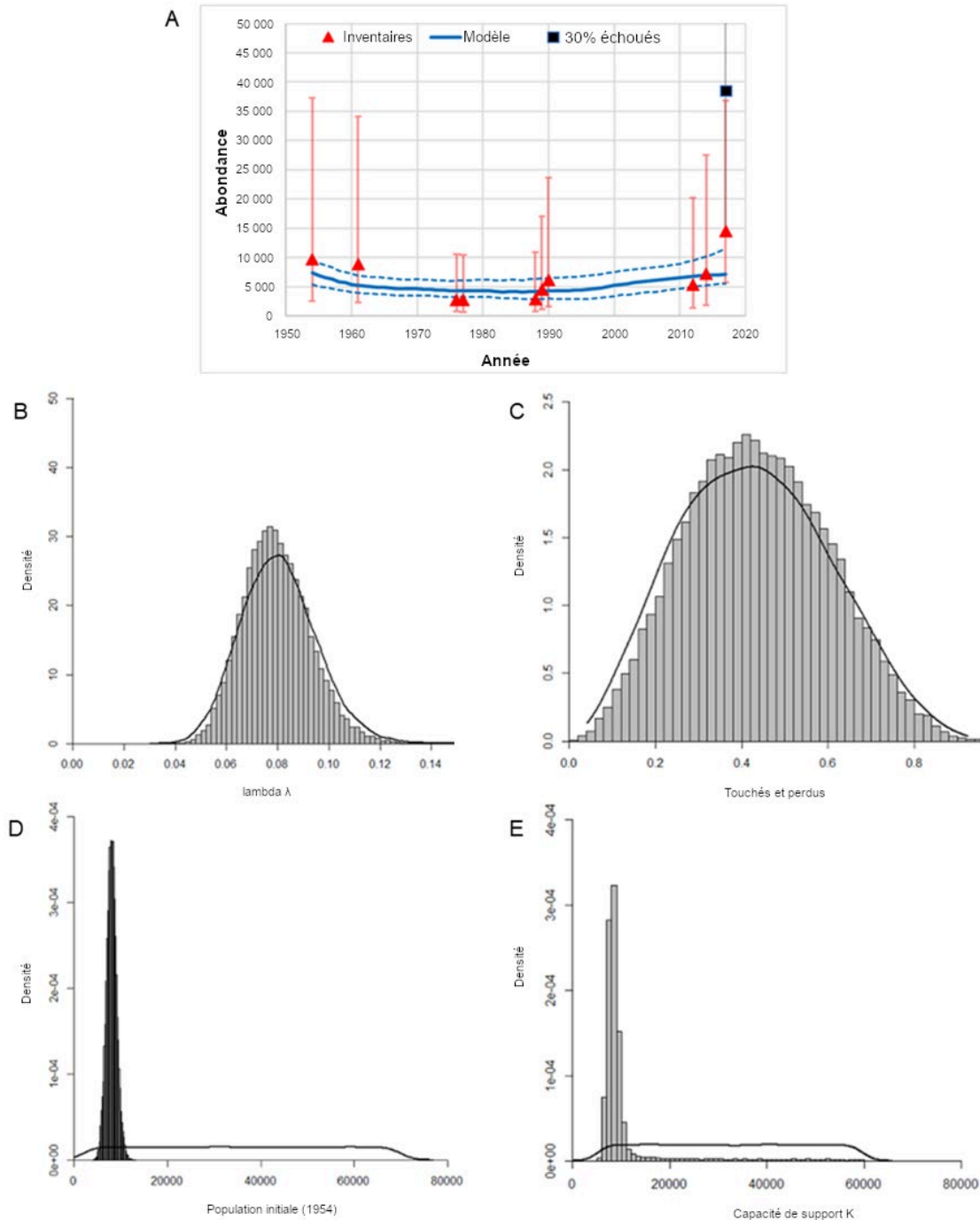


Figure 4. Estimations de l'abondance selon le modèle (médiane  $\pm$  intervalles de crédibilité à 95 %) ajustées aux relevés aériens (IC à  $\pm$  95 %) dans le nord de la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson seulement (A). Le scénario supposait que la proportion de la population en échouerie en 2017 était de 0,8, mais qu'elle était de 0,3 pour toutes les autres années (triangles). Estimation de l'abondance totale (médiane IC à plus à 95 %) à partir du modèle; estimations du relevé aérien (IC à  $\pm$  95 %). L'abondance estimée du relevé si 30 % de la population se trouve dans une échouerie en 2017 est également indiquée (carré) à des fins de comparaison. Distributions a priori (ligne continue) et a posteriori (barres verticales) pour les paramètres de taux d'augmentation ( $\lambda$ ; B), d'animaux touchés et perdus (C), de population initiale (D) et de capacité de charge,  $K$  (E).

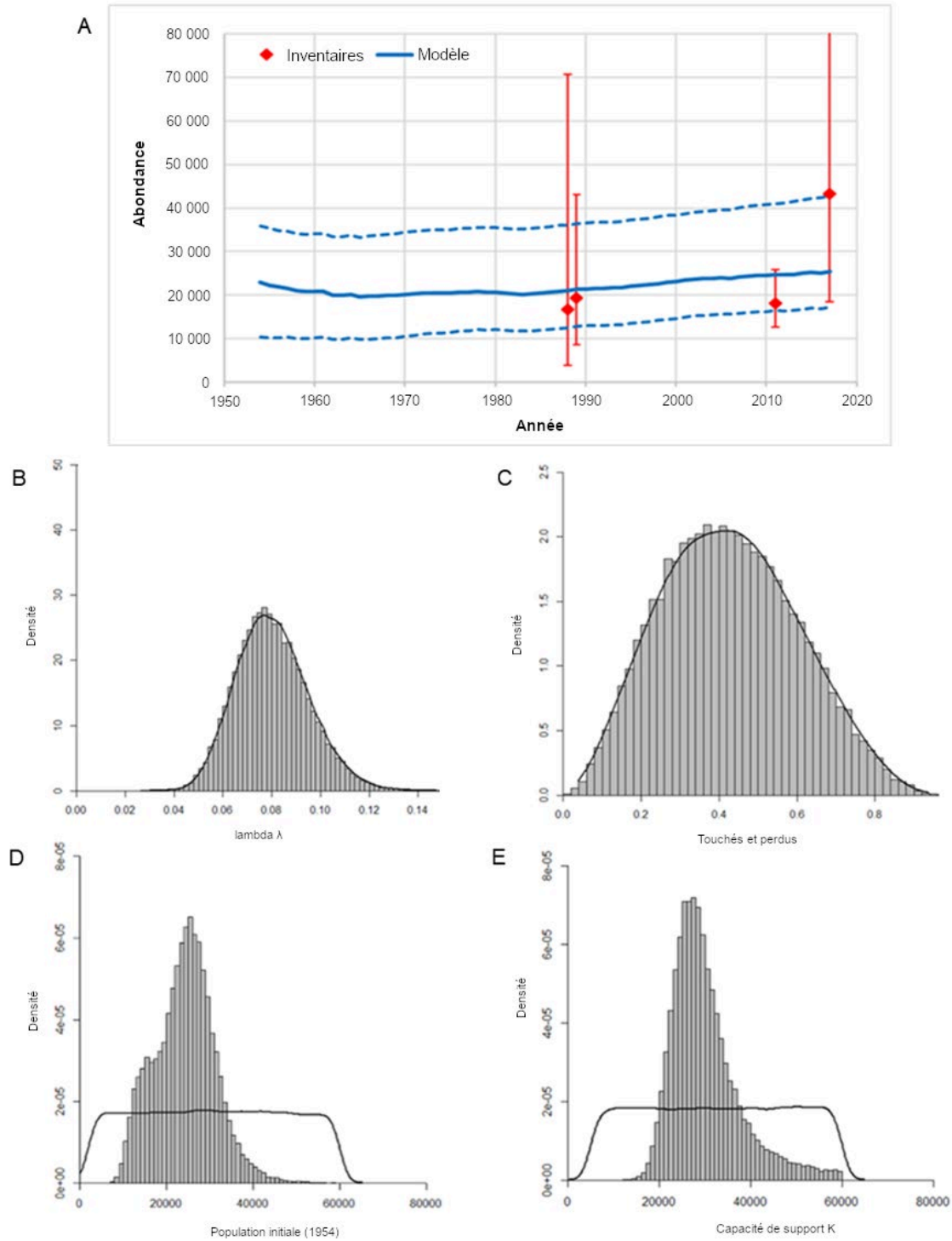


Figure 5. Estimations de l'abondance selon le modèle (médiane  $\pm$  intervalles de crédibilité à 95 %) ajustées aux relevés aériens (IC à  $\pm$  95 %) en supposant un mélange entre la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de la baie d'Hudson et du détroit de Davis avec des morses des stocks du bassin Foxe et en supposant une proportion d'animaux en échouerie pendant les relevés de 0,3 (A), et distributions a priori (ligne continue) et a posteriori (barres verticales) pour les paramètres de taux d'augmentation ( $\lambda$ ; B), d'animaux touchés et perdus (C), de population initiale (D) et de capacité de charge,  $K$  (E).

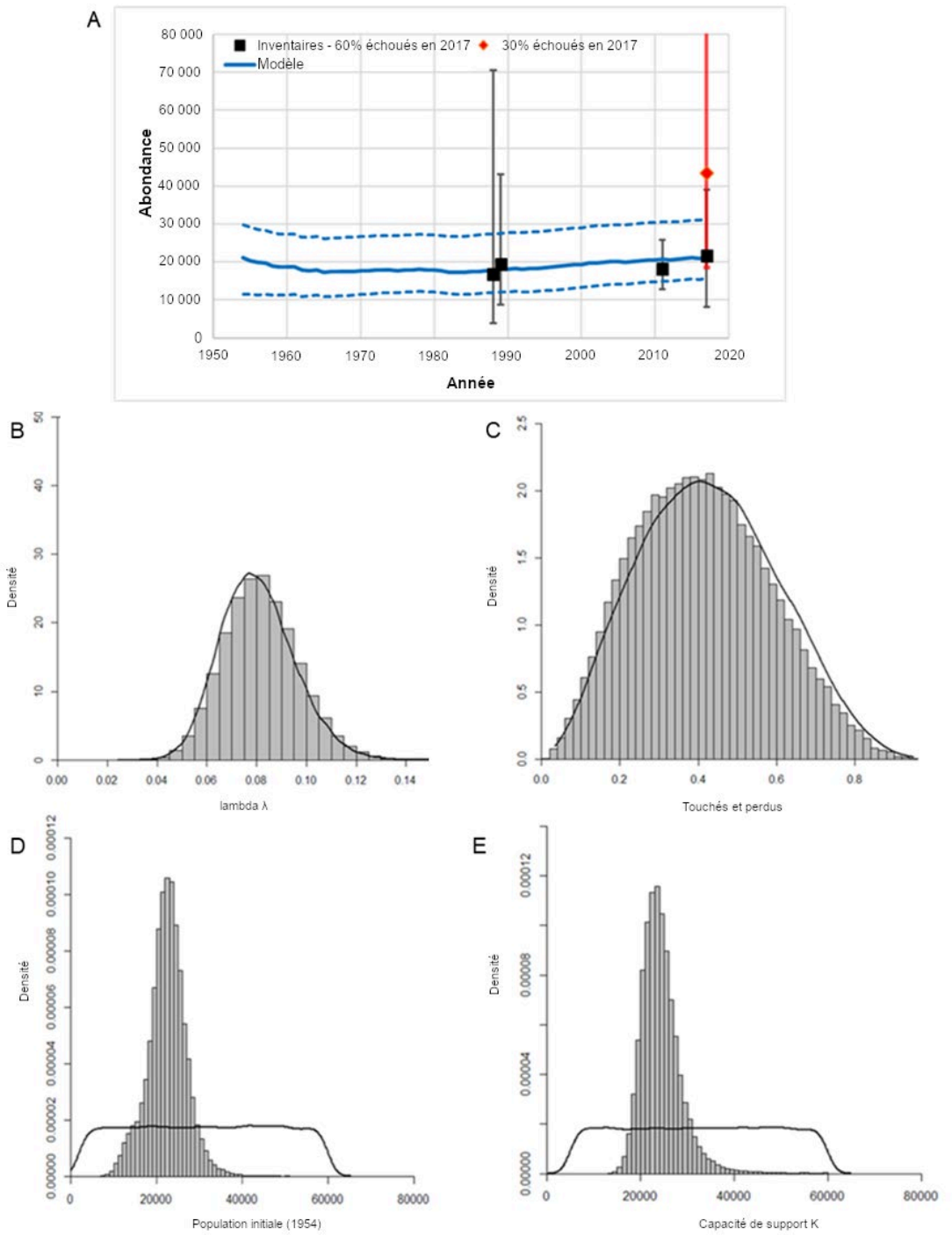


Figure 6. Modèle ajusté en supposant un mélange de la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de BH-DD avec des animaux des stocks du bassin Foxe, et en supposant une proportion d'animaux en échouerie en 2017 de 0,6. Abondance totale estimée (médiane  $\pm$  IC à 95 %). Estimations de relevé aérien (carrés noirs, IC à  $\pm$  95 %) en supposant que la proportion de la population qui se trouvait dans une échouerie était de 0,6 en 2017. L'estimation du relevé aérien de 2017 est incluse à titre de référence, en supposant que la proportion de la population en échouerie pendant le relevé de 2017 était de 0,3. Distributions a priori (ligne continue) et a posteriori (barres verticales) pour les paramètres de taux d'augmentation ( $\lambda$ ; B), d'animaux touchés et perdus (C), de population initiale (D) et de capacité de charge, K (E).

## ANNEXE A

Tableau A1. Prises de morses au Nunavut et dans les communautés du Nunavik (1954-2017). Les chiffres en caractères gras italiques sont des estimations fondées sur une moyenne quinquennale des années les plus récentes de déclaration de prises.

### Nunavut

Année	Cap	Clyde	Iqaluit	Kimmirut	Pangnirtung	210, X0A		Chesterfield	Coral	Rankin	Repulse	Whale	Hall
	Dorset	River				OS0	Arviat	Inlet	Harbour	Inlet	Bay	Cove	Beach/Igloodik
1954	48	<b>15</b>	50	55	47	<b>28</b>	10	20	204	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>3</b>	506
1955	50	19	<b>17</b>	55	47	<b>28</b>	10	20	155	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	431
1956	99	<b>10</b>	<b>15</b>	46	45	<b>28</b>	<b>1</b>	<b>11</b>	77	<b>11</b>	<b>16</b>	<b>3</b>	365
1957	30	40	25	48	0	<b>28</b>	<b>1</b>	2	146	<b>11</b>	<b>16</b>	<b>3</b>	350
1958	87	1	30	14	35	<b>28</b>	1	0	229	<b>10</b>	7	<b>3</b>	445
1959	60	3	4	8	21	<b>28</b>	<b>1</b>	<b>19</b>	113	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>3</b>	293
1960	<b>22</b>	5	<b>12</b>	<b>3</b>	15	<b>29</b>	<b>1</b>	18	194	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>2</b>	329
1961	1	3	<b>6</b>	4	23	<b>28</b>	<b>1</b>	<b>18</b>	180	<b>9</b>	25	4	303
1962	30	6	6	4	1	<b>28</b>	<b>1</b>	18	<b>83</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>2</b>	201
1963	40	8	7	3	<b>15</b>	<b>28</b>	<b>1</b>	<b>9</b>	<b>81</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	213
1964	20	10	26	1	12	<b>29</b>	<b>1</b>	34	30	31	30	2	226
1965	<b>17</b>	<b>9</b>	16	1	22	<b>29</b>	2	<b>3</b>	<b>85</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	193
1966	34	9	26	100	12	<b>28</b>	1	<b>3</b>	20	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	244
1967	7	<b>9</b>	16	<b>5</b>	9	<b>28</b>	1	<b>3</b>	200	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	289
1968	<b>23</b>	<b>14</b>	<b>48</b>	<b>6</b>	<b>18</b>	<b>28</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>72</b>	<b>3</b>	1	1	217
1969	6	<b>12</b>	<b>48</b>	1	4	<b>31</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>71</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	189
1970	14	<b>0</b>	51	0	41	<b>29</b>	1	3	63	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	213
1971	21	11	<b>51</b>	10	35	<b>26</b>	4	3	60	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	234
1972	38	<b>10</b>	<b>48</b>	9	4	<b>23</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	64	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	215
1973	35	37	42	8	4	<b>29</b>	<b>0</b>	3	103	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	823
1974	14	3	46	17	38	<b>49</b>	0	2	65	<b>3</b>	5	<b>3</b>	743
1975	49	3	70	6	125	<b>20</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	24	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	950
1976	<b>20</b>	3	<b>50</b>	<b>10</b>	3	<b>7</b>	<b>0</b>	3	43	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	466
1977	72	2	<b>32</b>	3	31	<b>12</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	42	<b>5</b>	10	3	648
1978	66	7	12	4	33	<b>12</b>	<b>0</b>	0	<b>16</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	465
1979	67	0	65	0	<b>0</b>	<b>26</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>41</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	629
1980	20	2	65	1	20	<b>46</b>	<b>0</b>	5	54	8	6	0	681
1981	<b>10</b>	<b>3</b>	58	5	62	<b>4</b>	0	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>33</b>	<b>1</b>	614
1982	35	2	40	10	12	<b>35</b>	0	<b>3</b>	39	<b>15</b>	<b>35</b>	<b>3</b>	693
1983	59	<b>6</b>	25	<b>6</b>	33	<b>6</b>	0	<b>5</b>	67	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	711

Année	Cap	Clyde	Iqaluit	Kimmirut	Pangnirtung	210, X0A		Chesterfield	Coral	Rankin	Repulse	Whale	Hall
	Dorset	River				OS0	Arviat	Inlet	Harbour	Inlet	Bay	Cove	Beach/Igloodik
1984	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>39</b>	<b>0</b>	<b>13</b>	<b>37</b>	<b>0</b>	<b>14</b>	<b>60</b>	<b>2</b>	5	0	525
1985	15	<b>0</b>	<b>27</b>	7	6	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>24</b>	<b>4</b>	<b>14</b>	<b>0</b>	338
1986	<b>19</b>	0	4	4	0	9	0	20	43	2	9	0	330
1987	5	3	29	8	12	9	0	<b>9</b>	31	4	18	0	383
1988	35	1	10	4	44	12	3	11	41	5	13	2	547
1989	24	0	8	9	8	15	0	9	45	5	11	0	402
1990	24	1	16	8	40	10	0	9	45	3	11	0	501
1991	7	7	16	22	21	13	0	9	60	2	18	0	525
1992	11	2	16	7	3	21	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>34</b>	3	<b>8</b>	<b>0</b>	332
1993	23	0	29	<b>2</b>	0	0	0	6	55	4	25	2	443
1994	24	0	26	2	40	5	0	0	31	2	8	0	414
1995	10	0	25	0	8	16	0	3	48	6	0	0	348
1996	30	1	9	5	15	13	0	12	26	12	7	0	390
1997	8	0	0	<b>2</b>	16	3	<b>2</b>	<b>2</b>	10	<b>8</b>	0	<b>0</b>	154
1998	4	1	27	<b>3</b>	4	0	0	0	9	12	0	0	179
1999	10	0	15	<b>3</b>	3	0	2	3	8	3	2	0	147
2000	46	0	19	0	15	0	1	4	1	7	1	0	282
2001	11	1	7	0	19	1	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>17</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	227
2002	5	0	1	4	9	33	3	<b>2</b>	30	12	20	1	363
2003	1	0	1	7	15	1	5	4	10	2	<b>6</b>	<b>0</b>	155
2004	<b>7</b>	2	<b>11</b>	4	<b>9</b>	0	<b>0</b>	3	<b>12</b>	2	3	<b>0</b>	160
2005	6	<b>0</b>	10	6	<b>9</b>	<b>6</b>	1	3	17	3	6	<b>0</b>	201
2006	25	1	9	2	15	9	0	0	18	13	6	0	294
2007	<b>1</b>	0	11	<b>2</b>	<b>7</b>	6	0	2	4	6	12	0	155
2008	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>13</b>	<b>2</b>	10	<b>5</b>	<b>0</b>	0	4	3	<b>2</b>	<b>0</b>	121
2009	<b>1</b>	<b>0</b>	14	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	15	6	4	<b>0</b>	171
2010	1	<b>0</b>	14	7	7	6	0	5	8	2	1	0	157
2011	2	0	14	0	7	5	0	7	11	4	0	0	151
2012	0	0	19	1	7	10	0	4	15	6	5	0	201
2013	0	0	6	0	0	0	0	0	22	0	0	0	84
2014	0	0	1	2	4	0	0	15	22	0	0	0	132
2015	0	3	11	2	<b>5</b>	7	0	9	27	15	12	0	47
2016	2	0	10	3	25	4	1	5	51	2	12	0	245
2017	4	<b>1</b>	<b>9</b>	2	<b>8</b>	<b>4</b>	3	<b>7</b>	31	2	16	2	4

---

**Nunavik**

Année	Killiniq	Kangiksualujuaq	Kuujjuaq	Tasiujaq	Kangirsuk	Aupaluk	Quaqtaq	Kangiksujaq	Salluit	Ivujivik	Akulivik	Puvirnituc
1954	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1955	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1956	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1957	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1958	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1959	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1960	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>29</b>	33	9	7
1961	1	0	0	0	6	0	7	4	<b>28</b>	33	9	7
1962	1	0	0	0	6	0	7	4	30	33	9	7
1963	1	0	0	0	6	0	7	4	30	33	9	7
1964	1	0	0	0	6	0	7	4	30	33	9	7
1965	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1966	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1967	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1968	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1969	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1970	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1971	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1972	1	0	0	0	6	0	7	4	26	33	9	7
1973	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>26</b>	<b>33</b>	<b>9</b>	<b>7</b>
1974	1	0	0	0	7	<b>0</b>	13	2	57	<b>33</b>	12	<b>7</b>
1975	4	1	0	0	7	<b>0</b>	9	5	59	<b>32</b>	15	<b>7</b>
1976	0	1	0	2	7	1	5	4	13	<b>32</b>	18	<b>7</b>
1977	2	0	0	0	9	0	7	7	1	<b>32</b>	0	<b>7</b>
1978	<b>0</b>	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>36</b>	0	<b>7</b>
1979	<b>0</b>	1	15	0	1	0	7	0	5	<b>32</b>	3	<b>7</b>
1980	<b>0</b>	1	7	0	8	0	10	9	36	<b>29</b>	5	<b>7</b>
1981	<b>0</b>	0	0	0	4	0	3	0	30	33	24	<b>8</b>
1982	<b>0</b>	0	0	0	5	0	2	0	73	29	8	<b>6</b>
1983	<b>0</b>	0	0	0	12	1	6	1	2	57	1	<b>8</b>
1984	<b>0</b>	0	0	0	3	1	9	0	27	<b>11</b>	0	<b>7</b>
1985	1	0	0	0	15	3	8	17	16	16	16	<b>6</b>
1986	0	0	0	9	3	0	7	41	91	0	1	11
1987	0	3	0	7	0	0	6	2	1	19	18	0
1988	0	0	0	3	7	0	10	0	8	8	10	16
1989	0	5	3	5	5	0	4	0	0	11	1	0

---



Année	Killiniq	Kangiksualujuaq	Kuujuuaq	Tasiujaq	Kangirsuk	Aupaluk	Quaqtaq	Kangiksujaq	Salluit	Ivujivik	Akulivik	Puvirnituaq
1990	0	0	0	3	6	3	12	0	10	3	4	3
1991	0	0	0	2	6	2	10	3	3	13	9	6
1992	0	0	4	0	7	5	9	6	15	7	12	12
1993	0	1	0	2	2	3	7	2	11	33	1	12
1994	0	1	0	5	5	5	6	3	19	0	9	3
1995	0	1	0	3	10	2	20	2	19	20	0	0
1996	0	1	4	9	9	2	3	4	18	0	3	4
1997	0	3	0	0	0	0	8	0	20	23	9	6
1998	0	0	0	0	4	0	11	5	7	1	10	0
1999	0	0	6	0	0	0	2	1	0	7	1	0
2000	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
2001	0	0	0	0	0	1	0	4	1	0	0	0
2002	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	14	0
2003	0	0	0	0	0	0	6	1	2	9	11	9
2004	0	0	0	0	0	0	11	9	10	0	12	0
2005	0	0	0	2	0	0	5	0	17	8	4	8
2006	0	0	5	3	0	0	2	4	14	11	9	9
2007	0	0	0	0	1	0	3	0	24	13	5	21
2008	0	0	0	0	0	0	6	0	17	8	9	13
2009	0	0	0	0	0	0	7	2	7	0	3	17
2010	0	0	1	1	0	0	6	1	14	5	5	9
2011	0	1	0	0	0	0	2	2	11	5	5	12
2012	0	0	0	0	0	0	5	5	12	0	8	17
2013	0	0	0	0	7	0	10	2	0	0	9	3
2014	0	0	0	0	0	0	4	0	14	0	10	0
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0
2016	0	0	0	0	3	1	0	5	0	8	8	0
2017	0	2	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0