



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

---

Document de recherche 2021/006

Région du Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador

### Tendances de l'abondance du phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) dans l'Atlantique Nord-Ouest, 1952-2019

Mike O. Hammill<sup>1</sup>, Garry B. Stenson<sup>2</sup>, Arnaud Mosnier<sup>1</sup>, Thomas Doniol-Valcroz<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Direction générale des sciences, Pêches et Océans Canada  
Institut Maurice-Lamontagne  
C. P. 1000  
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

<sup>2</sup> Direction générale des sciences, Pêches et Océans Canada  
Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest  
C. P. 5667  
St. John's (T.-N.-L.) A1C 5X1

<sup>3</sup> Direction générale des sciences, Pêches et Océans Canada  
Station biologique du Pacifique  
3190, chemin Hammond Bay  
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

---

## 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 de consultation scientifique  
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 la Reine du chef du Canada, 2021  
ISSN 2292-4272

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

Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A. et Doniol-Valcroze, T. 2021. Tendances de l'abondance du phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) dans l'Atlantique Nord-Ouest, 1952-2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/006. iv + 33 p.

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

*Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A. and Doniol-Valcroze, T. 2021. Trends in abundance of harp seals, Pagophilus groenlandicus, in the Northwest Atlantic, 1952-2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/006. iv + 30 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	IV
INTRODUCTION .....	1
MÉTHODES .....	4
SAISIE DE DONNÉES .....	5
Estimations de la production de jeunes de l'année .....	5
Taux de reproduction.....	5
Prises .....	7
Mortalité liée à la glace des jeunes de l'année .....	7
STRUCTURE DU MODÈLE .....	8
RÉÉCHANTILLONNAGE DE MONTE-CARLO ET ESTIMATION DES PARAMÈTRES.....	9
MODÈLE DE PROJECTION .....	10
Prélèvement Biologique Potentiel.....	11
RÉSULTATS.....	11
PROJECTIONS DE LA RÉCOLTE.....	16
DISCUSSION.....	18
PERSPECTIVES.....	23
REMERCIEMENTS .....	24
RÉFÉRENCES CITÉES.....	25
ANNEXES.....	28

---

## RÉSUMÉ

Les phoques du Groenland ont besoin de la banquise pour se reposer, pour mettre bas et pour s'occuper de leurs jeunes de l'année. Ils font également l'objet d'une chasse commerciale et d'une chasse de subsistance. Pour examiner l'état de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest, nous avons utilisé un modèle de population à trois paramètres, qui a été ajusté aux estimations de la production de jeunes de l'année et des taux de reproduction, et qui intègre de l'information sur les prises annuelles au Canada et au Groenland (y compris les prises accessoires et les phoques abattus qui ont été perdus) et sur la mortalité inhabituelle des jeunes de l'année en raison de mauvaises conditions de glace. La présente évaluation avait d'abord appliqué la formulation du modèle qui avait été utilisé lors des évaluations précédentes, mais il en avait découlé un mauvais ajustement du modèle aux données sur la reproduction et aux données des levés aériens. Or, le fait d'utiliser une autre formulation, où la mortalité adulte était fixe et la mortalité juvénile était estimée, et où un indice environnemental global était utilisé pour tenir compte de la variation de la capacité de charge de la population, a amélioré l'ajustement du modèle aux données. D'après un modèle de population incluant des estimations de la production de jeunes de l'année jusqu'en 2017, ainsi que des estimations annuelles des taux de reproduction selon l'âge, des prélèvements et de la mortalité liée à la glace jusqu'en 2019, la population de phoques du Groenland semble être demeurée relativement stable depuis le milieu des années 1990, puis avoir augmenté au cours dernières années, probablement en raison de taux de reproduction plus élevés et de prélèvements plus faibles. Le modèle estimait une production de jeunes de l'année s'élevant à 1 039 000 phoques (intervalle de confiance à 95 % : 927 000 – 1 100 000) et une population totale de 6,8 millions de phoques (intervalle de confiance à 95 % : 5,8 – 8,0) en 2017. Pour les prévisions de 2019, le modèle estimait une augmentation de la population à 7,6 millions de phoques du Groenland (intervalle de confiance à 95 % : 6,6 – 8,8 millions). Les changements climatiques ont des répercussions sur la couverture de glace, particulièrement dans le golfe du Saint-Laurent, mais on prévoit que même la région du nord-est de Terre-Neuve sera exempte de glace d'ici la fin du siècle. Il en résultera des effets négatifs sur la population de phoques du Groenland, à moins que de nouvelles zones d'élevage soient trouvées plus au nord des aires de mise bas actuelles.

Mots clés : phoque du Groenlands, *Pagophilus groenlandicus*, abondance, survie des juvéniles, indice environnemental, Atlantique Nord-Ouest

## INTRODUCTION

Le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) est une espèce migratoire de taille moyenne dont l'aire de répartition s'étend sur les régions du plateau continental de l'Atlantique Nord. La population de l'Atlantique Nord-Ouest estive dans l'Arctique avant de migrer vers le sud à l'automne, le long du plateau continental canadien, afin d'hiverner. Elle se reproduit au large de la côte nord-est de Terre-Neuve (le front) et dans le golfe du Saint-Laurent (le golfe) (Figure 1) (Sergent 1991; Stenson et Hammill 2014). Les phoques du Groenland ont besoin d'une banquise comme plateforme où s'échouer, qui sert d'aire de mise bas et d'élevage des jeunes de l'année. Au terme de leur sevrage, les jeunes de l'année utilisent, pendant plusieurs semaines, la glace de la banquise comme aire de repos. Le phoque du Groenland est le pinnipède le plus abondant de l'Atlantique Nord. Cette espèce joue un rôle important dans la structuration de l'écosystème de l'Atlantique Nord, en tant que prédateur et en tant que proie (Morissette *et al.* 2006; Bundy 2001; Peacock *et al.* 2013; Hammill et Stenson 2014a). Le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest fait l'objet d'une chasse commerciale au Canada atlantique, d'une chasse de subsistance dans l'Arctique canadien et au Groenland, et fait partie des prises accessoires d'autres pêches commerciales.

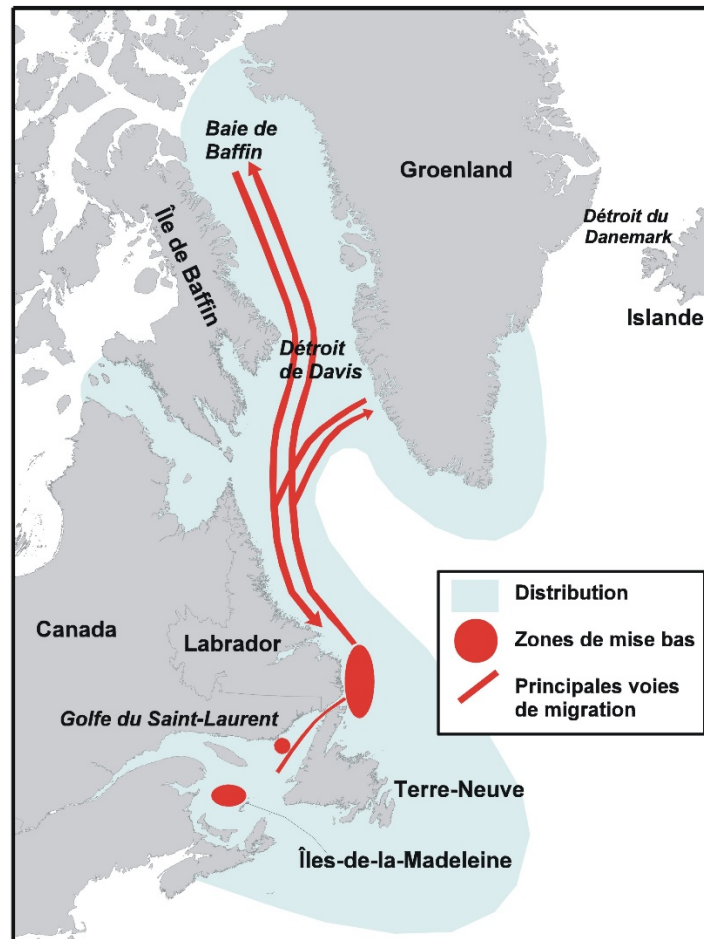


Figure 1. Emplacements généraux des aires de mise bas du phoque du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest.

La production estimative de jeunes de l'année du phoque du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest a augmenté, passant d'un minimum de 288 000 phoques (écart-type = 21 300) en 1971 à un maximum de 1,58 million (écart-type = 0,137) en 2008, avant de chuter à environ 797 000 phoques (écart-type = 69 700) en 2012. La plus récente évaluation a conclu que la population totale est passée d'un minimum de 1,15 million (écart-type = 0,090) million de phoques en 1971 à un maximum de 7,82 millions (écart-type = 0,806) de phoques en 2008, avant de diminuer à 7,45 millions (écart-type = 0,698) en 2012 (Figure 2) (Hammill *et al.* 2015).

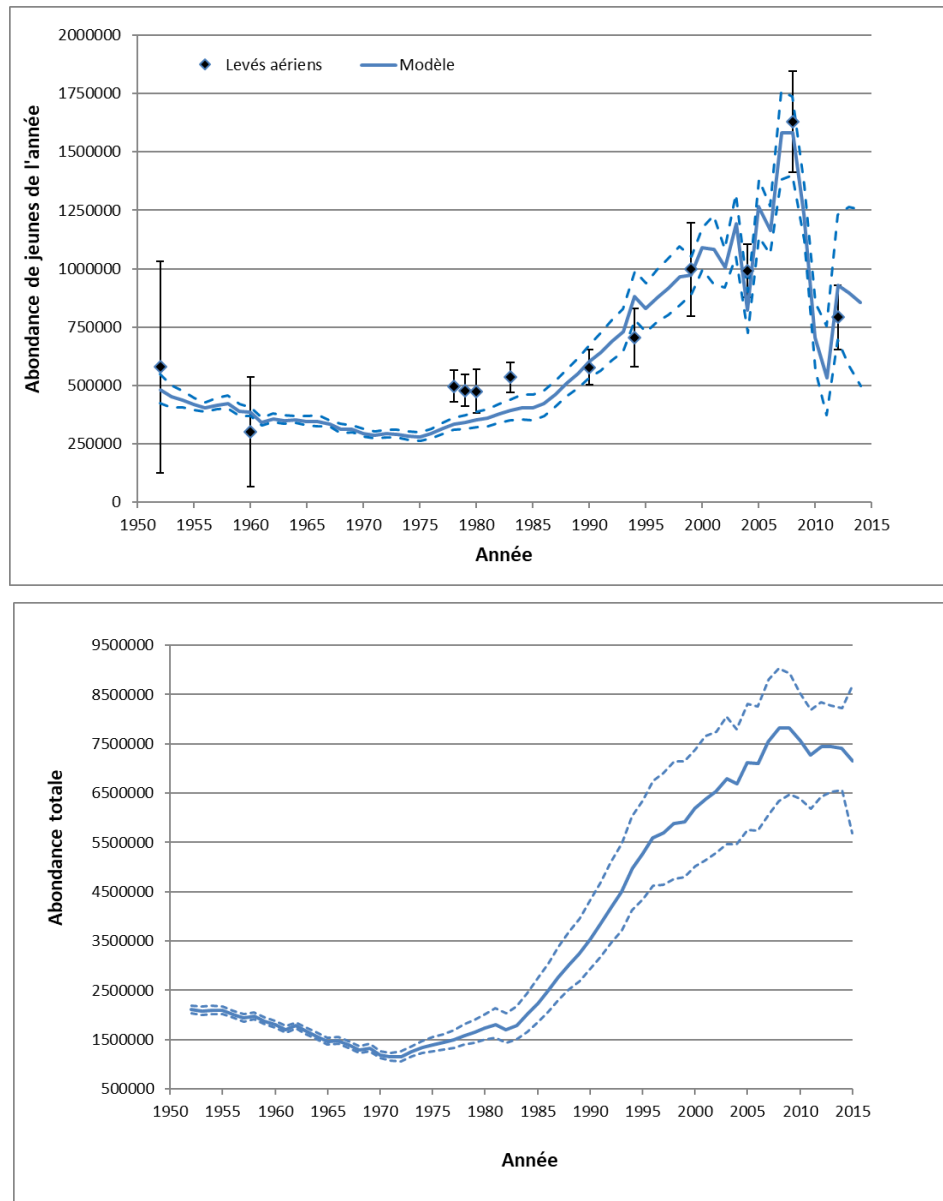


Figure 2. Estimation de la production de jeunes de l'année (en haut) et de l'abondance totale (en bas) du phoque du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest (1952-2014) (moyenne  $\pm$  intervalle de confiance à 95 %). Les symboles indiquent les estimations de la production de jeunes de l'année selon les levés aériens (moyenne  $\pm$  intervalle de confiance à 95 %) (Hammill *et al.* 2015).

Le changement climatique entraînera des changements de température et des modifications connexes des courants océaniques, de la couverture de glace et du niveau de la mer (McCarthy *et al.* 2001). Chez le phoque du Groenland, une absence ou insuffisance de glace convenable

entraîne une augmentation de la mortalité des jeunes de l'année (Sergeant 1991; Johnston *et al.* 2005; Stenson et Hammill 2014), tandis que les changements de la période de rupture de la glace ont des effets en cascade sur les ressources alimentaires du phoque, son état corporel et sa reproduction (Buren *et al.* 2014; Stenson *et al.* 2016; Hammill et Sauvé 2017). Par conséquent, toute tentative de modélisation de la tendance de population des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest devrait tenir compte des effets du changement climatique.

Plusieurs documents de recherche récents ont décrit l'état global de la glace dans l'Atlantique Nord-Ouest et ont tenté de modéliser la couverture de glace dans le golfe et sur le front (Peterson *et al.* 2015; Long *et al.* 2015; Han *et al.* 2015, 2019). Ces exercices prévoient une importante réduction de la couverture de glace globale, dont une diminution de 20 à 77 % de l'étendue de la glace hivernale au large de Terre-Neuve-et-Labrador au cours des 50 prochaines années, un retard de la période de gel, et un changement du moment de l'apogée de la couverture de glace, qui s'étend actuellement de la fin janvier à mars, mais qui passerait à une courte période en mars et à un raccourcissement de la saison de couverture de glace globale (Figures 3 et 4) (Han *et al.* 2015, 2019).

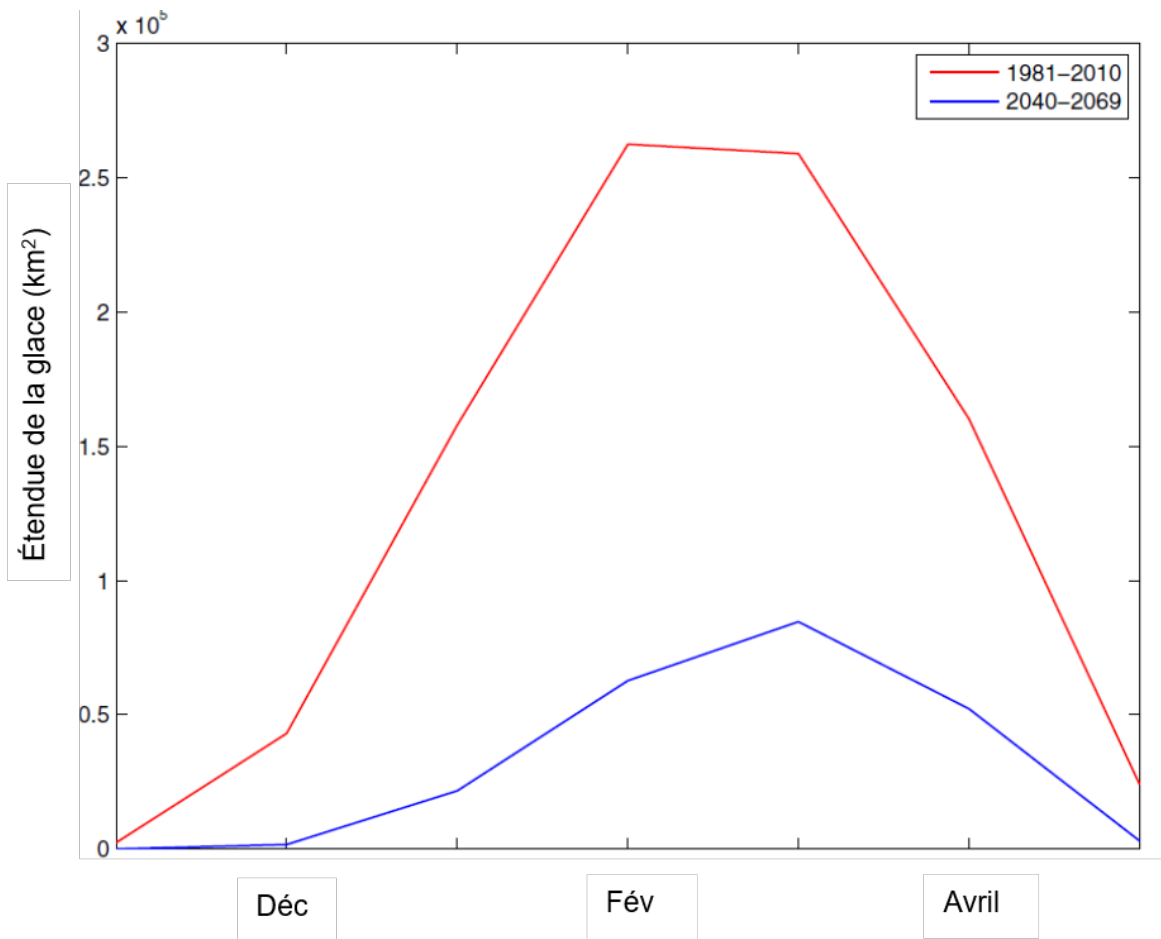


Figure 3. Simulation de l'étendue de glace de mer mensuelle au sud du 55° de latitude nord (Han *et al.* 2019)

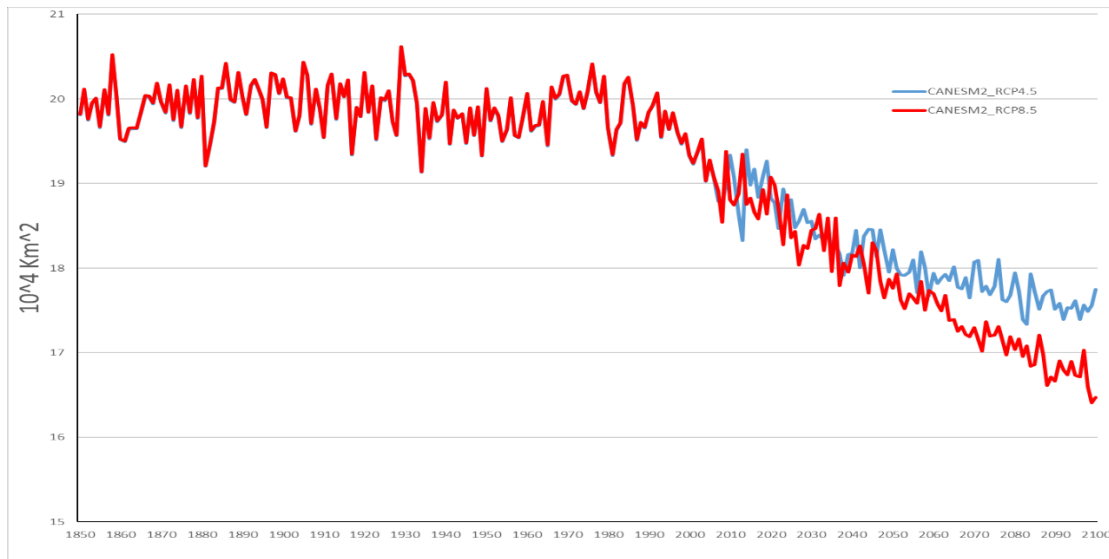


Figure 4. Simulation de la couverture de glace ( $10\,000\text{ km}^2$ ) et changements de couverture de glace (1850-2100) selon les modèles climatiques CANESM2\_RCP4.5 et 8.5 (Han et al. 2015, 2019). Han et al. (2015) considèrent que le sud du Labrador sera pratiquement exempt de glace d'ici 2100. Aux fins de notre analyse, nous avons utilisé le modèle 4.5.

Un levé aérien visant à estimer la production des jeunes de l'année du phoque du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest a été effectué en 2017. La présente évaluation fournit des estimations de l'abondance actuelle du phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest se fondant sur les résultats de ce levé aérien visant à estimer la production des jeunes de l'année, et sur les données relatives aux taux de reproduction et aux prélèvements jusqu'en 2019. Elle présente également un avis scientifique sur une récolte durable qui permettra de maintenir une probabilité de 80 % que le stock se maintienne au-dessus du point de référence de précaution ( $N_{70}$ ) sur une période de 20 ans, selon des scénarios de prises prévoyant des structures par âge de 5 % d'adultes/95 % de brasseurs; 10 % d'adultes/90 % de brasseurs; et 50 % d'adultes/50 % de brasseurs, en plus de tenir compte d'un prélèvement biologique éventuel. Nous avons abordé la présente demande d'avis scientifique dans le contexte d'une diminution prévue de la couverture de glace.

## MÉTHODES

La dynamique de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest est décrite en ajustant un modèle à des estimations indépendantes de la production totale de jeunes de l'année, et aux taux de reproduction observés chez les phoques de 8 ans et plus (ci-après les « 8 ans et plus », ou 8+) (Hammill *et al.* 2015). On s'appuie sur l'hypothèse que des facteurs dépendants de la densité influent sur les taux de reproduction et sur la survie des juvéniles (c.-à-d. les phoques âgés de moins d'un an). On suppose également un sex-ratio de 1:1. Nous présentons ici un modèle modifié qui intègre les données sur les prélèvements et la mortalité liée à la glace, et qui est ajusté en réglant la taille de la population initiale ( $\alpha$ ), les taux de mortalité des juvéniles ( $M_0$ ) et la capacité de charge ( $K$ ), et qui comprend des covariables environnementales pour les taux de survie et de reproduction des juvéniles. Nous comparons ces résultats à ceux de la version précédente de ce modèle d'évaluation (Hammill *et al.* 2015).

Nous commençons par présenter les données d'entrée du modèle de population, avant d'expliquer la structure et l'ajustement du modèle.



---

## SAISIE DE DONNÉES

### Estimations de la production de jeunes de l'année

Le modèle est ajusté à 13 estimations indépendantes de la production de jeunes de l'année, au moyen d'une combinaison de méthodes de marquage-recapture et de levés aériens (Tableau 1) (Sergent et Fisher 1960; Roff et Bowen 1986; Stenson *et al.* 2014a, 2020b). Un coefficient de variation de 50 % a été attribué aux levés aériens de 1952 et de 1960 afin de tenir compte de l'incertitude des méthodes utilisées et de la superficie couverte. Les levés aériens de 1990 à 2017 ont tous utilisé le même plan d'échantillonnage de base (Stenson *et al.* 2020b).

### Taux de reproduction

Le modèle est également ajusté aux données sur les taux de reproduction recueillies de 1954 à 2019 (Stenson *et al.* 2014b, 2020a). Les données ont été lissées en appliquant une régression logistique locale (Hamill *et al.* 2015). L'effet de la taille de l'échantillon sur la variabilité des taux de reproduction a été examiné, et la présente analyse a montré que la variance diminuait rapidement à mesure que la taille de l'échantillon augmentait jusqu'à l'atteinte d'une taille d'échantillon de 40 à 50 phoques, où la courbe devient asymptotique (Stenson *et al.* 2014b). Dans la présente étude, le seuil a été fixé à 49 phoques. Là où la taille de l'échantillon dépassait ce seuil, le modèle a utilisé les données brutes du modèle de population; sinon, la valeur observée était remplacée par une valeur dérivée du modèle de lissage.

On s'est appuyé sur l'hypothèse que les données sur la reproduction s'appartiennent à une distribution binomiale. La variance par rapport aux taux de grossesse observés est faible (puisque la plupart des tailles d'échantillons sont grandes), ce qui restreint l'ajustement du modèle. Les données sur les taux de grossesse ont été examinées pour y déceler tout signe de « surdispersion » (c.-à-d. une variance supérieure à celle prévue pour une distribution binomiale) pouvant justifier l'utilisation d'une plus grande variance. Quatre années récentes de données affichant une taille d'échantillon supérieure à 75 (2009, 2010, 2011 et 2014) ont été sélectionnées, et un rééchantillonnage selon la méthode de Monte-Carlo a été utilisé pour générer des sous-ensembles aléatoires de tailles croissantes (de 10 à 75, par tranches de 5). Pour chaque année et chaque taille d'échantillon, 1 000 itérations ont été effectuées. La variance empirique de ces échantillons aléatoires a ensuite été comparée à la variance binomiale théorique pour cette taille d'échantillon  $p*(1-p)/n$  (où  $n$  représente la taille de l'échantillon).

Tableau 1. Estimations de la production de jeunes de l'année (erreur-type) tirées des levés aériens (1951, 1960, 1990-2012), et études de marquage-recapture (1978-1983) ayant fourni les données d'entrée du modèle de population.

Année	Sud du golfe	Nord du golfe	Front	Total	Méthode	Référence
1951	-	-	-	645 000 (322 500) <sup>1</sup>	Levé aérien	Sergent et Fisher 1960
1960	-	-	-	235 000 (117 500) <sup>1</sup>	Levé aérien	Sergent et Fisher 1960
1978	-	-	-	497 000 (34 000)	Marquage-recapture	Roff et Bowen 1986
1979	-	-	-	478 000 (35 000)	Marquage-recapture	Roff et Bowen 1986
1980	-	-	-	475 000 (47 000)	Marquage-recapture	Roff et Bowen 1986
1983	-	-	-	534 000 (33 000)	Marquage-recapture	Roff et Bowen 1986
1990	106 000 (23 000)	4400 (1 300)	467 000 (31 000)	577 900 (38 800)	Levé aérien	Stenson <i>et al.</i> 1993
1994	198 600 (24 200)	57 600 (13 700)	446 700 (57 200)	702 900 (63 600)	Levé aérien	Stenson <i>et al.</i> 2002
1999	176 200 (25 400)	82 600 (22 500)	739 100 (96 300)	997 900 (102 100)	Levé aérien	Stenson <i>et al.</i> 2003
2004	261 000 (25 700)	89 600 (22 500)	640 800 (46 900)	991 400 (58 200)	Levé aérien	Lennox <i>et al.</i> 2014b
2008	287 000 (27 600)	172 600 (22 300)	1 185 000 (112 000)	1 644 500 (117 900)	Levé aérien	Lennox <i>et al.</i> 2014b
2012	121 500 (15 300)	74 100 (12 400)	626 200 (66 700)	815 900 (69 500)	Levé aérien	Lennox <i>et al.</i> 2020b
2017	18 300 (1 500)	13 600 (3000)	714 600 (89 700)	746 500 (89 800)	Levé aérien	Lennox <i>et al.</i> 2020b

<sup>1</sup> Coefficient de variation hypothétique de 50 %.

## Prises

Données sur les prises disponibles depuis 1952 (Figure 5) (Stenson et Upward 2020). La collecte des données sur la chasse au Groenland accuse normalement un retard de deux ans. Pour 2018 et 2019, c'est donc la moyenne des prises des cinq dernières années qui a été utilisée.

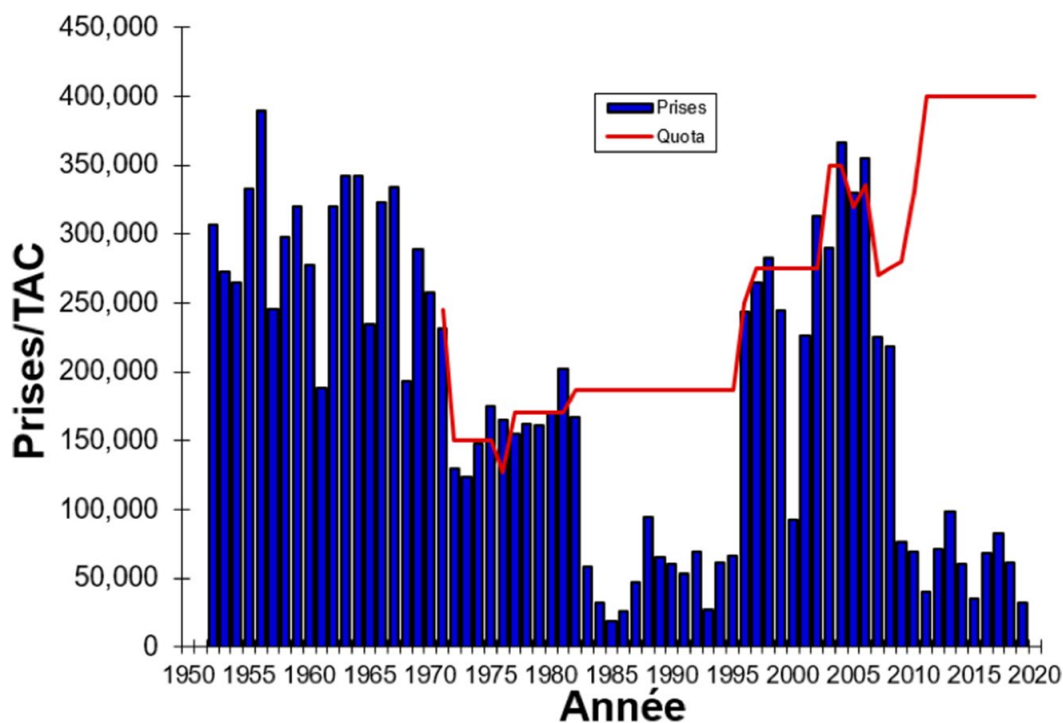


Figure 5. Prises déclarées de phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest (données tirées de Stenson et Upward 2020).

Les corrections tenant compte des phoques abattus et perdus sont intégrées au modèle en tant que proportion de phoques récupérés (Sjare et Stenson 2002). Pour la chasse au blanchon antérieure à 1983, la correction tenant compte des phoques abattus et perdus s'élève à seulement 1 %. On s'appuie sur l'hypothèse que, depuis 1983, 95 % des jeunes de l'année et 50 % des 1 an et plus (1+) qui font l'objet d'une chasse commerciale au Canada (golfe et front) sont déclarés, et que 50 % de tous les phoques abattus au Groenland et dans l'Arctique canadien ont été récupérés ou déclarés (Sjare et Stenson 2002).

## Mortalité liée à la glace des jeunes de l'année

Certaines années, les conditions de glace extrêmement mauvaises entraînent une mortalité accrue des jeunes de l'année au cours de leur premier mois de vie ( $M_{glace}$ ). Cette mortalité, qui est périodique, n'est pas prise en compte par le modèle aux fins de l'estimation de la mortalité (Stenson et Hammill 2014). Sachant que les phoques du Groenland n'utilisent pas toute la glace disponible dans leurs aires d'élevage, il est peu probable que des anomalies positives ou négatives mineures aient une incidence sur la survie des jeunes de l'année. Lors de certaines années, on a observé un grand nombre de jeunes de l'année qui étaient morts, échoués sur la plage ou flottant dans l'eau, ce qui pourrait indiquer une mortalité plus élevée que la normale. Nous avons donc utilisé ces années afin de déterminer un seuil pour l'anomalie annuelle de la

glace, fixé à -0,3 pour le golfe du Saint-Laurent (le golfe) et à -0,5 pour le large de la côte nord-est de Terre-Neuve (le front) (Hammill et Stenson 2014 b). L'anomalie annuelle de la glace ( $A$ ) a été calculée au moyen de la formule suivante :  $A_t = (\text{couverture de glace}_t - \text{couverture de glace}_{\text{moyenne 1969-2000}}) / \text{couverture de glace}_{\text{moyenne 1969-2000}}$ , où la couverture de glace est calculée en km<sup>2</sup> de l'année  $t$ . L'étendue totale de glace de première année a été tirée des cartes des glaces du [Service canadien des glaces d'Environnement Canada](#) pour le golfe du Saint-Laurent (semaine du 28 février) et le sud du Labrador (semaine du 5 mars). Lors de la dernière évaluation, la couverture de glace moyenne a été estimée pour la période entre 1969 (première année de données) et 2013. La couverture de glace a toutefois diminué depuis 2000, et une augmentation marquée des mauvaises années de glaces a été observée dans le golfe. Par conséquent, aux fins de la présente évaluation, la période de 1969 à 2000 a été utilisée pour estimer la couverture de glace moyenne. On s'appuie sur l'hypothèse qu'aucune mortalité supplémentaire ne résulterait d'une anomalie de la couverture de glace au-dessus du seuil, et qu'une mortalité supérieure à la normale serait proportionnelle à l'ampleur de l'anomalie négative au-dessous du seuil. Ainsi, on suppose qu'une diminution de 60 % de la couverture de glace entraînerait une mortalité de 60 % (ou une survie de 40 %). La variable  $M_{\text{glace}}$  a été calculée séparément pour le golfe et pour le front, puis les deux indices ont été combinés selon une pondération supposant que 30 % des jeunes de l'année étaient nés dans le golfe et 70 % sur le front. Le résultat est converti en indice de survie ( $S_{\text{glace}} = 1 - M_{\text{glace}}$ ) qui est inclus dans le modèle sous le nom de  $S_{\text{glace}}$  (équation 2) (Annexe 1, Tableau 1).

## STRUCTURE DU MODÈLE

La population initiale ( $Pop_{init}$ ) est entrée en tant que vecteur de nombres de phoques à l'âge  $x$  ( $n_x$ ) :

$$Pop_{init} = \sum_{x=1}^{26} (\alpha \times n_x) \quad (\text{Équation 1})$$

Où  $\alpha$  est un multiplicateur qui est ajusté lors du processus d'ajustement du modèle.

Dans les évaluations précédentes, le modèle avait estimé la mortalité adulte ( $M_{1+}$ ) (équations 3 et 4), et fixé la mortalité des jeunes de l'année à trois fois la mortalité adulte ( $M_0 = 3 \times M_{1+}$ ) (équation 2) (Hammill *et al.* 2015). La présente évaluation fournit les résultats du modèle utilisant cette approche, mais le modèle choisi fixe la mortalité adulte à  $M_{1+} = 0,03$ , et fournit une estimation de  $M_0$  (équation 2).

Selon ce modèle, on a aussi supposé que la mortalité des jeunes de l'année (comme elle est indiquée ci-dessus) était assujettie à des facteurs dépendants de la densité liés à la taille totale de la population  $N$ , à la capacité de charge estimée ( $K$ ) et à la fonction thêta ( $\theta$  : établie à 2,4; Trczinski *et al.* 2006) (équation 2) :

$$n_{1,t} = ((n_{0,t-1} \times S_{\text{glace},t-1}) - c_{\cdot 0,t-1}) \times e^{-M_0} \times (1 - (N_t/K)^\theta) \quad (\text{Équation 2})$$

Le nombre de phoques d'âge  $x$ , avec  $1 < x < X$ , était lié à la mortalité et aux prises :

$$n_{a,t} = \left( n_{a-1,t-1} \times e^{\frac{-M_{1+}}{2}} - c_{\cdot a-1,t-1} \right) \times e^{\frac{-M_{1+}}{2}} \quad (\text{Équation 3})$$

tandis que les chiffres pour la classe d'âge terminale  $n_X$  sont

$$n_{A,t} = [(n_{A-1,t-1} + n_{A,t-1}) \times e^{-M_{1+}/2} - (C_{A-1,t-1} + C_{A,t-1})] \times e^{-M_{1+}/2} \quad (\text{Équation 4})$$

Le nombre de jeunes de l'année qui sont nés à l'année  $t$  est décrit par le nombre de femelles ( $n_{x,t} \times 0,5$  en supposant un sex-ratio de 1:1) à l'âge ( $x$ ) et par le taux de reproduction selon l'âge ( $P_{x,t}$ ) à l'année  $t$  :

$$n_{0,t} = \sum_{x=1}^x n_{x,t} \times P_{x,t} \times 0,5 \quad (\text{Équation 5})$$

$$n_{0,t} = \left( \sum_{x=1}^x (n_{0,t} \cdot P_{x,t} 0,5) \right) \cdot S_{glace} \quad (\text{Équation 6})$$

Nous étions d'avis que, pour les années ayant affiché de bonnes ou de mauvaises conditions environnementales, ces conditions se refléteraient probablement dans toutes les catégories d'âge. Nous avons donc intégré cette fonction de synchronicité au modèle en utilisant la fonction *Corbin*, une distribution multivariable composée de distributions binomiales où le degré de corrélation est contrôlé par une copule gaussienne à 8 dimensions (Hamill *et al.* 2015). Dans cette fonction,  $n_{x.reprod,t}$  correspondait à la taille de l'échantillon utilisée pour obtenir le taux de grossesse observé chez les femelles d'âge  $x$  pour l'année  $t$ , et  $p_{x.grossesse,t}$  représentait la proportion de grossesses parmi les femelles du groupe observé pour l'année  $t$ .

Pour l'âge  $x$ , avec  $1 < x < 8$  :

$$P_{x,t} \sim CorBin(n_{x.reprod,t}, P_{x.grossesse,t}) \quad (\text{Équation 7})$$

Pour l'âge  $x$ , avec  $x \geq 8$  (c.-à-d. 8+) :

$$P_{x,t} = P_{8,t} \sim CorBin(n_{8+.reprod,t}, P_{8+.grossesse,t}) \quad (\text{Équation 8})$$

Lors de l'ajustement du modèle, ce dernier échantillonne la distribution des taux de grossesse pour la classe d'âge des 8 ans et plus (8+). Si le taux de reproduction est élevé, la corrélation garantit que des valeurs plus élevées (selon la force de la corrélation) seront également choisies pour les autres classes d'âge. Cette synchronicité augmente l'incertitude, puisque le modèle tend à représenter une combinaison de bonnes et mauvaises années en ce qui a trait à la grossesse. Le modèle suppose également que les taux de grossesse varient en fonction de changements qui dépendent de la densité, à mesure que la population s'approche de sa capacité de charge. L'équation des taux de reproduction prévus (*Psim*) pour les phoques âgés de 8 ans et plus pour l'année  $t$  est la suivante :

$$P_{sim_{8+,t}} = 0,88 \times (1 - N_t / (K \times IEC))^\theta \quad (\text{Équation 9})$$

Où 0,88 est le taux de reproduction maximal observé chez les phoques âgés de 8 ans et plus,  $N$ ,  $K$  et  $\theta$  sont définis selon ce qui a déjà été indiqué ci-dessus (équation 2) et IEC représente l'indice environnemental composite. La variable IEC fournit une mesure de l'état global des conditions environnementales. Cet indice constitue la mosaïque d'une série chronologique comprenant des mesures des conditions météorologiques, de la température de la mer, de la salinité, de la glace et du froid dans les sites de l'Atlantique Nord-Ouest. Il est calculé annuellement comme la somme des anomalies normalisées de 28 indices environnementaux (Colbourne *et al.* 2016).

## RÉÉCHANTILLONNAGE DE MONTE-CARLO ET ESTIMATION DES PARAMÈTRES

Ce modèle établit une matrice de population intégrant 26 classes d'âge, de 1952 à l'année courante (Annexe 1, Tableau 2). Il a été créé en tant que structure d'âge initiale de la population, où l'on suppose que la mortalité au cours de la première année de vie est trois fois plus élevée (Roff et Bowen 1986) que le taux de mortalité des adultes, qui s'élève à 0,06. La taille de la population initiale est ajustée par un facteur multiplicateur ( $\alpha$ ) (équation 1). Nous avons inclus au modèle d'ajustement l'incertitude liée aux taux de grossesse et les estimations de la production de jeunes de l'année, en rééchantillonnant les paramètres au moyen des méthodes de Monte-Carlo. À chaque itération du modèle, les taux de grossesse ont donc été rééchantillonnés pour chaque année en supposant une distribution binomiale (corrélée entre les

classes d'âge). Les paramètres des distributions binomiales ont été estimés directement à partir des données sur le taux de reproduction dans les cas où le nombre d'échantillons de reproduction dépasse un seuil de 49 (voir la section 2.1.2), ou en se fondant sur l'estimation lissée des taux de grossesse dans les cas où le nombre d'échantillons est inférieur à 50. Les estimations de la production de jeunes de l'année, obtenues à partir des levés aériens, sont rééchantillonnées en supposant une distribution normale (la variance étant fondée sur les estimations des erreurs de relevé). Pour chaque itération, le modèle minimise la somme des carrés (MMS) de deux fonctions objectives :

$$MSS = \left[ \frac{\sum (Petit_{modèle} - Petit_{relevé})^2}{variance_{Petit\ relevé}} \right] + \left[ \frac{\sum (P_{sim_{g+,t}} - P_{g+,t})^2}{variance_{P_{g+,t}}} \right] \quad (\text{Équation 9})$$

en estimant trois paramètres : le facteur de population initiale ( $\alpha$ ), le taux instantané de mortalité ( $M$ ) et la capacité de charge ( $K$ ). Les trois paramètres ( $\alpha$ ,  $M$  et  $K$ ) sont optimisés par des méthodes itératives ( $N = 10\,000$  itérations). Pour chaque itération de Monte-Carlo, les nouvelles valeurs  $M$ ,  $K$  et  $\alpha$  sont estimées et stockées. Le modèle fonctionne dans le langage de programmation  $R$  (R Core Team 2014). Les résultats sont précisés en tant que moyenne ( $\pm$  écart-type), sauf indication contraire; les limites de confiance à 95 % sont présentées comme des quantiles de 0,027 5 et de 0,975, sauf pour les relevés de 1951 et 1960 qui sont estimées selon un écart-type de  $\pm 1,96^*$ .

## MODÈLE DE PROJECTION

La structure du modèle de projection reflète celle du modèle d'ajustement. Ce modèle prédit les effets des scénarios de prises futurs en se fondant sur des estimations de la population actuelle (abondance selon l'âge), de la capacité de charge et de la mortalité naturelle, en supposant ce qui suit :

1. Aucun changement relatif aux phoques abattus et perdus.
2. Distribution uniforme des prises annuelles au Groenland (entre 45 000 et 55 000 prises); prélèvement de 1 000 phoques dans l'Arctique canadien; prises accessoires variant entre 1 000 et 3 000 phoques.
3. Supposition que la mortalité liée à la glace (exprimée sous forme de survie dans le modèle) varie selon le changement proportionnel de la couverture de glace lorsqu'elle tombe sous un seuil de 0,7. La proportion est générée en comparant la couverture de glace prévue divisée par la couverture de glace en 2000 (Han *et al.* 2015). Le changement de la couverture de glace suit le scénario de Han (2015, 2019) correspondant à des émissions modérées de  $CO_2$ , tel qu'il est indiqué dans le Profil représentatif d'évolution de concentration (RCP) 4.5 (Figure 4). Ce schéma a été recréé en ajustant une régression logistique aux changements de la couverture de glace hivernale signalés par Han *et al.* (2015, 2019), prévoyant que la région du sud-est du Labrador sera pratiquement exempte de glace d'ici 2100. Deux autres séries chronologiques ont été créées en supposant la valeur médiane  $\pm$  une erreur normale aléatoire (écart-type = 1,5).
4. Le modèle de projection a supposé que les taux de reproduction des phoques de 8 ans étaient fixes par rapport aux valeurs observées au cours des 10 dernières années, chaque année ayant une probabilité égale d'être sélectionnée.
5. Les projections du modèle visent à déterminer le niveau de prises admissibles permettant de respecter le plan de gestion (c.-à-d. une probabilité de 80 % que la population demeure au-dessus du niveau de référence de précaution) pendant une période de 20 ans, comme l'ont recommandé Hammill et Stenson (2009) pour tenir compte des effets du décalage.

## Prélèvement Biologique Potentiel

Les prélèvements biologiques potentiels (PBP) ont été mis en place en réponse à la loi *Marine Mammal Protection Act* des États-Unis (Wade 1998). L'objectif de gestion est d'éviter tout épuisement des populations, c'est-à-dire éviter qu'une population tombe en deçà de son niveau de productivité net maximal (défini comme se situant entre 50 % et 85 % de la capacité de charge) (Taylor et DeMaster 1993). L'approche axée sur les PBP a fait l'objet d'essais par simulation approfondis afin d'examiner comment elle se comporte dans différents scénarios, l'objectif étant toujours que la population ait une probabilité de 95 % de ne pas s'épuiser.

Les PBP sont calculés comme suit :

$$\text{PBP} = 0,5 \cdot R_{\max} \cdot f \cdot N_{\min}, \quad (\text{Équation 10})$$

où  $R_{\max}$  est le taux maximal d'augmentation de la population,  $f$  est un facteur de rétablissement (entre 0,1 et 1,0) et  $N_{\min}$  est la taille estimée de la population en utilisant le 20<sup>e</sup> centile de la distribution log-normale de la plus récente estimation de la population (Wade et Angliss 1997, Wade 1998). Dans le cadre de la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique (SGPA), la variable  $f$  est fixée à 1,0, sauf dans les cas où il existe une préoccupation évidente et sérieuse relative en matière de conservation. En l'absence de données, on suppose pour les pinnipèdes que la variable  $R_{\max}$  se situe à 12 % (Wade et Angliss 1997).

## RÉSULTATS

Les résultats du rééchantillonnage n'ont montré aucun signe de surdispersion dans les données, indiquant qu'il aurait été peu justifié d'augmenter la variance des taux de grossesse en l'absence de plus amples renseignements (Figure 6).

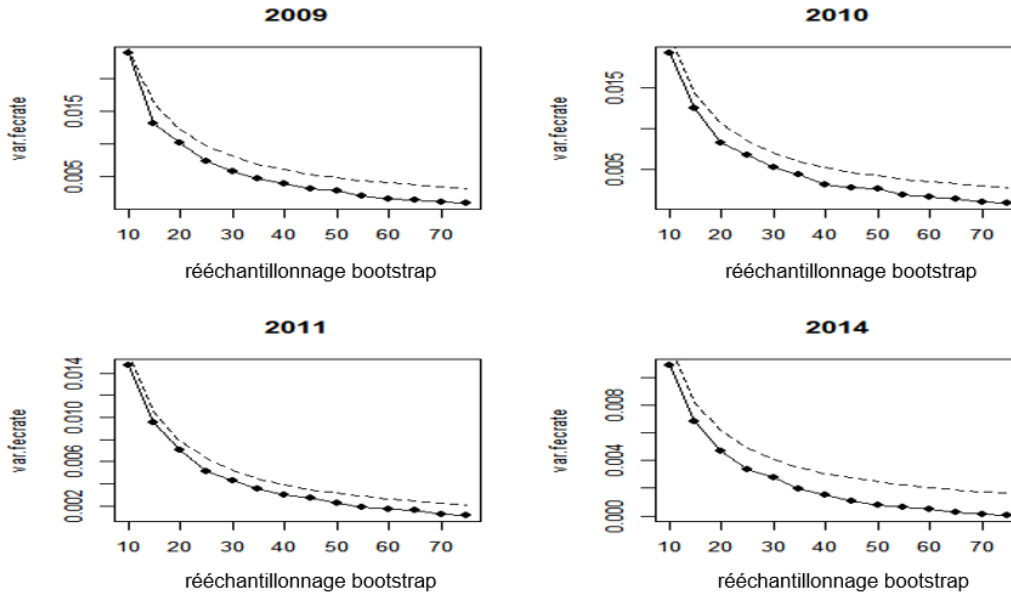


Figure 6. Résultats du rééchantillonnage bootstrap des données sur le taux de reproduction afin de déterminer si la variance (axe des y; ligne continue) était plus élevée que ce que l'on prévoit habituellement d'une distribution binomiale (ligne pointillée) pour augmenter les tailles d'échantillon (axe des x).

Un ajustement plus lisse du modèle aux données sur la reproduction a permis d'interpoler les années manquantes et de saisir une partie de la variabilité des données (Figure 7; Annexe 1,

Figure 1). La plus grande partie des échantillons disponibles reflétait la classe d'âge des 8 ans et plus, qui compte également pour la majorité de la reproduction.

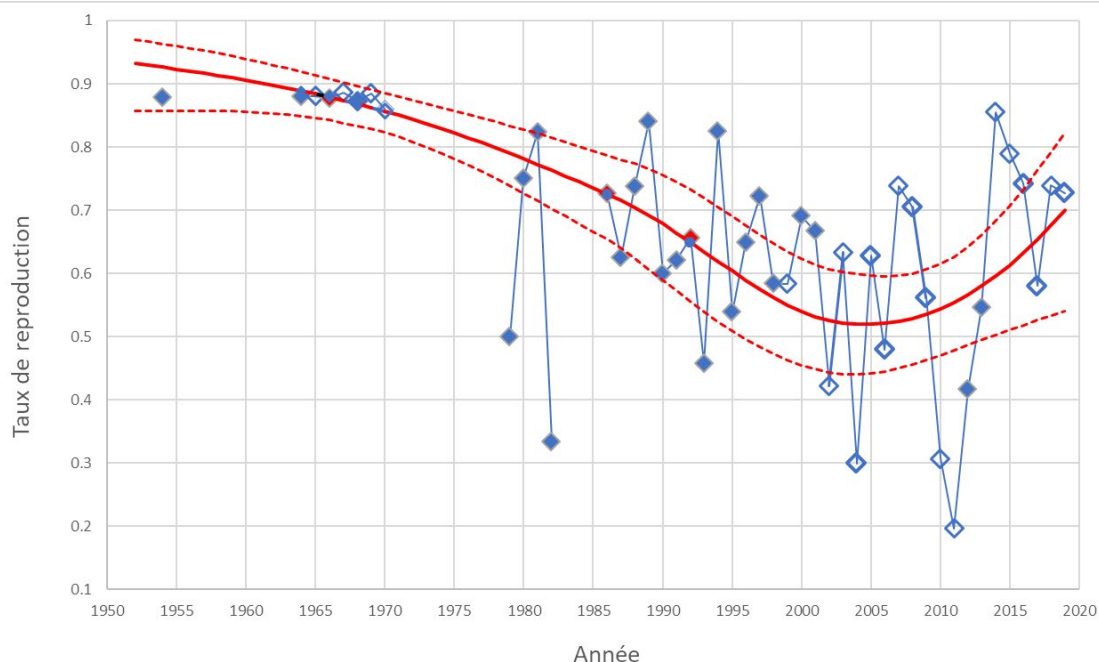


Figure 7. Taux de reproduction chez les femelles de 8 ans et plus (symboles) et données lissées. Les symboles vides représentent les tailles d'échantillon de  $\geq 50$ . Les symboles pleins représentent les tailles d'échantillon de  $< 50$ . La ligne lissée (1952-2019) ( $\pm$  IC 95 %) est en rouge.

Il existe, au Canada atlantique, une importante variabilité interannuelle de la couverture de glace, mais dans l'ensemble, la couverture de glace a diminué d'environ 7 % par décennie depuis 1969, date à laquelle Environnement Canada a commencé à effectuer la surveillance (Figure 8). La diminution de la couverture de glace peut être ventilée en tranches de 6 % par décennie dans le golfe du Saint-Laurent, de 7 % par décennie au large de la côte sud-est du Labrador et 10 % au large de la côte nord-est de Terre-Neuve (Annexe 1, Figure 2). La couverture de glace limitée qui est disponible dans le golfe du Saint-Laurent a entraîné un plus grand nombre d'années affichant une mortalité supplémentaire chez les nouveau-nés, bien qu'une mortalité élevée puisse aussi parfois survenir sur le Front, comme en 1981, 2010 et 2011 (Figure 9).



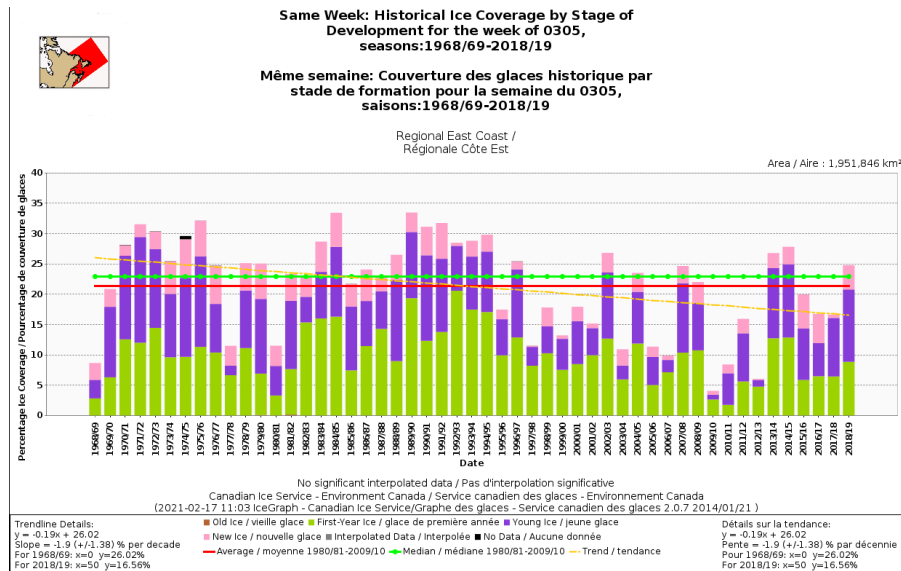


Figure 8. Couverture de glace (%) illustrant la concentration de glace totale et la concentration de glace de première année (de 30 à 120 cm d'épaisseur), de glace jeune (10 à 30 cm d'épaisseur) et de glace neuve (10 cm d'épaisseur) au Canada atlantique le 5 mars, de 1969 à 2019.

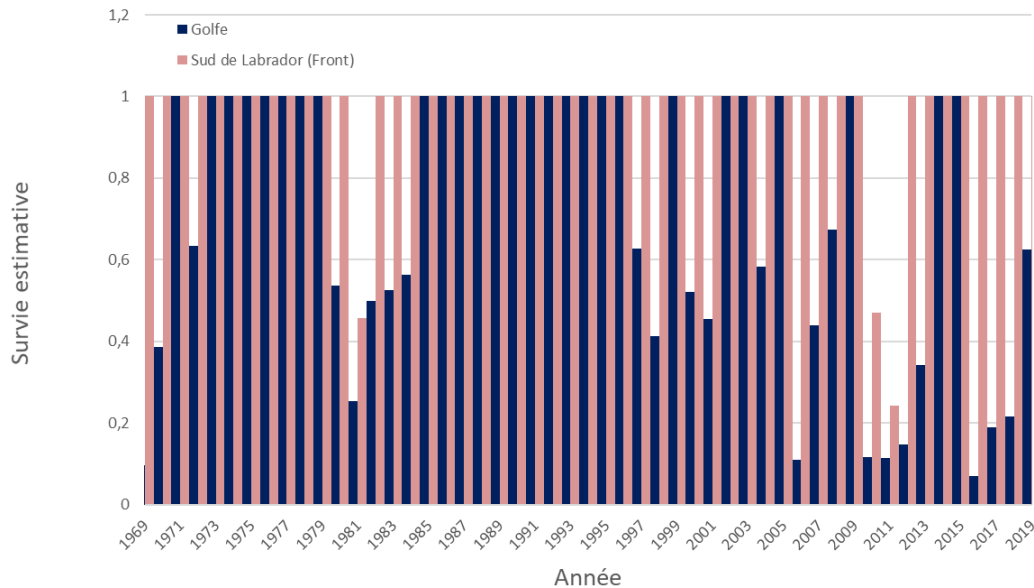


Figure 9. Survie estimative des jeunes de l'année liée à la glace. L'indice est calculé à partir de l'anomalie négative normalisée entre la couverture de glace moyenne et la couverture de glace d'une année  $x$ , divisée par la moyenne.

Nous avons d'abord appliqué la formulation du modèle utilisée dans les évaluations antérieures, qui avait estimé la mortalité adulte et fixé la mortalité des juvéniles à trois fois celle de la mortalité adulte. Le modèle, qui comprenait des données sur la mortalité liée à la chasse et à la glace (1952-2019), a été ajusté aux estimations de la production de jeunes de l'année (1952-2017) et aux données sur la reproduction (1952-2019). La production de jeunes de l'année en 2017 a été estimée à 952 396 jeunes de l'année (écart-type = 45 269), ce qui est plus élevé que l'estimation du levé aérien de 746 515 jeunes de l'année (écart-type = 89 576), mais on a

soulevé un certain chevauchement avec les intervalles de confiance à 95 % (Figure 10). L'abondance totale estimée était de 6 377 (erreur-type = 0,376) millions de phoques. Les estimations pour  $K$  et  $M_{1+}$  étaient respectivement de 9 585 millions (erreur-type = 0,437) et de 0,042 (erreur-type = 0,008) (Tableau 2). Le modèle était bien ajusté aux estimations par marquage-recapture de la production de jeunes de l'année de 1978-1983, mais il n'a pas été en mesure de refléter les relevés de 1990, 1994 et 2008. La plus haute estimation de la production de jeunes de l'année de la série chronologique était d'environ 1,38 million (écart-type = 0,091) de phoques nés en 2014. Le modèle a aussi indiqué que la population avait atteint un sommet d'environ 6 millions de phoques en 1996, était demeurée stable jusqu'en 2001, puis avait diminué pour atteindre un creux de 5,1 millions de phoques en 2011 avant de se rétablir à environ 6,38 millions (écart-type = 0,376) de phoques en 2017 (Figure 9). Comparativement à la dernière évaluation, la présente évaluation a observé une augmentation de la mortalité adulte, et une diminution de l'estimation de la variable  $K$  et de l'abondance totale (Tableau 2).

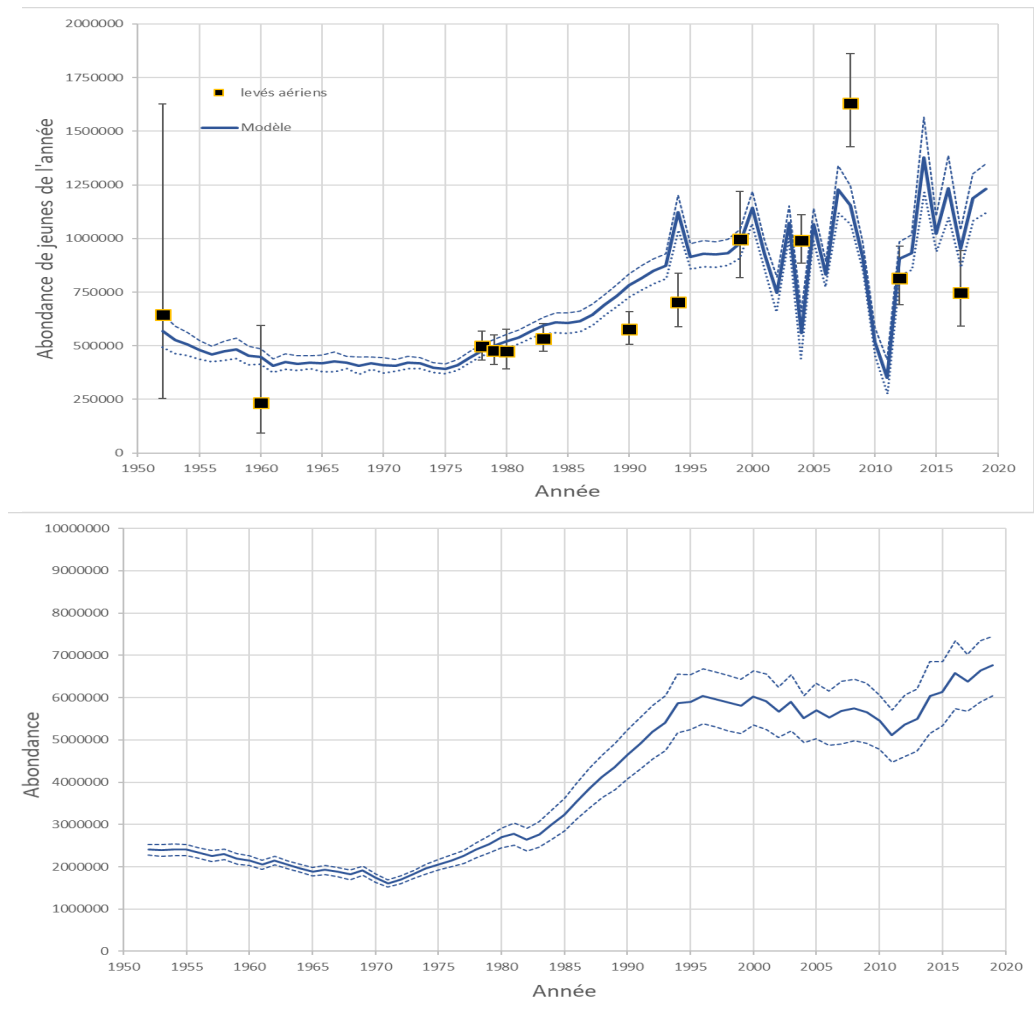


Figure 10. Estimation de la production de jeunes de l'année (en haut) et des tendances de l'abondance totale du modèle de population appliquant la formulation de la dernière évaluation (en 2013) (en bas) ( $\pm$  IC à 95 %) ajustée aux données sur le taux de reproduction et aux estimations dérivées des levés aériens de la production de jeunes de l'année (1952-2019) ( $\pm$  IC à 95 %). Les carrés représentent les estimations de la production de jeunes de l'année à partir des levés aériens ( $\pm$  IC à 95 %).

Tableau 2. Estimations de la production de jeunes de l'année, de la population totale, de la capacité de charge ( $K$ ), de la mortalité des jeunes de l'année ( $M_0$ ) et de la mortalité adulte ( $M_{1+}$ ). L'erreur-type (entre parenthèses) et les intervalles de confiance à 95 % (entre accolades) des différentes exécutions du modèle sont également indiqués. Le modèle d'évaluation actuel exécute une valeur fixe de la mortalité juvénile ( $M_0$ ) et une estimation de la mortalité adulte ( $M_{1+}$ ). Le modèle final exécute une variable  $M_{1+}$  fixe et une variable  $M_0$  estimée.

Exécution	Production de jeunes de l'année en 2017 (millier)	Population totale en 2017 (million)	K (million)	$M_0$	$M_{1+}$	Alpha (multiplicateur de population initiale)
Dernière évaluation	-	-	10,8 (0,6) {9,7-11,8}	$3 \cdot M_{1+}$	0,025 (0,007) {0,015-0,039}	0,189 (0,011) {0,179-0,200}
Modèle d'évaluation précédent	952 (45,2) {865-1041}	6,383 (0,386) {5,671-7,164}	9,59 (0,439) {8,81-10,56}	$3 \cdot M_{1+}$	0,043 (0,008) {0,037-0,058}	0,214 (0,004) {0,206-0,222}
Modèle modifié	1039 (55,2) {927-1139}	6,828 (0,569) {5,832-7,975}	11,9 (0,476) {11,0=12,9}	0,316 (0,079) {0,156-0,464}	0,03 (fixe)	0,212 (0,003) {0,205-0,218}

Le modèle modifié, qui intègre les données d'un nouveau relevé, de même que des données supplémentaires sur la reproduction et sur la mortalité liée à la glace et aux prises, a fait ressortir une tendance et un schéma très différents de ce qu'avaient observées les évaluations précédentes, ainsi que des différences relatives aux valeurs  $K$  et  $M_{1+}$  (Figures 2 et 9; Tableau 2).

Nous avons modifié le modèle de façon à fixer la mortalité adulte à une valeur présumée de 0,03, et avons plutôt estimé la variable  $M_0$ . Un indice environnemental global a aussi été intégré au modèle afin de permettre à la variable  $K$  de varier, et le modèle a été ajusté aux données issues des levés aériens et aux données sur les taux de reproduction. Il en a résulté une estimation de la production de jeunes de l'année en 2017 s'élevant à 1,04 million (écart-type = 0,055) de jeunes de l'année, et une estimation de la population totale s'élevant à 6,83 millions (écart-type = 0,569) de phoques (Figure 11). La mortalité juvénile et la moyenne à long terme des estimations de la variable  $K$  étaient respectivement de 0,316 (erreur-type = 0,079) et de 11,93 millions (écart-type = 0,476) de phoques (Tableau 2). Cette formulation a permis d'améliorer l'ajustement aux données de 1990, 1994 et 2008 (Figure 11). Le modèle indique également que la population a augmenté à 5,5 millions d'individus en 1996, a peu varié jusqu'en 2011, puis a fortement décliné au cours des deux années suivantes en raison d'une forte mortalité liée à la glace. À partir de 2013, on estime que la population a recommencé à augmenter (Figure 11). Pour 2019, la production de jeunes de l'année a été estimée à 1,35 million (IC à 95 % = 1,20-1,50 million) de phoques. L'abondance totale estimée pour 2019 est de 7,60 millions (IC à 95 % = 6,60-8,80 millions) de phoques.

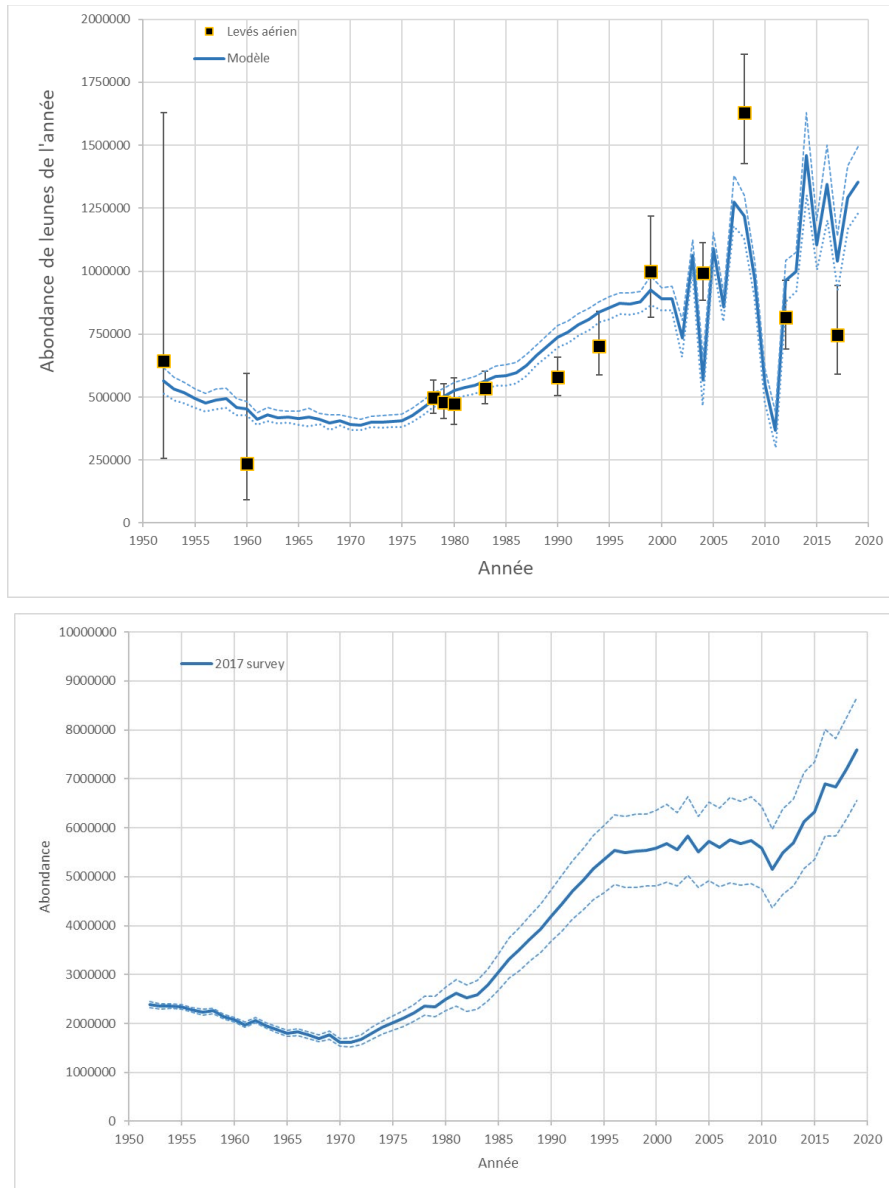


Figure 11. Estimation de la production de jeunes de l'année (en haut) et des tendances de l'abondance totale du modèle de population ( $\pm$  IC à 95 %), ajustée aux données sur le taux de reproduction et aux estimations dérivées des levés aériens de la production de jeunes de l'année (1952-2019) ( $\pm$  IC à 95 %). Le modèle a fixé les taux de mortalité adulte à  $M_{1+} = 0,03$ , a estimé la mortalité juvénile ( $M_0$ ) et a intégré un indice environnemental global à la capacité de charge ( $K$ ). Les carrés représentent les estimations de la production de jeunes de l'année à partir des levés aériens ( $\pm$  IC à 95 %).

## PROJECTIONS DE LA RÉCOLTE

Le modèle a permis d'estimer les niveaux de récolte respectant les objectifs de gestion (c.-à-d. maintenir une probabilité de 80 % que la population demeure au-dessus de  $N_{70}$  pendant 20 ans), en tenant compte des phoques abattus qui ont été perdus. Les niveaux de récolte variaient selon les hypothèses du modèle, la structure d'âge des prises et les hypothèses sur la réponse de la population à une diminution de la couverture de glace selon Han *et al.* (2015, 2019). Nous avons supposé que la glace avait diminué de la façon indiquée à la figure 4. On considère que la région de la côte sud du Labrador sera exempte de glace en hiver d'ici 2100

(Han *et al.* 2015, 2019). Les valeurs  $N_{max}$ ,  $N_{70}$ ,  $N_{50}$  et  $N_{30}$  actuelles se situent respectivement à 7,6; 5,3; 3,8 et 2,3 millions de phoques.

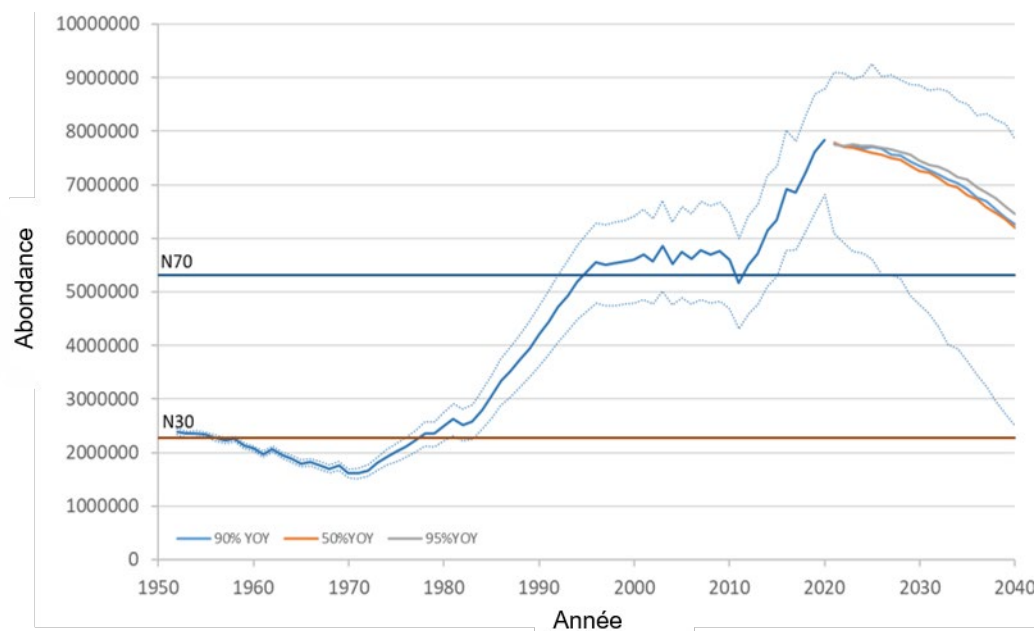


Figure 12. Tendence de population (1952-2019) et abondance projetée au moyen du modèle modifié ayant estimé la mortalité juvénile. Les trois stratégies de récolte présentées permettent une récolte maximale qui respecte l'objectif de gestion. Les niveaux de récolte supposent les structures d'âge suivantes : 95 % jeunes de l'année/5 % un an et plus (425 000 prises); 90 % jeunes de l'année/10 % un an et plus (375 000 prises); et 50 % jeunes de l'année/50 % un an et plus (175 000 prises) (Tableau 3). L'objectif de gestion est d'assurer une probabilité de 80 % que la population se maintienne au-dessus du niveau de précaution ( $N_{70}$ ), où  $N_{70}$  correspond à 70 % de la plus grande taille de population observée ou estimée ( $N_{Max} = 7,6$  millions).  $N_{30}$  représente le niveau de référence limite, fixé à 30 % de la variable  $N_{Max}$ .

Tableau 3. Niveaux de récolte (en milliers) pouvant être permis pour respecter l'objectif de gestion d'assurer une probabilité de 80 % que la population se maintienne au-dessus de  $N_{70}$ , qui correspond à 70 % de la plus grande taille de population observée ou estimée. Différents niveaux de récolte sont présentés selon différents modèles (c.-à-d. les modèles originaux et modifiés) en supposant une structure d'âge des prises composée de 5 %, 10 % ou 50 % d'adultes. Le modèle original fixe la mortalité juvénile et estime la mortalité adulte. Le modèle révisé fixe la mortalité adulte et estime la mortalité juvénile.

Scénario	$N_{70}$
<b>5 % d'adultes</b>	
	<b>(milliers)</b>
Modèle original (Estimation adultes M)	325
Modèle modifié (Estimation juvéniles M)	425
<b>10 % d'adultes</b>	
Modèle original (Estimation adultes M)	280
Modèle modifié (Estimation juvéniles M)	375
<b>50 % d'adultes</b>	
Modèle original (Estimation adultes M)	150
Modèle modifié (Estimation juvéniles M)	175

Les prélèvements autorisés ont aussi été estimés selon les prélèvements biologiques potentiels (PBP). Les PBP supposent une absence de sélectivité de la récolte selon l'âge ou le sexe. Puisqu'il estime le nombre total de prélèvements, les quotas canadiens doivent être abaissés de façon à tenir compte des phoques abattus et perdus ainsi que des prises au Groenland et dans l'Arctique canadien. De plus, les PBP ne tiennent pas explicitement compte de la diminution de la couverture de glace dans le Canada atlantique, qui entraînera une hausse de la mortalité.

*Tableau 4. Taille estimée de la population en 2019, écart-type (ET),  $N_{min}$  et prélèvements biologiques potentiels (PBP) pour les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest en supposant un facteur de rétablissement de 1. Le modèle d'évaluation précédent estimait la mortalité adulte (supposant un taux fixe de mortalité juvénile) et appliquait une variable K fixe. Le nouveau modèle fixe plutôt la mortalité adulte, permettant à la variable K de varier (équation 9), et estime la mortalité juvénile. Les PBP représentent les prises totales, de sorte que les prises déclarées doivent être abaissées pour tenir compte des phoques abattus et perdus. Les PBP ne tiennent pas explicitement compte de la détérioration future des conditions de l'habitat.*

<b>Modèle</b>	<b>Population estimée</b>	<b>ET</b>	<b>IC 95 %</b>	<b><math>N_{Min}</math></b>	<b>PBP</b>
Modèle précédent	6 800 000	407 000	6 000 000-7 600 000	6 400 000	386 000
Modèle modifié	7 600 000	643 700	6 400 000-9 000 000	7 100 000	425 600

## DISCUSSION

Le modèle d'évaluation utilisé pour décrire les dynamiques de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest est un modèle dépendant de la densité, qui s'appuie sur trois paramètres et intègre toutes les sources de données connues sur la mortalité induite par l'homme (chasse, prises accessoires, phoques abattus et perdus), la mortalité liée à l'environnement attribuable à de mauvaises conditions de glace, et les taux de reproduction annuels. Il s'appuie sur l'hypothèse que les facteurs dépendants de la densité influent sur les taux de reproduction et sur la survie des juvéniles. Jusqu'à 2017, le modèle était très bien ajusté aux changements observés dans la production de jeunes de l'année estimée à partir des différents relevés, et fournissait un cadre pour évaluer les effets des prises futures et des possibles changements environnementaux sur la population. Toutefois, avec l'intégration des données d'un nouveau relevé et de données sur la reproduction, sur les prises et sur les conditions de glace dans le cadre de la présente mise à jour, l'ajustement de ce modèle s'est avéré mauvais, et surtout, nous avons dû modifier la perception que nous avions de cette population. En effet, au terme de la dernière évaluation précédente, nous avons déterminé que la population avait continué d'augmenter depuis 1995, quoique plus lentement, atteignant un sommet d'environ 7,8 millions d'individus en 2008, avant de se stabiliser à environ 7,5 millions d'individus (Figure 2). Or, dans le cadre de la présente évaluation, le modèle indique que la population s'est stabilisée à environ 5,5 millions d'individus en 1995, demeurant à ces niveaux jusqu'en 2010. La population a ensuite diminué à un creux de 5,1 millions d'individus en 2011, avant de recommencer à augmenter depuis, ayant dépassé 7 millions d'individus en 2019 (Tableau 4, Figures 10 et 11). Il est possible que ce changement de la tendance de population résulte des dynamiques variables d'une mortalité élevée attribuables à différents niveaux de récolte, à la mortalité liée à la glace chez les juvéniles, et à la fluctuation des conditions

---

environnementales, y compris les ressources alimentaires (le capelan), dont les effets se reflètent à l'échelle de la population (Hammill *et al.* 2015; Stenson *et al.* 2016).

Hammill et Stenson (2009) ont observé qu'une détérioration de l'ajustement du modèle aux données de relevé faisait ressortir des problèmes sous-jacents liés aux hypothèses du modèle, dont l'incapacité de tenir compte de la mortalité liée à la glace et de son incidence chez les juvéniles. La présente évaluation a observé un mauvais ajustement du modèle d'évaluation aux estimations des levés aériens de 1990, 1994, 2008 et 2017, ce qui semble indiquer qu'un facteur d'importance n'a pas été pris en compte. Les auteurs de la présente évaluation ont discuté de la question, mais n'ont pas pu déterminer avec certitude quel était ce facteur manquant. Voici les trois possibilités les plus plausibles : un changement inconnu dans les dynamiques de la population n'est pas pris en compte par le modèle; les données récentes sur la reproduction donnent lieu à une surestimation des taux réels de grossesse; le levé aérien donne lieu à une sous-estimation attribuable aux jeunes de l'année qui n'ont pas été observés ou aux animaux qui sont disparus ou qui sont morts avant la fin du relevé.

Le modèle de population structuré selon l'âge effectue une réduction des différences de somme des carrés entre les estimations du modèle et les estimations de la production de jeunes de l'année et des taux de reproduction qui sont dérivées des relevés, grâce à un ajustement de la population de départ, de la mortalité adulte et de la capacité de charge ( $K$ ). Les prises sont intégrées au modèle en tant qu'individus de 0 année et d'un an et plus (1+), où l'on suppose que la structure d'âge des individus de 1+ est proportionnelle à leur abondance au sein de la population. Pendant la plus grande partie de la série chronologique, les jeunes de l'année ont dominé les prises (99 %); toutefois, depuis la fin des grandes chasses, les phoques d'un an et plus (1+) font de plus en plus partie des prises, bien qu'ils aient rarement dépassé 10 % de la récolte canadienne. La formulation du modèle précédent, utilisée dans les évaluations antérieures, supposait un taux de mortalité juvénile de base ( $M_0$ ) trois fois plus élevé que celui de la mortalité adulte ( $M_{1+}$ ), et supposait que  $M_0$  subissait aussi l'incidence de facteurs dépendants de la densité. La fin des grandes chasses, il y a une décennie, aurait entraîné une augmentation soudaine du nombre de juvéniles au sein de la population. Le modèle pourrait ne pas être en mesure de s'ajuster à ce changement des nombres, le signal étant trop soudain, très récent et probablement transitoire.

Chez les populations de mammifères sauvages subissant peu d'interférence humaine, la survie annuelle des femelles adultes devrait être d'au moins 0,94, et avoir une bonne probabilité d'atteindre 0,99 ou mieux (Eberhardt 2002). Lorsque les ressources sont abondantes, les taux de survie des juvéniles jusqu'à la maturité sexuelle sont également élevés et peuvent s'approcher des taux de survie des adultes. Toutefois, alors que la population augmente, on s'attend à ce que des changements dépendants de la densité se produisent à mesure que cette population approche de sa capacité portante ( $K$ ), qui se manifeste par des changements de la croissance, suivis d'une augmentation de la mortalité des juvéniles, puis d'une baisse des taux de reproduction, et enfin, d'une augmentation de la mortalité des adultes (Eberhardt 2002; Eberhardt et Siniff 1977; Fowler 1987; Gaillard *et al.* 1998). Bien qu'il s'agisse d'un paradigme relativement simple sur le plan conceptuel, les données à l'appui sont difficiles à obtenir en raison des difficultés de mesurer, chez les grands mammifères ayant une longue espérance de vie, les attributs indiquant un retard de maturation ou une faible productivité, ce à quoi s'ajoute la difficulté de faire la différence entre les effets dépendants de la densité et l'interaction complexe avec les attributs du milieu et de l'habitat, la prédation et les effets décalés dans le temps (Owen-Smith 2006; Owen-Smith et Mills 2006; Bradshaw *et al.* 2006; Chamaillé-Jammes *et al.* 2008).

Chez le phoque du Groenland, le prélèvement d'un grand nombre de jeunes de l'année dans le cadre des différentes chasses aurait compensé, dans une certaine mesure, les facteurs

---

dépendants de la densité ayant une incidence sur la variable  $M_0$ . Après une décennie marquée par des récoltes élevées et une forte mortalité liée à la glace, la baisse soudaine de la chasse commerciale et de la chasse de subsistance aura donné lieu à grand nombre de jeunes de l'année au sein de la population, ce à quoi le modèle pourrait avoir de la difficulté à s'ajuster. Pour contourner ce problème, nous avons mis le modèle à jour en fixant la variable  $M_{1+}$  à 0,03, ce qui est similaire à notre estimation pour la variable  $M_{1+}$  de 0,025 (IC à 95 % = 0,015 - 0,039) de la dernière évaluation, et en établissant une valeur fixe de 0,02 pour le phoque gris de l'Atlantique Nord-Ouest (Hammill *et al.* 2014, 2015; den Heyer et Bowen 2017). Le modèle était ensuite en mesure d'estimer la variable  $M_0$ . Cette modification a amélioré l'ajustement du modèle aux estimations de la production de jeunes de l'année.

Ce modèle s'appuie sur la supposition que les taux de reproduction varient d'une manière dépendante de la densité qui est déterminée par la relation entre l'abondance actuelle et la variable  $K$  (équation 9). Au cours des 60 dernières années, on a observé une diminution de la longueur et de la masse des phoques du Groenland, ainsi que d'importants changements interannuels de leur état corporel, ce qui appuie l'hypothèse sous-jacente selon laquelle des facteurs dépendants de la densité, induits par des conditions environnementales probablement liées aux fluctuations de l'abondance du capelan (principale proie de l'espèce) et aux changements touchant les conditions de rupture des glaces, influent sur les dynamiques de cette population (Buren *et al.* 2014; Stenson *et al.* 2016; Hammill et Sauvé 2017). Depuis le relevé de 2012, les taux de reproduction ont été plus élevés que ce à quoi on s'attendrait s'ils étaient principalement attribuables à des facteurs dépendants de la densité (Figure 6). Les méthodes de collecte de données n'ont pas changé, et les tailles d'échantillons sont raisonnables ( $N = 69-110$ ), sauf en 2015, où seulement 19 échantillons ont été obtenus. De même, la variance ne semble pas différer de celle à laquelle on peut s'attendre d'une distribution binomiale. Les échantillons continuent d'être dominés par des phoques âgés de 8 ans et plus (8+), tandis que peu d'échantillons sont prélevés auprès d'individus plus jeunes, ce qui ne semble toutefois pas causer d'agglutination relative à l'échantillonnage. Par conséquent, à moins d'un changement de comportement entre les individus enceintes et les autres individus, les données sur le taux de reproduction ne semblent pas poser problème.

Dans l'ensemble, la biomasse du capelan demeure faible, mais les taux de reproduction continuent de refléter les changements dans la biomasse du capelan, qui a affiché une hausse de 2010 à 2015, suivie d'une baisse entre 2015 et 2017, puis d'une nouvelle hausse jusqu'en 2019 (Stenson *et al.* 2020b). La forte association continue entre la biomasse du capelan et les taux de reproduction du phoque du Groenland donne à penser que les taux observés sont réels et que leurs fluctuations reflètent la variabilité environnementale. Le modèle d'évaluation original supposait que la variable  $K$  était fixe, ce qui est toutefois trop simpliste dans le cas d'écosystèmes terrestres (p. ex. Chamaillé-Jammes *et al.* 2008), mais aussi dans le cas des écosystèmes marins, comme le montrent les fluctuations de la biomasse du capelan. Une simple relation dépendante de la densité avec une variable  $K$  fixe ne peut pas tenir compte des taux de reproduction très variables observés depuis 2010. Un indice environnemental à grande échelle s'appuyant sur la variable  $K$  a donc été inclus au modèle afin de saisir une partie de cette variabilité. Cette modification a amélioré l'ajustement aux données des relevés de 1990 et de 1994 et, dans une moindre mesure, à celles du relevé de 2008 (Figures 10 et 11).

Dans l'ensemble, le modèle de base a estimé une production de jeunes de l'année s'élevant à 1 039 000 d'individus (Tableau 2). Cette estimation du modèle doit être comparée à l'estimation dérivée des levés aériens, qui établissait la production de jeunes de l'année à 746 000 individus. Les levés aériens sont l'une des méthodes les plus couramment utilisées pour estimer l'abondance des mammifères marins. Cette méthode peut toutefois s'avérer biaisée si des phoques qui sont présents ne sont pas détectés, si un segment de la population



---

n'est pas sur les lieux au moment du relevé, ou si des concentrations d'individus ne sont pas détectées. Myers et Bowen (1989), qui ont tenté de quantifier ce biais, ont conclu que l'incapacité de localiser toutes les concentrations de jeunes de l'année était la plus grande source possible de biais dans le cadre des levés aériens de phoques dont les aires de mise bas sont sur la glace, suivie de l'incapacité de détecter les jeunes de l'année sur les photographies et, enfin, de l'incapacité de tenir compte des jeunes de l'année qui sont nés ou ont quitté la glace une fois le relevé terminé. Les relevés actuels sont caractérisés par : une surveillance aérienne étendue à l'échelle des régions du golfe du Saint-Laurent (le « Golfe ») et au large de la côte nord-est de Terre-Neuve (le « Front ») afin de détecter toutes les concentrations de phoques; l'application de corrections pour tenir compte des phoques non détectés dans les images; et l'application de corrections pour tenir compte des naissances survenues une fois le relevé terminé. Depuis les années récentes, le recours à l'imagerie numérique a réduit, comparativement aux relevés antérieurs, la taille de la correction nécessaire pour ajuster les dénombrements, et les levés aériens sont effectués au cours d'une période précise où la plupart des jeunes de l'année sont nés, mais avant qu'ils quittent la glace pour aller dans l'eau (Stenson *et al.* 2020b).

Le relevé aérien de 2017 était caractérisé par une absence de glace dans le Golfe, et les estimations dérivées de ce relevé étaient inférieures à 20 000 jeunes de l'année, comparativement aux quelque 100 000 à 200 000 jeunes de l'année estimés lors des relevés précédents. Ces faibles dénombrements dans le Golfe suggèrent que : En l'absence de glace dans le golfe du Saint-Laurent, les femelles n'ont pas mis bas dans cette région (la grossesse étant possiblement avortée); les femelles se sont déplacées vers le Front pour la mise bas, ou ont connu une mortalité élevée en raison de la piètre condition de la glace dans le Golfe. La surveillance aérienne était étendue, sur le plan temporel et spatial, à l'échelle des régions du sud du Golfe. On n'y a signalé aucune naissance en terre ferme, ce qui est conforme à ce que nous savons sur cette espèce (Stenson et Hammill 2014). Cependant, il pourrait y avoir eu une mortalité plus élevée que la normale en raison des très mauvaises conditions glaciales. Le 5 mars, une concentration de jeunes de l'année a été localisée à environ 100 km au nord de l'Île-du-Prince-Édouard, sur une couverture de glace de 9/10 dont les trois cinquièmes (3/5) étaient composés de glace de première année, le reste comprenant de jeunes de l'année pans de glace grise-blanc et de glace neuve ainsi que de la neige fondante. Cette concentration de phoques n'avait pas été détectée avant le 5 mars, et n'a pas été revue après cette date. Des jeunes de l'année ont par la suite été localisés le long de la rive nord de l'Île-du-Prince-Édouard lors de relevés photographiques, les 6 et 7 mars. Si cette concentration d'individus avait dérivé vers la côte de l'Île-du-Prince-Édouard, la mortalité aurait pu être élevée en raison de vents forts (rafales de plus de 80 km/h) qui étaient enregistrés à cette période de l'année. De telles conditions auraient pu briser les glaces et causer la noyade des jeunes de l'année avant que le levé aérien ne puisse les observer.

La surveillance était également étendue dans les régions du Front, et on aurait pu s'attendre à ce que soit détectée toute concentration de phoques nordique à la dérive vers le sud pendant cette période de surveillance. Sur le Front, la période d'élevage des jeunes de l'année a commencé tôt par rapport aux années précédentes, ce qui correspond au mouvement de certaines femelles du Golfe vers le Front. En conclusion, des données indiquent qu'il pourrait y avoir eu une mortalité plus élevée que la normale des jeunes de l'année dans le Golfe, et que certaines femelles semblent s'être adaptées aux mauvaises conditions de glace du Golfe en migrant vers le Front pour élever leurs jeunes de l'année.

Les phoques du Groenland n'utilisent qu'une fraction de la glace saisonnière disponible (p. ex. Stenson *et al.* 1993, 2003), et on pourrait donc s'attendre à ce que la couverture de glace globale n'ait pas d'incidence majeure sur la population pourvu que la couverture totale ne soit

---

pas inférieure à un seuil critique (Stenson et Hammill 2014). Nous avons cherché à élaborer un paramètre quantitatif permettant de le mesurer, mais il est difficile d'en évaluer l'exactitude, sauf dans le cas de conditions extrêmes. À l'heure actuelle, lorsque la couverture de glace tombe sous le seuil, la mortalité des jeunes de l'année liée à la glace augmente de façon linéaire. Toutefois, on ne peut ignorer la possibilité que la mortalité liée à la glace s'accroisse à mesure que la couverture de glace diminue, c'est-à-dire qu'elle augmente de façon non linéaire. Les mauvaises conditions de glace en 1969, et tout particulièrement en 1981 (annexe 1, Figure 1), combinées à une chasse importante ont causé la disparition de la cohorte de 1981 au sein de la population (Sergeant 1991). Les hivers de 2010 et de 2011 ont aussi été des années de glace extrêmement mauvaises et où la mortalité a été considérée comme élevée, bien que les phoques du Groenland réagissent de façon variable à ces mauvaises conditions (Stenson et Hammill 2014). En 2010, où il y avait eu très peu de formation de glace dans le Golfe, peu de phoques avaient mis bas dans cette région. Sur le Front, aucune glace ne s'était encore formée au tout début de la période d'élevage des jeunes de l'année, cela entraînant un important déplacement du troupeau vers le nord, à un endroit où la glace était convenable. Inversement, en 2011, une glace mince s'était formée dans l'aire de mise bas habituelle avant le début de la période d'élevage des jeunes de l'année. Certaines femelles s'occupaient de leurs jeunes de l'année sur cette glace, qui s'est éventuellement brisée, entraînant une mortalité élevée des jeunes de l'année. Comme les taux de reproduction ont été faibles en 2010, et particulièrement faibles en 2011, on s'attend à ce que peu d'individus aient survécu en raison des effets combinés d'une baisse de la production de jeunes de l'année, d'une forte mortalité des jeunes de l'année et de la chasse. Les mauvaises conditions de glace observées en 2017 dans le Golfe indiquent une possible mortalité élevée des jeunes de l'année dans cette région. Toutefois, comme il est difficile d'évaluer la mortalité des jeunes de l'année lorsque la qualité de la glace se détériore, l'évaluation ne suffit pas à détecter une mortalité majeure. Ainsi, il est possible qu'une mortalité qui dépasse les niveaux naturels se soit produite sans avoir été détectée. Dans le Golfe, nous avons supposé que si la couverture de glace de première année tombait sous un seuil de 30 %, la mortalité augmenterait proportionnellement à l'ampleur de la baisse. Sur le Front, étant donné qu'il y a plus de glace de première année et plus d'options qui conviennent à l'élevage des jeunes de l'année, nous avons fixé le seuil à 50 %. Toutefois, puisque la couverture de glace y a diminué de 20 à 30 % au cours des deux dernières décennies, il est devenu de plus en plus difficile d'y trouver une glace permettant l'atterrissage des aéronefs près des phoques (annexe 1, Figure 2). Ce détail ne vise pas à indiquer que les jeunes de l'année du phoque du Groenland ont besoin de pans de glace pouvant soutenir l'atterrissage d'un hélicoptère, mais simplement à indiquer une détérioration générale des conditions de glace, les pans de glace étant désormais plus jeunes de l'année et les eaux libres de plus en plus présentes, ce qui accroît la vulnérabilité des jeunes de l'année, alors que des orages peuvent détruire la glace et entraîner la noyade des jeunes de l'année. S'il appert que la mortalité des jeunes de l'année augmente non seulement dans le Golfe, mais aussi sur le Front, il pourrait s'avérer nécessaire de revoir le seuil actuellement fixé à 0,5. De même, dans les projections de la présente évaluation relatives aux effets de la récolte sur la population, nous avons supposé un seuil de 0,7, en supposant une absence de mortalité liée à la glace à moins d'une baisse de 30 % ou plus de la couverture de glace. Les taux de récolte suggérés, ainsi que leur incidence possible sur la mortalité du phoque, sont très sensibles à ce seuil.

La récolte vise principalement les jeunes de l'année, mais puisque les individus n'atteignent pas tous la maturité sexuelle avant l'âge de 8 à 10 ans, les effets d'une récolte ne pourront pas être observés avant qu'une cohorte récoltée n'ait été recrutée dans la population reproductrice. Les phoques du Groenland ont une longue durée de vie, et les femelles continuent de se reproduire dans leur vingtaine avancée. Par conséquent, si une forte réduction touche une seule cohorte, aura peu d'incidence sur la production future de nouveau-nés, mais si elle touche plusieurs

---

cohortes, les répercussions se refléteront dans la production future de nouveau-nés pendant plusieurs années à venir. En outre, les levés aériens pour estimer la production de nouveau-nés ne sont effectués qu'aux cinq ans. L'incidence cumulative de ces facteurs se traduira par un décalage entre le moment où une récolte ou une mortalité donnée se produira et celui où les effets se refléteront dans le nombre de nouveau-nés. Puisque les relevés des jeunes de l'année sont le seul outil disponible pour surveiller l'abondance et que ces relevés sont peu fréquents, il peut s'écouler plusieurs années avant qu'un changement d'abondance soit détecté. Pour tenir compte des incidences de ces retards, Hammill et Stenson (2009) ont recommandé que les effets de toute récolte soient évalués sur une période minimale de 10 à 15 ans. Toutefois, afin de déterminer un total admissible des captures dans le cadre d'un plan de gestion de 5 ans, ces incidences sont évaluées pour les 20 prochaines années, soit pour encore 15 années après la fin du plan de gestion. Cela donne lieu à un TAC plus conservateur, mais permet également d'éviter un risque d'effondrement de la population, qui ne serait pas détecté avant qu'une baisse importante ne soit survenue pour les raisons susmentionnées (Hammill et Stenson 2009). Les niveaux de récolte qui respectaient les objectifs de gestion étaient sensibles aux types de modèles appliqués et au seuil supposé de mortalité liée à la glace dans les projections (Tableau 3). Dans le cadre de la Stratégie de gestion du phoque de l'Atlantique du MPO, l'objectif de gestion est d'établir un TAC afin d'assurer une probabilité de 80 % que la population se maintienne au-dessus de  $N_{70}$ . Selon le point où se situe la population par rapport au niveau  $N_{70}$ , le TAC pourrait entraîner une diminution de la population, pourvu que la probabilité que la population se maintienne au-dessus de  $N_{70}$  soit d'au moins 80 %. Le taux auquel la population s'approche de  $N_{70}$  sera influencé par les taux de récolte, la structure d'âge de la récolte, les changements dans les taux de reproduction en réponse à des facteurs environnementaux et dépendants de la densité, ainsi que par les changements dans les conditions de glace. Dans les scénarios de la présente évaluation relatifs aux prises, nous avons formulé des hypothèses sur la façon dont ces facteurs pourraient varier dans un proche avenir. En revanche, les PBP supposent une absence de sélectivité de la récolte, et ne tiennent pas explicitement compte des changements environnementaux, bien que l'ajustement du facteur de rétablissement fournisse une approche permettant de tenir grossièrement compte de la détérioration des conditions environnementales. Les PBP incluent également toutes les sources de prélèvements, et l'établissement du total admissible des captures (TAC) nécessite donc un ajustement des PBP pour tenir compte des prises au Groenland et dans l'Arctique canadien, des phoques abattus et perdus, et des prises accessoires (Tableau 4).

## PERSPECTIVES

Les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest forment le plus grand des trois troupes de phoques de l'Atlantique Nord, avec une population estimée à 7,6 millions d'individus. En comparaison, l'abondance actuelle estimée du troupeau de phoques du Groenland de la mer de Barents et de la mer Blanche s'élève à 1,5 million d'individus, et à 434 000 individus dans la mer du Groenland (Biuw *et al.* 2019). Les phoques du Groenland ont besoin d'une banquise stable pour la reproduction et, bien que cette population soit actuellement abondante, la diminution de la couverture de glace aura des répercussions négatives sur les tendances de la population à court et à moyen terme. Les changements climatiques entraîneront une réduction de la couverture de glace dans l'Atlantique Nord, ce dont les phoques du Groenland subissent déjà les effets dans toutes les régions de la mer de Barents et au large de la côte est du Groenland qui connaissent une diminution de la banquise, en plus d'entraîner une augmentation de la fréquence des mauvaises années de glace dans le golfe et la diminution de la couverture de glace sur le front. Han *et al.* (2015, 2019) prédisent une diminution de la couverture de glace globale, prévoyant notamment que la mer du sud-est du Labrador sera pratiquement exempte de glace d'ici 2100 (Figure 4). Bien qu'aucune modélisation ne vise

précisément le golfe du Saint-Laurent, on prévoit qu'il sera sans doute exempt de glace bien avant cette date. Compte tenu des faibles niveaux de récolte actuels (visant environ 60 000 phoques au Canada et au Groenland), la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest devrait continuer d'augmenter jusqu'au milieu du siècle. On s'attend toutefois à ce que la diminution de la couverture de glace devienne un facteur ayant des effets de plus en plus importants sur les dynamiques de cette population (Figures 4 et 13). Selon l'un des scénarios envisagés, il est possible que le phoque du Groenland disparaisse du golfe, puis du sud de la mer du Labrador, et que la population globale subisse un déclin, à moins d'être en mesure de trouver de nouvelles aires de mise bas plus au nord (p. ex. Stenson et Hammill 2014). De nouveaux éléments se devront d'être pris en considération par rapport à la gestion de ces changements.

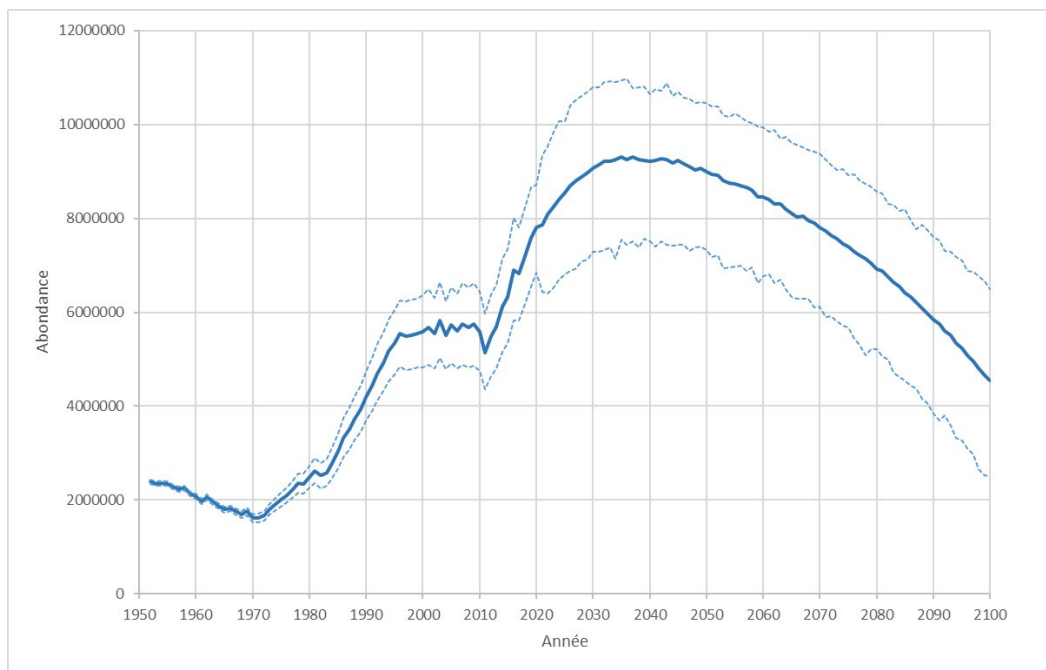


Figure 13. Tendances projetées de l'abondance ( $\pm$  IC à 95 %) de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest, selon une récolte canadienne annuelle de 60 000 phoques et en supposant que la diminution de la couverture de glace ressemble aux prévisions des modèles climatiques CANESM2\_RCP4.5 (Han et al. 2015, 2019).

D'ici là, à mesure que se poursuivra la diminution de la couverture de glace, on prévoit aussi un changement du moment et de la durée de l'apogée de la couverture de glace, l'apogée de la couverture de glace se produisant plus tard dans l'année et la débâcle étant plus hâtive. Dans le golfe, au cours de la dernière décennie, la mise bas des premiers nouveau-nés s'est produite une semaine plus tôt, passant du 28 au 21 février (Hammill, données inédites). Il sera intéressant de constater si la période d'élevage des jeunes de l'année a aussi lieu plus tôt sur le front, comme la glace diminue aussi dans cette région.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions J-F Gosselin, P. Shelton, B. Healey, B. Warren, B. Ferland-Raymond et L-P Rivest pour leurs diverses contributions à l'élaboration du modèle d'évaluation du phoque du Groenland et pour leur aide continue sur le terrain. La présente évaluation a été appuyée par le ministère des Pêches et des Océans du Canada.

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Biuw, M., Frie, A.K., Haug, T., Murray, K., Nillsen, K.T., rosing-Asvid, A., Stenson, G.B., Smout, S., Zabavnikov, V., Grecian, J., Wickson, F., et Hansen, S. 2019. Report of the joint ICES/NAFO/NAMMCO working group on harp and hooded seals (WGHARP). M.O. Hammill (Ed) 2-6 September 2019, Fram Centre, Tromsø, Norway.
- Bradshaw, C.J.A., Fukuda, Y., Letnic, M., et Brook, B.W. 2006. Incorporating known sources of uncertainty to determine precautionary harvests of saltwater crocodiles. *Ecol. App.* 16:1436-1448.
- Bundy, A. 2001. Fishing on ecosystems: Interplay of fishing and predation in Newfoundland-Labrador. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1153–1167.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pépin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N., et Montevecchi, W.A. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. *PLoS ONE* 9, e87589. doi:10.1371/journal.pone.0087589
- Chamaillé-Jammes, S., Fritz, H., Valeix, M., Murindagomo, F., et Clobert, J. 2008. Having your water and drinking it too: resource limitation modifies density regulation. *J. An. Ecol.* 77:1-4.
- Colbourne, E., Holden, J., Senciall, D., Bailey, W., Snook, S., et Higdon, J. 2016. [Physical Oceanographic Conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/079. v +40 p.
- den Heyer, C.E., et Bowen, W.D. 2017. [Estimating Changes in Vital Rates of Sable Island Grey Seals Using Mark-recapture Analysis](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/054. v + 27 p.
- Eberhardt, L.L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology* 83:2841-2854.
- Eberhardt, LL et Siniff, D.B. 1977. Population dynamics and marine mammal management policies. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 183-190.
- Fowler, C.W. 1987. A review of density-dependence in populations of large mammals. Pages 401-441, in *Current Mammalogy*, Edited by H.H. Genoways. Plenum press
- Gaillard, J.-M, Festa-Bianchet, M., et Yoccoz, N. G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Tree* 13:58-63.
- Hammill, M.O., et Sauvé, C. 2017. Growth and condition in harp seals-evidence of density dependent and density independent influences. *ICES J. Mar. Sci.* 74:1395-1407
- Hammill, M.O., et Stenson, G.B. 2009. [A preliminary evaluation of the performance of the Canadian management approach for harp seals using simulation studies](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/093. iv + 47 p.
- Hammill, M.O., et Stenson, G.B. 2014a. Harp seal, polar bear and climate change: Trophic cascades applying pressure at both ends. Oral presentation at Arctic Change 2014, 8-12 December 2014. Ottawa, ON, Canada.
- Hammill, M. O et Stenson, G. B. 2014b. [Changes in ice conditions and potential impact on harp seal pupping](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/025. iv + 14 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier A., et Doniol-Valcroze, T. 2014. [Abundance Estimates of Northwest Atlantic Harp seals and Management advice for 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/022. v + 33 p.

- 
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T., et Mosnier, A. 2015. Conservation of northwest Atlantic harp seals: Past success, future uncertainty? *Biol. Conserv.* 192:181-191. doi:10.1016/j.biocon.2015.09.016
- Han, G., Colbourne, E., Pepin, P., et Xie, Y. 2015. Statistical projections of ocean climate indices off Newfoundland and Labrador. *Atmosphere-Ocean* 53, 556–570. doi:10.1080/07055900.2015.1047732
- Han, G., Ma, Z., Long, Z., Perrie, W. et Chasse, J. 2019. Ocean and Sea-Ice Model Under an A1B Forcing Scenario 2011–2069. *Atmosphere-Ocean* 57: 3-17.
- Johnston, D.W., Friedlaender, A.S., Torres, L.G., et Lavigne, D. M. 2005. Variation in sea ice cover on the east coast of Canada from 1969 to 2002: Climate variability and implications for harp and hooded seals. *Climate Res.* 29, 209-222.
- Long, Z., Perrie, W., Chassé, J., Brickman, D., Guo, L., Drozdowski, A., et Hu, H. 2016. Impacts of Climate Change in the Gulf of St. Lawrence, *Atmosphere-Ocean*, 54:3, 337-351, DOI: 10.1080/07055900.2015.1029869
- McCarthy, J.J., Canzani, O.F., Leary, N.A., Dokken D.J., et White, K.S. 2001. *Climate change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of working group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Morissette, L., Hammill, M.O., et Savenkoff, C. 2006. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Mamm. Sci.* 22, 74-103.
- Myers, R.A., et Bowen, W.D. 1989. Estimating bias in aerial surveys of harp seal pup production. *J. Wildl. Mgnt.* 53:361-372
- Owen-Smith, N. 2006. Demographic determination of the shape of density dependence for three African ungulate populations *Ecol. Mon.* 76:93-109.
- Owen-Smith, N., et Mills, M.G.L. 2006. Manifold interactive influences on the population dynamics of a multispecies ungulate assemblage. *Ecol. Mon.* 76:73-92.
- Peacock, E., Taylor, M.K., Laake, J., et Stirling, I. 2013. Population ecology of polar bears in Davis Strait, Canada and Greenland. *J. Wildl. Mngmt.* 77:463-476. DOI:10.1002/jwmg.489
- Peterson, I.K., Pettipas, R., et Rosing-Asvid, A. 2015. Trends and Variability in Sea Ice and Icebergs off the Canadian East Coast, *Atmosphere-Ocean*, 53:5, 582-594, DOI: 10.1080/07055900.2015.1057684
- Roff, D.A., et Bowen, W.D. 1986. Further analysis of population trends in the northwest Atlantic harp seal (*Phoca groenlandica*) from 1967 to 1985. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 553-564.
- R Core Team 2014. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna. (accessed January 2015)
- Sergeant, D.E. 1991. Harp seals, man and ice. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 114.
- Sergeant, D.E., et Fisher, H.D. 1960. Harp seal populations in the western North Atlantic from 1950 to 1960. *Fish. Res. Board Can. Arctic Unit. Circular No 5*.
- Sjare, B., et Stenson, G.B. 2002. Estimating struck and loss rates for harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) in the Northwest Atlantic. *Mar. Mamm. Sci.* 18, 710-720.
- Stenson, G.B., et Hammill, M.O. 2014. Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? *ICES J. Mar. Sci.* 71:1977-1986. doi:10.1093/icesjms/fsu074
-

- 
- Stenson, G.B. et Upward, P. 2020. [Estimations actualisées des prises accessoires et des prélèvements totaux de phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/014.
- Stenson, G.B., Myers, R.A., Hammill, M.O., Ni, I.-H., Warren, W.G., et Kingsley, M.C.S. 1993. Pup production of harp seals, *Phoca groenlandica*, in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50, 2429-2439.
- Stenson, G. B., Hammill, M.O., Kingsley, M.C.S., Sjare, B., Warren, W.G., et Myers, R.A. 2002. Is there evidence of increased pup production in northwest Atlantic harp seals, *Pagophilus groenlandicus*? ICES J. Mar. Sci. 59, 81-92.
- Stenson, G.B., Rivest, L.-P., Hammill, M.O., Gosselin, J.-F., et Sjare, B. 2003. Estimating pup production of harp seals, *Pagophilus groenlandicus*, in the northwest Atlantic. Mar. Mammal. Sci. 19, 141-160.
- Stenson, G.B., Hammill, M.O., Lawson, J.W., et Gosselin, J-F. 2014a. [Estimating Pup Production of Northwest Atlantic Harp Seals, \*Pagophilus groenlandicus\*, in 2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/057. v + 43p.
- Stenson, G. B., Wakeham, D., Buren A., et Koen-Alonso, M. 2014b. [Density-Dependent and Density-Independent Factors Influencing Reproductive Rates in Northwest Atlantic Harp Seals, \*Pagophilus groenlandicus\*](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/058. v + 21p.
- Stenson, G. B., Buren, A. D., et Koen-Alonso, M. 2016. The impact of changing climate and abundance on reproduction in an ice-dependent species, the Northwest Atlantic harp seal, *Pagophilus groenlandicus*. ICES J. Mar. Sci. 73: 250–262.
- Stenson, G.B., Buren, A., et Sheppard, G.L. 2020a. [Estimations actualisées des taux de reproduction des phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest et influence de l'état corporel](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/057. iv + 22 p.
- Stenson, G.B., Gosselin, J-F., Lawson, J.W., Buren, A., Goulet, P., Lang, S.L.C., Nilssen, K. et M.O. Hammill. 2020b. [Estimation de la production de petits chez le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest, \*Pagophilus groenlandicus\*, en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/056.
- Taylor, B.L. et DeMaster, D.P. 1993. Implications of non-linear density dependence. Mar. Mamm. Sci. 9:360-371.
- Trzcinski, M.K., Mohn, R., et Bowen, W. D. 2006. Continued Decline Of An Atlantic Cod Population: How Important Is Gray Seal Predation? Ecol. Applic. 16(6), 2006, pp. 2276–2292
- Wade, P. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 14, 1-37.
- Wade, P. R., et Angliss, R.P. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS workshop April 3–5, 1996, Seattle, Washington. U.S. Department Of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-12,93pp.

## ANNEXES

*Annexe 1. Tableau 1. Estimations de la survie liée à la glace. Le paramètre est initialement estimé en tant que mortalité selon la différence normalisée de couverture de glace de 1969 à 2000. Un seuil de -0,3 est utilisé pour le golfe, et de -0,5 pour le front. Si l'anomalie de glace est supérieure au seuil, la mortalité liée à la glace est fixée à 0. Si l'anomalie de glace est inférieure au seuil, la mortalité liée à la glace est égale à l'anomalie. La mortalité est convertie en survie au moyen d'une addition de 1. Les estimations de la mortalité pour les deux régions sont pondérées au moyen d'un poids de 0,3 pour le golfe et de 0,7 pour le Front.*

Année	Survie	Année	Survie	Année	Survie	Année	Survie
1952	1	1972	1,00	1992	1,00	2012	0,76
1953	1	1973	1,00	1993	1,00	2013	0,51
1954	1	1974	1,00	1994	1,00	2014	1,00
1955	1	1975	1,00	1995	1,00	2015	1,00
1956	1	1976	1,00	1996	0,93	2016	0,78
1957	1	1977	1,00	1997	1,00	2017	0,79
1958	1	1978	0,64	1998	0,92	2018	1,00
1959	1	1979	1,00	1999	1,00	2019	0,76
1960	1	1980	1,00	2000	0,92	-	-
1961	1	1981	0,45	2001	0,93	-	-
1962	1,00	1982	0,78	2002	1,00	-	-
1963	1,00	1983	0,91	2003	1,00	-	-
1964	1,00	1984	1,00	2004	0,52	-	-
1965	1,00	1985	1,00	2005	1,00	-	-
1966	1,00	1986	0,78	2006	0,59	-	-
1967	1,00	1987	0,93	2007	0,56	-	-
1968	1,00	1988	1,00	2008	1,00	-	-
1969	0,45	1989	1,00	2009	1,00	-	-
1970	1,00	1990	1,00	2010	0,35	-	-
1971	1,00	1991	1,00	2011	0,25	-	-

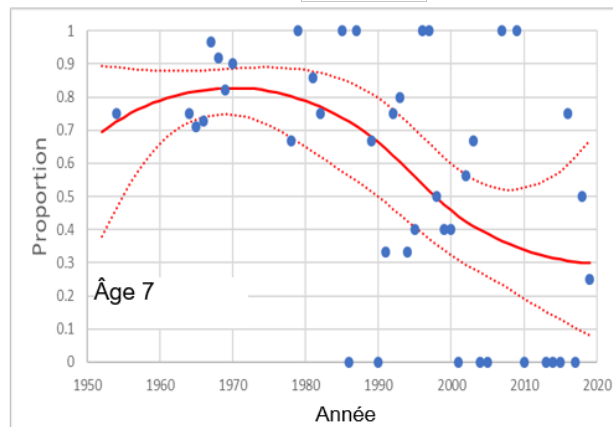
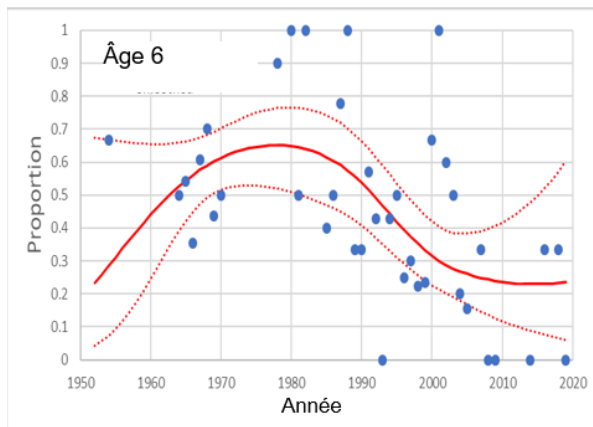
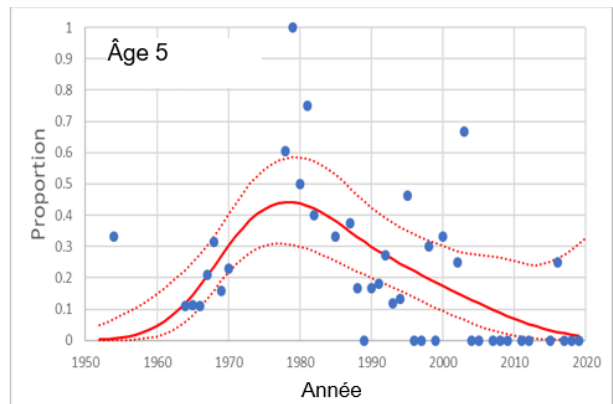
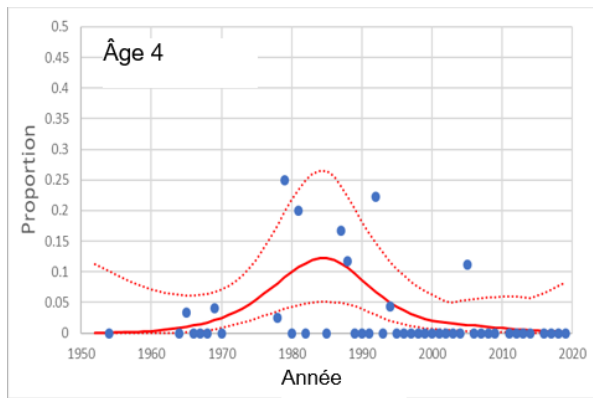


---

Annexe 1. Tableau 2. Vecteur d'âge utilisé pour lancer le modèle.

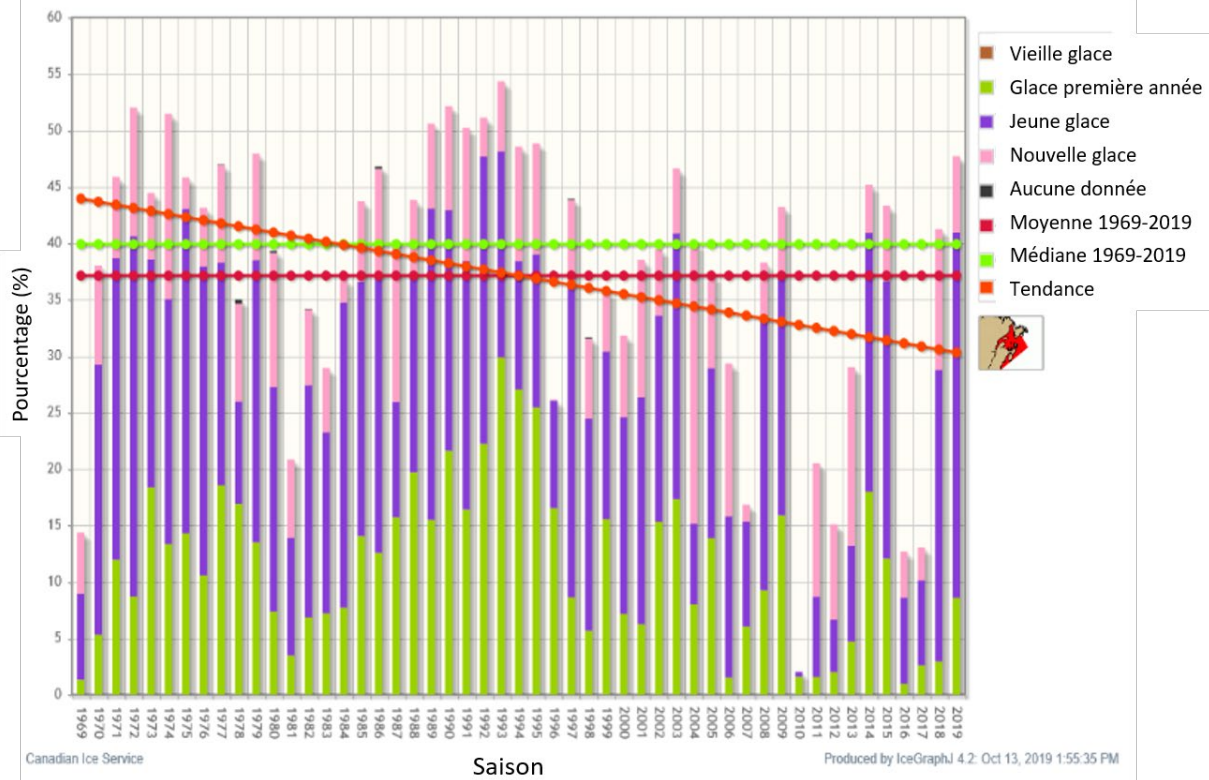
Âge (années)	Abondance initiale	Âge (années, suite)	Abondance initiale (suite)
0	800 000	13	312 204
1	656 000	14	293 472
2	616 640	15	275 863
3	579 642	16	259 311
4	544 863	17	243 753
5	512 171	18	229 128
6	481 441	19	215 380
7	452 555	20	202 457
8	425 401	21	190 310
9	399 877	22	178 891
10	375 885	23	168 158
11	353 332	24	158 068
12	332 132	25	148 584

---

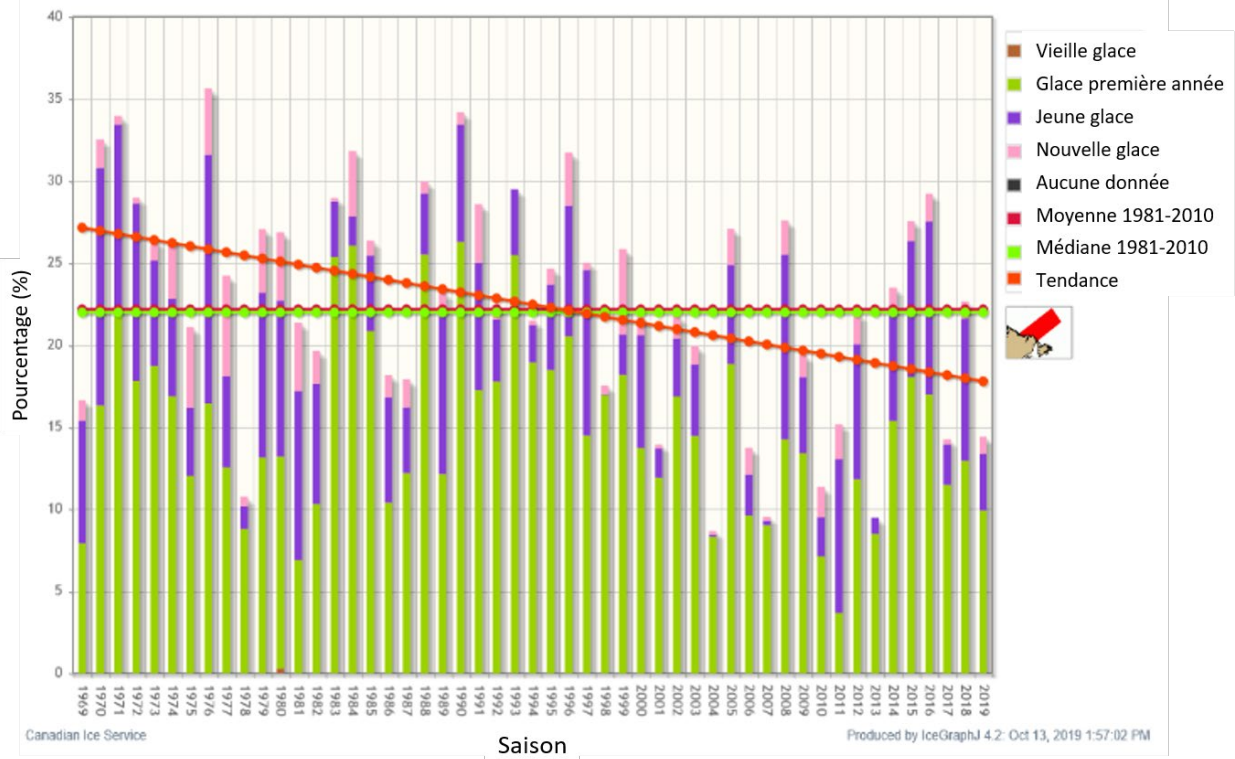


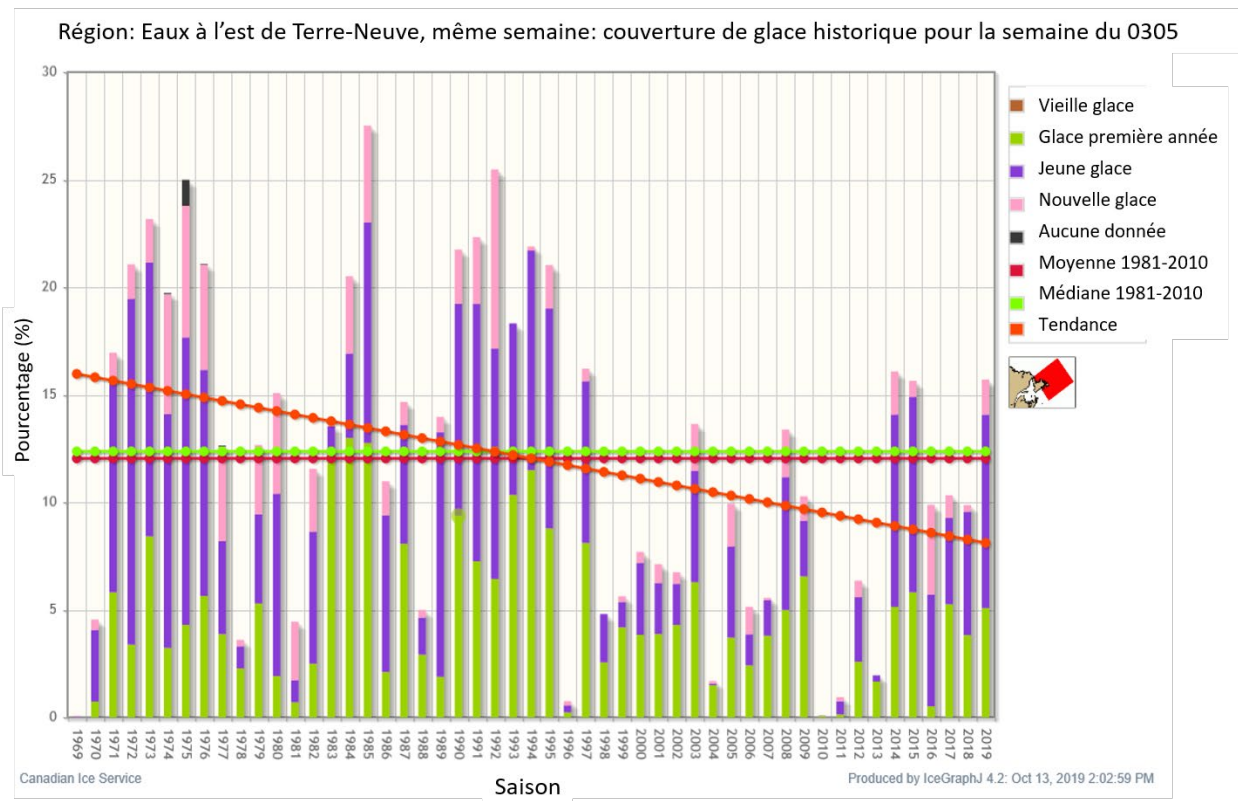
Annexe 1. Figure 1. Taux de reproduction des femelles âgées de 4 à 7 ans (cercles). Données lissées  $\pm$  intervalle de confiance à 95 % (rouge).

Région: Golfe du Saint-Laurent, même semaine: couverture de glace historique pour la semaine du 0226

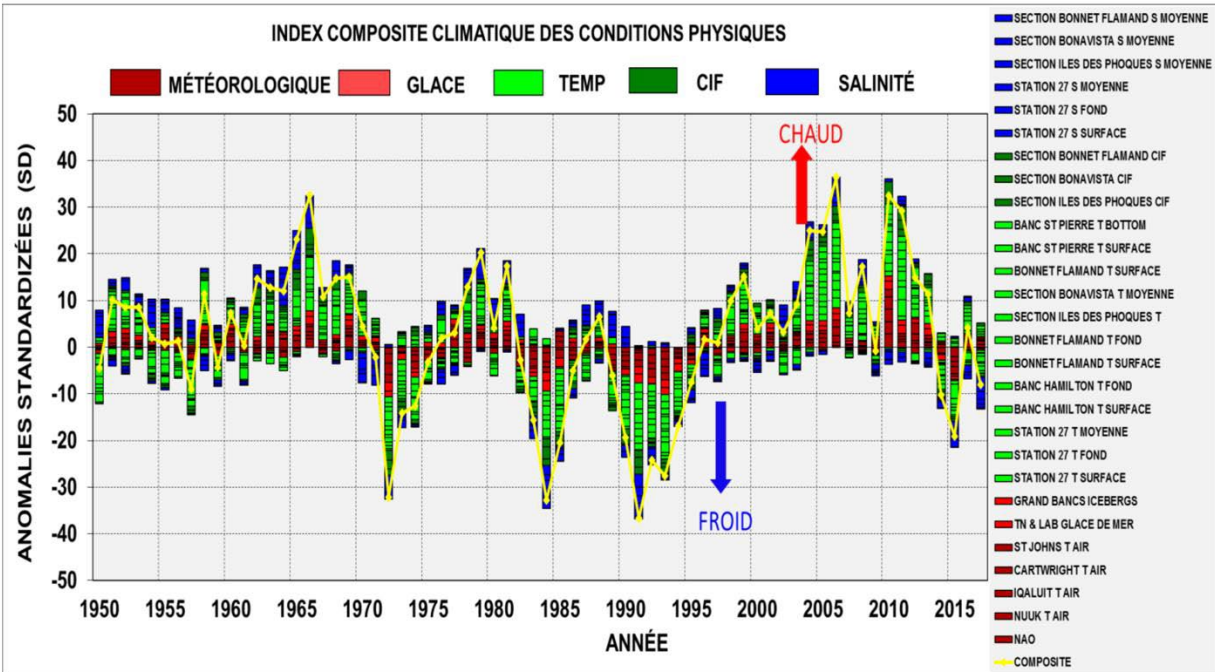


Région: Sud de la mer du Labrador, même semaine: couverture de glace historique pour la semaine du 0305





Annexe 1. Figure 2. Couverture de glace totale et concentration de différents types de glace dans le golfe du Saint-Laurent (au 26 février de 1969 à 2019), au large de la côte sud-est du Labrador, où se forme habituellement la plaque de glace du front (au 3 mars de 1969 à 2019) et au nord-est de Terre-Neuve, où dérivent les phoques du Front (au 5 mars de 1969 à 2019). Couverture de glace (%) exprimée sous forme de concentration totale et concentration de glace de première année (30 à 120 cm d'épaisseur), de glace jeune (10 à 30 cm d'épaisseur) et de glace neuve (10 cm d'épaisseur) (selon [Environnement Canada](#)).



Annexe 1. Figure 3. Variabilité de l'indice environnemental global entre 1950 et 2018. L'indice environnemental composite (IEC) est calculé en additionnant les anomalies normalisées de 28 facteurs environnementaux, y compris l'oscillation nord-atlantique, la température de l'air, la glace, la température et la salinité de l'eau et les zones de la couche intermédiaire froide (CIF) à plusieurs endroits de l'Atlantique Nord-Ouest, selon le code de couleur de la figure 3. Les anomalies sont normalisées en fonction de leurs écarts-types par tranches de 10, comprennent 28 facteurs environnementaux différents, y compris les conditions météorologiques, la couverture de glace, la température, la CIF et la salinité (Colbourne et al. 2016).