



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/030

Région du Québec

Évaluation du potentiel de rétablissement des stocks de beluga (*Delphinapterus leucas*) du Nunavik (nord du Québec)

Caroline Sauvé, Pascale Caissy, Mike O. Hammill, Arnaud Mosnier, Anne P. St-Pierre,
et J.-F. Gosselin

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
850 route de la mer. C. P. 1000,
Mont Joli (QC)
G5H 3Z4

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-71871-2 N° cat. Fs70-5/2024-030F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Sauvé, C., Caissy, P., Hammill, M.O., Mosnier, A., St-Pierre, A. P., et Gosselin, J.-F. 2024.
Évaluation du potentiel de rétablissement des stocks de béluga (*Delphinapterus leucas*) du
Nunavik (nord du Québec). Doc. de rech. 2024/030. v + 77 p.

Also available in English :

Sauvé, C., Caissy, P., Hammill, M.O., Mosnier, A., St-Pierre, A. P., and Gosselin, J.-F. 2024.
*Recovery Potential Assessment for Beluga (Delphinapterus leucas) Stocks in Nunavik
(Northern Quebec). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/030. v + 70 p.*

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
CONTEXTE	1
MISE EN GARDE	1
INTRODUCTION	2
ÉVALUATION	3
INFORMATION SUR L'ESPÈCE	3
Biologie	3
Cycle biologique.....	4
Importance culturelle.....	5
Nombre de populations, répartition et abondance	5
Trajectoire récente	6
HABITAT	7
Sources d'incertitude.....	10
ÉTENDUE SPATIALE DE L'HABITAT : NON PERTINENT.....	10
CONTRAINTES SPATIALES : NON PERTINENT.....	11
NOTION DE RÉSIDENCE : NON PERTINENT	11
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS.....	11
RÉSUMÉ DES MENACES.....	12
DESCRIPTION DES MENACES	12
MENACES POUR LES ESPÈCES COEXISTANTES.....	19
FACTEURS LIMITATIFS	19
OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT	20
Sources d'incertitude.....	22
Sources d'incertitude autres que celles indiquées à l'élément 12.....	25
Sources d'incertitude.....	27
SUPERFICIE D'HABITAT CONVENABLE : PAS PERTINENT	27
SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE	27
ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES	30
Sources d'incertitude.....	31
RECOMMANDATIONS DE RECHERCHE.....	32
CONCLUSIONS.....	33
REMERCIEMENTS	34
RÉFÉRENCES CITÉES	34
FIGURES	52
TABLEAUX	69
ANNEXE A – LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RENCONTRE	74

ANNEXE B – TERMES UTILISÉS POUR DÉCRIRE LES SOUS-UNITÉS D’UNE ESPÈCE ET
LEUR APPLICATION AU BÉLUGA DE L’EST DE LA BAIE D’HUDSON ET DES ÎLES
BELCHER (EBH-BEL) ET DE LA BAIE D’UNGAVA (BU) 76

ANNEXE C – VALEURS ANTÉRIEURES UTILISÉES POUR LES MODÈLES DE
POPULATION DU BÉLUGA 77

RÉSUMÉ

En 2020, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué que les unités désignables (UD) du béluga de l'est de la baie d'Hudson (EBH) et de la baie d'Ungava (BU) étaient respectivement menacée et en voie de disparition. Ces deux UD font actuellement l'objet d'un examen ministériel en vue de leur inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). La Direction des sciences du ministère des Pêches et des Océans (MPO) a été chargée d'entreprendre une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) pour ces deux UD afin d'aider à éclairer la décision d'inscription et, si l'inscription est confirmée, l'élaboration future des documents de rétablissement. Depuis la dernière évaluation des UD du béluga effectuée par le COSEPAC en 2016, une population génétique distincte a été définie près des îles Belcher (BEL), lesquelles se trouvent au sein de l'aire d'estivage de l'UD de l'EBH. Par conséquent, cette EPR ne porte pas uniquement sur la population génétique de l'EBH, mais plutôt sur le stock composé des populations de l'est de la baie d'Hudson et des îles Belcher (EBH-BEL). Des rassemblements de bélugas sont observés en été dans les estuaires et le long de la côte est de l'arc de la baie d'Hudson. À l'automne, les bélugas de cette région entreprennent une migration saisonnière vers le nord le long de la côte du Nunavik pour atteindre leurs aires d'hivernage dans le détroit d'Hudson et le long de la côte du Labrador. Alors que le béluga de la BU était autrefois abondant dans le sud de la baie d'Ungava, aucun rassemblement important de bélugas n'a été observé au cours des relevés menés au cours des 40 dernières années. Cependant, les observations continues et les récoltes occasionnelles portent à croire que soit l'UD de la BU persiste à un niveau très bas, soit les UD avoisinantes fréquentent la baie. Les données les plus récentes indiquent un déclin continu du béluga de l'EBH-BEL depuis les années 1970, et l'estimation de l'abondance était de 2 900 à 3 200 bélugas en 2021. La gestion de la récolte de subsistance du béluga est le principal défi pour la survie et le rétablissement du béluga de l'EBH-BEL et de la BU. Les autres menaces provenant des activités humaines dans l'habitat du béluga de l'EBH-BEL et de la BU comprennent le bruit anthropique, le développement industriel, le trafic maritime, la pollution chimique, les pêches commerciales et les changements climatiques. Un objectif de répartition à long terme (c'est-à-dire sur plus de 100 ans) consisterait à rétablir la répartition historique du béluga dans les estuaires de l'est de la baie d'Hudson et dans le sud de la baie d'Ungava et ses estuaires. Trois objectifs de rétablissement de l'abondance sont proposés pour le béluga de l'EBH-BEL : 1) atteindre une taille de population égale ou supérieure à l'estimation de l'abondance de 2015 en 10 ans; 2) atteindre une taille de population égale ou supérieure au niveau de référence de précaution (NRP = 5 300 individus) en 86 ans; 3) atteindre une taille de population correspondant à la croissance démographique maximale estimée en l'absence de récolte de ce stock. Les niveaux de récolte actuels sont incompatibles avec l'un ou l'autre de ces objectifs de rétablissement. Deux objectifs de rétablissement sont proposés pour l'abondance du béluga de la BU : 1) maintenir la taille de population à un niveau égal ou supérieur à l'estimation de l'abondance de 2022; 2) atteindre une taille de population correspondant à la croissance démographique maximale estimée en l'absence de récolte dans cette UD. Le maintien des niveaux de récolte actuels du béluga de la BU entraînerait un déclin de la population et la disparition de tout stock restant dans cette région d'ici 4 à 21 ans. Le prélèvement biologique potentiel du béluga de l'EBH-BEL et de la BU a été estimé à 5 et 0 individus par année, respectivement, d'après les estimations de l'abondance de 2022. Les projections indiquent qu'il est possible pour le stock de l'EBH-BEL d'atteindre le NRP en 86 ans avec un niveau de récolte annuel de 20 bélugas.

CONTEXTE

En 2016, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a recensé huit unités désignables (UD) du béluga au Canada, dont les populations de l'est de la baie d'Hudson (EBH) et de la baie d'Ungava (BU). En 2020, le COSEPAC a déterminé que l'UD de l'EBH était « menacée » et que l'UD de la BU était « en voie de disparition ». Ces deux UD font actuellement l'objet d'un examen ministériel en vue de leur inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). À l'appui des recommandations d'inscription pour les populations de béluga de l'EBH et de la BU, on a demandé à la Direction des sciences du MPO d'entreprendre une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) à leur égard.

Depuis la dernière évaluation des UD du béluga effectuée par le COSEPAC, une population génétique distincte a été identifiée près des îles Belcher (BEL), au sein de l'aire d'estivage de l'UD de l'EBH. Par conséquent, cette EPR ne porte pas uniquement sur la population génétique de l'EBH, mais plutôt sur le stock composé des UD de l'EBH et de BEL, ci-après appelé EBH-BEL afin de mieux refléter la nature mixte des rassemblements de bélugas qui se produisent dans cette zone pendant l'été (voir la section sur la mise en garde ci-dessous pour plus de détails).

L'information présentée dans le présent document a été examinée au cours de la réunion tenue du 20 au 24 février 2023 par le Comité national d'examen par les pairs des mammifères marins (annexe A), et elle met à jour ou consolide tout avis existant concernant le béluga de l'EBH et de la BU. La présente évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) peut servir à éclairer les aspects scientifiques et socioéconomiques de la décision d'inscription, l'élaboration d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action, ou les mesures prises par le MPO à la suite de l'inscription en vertu de la LEP.

MISE EN GARDE

Depuis la dernière évaluation des unités désignables (UD) du béluga par le COSEPAC, une nouvelle analyse génétique d'échantillons de béluga effectuée par le MPO a permis d'identifier une population distincte près des îles Belcher, c'est-à-dire au sein de l'aire d'estivage de l'UD de l'est de la baie d'Hudson (Parent *et al.* 2023; COSEPAC 2016). Des relevés aériens dans l'est de la baie d'Hudson ont montré qu'il y avait une répartition continue des bélugas depuis la côte entre Kuujuarapik et Inukjuak qui s'étendait aussi loin au large que les îles Belcher (Smith et Hammill 1986; Kingsley 2000; Gosselin *et al.* 2002, 2009, 2013; St-Pierre *et al.* 2024). De plus, la plupart des bélugas équipés d'un émetteur satellite dans les estuaires de l'est de la baie d'Hudson ont effectué des déplacements répétés entre la côte et les îles Belcher, au large, pendant l'été (Bailleul *et al.* 2012a). Par conséquent, il y a probablement un chevauchement spatial entre les répartitions génétiques des populations des îles Belcher (BEL) et de l'est de la baie d'Hudson (EBH). Les bélugas qui passent l'été dans cette région sont examinés ensemble dans le présent document; on y fait référence en parlant du stock de gestion de l'EBH-BEL (MPO 2022). Les conclusions de ce document doivent être interprétées avec prudence, car le potentiel et les objectifs de rétablissement ne sont pas propres à la population génétique de l'EBH, mais plutôt fondés sur l'abondance et la répartition du stock conjoint de l'EBH-BEL.

De plus, on ne sait pas si l'UD du béluga de la baie d'Ungava (BU) existe toujours ou si elle est disparue de la région. Dans cette UD, le béluga a été défini par un rassemblement estival centré près de l'estuaire de la rivière Marralik, avec des concentrations dans d'autres cours d'eau du sud de la baie d'Ungava (COSEPAC 2016). Cependant, le COSEPAC (2004) définit la région de la baie d'Ungava comme l'aire de répartition de cette UD, et il est généralement reconnu que le béluga d'autres UD est présent dans la baie d'Ungava du printemps à

l'automne, mais pas en été (Lewis *et al.* 2009; Cuerrier *et al.* 2012; Cardinal 2013). Par conséquent, les relevés aériens effectués en été sur toute la superficie de la baie d'Ungava fournissent une estimation de l'abondance pour l'ensemble de la baie (Sauvé *et al.* 2023; Smith et Hammill 1986; Kingsley 2000; Hammill *et al.* 2004; Gosselin *et al.* 2009). Bien que des bélugas aient été détectés lors du relevé estival de 2022 dans la baie d'Ungava, aucun n'a été observé dans les zones de rassemblement historiques au sud de la baie (Sauvé *et al.* 2023). Par conséquent, il existe une incertitude quant à savoir si les bélugas observés pendant le relevé de 2022 appartenaient à l'UD de la BU elle-même ou s'il s'agissait d'individus d'autres stocks qui avaient interrompu leur migration estivale dans la région centrale de la baie d'Ungava. Néanmoins, un petit nombre de bélugas continuent d'être observés et récoltés dans les estuaires du sud de la baie d'Ungava (p. ex. Durkalec *et al.* 2020). La présente EPR de l'UD de la BU est fondée sur le plus récent relevé de 2022, qui couvrait l'ensemble de la baie d'Ungava. Par souci d'uniformité avec la zone du relevé, nous avons tenu compte des niveaux de récolte dans l'ensemble de la baie d'Ungava lorsque nous avons estimé les menaces et les prélèvements biologiques potentiels.

INTRODUCTION

Le béluga (*Delphinapterus leucas*) présente une répartition presque circumpolaire dans les eaux arctiques et subarctiques (NAMMCO 2018). Une seule espèce est reconnue dans le monde, et il n'existe pas de sous-espèces. Une proportion importante de l'aire de répartition mondiale de l'espèce est répartie dans les eaux canadiennes. Les populations sont définies en fonction des rassemblements d'été (Richard 2010; COSEPAC 2016; NAMMCO 2018), éclairés par des éléments de preuve qui soulignent que le béluga affiche une forte fidélité intra-annuelle et interannuelle au site, fondés sur des études sur le comportement (Caron et Smith 1990), de télémétrie (Bailleul *et al.* 2012a), sur la génétique (Brown Gladden *et al.* 1999; de March et Postma 2003; Postma *et al.* 2012; Turgeon *et al.* 2012; Colbeck *et al.* 2013; Parent *et al.* 2023) ainsi que sur les isotopes et les éléments traces (Rioux *et al.* 2012).

Il existe huit UD reconnues du béluga au Canada, soit les populations de l'est de la mer de Beaufort (EMB), de l'est du Haut-Arctique et de la baie de Baffin (EHA-BB), de la baie Cumberland (BC), de la baie d'Ungava (BU), de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH), de l'est de la baie d'Hudson (EBH), de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) et de la baie James (BJ; figure 2). Parmi les huit UD du béluga reconnues, celles de la BC, de l'EBH et de la BU font actuellement l'objet d'un examen ministériel aux fins d'inscription, tandis que celle de l'ESL est inscrite en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP).

Le COSEPAC a évalué pour la première fois les UD du béluga de l'EBH et de la BU en 1988, leur conférant respectivement un statut d'espèce « menacée » et « en voie de disparition » (Reeves et Mitchell 1988). Le statut du béluga de la BU est demeuré « en voie de disparition » tout au long des réévaluations du COSEPAC (COSEPAC 2004, 2020a). Le béluga de l'EBH a été reclassé comme espèce « en voie de disparition » en 2004 en raison d'une tendance démographique à la baisse et d'une surexploitation, mais son statut a été révisé à « menacée » en 2020 après la stabilisation de la tendance démographique et la suppression des récoltes (COSEPAC 2004, 2020a).

Une fois que le COSEPAC évalue une espèce aquatique comme étant « menacée », « en voie de disparition » ou « disparue du pays », le MPO prend un certain nombre de mesures pour appuyer la mise en œuvre de la LEP. Un grand nombre de ces mesures nécessitent des données scientifiques sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, sur les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement ainsi que sur la faisabilité de ce dernier. La formulation de l'avis scientifique se fait généralement dans le cadre d'une EPR, réalisée peu après l'évaluation

du COSEPAC. Cette façon de procéder permet de tenir compte d'analyses scientifiques ayant fait l'objet d'un examen par les pairs dans le cadre des processus liés à la LEP, y compris la planification du rétablissement.

En 2005, le MPO a mené une EPR pour le béluga de l'EBH et de la BU conjointement avec le béluga de la BC et de l'ESL (MPO 2005). Depuis, divers projets de recherche ont été entrepris par la Direction des sciences du MPO afin de mieux comprendre le béluga de l'EBH et de la BU. L'avis généré par le présent processus met à jour ou consolide les avis existants concernant les stocks de béluga de l'EBH-BEL et de la BU.

ÉVALUATION

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Élément 1 : Résumer les caractéristiques biologiques du béluga de l'EBH et de la BU.

Élément 2 : Évaluer la trajectoire récente de l'espèce concernant l'abondance, l'aire de répartition et le nombre de populations.

Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du béluga de l'EBH et de la BU.

Biologie

Le béluga est une baleine à dents de taille moyenne qui vit dans les eaux arctiques et subarctiques. Avec le narval, il est l'une des deux espèces de cétacés de la famille des *Monodontidae*, et le seul membre du genre *Delphinapterus*. Le béluga a une tête ronde ornée d'un melon qu'il utilise pour l'écholocation. Il n'a pas de nageoire dorsale, ce qui est probablement une adaptation à la vie dans des eaux partiellement couvertes de glace, et ses vertèbres cervicales ne sont pas soudées, permettant une certaine flexibilité du cou. Les veaux naissent gris foncé ou bruns et mesurent environ 1,5 m à la naissance (Lesage *et al.* 2014; COSEPAC 2020a). Ils passent progressivement au blanc entre 10 et 20 ans (COSEPAC 2020a). Les individus matures sont de couleur blanche et sont sexuellement dimorphiques, leur taille se situant entre 2,6 et 4,5 m, et la longueur des femelles adultes se rapprochant de 80 % de la longueur des mâles adultes (Lesage *et al.* 2014; COSEPAC 2020a). La taille à la maturité sexuelle peut varier d'une population à l'autre. Les bélugas échantillonnés dans la baie d'Hudson étaient de taille relativement petite à maturité comparativement à ceux d'autres régions (voir Lesage *et al.* 2014 pour examen), avec une longueur asymptotique estimée de 3,5 et 3,3 m pour les mâles et les femelles matures, respectivement (Doidge 1990a). On ne sait pas si cette petite taille observée représente un caractère phénotypique des populations de béluga de la baie d'Hudson ou si elle résulte de la longue histoire d'exploitation intensive qui pourrait avoir éliminé les individus âgés et grands de la région.

En raison de leur nature grégaire, les bélugas peuvent former de grands rassemblements (comptant plus de 300 individus) dans tout leur habitat, et des individus étroitement apparentés et non apparentés peuvent se regrouper (O'Corry-Crowe *et al.* 2020). Ils possèdent un vaste répertoire de vocalisations, comme des clics, des impulsions en rafale, des sifflements et des signaux combinés. Les bélugas vocalisent principalement dans la plage de fréquence de 0,1 à 12 kHz (Erbe *et al.* 2016), bien qu'ils produisent des sons allant jusqu'à 160 kHz (Southall *et al.* 2007). Leur fréquence auditive optimale se situe entre 0,5 et 130 kHz (Erbe *et al.* 2016). Les vocalisations sont utilisées pour la communication, la navigation et la recherche de nourriture.

Les bélugas sont des généralistes dont le régime alimentaire comprend de petites espèces pélagiques, démersales et fluviales, ainsi que des invertébrés comme les crevettes, les calmars

et les vers polychètes (p. ex. Doidge *et al.* 2002; Marcoux *et al.* 2012; Kelley *et al.* 2010; Quakenbush *et al.* 2015; Breton-Honeyman *et al.* 2016; Lesage *et al.* 2020). Les bélugas peuvent plonger à des profondeurs de centaines de mètres pour se nourrir, et les plongées durent généralement de 8 à 15 minutes (Heide-Jørgensen *et al.* 1998; Kingsley *et al.* 2001; Martin *et al.* 2001).

Des renseignements supplémentaires sur la biologie du béluga se trouvent dans l'évaluation et rapport de situation récent du COSEPAC (COSEPAC 2020a).

Cycle biologique

L'âge à la maturité physique a été estimé à 15 et 10 ans pour les femelles et les mâles, respectivement, à l'aide des courbes de longueur selon l'âge de Doidge (1990a) et en supposant le dépôt d'un groupe de couches de croissance par année dans la dentine des dents (tableau 1). La longévité du béluga est inconnue et probablement sous-estimée étant donné que les individus âgés souffrent systématiquement de l'usure de leurs dents, certains d'entre eux les perdant complètement. Bien que l'âge maximal des individus échantillonnés se situe généralement entre 45 et 60 ans (Lesage *et al.* 2014; Hobbs *et al.* 2015; Ellis *et al.* 2018), le plus vieux béluga en liberté échantillonné était âgé de 89 ans (Ferguson *et al.* 2020). Le temps de génération est défini comme l'âge moyen des parents de la cohorte actuelle (c.-à-d. les nouveau-nés) et reflète le taux de renouvellement des reproducteurs dans une population (Taylor *et al.* 2007). Le temps de génération du béluga est estimé à 28,6 ans (Lowry *et al.* 2017) bien qu'il y ait des mises en garde associées à cette estimation; un temps de génération plus proche de 20 à 23 ans pourrait être plus précis (COSEPAC 2020a). Tout au long du présent document, nous utilisons le temps de génération de 28,6 ans retenu par le COSEPAC (2020a) à des fins d'uniformité et parce que la différence entre cette valeur et d'autres valeurs suggérées n'a pas influé sur les conclusions de la présente EPR pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU.

En moyenne, les femelles donnent naissance à un veau tous les trois ans (Vladykov 1944; Doidge 1990a; Suydam 2009), avec une période de gestation de 12,8 à 15 mois (COSEPAC 2014; Matthews et Ferguson 2015). Par conséquent, on s'attend à ce qu'environ un tiers des femelles sexuellement matures deviennent enceintes chaque année (Mosnier *et al.* 2015). La taille du corps a été déterminée comme un facteur d'activité de reproduction chez les femelles de la baie d'Hudson (Ferguson *et al.* 2021). La mortalité périnatale du veau peut entraîner une diminution des intervalles de mise bas, car les femelles peuvent devenir disponibles pour l'accouplement un an plus tôt (Doidge 1990b; Mosnier *et al.* 2015). La lactation peut se poursuivre jusqu'à trois ans (Doidge 1990b; Matthews et Ferguson 2015), chevauchant partiellement la période de gestation suivante. L'ingestion d'aliments solides commence pendant la première ou la deuxième année du veau (Matthews et Ferguson 2015). Le moment de l'accouplement et de la mise bas varie d'une population à l'autre, mais l'accouplement a généralement lieu à la fin de l'hiver et au printemps, tandis que la mise bas a lieu en été. On pense que les bélugas de l'est de la baie d'Hudson s'accouplent dans les zones hauturières au début de mai, et qu'ils mettent bas à la fin de mai de l'année suivante (Doidge 1990b). Il n'existe pas d'information propre au béluga de la baie d'Ungava. Le béluga est l'une des espèces rares dont les femelles montrent des signes de ménopause (durée de vie après la reproduction chez les femelles; Ellis *et al.* 2018). Cependant, l'âge à la sénescence sexuelle varie, puisque des femelles enceintes âgées de 60 à 70 ans ont été signalées (Burns et Seaman 1986). En raison de l'usure des dents chez les bélugas âgés, l'âge à la sénescence est difficile à évaluer.

Les taux de mortalité selon l'âge diffèrent entre les populations de béluga et au fil du temps en fonction de l'occurrence relative des différentes causes de mortalité naturelle (p. ex. dystocie et complications périnatales, cancers, contaminants, prédation) qui touchent chaque population.

En fonction des individus récoltés sur la côte est de la baie d'Hudson, les taux de mortalité du béluga ont été estimés à 31 % pour les veaux (âgés de 0 ou 1 an) et variaient entre 12 à 21 % et 2 à 10 % pour les bélugas âgés de 2 à 9 ans et 10 ans, respectivement (Doidge 1990b). Aucune donnée n'est accessible pour le béluga de la BU. Cependant, Hammill et Lesage (2019) ont estimé des tendances semblables pour le béluga de l'ESL et de l'Alaska : 14 à 29 % pour les veaux (0 ou 1 an), 2 à 7 % pour les veaux âgés/juveniles (1 à 8 ans), 3 à 6 % pour les jeunes adultes (9 à 44 ans) et 8 à 17 % pour les adultes plus âgés (≥ 45 ans). Un modèle récent, qui a estimé les taux de mortalité médians (\pm ET) de 1980 à 2021 chez les bélugas de l'ESL, a indiqué des taux de mortalité plus faibles pour la plupart des catégories d'âge : 49 ± 3 % chez les veaux (0 ou 1 an), 3 ± 1 % chez les jeunes d'un an (1 ou 2 ans), $0,9 \pm 0,1$ % chez les juvéniles (4 à 7 ans), et $0,8 \pm 0,1$ % chez les jeunes adultes (8 à 11 ans; Tinker *et al.* 2024). L'équation de régression moyenne de Hoenig (1983) pour les téléostéens et les mammifères marins, qui est fondée sur l'âge maximal des populations et suppose un taux de mortalité constant après les premiers stades du cycle biologique, a fourni une estimation de la mortalité variant entre 5,1 et 10 % pour un âge maximal variant entre 45 et 89 ans (tableau 1).

Importance culturelle

Le béluga est profondément ancré dans la culture et l'identité des Inuits en tant que source de nourriture fiable pour les familles et les collectivités (Inuit Tapiriit Kanatami et Inuit Circumpolar Council 2012; Lemire *et al.* 2015). La chasse, la boucherie et le partage du béluga représentent des pratiques sociales et culturelles qui permettent de perpétuer les connaissances, les compétences et les liens sociaux des Inuits (Tyrrell 2007, 2008; Breton-Honeyman *et al.* 2021). Par conséquent, le béluga est extrêmement important en tant que prédateur de haut niveau dans son écosystème, ainsi que pour la culture et la vie des Inuits du Nunavik (nord du Québec).

Nombre de populations, répartition et abondance

Les sous-unités d'une espèce sont définies comme des « populations », des « stocks » et des « UD », entre autres, et la façon de les différencier suscite un débat considérable (Stewart 2008). Voir l'annexe B pour les définitions des termes de sous-unité des espèces et la façon dont ils s'appliquent au béluga de l'EBH-BEL et de la BU.

Vingt-deux stocks présumés de béluga sont reconnus dans le monde par l'International Whaling Commission (IWC), totalisant plus de 150 000 animaux, dont les deux tiers se trouvent dans les eaux canadiennes (NAMMCO 2018; figure 3). Huit UD reconnues du béluga sont présentes au Canada (figure 2; COSEPAC 2016). Il y a un certain chevauchement de l'aire de répartition entre les UD de l'OBH, de l'EBH et de la BU dans le détroit d'Hudson et entre les UD de l'OBH, de l'EBH et de la BJ dans la région des îles Belcher, dans l'est de la baie d'Hudson. L'aire d'estivage de la population BEL nouvellement identifiée chevauche également celle des populations de l'OBH, de l'EBH et de la BJ (Parent *et al.* 2023). Cette population a été identifiée génétiquement à la suite de la définition la plus récente des UD du béluga par le COSEPAC (Parent *et al.* 2023; COSEPAC 2016), et il y a donc un décalage entre les définitions actuelles des UD et notre compréhension de la structure des populations dans la région de l'est de la baie d'Hudson. De plus, il pourrait y avoir des croisements entre des animaux de différentes UD dans des aires d'hivernage communes.

Le béluga de l'EBH-BEL passe l'été dans les estuaires de l'est de l'arc de la baie d'Hudson et peut être observé jusqu'à 60 km à l'ouest des îles Belcher (figure 4; Bailleuil *et al.* 2012b). Historiquement, les rassemblements les plus importants ont été observés en juillet et en août dans le Lac Guillaume-Delisle, la Grande rivière de la Baleine, la Petite rivière de la Baleine et la rivière Nastapoka (Smith et Hammill 1986; Caron et Smith 1990). La surexploitation

commerciale a décimé le béluga qui passait l'été dans la Grande rivière de la Baleine, ce qui fait que la Petite rivière de la Baleine et la rivière Nastapoka sont devenues les principales zones de rassemblement (Reeves et Mitchell 1987a). Bien que des observations occasionnelles soient encore signalées dans l'estuaire de la rivière Nastapoka, aucun béluga n'y a été observé pendant les relevés aériens depuis 2004, ce qui semble indiquer qu'il ne s'agit plus d'une aire d'estivage importante pour le béluga le long de la côte est de la baie d'Hudson (Gosselin *et al.* 2017; COSEPAC 2020a; St-Pierre *et al.* 2024). Par conséquent, l'estuaire de la Petite rivière de la Baleine semble être la seule aire restante dans l'est de l'arc de la baie d'Hudson où un nombre important d'animaux sont présents (figure 4). À l'automne, les bélugas de l'EBH entreprennent une migration saisonnière le long de la côte du Nunavik et peuvent parfois se rendre dans la baie d'Ungava pour atteindre les aires d'hivernage du détroit d'Hudson et le long de la côte du Labrador (Lewis *et al.* 2009; Bailleul *et al.* 2012a). L'estimation la plus récente de l'abondance du modèle de population pour le stock de l'EBH-BEL est de 2 900 animaux (IC à 95 % = 1 500 à 4 200; Hammill *et al.* 2023).

Le béluga de la BU était historiquement abondant dans le sud de la baie d'Ungava, se rassemblant principalement dans les rivières Koksoak, Leaf, à la Baleine, Marralik (Mucalic) et George, ainsi que dans la baie Hopes Advance (près de la collectivité d'Aupaluk) de la mi-juillet à la mi-août (figure 1; Reeves et Mitchell 1987b). Cependant, aucun rassemblement important de bélugas n'a été observé pendant les relevés menés dans la région de la baie d'Ungava depuis les années 1980 (Boulva 1981; Finley *et al.* 1982; Smith et Hammill 1986; Hammill *et al.* 2004; Gosselin *et al.* 2009; Sauvé *et al.* 2023). Les observations continues et les récoltes occasionnelles d'animaux portent à croire que soit l'UD de la BU persiste à un niveau très bas, soit les UD avoisinantes fréquentent la baie (MPO 2005; Durkalec *et al.* 2020). Les renseignements sur la répartition et les déplacements saisonniers sont fragmentaires pour cette population. Bien que les évaluations du COSEPAC présentent la baie d'Ungava comme la zone d'occupation de l'UD de la BU, les connaissances traditionnelles laissent entendre que certains animaux pourraient quitter la baie et hiverner dans le détroit d'Hudson et au large de la côte du Labrador. On ne sait pas si ces déplacements signalés étaient ceux des bélugas de la BU ou d'autres stocks (p. ex. EBH-BEL et OBH) connus pour migrer dans la baie d'Ungava (Lewis *et al.* 2009; Bailleul *et al.* 2012a; Cuerrier *et al.* 2012; Breton-Honeyman *et al.* 2013; COSEPAC 2016; Durkalec *et al.* 2020).

Les échantillons prélevés en été depuis 1994 (n = 113) dans le nord de la baie d'Ungava ne montrent aucune structure génétique indiquant un matrilineage isolé dans cette région d'après les haplotypes d'ADN mitochondrial (Parent *et al.* 2023). Il y a peu de possibilités de prélever des échantillons génétiques dans des sites de rassemblement historiques du sud de la baie d'Ungava pendant l'été, ce qui limite notre capacité à examiner l'identité génétique ou à définir les caractéristiques des bélugas qui passent l'été dans la région. Un projet de recherche dirigé par les Inuits et lancé en 2019 a donné lieu à quatre échantillons prélevés lors d'une chasse limitée dans la rivière Marralik (Mucalic) et à trois biopsies, fournissant ainsi des tissus qui peuvent être utilisés pour commencer à créer une bibliothèque d'échantillons en vue d'étudier l'identité des stocks.

Trajectoire récente

On pense que l'UD de l'EBH-BEL comptait environ 12 500 animaux dans les années 1800. La chasse commerciale à la baleine au cours des XVIII^e et XIX^e siècles et au début du XX^e siècle a entraîné un déclin marqué de l'abondance (MPO 2005; Lawson *et al.* 2006; Hammill *et al.* 2017a), et la poursuite de récoltes de subsistance élevées a limité le rétablissement; les changements climatiques et la modification de l'habitat sont des facteurs sous-jacents supplémentaires. En 2001, une évaluation des stocks a estimé que si les récoltes n'étaient pas

réduites, le stock de l'EBH-BEL disparaîtrait d'ici deux ou trois décennies (Bourdages *et al.* 2002). Une série de mesures de gestion sévères pour lesquelles on a observé une conformité relativement élevée (Lesage *et al.* 2001a) a ralenti le déclin de la population. Les modèles de population ajustés aux estimations de l'abondance d'après les relevés aériens, en tenant compte des récoltes déclarées, ont indiqué que la population était passée de 6 600 animaux en 1974 à un minimum de 3 100 en 2001. Une réduction des niveaux de récolte a entraîné une augmentation à 3 400 (IC à 95 % = 2 200 à 5 000) en 2015 (Hammill *et al.* 2017a), ce qui a appuyé la révision du statut de l'UD d'espèce « en voie de disparition » à « menacée » en 2020 (COSEPAC 2020a; figure 5a). Depuis 2015, les captures déclarées ont dépassé les niveaux recommandés. Une évaluation en 2022 qui a ajusté le modèle à la série chronologique des relevés mis à jour, y compris le plus récent relevé effectué en 2021, a indiqué que la population avait probablement diminué, bien qu'à un taux très lent (environ 1 % par année) entre 2001 et 2015. Depuis 2015, le taux de déclin de la population s'est accéléré (environ 3 % par année), ce qui a entraîné une diminution de l'abondance, qui est passée d'entre 3 700 et 3 900 individus en 2015 à entre 2 900 et 3 200 individus en 2021, selon les hypothèses du modèle (Hammill *et al.* 2023; figure 5b). Cette estimation reflète l'abondance combinée du stock de l'EBH-BEL, telle que définie par la plus récente analyse génétique (Parent *et al.* 2023).

On estime que plus de 1 900 bélugas passaient l'été dans la baie d'Ungava à la fin des années 1800, c'est-à-dire avant la chasse commerciale active à la baleine qui a eu lieu de 1867 à 1911, laquelle a gravement décimé l'UD (MPO 2005). La récolte de subsistance s'est poursuivie pendant l'été jusqu'au milieu des années 1980 (83 prises annuelles en moyenne de 1974 à 1985; CV = 19 %; Smith 1998), ce qui a probablement contribué à d'autres diminutions de l'abondance (MPO 2005; Boulva 1981; Finley *et al.* 1982). À partir de 1986, l'estuaire de la rivière Marralik (Mucalic) a été fermé à la chasse et des quotas ont été mis en place pour le béluga de la BU (Lesage *et al.* 2001a). L'estuaire de la rivière Marralik est demeuré fermé jusqu'à ce qu'une récolte limitée de trois bélugas soit autorisée en 2021 et 2022. Une série de quatre relevés visuels systématiques effectués entre 1985 et 2008, et couvrant les zones côtières et extracôtières de la baie d'Ungava, n'a pas permis de détecter de bélugas dans les transects, et a produit un très faible nombre d'observations dans les zones littorales (intervalle des dénombrements quotidiens maximaux : 0 à 36 bélugas; Smith et Hammill 1986; Kingsley 2000; Hammill *et al.* 2004; Gosselin *et al.* 2009). Étant donné l'absence d'observation de bélugas dans les transects durant ces quatre relevés consécutifs, Doniol-Valcroze et Hammill (2011) ont estimé une population maximale de 32 (IC à 95 % : 0 à 94) bélugas dans la BU. Le dernier relevé effectué à l'été 2022 a donné une abondance estimée de 68 (IC à 95 % : 23 à 202) individus selon trois observations (pour un total de quatre bélugas; Sauvé *et al.* 2023). L'estimation de l'abondance de 2022 n'est pas très différente de l'estimation dérivée du dénombrement nul précédente, ce qui semble indiquer que l'abondance a peu changé au cours des quatre dernières décennies. Cela correspond à la perception des chasseurs selon laquelle il n'y a pas eu d'augmentation du nombre de bélugas dans les estuaires sud de la baie d'Ungava (Durkalec *et al.* 2020).

HABITAT

Élément 4 : *Décrire les propriétés de l'habitat nécessaires au bon déroulement de tous les stades du cycle biologique du béluga de l'EBH et de la BU.*

Les bélugas sont très mobiles, tolèrent un large éventail de conditions environnementales et occupent un vaste habitat s'étendant sur 221 000 et 51 000 km² pour les UD de l'EBH-BEL et de la BU, respectivement (COSEPAC 2020a). Ces facteurs ont amené le COSEPAC (2020a) à suggérer qu'il pourrait être plus approprié de faire référence aux préférences plutôt qu'aux

exigences du béluga en matière d'habitat. Les préférences en matière d'habitat varient selon la saison et le sexe (Barber *et al.* 2001).

En été, les bélugas occupent généralement les eaux côtières et extracôtières de leur aire d'estivage, mais ils se rassemblent en grand nombre dans les estuaires et les embouchures des rivières (Sergeant 1973; Sergeant et Brodie 1975; Smith *et al.* 1985; Smith et Hammill 1986; Smith et Martin 1994; NAMMCO 2018). Comme nous l'avons vu dans la section sur la répartition ci-dessus, l'estuaire de la Petite rivière de la Baleine est actuellement la principale zone de rassemblement dans l'est de la baie d'Hudson selon les relevés effectués depuis 2004, mais des rassemblements ont été signalés dans le Lac Guillaume-Delisle, la Petite rivière de la Baleine et la rivière Nastapoka lors de relevés précédents (Smith et Hammill 1986; Gosselin *et al.* 2017; COSEPAC 2020a; St-Pierre *et al.* 2024). Le comportement de rassemblement des bélugas en milieu estuarien est mal compris, mais on croit que les estuaires remplissent de multiples fonctions biologiques, y compris la recherche de nourriture parmi les concentrations de poissons anadromes, la mue, l'élevage des veaux et l'évitement de la prédation (Frost et Lowry 1990; St. Aubin *et al.* 1990; Watts *et al.* 1991; Richard *et al.* 2001; Loseto *et al.* 2006; Smith *et al.* 2017). Les femelles accompagnées de veaux sont observées en plus grand nombre dans les estuaires que les gros mâles, qui sont plus susceptibles de l'être au large des côtes (Hauser *et al.* 2017; Loseto *et al.* 2006; Barber *et al.* 2001; Smith *et al.* 1994). Cette ségrégation spatiale des mâles et des femelles dans les aires d'estivage a soulevé l'idée que les estuaires pourraient jouer un rôle important en tant qu'aires d'élevage des veaux, notamment en offrant un abri contre les prédateurs de grande taille (surtout l'épaulard; Loseto *et al.* 2006; Smith *et al.* 2017).

En été, le béluga de l'EBH-BEL et de la BU se nourrit de diverses espèces de poissons, notamment le capelan, des salmonidés, le chabot, la morue polaire, le corégone et des crustacés (Kelley *et al.* 2010; Breton-Honeyman *et al.* 2016). L'importance relative de la contribution des estuaires et des eaux extracôtières au régime alimentaire du béluga est en grande partie inconnue. Bien que les connaissances écologiques traditionnelles, les observations sur le terrain et les données isotopiques montrent que le béluga se nourrit d'espèces estuariennes (Kelley *et al.* 2010; Breton-Honeyman *et al.* 2016; Durkalec *et al.* 2020), la plupart des bélugas capturés en été dans les estuaires avaient l'estomac vide (Caron 1987; Kelley *et al.* 2010). Cependant, on rapporte que le béluga régurgite son contenu stomacal pendant la poursuite précédant la capture (Vladykov 1944; Byers et Roberts 1995; Norton et Harwood 2001), ce qui indique que des aliments sont ingérés dans les aires d'estivage, mais que la fiabilité des analyses alimentaires fondées sur le contenu stomacal des individus capturés est limitée. Les bélugas marqués le long de la côte est de la baie d'Hudson ont effectué de fréquents déplacements entre la côte et le large pendant l'été, qui sont considérés comme des déplacements d'alimentation influencés par la disponibilité des proies entraînées par les marées (Ezer *et al.* 2008; Bailleul *et al.* 2012a). On pense que divers facteurs influencent la présence du béluga dans les estuaires, notamment les vents et les vagues (Scharffenberg *et al.* 2020), la bathymétrie (Hornby *et al.* 2016), la composition du fond marin (Whalen *et al.* 2020), les courants et les remontées d'eau (Williams *et al.* 2006; Hauser *et al.* 2015), les marées (Simard *et al.* 2014) et les perturbations anthropiques (Halliday *et al.* 2020). À l'automne, les femelles commencent à faire des déplacements plus fréquents au large (Barber *et al.* 2001) et à accroître leur activité de plongée au cours des semaines précédant la migration (Heide-Jørgensen *et al.* 1998; Bailleul *et al.* 2012a).

À la fin de l'été ou au début de l'automne, la plupart des populations de béluga migrent, généralement en groupes d'individus apparentés (Colbeck *et al.* 2013), vers divers sites d'hivernage qui peuvent être partagés par plusieurs UD. Les sites d'hivernage comprennent les eaux libres extracôtières ou les zones de banquise lâche à proximité des lisières de glace de

mer (Jonkel 1969; Finley et Renaud 1980; McDonald *et al.* 1997; Lewis *et al.* 2009; Heide-Jørgensen *et al.* 2010). Au printemps, les bélugas suivent souvent la lisière de la banquise le long de leurs routes de migration vers les aires d'estivage (Cardinal 2013). Les tendances de la migration saisonnière varient parmi les populations de béluga et les facteurs environnementaux suggérés comme pouvant orienter ces migrations comprennent la répartition des espèces proies, les indicateurs climatiques de la productivité des écosystèmes, les risques d'emprisonnement dans les glaces et la prédation (Bailleul *et al.* 2012b; Hauser 2016). Les déplacements estivaux des bélugas marqués sur la côte est de la baie d'Hudson et le début de leur migration automnale ont été liés à la température de surface de la mer (Bailleul *et al.* 2012b). Les bélugas munis d'une étiquette ont été associés à une température de surface de la mer d'environ 3 °C en été et en hiver (Bailleul *et al.* 2012a, 2012b). Pendant leur migration saisonnière, les bélugas marqués sont demeurés près de la côte, probablement pour profiter des courants dominants le long de la rive est de la baie d'Hudson (Saucier *et al.* 2004; Bailleul *et al.* 2012a). Les bélugas de l'EBH passent l'hiver dans des zones partiellement couvertes de glace, en eau libre (p. ex. polynie) ou dans des zones d'eaux plus chaudes et profondes dans les eaux extracôtières de l'est du détroit d'Hudson, de la baie d'Ungava et du plateau continental du Labrador (Bailleul *et al.* 2012a; Durkalec *et al.* 2020; Babb *et al.* 2021).

La migration saisonnière du béluga de la BU n'est pas aussi bien documentée, mais l'utilisation estivale d'estuaires est reconnue, et il faut aussi aux bélugas des eaux partiellement couvertes de glace, des eaux libres et des zones profondes d'eaux libres plus chaudes en hiver. Les données de télémétrie satellitaire et les renseignements génétiques montrent que des animaux de différentes UD, y compris celles de l'EBH et l'OBH, sont présents dans la baie d'Ungava, le détroit d'Hudson et la mer du Labrador en hiver. Une incertitude subsiste quant à l'étendue possible des migrations saisonnières du béluga de la BU (COSEPAC 2016; Cuerrier *et al.* 2012).

On sait peu de choses sur les activités de recherche de nourriture dans les aires d'hivernage; les espèces de poissons qui pourraient intéresser le béluga dans le détroit d'Hudson et sur le plateau continental du Labrador comprennent le capelan, la morue polaire, le flétan du Groenland et le lançon d'Amérique (Stewart et Lockhart 2004). On croit que les bélugas se nourrissent beaucoup dans leur habitat d'hivernage, car ils ont tendance à être plus gros à la fin de l'hiver et plus minces à l'automne (Breton-Honeyman *et al.* 2016). De plus, une plus grande proportion de l'activité quotidienne des bélugas est consacrée à la plongée un ou deux mois avant la migration automnale et dans les aires d'hivernage comparativement à la période de migration (Bailleul *et al.* 2012a).

Selon des études sur les bélugas d'autres UD canadiennes et de l'Alaska, le choix de l'habitat repose sur la bathymétrie, la couverture de glace, la température de surface de la mer et la turbidité (Barber *et al.* 2001; Hauser *et al.* 2017, 2018; Noel *et al.* 2022). Cependant, les préférences en matière d'habitat sont susceptibles de différer entre les populations de béluga. Bien qu'il existe des données de télémétrie satellitaire saisonnières et de relevés aériens systématiques d'été pour documenter la répartition du béluga de l'EBH-BEL, les renseignements sur la répartition du béluga de la BU ne sont pas suffisants pour élaborer des modèles de sélection ou de préférence d'habitat.

L'un des aspects importants de l'utilisation de l'habitat et des voies de migration par le béluga est que ce dernier présente une forte philopatrie à son lieu de naissance (Caron et Smith 1990; Smith *et al.* 1994; Turgeon *et al.* 2012; O'Corry-Crowe *et al.* 2018). On considère que la connaissance des aires d'estivage et des voies migratoires est transmise culturellement des individus âgés aux juvéniles (Palsbøll *et al.* 2002; O'Corry-Crowe *et al.* 2020), et des mères à leurs descendants (Brown Gladden *et al.* 1997; O'Corry-Crowe *et al.* 1997, 2018; Turgeon *et al.*

2012; Colbeck *et al.* 2013), ce qui donne lieu à des structures génétiques qui sont définies parmi les populations de béluga, au moins en partie, par leur emplacement d'estivage.

Sources d'incertitude

- Les comportements migratoires de la population de l'EBH-BEL ont été dérivés de 32 bélugas marqués dans la rivière Nastapoka et la Petite rivière de la Baleine au cours des étés 1993 à 2004 (Bailleul *et al.* 2012a). Notre compréhension du béluga de l'EBH-BEL est donc déduite à partir des animaux marqués à deux sites de rassemblement le long de la côte est de la baie d'Hudson, alors qu'aucune donnée de télémétrie n'est accessible pour les bélugas des îles Belcher ou de la baie d'Ungava. De plus, la durée de vie de la pile des étiquettes était insuffisante pour documenter la migration printanière des individus suivis. La phénologie de la migration a été dérivée des observations faites par des Inuits à partir du rivage, dont l'étendue spatiale est limitée (Lewis *et al.* 2009). D'autres études sur les déplacements et la répartition des bélugas à l'intérieur, à destination et en provenance de leur habitat d'été et d'hiver amélioreraient notre compréhension des fonctions de l'habitat.
- D'autres études portant sur le comportement de plongée des bélugas de l'EBH-BEL et de la BU aideraient à déterminer les aires d'alimentation importantes, tant dans les habitats d'été que d'hiver.
- Il existe une incertitude liée aux limites de capacité de charge (K) propres à l'habitat pour les différents habitats utilisés par le béluga de l'EBH-BEL et de la BU. L'abondance antérieure à la chasse à la baleine commerciale ne peut être déduite que des quantités d'huile enregistrées et du commerce des peaux, et il y a un écart de plus de 100 ans dans les rapports de récolte de la côte est de la baie d'Hudson (Hammill *et al.* 2017b). Il est donc difficile d'estimer les prises au fil du temps, et donc K au moment de l'exploitation commerciale des stocks. De plus, les conditions de l'écosystème ont changé depuis la fin des années 1800, ce qui laisse penser qu'une estimation historique de K pourrait ne pas être valide dans les conditions actuelles (Hammill *et al.* 2017b). Bien que le modèle de population de l'EBH-BEL utilisé pour le béluga fournisse une approximation de K globale propre à la population (voir la section sur les objectifs de rétablissement), il n'offre aucun aperçu des habitats utilisés par le béluga qui ont l'effet le plus limitatif sur la dynamique de la population. Des études portant sur la bioénergétique du béluga du Nunavik, combinées à des études sur la disponibilité des proies propres à l'habitat, amélioreraient notre compréhension des fonctions de l'habitat du béluga et de leur relation avec la valeur adaptative et la dynamique des populations.

ÉTENDUE SPATIALE DE L'HABITAT : NON PERTINENT

Élément 5 : Fournir des renseignements sur l'étendue spatiale des zones de l'aire de répartition du béluga de l'EBH et de la BU qui sont susceptibles de présenter les propriétés de l'habitat recherchées.

Les matrilignages de bélugas reviennent systématiquement dans les mêmes estuaires en été (Turgeon *et al.* 2012). On considère que cela limite la plasticité comportementale du béluga par rapport aux changements environnementaux et aux perturbations anthropiques (Laidre *et al.* 2008; Smith *et al.* 2017). Par conséquent, les zones où les bélugas se rassemblaient en grand nombre et qui ont par la suite été épuisées par une surexploitation n'ont pas été recolonisées (p. ex. la Grande rivière de la Baleine dans l'est de la baie d'Hudson et l'estuaire de la rivière Marralik [Mucalic] dans le sud de la baie d'Ungava). Les bélugas continuent d'occuper les estuaires du fleuve Nelson et de la rivière Churchill, où le débit d'eau a été modifié par l'aménagement hydroélectrique (Reeves et Mitchell 1987b, 1987c, 1989; Hammill *et al.* 2004;

Smith *et al.* 2017), et on a observé de façon constante qu'ils retournaient dans l'estuaire de la rivière Nastapoka dans un délai moyen de 7,7 jours après une perturbation par la chasse ou des bateaux à moteur (Caron et Smith 1990). Dans l'est de la baie d'Hudson, la rivière Nastapoka a été une zone de rassemblement importante jusqu'au début des années 2000, mais aucun grand rassemblement n'a été observé lors des relevés aériens effectués au cours des deux dernières décennies (Gosselin *et al.* 2017; COSEPAC 2020a; St-Pierre *et al.* 2024). On ne sait pas si cette modification de la répartition du béluga est attribuable à des changements environnementaux locaux non documentés qui modifient la qualité de l'habitat de l'espèce ou à la disparition locale en raison de prélèvements non déclarés. Une meilleure compréhension des facteurs qui ont amené les bélugas à cesser de se rassembler dans la rivière Nastapoka pourrait aider à prévoir l'utilisation importante de l'habitat dans d'autres estuaires. Compte tenu des tendances démographiques actuelles du béluga de l'EBH-BEL et de la BU, la probabilité que le béluga colonise de nouveaux estuaires au cours des dix prochaines années est très faible.

CONTRAINTES SPATIALES : NON PERTINENT

Élément 6 : Quantifier la présence et l'étendue des contraintes associées à la configuration spatiale, comme la connectivité et les obstacles à l'accès, s'il y en a.

Les bélugas se déplacent librement, occupant une large répartition verticale dans la colonne d'eau ainsi qu'une vaste répartition géographique dans les eaux arctiques et subarctiques. En hiver, la glace de mer crée une contrainte spatiale à la répartition, au déplacement et à l'utilisation de l'habitat de l'espèce, puisque la majeure partie de leur habitat d'été en est recouverte. Les changements dans le moment du gel et de la débâcle, dans la couverture de glace de mer ainsi que dans l'activité des brise-glaces devraient accroître la disponibilité et la connectivité de l'habitat d'hivernage du béluga. Par conséquent, les contraintes spatiales aux déplacements des bélugas, s'il y en a, peuvent s'affaiblir en raison des changements climatiques et de l'activité anthropique.

NOTION DE RÉSIDENCE : NON PERTINENT

Élément 7 : Évaluer dans quelle mesure la notion de résidence s'applique à l'espèce et, le cas échéant, décrire la résidence de l'espèce.

La LEP définit la résidence comme un « [g]îte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation » [LEP, par. 2(1)]. La notion de résidence ne s'applique pas aux mammifères marins, y compris le béluga.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Élément 8 : Évaluer les menaces pesant sur la survie et le rétablissement du béluga de l'EBH et de la BU et les classer par ordre de priorité.

Élément 9 : Énumérer les activités les plus susceptibles de menacer (c.-à-d. endommager ou détruire) les propriétés de l'habitat décrites dans les éléments 4 et 5, et fournir des renseignements sur l'ampleur et les conséquences de ces activités.

Élément 10 : Évaluer tout facteur naturel susceptible de limiter la survie et le rétablissement du béluga de l'EBH et de la BU.

Élément 11 : Décrire les répercussions écologiques possibles des menaces évaluées dans l'élément 8 sur l'espèce ciblée et les espèces coexistantes.

RÉSUMÉ DES MENACES

Les importants déclin des populations de l'EBH-BEL et de la BU sont attribuables à la chasse commerciale intensive au milieu du XIX^e siècle et au début du XX^e siècle. Depuis, des niveaux élevés de récolte de subsistance ont contribué à accentuer le déclin de l'espèce (MPO 2005). La gestion de la récolte de subsistance du béluga demeure le principal défi pour le rétablissement des UD de l'EBH-BEL et de la BU, où les droits de récolte à court et à long terme et les objectifs de conservation à long terme doivent être équilibrés.

Les menaces des activités humaines actuelles dans l'habitat du béluga comprennent la récolte de subsistance, le bruit anthropique, le développement industriel potentiel, le trafic maritime, la pollution chimique et les pêches commerciales dans le détroit d'Hudson et la mer du Labrador (tableau 2). Les changements climatiques sont également considérés comme une menace pour le béluga en raison de leurs divers effets sur l'écosystème. Les menaces reconnues pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU touchent également d'autres UD canadiennes, avec une certaine variation du niveau d'incidence selon les aires de répartition respectives. Au Nunavik, les carcasses de baleines sur les rivages sont rarement récupérées. Il n'y a donc pas de données d'autopsie pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU, ce qui limite toute quantification des répercussions des menaces décrites ci-dessous sur le rétablissement de l'espèce, sauf pour la récolte de subsistance.

DESCRIPTION DES MENACES

Récolte de subsistance – Le béluga est une source importante de nutriments pour les Inuits (Lemire *et al.* 2015), est essentiel à leur sécurité alimentaire et fait partie intégrante de leur culture (Alayco *et al.* 2007; Inuit Tapiriit Kanatami et Inuit Circumpolar Council 2012). Entre le milieu du XIX^e siècle et le début du XX^e siècle, l'exploitation commerciale intensive non inuite du béluga a considérablement réduit certaines populations canadiennes, notamment celles de la baie Cumberland, de la baie d'Ungava et de l'est de la baie d'Hudson. Les bélugas de la côte est de la baie d'Hudson ont été principalement chassés entre 1854 et 1877, et plus de 8 000 individus ont été récoltés entre 1854 et 1863 (Reeves et Mitchell 1987a). La chasse à la baleine dans la baie d'Ungava a eu lieu entre les années 1860 et le début des années 1900, mais aucun nombre total de captures n'a été signalé pour cette région (Reeves et Mitchell 1987b). À partir des années 1960 et 1970, la chasse commerciale à grande échelle du béluga a cessé (Sergeant et Brodie 1975; Kemper 1980; Reeves et Mitchell 1989).

Bien que les connaissances locales attribuent le déclin continu des UD de l'EBH-BEL et de la BU à l'augmentation du trafic maritime (Johannes *et al.* 2000), cette hypothèse n'est pas étayée par les renseignements accessibles. Dans des zones comme la Petite rivière de la Baleine, l'estuaire de la rivière Churchill (Manitoba) et l'estuaire du fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest) où se déroulent le trafic maritime, l'exploration pétrolière et gazière ou l'observation commerciale des baleines, on observe encore des concentrations abondantes de bélugas (Norton *et al.* 1986; Hammill *et al.* 2004). En revanche, les aires d'estivage où le béluga semblait avoir disparu n'ont pas été recolonisées par de grands rassemblements (Reeves et Mitchell 1987a, 1987b, 1989; Hammill *et al.* 2004). Des diminutions importantes de la population locale peuvent donc avoir des effets à long terme sur la répartition de l'espèce (Wade *et al.* 2012).

L'épuisement des UD de l'EBH-BEL et de la BU en raison d'une surexploitation commerciale et de leur incapacité à se rétablir en raison de niveaux élevés de récolte de subsistance a amené

le MPO à établir des plans de gestion au milieu des années 1980. Les mesures comprenaient une combinaison de quotas et de fermetures saisonnières et régionales pour la récolte de subsistance du béluga. Les estuaires des rivières à la Baleine, Marralik (Mucalic), Tuctuc et Tunulic (qui font tous partie de l'estuaire de la rivière Marralik [Mucalic], baie d'Ungava) ont été complètement fermés à la chasse en 1986, tandis que des fermetures saisonnières ont été mises en œuvre dans les estuaires de la rivière Nastapoka et de la Petite rivière de la Baleine (est de la baie d'Hudson) en 1990 et en 1995, respectivement. Bien que la gestion du béluga ait initialement été la responsabilité exclusive du MPO, depuis la signature de l'*Accord sur les revendications territoriales des Inuit du Nunavik* (ARTIN) en 2006, les récoltes dans les eaux de la région marine du Nunavik ont été cogérées par le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik (CGRFRMN), le MPO et le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine d'Eeyou dans les régions où les revendications territoriales se chevauchent (NILCA 2007). Depuis 2014, les plans intègrent des récoltes totales autorisées (RTA) souples qui sont fondées sur les renseignements accessibles sur le moment de la migration du béluga et l'abondance relative saisonnière de l'UD de l'EBH-BEL par rapport à l'UD de l'OBH pour déterminer le nombre de bélugas alloués à la récolte de subsistance dans différentes régions du Nunavik.

Les plans de gestion sont renouvelés tous les trois à cinq ans et le plan actuel couvre la période de 2021 à 2026 (NMRWB et MPO 2021). L'objectif de conservation du plan de gestion est de maintenir le stock de l'EBH-BEL à un niveau égal ou supérieur à l'estimation de l'abondance de 2015, soit 3 400 animaux, et que la probabilité d'un déclin dû à la récolte ne dépasse pas 50 % (Hammill *et al.* 2017a, 2021). Les mesures de gestion pour atteindre cet objectif comprennent des combinaisons de limites de récolte dans la zone côtière du sud-est de la baie d'Hudson et de fermetures saisonnières dans le détroit d'Hudson et la baie d'Ungava (NMRWB et EMRWB 2020). Les estuaires des rivières Marralik (Mucalic) et Nastapoka et de la Petite rivière de la Baleine sont toujours fermés à la chasse, mais elle peut être autorisée dans certaines circonstances. Par exemple, la récolte d'un petit nombre de bélugas dans l'estuaire de la rivière Marralik (Mucalic) est approuvée à des fins culturelles depuis 2021 (deux bélugas ont été capturés en 2021 et en 2022). Il est interdit de tuer des veaux et des adultes accompagnés de veaux.

Les efforts de gestion visant à limiter les prises du stock de l'EBH-BEL ont ralenti la diminution de la population à 1 % ou moins entre 2004 et 2014, mais le taux de diminution a augmenté à plus 3 % par année depuis (Hammill *et al.* 2023). Ces déclin d'abondance ne sont pas inattendus puisque les récoltes ont constamment dépassé les niveaux recommandés de RTA (figure 6) et que les évaluations précédentes ont sous-estimé les proportions de bélugas de l'EBH-BEL dans les débarquements au Nunavik (MPO 2020; Hammill *et al.* 2023).

Bruit anthropique – Le bruit anthropique est l'une des menaces les plus importantes pour les mammifères marins dans le monde, car il peut perturber le comportement normal, masquer les communications, nuire aux habitudes d'alimentation et de plongée et, en définitive, causer des dommages auditifs (Weilgart 2007). En raison de sa large fréquence auditive, diverses sources de bruit anthropiques peuvent perturber le béluga. Des cas de bélugas fuyant les estuaires pour une durée pouvant aller jusqu'à 48 heures à la suite de perturbations sonores aiguës ont été rapportés (Reeves et Mitchell 1987a; Caron et Smith 1990). De plus, des modifications du comportement vocal ont été décrites, y compris la réduction de la fréquence des vocalisations, ce qui semble indiquer des mécanismes d'évitement de la prédation, et l'augmentation du taux de vocalisations répétées semblables à des signaux d'avertissement (Finley *et al.* 1990; Lesage *et al.* 1999; Halliday *et al.* 2019). Dans les zones à forte circulation, notamment le fleuve Saint-Laurent et le golfe de Cook, le bruit des navires peut masquer les vocalisations des bélugas dans l'environnement sonore jusqu'à 94 % du temps et nuire à la communication mère-

veau (Gervaise *et al.* 2012; Castellote *et al.* 2018; Vergara *et al.* 2021). Néanmoins, le béluga est observé dans des zones à forte circulation comme la rivière Churchill (UD de l'OBH – Manitoba), l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (UD de l'ESL – Québec), Longyearbyen (béluga de Svalbard – Norvège), Anadyr (béluga d'Anadyr – Russie) et Anchorage (béluga du golfe de Cook – Alaska, États-Unis). Pourtant, au moins trois des cinq stocks de bélugas énumérés ci-dessus sont préoccupants (NAMMCO 2018), et le bruit anthropique est reconnu comme un important facteur contribuant à leur déclin (COSEPAC 2014; Castellote *et al.* 2018). Les Inuits considèrent que le bruit d'origine anthropique peut avoir constitué un facteur important de la réduction draconienne de la taille de la population de l'EBH-BEL et de la BU (Doidge *et al.* 2002). De même, les Inuits de la baie Cumberland considèrent que le béluga est plus mince que par le passé en raison de l'augmentation des dépenses énergétiques consacrées à l'évitement du trafic maritime (Kilabuk 1998).

Les principales sources de bruit anthropique qui peuvent affecter le béluga de l'EBH-BEL et de la BU sont les brise-glaces, les navires de transport maritime, les sonars et les levés sismiques dans leur habitat d'hivernage, ainsi que les bateaux et les aéronefs de plaisance dans leur habitat d'estivage (Finley *et al.* 1990; Cosens et Dueck 1993; Lesage *et al.* 1999; Weilgart 2007; Moore *et al.* 2012; Halliday *et al.* 2017). Parmi ceux-ci, les navires de gros tonnage (navires de transport maritime et brise-glaces) sont les sources les plus importantes de bruit anthropique. La plupart de ces navires circulent dans la mer du Labrador et le détroit d'Hudson, bien que certains pénètrent dans les baies d'Hudson et d'Ungava principalement pour livrer des marchandises aux collectivités et pour le transport du minerai. L'augmentation du trafic maritime dans le passage du Nord-Ouest pourrait modifier le paysage sonore à l'extrémité est de la répartition d'hivernage des UD de l'EBH-BEL et de la BU. Le bruit des navires peut durer des heures en raison de la vitesse de déplacement relativement lente des navires et être entendu jusqu'à 80 km de la source sous l'eau (Finley *et al.* 1990; Halliday *et al.* 2017). L'exploration sismique, qui est répandue dans les latitudes élevées, est une autre source importante de bruit anthropique sous-marin très fort dans l'habitat des UD de l'EBH-BEL et de la BU. Étant donné que la partie ouest de la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson, la baie d'Ungava et la mer du Labrador sont d'importants bassins d'hydrocarbures (Reeves *et al.* 2014), certains levés sismiques ont été effectués dans l'ensemble du complexe de la baie d'Hudson, y compris dans l'est de la baie d'Hudson (Lavoie *et al.* 2019; figure 7). Les canons à air sismiques peuvent générer jusqu'à 70 dB de bruit à des bandes de fréquences graves et peuvent encore être entendus à des bandes de fréquence supérieures à 48 kHz (Kyhn *et al.* 2019). Les bélugas ont généralement tendance à rester de 20 à 30 km des navires de levés sismiques en marche (Miller *et al.* 2005). Le bruit émis par les aéronefs et les bateaux de plaisance a une incidence moindre sur les bélugas; la durée des émissions est généralement limitée à quelques secondes ou quelques minutes. Ces événements causant du bruit, même dans les zones à forte circulation, sont beaucoup moins nombreux que ceux qui sont liés au transport maritime et aux activités associées aux hydrocarbures (Castellote *et al.* 2018). Néanmoins, selon des expériences contrôlées dans la voie maritime du Saint-Laurent, la communication vocale entre des bélugas était altérée à la fois par le bruit à basse fréquence d'un traversier se déplaçant sur une trajectoire prévisible et par les bruits à haute fréquence d'un petit bateau à moteur hors-bord se déplaçant de façon erratique (Lesage *et al.* 1999). De même, les chasseurs inuits rapportent que le béluga réagit au bruit des petits bateaux de chasse et des motoneiges (Kilabuk 1998). Malgré ces considérations, il est difficile d'évaluer l'incidence relative de la perturbation par le bruit anthropique sur le béluga de l'EBH-BEL et de la BU.

Développement industriel – Les industries préoccupantes dans les zones habitées par le béluga de l'EBH-BEL et de la BU comprennent l'exploitation pétrolière et gazière en haute mer, le développement portuaire lié à l'exploitation minière et la construction de barrages hydroélectriques. Le développement industriel peut constituer une menace pour le béluga par le

biais de différents mécanismes. Il peut causer un bruit anthropique sous-marin aigu et chronique par des levés sismiques, des forages, le trafic maritime et la construction d'infrastructures comme des pipelines et des ports.

Le développement industriel présente également le risque de déversements toxiques provenant du transport maritime et de l'exploitation gazière, qui peuvent nuire aux bélugas par contamination directe ou par la contamination de leurs proies (Meador *et al.* 1995; Wilson *et al.* 2005). Les déversements de pétrole importants peuvent entraîner l'échec du recrutement des populations de poissons (Nahrgang *et al.* 2010; Laurel *et al.* 2019), ce qui pourrait réduire la disponibilité des proies pour le béluga. De plus, les hydrocarbures peuvent persister dans l'environnement pendant des décennies et être libérés par de futures activités de dragage (Bagby *et al.* 2017). Les déversements sont relativement rares au Canada (Marty et Potter 2014), et le risque qu'ils se produisent est particulièrement faible dans l'Arctique en raison d'un trafic maritime limité dans la région (Marty *et al.* 2016). Néanmoins, la gravité d'un seul déversement varie grandement selon la substance en cause, le volume, l'étendue spatiale, l'emplacement et le moment. Comme le complexe de la baie d'Hudson est une mer intérieure, les déversements peuvent demeurer confinés pendant de longues périodes, ce qui accroît la gravité de leurs répercussions sur la faune (Tao et Myers 2021). De plus, il existe des incertitudes quant à l'efficacité de l'intervention en cas de déversement dans les régions éloignées de l'Arctique.

Un projet préoccupant désigné dans la dernière évaluation du COSEPAC était la construction d'un port pour appuyer l'exploitation d'une mine de fer prévue pour 2019-2021 près d'Aupaluk, au sud-ouest de la baie d'Ungava. Ce projet n'a pas été commencé, et Oceanic Iron Ore Corporation a mis fin à l'évaluation environnementale avant qu'elle ne soit terminée en 2022 (Agence d'évaluation d'impact du Canada 2022). Néanmoins, les riches réserves de fer dans le sol de l'ouest de la baie d'Ungava pourraient susciter un intérêt futur pour l'exploitation de la région (Oceanic Iron Ore Corp. 2012). La mine Raglan est un complexe minier de nickel situé à environ 100 km au sud de la baie Déception, entre les collectivités de Salluit et de Kangiqsujuaq au Nunavik. Elle est exploitée depuis 1997. Le minerai produit est transporté par camion à la baie Déception, où un vraquier brise-glace de 152 m assure l'expédition vers la ville de Québec. Les activités de déglacage et les voies de navigation chevauchent les voies migratoires du béluga de l'EBH-BEL et l'habitat d'hivernage du béluga de l'EBH-BEL et de la BU.

Un autre projet de développement industriel préoccupant est la mine de fer de Mary River au nord de l'île de Baffin (MPO 2014b, 2019; Gavrilchuk et Lesage 2014) en raison du chevauchement des voies de migration de l'UD de l'EBH-BEL (ainsi que celles d'autres UD qui ne sont pas visées par la présente EPR) et des voies de navigation associées au port de Milne et au port projeté à Steensby.

Les barrages hydroélectriques modifient le débit de l'eau, la salinité, les taux de sédimentation et la turbidité, transforment les communautés pélagiques en faveur d'espèces lacustres, en particulier à proximité des réservoirs, et augmentent les niveaux de mercure dans l'environnement pendant une période pouvant aller jusqu'à 15 ans (Lawrence *et al.* 1992; Hayeur 2000). Les modifications qui en découlent aux conditions physiques et biotiques estuariennes représentent des transformations de l'habitat d'estivage du béluga, qui peuvent avoir des conséquences sur son comportement ou sa valeur adaptative. Par exemple, dans l'estuaire du fleuve Nelson, les bélugas de l'OBH se rassemblent plus loin de l'estuaire lorsque les rejets d'eau des barrages sont plus élevés (Smith *et al.* 2017). Les habitants de Waskaganish, au Québec, signalent également que les bélugas ne nagent plus en amont pour se nourrir et sont observés en moins grand nombre depuis le détournement de la rivière Rupert pour appuyer les projets de la rivière Eastmain et du complexe La Grande. De façon plus drastique, le béluga de l'ESL, qui occupait autrefois les berges de Manicouagan en été, n'a

jamais recolonisé la région après la construction de barrages sur la rivière Manicouagan (COSEPAC 2014), mais la chasse excessive peut aussi avoir contribué à sa disparition de la région.

L'aménagement du complexe hydroélectrique de la baie James et du réseau de La Grande a entraîné des changements dans l'équilibre de l'eau douce de la baie d'Hudson par la construction de réservoirs qui retiennent l'eau au printemps et la relâchent en hiver. Le débit entrant de la rivière dans la baie d'Hudson s'est déplacé du printemps et de l'été, lorsque la majeure partie du ruissellement de la rivière, des précipitations et de la fonte de la glace de mer contribuait à l'entrée d'eau douce dans la baie d'Hudson, à l'hiver, lorsque le ruissellement des rivières était faible, la terre demeurait gelée et la formation de glace de mer retirait de l'eau douce de la surface de l'océan (Eastwood *et al.* 2020). Cet apport d'eau douce en hiver a été remarqué par les Inuits dans la région des îles Belcher, où les polynies représentant l'habitat d'hivernage des eiders ont connu un gel rapide (Eastwood *et al.* 2020). Ces modifications de la couverture de glace et de la dynamique peuvent avoir une incidence sur une partie des bélugas de l'EBH-BEL, puisqu'une fraction de la population de BEL peut hiverner près des îles Belcher (Parent *et al.* 2023).

La majeure partie du développement hydroélectrique au Nunavik a eu lieu dans le complexe de La Grande, dans la baie James (Hydro-Québec), et dans le fleuve Nelson et la rivière Churchill, dans la baie d'Hudson (Manitoba Hydro). Le projet hydroélectrique d'Innavik prévoit actuellement la construction d'une centrale au fil de l'eau sur la rivière Innuksuac pour alimenter la collectivité d'Inukjuak en hydroélectricité. Le barrage et les turbines sont installés en amont et ne devraient pas avoir d'effet direct sur le béluga, bien qu'une perte mineure d'habitat du poisson et sa mortalité (Pituvik Landholding Corporation 2010) puissent entraîner certains effets indirects en raison de changements dans la disponibilité des proies. À partir de 1970, Hydro-Québec a planifié un autre grand projet hydroélectrique dans le bassin de la Grande rivière de la Baleine, qui aurait modifié les estuaires de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine (Hayeur 2000). Le projet a été abandonné en 1994, mais des discussions sur sa relance sont en cours avec le gouvernement provincial depuis 2022 (Bell et Stewart 2022). Hydro-Québec a également évalué le potentiel hydroélectrique des rivières de l'estuaire de la rivière Marralik (Mucalic), mais aucun projet de développement hydroélectrique n'a été entrepris (Hayeur 2000). Tout développement hydroélectrique futur au Nunavik est susceptible d'avoir des répercussions importantes sur le béluga de l'EBH-BEL ou de la BU.

Pollution chimique – Le béluga est un superprédateur possédant de grandes réserves de lipides, ce qui le rend très vulnérable aux polluants organiques persistants qui s'accumulent dans ses tissus. Des concentrations élevées de polluants organiques persistants ont été corrélées à une immunosuppression et à un dysfonctionnement endocrinien chez le béluga (Letcher *et al.* 2010). Les mâles ont tendance à accumuler des niveaux plus élevés de polluants organiques persistants que les femelles, une différence qui peut être attribuée à une élimination par la grossesse et la lactation (Addison et Brodie 1987; Stern *et al.* 2005) ou à des régimes alimentaires différents chez les mâles et les femelles (Lesage *et al.* 2001b; Nozères 2006).

Le Nunavik est considéré comme un environnement vierge en raison de la faible occupation humaine et industrielle (14 collectivités le long de la côte de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava avec environ 14 000 résidents). Par conséquent, la plupart des polluants arrivent du sud par transport océanique et atmosphérique (Lohmann *et al.* 2007). Les charges de contaminants, d'organohalogénés, de composés perfluorés, de mercure et d'autres métaux lourds sont considérablement plus faibles chez les populations de l'Arctique canadien et des régions subarctiques que chez les populations de l'ESL (Muir *et al.* 1990; Ray *et al.* 1991; McKinney *et al.* 2006). Bien que l'on pense que les contaminants jouent un rôle dans le non-rétablissement du béluga de l'ESL (MPO 2005; COSEPAC 2014), leur conséquence actuelle

sur les UD de l'EBH-BEL et de la BU est probablement mineure, mais difficile à évaluer. Avec l'interdiction mondiale de plusieurs polluants organiques persistants en 2004 (UNEP 2019), la concentration de polluants organiques persistants dans les tissus des espèces sauvages de l'Arctique suit une tendance à la baisse (Rigét *et al.* 2019). Néanmoins, en raison de leurs effets sur le cycle des contaminants, de la sédimentation et de la transformation, les changements climatiques peuvent réintroduire certains contaminants dans le réseau trophique de l'Arctique (Noël *et al.* 2018).

Pêche commerciale – Le béluga n'est pas considéré comme vulnérable à l'enchevêtrement dans des engins de pêche en raison de sa capacité d'écholocalisation particulièrement développée et de son aptitude à nager à reculons (NAMMCO 2018). Pourtant, les enchevêtrements sont responsables de 1 % des décès de bélugas de l'ESL (Lair *et al.* 2016), et le filet est une technique de récolte traditionnelle inuite qui est encore utilisée. Il n'existe aucun registre d'enchevêtrement ou de prises accessoires pour le béluga de l'EBH-BEL ou de la BU. Les bélugas capturés dans des engins de pêche dans les zones de récolte de subsistance sont probablement déclarés comme des prises plutôt que des prises accessoires (NAMMCO 2018).

L'autre mécanisme par lequel la pêche commerciale pourrait avoir une incidence sur le béluga est la concurrence pour les proies. Aucune pêche commerciale d'importance n'a actuellement lieu dans l'aire estivale des bélugas de l'EBH-BEL et de la BU. Il y a une pêche commerciale à la crevette dans les détroits d'Hudson et de Davis et dans le nord de la mer du Labrador. Une pêche au chalut de fond du flétan du Groenland est pratiquée dans la mer du Labrador (Coté *et al.* 2019; Storey et Eibner 2021), dans la sous-zone 0 de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), qui comprend la baie de Baffin (division 0A) et le détroit de Davis (division 0B; MPO 2014c; figure 8). Les pêches du flétan du Groenland et de la crevette ont été désignées comme une préoccupation importante pour le narval (NAMMCO 2018), ce qui a mené à la fermeture d'une zone qui chevauche son aire d'alimentation hivernale dans la division 0A de l'OPANO (MPOO 2007, 2014c; figure 8). Les données de télémétrie sur le béluga laissent croire qu'il existe une aire de résidence d'hiver principale à la jonction sud entre le détroit d'Hudson et la mer du Labrador (Bailleul *et al.* 2012b). Bien que les bélugas marqués soient demeurés près de la côte dans cette zone, les pêches dans la partie sud-ouest de la division 0B de l'OPANO peuvent chevaucher les aires d'alimentation hivernales de l'espèce. Étant donné que le béluga s'attaque également au flétan du Groenland et à la crevette pendant l'hiver (Watt *et al.* 2016), il pourrait y avoir une concurrence avec les pêches dans cette région. Cependant, les renseignements sur les besoins énergétiques du béluga et les habitudes de recherche de nourriture dans son habitat d'hivernage sont actuellement trop rares pour évaluer dans quelle mesure ces pêches peuvent avoir une incidence sur le béluga. Les prises accessoires d'espèces de poissons-fourrages par la pêche à la crevette peuvent être une autre source de concurrence pour les proies entre le béluga et la pêche (NMRWB 2019).

En raison des changements climatiques, la productivité dans les régions de l'Arctique devrait augmenter, ce qui pourrait mener au développement de nouvelles pêches ou de pêches plus intensives. Cependant, les projections actuelles laissent penser que l'amélioration de la productivité dans l'écosystème arctique canadien est peu susceptible de soutenir des pêches rentables comme celles exploitées dans les zones subarctiques (Dunbar 1970; Slagstad *et al.* 2015; Tai *et al.* 2019). D'autres recherches sur le comportement du béluga en recherche de nourriture dans les habitats d'hivernage et l'ampleur de la pression concurrentielle exercée par les pêches sont nécessaires pour mieux caractériser la menace associée au rétablissement des UD de l'EBH-BEL et de la BU.

Trafic maritime – Le passage de navires de gros tonnage, de bateaux de plaisance et d'aéronefs peut affecter le béluga. De telles perturbations physiques peuvent accroître le stress, forcer les bélugas à fuir une zone donnée pendant de longues périodes (jusqu'à 48 h; Caron et

Smith 1990) et moduler leur rythme de vocalisation (Lesage *et al.* 1999; Halliday *et al.* 2019). Cela peut, à son tour, avoir un effet négatif sur l'élevage des jeunes, surtout si la perturbation se produit dans les estuaires, entraîne une dépense d'énergie accrue et nuit à la capacité des bélugas de s'alimenter. Le trafic maritime augmente également les risques de collision. Des collisions causées par de petits navires à grande vitesse peuvent blesser gravement les bélugas, ce qui peut réduire leur valeur adaptative ou être mortel. Dans l'estuaire du Saint-Laurent, où plus de 8 000 navires circulent sur la voie navigable chaque année, les collisions avec des navires représentent 2 % des décès de bélugas de l'ESL (Lair *et al.* 2016). Dans l'aire de répartition des bélugas de l'EBH-BEL et de la BU, la plupart des petits navires circulent le long des côtes, à proximité des collectivités inuites. Il n'y a pas de données accessibles sur les mortalités causées par les collisions avec les navires pour les bélugas de l'EBH-BEL et de la BU, mais le niveau de trafic relativement faible laisse penser qu'il est probablement minime. Le trafic maritime au Nunavik est le plus important pendant la saison des eaux libres (de mai à octobre). Les bélugas de l'EBH-BEL et de la BU sont donc les plus vulnérables aux collisions avec des navires dans leur habitat d'été ou pendant leur migration.

Les autres effets de l'augmentation du trafic maritime dans le détroit d'Hudson sont liés à l'utilisation de brise-glaces. Le passage des brise-glaces crée des chenaux artificiels en eau libre que les bélugas peuvent suivre et où ils peuvent rester coincés une fois que la glace se forme de nouveau. Le bruit généré par les brise-glaces peut également retarder la migration automnale par l'évitement de la région du détroit d'Hudson, ce qui fait que les bélugas sont emprisonnés dans la glace avant de pouvoir atteindre les aires d'hivernage (Nacke 2017).

Changements climatiques – Le réchauffement climatique de l'Arctique est de deux à trois fois plus rapide que partout ailleurs sur la planète (Holland et Bitz 2003), et le Nunavik est particulièrement vulnérable à ses effets, notamment dans la région de la baie d'Hudson, qui se réchauffe deux fois plus vite que le reste des régions polaires (Brand *et al.* 2014).

Parmi les premiers changements notables, mentionnons l'allongement de la saison sans glace et l'augmentation des températures de surface de la mer. Les changements de la phénologie de la migration des bélugas en réaction aux changements du moment de la prise des glaces à l'automne et de la débâcle au printemps diffèrent d'une population à l'autre. Dans certaines populations, les bélugas retardent leurs migrations automnales et amorcent leurs migrations printanières en fonction de la dynamique des glaces (Bailleul *et al.* 2012b; Hauser *et al.* 2017). Dans le cas du béluga de la côte est de la baie d'Hudson, les observations effectuées entre 1995 et 2010 indiquent que la migration automnale a été retardée de 18 jours par décennie, tandis que la migration printanière a eu lieu 8 jours plus tôt chaque décennie (Hammill 2013).

Les changements dans les régimes des glaces génèrent également des conditions imprévisibles, ce qui peut accroître le risque d'emprisonnement dans les glaces. Ceux-ci se produisent lorsque des changements rapides de la direction du vent et des baisses de température ferment rapidement les trous de respiration dans la banquise, ce qui entraîne une noyade massive ou l'incapacité d'échapper à la prédation par l'ours blanc. L'emprisonnement dans les glaces peut causer des pertes massives de plusieurs centaines d'individus. En 1955, plus de 3 000 bélugas sont morts dans la baie Disko, au Groenland, en raison d'un emprisonnement dans les glaces (Golodnoff 1956). Dans de petites populations comme celles de l'EBH-BEL et de la BU, l'effet de la mortalité massive associée à l'emprisonnement dans les glaces pourrait être disproportionné puisqu'il pourrait réduire la population à une abondance à partir de laquelle le rétablissement ne serait plus possible (Hobbs *et al.* 2015). De plus, comme les bélugas apparentés ont tendance à voyager ensemble (Colbeck *et al.* 2013; O'Corry-Crowe *et al.* 2018), des lignées entières pourraient disparaître en un seul événement. Pourtant, la réduction de la glace de mer peut également réduire le risque d'emprisonnement selon la région. Dans la baie Disko, où la couverture de glace de mer a considérablement diminué au

cours des dernières décennies, il n'y a eu aucun emprisonnement dans les glaces de bélugas à grande échelle depuis 1990.

Un autre phénomène entraîné par les changements climatiques est la modification de la composition des espèces. Les assemblages de poissons-fourrages de la baie d'Hudson, où la morue polaire (*Boreogadus Saida*) riche en lipides était autrefois dominante, évoluent en faveur des taxons boréaux, notamment le lançon d'Amérique (*Ammodytes hexapterus*) et le capelan (*Mallotus villatus*; Ponton *et al.* 1993; Watt *et al.* 2016; Schembri 2022). Des changements dans la répartition des prédateurs sont également prévus : des épaulards sont observés de plus en plus fréquemment dans le détroit d'Hudson, la baie d'Ungava et la baie d'Hudson (Higdon et Ferguson 2009; Ferguson *et al.* 2010). La perte de la couverture de glace de mer en raison des changements climatiques pourrait rendre le béluga plus accessible à l'épaulard. Ce dernier et l'ours blanc sont les prédateurs les plus importants du béluga (Ferguson *et al.* 2012), et l'augmentation des taux de prédation sur de petites populations peut mener à leur disparition de la région si l'abondance est inférieure à un certain seuil (Hobbs *et al.* 2015).

Les autres répercussions des changements climatiques qui peuvent avoir une incidence indirecte sur le béluga comprennent les glissements de terrain et le dégel du pergélisol, qui peuvent augmenter en fréquence et en intensité (Owczarek *et al.* 2020). Par exemple, en 2021, un important glissement de terrain s'est produit en amont de la Grande rivière de la Baleine, et 45 millions de mètres cubes de sédiments se sont déversés dans la rivière. Deux glissements de terrain plus petits se sont également produits dans la Petite rivière de la Baleine à l'automne 2022. De tels événements peuvent affecter les bélugas dans les estuaires et les estuaires environnants en augmentant la turbidité, en réduisant les niveaux d'oxygène pour les poissons et en réduisant le débit des rivières (Geertsema *et al.* 2009). De même, le dégel du pergélisol, qui devrait s'accélérer (Dagenais *et al.* 2020; Smith *et al.* 2022), devrait modifier les débits hydrologiques (Connon *et al.* 2014; Walvoord et Kurylyk 2016) et pourrait entraîner le rejet d'une grande variété de contaminants dans l'eau (Miner *et al.* 2021), avec des conséquences sur les caractéristiques physiques et chimiques des habitats estuariens, et donc potentiellement sur la santé et la valeur adaptative des bélugas.

MENACES POUR LES ESPÈCES COEXISTANTES

D'autres mammifères marins de la région marine du Nunavik sont également touchés par la plupart des menaces énumérées ci-dessus (Huntington 2009). Si les menaces pesant sur les UD de l'EBH-BEL et de la BU étaient réduites, plusieurs espèces en profiteraient, y compris certaines espèces évaluées comme étant préoccupantes par le COSEPAC, notamment le phoque annelé, l'ours blanc, la baleine boréale, le narval et l'épaulard. De même, la réduction du risque de déversement et la mise en œuvre de mesures d'atténuation du bruit et de la pollution anthropiques pourraient profiter à l'ensemble de l'écosystème. La pression des récoltes de subsistance varie considérablement d'une espèce à l'autre et est gérée différemment.

FACTEURS LIMITATIFS

Maladie – Les bélugas vivant à des latitudes élevées sont beaucoup moins touchés par les maladies infectieuses que ceux vivant dans d'autres régions, par exemple l'UD de l'ESL (Martineau *et al.* 1999; Mikaelian *et al.* 1999; Lair *et al.* 2014). Néanmoins, on s'attend à ce que les changements climatiques modifient la dynamique des maladies de la faune, y compris l'exposition et la transmission, en modifiant les interactions hôte-pathogène-environnement (Burek *et al.* 2008). Le réchauffement climatique a été associé à une augmentation mondiale des maladies chez les espèces marines (Kuiken *et al.* 2006). Par conséquent, la surveillance épidémiologique des populations de bélugas de l'Arctique et de la région subarctique, intégrée

aux données démographiques et à la relation avec les facteurs environnementaux, est nécessaire pour comprendre les effets des changements climatiques sur la santé de l'espèce. Ces données de référence pourraient servir de système d'alerte rapide pour prévoir les conséquences potentielles pour les populations menacées et en voie de disparition.

Effet d'Allee – L'effet d'Allee, également connu sous le nom d'« effet dépensatoire » dans le domaine des sciences halieutiques, est défini comme une dépendance à la densité positive (c.-à-d. que la croissance de la population par individu est ralentie à de très petites tailles de population; Allee et Bowen 1932). Les mécanismes en cause comprennent la réduction de la reproduction en raison de l'incapacité à trouver un partenaire, la dépression de consanguinité et des changements de comportement comme la réduction de la réussite de la recherche de nourriture ou de la protection contre les prédateurs (Wade 2018). Une diminution des taux de croissance de la population à de faibles niveaux peut accroître le risque de disparition de petites populations ou empêcher leur rétablissement malgré l'atténuation des menaces anthropiques (Dennis 1989; Liermann et Hilborn 2001). L'absence de rétablissement dans les populations de cétacés gravement décimées, même s'il s'est écoulé plusieurs décennies depuis l'arrêt de la chasse commerciale à la baleine, porte à croire que l'effet d'Allee pourrait jouer un rôle dans la dynamique des populations de mammifères marins (Clapham *et al.* 2008). Il existe des incertitudes importantes liées aux tendances de la population de la BU. La taille de la population aurait pu être inférieure à l'estimation de l'abondance de 2022 et au rétablissement au cours des dernières décennies. Par ailleurs, la population de la BU pourrait stagner malgré plus de trois décennies depuis la fermeture de la chasse dans le sud de la baie d'Ungava et l'estuaire de la rivière Marralik (Mucalic), en raison de la productivité réduite de cette très petite population. Il serait utile de comparer les taux de reproduction des populations de bélugas de divers états et de surveiller les tendances temporelles des taux de reproduction au sein des populations pour explorer le rôle de l'effet d'Allee éventuel dans la dynamique des populations de bélugas, ainsi que son importance pour le caractère réalisable des objectifs de rétablissement.

OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

Mise en garde : Toutes les données d'abondance pour les objectifs de rétablissement fournies dans les sections suivantes du document sont sujettes à changement à mesure que de nouvelles données de relevé et de récolte deviendront accessibles pour alimenter le modèle de population. Les objectifs de rétablissement utilisés l'emportent sur les tailles de population indiquées aux tableaux 3 et 4, peu importe si les tendances démographiques du modèle et les estimations changent dans les évaluations futures des stocks de l'EBH-BEL et de la BU. De plus, les objectifs de rétablissement indiqués dans la présente section ne sont pas propres au béluga de l'EBH, mais au stock mixte de l'EBH-BEL.

Élément 12 : *Proposer des objectifs de rétablissement en matière d'abondance et de répartition.*

L'UD de l'EBH a été évaluée comme menacée en 2020 selon le critère A1 du COSEPAC (diminution du nombre total d'individus matures) en raison de la diminution d'environ 50 % de la taille de la population entre 1974 et 2015. Les causes du déclin ont été réputées comprises et ont cessé (Hammill *et al.* 2017a; COSEPAC 2020a). Toutefois, les données de relevé et de modélisation les plus récentes portent à croire que le stock de l'EBH-BEL est toujours en déclin (Hammill *et al.* 2023; St-Pierre *et al.* 2024). Par conséquent, nous proposons les trois objectifs de rétablissement possibles ci-dessous pour le stock de l'EBH-BEL (voir le tableau 3 pour les points de repère correspondants sur la taille de la population).

-
1. Atteindre une taille de population égale ou supérieure à l'estimation de l'abondance de 2015 en 10 ans. Il convient de souligner que cet objectif est semblable à l'objectif de conservation énoncé dans l'actuel plan de gestion du béluga pour 2021-2026.
 2. Atteindre une taille de population égale ou supérieure au niveau de référence de précaution (NRP; défini comme correspondant à 48 % de la capacité de charge) en 86 ans (trois générations). Cet objectif repose sur le cadre fondé sur le rendement maximal durable (RMD) du MPO (MPO 2006).
 3. Atteindre une taille de population correspondant à la croissance démographique maximale estimée en l'absence de récolte de ce stock.

En vertu de la LEP, les objectifs en matière de population et de répartition sont établis selon la meilleure condition réalisable pour une espèce (LEP 2021). Dans ce contexte, l'objectif 3 représente la meilleure condition réalisable pour le béluga de l'EBH-BEL. Cependant, les plans de gestion du béluga visent à établir un équilibre entre les droits de récolte et les objectifs de conservation énoncés dans les accords sur les revendications territoriales. L'objectif de conservation actuellement énoncé dans le plan de gestion pour 2021-2026 est de maintenir la population à une abondance égale ou supérieure à 3 400 animaux et que la probabilité d'un déclin dû à la récolte ne dépasse pas 50 % (Hammill *et al.* 2017a, 2021). On considère qu'il s'agit d'une approche de gestion à risque élevé parce qu'elle ne permet pas d'établir de tampon pour les erreurs de mise en œuvre et le biais éventuel du modèle et la sous-estimation probable de l'incertitude des paramètres, et elle ne tient pas compte du rétablissement possible du stock. En revanche, les cadres fondés sur l'approche de précaution visent à gérer les menaces de dommages graves et irréversibles aux stocks lorsqu'il existe une incertitude scientifique en tenant compte du risque d'erreurs inconnues dans les paramètres des modèles (Doniol-Valcroze *et al.* 2013; Hammill et Stenson 2013; Hammill *et al.* 2017b). L'objectif 2 vise à ce que l'état des stocks atteigne la zone saine en vertu du cadre de l'approche de précaution (MPO 2006) et représente donc un objectif de rétablissement intermédiaire intégrant les droits des Inuits et la durabilité des récoltes.

En plus d'une abondance cible et d'un délai pour atteindre cette abondance, les objectifs de rétablissement devraient indiquer la probabilité que la taille de population ciblée soit atteinte. Selon le plan de gestion actuel pour 2021-2026, la probabilité acceptable d'atteindre l'objectif de conservation est de 50 %. Cette approche de gestion est très risquée et équivaut à accepter une probabilité de 50 % de ne pas maintenir la population à son niveau actuel, qui est faible. Par ailleurs, des objectifs de gestion visant une probabilité de 80 % ou de 95 % de maintenir ou d'atteindre la taille de population cible auraient, respectivement, de bonnes ou de très bonnes chances d'atteindre l'objectif de rétablissement (p. ex. Hammill et Stenson 2003, 2007, 2010, 2013; Stenson *et al.* 2012).

Un autre aspect des objectifs de rétablissement pour le béluga de l'EBH-BEL comprend la répartition du stock dans son habitat d'estivage. Compte tenu de la philopatrie des individus à aux aires d'estivage, et de la possibilité de désertion ou de disparition d'une zone officiellement importante d'agrégation de bélugas le long de la côte est de la baie d'Hudson (près de l'estuaire de la rivière Nastapoka) au cours des deux dernières décennies, il y aurait intérêt à éviter d'autres pertes de la répartition d'estivage actuelle du béluga de l'EBH-BEL. De plus, un objectif à long terme (c.-à-d. sur plus de 100 ans) consisterait à rétablir la répartition historique du béluga dans les estuaires de l'est de la baie d'Hudson qui étaient auparavant fréquentés pendant l'été, y compris le Lac Guillaume-Delisle et la rivière Nastapoka.

La population de la BU a été évaluée comme étant en voie de disparition en 2020 en fonction du critère A2 (diminution du nombre total d'individus matures), avec une diminution de plus de 50 % au cours des trois dernières générations, et du critère D1 (très petite population totale ou

répartition restreinte; nombre total d'individus matures inférieur à 250). Bien que la dernière évaluation indique une population totale de 68 individus dans la région de la baie d'Ungava, l'incertitude demeure quant à savoir si ces individus font partie de l'UD de la BU ou s'ils font partie d'autres UD. Par conséquent, la possibilité que l'UD soit disparue ne peut pas être écartée. Comme il n'y a pas d'estimation de la capacité de charge (K) pour le béluga de la BU, il n'est pas possible de calculer un NRP pour cette UD (voir la section sur l'évaluation des dommages admissibles). Par conséquent, nous proposons les deux objectifs de rétablissement possibles ci-dessous pour le béluga de la BU, en supposant que l'UD existe toujours à de très faibles niveaux (voir le tableau 4 pour les points de repère correspondants sur la taille de la population).

1. Maintenir la taille de population à un niveau égal ou supérieur à l'estimation de l'abondance de 2022. Il s'agit de l'objectif de survie pour cette UD.
2. Atteindre une taille de population correspondant à la croissance démographique maximale estimée en l'absence de récolte dans cette UD.

Les principales aires d'estivage pour le béluga de la BU (sud de la baie d'Ungava et estuaire de la rivière Marralik [Mucalic]) sont fermées à la chasse depuis 1986 afin de protéger cette petite population. Cependant, la récolte dans la BU s'est poursuivie et, compte tenu de la très petite taille de toute UD restante, tout prélèvement ou épisode de mortalité inhabituel limiterait considérablement le rétablissement. De plus, il existe une incertitude importante liée à la tendance démographique dans la BU et aux facteurs qui la sous-tendent. Dans ce contexte, l'objectif de survie (objectif 1) peut être l'objectif de rétablissement le plus réalisable pour cette UD. Par ailleurs, l'objectif 2 vise la croissance de la population en l'absence de mortalité et sans hypothèses de dépendance à la densité (c.-à-d. sans effet d'Allee affectant la dynamique de la population). Bien qu'il serait fortement recommandé de viser une croissance de l'UD de la BU, une meilleure compréhension de sa répartition, de son abondance et de sa dynamique de population serait nécessaire pour évaluer la faisabilité de cet objectif de rétablissement.

Un objectif en matière de répartition pour le béluga de la BU pourrait être de rétablir la répartition historique de la population dans le sud de la baie d'Ungava et ses estuaires. Cela comprend les rivières Koksoak, Leaf, à la Baleine, Marralik (Mucalic) et George, ainsi que la baie Hopes Advance. Cet objectif ne peut être envisagé qu'à long terme (c.-à-d. plus de 100 ans).

Sources d'incertitude

- Bien que des objectifs de rétablissement pour le béluga de la BU soient présentés dans le document, des efforts de recherche sont nécessaires pour établir si cette UD existe toujours ou non.
- Les modèles de population (voir l'élément 13 pour la description) utilisés pour déterminer les objectifs de croissance maximale supposent que la seule source de mortalité indépendante de la densité pour le béluga est la récolte. Compte tenu des niveaux de récolte actuels, cette hypothèse est considérée comme une simplification valide de la dynamique de la population, où la taille de la population se stabiliserait autour de la capacité de charge en l'absence de récolte. Cependant, d'autres facteurs, comme les épidémies, le piégeage dans la glace ou les événements environnementaux, peuvent également être responsables de la mortalité de bélugas, mais ne sont pas pris en considération dans les données d'abondance pour le taux de croissance maximal. De plus, si la productivité du béluga de la BU était touchée par un effet d'Allee, le stock ne croîtrait pas à son taux maximal de 4 %, et les projections de la fonction de croissance exponentielle ne s'appliqueraient donc pas. Par conséquent, les objectifs de rétablissement correspondants peuvent être trop optimistes.

- L'UD de la BU restante, si elle existe, est très vulnérable aux événements stochastiques démographiques et environnementaux en raison de sa taille très limitée. Par conséquent, des causes imprévisibles peuvent mener à la disparition de cette UD, même en l'absence de récolte.
- Il existe des preuves convaincantes que le béluga présente une forte philopatrie à son lieu de naissance et qu'il a tendance à ne pas recoloniser l'habitat convenable qui était auparavant utilisé comme zone de regroupement une fois qu'il est abandonné ou que la population locale est disparue (Reeves et Mitchell, 1987b, 1987c, 1989; Hammill *et al.* 2004). Cependant, une forte densité de population peut entraîner une dispersion accrue par la concurrence intraspécifique (Lambin *et al.* 2001). Il est donc concevable que le béluga puisse recoloniser des habitats convenables si les populations augmentent considérablement au point où les densités s'approchent des capacités de charge locales. La taille de la population de béluga à laquelle une telle dispersion dépendante de la densité peut survenir dans l'est de la baie d'Hudson et la baie d'Ungava, ainsi que la période au cours de laquelle cela peut se produire, sont inconnues parce qu'elles n'ont pas encore été observées.

Élément 13 : *Projeter les trajectoires des populations prévues sur une période raisonnable sur le plan scientifique (minimum de 10 ans) et les trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels, compte tenu des paramètres actuels de la dynamique des populations de bélugas de l'EBH et de la BU.*

Structure du modèle de population – Toutes les trajectoires démographiques de l'UD de l'EBH-BEL décrites dans le présent document ont été générées à l'aide du modèle stochastique de production du stock décrit dans Hammill *et al.* (2023). En bref, les méthodes bayésiennes sont utilisées pour s'adapter à un modèle état-espace qui considère que les données de relevés sur l'abondance sont le résultat de deux processus stochastiques : un processus d'état et un processus d'observation (De Valpine and Hastings 2002). Le processus d'état décrit la dynamique sous-jacente de la population et la série chronologique pour le stock réel à l'aide de la formule suivante :

$$N_t = N_{t-1} \cdot (1 + (\lambda_{max} - 1) \cdot [1 - (N_{t-1}/K)^\theta]) \cdot \varepsilon_{p_t} - R_t \quad (\text{Équation 1})$$

$$\text{avec } \varepsilon_{p_t} \sim \log N(0, \tau_p) \quad (\text{Équation 2})$$

où N est l'abondance au temps t ou $t-1$, λ_{max} est le taux maximal d'augmentation, K est la capacité de charge environnementale et θ définit la forme de la fonction dépendante de la densité et ε_{p_t} l'erreur de processus. Les prélèvements (R_t) ont été calculés en ajustant les prises déclarées (C_t) pour les animaux abattus et perdus (AP , c'est-à-dire la proportion d'animaux blessés ou tués, mais non récupérés) ainsi que les prises non déclarées.

$$R_t = C_t \cdot (1 + AP) \quad (\text{Équation 3})$$

Le processus d'observation décrit la relation entre la taille réelle de la population (N_t) et les estimations découlant des relevés (S_t), où

$$S_t \sim \Gamma(\alpha, \beta) \quad (\text{Équation 4})$$

$$\text{avec } \alpha = N_t \cdot \beta \quad (\text{Équation 5})$$

$$\text{et } \beta = N_t \cdot \varepsilon_{S_t} \quad (\text{Équation 6})$$

Et ε_{S_t} correspond à la précision de l'estimation découlant des relevés.

Paramétrage du modèle – Les estimations de l’abondance de l’UD de l’EBH-BEL fondées sur les huit relevés effectués entre 1985 et 2021 (St-Pierre *et al.* 2024) ont été utilisés pour ajuster le modèle. Les exécutions ont utilisé le même modèle et le même ajustement que ceux décrits dans Hammill *et al.* (2023), sauf que les récoltes déclarées ont été mises à jour pour inclure les récoltes déclarées au 27 novembre 2022 (voir l’annexe B).

Extrant du modèle – Perpétuer les niveaux de récolte actuels (110 bélugas pour l’UD de l’EBH-BEL, y compris les débarquements du Nunavut et du Nunavik et dérivés des proportions d’individus de l’UD de l’EBH-BEL selon les données génétiques les plus récentes [Hammill *et al.* 2023]) entraînerait une probabilité de 50 % que l’abondance de l’UD de l’EBH-BEL soit d’au moins 2 300 individus dans 10 ans, la plupart (plus de 97 %) des projections prédisant la disparition dans 33 ans (figure 9). Par conséquent, les paramètres actuels de la dynamique de la population, et plus particulièrement les niveaux de récolte, sont incompatibles avec l’un ou l’autre des objectifs de rétablissement, et il y a de fortes probabilités qu’ils entraînent la disparition du béluga de l’EBH-BEL au cours des deux prochaines générations.

Fonction de croissance exponentielle – Le relevé de 2022 a fourni la première estimation de l’abondance pour l’aire de répartition de l’UD de la BU, bien qu’il s’agisse du cinquième d’une série de relevés systématiques couvrant la baie d’Ungava depuis 1985 (Sauvé *et al.* 2023). Aucun béluga n’a été détecté sur les lignes de transect dans les quatre relevés précédents, ce qui ne donne aucune estimation de l’abondance, même si un petit nombre d’animaux ont été observés à l’extérieur des transects (Smith and Hammill 1986; Kingsley 2000; Hammill *et al.* 2004; Gosselin *et al.* 2009). Par conséquent, aucune série chronologique sur l’abondance n’était accessible pour utilisation dans un modèle de population pour l’UD de la BU. De plus, comme l’estuaire de la rivière Marralik (Mucalic) est fermé à la chasse depuis 1986, aucune récolte n’a été signalée dans la région au cours des dernières décennies, à l’exception de celles découlant des plans de chasse dans l’estuaire en 2021 et 2022 (deux débarquements chaque année). Enfin, il est peu probable que la dépendance négative de la population de la BU influe sur sa croissance démographique, compte tenu de sa taille actuelle. Par conséquent, une fonction de croissance exponentielle avec une interception correspondant à l’estimation du relevé de 2022 et un taux de croissance de 4 % a été ajusté pour faire des projections de la taille de la population de la BU selon différents niveaux de récolte. Les récoltes ont été soustraites de la population totale après la croissance annuelle, et un taux de 27 % d’animaux abattus et perdus (médiane estimée par le modèle de population pour l’UD de l’EBH-BEL) a été appliqué puisqu’aucune donnée sur les animaux abattus et perdus dans la baie d’Ungava n’était accessible.

Il est difficile d’estimer les niveaux actuels de récolte dans la baie d’Ungava en raison de l’absence de données génétiques accessibles pour calculer les proportions propres à la saison de récolte du béluga appartenant à l’UD de la BU. Étant donné que la baie d’Ungava est fréquentée par des bélugas d’autres UD plus importantes pendant la migration, seuls les bélugas récoltés en été dans la baie d’Ungava ont été considérés comme provenant de l’UD de la BU. Le moment de la fin de la période au cours de laquelle les migrants d’autres UD quittent la baie d’Ungava au printemps est incertain. Par conséquent, trois périodes de recharge ont été utilisées pour estimer les niveaux de récolte de l’UD de la BU : les récoltes de 2022 effectuées par les collectivités d’Aupaluk, de Tasiujaq, de Kuujuaq et de Kangiqsualuuaq 1) en août et septembre (récolte = 4), 2) entre la mi-juillet et septembre (récolte = 10), et 3) entre juillet et septembre (récolte = 22). La perpétuation de l’un ou l’autre de ces niveaux de récolte pour l’UD de la BU entraînerait un déclin de la population menant à la disparition de tout stock restant d’ici 4 à 21 ans. Par conséquent, les objectifs de rétablissement liés à la croissance et à la survie ne sont pas réalisables avec les niveaux de récolte actuels (figure 10).

Sources d'incertitude autres que celles indiquées à l'élément 12

- On sait que les estimations fondées sur les relevés aériens du béluga sont très variables. L'estimation de l'abondance d'après les relevés aériens de l'EBH-BEL de 2021 était très faible, mais on a estimé qu'elle était plus précise que celles fondées sur d'autres relevés de cette UD (St-Pierre *et al.* 2024). Étant donné le nombre relativement peu élevé de relevés effectués pour ce stock, notre compréhension des tendances actuelles est sensible aux changements dans l'estimation du dernier relevé utilisée dans le modèle.
- Il existe une incertitude quant à l'estimation du nombre de bélugas de l'EBH-BEL récoltés chaque année. Les récoltes annuelles des UD de l'EBH-BEL et de l'OBH représentent une proportion du nombre total de bélugas débarqués au Nunavik et à Sanikiluaq. Ces proportions sont propres à la région et à la saison, et introduites en tant que valeurs antérieures éclairées par des études génétiques dans le modèle de population (annexe A; Hammill *et al.* 2023; Parent *et al.* 2023). Des données génétiques récentes indiquent que les animaux de l'EBH-BEL représentent une plus grande proportion des débarquements totaux que ce que l'on pensait au départ (Parent *et al.* 2023; voir l'élément 15). Les RTA et les mesures de gestion établies dans le plan actuel de gestion du béluga (NMRWB et EMRWB 2020) s'appuient sur les proportions antérieures moins prudentes d'individus de l'EBH dans les débarquements totaux. Dans ce document révisé, des proportions plus prudentes sont utilisées. Néanmoins, tant les proportions précédentes que les proportions révisées font en sorte que les prélèvements de bélugas dépassent ceux précisés dans l'avis scientifique (MPO 2022).
- Les observations sur le terrain d'animaux blessés et tués, mais non récupérés ou déclarés sont une source importante d'incertitude dans le modèle de la population de l'EBH-BEL. Toute non-déclaration ou sous-déclaration des prises a une incidence élevée sur l'ajustement du modèle et les prévisions dérivées pour la tendance de la population. De plus, la valeur médiane des animaux abattus et perdus estimée à partir du modèle de l'UD de l'EBH-BEL (27 %) a été utilisée dans la projection démographique de l'UD de la BU parce qu'aucune estimation n'était accessible pour les efforts de récolte dans la baie d'Ungava. Compte tenu de la petite taille de l'UD de la BU, la sous-estimation ou la surestimation du taux d'animaux abattus et perdus appliqué aux récoltes de bélugas de la BU sont susceptibles d'avoir des conséquences importantes sur les projections démographiques de cette UD.
- La projection démographique du béluga de la BU était fondée sur une fonction de croissance exponentielle en supposant un taux de croissance constant de 4 %, correspondant au taux de croissance naturel maximal par défaut pour les cétacés (Wade 1998). Étant donné que le stock est épuisé, on pourrait s'attendre à ce que le béluga de la BU affiche un taux de croissance proche de son maximum intrinsèque, qui n'est pas bien connu pour le béluga en particulier. Par ailleurs, il est possible que l'UD de la BU soit soumise à un effet d'Allee, où la croissance de la population est influencée négativement par la densité à une très petite taille de population. Les projections de la courbe de croissance de 4 % devraient donc être interprétées comme des tailles de population maximales.

Élément 15 : *Évaluer la probabilité que les objectifs de rétablissement potentiels puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées).*

Selon les niveaux de récolte actuels, la probabilité d'atteindre l'un ou l'autre des objectifs de rétablissement du béluga de l'EBH-BEL ou de la BU est nulle. La diminution de la mortalité

d'origine anthropique (c.-à-d. la récolte) augmenterait les chances de rétablissement du béluga de l'EBH-BEL et de la BU (figure 11).

Il y a eu des changements importants dans les prévisions du modèle de la population de l'EBH-BEL depuis l'évaluation du COSEPAC (COSEPAC 2020a). L'évaluation la plus récente indique que l'abondance du stock de l'EBH-BEL n'est pas stable comme on le pensait auparavant (Hammill *et al.* 2017a, 2021), mais qu'elle diminue à un taux de 3 % par année depuis 2015 (Hammill *et al.* 2023). Cette baisse est attribuable à des niveaux élevés de récolte qui ont constamment dépassé les niveaux durables et à une sous-estimation de la proportion d'animaux appartenant à l'UD de l'EBH-BEL dans les récoltes (Hammill *et al.* 2023). Cette dernière résulte d'une nouvelle analyse de l'information génétique qui a permis de déterminer que le stock pourrait être subdivisé en des composantes distinctes de l'EBH et des îles Belcher. Dans des analyses antérieures utilisant de courts haplotypes, bon nombre des bélugas de la composante nouvellement identifiée des îles Belcher avaient été regroupés avec les animaux de l'OBH (Parent *et al.* 2023). Cela a d'importantes conséquences sur le paramétrage et les projections du modèle, puisqu'une proportion des débarquements en provenance de Sanikiluaq (îles Belcher) qui étaient auparavant considérés comme des bélugas autres que ceux de l'EBH sont maintenant considérés comme des animaux appartenant au stock mixte de l'EBH-BEL pour calculer leur proportion dans les débarquements totaux au Nunavik et à Sanikiluaq.

En utilisant ces proportions mises à jour, aucun niveau de récolte ne peut fournir une probabilité de 50 % que l'abondance du stock de l'EBH-BEL soit supérieure à 3 700 animaux en 2026 (objectif de gestion actuel énoncé dans le plan de gestion du béluga; NMRWB et EMRWB 2020). En revanche, les probabilités que l'abondance du stock de l'EBH-BEL soit de 3 700 animaux dans 10 ans (objectif de rétablissement 1 indiqué ci-dessus) ou dans une, deux ou trois générations, compte tenu de niveaux de récolte annuels différents, sont présentées dans la figure 12.

Les probabilités que l'abondance du stock de l'EBH-BEL soit supérieure au niveau de référence limite (NRL) et au NRP (objectif de rétablissement 2 indiqué ci-dessus) sont présentées dans la section sur l'évaluation des dommages admissibles. La probabilité d'atteindre une population croissante de 3 900 bélugas de l'EBH-BEL dans 10 ans ou de 10 200 bélugas dans 86 ans est de 50 % sous aucune pression de récolte et est irréalisable avec des niveaux de récolte supérieurs ou égaux à 1 (selon la définition de cet objectif de rétablissement fondé sur la croissance maximale).

Dans le modèle de population utilisé, la productivité est modulée par une fonction dépendante de la densité et un taux maximal de croissance de la population (Hammill *et al.* 2023). Bien que le taux maximal d'augmentation de la population ne soit pas connu, la plupart des études ont suggéré une estimation médiane d'environ 4 %, avec une fourchette de 2 à 8 % (Alvarez-Flores et Heide-Jørgensen 2004; Hobbs *et al.* 2006; Lowry *et al.* 2008; Doniol-Valcroze *et al.* 2012, 2013). La distribution antérieure utilisée pour λ_{max} dans le modèle actuel est une distribution bêta avec une plage de 0,02 à 0,06 (annexe C), tandis que l'estimation médiane du modèle pour λ_{max} était de 0,035 (quantiles de 2,5 à 97,5 % = 0,021 à 0,055). Il ne semble pas réaliste que ce nombre augmente, et le modèle actuel tient déjà compte de la dépendance à la densité de la productivité. Par conséquent, aucune simulation d'augmentation de la productivité n'a été tentée.

En ce qui concerne l'UD de la BU, la fonction de croissance exponentielle suggère qu'à un niveau de récolte de deux prises annuelles, la population demeurerait stable, tandis que tout niveau de récolte plus élevé entraînerait un déclin rapide de la population.

Sources d'incertitude

Les sources d'incertitude indiquées aux éléments 12 et 13 s'appliquent.

SUPERFICIE D'HABITAT CONVENABLE : PAS PERTINENT

Élément 14 : *Présenter un avis sur la mesure dans laquelle l'habitat approprié disponible répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce proposés dans l'élément 12 sont atteints.*

En raison de la philopatrie au lieu de naissance et de la transmission culturelle et verticale des voies de migration, on considère que la répartition des bélugas de l'EBH-BEL et de la BU est limitée aux aires d'estivage et d'hivernage qu'ils occupent. Leur rétablissement n'est pas limité par la superficie d'habitat convenable.

SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

Le béluga est exploité non commercialement par les Inuits du Nunavik et du Nunavut. Les Inuits ont des droits de récolte en vertu des accords sur les revendications territoriales (ARTIN et ARTN) et n'ont donc pas besoin de permis pour récolter le béluga. À l'heure actuelle, la principale méthode de chasse est l'utilisation d'un fusil (Breton-Honeyman *et al.* 2021), bien que les méthodes traditionnelles soient permises, y compris le harponnement d'abord et l'utilisation de filets. Il n'y a pas de flottes de chasse, mais plutôt de petits bateaux à moteur privés qui sont utilisés par des groupes de chasseurs (Breton-Honeyman *et al.* 2021). Les principaux lieux de chasse sont les eaux côtières au large des 14 collectivités du Nunavik et les eaux au large des îles Belcher, mais des camps de chasse sont également établis à des endroits plus éloignés, y compris sur l'île Long (sud-est de la baie d'Hudson) et la rivière Marralik (Mucalic).

La plupart des eaux de la région marine du Nunavik sont actuellement gérées sans RTA, sauf dans la région de l'arc de l'est de la baie d'Hudson, où une RTA est partagée entre les collectivités (figure 13) pour protéger le béluga de l'EBH-BEL (NMRWB et EMRWB 2020). Les estuaires de la rivière Nastapoka, de la Petite rivière de la Baleine et de la rivière Marralik (Mucalic) sont fermés à la récolte, et d'autres fermetures saisonnières sont en place pour protéger les bélugas de l'EBH-BEL pendant leurs migrations saisonnières (*Règlement sur les mammifères marins* DORS/93-56, 2018). Il n'y a pas de RTA à Sanikiluaq (Nunavut), mais la municipalité met en œuvre des fermetures volontaires du 15 juillet au 30 septembre chaque année pour protéger le béluga de l'EBH-BEL (MPO 2016). Les pêcheurs sont tenus de déclarer tous les bélugas récoltés au MPO ou aux gardiens Uumajuit. Les chasseurs du Nunavik déclarent un taux de bélugas abattus et perdus de 5,7 % (NMRWB et EMRWB 2020), mais l'estimation médiane du modèle de population pour le béluga de l'EBH-BEL est de 27,3 %. Cette estimation du modèle comprend également les données non déclarées.

Élément 16 : *Dresser une liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités posant des menaces pour l'espèce et son habitat (énumérées dans les éléments 8 et 10).*

Élément 17 : *Dresser l'inventaire des activités susceptibles d'accroître les valeurs des paramètres de survie ou de productivité de l'espèce (définis dans les éléments 3 et 15).*

Le tableau 5 propose des mesures d'atténuation susceptibles de réduire la mortalité ou les facteurs de stress du béluga de l'EBH-BEL et de la BU. Il est difficile d'accroître directement la productivité des populations, car elle dépend des conditions environnementales qui influent sur la disponibilité et la capacité de charge des proies. La productivité peut probablement être influencée indirectement par la réduction des menaces anthropiques pour les femelles matures

capables de se reproduire et les veaux. De même, il y a très peu de données accessibles sur la mortalité naturelle du béluga de l'EBH-BEL et de la BU, et la récolte est considérée comme la source la plus importante de mortalité pour les deux stocks. Dans les conditions actuelles, la gestion prudente des récoltes de subsistance représente la mesure la plus probable pour accroître la survie du béluga de l'EBH-BEL, et peut-être de celle de la BU.

La principale menace pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU est la surexploitation. En vertu des dispositions modifiées de la *Loi sur les pêches* (2019), on insiste de nouveau sur la durabilité des pêches en élaborant un cadre de gestion fondé sur l'approche de précaution. Selon l'approche fondée sur le RMD du MPO, le stock de l'EBH-BEL se situe dans ce qui est considéré comme la zone de prudence, sous le NRP, mais légèrement au-dessus du NRL (figure 14). Les stratégies de récolte devraient être axées sur le rétablissement du stock de l'EBH-BEL sur une certaine période. Cela est important tant du point de vue de la conservation que pour répondre aux besoins d'une population croissante de chasseurs au Nunavik. L'un des objectifs de rétablissement définis dans la présente EPR pour le stock de l'EBH-BEL est un rétablissement supérieur au NRP sur trois générations (86 ans), et les niveaux de récolte qui pourraient permettre d'atteindre cet objectif sont présentés dans la section sur l'évaluation des dommages admissibles du présent document. De plus, étant donné la forte philopatrie aux aires d'estivage manifestée par le béluga, la gestion des récoltes au niveau de l'estuaire représenterait une approche de précaution pour éviter d'épuiser les groupes familiaux de bélugas qui pourraient être vulnérables à des événements de récolte uniques et importants.

En revanche, la population de la BU se trouve dans la zone critique, sous le NRL, qui est considéré comme une limite inférieure en dessous de laquelle le stock pourrait subir des dommages graves, ce qui compromettrait considérablement son rétablissement (Stenson *et al.* 2012; Doniol-Valcroze *et al.* 2013; Hammill *et al.* 2017b). On ne sait pas si le non-rétablissement du béluga de la BU, malgré quatre décennies de fermeture de la récolte dans son principal habitat d'été, est attribuable à la petite taille de la population qui modifie la productivité par l'effet d'Allee, à des récoltes continues non déclarées ou au fait que cette population pourrait être disparue, et que les animaux observés dans le sud de la baie d'Ungava et ses estuaires en été appartiendraient peut-être à d'autres populations. Les courbes de croissance indiquent que toute récolte des bélugas restants de la BU serait non durable et poserait de graves menaces pour la survie de toute population résiduelle.

Les répercussions d'autres menaces sur la survie et le rétablissement du béluga de l'EBH-BEL et de la BU sont difficiles à évaluer, surtout en raison des données limitées accessibles sur les voies de migration et le moment de la migration, la répartition dans les aires d'hivernage, le régime alimentaire et les besoins énergétiques propres à la saison et les effets physiologiques et physiques des différents facteurs de stress. Une meilleure compréhension du chevauchement spatio-temporel de la migration des bélugas et de leur répartition hivernale avec les efforts de chasse, le trafic maritime et l'exploration sismique est nécessaire pour estimer la réduction de la mortalité et l'augmentation de la productivité prévues par les mesures d'atténuation proposées ou les solutions de rechange. De plus, la mise en œuvre d'un programme de déclaration et d'échantillonnage des carcasses de mammifères marins au Nunavik pourrait fournir des données précieuses sur les causes naturelles et anthropiques de la mortalité des bélugas autres que la chasse.

Élément 19 : *Estimer la diminution prévue du taux de mortalité pour chaque mesure d'atténuation et activité de rechange énumérée dans l'élément 16 ainsi que l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17.*

Élément 20 : *Projeter les trajectoires de population prévues (et les incertitudes connexes) sur une période raisonnable sur le plan scientifique et jusqu'à l'atteinte des objectifs de*

rétablissement, en tenant compte des taux de mortalité et de productivité liés aux mesures précises cernées dans l'élément 19.

Le modèle de population actuel pour le béluga du Nunavik est un modèle de production excédentaire, caractérisé par l'absence de structure selon l'âge et de taux de mortalité ou de reproduction explicites. Le taux maximal d'augmentation des paramètres (λ_{max}) intègre le nombre total de naissances et de mortalités et est ajusté pour l'ensemble des séries chronologiques. Il est donc difficile de prévoir l'incidence que les mesures individuelles d'atténuation auraient sur la dynamique des populations. Cependant, la seule cause de mortalité qui est explicitement incluse dans le modèle est le prélèvement par la récolte. Toute réduction des niveaux de récolte représente des mortalités qui sont évitées. La façon dont cette réduction de la mortalité anthropique interagit avec les effets dépendants de la densité dépend de la taille relative de la population et de la capacité de charge. Les figures 15 et 16 montrent les tendances démographiques prévues, avec des niveaux de récolte variables pour les stocks de l'EBH-BEL et de la BU, respectivement.

Élément 21 : *Recommander des valeurs pour les paramètres liés à la productivité des populations et aux taux de mortalité initiaux et, au besoin, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des répercussions économiques, sociales et culturelles en appui au processus d'inscription.*

Les valeurs des paramètres estimées par le modèle sont présentées dans le tableau 6. L'un des aspects dont le modèle actuel ne tient pas compte est que les épisodes de mortalité inhabituelle attribuables, par exemple, au piégeage dans la glace ou aux épidémies de maladies, qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur l'abondance globale et qui, s'ils se répètent au fil du temps, peuvent avoir une incidence sur l'estimation globale de la productivité. Nous avons simulé un épisode de mortalité inhabituelle occasionnel dans le stock de l'EBH-BEL, où 60 bélugas sont récoltés par année, afin d'explorer les effets potentiels sur la dynamique de la population (figure 17). Bien que les épisodes causant une mortalité supplémentaire de 10 bélugas tous les 20 ans aient eu peu d'incidence sur la dynamique des populations, des épisodes entraînant le retrait de 50 bélugas de plus tous les 20 ans ont entraîné un retard dans la croissance de la population. Cela démontre que les événements stochastiques et ponctuels causant la mortalité de plusieurs dizaines de bélugas devraient être pris en considération lors de la modélisation de la dynamique des populations.

Une méthode de titrage de la progestérone récemment mise au point permet de calculer les taux de gestation chez les femelles à partir d'échantillons de graisse de béluga (Renaud *et al.* sous presse). De plus, le sexage génétique des échantillons historiques de bélugas issus de la récolte porte à croire à des biais liés au sexe dans les prélèvements (Parent et Sauvé, MPO, données inédites). Les prises asymétriques sur le plan du sexe peuvent avoir de nombreux effets sur la dynamique des populations de mammifères, y compris une altération de la fécondité chez les espèces à faible potentiel de reproduction (p. ex. Ginsberg and Milner-Gulland 1994; Langvatn and Loison 1999; McLoughlin *et al.* 2005; Taylor *et al.* 2008). Par conséquent, l'intégration de l'information sur les taux de reproduction selon l'âge et les niveaux de récolte selon l'âge et le sexe dans un modèle démographique structuré selon le sexe et l'âge pourrait constituer une façon d'intégrer les effets de la variabilité environnementale et des biais de récolte dans la dynamique des populations de bélugas.

Élément 18 : *Si la superficie d'habitat actuelle est insuffisante pour que les objectifs de rétablissement puissent être atteints (voir l'élément 14), présenter un avis sur le caractère réalisable de la remise en état de l'habitat visant à augmenter sa superficie.*

Il est peu probable que la superficie d'habitat limite le béluga de l'EBH-BEL et de la BU dans l'atteinte des objectifs de rétablissement.

ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

Élément 22 : Évaluer la valeur maximale des taux de mortalité et de destruction de l'habitat d'origine anthropique que l'espèce peut subir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.

À l'heure actuelle, le gouvernement du Canada n'a pas de définition normalisée et quantitative des dommages admissibles. En revanche, le gouvernement des États-Unis a adopté le niveau de prélèvement biologique potentiel (PBP) comme outil permettant de quantifier le nombre annuel maximal d'animaux pouvant être prélevés en plus de la mortalité naturelle tout en permettant à la population cible d'atteindre ou de maintenir sa taille de population durable optimale dans les 100 ans (Wade 1998). Le PBP a donc un objectif implicite de gestion, qui est de déterminer les niveaux de capture qui induiraient une probabilité de 95 % que la population soit au-dessus du niveau maximal de productivité nette, défini comme 50 % de la capacité de charge sur une période de 100 ans (Wade 1998). Le PBP est calculé comme suit :

$$PBP = 0,5 R_{max} \times FR \times N_{min} \quad (\text{Équation 7})$$

Où R_{max} est le taux maximal d'augmentation de la population (fixé par défaut à 4 % pour les cétacés), FR est un facteur de rétablissement compris entre 0,1 et 1, et N_{min} est la taille estimée de la population en utilisant le 20^e percentile de la distribution log-normale supposée relative à l'estimation de l'abondance (Wade 1998). N_{min} est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$N_{min} = \frac{N_{est}}{\exp(z\sqrt{\ln(1+CV(N_{est})^2)})} \quad (\text{Équation 8})$$

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

L'estimation de l'abondance médiane de l'UD de l'EBH-BEL pour 2022 était de 2 833 individus ($CV = 22,73 \%$), ce qui donne un N_{min} de 2 355 individus. Pour l'UD de la BU, nous avons calculé le N_{min} à l'aide de la plus récente estimation de l'abondance du relevé de 68 individus ($CV = 61,85 \%$; Sauvé *et al.* 2023), l'estimation de N_{min} était de 43 individus.

Les valeurs du FR inférieures à 1 attribuent une proportion de la production nette attendue à la croissance de la population, tout en compensant les incertitudes qui entravent le rétablissement de la population (National Marine Mammals Service 2016). Les valeurs par défaut de 0,1 et 0,5 sont recommandées pour les UD en voie de disparition et menacées, respectivement (Barlow *et al.* 1995; Wade 1998). Néanmoins, les critères canadiens suggèrent un FR de 0,1 pour les petites populations en déclin ou les populations dont les tendances sont inconnues (MPO 2018). Nous avons donc utilisé un FR de 0,1 pour les deux populations.

En utilisant ces paramètres, le PBP pour l'UD de l'EBH-BEL était de 4,71 bélugas par année, tandis que le PBP pour l'UD de la BU était de 0,085 béluga par année. Ces valeurs du PBP représentent une estimation des prélèvements totaux de la population, ce qui comprend les récoltes, les animaux abattus et perdus, les récoltes non déclarées et d'autres sources de mortalité d'origine humaine, comme les prises accessoires et les collisions avec des navires. La RTA devrait donc être inférieure au PBP pour tenir compte des sources de mortalité d'origine humaine autres que la récolte.

Dans le cas du béluga de l'EBH-BEL, un certain niveau d'information sur l'abondance, la tendance et la dynamique de la population est accessible. Par conséquent, un cadre fondé sur

l'approche de précaution, qui est plus structuré et mène au calcul de différents niveaux de récolte qui répondraient toujours aux objectifs de gestion, peut être appliqué à cette UD (Hammill *et al.* 2017b). Les accords internationaux ont indiqué le RMD comme un objectif de gestion. L'estimation du RMD nécessite de l'information sur la capacité de charge de l'écosystème (K) et la forme de la relation de dépendance à la densité. Pour certaines espèces, les données historiques sur les récoltes ont été utilisées pour déduire la taille des populations avant la chasse commerciale, ce qui est supposé être une estimation de K . Dans le cas du béluga de l'EBH-BEL, il y a une incertitude importante dans les prises historiques. De plus, il y a eu un changement dans les conditions de l'écosystème dans le complexe de la baie d'Hudson et de la baie James, y compris un raccourcissement de la saison avec couverture de glace et la construction de barrages hydroélectriques qui ont modifié le débit d'eau dans la baie (Tsuji *et al.* 2009; Galbraith et Larouche 2011; Hammill et Stenson 2013). Cela suggère que K aurait pu varier depuis la fin des années 1800, et que d'autres approximations de K dans les conditions actuelles devraient être utilisées (Hammill and Stenson 2007).

Le modèle adapté aux données des relevés aériens de 1985 à 2021 et incluant les données sur les récoltes de 1974 à 2022 a produit une estimation de K pour la période de la modélisation (tableau 6) qui pourrait agir comme approximation dans l'établissement du NRP et du NRL selon l'approche fondée sur le RMD (Hammill *et al.* 2017b). En supposant que la productivité maximale se situe à 60 % de K , le NRP et le NRL sont établis à 48 et 24 % de cette estimation de K , respectivement (Hammill *et al.* 2017b). Cela donne un NRP et un NRL de 5 300 et 2 700 bélugas, respectivement, pour l'UD de l'EBH-BEL. La population médiane actuelle estimée à partir du modèle de population était de 2 800 bélugas. La probabilité que la population de 2022 soit au-dessus du NRP est nulle, tandis que la probabilité qu'elle soit au-dessus du NRL est de 60 %. L'UD se trouve donc dans la zone de prudence, en dessous du NRP, mais au-dessus du NRL. Ainsi, dans le cadre fondé sur l'approche de précaution, les stratégies de récolte du béluga de l'EBH-BEL devraient être axées sur le rétablissement du stock au-dessus du NRP dans un délai donné, ce qui représente l'objectif de rétablissement 2 indiqué à l'élément 13. Un objectif de gestion recommandé est de maintenir une probabilité de 95 % que la population soit au-dessus du NRL et une probabilité de 80 % que la population soit au-dessus du NRP (Hammill et Stenson 2003, 2007, 2010, 2013; Stenson *et al.* 2012). Les probabilités que le stock de l'EBH-BEL dépasse le NRL et le NRP en 10 ans, et en une, deux et trois générations, compte tenu des différents niveaux de récolte, sont présentées aux figures 18 et 19.

Par conséquent, les projections laissent entendre qu'il est relativement improbable que le stock de l'EBH-BEL dépasse le NRP en une génération (moins de 70 % de probabilité sans récolte annuelle), tandis qu'il existe une probabilité raisonnable qu'il atteigne le NRP en trois générations (p. ex. 80 %) avec des niveaux de récolte annuels de 20 bélugas. Des niveaux de récolte annuels variant entre 20 et 30 bélugas sont compatibles avec une probabilité de 90 à 95 % que la population demeure au-dessus du NRL au cours des deux ou trois prochaines générations.

Sources d'incertitude

- Étant donné que la taille relative des populations de l'EBH et de BEL est inconnue, il est actuellement impossible de calculer les niveaux de dommages admissibles propres à chaque population dans le stock mixte de l'EBH-BEL. Néanmoins, le total des dommages admissibles déclarés dans la présente section peut dépasser les niveaux de dommages admissibles propres à l'UD de l'EBH ou de BEL qui sont encore indéterminés si les récoltes ciblent différemment les populations de l'EBH et de BEL. Le fait de dépasser les niveaux de dommages admissibles pour une population donnée pourrait entraîner la disparition de

matrilignages sur la côte est de la baie d'Hudson ou autour des îles Belcher. Pour éviter un ciblage différentiel des populations de BEL et de l'EBH, on pourrait éviter de récolter plusieurs bélugas d'un même groupe et répartir les efforts de récolte dans l'aire de répartition de l'EBH-BEL. De plus, l'évaluation de la taille relative des populations de BEL et de l'EBH permettrait de calculer les niveaux de dommages admissibles propres à la population.

RECOMMANDATIONS DE RECHERCHE

Tout au long du présent document, nous avons mis en évidence différents aspects de la répartition, du comportement et de la dynamique des populations de béluga pour lesquelles des renseignements supplémentaires sont nécessaires afin de mieux caractériser le niveau d'impact des différentes menaces et de fournir une évaluation plus significative des dommages admissibles. Les trois principaux aspects qui revêtent une importance particulière sont les suivants : 1) la persistance ou la disparition de l'UD de la BU; 2) la forte influence de l'estimation de l'abondance de l'UD de l'EBH-BEL de 2021 sur les tendances et les projections du modèle démographique; 3) la rareté de l'information sur le comportement alimentaire du béluga de l'EBH-BEL et de la BU et sa répartition en hiver.

Pour répondre à la question de la persistance de l'UD de la BU, il faut prélever des échantillons de tissus de bélugas dans l'aire de répartition estivale et les comparer à ceux d'autres populations. Le manque d'échantillons de cette région est attribuable à l'absence de récolte dans le sud de la baie d'Ungava et dans l'estuaire de la rivière Marralik (Mucalic) depuis 1986, avant que l'échantillonnage génétique ne soit lancé. Les biopsies, qui fournissent des échantillons d'animaux vivants, représenteraient un moyen possible d'accroître l'échantillonnage dans cette région sans favoriser les prélèvements parmi cette très petite population, qui est peut-être disparue. L'ADN environnemental (ADNe) représente également une méthode d'échantillonnage non invasive, mais seul l'ADN mitochondrial peut être analysé à partir d'échantillons d'ADNe en raison de la dégradation de l'ADN nucléaire. Des analyses récentes suggèrent que l'ADN nucléaire est plus prometteur que l'ADN mitochondrial pour l'identification des populations de béluga (Geneviève Parent, MPO, communications personnelles). La prudence est toutefois de mise, car l'absence d'une population génétiquement distincte dans la baie d'Ungava en été ne constituerait pas une preuve sans équivoque de la disparition de l'UD. De nombreuses UD du béluga au Canada sont définies en fonction de la philopatrie aux aires d'estivage. Par conséquent, il pourrait être nécessaire de recueillir des données comportementales (p. ex. par télémétrie) sur l'estivage dans le sud de la baie d'Ungava afin de documenter les déplacements et de caractériser la répartition estivale des bélugas pour déterminer si ceux qui fréquentent la région sont des résidents d'été ou des individus en migration.

L'ajout de l'estimation faible et exceptionnellement précise du relevé de 2021 dans la série chronologique utilisée pour s'adapter au modèle démographique de l'UD de l'EBH-BEL a modifié la tendance et les projections estimées de la population. La mesure dans laquelle l'estimation de l'abondance de 2021 exerce un effet disproportionné sur le modèle de population est inconnue, mais les estimations et les projections dérivées du modèle soulèvent des préoccupations quant à l'état de l'UD. Les estimations de l'abondance dérivées d'un relevé aérien du béluga dans une même région sont très variables, ce qui serait dû à la petite taille des populations étudiées, ainsi qu'à la distribution non aléatoire ou contagieuse des individus qui passent la majeure partie de leur temps sous la surface (Kingsley et Gauthier 2002; Gosselin *et al.* 2007; Gosselin *et al.* 2014). La réalisation de relevés répétés permet de saisir la variabilité associée à la distribution contagieuse du béluga (p. ex. Gosselin *et al.* 2007). La répétition des relevés aériens pour obtenir d'autres estimations récentes de l'abondance du stock mixte de

l'EBH-BEL afin de les intégrer au modèle de population permettrait donc de mieux comprendre les tendances actuelles de la population et pourrait réduire l'incertitude associée aux estimations des relevés individuels. De plus, l'intégration de données selon le sexe et l'âge liées à la récolte et à la reproduction ainsi qu'aux facteurs environnementaux dans un modèle stochastique, plutôt que dans un modèle déterministe de la population, permettrait de mieux saisir les aspects de la dynamique de la population de béluga qui ne sont pas pris en compte dans le modèle actuellement utilisé.

Au cours des dernières décennies, les appareils de télémétrie se sont considérablement améliorés en termes de durée de vie des batteries et de stockage des données. Le déploiement d'étiquettes de télémétrie satellitaire modernes qui pourraient recueillir des données de plongée de bélugas sur la côte est de la baie d'Hudson et près des îles Belcher fournirait des renseignements sans précédent sur le comportement d'alimentation des bélugas du Nunavik, ainsi que des renseignements sur les déplacements à l'intérieur, à destination et en provenance des aires d'hivernage. Ces données, combinées à des renseignements détaillés sur l'effort de chasse, le trafic maritime, l'exploration sismique et les variables environnementales, permettraient une meilleure évaluation du niveau auquel les différentes menaces peuvent affecter le rétablissement du béluga de l'EBH-BEL, et permettraient l'élaboration de modèles de sélection de l'habitat.

Enfin, les connaissances écologiques traditionnelles ont fourni des renseignements extrêmement précieux sur le régime alimentaire du béluga, sa répartition, son état et le moment de la migration qui ont été présentés dans la présente EPR. Des efforts supplémentaires doivent être déployés par les chasseurs, les chercheurs et les gestionnaires afin que les connaissances et les valeurs inuites acquises au cours d'innombrables générations soient transmises et intégrées dans des collaborations significatives qui contribuent à notre compréhension de la biologie, du comportement et des tendances démographiques du béluga.

CONCLUSIONS

Les caractéristiques générales du cycle biologique du béluga entraînent un faible taux intrinsèque d'augmentation de la population et un temps de génération relativement long. De plus, l'espèce montre une forte philopatrie à ses aires d'estivage et à ses voies de migration transmises culturellement. Ces caractéristiques rendent les populations très sensibles à la pression de la récolte, la principale menace recensée pour les stocks de l'EBH-BEL et de la BU.

Il existe des incertitudes importantes concernant l'évaluation des menaces, les probabilités estimées d'atteindre les différents objectifs de rétablissement établis et les tendances démographiques actuelles pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU. Néanmoins, les données les plus récentes indiquent un déclin continu du béluga de l'EBH-BEL depuis les années 1970, entrecoupé de périodes où le déclin a ralenti ou où la population s'est brièvement stabilisée. La taille de la population de la BU demeure très petite, en supposant que cette UD ne soit pas disparue. Les objectifs de gestion devraient donc viser le rétablissement des deux stocks, non pas seulement du point de vue de la conservation, mais aussi pour assurer le maintien des pratiques socioculturelles importantes de récolte du béluga le long des côtes du Nunavik. Les efforts de recherche concertée et l'engagement communautaire sont essentiels pour accroître notre compréhension des interactions entre le comportement du béluga et la dynamique des populations, l'écosystème changeant et les activités humaines, y compris, mais sans s'y limiter, la récolte.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont participé à la réunion d'examen national par les pairs du 20 au 24 février 2023 sur l'évaluation du potentiel de rétablissement du béluga (populations de l'est de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava) et qui ont contribué à l'amélioration de la présente EPR (voir l'annexe A).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Addison, R. F., and Brodie, P. F. 1987. [Transfer of Organochlorine Residues from Blubber through the Circulatory System to Milk in the Lactating Grey Seal *Halichoerus grypus*](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44, 782–786. doi: 10.1139/f87-095.
- Alayco, S., Bergeron, M., and Michaud, M. D. 2007. Inuit elders and their traditional knowledge: beluga hunting and sustainable practices. Report from group interviews held between March 8 and 15, 2006.
- Allee, W. C., and Bowen, E. S. 1932. Studies in animal aggregations: Mass protection against colloidal silver among goldfishes. J. Exp. Zool. 61, 185–207. doi: 10.1002/jez.1400610202.
- Alvarez-Flores, C. M., and Heide-Jørgensen, M. P. 2004. [A risk assessment of the sustainability of the harvest of beluga \(*Delphinapterus leucas* \(Pallas 1776\)\) in West Greenland](#). ICES J. Mar. Sci. 61, 274–286. doi:10.1016/j.icesjms.2003.12.004.
- AMAP. 2007. Arctic Oil and Gas 2007. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) Oslo, Norway, xiii + 40.
- Babb, D. G., Kirillov, S., Galley, R. J., Straneo, F., Ehn, J. K., Howell, S. E. L., Brady, M., Ridenour, N. A., and Barbere, D. G. 2021. [Sea Ice Dynamics in Hudson Strait and Its Impact on Winter Shipping Operations](#). J. Geophys. Res. Oceans 126, 23. doi: 10.1029/2021JC018024.
- Bagby, S. C., Reddy, C. M., Aeppli, C., Fisher, G. B., and Valentine, D. L. 2017. [Persistence and biodegradation of oil at the ocean floor following Deepwater Horizon](#). Proc. Natl. Acad. Sci. 114, E9-E18. doi: 10.1073/pnas.1610110114.
- Bailleul, F., Lesage, V., Power, M., Doidge, D. W., and Hammill, M. O. 2012a. [Differences in diving and movement patterns of two groups of beluga whales in a changing Arctic environment reveal discrete populations](#). Endanger. Species Res. 17, 27–41. doi: 10.3354/esr00420.
- Bailleul, F., Lesage, V., Power, M., Doidge, D. W., and Hammill, M. O. 2012b. [Migration phenology of beluga whales in a changing Arctic](#). Clim. Res. 53, 169–178. doi: 10.3354/cr01104.
- Barber, D. G., Saczuk, E., and Richard, P. R. 2001. [Examination of beluga-habitat relationships through the use of telemetry and a geographic information system](#). Arctic 54, 305–316. doi: 10.14430/arctic790.
- Barlow, J., Swartz, S. L., Eagle, T. C., and Wade, P. R. 1995. U.S. Marine Mammal Stock Assessments: Guidelines for Preparation, Background, and a Summary of the 1995 Assessments. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-6, 73 p.
- Bell, S., et Stewart, D. 2022. Talk of new dams in Quebec election has some Indigenous leaders surprised, others on guard. CBC News September 14, 2022.

-
- Blackned, G. 2019. Letter from Gordon Blackned, Chairperson, Eeyou Marine Region Wildlife Board, Waskaganish, QC, 19 August 2019, to Hal Whitehead, Co-chair, COSEWIC Marine Mammal Subcommittee.
- Boulva, J. 1981. Catch statistics of beluga (*Delphinapterus leucas*) in northern Quebec: 1974 to 1976, final; 1977 to 1978, preliminary. Rep. Int. Whal. Comm. 31, 531–538.
- Bourdages, H., Lesage, V., Hammill, M. O., and de March, B. 2002. [Impact of harvesting on population trends of beluga in eastern Hudson Bay](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/36. i + 45.
- Brand, U., Came, R. E., Affek, H., Azmy, K., Mooi, R., and Layton, K. 2014. [Climate-forced change in Hudson Bay seawater composition and temperature, Arctic Canada](#). Chem. Geol. 388, 78–86. doi: 10.1016/j.chemgeo.2014.08.028.
- Breton-Honeyman, K., Furgal, C. M., and Hammill, M. O. 2013. Nunavimmiut knowledge of belugas. Preliminary report. Environmental and Life Sciences Program, Trent University, Peterborough, ON.
- Breton-Honeyman, K., Hammill, M. O., Furgal, C. M., and Hickie, B. 2016. [Inuit Knowledge of beluga whale \(*Delphinapterus leucas*\) foraging ecology in Nunavik \(Arctic Quebec\), Canada](#). Can. J. Zool. 94, 713–726. doi: 10.1139/cjz-2015-0259.
- Breton-Honeyman, K., Huntington, H. P., Basterfield, M., Campbell, K., Dicker, J., Gray, T., et al. 2021. [Beluga whale stewardship and collaborative research practices among Indigenous peoples in the Arctic](#). Polar Res. 40, 18. doi: 10.33265/polar.v40.5522.
- Brown Gladden, J. G., Ferguson, M. M., and Clayton, J. W. 1997. [Matriarchal genetic population structure of North American beluga whales *Delphinapterus leucas* \(Cetacea: Monodontidae\)](#). Mol. Ecol. 6, 1033–1046. doi: 10.1046/j.1365-294X.1997.00275.x.
- Brown Gladden, J. G., Ferguson, M. M., Friesen, M. K., and Clayton, J. W. 1999. [Population structure of North American beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\) based on nuclear DNA microsatellite variation and contrasted with the population structure revealed by mitochondrial DNA variation](#). Mol. Ecol. 8, 347–363. doi: 10.1046/j.1365-294X.1998.00559.x.
- Burek, K. A., Gulland, F. M. D., and O'Hara, T. M. 2008. [Effects of climate change on arctic marine mammal health](#). Ecol. Appl. 18, S126–S134. doi: 10.1890/06-0553.1.
- Burns, J. J., et Seaman, G. A. 1986. Investigations of belukha whales in coastal waters of western and northern Alaska. II. Biology and ecology. US Department of Commerce, NOAA, OCSEAP Final Report 56, 221–357.
- Byers, T., et Roberts, L. W. 1995. Harpoons and Ulus: Collective Wisdom and Traditions of Inuvialuit Regarding the Beluga (“qilalugaq”) in the Mackenzie River Estuary. Byers Environmental Studies, 152.
- Cardinal, N. 2013. Aboriginal Traditional Knowledge Designatable Units Report prepared for the ATK Subcommittee of COSEWIC on Beluga Whale *Delphinapterus leucas* in Canada. Unpublished report, not for public distribution. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. 59.
- Caron, L. M. J. 1987. Status, site fidelity, and behavior of a hunted herd of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the Nastapoka estuary, eastern Hudson Bay. M. Sc. thesis, McGill University, xvi + 135.
-

-
- Caron, L. M. J., et Smith, T. G. 1990. Philopatry and site tenacity of belugas, *Delphinapterus leucas*, hunted by the Inuit at the Nastapoka estuary, eastern Hudson Bay. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 224, 69–79.
- Castellote, M., Thayre, B., Mahoney, M., Mondragon, J., Lammers, M. O., and Small, R. J. 2018. [Anthropogenic Noise and the Endangered Cook Inlet Beluga Whale, *Delphinapterus leucas*: Acoustic Considerations for Management](#). *Mar. Fish. Rev.* 80, 63–88. doi: 10.7755/MFR.80.3.3.
- Clapham, P. J., Aguilar, A., and Hatch, L. T. 2008. [Determining spatial and temporal scales for management: lessons from whaling](#). *Mar. Mamm. Sci.* 24, 183–201. doi: 10.1111/j.1748-7692.2007.00175.x.
- Colbeck, G. J., Duchesne, P., Postma, L. D., Lesage, V., Hammill, M. O., and Turgeon, J. 2013. [Groups of related belugas \(*Delphinapterus leucas*\) travel together during their seasonal migrations in and around Hudson Bay](#). *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.* 280. doi: 10.1098/rspb.2012.2552.
- Connon, R. F., Quinton, W. L., Craig, J. R., and Hayashi, M. 2014. [Changing hydrologic connectivity due to permafrost thaw in the lower Liard River valley, NWT, Canada](#). *Hydrol. Process.* 28, 4163–4178. doi: 10.1002/hyp.10206.
- Cosens, S. E., and Dueck, L. P. 1993. [Icebreaker noise in Lancaster Sound, N.W.T., Canada: Implications for marine mammal behavior](#). *Mar. Mamm. Sci.* 9, 285–300. doi: 10.1111/j.1748-7692.1993.tb00456.x.
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 77 p. (
- COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 73 p.
- COSEPAC. 2016. Unités désignables du béluga (*Delphinapterus leucas*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 84 pp.
- COSEPAC. 2020a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leuca*), population de l'est du Haut-Arctique et de la baie de Baffin, population de la baie Cumberland, population de la baie d'Ungava, population de l'ouest de la baie d'Hudson, population de l'est de la baie d'Hudson et population de la baie James au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xxxv + 96 p.
- COSEPAC. 2020b. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables. (Accédé le 11 mai 2023).
- Côté, D., Heggland, K., Roul, S., Robertson, G., Fifield, D., Wareham, V., Colbourne, E., Maillet, G., Devine, B., Pilgrim, L., Pretty, C., Le Corre, N., Lawson, J.W., Fuentes-Yaco, C. et Mercier, A. 2019. [Aperçu des composantes biophysiques et écologiques de la région pionnière de la mer du Labrador](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2018/067. v + 70 p.
- Cuerrier, A., and the Elders of Kangiqsualujuaq. 2012. The zoological knowledge of the Inuit of Kangiqsualujuaq, Nunavik. Westmount, QC: Nunavik Publications, 132.
- Dagenais, S., Molson, J., Lemieux, J.-M., Fortier, R., et Therrien, R. 2020. Coupled cryo-hydrogeological modelling of permafrost dynamics near Umiujaq (Nunavik, Canada). *Hydrogeol. J.* 28, 887–904. doi: 10.1007/s10040-020-02111-3.
-

-
- de March, B. G. E., and Postma, L. D. 2003. [Molecular genetic stock discrimination of Belugas \(*Delphinapterus leucas*\) hunted in eastern Hudson Bay, northern Quebec, Hudson Strait, and Sanikiluaq \(Belcher Islands\), Canada, and comparisons to adjacent populations](#). *Arctic* 56, 111–124. doi: 10.14430/arctic607.
- De Valpine, P., and Hastings, A. 2002. Fitting population models incorporating process noise and observation error. *Ecol. Monogr.* 72, 57–76. doi: 10.1890/0012-9615(2002)072[0057:FPMIPN]2.0.CO;2.
- Dennis, B. 1989. [Allee effects: Population Growth, Critical Density, and the Chance of Extinction](#). *Nat. Resour. Model.* 3, 481–538. doi: 10.1111/j.1939-7445.1989.tb00119.x.
- Doidge, D. W. 1990a. Age-length and length-weight comparisons in the beluga, *Delphinapterus leucas*, p.59-68 *In*: Simth, T.G., St-Aubin, D. J. and Geraci, J. R. (eds). *Advances in research on the beluga whale, delphinapterus leucas*. *Bull. Fish. Aquat. Sci.* 224.
- Doidge, D. W. 1990b. Age and state based analysis of the population dynamics of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, with particular reference to the northern Quebec population. PhD Dissertation. *McGill University*, 190 p.
- Doidge, D. W., Adams, W., et Burgy, C. 2002. *Traditional Ecological Knowledge of beluga whales in Nunavik: Interviews from Puvirnituq, Umiujaq and Kuujuaapik*. Report 12-419 of the Nunavik Research Centre submitted to Environment Canada's Habitat Stewardship Program for Species at Risk. Project PH-2001-2-20022. Makivik Corporation. Kuulluaq, ac. 10 p + Appendix of 9 maps.
- Doniol-Valcroze, T., et Hammill, M. O. 2011. [Information on abundance and harvest of Ungava Bay beluga](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/126, iv + 12.
- Doniol-Valcroze, T., Hammill, M. O., et Lesage, V. 2012. [Information on abundance and harvest of eastern Hudson Bay beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/119, iv + 17.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., et Hammill, M. O. 2013. [Population modeling and harvest advice under the precautionary approach for eastern Hudson Bay beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/168, iii + 31.
- Dunbar, M. J. 1970. On the Fishery Potential of the Sea Waters of the Canadian North. *Arctic* 23, 150–174. doi: 10.14430/arctic3169.
- Durkalec, A., Basterfield, M., Jean-Gagnon, F., Kasudluak, P., et Breton-Honeyman, K. 2020. Inuit Knowledge of Beluga of Southern Ungava Bay and the Marralik (Mucalic) and Ungunniavik (Whale) River Estuaries. Nunavik Marine Region Wildlife Board (NMRWB) Final report, 56.
- Eastwood, R. A., Macdonald, R. W., Ehn, J. K., Heath, J., Arragutainaq, L., Myers, P. G., Barber, D. G., and Kuzyk, Z. A. 2020. [Role of River Runoff and Sea Ice Brine Rejection in Controlling Stratification Throughout Winter in Southeast Hudson Bay](#). *Estuaries Coasts* 43, 756–786. doi: 10.1007/s12237-020-00698-0.
- Ellis, S., Franks, D. W., Natrass, S., Currie, T. E., Cant, M. A., Giles, D., Balcomb, K. C., and Croft, D. P. 2018. [Analyses of ovarian activity reveal repeated evolution of post-reproductive lifespans in toothed whales](#). *Sci. Rep.* 8, 1–10. doi: 10.1038/s41598-018-31047-8.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., and Dooling, R. 2016. [Communication masking in marine mammals: A review and research strategy](#). *Mar. Pollut. Bull.* 103, 15–38. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.007.
-

-
- Ezer, T., Hobbs, R. C., et Oey, L.-Y. 2008. On the movement of beluga whales in Cook Inlet, Alaska: Simulations of tidal and environmental impacts using a hydrodynamic inundation model. *Oceanogr.* 21, 15–23.
- Ferguson, S. H., Higdon, J. W., et Chmelnitsky, E. G. 2010. “The Rise of Killer Whales as a Major Arctic Predator,” in *A Little Less Arctic: Top Predators in the World’s Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay*, eds. S. H. Ferguson, L. L. Loseto, and M. L. Mallory (Dordrecht: Springer Netherlands), 117–136. doi: 10.1007/978-90-481-9121-5_6.
- Ferguson, S. H., Higdon, J. W., and Westdal, K. H. 2012. [Prey items and predation behavior of killer whales \(*Orcinus orca*\) in Nunavut, Canada based on Inuit hunter interviews](#). *Aquat. Biosyst.* 8, 1–16. doi: 10.1186/2046-9063-8-3.
- Ferguson, S. H., Willing, C., Kelley, T. C., Boguski, D. A., Yurkowski, D. J., and Watt, C. A. 2020. Reproductive parameters for female beluga whales (*Delphinapterus leucas*) of Baffin Bay and Hudson Bay, Canada. *Arctic* 73, 405–420.
- Ferguson, S. H., Yurkowski, D. J., Hudson, J. M., Edkins, T., Willing, C., and Watt, C. A. 2021. [Larger body size leads to greater female beluga whale ovarian reproductive activity at the southern periphery of their range](#). *Ecol. Evol.* 11, 17314–17322. doi: 10.1002/ece3.8367.
- Finley, K. J., et Renaud, W. E. 1980. Marine mammals inhabiting the Baffin Bay North Water in winter. *Arctic* 33, 724–738.
- Finley, K. J., Miller, G. W., Allard, M., Davis, R. A., et Evans, C. R. 1982. The belugas (*Delphinapterus leucas*) of northern Quebec: distribution, abundance, stock identity, catch history and management. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1123, vi + 57.
- Finley, K. J., Miller, G. W., Davis, R. A., et Greene, C. R. 1990. Reactions of belugas, *Delphinapterus leucas*, and narwhals, *Monodon monoceros*, to ice-breaking ships in the Canadian high Arctic. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 224, 97–117.
- Loi sur les Pêches. 2019. [Loi modifiant la Loi sur les pêches et d’autres lois en conséquence](#). L.C. 2019, c. 14.
- Frost, K. J., et Lowry, L. F. 1990. “Distribution, abundance, and movements of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, in coastal waters of western Alaska,” in *Advances in research on the beluga whale, Delphinapterus leucas*. *Bull. Fish. Aquat. Sci.* 224., eds. T. G. Smith, D. J. St. Aubin, and J. R. Geraci, 39–57.
- Galbraith, P. S., and Larouche, P. 2011. [Sea-surface temperature in Hudson Bay and Hudson Strait in relation to air temperature and ice cover breakup, 1985–2009](#). *J. Mar. Syst.* 87, 66–78. doi: 10.1016/j.jmarsys.2011.03.002.
- Gavrilchuk, K., and Lesage, V. 2014. Large-scale marine development projects (mineral, oil and gas, infrastructure) proposed for Canada’s North. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3069, viii + 84.
- Geertsema, M., Highland, L., and Vaugeouis, L. 2009. Environmental Impact of Landslides in Sassa, K., Canuti, P. (eds) *Landslides – Disaster Risk Reduction* (Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg), 589–607. doi: 10.1007/978-3-540-69970-5_31.
- Gervaise, C., Simard, Y., Roy, N., Kinda, B., and Ménard, N. 2012. [Shipping noise in whale habitat: Characteristics, sources, budget, and impact on belugas in Saguenay–St. Lawrence Marine Park hub](#). *J. Acoust. Soc. Am.* 132, 76–89. doi: 10.1121/1.4728190.
-

-
- Ginsberg, J. R., and Milner-Gulland, E. J. 1994. [Sex-Biased Harvesting and Population Dynamics in Ungulates: Implications for Conservation and Sustainable Use](#). *Conserv. Biol.* 8, 157–166. doi: 10.1046/j.1523-1739.1994.08010157.x.
- Golodnoff, M. 1956. Den store savssat (The big savssat). *Grønland* 7, 269–280.
- Gosselin, J.-F., Lesage, V., Hammill, M. O., et Bourdages, H. 2002. [Abundance indices of beluga in James Bay, eastern Hudson Bay and Ungava Bay in summer 2001](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/042, 27 p.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M. O., et Lesage, V. 2007. [Comparison of photographic and visual abundance indices of belugas in the St. Lawrence Estuary in 2003 and 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/025, ii + 27.
- Gosselin, J.-F., Lesage, V., et Hammill, M. O. 2009. [Abundance indices of beluga in James Bay, eastern Hudson Bay and Ungava Bay in 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/006. iv + 25.
- Gosselin, J.-F., Doniol-Valcroze, T., et Hammill, M. O. 2013. [Abundance estimate of beluga in eastern Hudson Bay and James Bay, summer 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/016. vii + 20.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M. O., et Mosnier, A. 2014. [Summer abundance indices of St. Lawrence Estuary beluga \(*Delphinapterus leucas*\) from a photographic survey in 2009 and 28 line transect surveys from 2001 to 2009](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/021, iv + 51.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M. O., et Mosnier, A. 2017. [Indices of abundance for beluga \(*Delphinapterus leucas*\) in James Bay and eastern Hudson Bay in summer 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/067, iv + 25.
- Halliday, W. D., Insley, S. J., Hilliard, R. C., de Jong, T., et Pine, M. K. 2017. Potential impacts of shipping noise on marine mammals in the western Canadian Arctic. *Mar. Pollut. Bull.* 123, 73–82. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.027.
- Halliday, W. D., Scharffenberg, K. C., Macphee, S., Hilliard, R. C., Mouy, X., Whalen, D., Loseto, L. L., and Insley, S. J. 2019. [Beluga vocalizations decrease in response to vessel traffic in the Mackenzie River Estuary](#). *Arctic* 72, 337–346. doi: 10.14430/arctic69294.
- Halliday, W. D., Scharffenberg, K., Whalen, D., MacPhee, S. A., Loseto, L. L., and Insley, S. J. 2020. [The summer soundscape of a shallow-water estuary used by beluga whales in the western Canadian Arctic](#). *Arct. Sci.* 6, 361–383. doi: 10.1139/as-2019-0022.
- Hammill, M. O. 2013. “[Effects of Climate Warming on Arctic Marine Mammals in Hudson Bay: Living on the Edge?](#),” in Responses of Arctic Marine Ecosystems to Climate Change, eds. F. J. Mueter, D. M. S. Dickson, H. P. Huntington, J. R. Irvine, E. A. Logerwell, S. A. MacLean, et al. (Alaska Sea Grant: University of Alaska Fairbanks). doi: 10.4027/ramecc.2013.02.
- Hammill, M.O. et Lesage, V. 2019. [Valeur d’assister des bélugas nouveau-nés échoués vivants et des juvéniles en difficulté pour la conservation de la population de bélugas \(*Delphinapterus leucas*\) du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/065. iii + 22 p.
- Hammill, M. O., et Stenson, G. B. 2003. [Application of the Precautionary Approach and Conservation Reference Point to the Management of Atlantic Seals: A Discussion Paper](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/067, iii + 17.
-

-
- Hammill, M. O., and Stenson, G. B. 2007. [Application of the precautionary approach and conservation reference points to management of Atlantic seals](#). ICES J. Mar. Sci. 64, 702–706. doi: 10.1093/icesjms/fsm037.
- Hammill, M. O., et Stenson, G. B. 2010. [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.
- Hammill, M. O., et Stenson, G. B. 2013. [A Discussion of the Precautionary Approach and its Application to Atlantic Seals](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/030, v + 25.
- Hammill, M. O., Lesage, V., Gosselin, J.-F., Bourdages, H., de March, B. G. E., et Kingsley, M. C. S. 2004. Evidence for a Decline in Northern Quebec (Nunavik) Belugas. Arctic 57, 183–195.
- Hammill, M. O., Mosnier, A., Gosselin, J.-F., Matthews, C. J. D., Marcoux, M., et Ferguson, S. H. 2017a. [Management Approaches , Abundance Indices and Total Allowable Harvest levels of Belugas in Hudson Bay](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/062, iv + 43.
- Hammill, M. O., Stenson, G. B., et Doniol-Valcroze, T. 2017b. [A management framework for Nunavik beluga](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/060, v + 34.
- Hammill, M.O., Mosnier, A., et Bordeleau, X. 2021. [Mise à jour des impacts des prélèvements sur l'abondance du béluga du Nunavik](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/003. iv + 22 p.
- Hammill, M.O., St-Pierre, A.P., Mosnier, A., Parent, G.J., et Gosselin, J.-F. 2023. [Abondance totale et impact des prélèvements sur le béluga de l'est de la baie d'Hudson et de la baie James 2015-2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/066. iv + 54 p.
- Hauser, D. D. W. 2016. Beluga whale distribution, migration, and behavior in a changing Pacific Arctic. PhD Dissertation, University of Washington, xv + 206.
- Hauser, D. D. W., Laidre, K. L., Parker-Stetter, S. L., Horne, J. K., Suydam, R. S., and Richard, P. R. 2015. [Regional diving behavior of Pacific Arctic beluga whales *Delphinapterus leucas* and possible associations with prey](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 541, 245–264. doi: 10.3354/meps11530.
- Hauser, D. D. W., Laidre, K. L., Stern, H. L., Moore, S. E., Suydam, R. S., and Richard, P. R. 2017. [Habitat selection by two beluga whale populations in the Chukchi and Beaufort seas](#). PLoS ONE 12, 1–19. doi: 10.1371/journal.pone.0172755.
- Hauser, D. D. W., Laidre, K. L., Stern, H. L., Suydam, R. S., and Richard, P. R. 2018. [Indirect effects of sea ice loss on summer-fall habitat and behaviour for sympatric populations of an Arctic marine predator](#). Divers. Distrib. 24, 791–799. doi: 10.1111/ddi.12722.
- Hayeur, G. 2000. Synthèse des connaissances environnementales acquises en milieu nordique de 1970 à 2000. Montréal, Hydro-Québec. 110 p.
- Heide-Jørgensen, M. P., Richard, P. R., and Rosing-Asvid, A. 1998. [Dive patterns of belugas \(*Delphinapterus leucas*\) in waters near eastern Devon Island](#). Arctic 51, 17–26. doi: 10.14430/arctic1041.
- Heide-Jørgensen, M. P., Laidre, K. L., Borchers, D. L., Marques, T. A., Stern, H. L., and Simon, M. 2010. [The effect of sea-ice loss on beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\) in West Greenland](#). Polar Res. 29, 198–208. doi: 10.1111/j.1751-8369.2009.00142.x.
-

-
- Higdon, J. W., and Ferguson, S. H. 2009. [Loss of Arctic sea ice causing punctuated change in sightings of killer whales \(*Orcinus orca*\) over the past century](#). *Ecol. Appl.* 19, 1365–1375. doi: 10.1890/07-1941.1.
- Hobbs, R. C., Shelden, K. E. W., Vos, D. J., Goetz, K. T., et Rugh, D. J. 2006. Status review and extinction assessment of Cook Inlet belugas (*Delphinapterus leucas*). AFSC Processed Rep. 2006-16, 74.
- Hobbs, R. C., Wade, P. R., et Shelden, K. E. W. 2015. Viability of a small, geographically-isolated population of beluga whales, *Delphinapterus leucas*: Effects of hunting, predation, and mortality events in Cook Inlet, Alaska. *Mar. Fish. Rev.* 77, 59–88. doi: 10.7755/MFR.77.2.4.
- Hoenig, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.* 81, 898–903.
- Holland, M. M., and Bitz, C. M. 2003. [Polar amplification of climate change in coupled models](#). *Clim. Dyn.* 21, 221–232. doi: 10.1007/s00382-003-0332-6.
- Hornby, C. A., Hoover, C., Iacozza, J., Barber, D. G., and Loseto, L. L. 2016. [Spring conditions and habitat use of beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\) during arrival to the Mackenzie River Estuary](#). *Polar Biol.* 39, 2319–2334. doi: 10.1007/s00300-016-1899-9.
- Huntington, H. P. 2009. [A preliminary assessment of threats to arctic marine mammals and their conservation in the coming decades](#). *Mar. Policy* 33, 77–82. doi: 10.1016/j.marpol.2008.04.003.
- Inuit Tapiriit Kanatami, and Inuit Circumpolar Council. 2012. Inuit and the Right to Food. Submission to the United Nations Special Rapporteur on the Right to Food for the Official Country Mission to Canada, 1–14.
- Johannes, R. E., Freeman, M. M. R., and Hamilton, R. J. 2000. [Ignore fishers' knowledge and miss the boat](#). *Fish Fish.* 1, 257–271. doi: 10.1111/j.1467-2979.2000.00019.x.
- Jonkel, C. J. 1969. White Whales Wintering in James Bay. *J. Fish. Board Can.* 26, 2205–2207.
- Kelley, T. C., Loseto, L. L., Stewart, R. E. A., Yurkowski, M., et Ferguson, S. H. 2010. "Importance of Eating Capelin: Unique Dietary Habits of Hudson Bay Beluga," in *A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay* (Dordrecht: Springer Netherlands), 53–70. doi: 10.1007/978-90-481-9121-5_3.
- Kemper, J. B. 1980. History and use of narwhal and beluga by Inuit in the Canadian eastern Arctic including changes in hunting methods and regulations. *Indian and Northern Affairs*, 32.
- Kilabuk, P. 1998. A Study of Inuit Knowledge of the Southeast Baffin Beluga. Nunavut Wildlife Management Board Final Report, 74.
- Kingsley, M. C. S. 2000. Numbers and distribution of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, in James Bay, eastern Hudson Bay, and Ungava Bay in Canada during the summer of 1993. *Fish. Bull.* 98, 736–747.
- Kingsley, M. C. S., et Gauthier, I. 2002. Visibility of St Lawrence belugas to aerial photography, estimated by direct observation. *NAMMCO Sci. Publ.* 4, 259–270.
- Kingsley, M. C. S., Gosselin, S., et Sleno, G. A. 2001. Movements and Dive Behaviour of Belugas in Northern Quebec. *Arctic* 54, 262–275.
-

-
- Kuiken, T., Kennedy, S., Barrett, T., Van de Bildt, M. W. G., Borgsteede, F. H., Brew, S. D., *et al.* 2006. [The 2000 Canine Distemper Epidemic in Caspian Seals \(*Phoca caspica*\): Pathology and Analysis of Contributory Factors](#). *Vet. Pathol.* 43, 321–338. doi: 10.1354/vp.43-3-321.
- Kyhn, L. A., Wisniewska, D. M., Beedholm, K., Tougaard, J., Simon, M., Mosbech, A., and Madsen, P. T. 2019. [Basin-wide contributions to the underwater soundscape by multiple seismic surveys with implications for marine mammals in Baffin Bay, Greenland](#). *Mar. Pollut. Bull.* 138, 474–490. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.038.
- Laidre, K. L., Stirling, I., Lowry, L. F., Wiig, Ø., Heide-Jørgensen, M. P., and Ferguson, S. H. 2008. [Quantifying the sensitivity of arctic marine mammals to climate-induced habitat change](#). *Ecol. Appl.* 18, S97–S125. doi: 10.1890/06-0546.1.
- Lair, S., Martineau, D., et Measures, L. N. 2014. [Causes of mortality in St. Lawrence Estuary beluga \(*Delphinapterus leuca*\) from 1983 to 2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/119, iv + 37.
- Lair, S., Measures, L. N., and Martineau, D. 2016. [Pathologic Findings and Trends in Mortality in the Beluga \(*Delphinapterus leucas*\) Population of the St Lawrence Estuary, Quebec, Canada, From 1983 to 2012](#). *Vet. Pathol.* 53, 22–36. doi: 10.1177/0300985815604726.
- Lambin, X., Aars, J., and Piernet, S. B. 2001. Dispersal, intraspecific competition, kin competition and kin facilitation: A review of the empirical evidence. *In*: Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A. A., et al. (eds). *Dispersal*. Oxford University Press, New York, 261–72.
- Langvatn, R., and Loison, A. 1999. [Consequences of harvesting on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer *Cervus elaphus* in central Norway](#). *Wildl. Biol.* 5, 213–223. doi: 10.2981/wlb.1999.026.
- Laurel, B. J., Copeman, L. A., Iseri, P., Spencer, M. L., Hutchinson, G., Nordtug, T., *et al.* 2019. Embryonic Crude Oil Exposure Impairs Growth and Lipid Allocation in a Keystone Arctic Forage Fish. *iScience* 19, 1101–1113. doi: 10.1016/j.isci.2019.08.051.
- Lavoie, D., Pinet, N., Zhang, S., Reyes, J., Jiang, C., Ardakani, O. H., *et al.* 2019. [Hudson Bay, Hudson Strait, Moose River, and Foxe basins: synthesis of the research activities under the Geomapping for Energy and Minerals \(GEM\) programs 2008-2018](#). Geological Survey of Canada Open File, 76. doi: 10.4095/314653.
- Lawrence, M. J., Paterson, M., Baker, R. F., et Schmidt, R. 1992. Report on the workshop examining the potential effects of hydroelectric development on Beluga of the Nelson River Estuary, Winnipeg, Manitoba, November 6 and 7, 1990. DFO Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1838, iv+39.
- Lawson, J., Hammill, M. O., et Stenson, G. B. 2006. [Characteristics for recovery: Beluga whale](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/075, 20.
- Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidi, A. E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P., and Dewailly. 2015. [Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec](#). *Sci. Total Environ.* 509–510, 248–259. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.102.
- LEP. 2021. [Politique relative au rétablissement et à la survie des espèces en péril : version finale 2021](#).
- Lesage, V., Barrette, C., Kingsley, M. C. S., and Sjare, B. 1999. [The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River estuary, Canada](#). *Mar. Mamm. Sci.* 15, 65–84. doi: 10.1111/j.1748-7692.1999.tb00782.x.
-

-
- Lesage, V., Doidge, D. W., et Fibich, R. 2001a. [Harvest statistics for beluga whales in Nunavik, 1974-2000](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/022, 35.
- Lesage, V., Hammill, M. O., and Kovacs, K. M. 2001b. [Marine mammals and the community structure of the Estuary and Gulf of St Lawrence, Canada: evidence from stable isotope analysis](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 210, 203–221. doi: 10.3354/meps210203.
- Lesage, V., Measures, L. N., Mosnier, A., Lair, S., et Michaud, R. 2014. [Mortality patterns in St. Lawrence Estuary beluga \(*Delphinapterus leucas*\), inferred from the carcass recovery data, 1983-2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/118, iv + 23.
- Lesage, V., Lair, S., Turgeon, S., and Béland, P. 2020. [Diet of St. Lawrence Estuary Beluga \(*Delphinapterus leucas*\) in a changing ecosystem](#). Can. Field-Nat. 134, 21. 10.22621/cfn.v134i1.2421.
- Letcher, R. J., Bustnes, J. O., Dietz, R., Jenssen, B. M., Jørgensen, E. H., Sonne, C., Verreault, J., Vijayan, M. M., and Gabrielsen, G. W. 2010. [Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish](#). Sci. Total Environ. 408, 2995–3043. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.038.
- Lewis, A. E., Hammill, M. O., Power, M., Doidge, D. W., and Lesage, V. 2009. [Movement and aggregation of eastern Hudson Bay beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\): A comparison of patterns found through satellite telemetry and Nunavik Traditional Ecological Knowledge](#). Arctic 62, 13–24. doi: 10.14430/arctic109.
- Liermann, M., and Hilborn, R. 2001. Depensation: evidence, models and implications. Fish Fish. 2, 33–58.
- Lohmann, R., Breivik, K., Dachs, J., and Muir, D. 2007. [Global fate of POPs: Current and future research directions](#). Environ. Pollut. 150, 150–165. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.051.
- Loseto, L. L., Richard, P., Stern, G., Orr, J., and Ferguson, S. H. 2006. [Segregation of Beaufort Sea beluga whales during the open-water season](#). Can. J. Zool. 84, 1743–1751. doi: 10.1139/Z06-160.
- Lowry, L. F., Frost, K. J., Zerbini, A., DeMaster, D., and Reeves, R. R. 2008. Trend in aerial counts of beluga 1 or white whales (*Delphinapterus leucas*) in Bristol Bay, Alaska, 1993-2005. J. Cetacean Resour. Manage. 10, 201–207.
- Lowry, L., Reeves, R., and Laidre, K. 2017. *Delphinapterus leucas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T6335A50352346.
- Marcoux, M., McMeans, B. C., Fisk, A. T., and Ferguson, S. H. 2012. [Composition and temporal variation in the diet of beluga whales, derived from stable isotopes](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 471, 283–291. doi: 10.3354/meps10029.
- [Marine Mammal Regulations SOR/93-56](#). 2018. Fisheries Act.
- Martin, A. R., Hall, P. A., and Richard, P. R. 2001. Dive Behaviour of Belugas (*Delphinapterus leucas*) in the Shallow Waters of Western Hudson Bay. Arctic 54, 276–283.
- Martineau, D., Lair, S., De Guise, S., P. Liscomb, T., and Beland, P. 1999. [Cancer in beluga whales from the St Lawrence Estuary, Quebec, Canada: A potential biomarker of environmental contamination](#). J. Cetacean Res. Manage. 1, 249–265. doi: 10.47536/jcrm.v1i1.252.
- Marty, J., et Potter, S. 2014. Risk assessment for marine spills in canadian waters, phase 1: Oil spills south of the 60th parallel. Proceedings of the 37th AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, 537–552.
-

-
- Marty, J., Nicoll, A., Potter, S., Wallace, M., et Lumire, C. 2016. Evaluation of the risk of oil spills in Canadian arctic waters. 39th AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response.
- Matthews, C. J. D., et Ferguson, S. H. 2015. Weaning age variation in beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *J. Mammalogy* 96, 425–437.
- McAlpine, D. F., Kingsley, M. C. S., and Daoust, P.-Y. 1999. [A lactating record-age St. Lawrence beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). *Mar. Mamm. Sci.* 15, 854–859. doi: 10.1111/j.1748-7692.1999.tb00848.x.
- McDonald, M., Arragutainaq, L., and Novalinga, Z. 1997. [Voices from the Bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion](#). Ottawa: Canadian Arctic Resources Committee and Environmental Committee of the Municipality of Sanikiluaq. xiii + 98 p., maps. doi: 10.14430/arctic1156.
- McKinney, M. A., De Guise, S., Martineau, D., Béland, P., Lebeuf, M., and Letcher, R. J. 2006. [Organohalogen contaminants and metabolites in beluga whale \(*Delphinapterus leucas*\) liver from two canadian populations](#). *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 1246. doi: 10.1897/05-284R.1.
- McLoughlin, P. D., Taylor, M. K., et Messier, F. 2005. Conservation Risks of Male-Selective Harvest for Mammals with Low Reproductive Potential. *J. Wildl. Manage.* 69, 1592–1600.
- Meador, J. P., Stein, J. E., Reichert, W. L., et Varanasi, U. 1995. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 143, 79–165. doi: 10.1007/978-1-4612-2542-3_4.
- Mikaelian, I., Tremblay, M.-P., Montpetit, C., Tessaro, S. V., Cho, H. J., House, C., Measures, L., and Martineau, D. 1999. [Seroprevalence of selected viral infections in a population of beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\) in Canada](#). *Vet. Rec.* 144, 50–51. doi: 10.1136/vr.144.2.50.
- Miller, G. W., Moulton, V. D., Davis, R. A., Holst, M., Millman, P., MacGillivray, A., and Hannay, D. 2005. Monitoring seismic effects on marine mammals—southeastern Beaufort Sea, 2001-2002. Offshore oil and gas environmental effects monitoring/Approaches and technologies. Battelle Press, Columbus, OH, 511–542.
- Miner, K. R., D’Andrilli, J., Mackelprang, R., Edwards, A., Malaska, M. J., Waldrop, M. P., and Miller, C. E.. 2021. [Emergent biogeochemical risks from Arctic permafrost degradation](#). *Nat. Clim. Change* 11, 809–819. doi: 10.1038/s41558-021-01162-y.
- Moore, S. E., Reeves, R. R., Southall, B. L., Ragen, T. J., Suydam, R. S., and Clark, C. W. 2012. [A new framework for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammals in a rapidly changing Arctic](#). *BioScience* 62, 289–295. doi: 10.1525/bio.2012.62.3.10.
- Mosnier, A., Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Lesage, V., Measures, L. N., et Hammill, M. O. 2015. Insights into processes of population decline using an integrated population model: the case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). *Ecol. Model.* 314, 15–31.
- MPO. 2005. [Évaluation du potentiel de rétablissement des populations de bélugas de la baie Cumberland, de la baie d’Ungava, de l’est de la baie d’Hudson et du Saint-Laurent \(*Delphinapterus leucas*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/036.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l’approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
-

-
- MPO. 2007. [Développement d'une zone fermée de la division 0A de l'OPANO afin de protéger les aires de répartition du narval en hiver, notamment les coraux des grands fonds](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2007/002.
- MPO. 2014a. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016)
- MPO. 2014b. [Examen scientifique de l'addenda de l'énoncé des incidences environnementales finales portant sur la phase de revenu initial du projet de Baffinland à Mary River](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013/024.
- MPO. 2014c. [Fishery management plan: Greenland halibut \(*Reinhardtius hippoglossoides*\) — Northwest Atlantic Fisheries Organization subarea 0](#) — Effective 2014.
- MPO. 2016. [Mise à jour de la proportion des prises de bélugas de l'est de la baie d'Hudson et implications pour la répartition de la chasse au Nunavik](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/043.
- MPO. 2018. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est et l'ouest de la baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/008. (Erratum : Septembre 2020)
- MPO. 2019. [Examen scientifique de l'addendum à l'énoncé des incidences environnementales final portant sur la phase 2 du projet de Baffinland à Mary River](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/015.
- MPO. 2020. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est de la baie d'Hudson en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/031.
- MPO. 2022. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est de la baie d'Hudson et dans la baie James](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/024.
- Muir, D. C. G., Ford, C. A., Stewart, R. E. A., Smith, T. G., Addison, R. F., Zinck, M. E., et Béland, P. 1990. Organochlorine contaminants in belugas, *Delphinapterus leucas*, from Canadian waters. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 224, 165–190.
- Nacke, M. 2017. Shipping through sea ice: impacts on marine habitats and best practices. WWF-Canada.
- Nahrgang, J., Camus, L., Gonzalez, P., Jönsson, M., Christiansen, J. S., and Hop, H. 2010. [Biomarker responses in polar cod \(*Boreogadus saida*\) exposed to dietary crude oil](#). Aquat. Toxicol. 96, 77–83. doi: 10.1016/j.aquatox.2009.09.018.
- NAMMCO. 2018. Global Review of Monodontids. North Atlantic Marine Mammal Commission Report, Hillerød, Denmark, 277.
- National Marine Mammals Service. 2016. Guidelines for Assessing Marine Mammal Stocks. Reports Pursuant to Section 117 of the Marine Mammal Protection Act, 23.
- NILCA. 2007. Nunavik Inuit Land Claim Agreement Act.
- NMRWB. 2019. Nunavik Marine Region Wildlife Board comments on draft status report, prepared by Kaitlin Breton-Honeyman, Director of Wildlife Management, NMRWB.
- NMRWB, et DFO. 2021. Beluga Management System - Regional Rules in the Nunavik Marine Region.

-
- NMRWB, et EMRWB. 2020. Reasons for Final Decisions in relation to the Resolutions for the establishment of a Total Allowable Take for Beluga in the Eastern Hudson Bay Arc Region and Associated Non-Quota Limitations for Beluga in the Nunavik Marine Region (2020-2026).
- Noel, A., Iacozza, J., Devred, E., Marcoux, M., Hornby, C., and Loseto, L. L. 2022. [Environmental drivers of beluga whale distribution in a changing climate: a case study of summering aggregations in the Mackenzie Estuary and Tarium Niryutait Marine Protected Area](#). *Arct. Sci.* 8, 1305-1319. doi: 10.1139/as-2022-0003.
- Noël, M., Loseto, L. L., and Stern, G. 2018. [Legacy contaminants in the Eastern Beaufort Sea beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\): Are temporal trends reflecting regulations?](#) *Arct. Sci.* 4, 373–387. doi: 10.1139/as-2017-0049.
- Norton, P., et Harwood, L. A. 2001. Report of the second workshop on Beaufort Sea beluga, April 22-24, 1996, Inuvik, NT., Canada. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2578, vi + 28.
- Norton, P., Birchard, E. C., et Harwood, L. A. 1986. Distribution, abundance and behaviour of white whales in the Mackenzie Estuary. *Environmental Studies Revolving Funds Report* 036, 73.
- Nozères, C. A. 2006. Régime alimentaire du béluga, *Delphinapterus leucas*, tel que révélé par l'analyse des acides gras du lard. M. Sc. Thesis, Université Laval, 207.
- O’Corry-Crowe, G. M., Suydam, R. S., Rosenberg, A., Frost, K. J., and Dizon, A. E. 1997. [Phylogeography, population structure and dispersal patterns of the beluga whale *Delphinapterus leucas* in the western Nearctic revealed by mitochondrial DNA](#). *Mol. Ecol.* 6, 955–970. doi: 10.1046/j.1365-294X.1997.00267.x.
- O’Corry-Crowe, G. M., Suydam, R. S., Quakenbush, L. T., Potgieter, B., Harwood, L. A., Litovka, D., Ferrer, T., Citta, J., Burkanov, V., Frost, K., and Mahoney, B. 2018. [Migratory culture, population structure and stock identity in North Pacific beluga whales \(*Delphinapterus leucas*\)](#). *PLoS ONE* 13, 1–32. doi: 10.1371/journal.pone.0194201.
- O’Corry-Crowe, G., Suydam, R. S., Quakenbush, L. T., Smith, T. G., Lydersen, C., Kovacs, K. M., Orr, J., Harwood, L., Litovka, D., and Ferrer, T. 2020. [Group structure and kinship in beluga whale societies](#). *Sci. Rep.* 10, 11462. doi: 10.1038/s41598-020-67314-w.
- Oceanic Iron Ore Corp. 2012. Technical report on the mineral resource estimate update Hopes Advance Bay iron deposits Unfava Bay Region, Québec Canada, 280.
- Owczarek, P., Opała-Owczarek, M., Boudreau, S., Lajeunesse, P., and Stachnik, Ł. 2020. [Re-activation of landslide in sub-Arctic areas due to extreme rainfall and discharge events \(the mouth of the Great Whale River, Nunavik, Canada\)](#). *Sci. Total Environ.* 744, 140991. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140991.
- Palsbøll, P. J., Heide-Jørgensen, M. P., and Bérubé, M. 2002. [Analysis of mitochondrial control region nucleotide sequences from Baffin Bay beluga, \(*Delphinapterus leucas*\): detecting pods or sub-populations?](#) *NAMMCO Sci. Publ.* 4, 39. doi: 10.7557/3.2836.
- Parent, G.J, Mosnier, A., Montana, L., Cortial, G., St-Pierre, A.P., Bordeleau, X., Lesage, V., Watt, C., Postma, L., et Hammill, M.O. 2023. [Réexamen des populations de bélugas dans le complexe de la baie et du détroit d’Hudson et évaluation des répercussions sur les récoltes dans les unités de gestion du Nunavik et de Sanikiluaq](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2023/004. iv + 32 p.
- Pituvik Landholding Corporation. 2010. Project Background.
-

-
- Ponton, D., Gagné, J. A., and Fortier, L. 1993. [Production and dispersion of freshwater, anadromous, and marine fish larvae in and around a river plume in subarctic Hudson Bay, Canada](#). *Polar Biol.* 13, 321-331. doi: 10.1007/BF00238359.
- Postma, L. D., Petersen, S. D., Turgeon, J., Hammill, M. O., Lesage, V., et Doniol-Valcroze, T. 2012. [Beluga whales in James Bay: a separate entity from eastern Hudson Bay belugas?](#) *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/074, ii + 23.
- Quakenbush, L. T., Suydam, R. S., Bryan, A. L., Lowry, L. F., Frost, K. J., et Mahoney, B. A. 2015. Diet of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, in Alaska from stomach contents, March–November. *Mar. Fish. Rev.* 77, 70–84. doi: 10.7755/MFR.77.1.7.
- Ray, S., Dunn, B. ., Payne, J. ., Fancey, L., Helbig, R., and Béland, P. 1991. [Aromatic DNA-carcinogen adducts in beluga whales from the Canadian Arctic and Gulf of St Lawrence](#). *Mar. Pollut. Bull.* 22, 392–396. doi: 10.1016/0025-326X(91)90342-P.
- Reeves, R. R., et Mitchell, E. D. 1987a. History of White Whale (*Delphinapterus leucas*): Exploitation in Eastern Hudson Bay and James Bay. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 95, 45.
- Reeves, R. R., et Mitchell, E. D. 1987b. Catch history, former abundance, and distribution of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay. *Can. Field-Nat.* 114, 1–65.
- Reeves, R. R., et Mitchell, E. D. 1987c. Distribution and Migration, Exploitation, and Former Abundance of White Whales (*Delphinapterus leucas*) in Baffin Bay and Adjacent Waters. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 99, 34.
- Reeves, R. R., et Mitchell, E. D. 1988. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Eastern Hudson Bay population) in Canada. Ottawa, 60.
- Reeves, R. R., et Mitchell, E. D. 1989. Status of white whales, *Delphinapterus leucas*, in Ungava Bay and eastern Hudson Bay. *Can. Field-Nat.* 1032, 220–239.
- Reeves, R. R., Ewins, P. J., Agbayani, S., Heide-Jørgensen, M. P., Kovacs, K. M., Lydersen, C., Suydam, R., Elliot, W., Polet, G., van Dijk, Y., and Blijleven, R. 2014. [Distribution of endemic cetaceans in relation to hydrocarbon development and commercial shipping in a warming Arctic](#). *Mar. Policy* 44, 375–389. doi: 10.1016/j.marpol.2013.10.005.
- [Règlement sur les mammifères marins DORS/93-56](#). 2018. *Loi sur les Pêches*.
- Renaud, L.-A., Bordeleau, X., Kellar, N. M., Michaud, R., Morin, Y., Lair, S., Therien, A., and Lesage, V. 2023. [Estimating pregnancy rate from blubber progesterone levels of a blindly biopsied beluga population poses methodological, analytical and statistical challenges](#). *Conserv. Physiol.* Vol. 11, 1, coad075.
- Richard, P.R. 2010. [Stock definition of belugas and narwhals in Nunavut](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/022. iv + 14.
- Richard, P. R., Martin, A. R., and Orr, J. R. 2001. [Summer and Autumn Movements of Belugas of the Eastern Beaufort Sea Stock](#). *Arctic* 54, 223-236. doi: 10.14430/arctic783.
- Rigét, F., Bignert, A., Braune, B., Dam, M., Dietz, R., Evans, M., et al. 2019. [Temporal trends of persistent organic pollutants in Arctic marine and freshwater biota](#). *Sci. Total Environ.* 649, 99–110. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.268.
- Rioux, È., Lesage, V., Postma, L. D., Pelletier, É., Turgeon, J., Stewart, R. E. A., Stern, G., and Hammill, M.O. 2012. [Use of stable isotopes and trace elements to determine harvest composition and wintering assemblages of belugas at a contemporary ecological scale](#). *Endanger. Species Res.* 18, 179–191. doi: 10.3354/esr00445.
-

-
- Royce, W. F. 1972. Introduction to fisheries sciences. Academic Press. 351 p.
- Saucier, F. J., Senneville, S., Prinsenberg, S., Roy, F., Smith, G., Gachon, P., Caya, D., and Laprise, R. 2004. [Modelling the sea ice-ocean seasonal cycle in Hudson Bay, Foxe Basin and Hudson Strait, Canada](#). *Clim. Dyn.* 23, 303–326. doi: 10.1007/s00382-004-0445-6.
- Sauvé, C., St-Pierre, A.P., Hammill, M.O., et Gosselin, J.-F. 2023. [Estimation de l'abondance des bélugas \(*Delphinapterus leucas*\) dans la région de la baie d'Ungava à l'été 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/055. iv + 29 p
- Scharffenberg, K. C., Whalen, D., MacPhee, S. A., Marcoux, M., Iacozza, J., Davoren, G., and Loseto, L. L. 2020. [Oceanographic, ecological, and socio-economic impacts of an unusual summer storm in the Mackenzie Estuary](#). *Arct. Sci.* 6, 62–76. doi: 10.1139/as-2018-0029.
- Schembri, S. 2022. Biodiversité, distribution et biomasse du zooplancton et de l'ichtyoplancton dans le système de la baie d'Hudson, Ph. D. Thesis, Université Laval, xvii + 201.
- Sergeant, D. E. 1973. [Biology of White Whales \(*Delphinapterus leucas*\) in Western Hudson Bay](#). *J. Fish. Res. Board Can.* 30, 1065–1090. doi: 10.1139/f73-178.
- Sergeant, D. E., and Brodie, P. F. 1975. [Identity, Abundance, and Present Status of Populations of White Whales, *Delphinapterus leucas*, in North America](#). *J. Fish. Res. Board Can.* 32, 1047–1054. doi: 10.1139/f75-123.
- Simard, Y., Loseto, L. L., Gautier, S., and Roy, N. 2014. Monitoring beluga habitat use and underwater noise levels in the Mackenzie Estuary: application of passive acoustics in summers 2011 and 2012. *Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3068, vi + 49.
- Slagstad, D., Wassmann, P. F. J., and Ellingsen, I. 2015. [Physical constrains and productivity in the future Arctic Ocean](#). *Front. Mar. Sci.* 2. doi: 10.3389/fmars.2015.00085.
- Smith, A. J., Higdon, J. W., Richard, P. R., Orr, J. R., Bernhardt, W., et Ferguson, S. H. 2017. Beluga whale summer habitat associations in the Nelson River estuary, western Hudson Bay, Canada. *PLoS ONE* 12, 1–19.
- Smith, S. L., O'Neill, H. B., Isaksen, K., Noetzli, J., et Romanovsky, V. E. 2022. The changing thermal state of permafrost. *Nat. Rev. Earth Environ.* 3, 10–23. doi: 10.1038/s43017-021-00240-1.
- Smith, T. G. 1998. Seasonal movements and migrations of belugas, *Delphinapterus leucas*, along the Nunavik coastlines: Evidence from harvest statistics, game reports, local knowledge and scientific studies. Unpublished report prepared for the Department of Fisheries and Oceans Canada.
- Smith, T. G., et Hammill, M. O. 1986. Population estimates of white whales in James Bay, eastern Hudson Bay and Ungava Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 1982–1987.
- Smith, T. G., et Martin, A. R. 1994. Distribution and Movements of Belugas, *Delphinapterus leucas*, in the Canadian High Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1653–1663.
- Smith, T. G., Hammill, M. O., Burrage, D. J., et Sleno, G. A. 1985. Distribution and abundance of belugas, *Delphinapterus leucas*, and narwhals, *Monodon monoceros*, in the Canadian High Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 676–684.
- Smith, T. G., Hammill, M. O., et Martin, A. R. 1994. Herd composition and behaviour of white whales (*Delphinapterus leucas*) in two Canadian arctic estuaries. *Medd. Grønln., Biosci.* 39, 175–184.
-

-
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R. J., Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, J. W., Thomas, J. A., et Tyack, P. L. 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals* 33, 411–509.
- St-Pierre, A. P., Gosselin, J.-F., Mosnier, A., et Hammill, M. O. 2024. Abundance estimates for beluga (*Delphinapterus leucas*) in James Bay and the Belcher Islands-eastern Hudson Bay area in summer 2021. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/040. iv + 38 p.
- St. Aubin, D. J., Smith, T. G., et Geraci, J. R. 1990. Seasonal epidermal molt in beluga whales, *Delphinapterus leucas*. *Can. J. Zool.* 68, 359–367.
- Stenson, G. B., Hammill, M. O., Ferguson, S. H., Stewart, R. E. A., and Doniol-Valcroze, T. 2012. [Applying the Precautionary Approach to Marine Mammal Harvests in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/107, ii + 15.
- Stern, G., Macdonald, C. R., Armstrong, D., Dunn, B., Fuchs, C., Harwood, L., Muir, D. C. G., and Rosenberg, B. 2005. [Spatial trends and factors affecting variation of organochlorine contaminants levels in Canadian Arctic beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). *Sci. Total Environ.* 351–352, 344–368. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.10.033.
- Stewart, D. B., et Lockhart, W. L. 2004. Summary of the Hudson Bay Marine Ecosystem Overview. Prepared by Arctic Biological Consultants, Winnipeg, for Canada Department of Fisheries and Oceans, Winnipeg, MB. Draft vi + 66.
- Stewart, R. E. A. 2008. Redefining walrus stocks in Canada. *Arctic* 61, 292–308.
- Storey, K., et Eibner, M. 2021. Reinvesting fishery profits for economic and social development: A case study of the northern coalition. Report prepared for the Harris Centre of Regional Policy and Development, Memorial University, St. John's, Newfoundland and Labrador, 76.
- Suydam, R. S. 2009. Age, growth, reproduction, and movements of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the eastern Chukchi Sea. Ph. D. Thesis, University of Washington, xi + 152.
- Tai, T. C., Steiner, N. S., Hoover, C., Cheung, W. W. L., and Sumaila, U. R. 2019. [Evaluating present and future potential of arctic fisheries in Canada](#). *Mar. Policy* 108, 103637. doi: 10.1016/j.marpol.2019.103637.
- Tao, R., and Myers, P. G. 2021. [Modelling the advection of pollutants in the Hudson Bay complex](#). *J. Mar. Syst.* 214, 13. doi: 10.1016/j.jmarsys.2020.103474.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J. and Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. US National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, Administrative Report LJ-07-01.
- Taylor, M. K., McLoughlin, P. D., and Messier, F. 2008. [Sex-selective harvesting of polar bears *Ursus maritimus*](#). *Wildl. Biol.* 14, 52–60. doi: 10.2981/0909-6396(2008)14[52:SHOPBU]2.0.CO;2.
- Tinker, M. T., Mosnier, A., St-Pierre, A. P., Lair, S., Michaud, R., and Lesage, V. 2024. An Integrated Population Model for St. Lawrence Estuary Belugas (*Delphinapterus leucas*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/047.
- Tsuji, L. J. S., Gomez, N., Mitrovica, J. X., and Kendall, R. 2009. [Post-Glacial Isostatic Adjustment and Global Warming in Subarctic Canada: Implications for Islands of the James Bay Region](#). *Arctic* 62, 458-467. doi: 10.14430/arctic176.
-

-
- Turgeon, J., Duchesne, P., Colbeck, G. J., Postma, L. D., and Hammill, M. O. 2012. [Spatiotemporal segregation among summer stocks of beluga \(*Delphinapterus leucas*\) despite nuclear gene flow: Implication for the endangered belugas in Eastern Hudson Bay \(Canada\)](#). *Conserv. Genet.* 13, 419–433. doi: 10.1007/s10592-011-0294-x.
- Tyrrell, M. 2007. [Sentient beings and wildlife resources: Inuit, beluga whales and management regimes in the Canadian arctic](#). *Hum. Ecol.* 35, 575–586. doi: 10.1007/s10745-006-9105-2.
- Tyrrell, M. 2008. [Nunavik Inuit Perspectives on Beluga Whale Management in the Canadian Arctic](#). *Hum. Organ.* 67, 322–334. doi: 10.17730/humo.67.3.47826252k0623352.
- UNEP. 2019. Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPs) - Texts and Annexes. Secretariat of the Stockholm Convention (SSC), 79.
- Vergara, V., Wood, J., Lesage, V., Ames, A., Mikus, M.-A., and Michaud, R. 2021. [Can you hear me? Impacts of underwater noise on communication space of adult, sub-adult and calf contact calls of endangered St. Lawrence belugas \(*Delphinapterus leucas*\)](#). *Polar Res.* 40. doi: 10.33265/polar.v40.5521.
- Vladykov, V. D. 1944. Etudes sur les mammifères aquatiques. III. Chasse, biologie et valeur économique du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve et du golfe du Saint-Laurent. Département des Pêcherie, Gouvernement du Québec 14, 1–194.
- Wade, P. R. 1998. [Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds](#). *Mar. Mamm. Sci.* 14, 1–37. doi: 10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x.
- Wade, P. R. 2018. “[Population Dynamics](#),” in *Encyclopedia of Marine Mammals* (Elsevier), 763–770. doi: 10.1016/B978-0-12-804327-1.00204-1.
- Wade, P. R., Reeves, R. R., and Mesnick, S. L. 2012. [Social and Behavioural Factors in Cetacean Responses to Overexploitation : Are Odontocetes Less “Resilient” Than Mysticetes?](#) *J. Mar. Biol.* 2012, 15. doi: 10.1155/2012/567276.
- Walvoord, M. A., and Kurylyk, B. L. 2016. [Hydrologic Impacts of Thawing Permafrost-A Review](#). *Vadose Zone J.* 15, vzt2016.01.0010. doi: 10.2136/vzt2016.01.0010.
- Waples, R. S., and Gaggiotti, O. 2006. [Invited review: What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity](#). *Mol. Ecol.* 15, 1419–1439. doi: 10.1111/j.1365-294X.2006.02890.x.
- Watt, C. A., Orr, J. R., and Ferguson, S. H. 2016. [A shift in foraging behaviour of beluga whales *Delphinapterus leucas* from the threatened Cumberland Sound population may reflect a changing Arctic food web](#). *Endanger. Species Res.* 31, 259–270. doi: 10.3354/esr00768.
- Watts, P. D., Draper, B. A., and Henrico, J. 1991. [Preferential use of warm water habitat by adult beluga whales](#). *J. Therm. Biol.* 16, 57–60. doi: 10.1016/0306-4565(91)90053-5.
- Weilgart, L. S. 2007. [The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management](#). *Can. J. Zool.* 85, 1091–1116. doi: 10.1139/Z07-101.
- Whalen, D., Loseto, L. L., Hornby, C. A., Harwood, L., and Hansen-Craik, K. 2020. [Mapping and Understanding the Role of Seabed Morphology in Relation to Beluga Whale \(*Delphinapterus leucas*\) Hotspots and Habitat Use in the Mackenzie Estuary, NT](#). *Estuaries Coasts* 43, 161–173. doi: 10.1007/s12237-019-00653-8.
- Williams, W. J., Carmack, E. C., Shimada, K., Melling, H., Aagaard, K., Macdonald, R. W., and Ingram, R. G. 2006. [Joint effects of wind and ice motion in forcing upwelling in Mackenzie Trough, Beaufort Sea](#). *Cont. Shelf Res.* 26, 2352–2366. doi: 10.1016/j.csr.2006.06.012.
-

Wilson, J. Y., Cooke, S. R., Moore, M. J., Martineau, D., Mikaelian, I., Metner, D. A., Lockhart, W. L., and Stegeman, J. 2005. [Systemic effects of arctic pollutants in beluga whales indicated by CYP1A1 expression](#). Environ. Health Perspect. 113, 1594–1599. doi: 10.1289/ehp.7664.

FIGURES

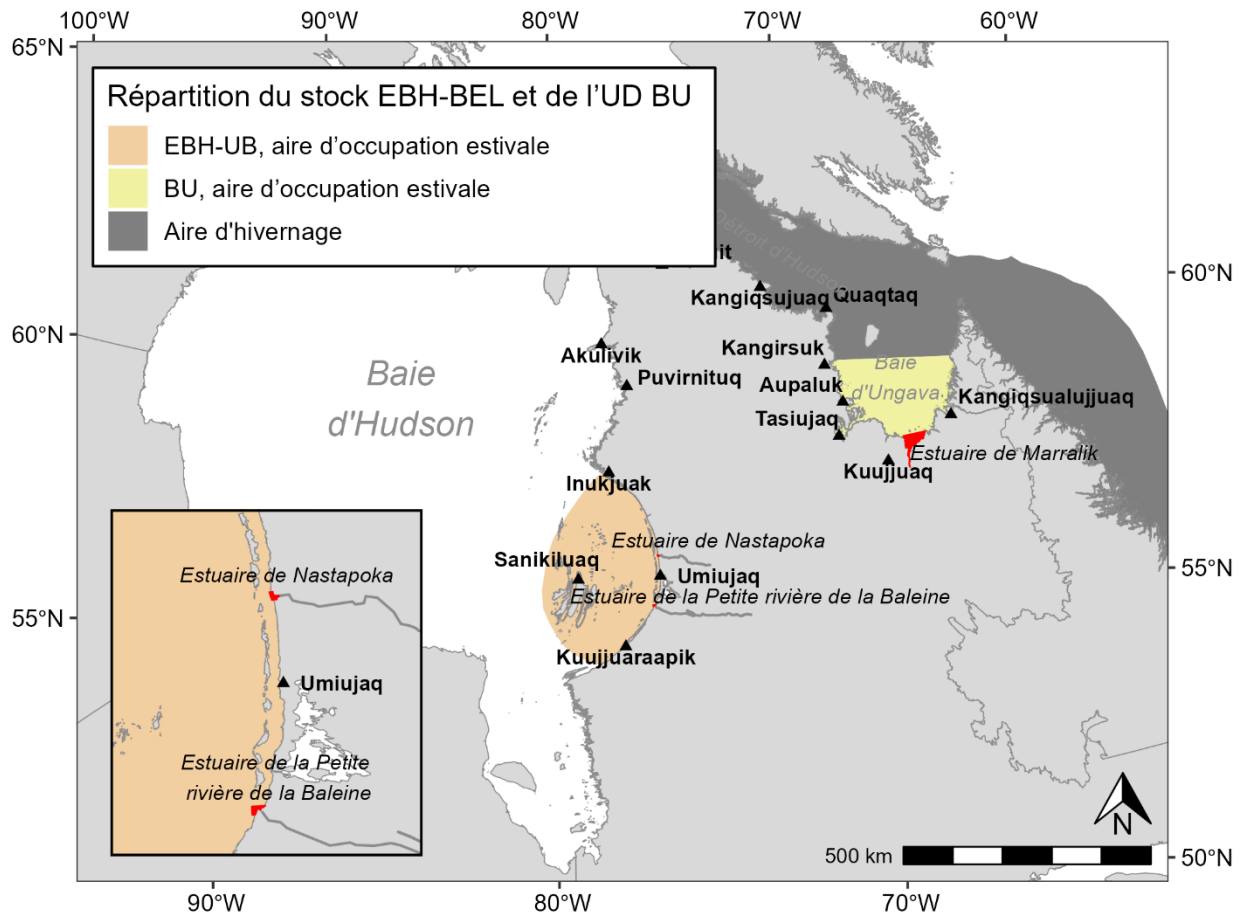


Figure 1. Délimitation géographique des aires d'estivage et d'hivernage pour le stock de béluga de l'est de la baie d'Hudson et des îles Belcher (EBH-BEL) et l'unité désignable de béluga de la baie d'Ungava (BU). Les polygones rouges représentent les zones qui sont fermées à la récolte toute l'année pour protéger le béluga de l'EBH-BEL (estuaires de la rivière Nastapoka et de la Petite rivière de la Baleine) et le béluga de la BU (au sud de la baie d'Ungava et dans l'estuaire de la rivière Marralik).

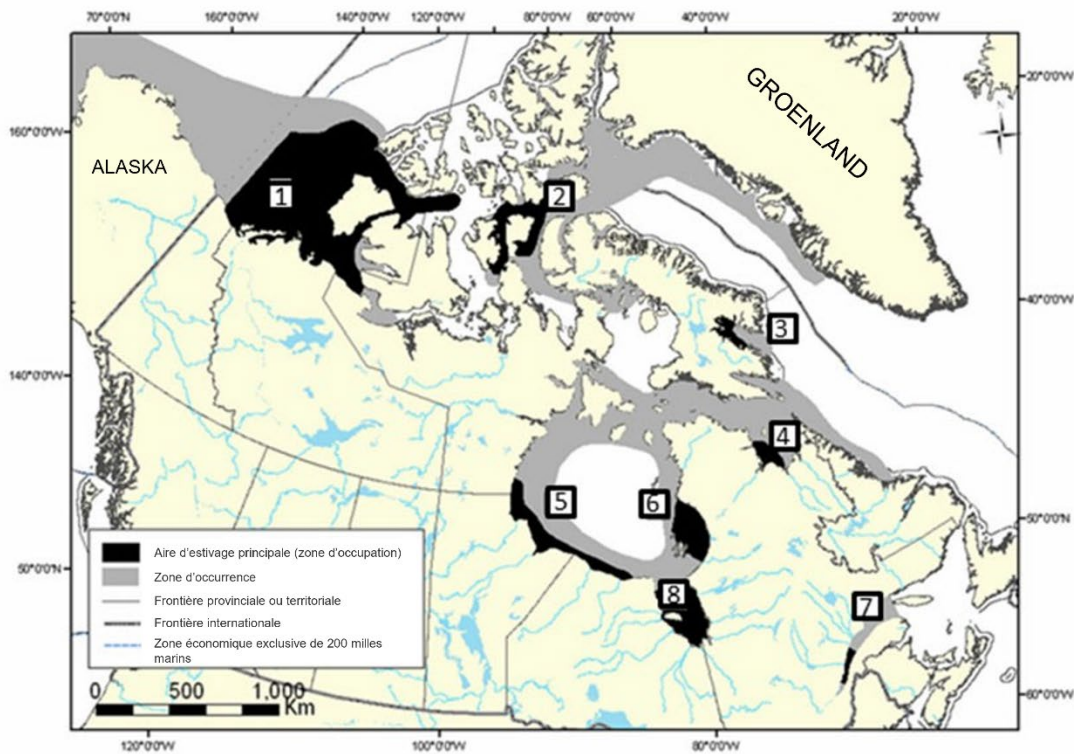


Figure 2. Répartition du béluga au Canada et UD reconnues : 1) l'est de la mer de Beaufort (EMB); 2) l'est de l'Extrême-Arctique et la baie de Baffin (EEA-BB); 3) la baie Cumberland (BC); 4) la baie d'Ungava (BU); 5) l'ouest de la baie d'Hudson (OBH); 6) l'est de la baie d'Hudson (EBH); 7) l'estuaire du Saint-Laurent (ESL); 8) la baie James (BJ). Source : Figure traduite de COSEPAC (2020a).

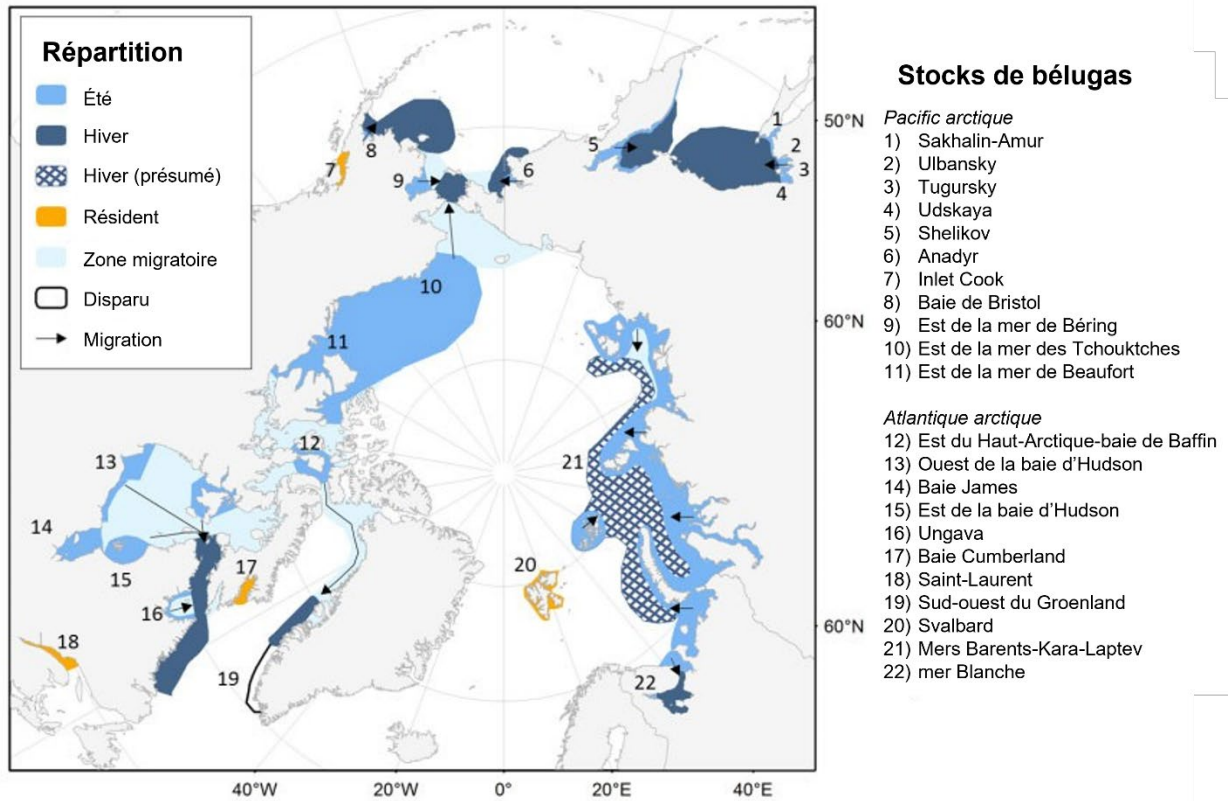


Figure 3. Carte de l'aire de répartition mondiale du béluga affichant la répartition des stocks actuellement reconnue et certaines indications de mouvement migratoire. Source : Figure traduite de NAMMCO (2018).

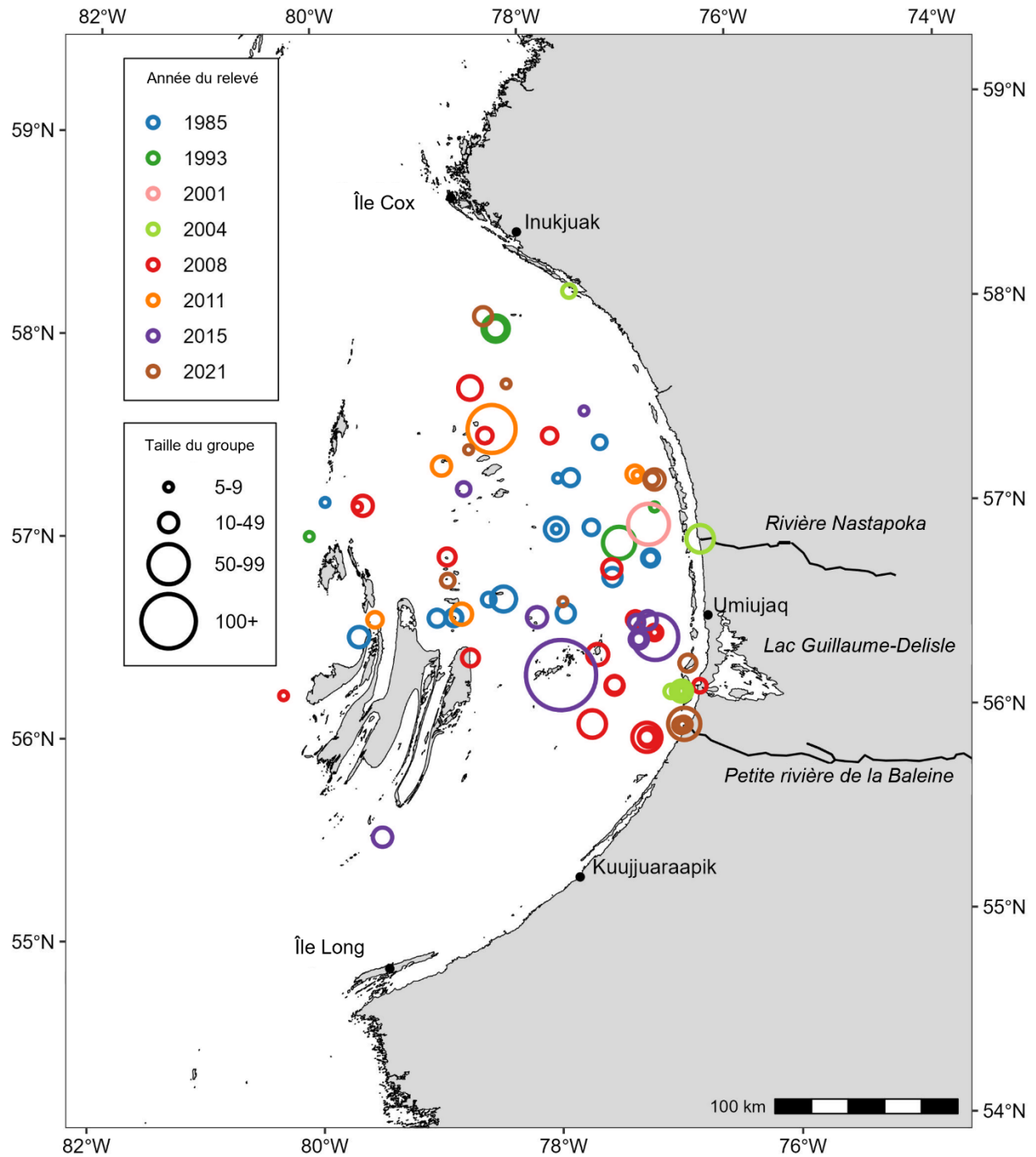


Figure 4. Répartition spatiale des regroupements de bélugas (c.-à-d. des groupes d'au moins cinq individus) détectés lors des relevés aériens effectués de la mi-juillet à septembre entre 1985 et 2021. Pour les relevés de 2011, 2015 et 2021, qui ont été effectués à l'aide d'un plan à deux plateformes, seules les observations des observateurs principaux sont représentées afin d'éviter les doublons.

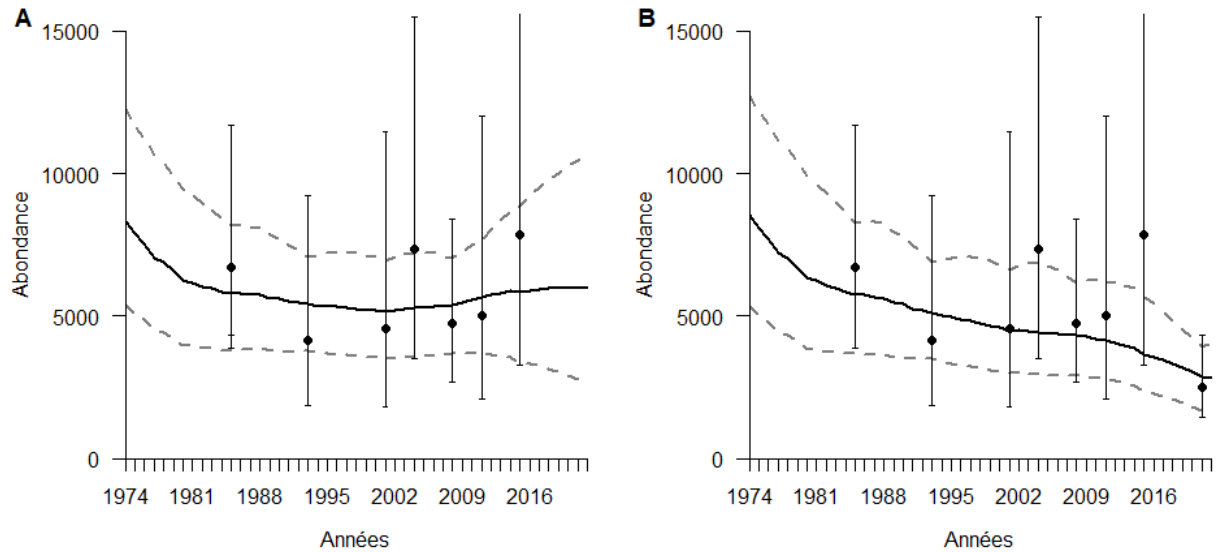


Figure 5. Trajectoire estimée du stock de bélugas de l'EBH-BEL obtenue en adaptant un modèle dépendant de la densité aux estimations de l'abondance provenant des relevés aériens, et en tenant compte des récoltes déclarées (1974-2022). Les estimations provenant des relevés (cercles noirs, \pm IC à 95 %), la médiane (ligne pleine noire) et l'IC à 95 % (lignes grises pointillées) sont affichées. Le modèle a été ajusté A) sans et B) avec l'estimation de l'abondance du relevé de 2021.

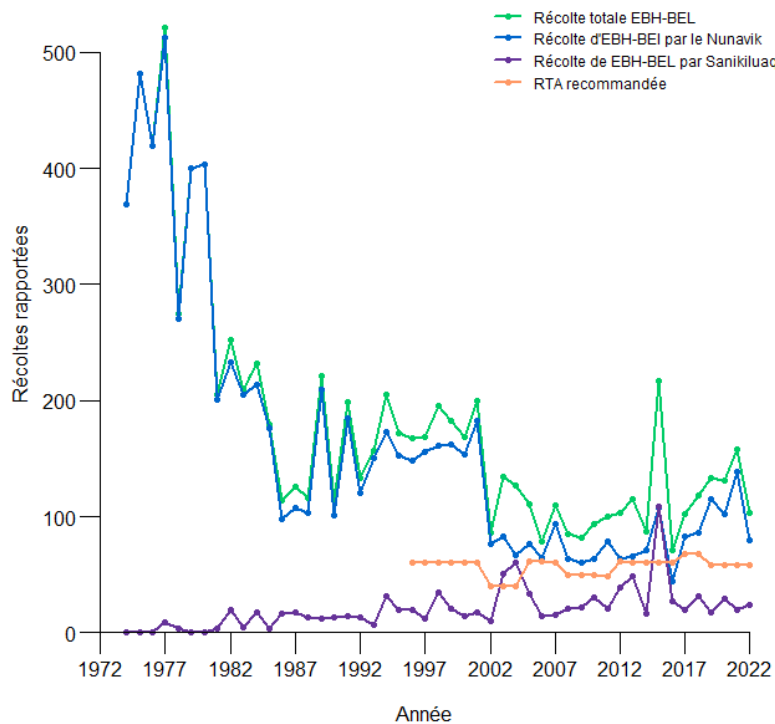


Figure 6. Statistiques sur les récoltes calculées à partir des récoltes totales déclarées de bélugas au Nunavik et des proportions révisées selon la saison et l'emplacement du débarquement total représentant les animaux de l'EBH-BEL fondées sur des données génétiques (Hammill et al. 2023; Parent et al. 2023). La récolte totale autorisée (RTA) pour le béluga de l'EBH-BEL est présentée à titre de référence.

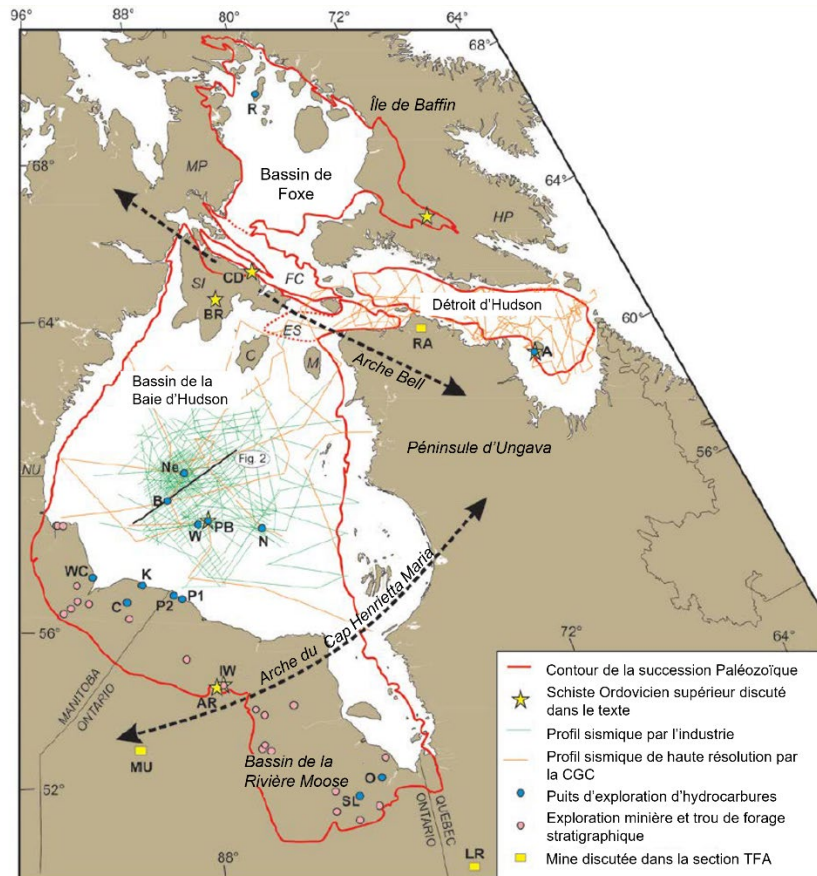


Figure 7. Répartition et étendue des activités de recherche sismique menées dans le cadre du Programme de géocartographie de l'énergie et des minéraux entre 2008 et 2018 dans le bassin de la baie d'Hudson et les bassins adjacents. Les lignes sismiques multicanaux de l'industrie et les lignes sismiques à haute résolution de la Commission géologique du Canada (CGC) sont présentées. Source : Figure traduite de Lavoie et al. 2019.

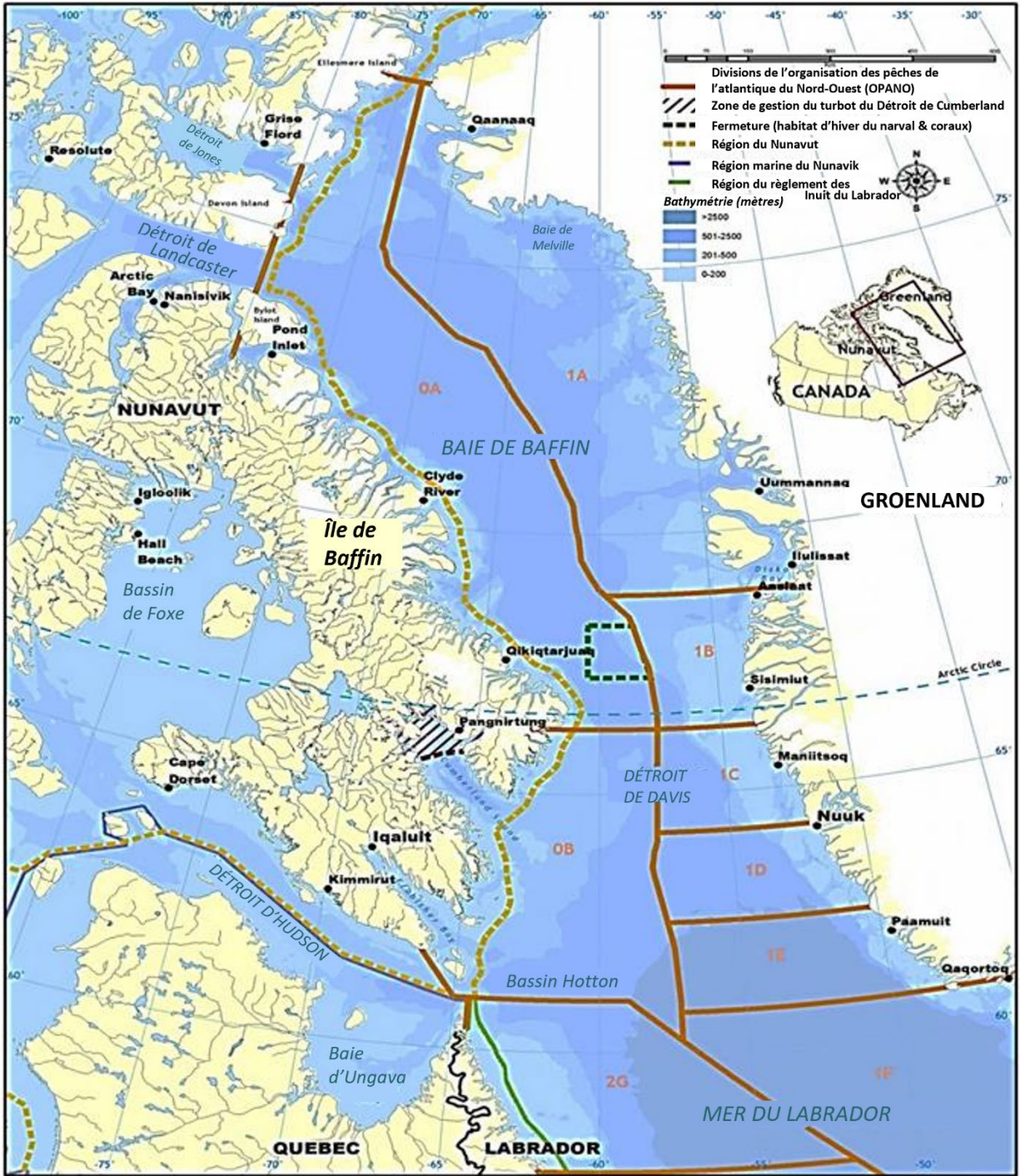


Figure 8. Sous-zones et divisions de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest pertinentes pour la pêche au flétan du Groenland. Source : Figure traduite de MPO (2014c).

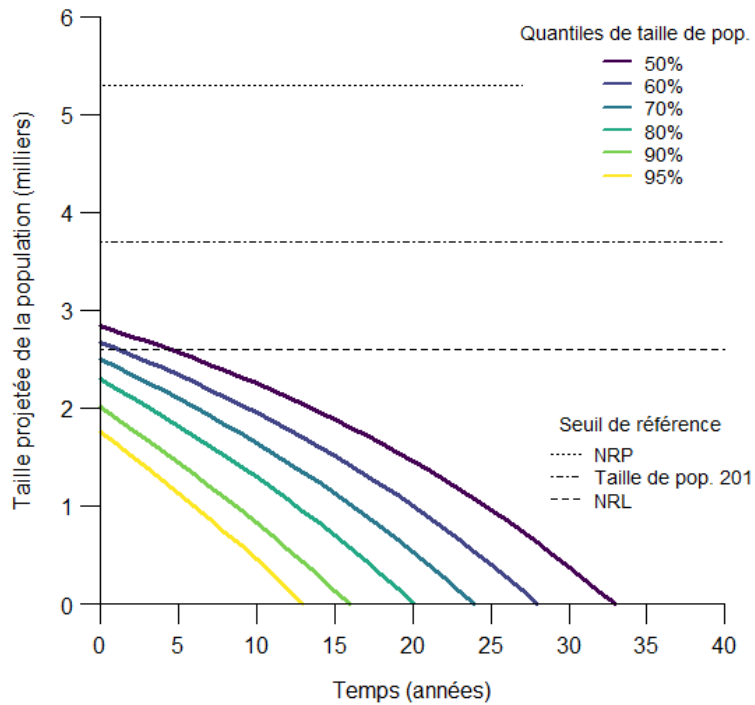


Figure 9. Abondance du stock mixte de l'EBH-BEL prévue au cours des prochaines décennies selon les niveaux de récolte actuels (110 bélugas).

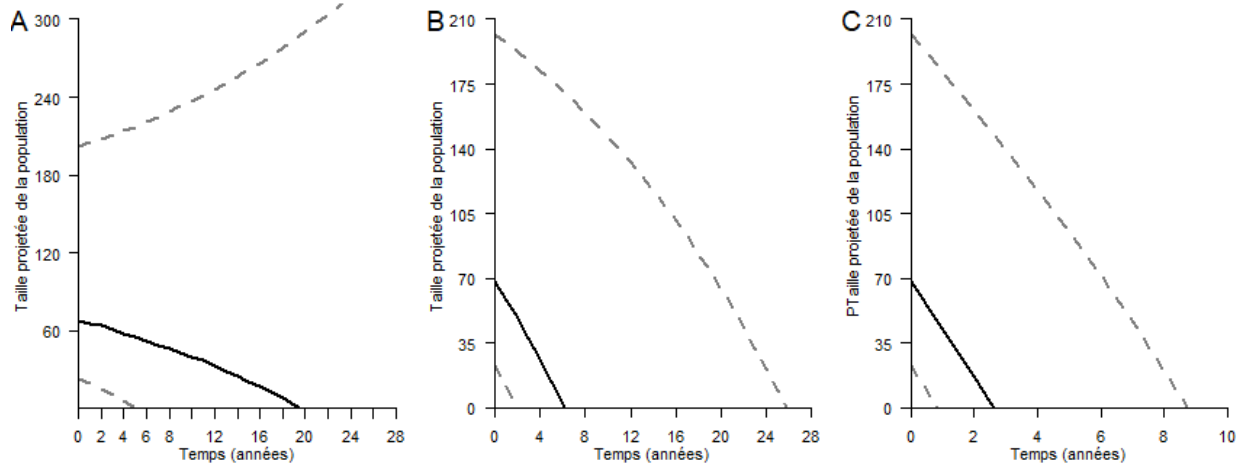


Figure 10. Taille de la population de béluga de la baie d'Ungava projetée au cours des prochaines décennies au moyen d'une courbe de croissance exponentielle de 4 % et de l'estimation découlant du relevé aérien de 2022 (ligne noire pleine), et limites supérieures et inférieures de l'intervalle de confiance à 95 % (courbes grises tiretées) comme tailles initiales de la population selon les niveaux de récolte actuels. Les niveaux de récolte actuels ont été estimés en fonction des récoltes de 2022 effectuées dans la baie d'Ungava entre A) août et septembre (récolte = 4), B) la mi-juillet et septembre (récolte = 10) et C) juillet et septembre (récolte = 22) en 2022.

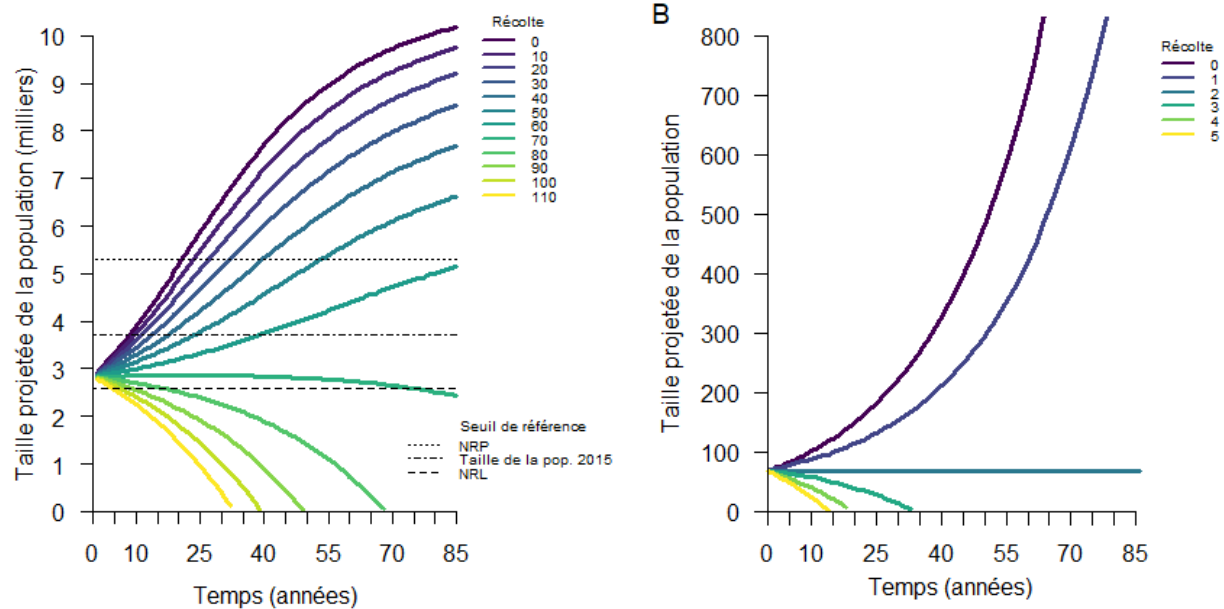


Figure 11. Abondance médiane prévue au cours des trois prochaines générations, en fonction des différents niveaux de récolte, des stocks de béluga A) de l'EBH-BEL et B) de la BU. L'année initiale est 2022. Les projections sont fondées sur un modèle de population pour le béluga de l'EBH-BEL et utilisent une courbe de croissance exponentielle de 4 % dans le cas du béluga de la BU. Les courbes colorées font référence à différents niveaux de récolte annuels. Le niveau de référence de précaution (NRP, ligne tiretée) et le niveau de référence limite (NRL, ligne pointillée) sont indiqués, ainsi que l'estimation de l'abondance en 2015 (ligne pointillée et tiretée) comme objectifs de rétablissement suggérés.

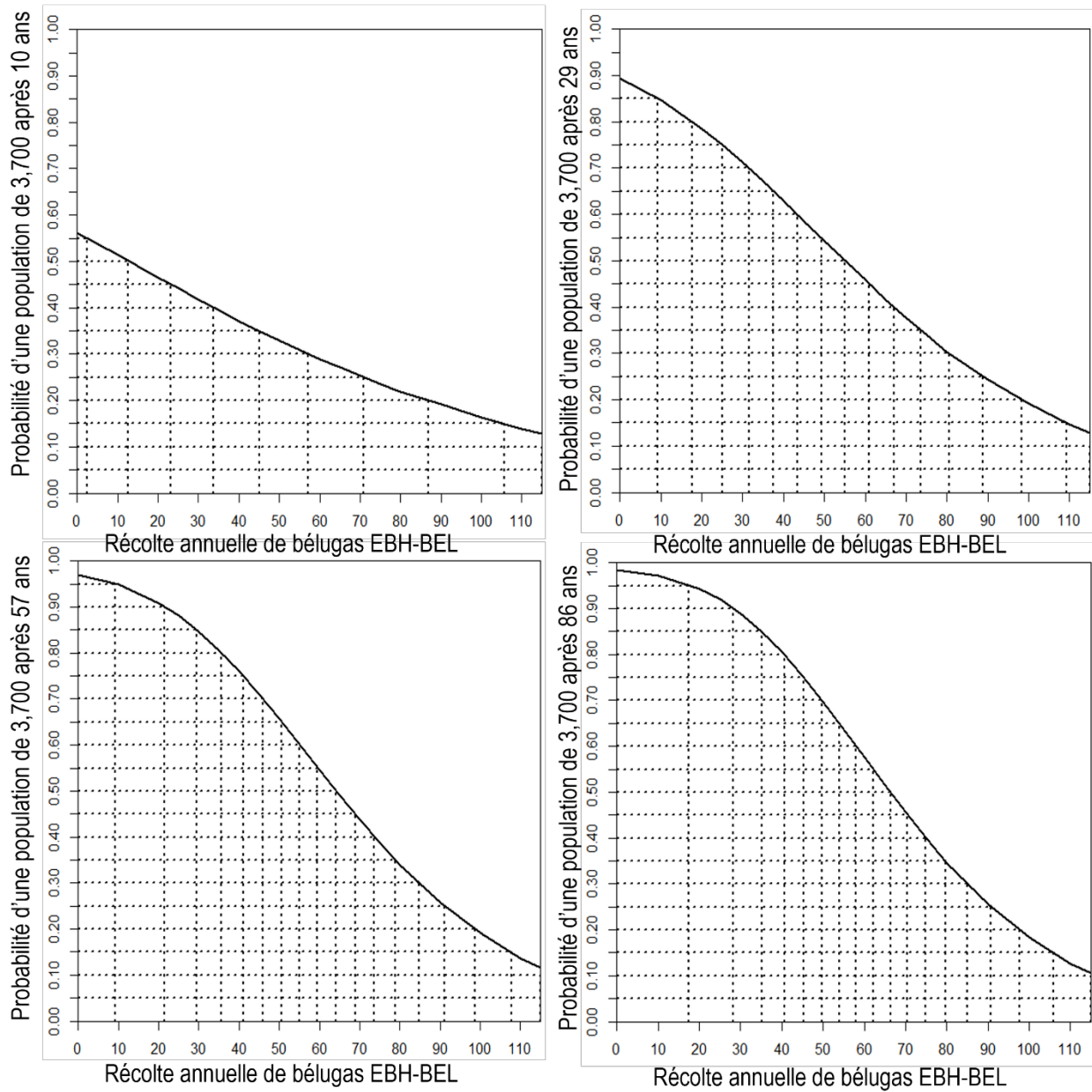


Figure 12. Probabilité que le stock de béluga de l'EBH-BEL soit supérieur à l'estimation de l'abondance de 2015 en 10 ans, ou une, deux ou trois générations.

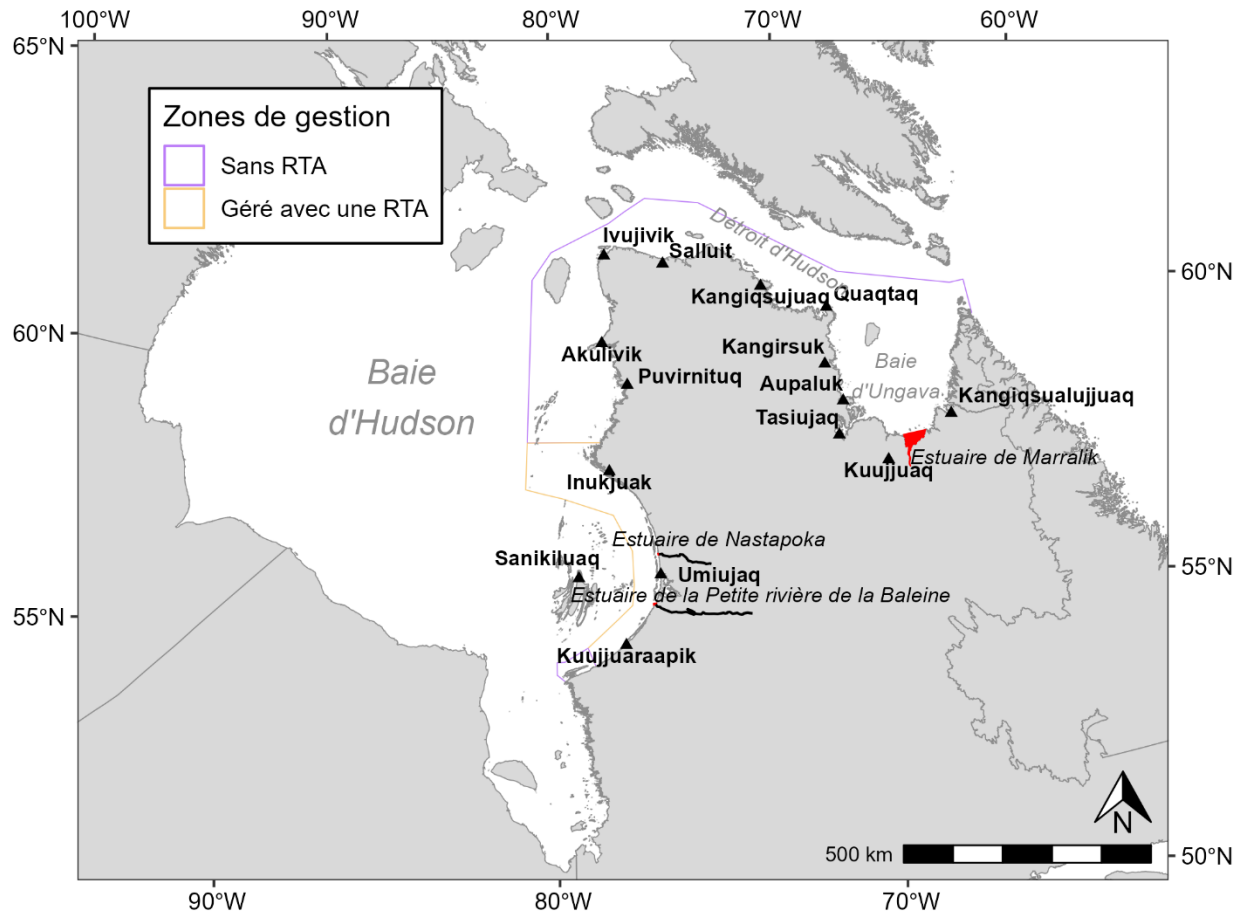


Figure 13. Les zones de gestion du béluga du Nunavik, caractérisées par une récolte totale autorisée (RTA) et des limites hors quota (contour jaune), des limites hors quota seulement (contour violet) et des estuaires fermés à la chasse (zones rouges).

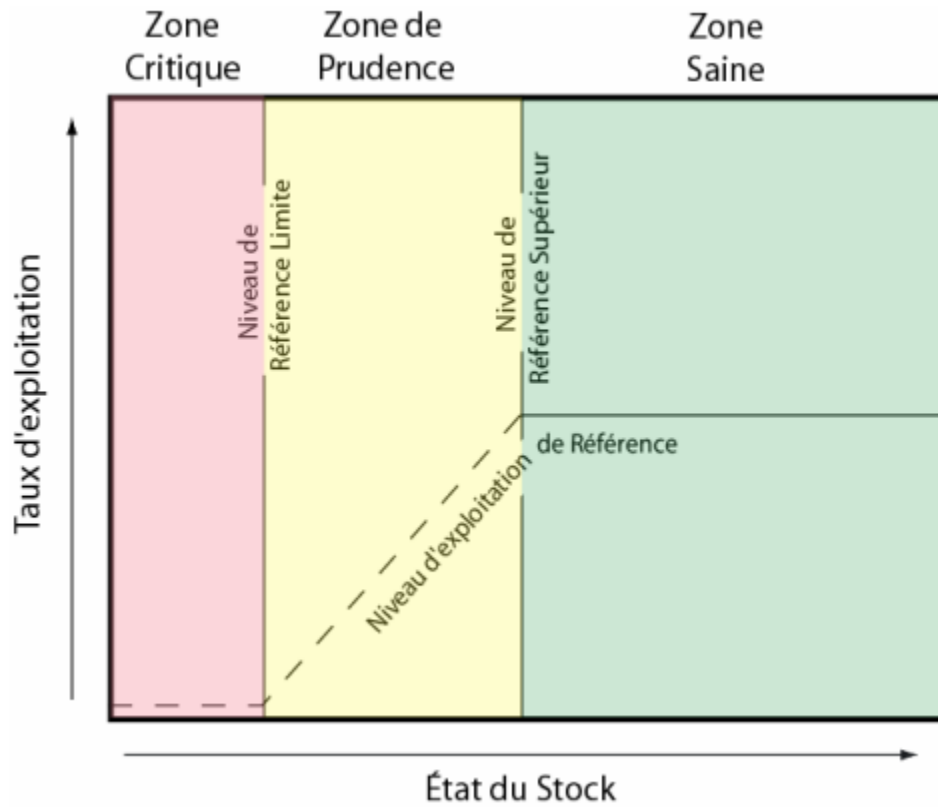


Figure 14. Proposition de cadre fondé sur l'approche de précaution de Pêches et Océans Canada (MPO).
 1) Le niveau de référence limite (NRL); 2) le niveau de référence de précaution (NRP); 3) un taux de prélèvement déterminé pour maintenir la ressource dans la zone saine (MPO 2006).

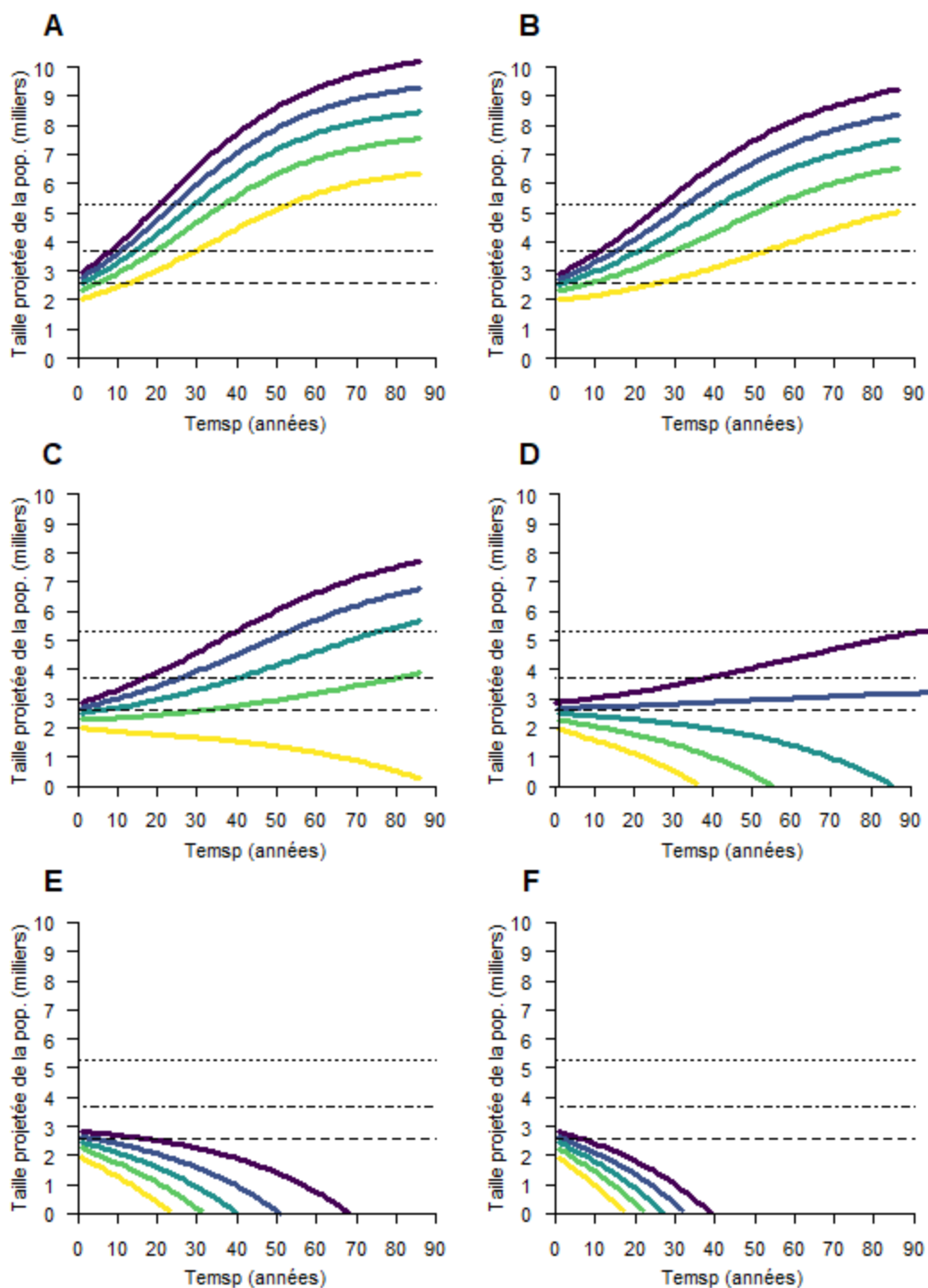


Figure 15. Projections du modèle de population pour l'abondance du béluga de l'EBH-BEL au cours des trois prochaines générations (86 ans). L'année initiale est 2022, et les panneaux A, B, C, D, E et F présentent des projections de récoltes annuelles de 0, 20, 40, 60, 80 et 100 bélugas, respectivement. Les lignes de couleur violet foncé, violet, bleu, vert et jaune représentent plus de 50 %, 60 %, 70 %, 80 % et 90 % des centiles de population, respectivement. Le niveau de référence de précaution (NRP, ligne tiretée) et le niveau de référence limite (NRL, ligne pointillée) sont indiqués, ainsi que l'estimation de l'abondance en 2015 (ligne pointillée et tiretée) comme objectifs de rétablissement suggérés.

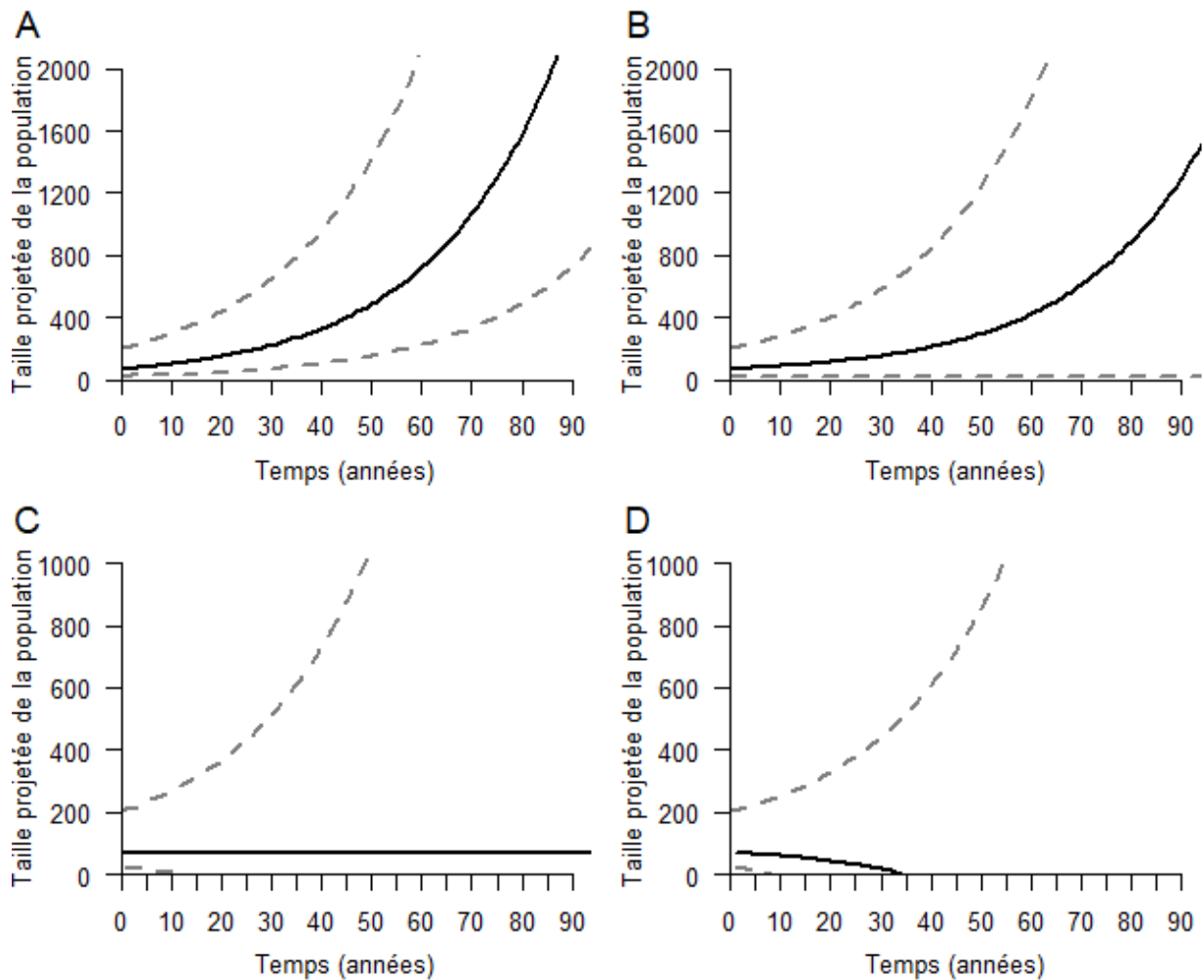


Figure 16. La taille de la population de béluga de la BU projetée pour les trois prochaines générations en utilisant une courbe de croissance exponentielle de 4 % et l'estimation provenant du relevé aérien de 2022 (ligne noire pleine) et les limites supérieures et inférieures de l'intervalle de confiance à 95 % (courbes grises tiretées). La taille initiale de la population repose sur des récoltes annuelles de 0, 1, 2 et 3 bélugas, pour les panneaux A, B, C et D, respectivement. Noter les différences d'échelle de l'axe Y entre les panneaux A-B et C-D.

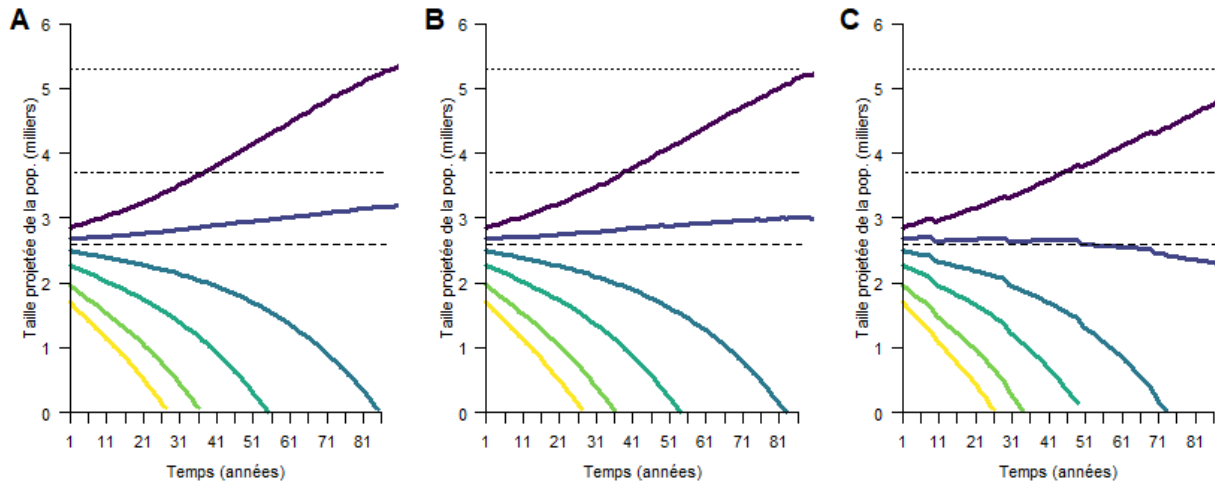


Figure 17. Exploration des effets des épisodes de mortalité inhabituelle (EMI) sur la démographie du stock mixte de l'EBH-BEL. La récolte de référence est fixée à 60 bélugas par année, et un EMI a lieu tous les 20 ans dans la simulation. A) Pas d'EMI; B) un EMI causant la mortalité de 10 bélugas tous les 20 ans; C) un EMI causant la mortalité de 50 bélugas tous les 20 ans. Les lignes de couleur violet foncé, violet, bleu, turquoise, vert et jaune représentent plus de 50 %, 60 %, 70 %, 80 %, 90 % et 95 % des centiles de population, respectivement. Le niveau de référence de précaution (NRP, ligne tiretée) et le niveau de référence limite (NRL, ligne pointillée) sont indiqués, ainsi que l'estimation de l'abondance de 2015 (ligne pointillée et tiretée) comme objectifs de rétablissement suggérés.

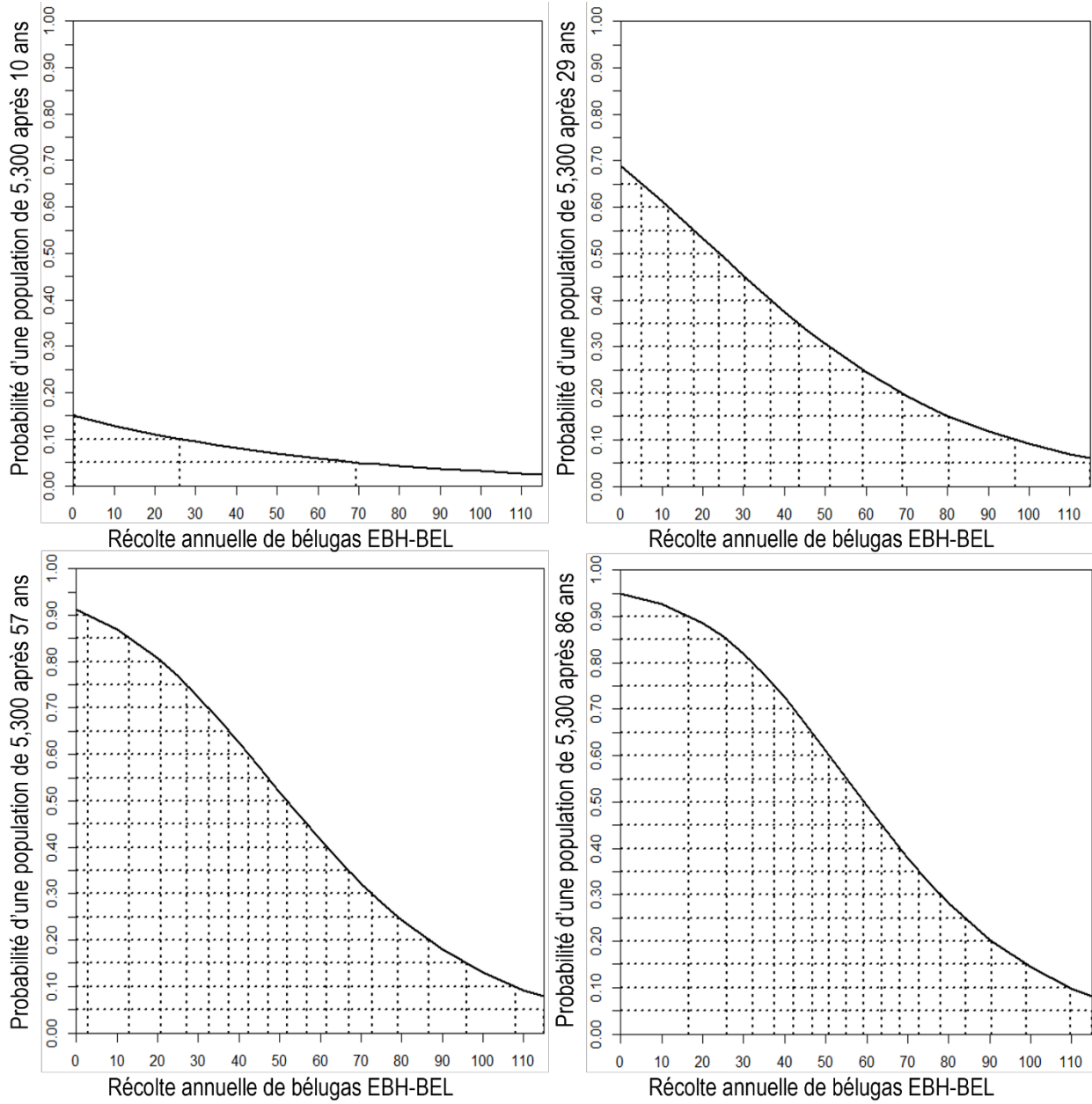


Figure 18. Probabilité que le stock mixte de l'EBH-BEL soit supérieur au NRP (5 300 bélugas) après 10 ans, ou une, deux ou trois générations.

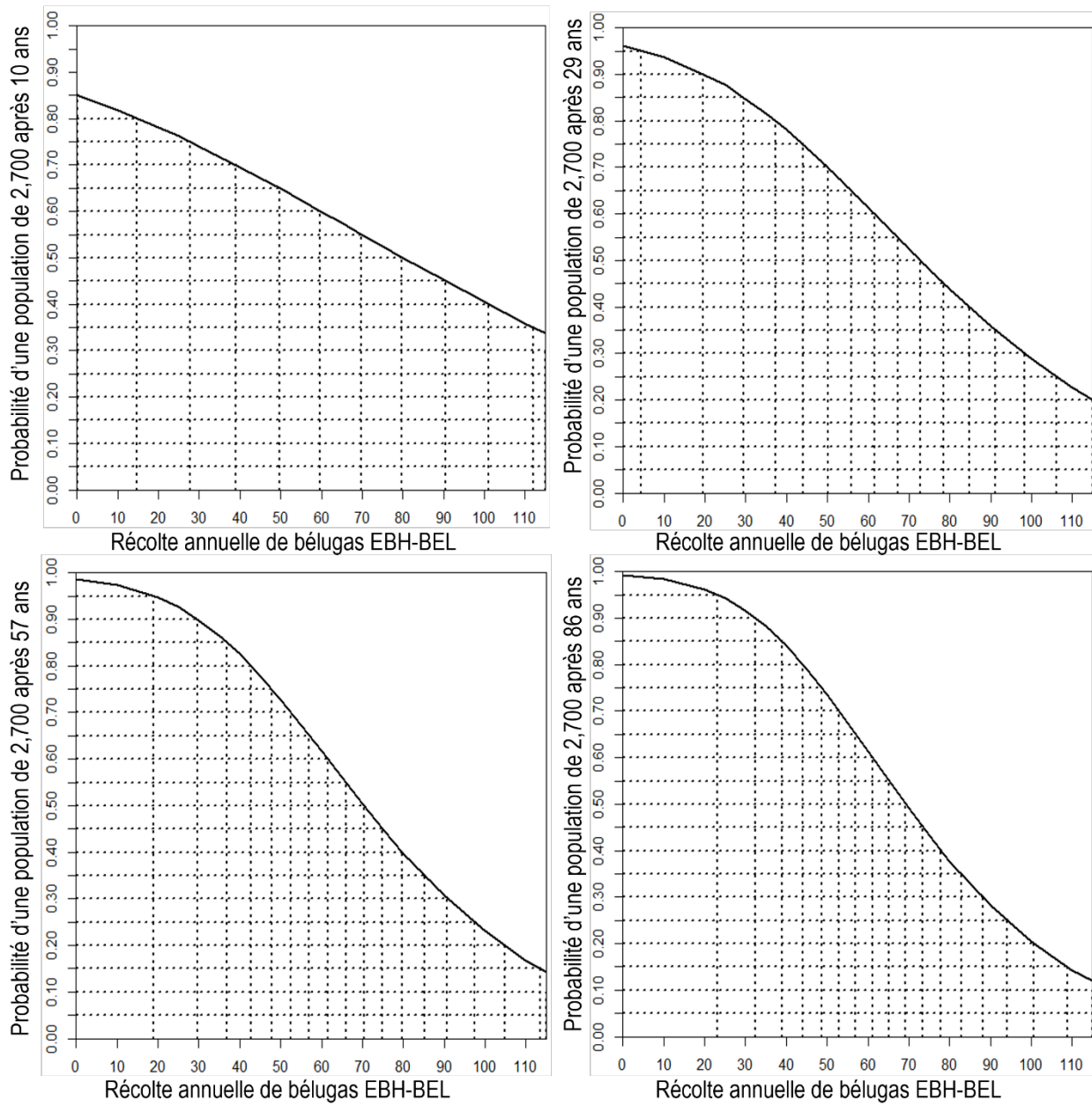


Figure 19. Probabilité que le stock mixte de l'EBH-BEL soit supérieur au NRL (2 700 bélugas) après 10 ans, ou une, deux ou trois générations.

TABLEAUX

Tableau 1. Paramètres du cycle biologique du béluga de l'EBH-BEL et de la BU. Les paramètres provenant d'études où l'âge a été estimé en supposant le dépôt de deux groupes de couches de croissance par année ont été ajustés pour tenir compte du fait que le béluga ne dépose qu'un seul groupe de couches de croissance par année. (F) : femelle, (M) : mâle.

Paramètres du cycle biologique	Valeur	Référence
Âge à la maturité sexuelle	(F) 8-14 ans (M) 8-22 ans	Doidge 1990b; Sergeant 1973; Ferguson <i>et al.</i> 2020
Âge à la maturité physique (seulement pour BEL-EHB)	(F) 15 ans (M) 10 ans	Dérivé des courbes de Gompertz dans Doidge 1990a
Âge de sénescence reproductive des femelles	35-50 ans (mais peut être > 70 ans)	Burns et Seaman 1986; Ellis <i>et al.</i> 2018; Ferguson <i>et al.</i> 2020
Longévité	45-89 ans	McAlpine <i>et al.</i> 1999; Hobbs <i>et al.</i> 2015; Lesage <i>et al.</i> 2014; Ferguson <i>et al.</i> 2020
Temps de gestation	12,8-15 mois	Doidge 1990b; Matthews et Ferguson 2015
Nombre de descendants par naissance	1	Doidge 1990b; Matthews et Ferguson 2015
Durée de lactation	2 ans	Doidge 1990b; Matthews et Ferguson 2015
Intervalle entre les naissances	3 ans	Doidge 1990b; Matthews et Ferguson 2015
Temps de generation	26,8 ans	Lowry <i>et al.</i> 2017
Mortalité naturelle des adultes		Hoening 1983, Burns et Seaman 1986; Doidge 1990b; Hobbs <i>et al.</i> 2015; Moshier <i>et al.</i> 2015; Hammill et Lesage 2019; Tinker <i>et al.</i> 2024
Jeunes adultes (9-44 ans)	1-6 %	
Vieux adultes (> 45 ans)	8-17 %	

Tableau 2. Évaluation de la menace pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU selon les lignes directrices du MPO (2014a). H : historique; A : actuelle; P : prévue

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau d'impact	Certitude causale (classement)	Risque de la menace à l'échelle de la population	Réalisation de la menace à l'échelle de la population	Fréquence de la menace à l'échelle de la population	Étendue de la menace à l'échelle de la population
Récolte de subsistance	Connu	Élevé (BEL-EBH), Extrême (BU)	Très élevé	Élevé	H, A, P	En continu	Vaste
Bruit anthropique	Connu	Moyen-bas	Élevé-moyen	Inconnu	A, P	Récurrent	Vaste
Pollution chimique	Peu probable	Bas	Moyen	Bas	P	En continu	Vaste-restreint*
Développement industriel	Probable	Inconnu	Moyen	Inconnu	H, A, P	En continu	Restreint
Trafic maritime	Probable	Inconnu	Moyen	Inconnu	A, P	Récurrent	Large
Pêche commerciale	Connu	Inconnu	Bas	Inconnu	A, P	Récurrent	Large
Changement climatique	Probable	Inconnu	Très bas	Inconnu	A, P	En continu	Vaste

* L'étendue de la menace à l'échelle de la population peut varier selon le type de pollution chimique. Un petit déversement d'hydrocarbures restreint ne touchera qu'une fraction de la population par rapport aux apports continus de produits chimiques répandus dans l'écosystème qui peuvent affecter la population dans son ensemble.

Tableau 3. Points de repère temporels sur la taille de la population liés aux objectifs de rétablissement établis pour le béluga de l'EBH-BEL. Le nombre total de bélugas est présenté avec le nombre d'individus matures entre parenthèses. Ces nombres pourraient être modifiés en fonction des résultats des relevés à venir et des simulations du modèle de population éclairées par ces derniers.

Objectif de rétablissement	Population dans 10 ans	Population dans une génération (28,6 ans)	Population dans deux générations (57,2 ans)	Population dans trois générations (85,8 ans)
1. Atteindre ou dépasser l'estimation de l'abondance de 2015.	3 700 (2 500)	3 700 (2 500)	3 700 (2 500)	3 700 (2 500)
2. Atteindre une population ≥ NRP en trois générations.	3 000* (2 000)	3 400* (2 300)	4 300* (2 900)	5 300 (3 600)
3. Atteindre une taille de population correspondant à la croissance démographique maximale en l'absence de prélèvement.	3 900 (2 600)	6 300 (4 300)	9 100 (6 200)	10 200 (6 900)

* Basé sur un niveau de récolte de 60 bélugas par année, ce qui représente le niveau de récolte le plus élevé compatible avec cet objectif. Les variations interannuelles des niveaux de récolte entraîneraient divers scénarios pour atteindre cet objectif de rétablissement.

Tableau 4. Points de repère temporels sur la taille de la population liés aux objectifs de rétablissement établis pour le béluga de la BU. Le nombre total de bélugas est présenté avec le nombre d'individus matures entre parenthèses. Ces nombres pourraient changer en fonction des résultats des relevés à venir et des fonctions de croissance de la population éclairées par ces derniers.

Objectifs de rétablissement	Population dans 10 ans	Population dans une génération (28 ans)	Population dans deux générations (57 ans)	Population dans trois générations (86 ans)
1. Maintenir la population à un niveau égal ou supérieur à l'estimation de l'abondance pour 2022	70 (50)	70 (50)	70 (50)	70 (50)
2. Atteindre une taille de population correspondant à la croissance démographique maximale en l'absence de prélèvement	100 (70)	200 (140)	640 (440)	1 980 (1 300)

Tableau 5. Aperçu des mesures d'atténuation réalisables et des solutions de rechange aux activités considérées comme des menaces pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU au Canada.

Menace	Mesures d'atténuation ou solutions de rechange aux activités
Récolte de subsistance	<ol style="list-style-type: none"> 1) Continuer d'élaborer des stratégies de cogestion pour la chasse à la baleine traditionnelle, à l'appui des droits négociés en vertu d'un traité. 2) Mettre en œuvre des approches de précaution dans les stratégies de cogestion. 3) Gérer la récolte de bélugas au niveau de l'estuaire, et élaborer des mesures de gestion pour éviter une récolte excessive au sein des groupes familiaux qui peuvent être vulnérables à des activités de récolte uniques et importantes. 4) Sensibilisation du public et communication dans les collectivités de l'est de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava sur l'état et les tendances des populations de l'EBH-BEL et de la BU afin d'améliorer le soutien et la conformité aux mesures de gestion, et d'améliorer le signalement des animaux abattus et perdus.
Bruit anthropique	<ol style="list-style-type: none"> 1) Appliquer les normes du MPO pour l'atténuation du bruit sismique, les protocoles de mise en œuvre régionaux (c.-à-d. l'Énoncé des pratiques canadiennes d'atténuation des ondes sismiques en milieu marin). 2) Assurer l'application adéquate des lignes directrices régionales du <i>Règlement sur les mammifères marins</i> du Canada. 3) Éviter, réduire ou déplacer (géographiquement ou temporellement) les sources de bruit anthropique sous-marin qui se chevauchent ou se trouvent à proximité d'un habitat important pour le béluga de l'EBH-BEL et de la BU. 4) Promouvoir le développement de technologies de réduction du bruit des navires.
Développement industriel	<ol style="list-style-type: none"> 1) Éviter le développement côtier, l'industrialisation ou toute autre activité susceptible de perturber ou de détruire l'habitat d'estivage côtier utilisé par le béluga de l'EBH-BEL et de la BU. 2) Examiner les propositions de projets susceptibles d'avoir des répercussions sur les zones utilisées par le béluga de l'EBH-BEL et de la BU (p. ex. utilisation de levés sismiques ou au sonar) et fournir des conseils propres au projet pour l'atténuation ou l'évitement en ce qui a trait à l'utilisation de l'habitat du béluga.
Pollution chimique	<ol style="list-style-type: none"> 1) Documenter et recenser les sources de pollution marine. Déterminer comment réduire la pollution marine à la source. 2) S'assurer que des mesures préventives sont en place pour éviter les déversements toxiques de quelque nature que ce soit. 3) Élaborer une intervention globale en cas de déversement de substances toxiques afin d'atténuer ou d'éviter les répercussions sur le béluga ou son habitat au Canada. 4) S'assurer que les personnes responsables des déversements de substances toxiques disposent des équipes, de la formation et du matériel appropriés pour intervenir rapidement en cas de déversement et y remédier.
Pêches	<ol style="list-style-type: none"> 1) Mettre en place et promouvoir un système de déclaration des empêtements de béluga dans la région marine du Nunavik et la mer du Labrador. 2) Sensibilisation du public et communication sur l'importance de signaler les prises accessoires de béluga. 3) Entreprendre un exercice de cartographie spatiale et temporelle pour documenter les efforts de pêche dans les aires d'hivernage du béluga. 4) Obtenir plus de données sur la répartition du béluga dans les aires d'hivernage, les zones importantes pour l'alimentation, le régime alimentaire et les besoins énergétiques afin de quantifier toute concurrence entre le béluga de l'EBH-BEL et de la BU et les pêches commerciales.

Menace	Mesures d'atténuation ou solutions de rechange aux activités
Circulation des navires	<ol style="list-style-type: none"> 1) Lancer et promouvoir un système de signalement des collisions avec les navires dans la région marine du Nunavik 2) Assurer l'application adéquate des lignes directrices régionales du <i>Règlement sur les mammifères marins</i> du Canada. 3) Obtenir plus de données sur les voies de migration du béluga de BEL, de l'EBH et de la BU et le moment des migrations, et entreprendre un exercice de cartographie spatio-temporelle afin de déterminer les zones et les périodes à risque élevé pour les collisions avec des navires, le piégeage dans la glace causé par les brise-glaces et les perturbations physiques et sonores causées par les navires. Ces zones et périodes à risque élevé pourraient être ciblées pour des mesures d'atténuation visant à réduire la menace que représente le trafic maritime pour le rétablissement du béluga de l'EBH-BEL et de la BU.
Changements climatiques	Les mesures d'atténuation visant à limiter les changements climatiques sont mondiales et non propres aux populations de béluga. Tous les efforts visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre sont susceptibles de modérer les répercussions des changements climatiques sur le béluga de l'EBH-BEL et de la BU.

Tableau 6. Estimations postérieures de la capacité de charge (K), du taux d'augmentation maximal (λ_{max}), des animaux abattus et perdus et de l'abondance de la population en 2022 (N_{2022}) pour le stock de l'EBH-BEL.

Paramètre	Estimations BEL-EBH (95 % IC)
K	11 043 (6 437-19 410)
Lambda max	0,035 (0,021-0,055)
Animaux abattus et perdus	0,273 (0,017-0,756)
N_{2022}	2 833 (1 541-4 073)

ANNEXE A – LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RENCONTRE

Tableau A.1. Le présent document de recherche découle de l'examen par les pairs national tenu du 20 au 24 février 2023 sur l'évaluation du potentiel de rétablissement du béluga (population Baie d'Ungava et population est de la Baie d'Hudson). Les auteurs remercient les personnes qui ont participé à la réunion et qui ont contribué à la révision et à l'amélioration de la présente EPR.

Nom	Affiliation
Abraham, Christine	MPO – Sciences, RCN
Albuquerque, Cristiane	Agence Parcs Canada
Beaupré, Laurie	Makivik Inc.
Buren, Alejandro	Instituto Antártico Argentino
Cabrol, Jory	MPO – Sciences, Région du Québec
Caissy, Pascale	MPO – Sciences, Région du Québec
Doniol-Valcroze, Thomas	MPO – Sciences, Région du Pacifique
Evers, Clair	MPO – Gestion des espèces en péril, Région des Maritimes
Ferguson, Steve	MPO – Sciences, Région Ontario et Prairies
Feyrer Laura	MPO – Sciences, Région des Maritimes
Gosselin, Jean-François	MPO – Sciences, Région du Québec
Goulet, Pierre	MPO – Sciences, Région de Terre-Neuve-et-Labrador
Gowans, Shannon	Eckerd College
Harvey, Valérie	MPO – Sciences, Région du Québec
Heaslip, Susan	MPO – Sciences, Région des Maritimes
Hobbs, Rodd	Indépendant
Hudson, Justine	MPO – Sciences, Région Ontario et Prairies
Khan, Sarah	Nunavik Marine Region Wildlife Board
Kristmanson, James	MPO – Sciences, RCN
Lair, Stéphane	Université de Montréal
Lang, Shelley	MPO – Sciences, Région de Terre-Neuve-et-Labrador

Nom	Affiliation
Lee, David	Nunavik Tunngavik Inc/ Université McGill
Le Mer, Charline	MPO – Gestion des espèces en péril, Région du Québec
Lesage, Véronique	MPO – Sciences, Région du Québec
MacConnachie, Sean	MPO – Sciences, Région du Pacifique
Marcoux, Marianne	MPO – Sciences, Région Ontario et Prairies
Michaud, Robert	Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins
Montana, Luca	MPO – Sciences, Région du Québec
Moors Murphy, Hilary	MPO – Sciences, Région des Maritimes
Mosnier, Arnaud	MPO – Sciences, Région du Québec
Parent, Geneviève	MPO – Sciences, Région du Québec
Postma, Lianne	MPO – Sciences, Région Ontario et Prairies
Provencher St-Pierre, Anne	MPO – Sciences, Région du Québec
Ratelle, Stéphanie	MPO – Sciences, Région du Golfe
Renaud, Limoilou-Amélie	MPO – Sciences, Région du Québec
Sauvé, Caroline	MPO – Sciences, Région du Québec
Stanistreet, Joy	MPO – Sciences, Région des Maritimes
Tinker, Tim	US Santa Cruz, Nhydra Ecological Resarch
Van der laan, Angelia	MPO – Sciences, Région des Maritimes
Valentin, Alexandra	MPO – Gestion des espèces en péril, Région du Québec
Wright, Brianna	MPO – Sciences, Région du Pacifique
Zuur, Alain	Highland Statistics

ANNEXE B – TERMES UTILISÉS POUR DÉCRIRE LES SOUS-UNITÉS D'UNE ESPÈCE ET LEUR APPLICATION AU BÉLUGA DE L'EST DE LA BAIE D'HUDSON ET DES ÎLES BELCHER (EBH-BEL) ET DE LA BAIE D'UNGAVA (BU)

Terme	Définition	Application au béluga de l'EBH-BEL	Application au béluga de la BU
Stock	Groupe d'animaux pouvant être exploités ou gérés de façon indépendante (Royce 1972). Un stock désigne donc les animaux situés dans une unité de gestion et peut comprendre plus d'une population, ou seulement un sous-ensemble d'individus d'une population.	Les relevés aériens effectués pour estimer l'abondance du béluga dans la partie est de la baie d'Hudson s'étendent de la côte de la baie d'Hudson à l'est, jusqu'à l'ouest des îles Belcher. Les modèles de population, les projections dérivées et les avis sur la récolte englobent donc tous les bélugas qui passent l'été dans cette unité de gestion. D'après les données génétiques les plus récentes, les bélugas de cette région forment un stock de l'EBH-BEL génétiquement mixte (Parent <i>et al.</i> 2023), et il n'existe actuellement aucune donnée permettant d'établir la taille relative de ces deux populations formant le stock.	Les relevés aériens effectués pour estimer l'abondance des bélugas qui passent l'été dans la baie d'Ungava englobent l'ensemble de la baie, du fond jusqu'à 61,0 °N, ainsi que la plupart des estuaires dans le sud de la baie d'Ungava. Les avis sur la récolte tirés de ces données de relevé s'appliquent donc au béluga récolté en été dans toute la baie d'Ungava, y compris ses estuaires sud.
Population	Un groupe d'individus qui se reproduisent ensemble et qui occupent un même espace dans une période de temps (Waples et Gaggiotti 2006). Une population saisit donc la notion de structure génétique parmi des zones géographiquement délimitées. Les populations de béluga sont géographiquement définies en fonction de leur habitat estival, car on en sait moins sur la répartition hivernale de l'espèce, et il y a un risque de chevauchement spatial entre les populations pendant l'hiver.	Dans la région des îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson, deux populations de béluga génétiquement distinctes sont recensées pendant l'été, l'une récoltée autour des îles Belcher (BEL) et l'autre le long de la côte est de la baie d'Hudson (EBH; Parent <i>et al.</i> 2023). Dans des études génétiques antérieures utilisant un haplotype plus court pour le génotypage, la plupart des bélugas près des îles Belcher étaient indissociables des individus de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH; Parent <i>et al.</i> 2023).	Aucune population endémique passant l'été dans la baie d'Ungava n'a pu être identifiée d'après des analyses d'ADN mitochondrial (Parent <i>et al.</i> 2023). Cependant, la taille de l'échantillon pour cette région est très limitée, surtout pour le sud de la baie où des agrégations historiques ont eu lieu. Il est nécessaire d'obtenir des échantillons supplémentaires du sud de la baie d'Ungava et de ses estuaires en été afin d'évaluer si les bélugas qui passent l'été dans la région forment une population génétiquement distincte.
Unité désignable (UD)	Une unité distincte et importante dans l'évolution taxinomique d'une espèce (COSEPAC 2020b). Le caractère distinct fait référence à une transmission faible ou nulle de renseignements héréditaires entre les unités, et englobe la différenciation génétique, la disjonction naturelle entre des parties de l'aire de répartition de l'espèce ou l'isolement écologique. L'importance évolutive fait référence à l'importance de l'unité pour l'héritage évolutif de l'espèce, et au fait que si les individus formant l'unité étaient perdus, ils ne seraient pas remplacés par la dispersion naturelle.	L'UD de l'EBH est définie par les concentrations dans les estuaires de la rivière Nastapoka, de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine, la principale zone d'occupation côtière estivale s'étendant de Kuujuarapik à Inukjuak (COSEPAC 2016). Les individus effectuent des mouvements répétés entre les eaux côtières et extracôtières jusqu'aux îles Belcher (Baillou <i>et al.</i> 2012a), où ils se mélangent aux individus d'autres UD (OBH, BJ) pendant l'été (COSEPAC 2016). Le caractère génétique distinctif du béluga de l'EBH a été utilisé pour appuyer le caractère distinct et les critères d'importance évolutive dans la dernière évaluation du COSEPAC (2016), avant l'identification de la population des îles Belcher. Par conséquent, la structure de l'UD du béluga dans l'est de la baie d'Hudson et près des îles Belcher pourrait éventuellement être redéfinie par le COSEPAC.	L'UD de la BU est définie en fonction d'une agrégation historique centrée près de l'estuaire de la rivière Marralik, avec des concentrations plus petites supplémentaires dans la rivière George, la rivière Soak, la rivière Leaf et la rivière à la Baleine. La reconnaissance de l'UD de la BU est fondée principalement sur les connaissances écologiques traditionnelles et les registres historiques des récoltes. Il n'y a pas de données génétiques pour appuyer ou réfuter le caractère distinct ou l'importance de cette UD. Cependant, le COSEPAC considère que des bélugas en migration d'autres UD se trouvent dans la baie d'Ungava au printemps, à l'automne et en hiver, mais pas en été. Par conséquent, si l'UD de la BU disparaissait ou était déjà disparue du pays, une grande partie du sud de la baie d'Ungava demeurerait innocuée par le béluga pendant l'été (COSEPAC 2016).

ANNEXE C – VALEURS ANTÉRIEURES UTILISÉES POUR LES MODÈLES DE POPULATION DU BÉLUGA

Tableau C.1. Distributions antérieures, paramètres et hyperparamètres utilisés dans les modèles de population du béluga de l'EBH-BEL.. La médiane et les quantiles 0,025 et 0,975 sont indiqués.

Paramètres	Notation	Distribution antérieure	Hyperparamètres	Valeur de paramètre	Médiane antérieure	0,025	0,975
Précision du relevé (t)	ε_t	Fixe		1 / (erreur type du relevé) ²	-	-	-
Erreur de processus (t)	ε_{pt}	Log-normale	μ_p / τ_p	0 / estimé	1 / inf	0	inf
Précision (processus)	τ_p	Gamma	α_p / β_p	1,5 / 0,005	236,6	21,6	934,8
Thêta	θ	Fixe	-	-	2,39	-	-
Animaux abattus et perdus 25 %	AP	Bêta	α_{sl} / β_{sl}	1,135 / 2,763	0,25	0,015	0,755
Population initiale (EBH-BEL)	De départ	Uniforme	Nsup / Ninf	15 000 / 2 000	8 500	2 325	14 675
Capacité de charge (EBH-BEL)	K	Uniforme	Nsup / Ninf	20 000 / 5 000	12 500	5 375	19 625
Taux maximal d'augmentation	λ_{max}	Bêta	α_{sl} / β_{sl}	15,618 / 373,015	0,039	0,023	0,062

Tableau C.2. Distributions antérieures utilisées dans le modèle de population pour la proportion de bélugas du stock EBH-BEL récoltés au Nunavik et au Nunavut, par région. DHBV = avant 2009, la majorité des échantillons provenaient de la zone de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava à l'automne, mais la zone de récolte est inconnue. Ces paramètres sont les mêmes que ceux pour le détroit d'Hudson à l'automne. La médiane et les quantiles 0,025 et 0,975 sont indiqués.

Nunavut

Paramètres	Notation	Distribution antérieure	Hyperparamètres	Valeur de paramètre	Médiane antérieure	0,025	0,975
Sanikiluaq (printemps)	PSAN_P	Bêta	$\alpha_{san} / \beta_{san}$	45,778 / 27,164	0,629	0,515	0,734
Sanikiluaq (automne)	PSAN_A	Bêta	$\alpha_{san} / \beta_{san}$	8,194 / 5,323	0,6113	0,344	0,837
Sanikiluaq (hiver)	PSAN_H	Bêta	$\alpha_{san} / \beta_{san}$	3,697 / 5,493	0,396	0,131	0,7151
Sanikiluaq (été)	PSAN_E	Fixe	-	-	1	-	-

Nunavik

Paramètres	Notation	Distribution antérieure	Hyperparamètres	Valeur de paramètre	Médiane antérieure	0,025	0,975
Détroit d'Hudson (printemps)	PDH_P	Bêta	$Ahs_{sp} / \beta_{hs_{sp}}$	32,11 / 229,09	0,122	0,086	0,165
Détroit d'Hudson (automne)	PDH_A	Bêta	Ahs_f / β_{hs_f}	50,58 / 64,36	0,44	0,351	0,532
DHBV*	PDHA	Bêta	ahs / β_{hs}	50,58 / 64,36	0,44	0,351	0,532
Baie d'Ungava (printemps)	PBU_P	Bêta	aub_s / β_{ub_s}	3,13 / 57,43	0,047	0,015	0,12
Baie d'Ungava (automne; DH automne utilisé)	PBU_A	Bêta	Aub_f / β_{ub_f}	50,58 / 64,36	0,44	0,351	0,532
Nord-est de la baie d'Hudson (DH printemps utilisé)	PNEHB_P	Bêta	$Anehb_s / \beta_{nehb_s}$	32,11 / 229,09	0,122	0,086	0,165
Nord-est de la baie d'Hudson (automne)	PNEHB_A	Bêta	$Anehb_f / \beta_{nehb_f}$	6,228 / 6,20281	0,50	0,24	0,762