



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2020/032

Région du Centre et de l'Arctique

Aperçu écologique et biophysique de la zone d'importance écologique et biologique de l'île Southampton à l'appui de sa désignation à titre de site d'intérêt

T.N. Loewen¹, C.A. Hornby¹, M. Johnson², C. Chambers², K. Dawson²,
D. MacDonell², W. Bernhardt², R. Gnanapragasam², M. Pierrejean⁴ et E. Choy³

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

²North/South Consulting Ltd.
83 Scurfield Blvd,
Winnipeg, MB R3Y 1G4

³McGill University.
845 Sherbrooke Rue,
Montreal, QC H3A 0G4

⁴Laval University
Pavillon Alexandre-Vachon
1045, , av. of Medicine
Quebec City, QC G1V 0A6

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Loewen, T. N., Hornby, C.A , Johnson, M., Chambers, C., Dawson, K., MacDonell, D., Bernhardt, W., Gnanapragasam, R., Pierrejean, M., et Choy, E. 2020. Aperçu écologique et biophysique de la zone d'importance écologique et biologique de l'île Southampton à l'appui de sa désignation à titre de site d'intérêt. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/032. vi + 105 p.

Also available in English:

Loewen, T. N., Hornby, C.A , Johnson, M., Chambers, C., Dawson, K., MacDonell, D., Bernhardt, W., Gnanapragasam, R., Pierrejean, M., and Choy, E. 2020. Ecological and Biophysical Overview of the Southampton proposed Area of Interest for the Southampton Island Ecologically and Biologically Significant Area. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/032. vi + 96 p.

REMERCIEMENTS

Pêches et Océans Canada (MPO) remercie North/South Consultants Inc., qui a compilé le sommaire de la documentation pour ce document. Merci aux experts du domaine pour leurs contributions à l'analyse documentaire : Brenda Konar, Christine Michel, Paul Allen Smith, Andrea Niemi, Cory Matthews, Paula Smith, Dave Deslauriers, Evan Richardson, Grant Gilchrest, Kyle Elliot, Ross Tallman, Steve Ferguson, David Yurkowski, Michelle Kamula, Jens Ehn, C.J. Mundy, ZouZou Kuzyk, Jim Reist et Cortney Watt-Wheeler. Nous remercions les participants au processus du SCCS qui ont contribué à l'examen de la section du rapport portant sur l'aperçu écologique et biophysique. Merci à nos collègues du Secteur des océans, Charlotte Sharkey, Jarrett Friesen et Holly Mccullough, pour leurs réflexions et contributions quant aux documents d'information contextuelle utilisés dans le rapport. Merci à Chantelle Swatatzky pour son aide avec les cartes de répartition des poissons marins. Enfin, merci à Joclyn Paulic pour ses conseils sur le document et l'organisation de la réunion du SCCS au cours de laquelle ce rapport a été examiné.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	vi
INTRODUCTION	1
RENSEIGNEMENTS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉCOLOGIQUES.....	3
CONTEXTE RÉGIONAL	3
CLIMAT	4
GÉOLOGIE ET BATHYMÉTRIE	5
SYSTÈMES OCÉANOGRAPHIQUES	8
MASSES D'EAU ET CIRCULATION GÉNÉRALE.....	8
REMONTÉE ET PLONGÉE DES EAUX	12
TEMPÉRATURE ET SALINITÉ.....	13
MARÉES.....	16
DÉCHARGE ET PANACHE DES RIVIÈRES	17
RÉPARTITION ET RÉGIMES SAISONNIERS DES GLACES.....	19
CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET PROJECTIONS.....	21
NIVEAUX TROPHIQUES INFÉRIEURS	22
PRODUCTION ET EXPORTATION DE PHYTOPLANCTON	22
MACROPHYTES MARINS.....	24
ZOOPLANCTON.....	25
COMMUNAUTÉ BENTHIQUE	26
POISSONS MARINS ET ANADROMES	29
OMBLE CHEVALIER (<i>SALVELINUS ALPINUS</i>).....	31
MORUE POLAIRE (<i>BOREOGADUS SAIDA</i>).....	32
MAMMIFÈRES MARINS.....	32
BÉLUGA (<i>DELPHINAPTERUS LEUCAS</i>).....	33
BALEINE BORÉALE (<i>BALAENA MYSTICETUS</i>).....	36
NARVAL (<i>MONODON MONOCEROS</i>).....	40
ÉPAULARD (<i>ORCINUS ORCA</i>).....	42
PHOQUE BARBU (<i>ERIGNATHUS BARBATUS</i>).....	44
PHOQUE COMMUN (<i>PHOCA VITULINA</i>)	45
PHOQUE DU GROENLAND (<i>PAGOPHILUS GROENLANDICUS</i>).....	46
PHOQUE ANNELÉ (<i>PUSA HISPIDA</i>)	48
MORSE (<i>ODOBENUS ROSMARUS</i>).....	50
OURS POLAIRE (<i>URSUS MARITIMUS</i>).....	53
OISEAUX.....	59
GUILLEMOT DE BRÜNNICH (<i>URIA LOMVIA</i>).....	62
IMPORTANCE ÉCOLOGIQUE	67
VULNÉRABILITÉS.....	73

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET DONNÉES INSUFFISANTES :	74
DISCUSSION.....	75
RÉFÉRENCES CITÉES.....	75

RÉSUMÉ

Le gouvernement du Canada s'est engagé à protéger 10 % de ses zones marines et côtières. La création de zones de protection marines (ZPM) est l'un des moyens qui permettent d'assurer cette protection. Au Nunavut, les associations inuites régionales et d'autres intervenants ont fourni de l'orientation en vue de cerner des sites d'intérêt (SI) possibles pour le processus de désignation en tant que zone de protection marine. Dans la région de Kivalliq, au Nunavut, les eaux marines adjacentes à l'île Southampton (IS) ont été désignées comme site d'intérêt. La zone d'importance écologique et biologique de l'île Southampton (ZIEB-IS) fournit un précieux habitat migratoire au béluga (*Delphinus apterus leucas*), à la baleine boréale (*Balaena mysticetus*) et au narval (*Monodon monoceros*), ainsi que des aires d'alimentation et de mise bas à une partie de ces populations de mammifères marins. La ZIEB-IS abrite de grandes concentrations d'oiseaux de mer, comme les deux colonies de Guillemots de Brünnich (*Uria lomvia*) sur l'île Coats et la plus grande colonie d'Eiders à duvet (*Somateria mollissima*) au Nunavut. Parmi les mammifères marins résidents de la ZIEB-IS, on compte des populations de morses (*Odobenus rosmarus*) et d'ours blancs (*Ursus maritimus*). De plus, l'omble chevalier migrateur (*Salvelinus alpinus*) est le salmonidé le plus abondant disponible pour la récolte de subsistance des communautés inuites qui vivent à proximité de cette zone. La polynie récurrente dans le détroit de Roes Welcome représente environ 52 km² d'eaux libres pendant l'hiver et on pense qu'elle joue un rôle important dans la formation des eaux profondes et le cycle des éléments nutritifs dans la baie d'Hudson, qui pourrait soutenir une productivité benthique élevée et en conséquence un grand nombre d'oiseaux migrateurs et de mammifères marins. La polynie offre également un précieux habitat d'hivernage aux morses, aux phoques barbus (*Erignathus barbatus*) et à un petit nombre de bélugas certaines années. Le présent document donne un sommaire et une synthèse de l'information existante pertinente pour la ZIEB-IS qui a été utilisée pour déterminer son importance écologique, ainsi que les lacunes connues dans les connaissances et les vulnérabilités.

INTRODUCTION

Pêches et Océans Canada (MPO), en vertu de la *Loi sur les océans* (1996) et avec des partenaires autochtones, travaille à mettre en place un réseau national d'aires marines protégées (AMP) dans le but de conserver et de protéger les ressources marines du Canada. En 2010, le gouvernement du Canada a signé l'objectif 11 d'Aichi, qui engageait le Canada à conserver 10 % des zones côtières et marines à l'intérieur des frontières du pays d'ici 2020. La conservation marine sera réalisée grâce à des réseaux gérés d'aires protégées (comme les zones de protection marine de Tasiuyutait et de Anguniqvia niqiyuam) et à d'autres mesures de conservation efficaces par zone. (p. ex., la fermeture des pêches dans Disko Fan, le détroit de Davis et le bassin Hatton). L'approche adoptée par le gouvernement du Canada pour atteindre les objectifs de conservation marine est guidée par les principes fondamentaux de la prise de décisions fondées sur la science, de la transparence et de la promotion de la réconciliation avec les peuples autochtones. La *Loi sur les océans* (1996) fait explicitement référence aux accords sur les revendications territoriales et aux processus relatifs aux ZPM, et les futures ZPM créées dans la région du Nunavut respecteront les obligations découlant de l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut.

Le Cadre national pour l'établissement et la gestion des zones de protection marines (MPO, 1999) décrit les cinq grandes étapes suivantes :

- 1) sélection d'un site d'intérêt (SI);
- 2) survol et évaluation du SI sur le plan écologique, social, culturel et économique du SI;
- 3) détermination des activités qui pourraient être autorisées dans la ZPM et de celles qui ne devraient pas l'être;
- 4) élaboration du processus réglementaire et désignation de la ZPM;
- 5) gestion de la ZPM. Les partenaires autochtones sont consultés à toutes les étapes du processus.

Au Nunavut, la deuxième étape, le survol et l'évaluation, englobera aussi expressément le savoir traditionnel des Inuits.

En août 2016, un groupe de travail sur les SI comprenant le MPO, Nunavut Tunngavik Inc. et les associations inuites régionales a été créé pour orienter le processus de détermination de SI potentiels dans les trois régions du Nunavut (Kitikmeot, Kivalliq et Qikiqtani). D'autres intervenants ont fourni leur expertise au groupe de travail. Ce dernier s'est d'abord penché sur les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) déjà désignées. En mars et avril 2017, des consultations ont été menées auprès des communautés situées à proximité de neuf sites d'intérêt possibles, trois dans chaque région du Nunavut. La ZIEB de l'île Southampton (IS) était l'un de trois sites d'intérêt possibles pour la région de Kivalliq au Nunavut. En juin 2018, la Kivalliq Inuit Association (KIA) a envoyé une lettre d'appui en faveur du renforcement de la protection marine. La KIA et le MPO ont à nouveau communiqué avec les communautés au sujet d'une proposition de site d'intérêt pour l'île Southampton et, en septembre 2018, ont organisé des consultations pour confirmer le soutien des membres des communautés dans trois communautés au site d'intérêt de l'île Southampton : Coral Harbour, Naujaat et Chesterfield Inlet (Nunavut).

La ZIEB-IS est située dans le sud du bassin Foxe, à l'ouest du détroit d'Hudson (figure 1). Elle a été désignée en tant que ZIEB en 2011 en raison de son utilisation par les mammifères marins et les oiseaux de mer (MPO, 2011a). La ZIEB fournit un précieux habitat migratoire à la baleine boréale et au narval, ainsi que des zones de rassemblement à l'ours blanc, au morse et à un

grand nombre d'oiseaux de mer (Cobb, 2011). Les parties marines d'un refuge d'oiseaux migrateurs s'étendent jusqu'à l'intérieur de la ZIEB-IS, et ces zones abritent de nombreux oiseaux de mer nicheurs au printemps et à l'été. La ZIEB-IS soutient la plus grande colonie d'Eiders à duvet (*Somateria mollissima*) au Nunavut. En 2013, l'Organisation maritime internationale a déterminé que la ZIEB-IS répondait à plusieurs critères de la désignation en tant que zone maritime particulièrement vulnérable (ZMPV) (AMAP *et al.*, 2013).

Le présent document vise à 1) résumer les renseignements scientifiques existants et nouveaux et l'Inuit Qaujimajatuqangit (IQ) pertinents pour la ZIEB-IS et 2) à déterminer l'importance écologique de la région afin de guider les objectifs de conservation dans le processus de mise en place de la ZPM.

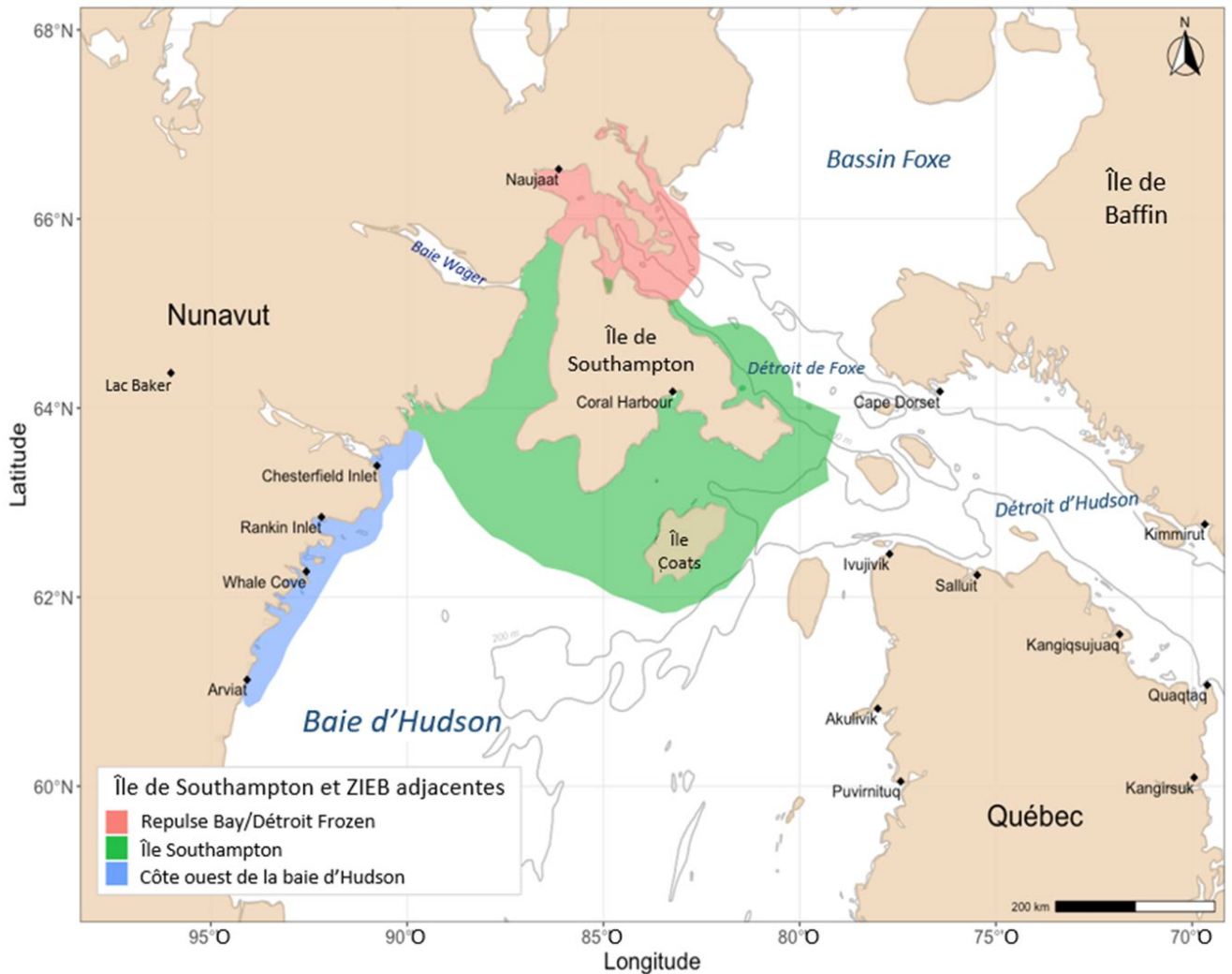


Figure 1. La zone d'importance écologique et biologique de l'île Southampton, en ombrage vert, dans la région biogéographique du complexe de la baie d'Hudson (baie d'Hudson, détroit d'Hudson et bassin Foxe), dans l'Arctique canadien.

RENSEIGNEMENTS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉCOLOGIQUES

CONTEXTE RÉGIONAL

La ZIEB-IS est située à l'ouest du détroit d'Hudson, entre le nord-ouest de la baie d'Hudson et le sud-ouest du bassin Foxe (figure 1). L'île Southampton est la plus grande île de la région de la baie d'Hudson et du bassin Foxe, a une forme presque triangulaire et couvre une superficie totale de 41 214 km² (Bird, 1953). La ZIEB fait partie de la région biogéographique du complexe de la baie d'Hudson (baie d'Hudson, détroit d'Hudson et bassin Foxe) (MPO, 2009), qui se trouve dans la région de Kivalliq, au Nunavut. La collectivité de Coral Harbour (Salliq) est située dans le sud de l'île Southampton, dans la baie South.

Les limites de la ZIEB-IS s'étendent jusqu'à environ 40 km au large de sa rive nord-est; vers le sud, la zone inclut les eaux entourant l'île Coats; et à l'ouest, l'ensemble du détroit de Roes Welcome (figure 1). L'île Coats, à environ 130 km au sud de Coral Harbour, a une superficie de 5 600 km² (Gaston et Ouellet, 1997) et est séparée de l'île Southampton par les détroits de Fisher et d'Evans, dans la baie d'Hudson (figure 2). Les eaux bordant le nord de l'île Southampton (y compris le détroit Frozen et Repulse Bay) ne sont pas incluses dans la ZIEB-IS. Elles sont considérées comme une ZIEB distincte (Repulse Bay/détroit Frozen) compte tenu des mammifères marins et des oiseaux de mer qui s'y alimentent (MPO, 2011a).

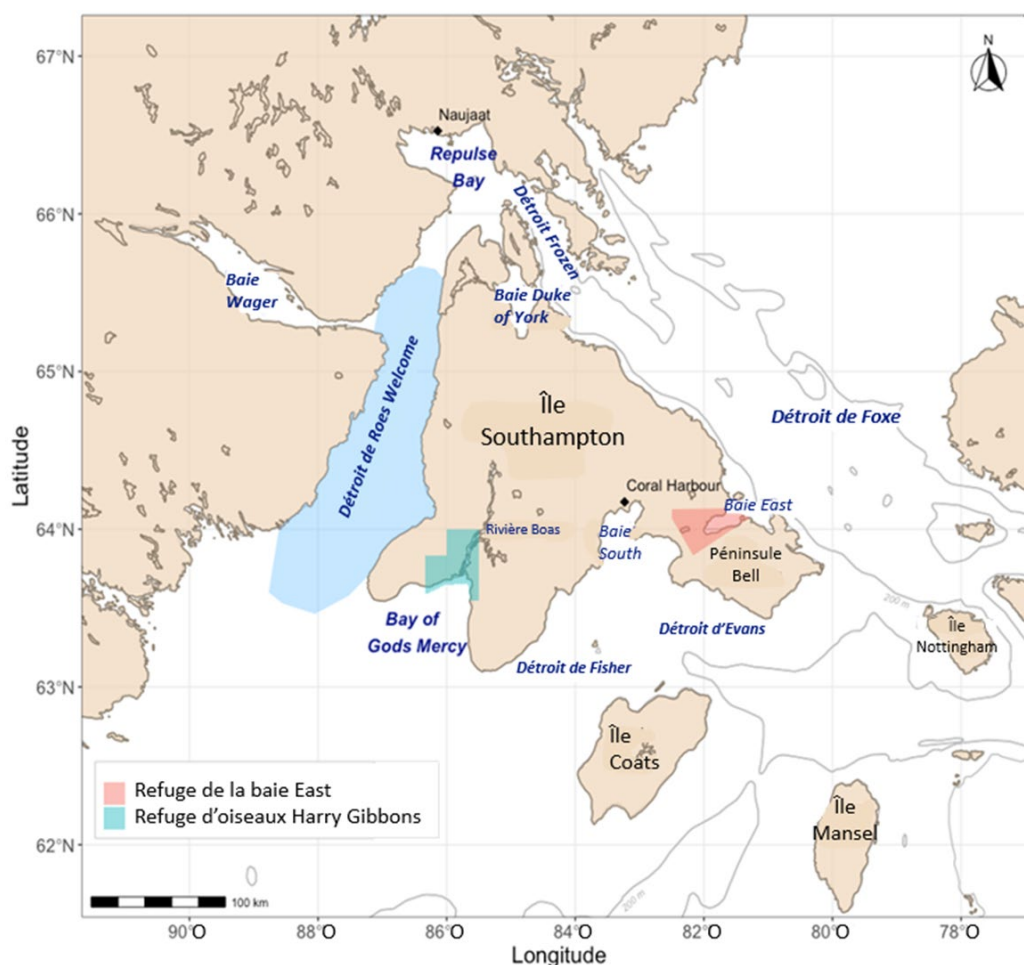


Figure 2. Carte des plans d'eau et des endroits importants autour de la ZIEB de l'île Southampton mentionnés dans le présent document.

La ZIEB-IS compte une polynie côtière récurrente, dans le détroit de Roes Welcome, entre la rive nord-ouest de l'île Southampton et la côte ouest de la baie d'Hudson (figure 2; Stirling, 1980; Barber et Massom, 2007; Hannah *et al.*, 2009). Cette polynie représente environ 52 km² d'eaux libres pendant l'hiver et 107 km² en juillet (Barber et Massom, 2007). Un modèle couplé glace-océan (Saucier *et al.*, 2004) a montré que le forçage du vent était le mécanisme dominant responsable de l'ouverture et du maintien de la polynie (Barber et Massom, 2007). La date moyenne d'ouverture se situe vers le début du mois de décembre et la date moyenne de fusion avec les autres eaux libres à la fin du mois de juin (Barber et Massom, 2007). Les forts courants maintiennent la polynie tout au long de l'hiver, ce qui en fait un habitat souhaitable pour les morses, les oiseaux et d'autres mammifères marins (bélugas et baleines boréales). L'importance de cette polynie pour la répartition et le déplacement des mammifères marins sera abordée plus en détail dans les sections ci-après.

CLIMAT

La ZIEB-IS se situe dans la zone climatique arctique et se caractérise par des hivers longs, froids et secs et des étés courts et frais. À Coral Harbour, la durée du jour varie d'un maximum de 21 heures à la fin du mois de juin à un minimum d'environ 4,5 heures à la fin du mois de décembre. L'île elle-même connaît des vents dominants du nord-ouest pendant la majeure partie de l'année, ce qui se traduit par un flux d'air de subsidence provenant de la presqu'île continentale Melville, sauf en juillet et en août, lorsque les conditions maritimes influencent alors les côtes est. Les précipitations annuelles dans la région, dont près de la moitié sont sous forme de pluie, sont généralement plus importantes que dans les régions à l'ouest ou au nord de l'archipel arctique canadien (AAC).

Les températures moyennes quotidiennes de l'air dans cette région varient de 10 °C en juillet à -30 °C en janvier et en février et demeurent en dessous de zéro pendant la majeure partie de l'année (figure 3). Les précipitations sont généralement les plus fortes en août (59 mm ou plus) et les plus faibles en février (figure 4). Les températures sont à la hausse depuis quelques décennies. Par exemple, de 1950 à 2007, Zhang *et al.* (2011) ont relevé des augmentations relativement importantes de la moyenne annuelle de la température de l'air et des précipitations dans l'Arctique, notamment une augmentation de 1,5 à 3 °C pour Coral Harbour. À partir de diverses sources de données, Galbraith et Larouche (2011) ont observé une tendance générale au réchauffement dans le complexe de la baie d'Hudson depuis les années 1930 et 1940, et une tendance marquée au réchauffement de 1992 à 2011. Douze des 19 étés les plus chauds jamais enregistrés dans la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson se sont produits entre 1991 et 2009. Une augmentation significative de 10 à 40 % des précipitations a été notée pour Coral Harbour entre 1950 et 2007, la majeure partie se produisant en hiver (Zhang *et al.*, 2011).

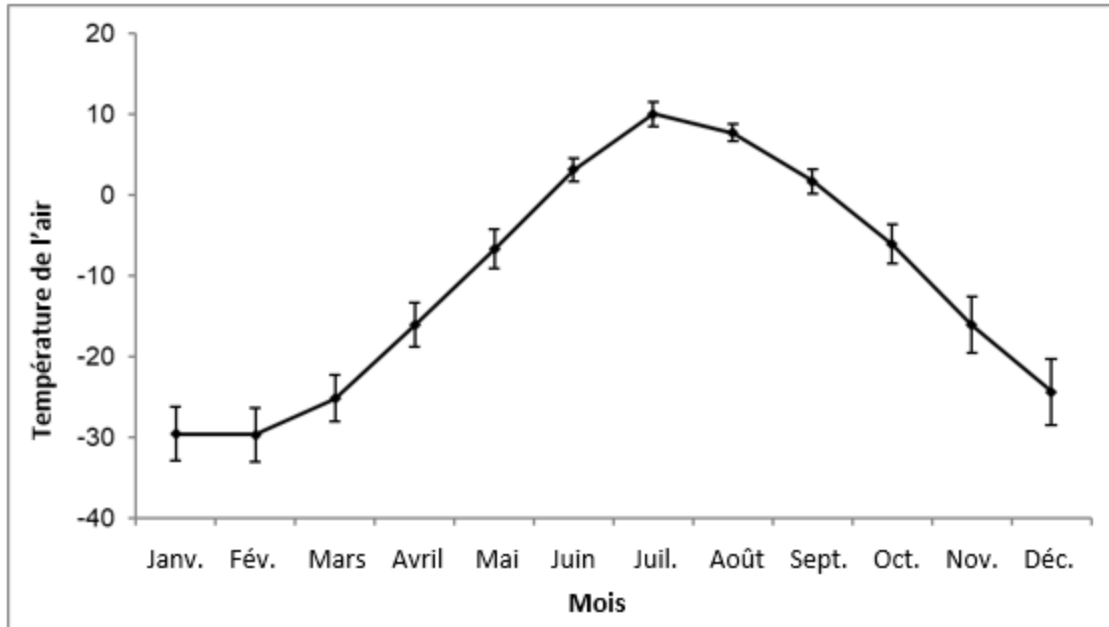


Figure 3. Températures moyennes de l'air \pm écart-type, par mois (1981-2010), relevées à la station météorologique de l'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) de Coral Harbour (Nunavut) (source : [ECCC, 2017](#)).

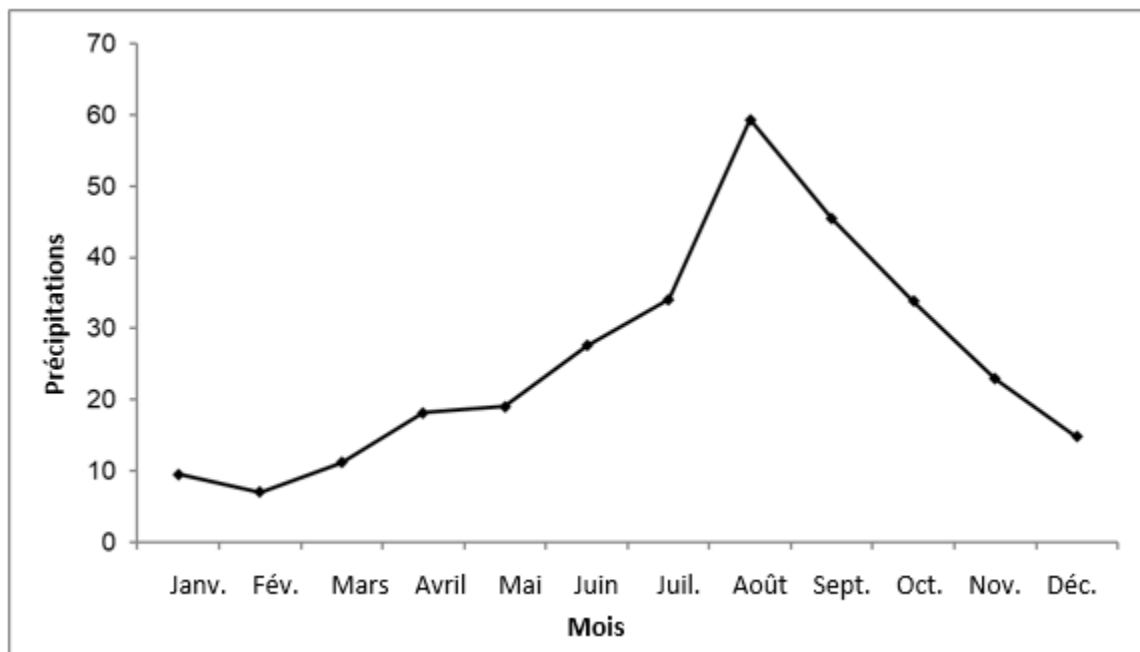


Figure 4. Accumulations moyennes de précipitations, par mois (1981-2010), relevées à la station météorologique d'ECCC de Coral Harbour, au Nunavut (source : [EC, 2017](#)).

GÉOLOGIE ET BATHYMÉTRIE

La géologie de l'île Southampton est complexe, mais elle peut être divisée en deux régions géologiques distinctes. La zone nord-est de l'île est une haute terre exposée du socle rocheux

précambrien qui se compose d'un complexe de gneiss plutonique à haute teneur, ainsi que de roches intrusives et métasédimentaires (LaFlamme *et al.*, 2014; Sanborn-Barrie *et al.*, 2014). Ces roches appartiennent au craton Rae de la province de Churchill et présentent des preuves de l'activité tectonique causée par la collision de l'orogène Trans-Hudson au cours du paléoprotéozoïque (Berman *et al.*, 2013; Sanborn-Barrie *et al.*, 2014). Ces formations précambriennes produisent une topographie généralement accidentée avec des falaises côtières escarpées s'élevant abruptement de 300 à 500 m ASL le long de la côte nord de l'île Southampton (Campbell, 1959; Stewart et Lockhart, 2005). Les plages marines relevées après le soulèvement des glaciers sont des caractéristiques importantes le long de la côte nord de l'île (Stewart et Lockhart, 2005).

Les parties sud et ouest de l'île Southampton, quant à elles, sont caractérisées par des roches carbonatées paléozoïques (de l'Ordovicien supérieur au Silurien inférieur) (Lavoie *et al.*, 2013; Sanborn-Barrie *et al.*, 2014). Il s'agit de la région la plus méridionale de l'Arctique canadien où l'on trouve ces roches (Bird, 1953). Les strates de carbonate ont une épaisseur comprise entre 180 et 300 m et sont principalement constituées de calcaire fossilifère dolomie (Sanborn-Barrie *et al.*, 2014). Trois intervalles de schistes bitumineux sont présents dans la région de Cape Donovan (Heywood et Sanford, 1976; Zhang, 2008, 2011; Lavoie *et al.*, 2013; Zhang et Lavoie, 2013). Les grandes structures de récifs de l'Ordovicien supérieur appartenant à la Formation de Red Head Rapids ont fait l'objet d'études visant à en déterminer le potentiel d'hydrocarbures (Lavoie *et al.*, 2015; Lavoie *et al.*, 2016). Ces récifs constituent une structure de ciment éponges-microbes-synsédimentaire (Castagner *et al.*, 2016). L'île Southampton peut aussi être une source de calcaire industriel (Zhang *et al.*, 2014). L'intervalle de schiste bitumineux inférieur de Cape Donovan et le « shale de Boas River » abritent des fossiles de trilobites de l'Ordovicien bien préservés (Zhang, 2008). Ces formations paléozoïques produisent généralement un relief bas caractérisé par des plages de sable, des lagons et de vastes slikkes le long d'une bonne partie de la côte sud et ouest de l'île (Bird, 1953; Campbell, 1959; EAG 1984; Stewart et Lockhart, 2005). Les plages côtières de l'île Southampton, les crêtes de tempête et les barres marines sont formées par les vagues, avec du sable autour de la laisse de basse mer et essentiellement des cailloux, des galets et des rochers plus loin sur les côtes (Bird, 1953). Dans la Bay of God's Mercy, les slikkes cèdent la place à de vastes bas-marais qui font partie du refuge d'oiseaux migrateurs Harry Gibbons (EAG 1984 dans Stewart et Lockhart, 2005). En raison d'un rebond isostatique continu depuis la dernière période glaciaire, ces vasières émergent encore dans certaines zones de la côte de la baie d'Hudson (Stewart et Lockhart, 2005). Pour les basses terres de la baie d'Hudson en général, le rebond est d'environ 1 m par 100 ans (c.-à-d. un taux extrêmement rapide) (Stewart et Lockhart, 2005).

La géologie de l'île Coats est semblable à celle de l'île Southampton. Les roches sous-jacentes du nord-est se composent de roches métamorphiques précambriennes (gneiss), tandis que les roches sédimentaires paléozoïques (calcaire et grès) prédominent ailleurs (Heywood et Sandford, 1976; St-Onge *et al.*, 2015). La topographie générale est constituée de hautes terres rocheuses dans le nord-est précambrien et de bas-marais ailleurs (Campbell, 1959; Gaston et Ouellet, 1997; Stewart et Lockhart 2005).

Les détroits de Fisher et d'Evans, qui séparent les îles Southampton et Coats (Campbell, 1959; Stewart et Lockhart, 2005), ont des profondeurs pouvant atteindre 220 m, mais la région est généralement relativement peu profonde (<100 m). La topographie du fond dans cette zone est habituellement lisse et ininterrompue. La Bay of God's Mercy et la baie South (figure 2) ont toutes deux une pente douce à partir de la terre, atteignant des profondeurs maximales de 40 à 60 m (Stewart et Lockhart, 2005). Au nord-est de l'île Coats, le fond plonge à des profondeurs nettement plus grandes vers le détroit d'Hudson, descendant à 300 ou 400 m au large de l'île Digges (Campbell, 1959). L'extrémité nord de Winisk Trough (figure 5), une profonde cuvette en

forme de tranchée qui s'étend vers le nord à partir du large de l'estuaire de la rivière Winisk, se trouve à l'extrémité sud de l'île Coats, où elle a une largeur d'environ 1,6 km et des parois escarpées qui tombent à une profondeur d'environ 370 m (Josenhans et Zevenhuizen, 1990; Stewart et Lockhart, 2005).

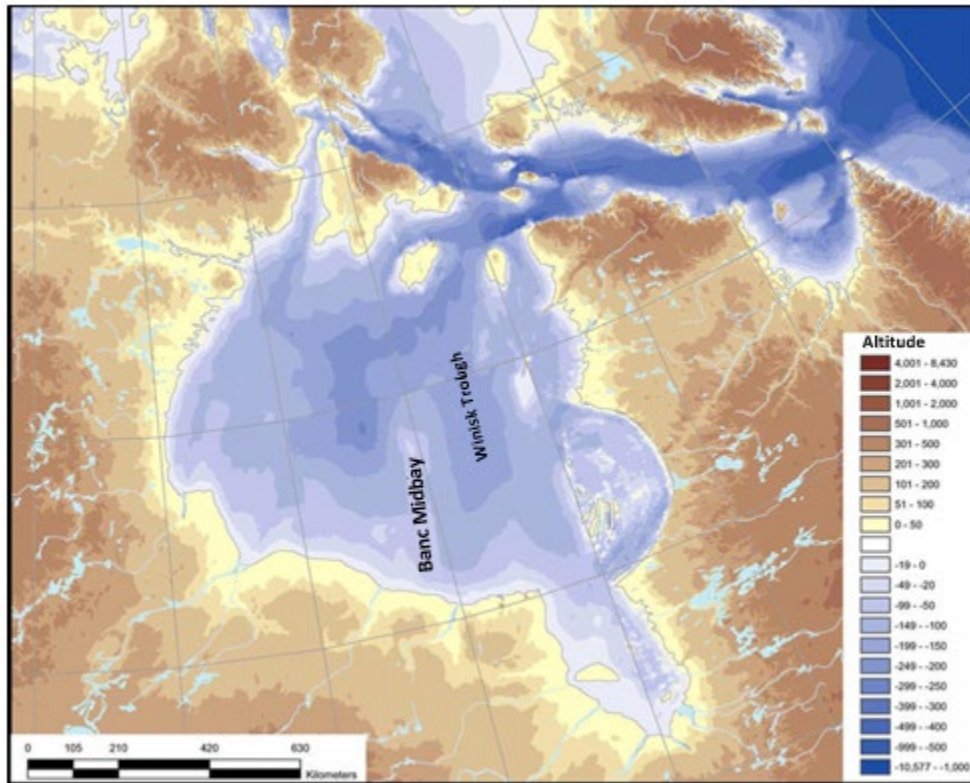


Figure 5. Topographie et bathymétrie (m) du complexe de la baie d'Hudson (source : Stewart et Howland, 2009).

Au nord, vers le détroit de Foxe, les profondeurs diminuent pour former une étroite crête qui s'étend de la péninsule Bell à l'île Nottingham et qui commence large et plate, devenant étroite et inégale pendant la transition du substrat paléozoïque vers le matériau précambrien. Les zones littorales du côté nord de la péninsule Bell et vers le nord-est présentent une topographie inégale des fonds marins et des diminutions marquées de la profondeur, atteignant plus de 150 m à quelques kilomètres seulement de la côte, et une profonde cuvette nord-ouest - sud-est le long de la façade nord de l'île Southampton dans le détroit de Foxe (Campbell, 1959; Stewart et Barber, 2010). Dans cette cuvette, les profondeurs sont d'environ 350 m au sud-est et de près de 400 m au nord-ouest, où commence le détroit Frozen (Stewart et Barber, 2010). Bien que Repulse Bay soit à l'heure actuelle mal cartographiée, des données actuelles inédites de 2018 et 2019 sur le profil CTP révèlent que cette région atteint une profondeur d'environ 250 m. Près de l'embouchure, à la lisière des floes, Repulse Bay devient de moins en moins profonde (environ 90 m) et forme un seuil (M. Kamula, Université du Manitoba, comm. pers.). Du côté ouest de l'île Southampton, le détroit de Roes Welcome affiche une profondeur d'environ 55 à 85 m, avec un terrain lisse et en pente douce semblable à l'extrémité sud de l'île. La bathymétrie générale de la ZIEB-IS est illustrée aux figures 5 et 6.

À notre connaissance, la zone de Winisk Trough (figure 5) est l'endroit où les dépôts de sédiments glaciaires sont les plus épais dans la région. Les dépôts marins autour des îles Southampton et Coats sont constitués en grande partie de sédiments phanérozoïques de la

plateforme d'Hudson qui, à leur tour, se superposent de façon discordante et sont entourés de roches du socle rocheux précambrien (Lavoie *et al.*, 2013). Une grande partie du fond marin de la baie d'Hudson, entre 72 et 175 m, est marquée par des affouillements de quilles de glace (de 1 à 5 m de profondeur) et par des crêtes de till glaciaire (jusqu'à 15 m de hauteur) déposées dans les zones littorales à la fin de la dernière période glaciaire (Josenhans et Zevenhuizen, 1990; Stewart et Lockhart, 2005).



Figure 6. Bathymétrie (en mètres) de la région de l'île Southampton, dans le bassin Foxe (Stewart et Lockhart, 2005).

SYSTÈMES OCÉANOGRAPHIQUES

MASSES D'EAU ET CIRCULATION GÉNÉRALE

Le bassin Foxe, la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson constituent un vaste système maritime intérieur canadien, au centre duquel se trouvent les îles Southampton et Coats. L'eau de mer de l'Arctique entre dans le système par le détroit de Fury et Hecla en provenance du nord-ouest, et de l'est dans le nord du détroit d'Hudson (par le courant de l'île de Baffin), et parvient dans l'océan Atlantique par le sud du détroit d'Hudson (Sadler, 1982; Jones et Anderson, 1994; Straneo et Saucier, 2008; Stewart et Barber, 2010). La quantité d'eau arctique qui atteint la baie d'Hudson est relativement petite comparativement à celle qui s'écoule directement dans le détroit d'Hudson (Ingram et Prinsenber, 1998), mais elle influence fortement les conditions océanographiques dans la baie (Tan et Strain, 1996; Stewart et Lockhart, 2005). Le flux de volume net dans le détroit d'Hudson a été mesuré à 0,17 Sv vers la mer du Labrador (McGeehan et Maslowski 2012). Toutefois, il y avait un flux d'eau douce net (eaux arctiques plus fraîches et transport de glace de mer) de 10,25 Sv vers l'Atlantique Nord via les eaux de

surface du détroit d'Hudson (McGeehan et Maslowski, 2012). La production et la fonte de la glace de mer ainsi que le mélange physique produisent une gamme de masses d'eau. Bien que l'apport d'eau douce soit très élevé le long des côtes sud et est de la baie d'Hudson (au-delà de la limite sud de la ZIEB-IS), l'eau de fonte de la glace de mer est la source d'eau douce la plus importante dans la ZIEB (Jones et Anderson, 1994; Stewart et Barber, 2010).

Les régimes de circulation estivale pour le complexe de la baie d'Hudson sont illustrés à la figure 7. Les eaux arctiques de l'archipel arctique canadien franchissent le détroit de Fury et Hecla, puis se dirigent vers le sud par l'ouest du bassin Foxe, ce qui crée un courant qui se déplace vers le sud le long de la côte est de la presqu'île continentale Melville, puis se ramifie lorsqu'il parvient à l'extrémité nord de l'île Southampton. Ce courant s'étend jusqu'à 50 km au large de la presqu'île Melville, à une vitesse maximale de 0,6 m/s (figure 8; Saucier *et al.*, 2004; Prinsenber, 1986a). Lorsqu'il atteint la côte nord de l'île Southampton, le courant qui coule vers le sud se sépare, la plus grande partie se dirigeant vers le sud-est en direction de l'île Nottingham et du détroit d'Hudson, et une plus petite proportion se déplaçant vers le nord-ouest puis vers le sud dans le détroit Frozen à des vitesses allant jusqu'à 0,35 m/s (Prinsenber, 1986a; Saucier *et al.*, 2004; Stewart et Barber, 2010). Le fort débit dans le détroit de Foxe le long de l'île Southampton est large et descend jusqu'à des profondeurs importantes. Il longe la côte jusqu'à la crête entre la péninsule Bell et l'île Nottingham, où la partie profonde est déviée vers le détroit d'Hudson (Campbell, 1959). Les eaux froides de l'Arctique qui pénètrent dans le détroit Frozen se rendent jusque dans le détroit de Roes Welcome et s'écoulent dans le nord-ouest de la baie d'Hudson (Prinsenber, 1986a; Tan et Strain, 1996; Stewart et Lockhart, 2005). Une partie de l'eau arctique qui traverse le détroit de Roes Welcome circule autour de l'extrémité sud de l'île Southampton en direction de l'île Coats où elle se mêle aux eaux plus chaudes qui s'écoulent vers le nord depuis la baie James avant de rejoindre le flux principal se déplaçant vers l'est dans le sud du détroit d'Hudson. L'eau qui pénètre dans le nord de la baie d'Hudson se joint également à une circulation cyclonique avant de sortir de la baie et de se joindre au reste de l'eau arctique arrivant du bassin Foxe pour former un débit de surface vers le sud-est dans le détroit d'Hudson (Ingram et Prinsenber, 1998; Stewart et Barber, 2010).

La côte nord-est de l'île Southampton, dans le bassin Foxe et le détroit de Foxe, est considérée comme une région importante pour la formation d'une masse d'eau dense et le renouvellement des eaux de fond dans le complexe de la baie d'Hudson. Selon des données océanographiques pluriannuelles provenant de trois amarrages situés dans le détroit de Foxe et le bassin Foxe et recueillies en 2003-2006 on y voit un afflux printanier annuel d'eau froide et dense jusqu'aux eaux de fond du côté nord de l'île Southampton (Defossez *et al.*, 2008). On a observé que l'écoulement par gravité des eaux de fond froides et denses produites par les polynies de l'ouest du bassin Foxe se dirigeait vers le sud-est le long du détroit de Foxe, pendant environ trois mois, permettant ainsi le renouvellement de près des deux tiers des eaux profondes du détroit (Defossez *et al.*, 2008 et Defossez *et al.*, 2010). Ce renouvellement des eaux profondes est considéré comme ayant un rôle important dans la circulation du bassin Foxe, et on pense qu'il joue en même temps un rôle biologique important en renouvelant l'oxygène et les nutriments dans les eaux de fond. Cette masse d'eau profonde, froide et à la salinité relativement élevée, semble également s'étendre dans le détroit d'Evans (Campbell, 1959). Un seuil profond d'environ 130 m, situé entre l'île Southampton et l'île Coats, empêche une grande partie de cette masse d'eau plus profonde du bassin Foxe et du détroit de Foxe qui contourne l'extrémité sud-est de l'île Southampton jusqu'au détroit d'Evans d'entrer dans la baie d'Hudson (Prinsenber, 1986a). Dans le détroit d'Evans, les courants étaient beaucoup plus forts du côté de l'île Southampton que vers l'île Coats à l'été et à l'automne 1955 (Campbell, 1959). Ces régimes de circulation et le faible volume de ruissellement des rivières dans la ZIEB-IS ont été reconnus comme des facteurs produisant des eaux régionales dont la teneur en carbone inorganique dissous, le pH, l'alcalinité totale et les taux de saturation en carbonate de calcium

sont élevés, en particulier le long de la côte sud de l'île comparativement à la baie d'Hudson (Azetsu-Scott *et al.*, 2014). La chimie de l'eau dans le sud et le sud-est de l'île Southampton ressemble le plus à celle du détroit de Foxe et de l'ouest du détroit d'Hudson.

Dans le bassin Foxe, la répartition de la salinité de l'Arctique et le régime de la débâcle des glaces permettent de penser que le courant vers le sud le long de la presqu'île Melville fait partie d'une circulation cyclonique (dans le sens antihoraire) dans la partie nord et la partie moins profonde du bassin (Ingram et Prinsenbergh, 1998). Cette configuration cyclonique se poursuit dans la baie d'Hudson, où les courants se dirigent principalement vers le sud et l'est, avec des vitesses moyennes de l'ordre de 0,04 à 0,06 m/s (Prinsenbergh, 1986b; Prinsenbergh, 1987; Stewart et Lockhart, 2005). Le flux d'eau douce, provenant principalement de la fonte de la glace de mer, du bassin Foxe vers la baie d'Hudson, crée un courant sous l'effet de la poussée hydrostatique (Csanady, 1982) qui contribue à un courant côtier cyclonique presque continu. Le volume total du transport dans la baie d'Hudson a été estimé à 0,55 Sv, dont 0,20 en provenance des débits entrants et sortants, 0,23 causés par le vent et 0,12 par la poussée hydrostatique (Wang *et al.*, 1994a; Stewart et Lockhart, 2005). La modélisation de la température et de la salinité effectuée par Saucier *et al.* (2004) a permis de confirmer que la circulation dans le bassin Foxe est cyclonique à la fois pendant la période de couverture de glace (au printemps) et la période libre de glaces (à l'automne) (figure 9). Leurs données indiquent également que cette circulation cyclonique s'applique aux eaux de surface et aux eaux profondes du bassin. Toutefois, d'après les données de l'ouest de la baie d'Hudson, les courants libres de glace sont plus forts dans l'ensemble et diminuent avec la profondeur (sous l'influence de la topographie du fond) (Prinsenbergh, 1987; Stewart et Lockhart, 2005). Les vitesses du courant sont plus faibles avec une stratification verticale minimale pendant les périodes couvertes de glace (Prinsenbergh, 1987; Stewart et Lockhart, 2005). Cette puissante force cyclonique est la raison pour laquelle les conditions océanographiques de l'Arctique se produisent beaucoup plus au sud qu'ailleurs en Amérique du Nord, ce qui est une caractéristique clé de cet écosystème (Stewart et Lockhart, 2005; Stewart et Barber, 2010).

Le débit sortant de surface de la baie d'Hudson rejoint une partie du débit sortant de surface du bassin Foxe près de l'île Southampton, quittant le complexe de la baie d'Hudson le long de la côte sud du détroit d'Hudson (Prinsenbergh, 1986a; Azetsu-Scott *et al.*, 2010). Les vitesses quotidiennes et mensuelles moyennes de cette composante du débit de la baie d'Hudson ont été mesurées à environ 0,2 m/s, mais elles peuvent parfois être masquées par un puissant forçage du vent, qui peut atteindre 0,1 à 0,2 m/s (Prinsenbergh, 1986a). La fonte de la glace de mer et le ruissellement d'environ 900 km³/an entraînent une stratification du débit sortant de la baie d'Hudson dans le détroit d'Hudson et des salinités de surface inférieures à celles des régions avoisinantes (Azetsu-Scott *et al.* 2010).

Bien que l'on connaisse relativement bien la circulation de l'eau en été pour le complexe de la baie d'Hudson, elle est très variable et les mesures directes des courantomètres sont rares (Prinsenbergh, 1986a, b). La circulation pendant l'englacement peut différer. Le nord-ouest de la polynie du bassin Foxe crée de l'eau plus dense sous l'effet de la formation de glace et entraîne un effet de circulation d'estuaire négatif. En revanche, pendant l'été, la fonte des glaces et le ruissellement d'eau douce forcent un débit sortant de surface et un apport salin profond, ce qui crée un estuaire positif dans le bassin Foxe.

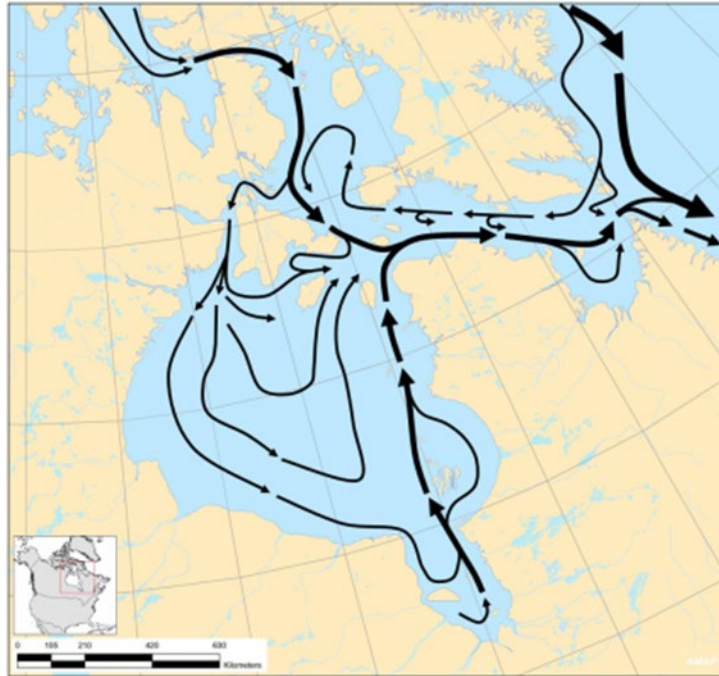


Figure 7. Régimes de circulation des masses d'eau dans la région marine du bassin Foxe (source : Stewart et Howland, 2009).



Figure 8. Circulation en surface en été, mesurée par les courants indiqués par les flèches droites (courantomètre) et incurvées (hauteur dynamique), dans le bassin Foxe (source : Prinsenberg, 1986a).

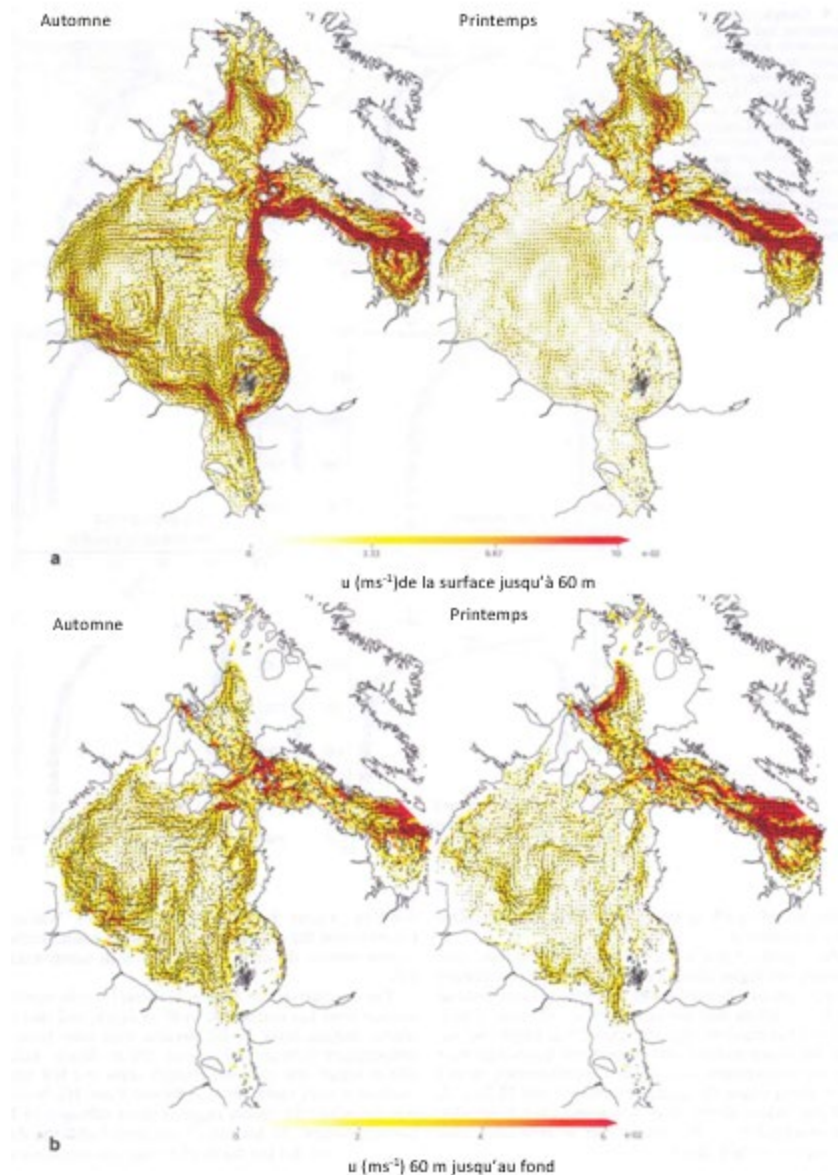


Figure 9. Moyennes saisonnières des courants horizontaux pour l'automne et le printemps : a) moyenne verticale des courants de la surface à une profondeur de 60 m; b) moyenne verticale des courants de 60 m de profondeur au fond (source : Saucier et al., 2004).

REMONTÉE ET PLONGÉE DES EAUX

Le rejet de sel associé à la formation de glace de mer dans le bassin Foxe provoque une convection pénétrante (Ingram et Prinsenbergh, 1998), qui se traduit par un afflux d'eau froide et dense qui coule au fond et se dirige vers le sud le long de la côte de la presqu'île Melville. Cette eau poursuit son déplacement vers le sud-est jusqu'au détroit de Foxe, où elle se mélange à l'eau dense de l'hiver précédent au fond (figure 10). Les eaux de fond du sud du bassin Foxe sont donc produites en hiver en raison de la production de glace dans les polynies du nord du bassin Foxe. L'étendue de cette couche de fond dépend de la production de glace par unité de surface, qui est liée à la rigueur de l'hiver précédent (Ingram et Prinsenbergh, 1998). C'est pour cette raison que les propriétés des eaux profondes du bassin Foxe varient grandement d'une

année à l'autre. La turbulence sur le côté est du détroit de Foxe, au large de la péninsule Foxe, amène à la surface une partie des eaux profondes très salines, ce qui accroît la salinité de la subsurface par rapport au côté de l'île Southampton du détroit (Campbell, 1959).

Un seuil séparant la baie d'Hudson et le détroit de Foxe empêche généralement l'intrusion des eaux profondes (> 185 m), plus salées et plus froides du détroit de Foxe dans la baie d'Hudson (Campbell, 1964; Prinsenber, 1986a). Cependant, lorsque le volume d'eau dense présent dans le détroit de Foxe devient trop important, il déborde dans la baie d'Hudson (Prinsenber, 1986a; Jones et Anderson, 1994).

TEMPÉRATURE ET SALINITÉ

La température et la salinité de l'eau dans la ZIEB-IS sont fortement influencées par les régimes de circulation de l'eau. L'afflux d'eau du détroit de Fury and Hecla, qui est plus important en été qu'en hiver, a une grande incidence sur les profils de circulation, de température et de salinité dans le bassin Foxe (Prinsenber, 1986a; Ingram et Prinsenber, 1998). L'eau pénétrant dans le bassin Foxe est verticalement homogène en raison de l'intense mélange des marées dans le détroit de Fury et Hecla; moins dense que l'eau présente dans le bassin Foxe, elle s'écoule à la surface (Ingram et Prinsenber, 1998).

Dans le bassin Foxe et la baie d'Hudson, les salinités sont généralement plus élevées aux latitudes nordiques, en association avec des températures plus basses (Roff et Legendre, 1986). La fonte de floes de glace isolés provoque également d'importantes variations de surface dans les distributions de la salinité et de la température, qui masquent les variations spatiales causées par la circulation cyclonique (Campbell, 1964). La température moyenne des eaux de surface en été dans le bassin Foxe en 1955-1956 était de 0,3 °C, avec une plage de -1,77 °C à 3,10 °C (Campbell, 1964; Prinsenber, 1986a). Des températures de surface plus froides (inférieures à 0 °C) ont été observées simultanément dans le détroit d'Evans, diminuant graduellement avec la profondeur (Campbell, 1959). Les températures au voisinage de l'île Southampton variaient de 2 à 7 °C en août/septembre 1975 (Roff et Legendre, 1986). La salinité de surface dans le bassin Foxe allait de 4 usp aux sites où l'eau de fonte ou le ruissellement d'eau douce diluait l'eau de mer, à entre 29 et 33 usp à la plupart des autres sites (Campbell, 1964; Prinsenber, 1986a). Dans le détroit d'Evans, les salinités estivales étaient relativement élevées (31,75 usp) à la surface et augmentaient avec la profondeur (Campbell, 1959). La salinité moyenne à proximité de l'île Southampton en août/septembre 1975 variait de 28 à 31 usp (Roff et Legendre, 1986). Les températures mensuelles sous la surface dans le nord du bassin Foxe variaient d'une moyenne de -1,2 °C en juillet à -0,5 °C en octobre, avec des salinités moyennes comprises entre 32 usp en juillet à 30,9 usp en octobre (Campbell, 1964; Prinsenber, 1986a).

À la fin de l'hiver, l'eau qui arrive dans le bassin Foxe a une température d'environ -1,71 °C et une salinité de 32,0 à 32,1 usp, alors qu'en été, elle a une température de 0,5 à 0,75 °C et une salinité de 31,0 à 32,0 usp (Ingram et Prinsenber, 1998). Durant l'hiver 1955-1956, la plage des températures sous la surface dans le détroit d'Evans, au large de l'île Southampton, était plus limitée, de -0,10 à -0,80 °C, et diminuait brusquement à -1,50 °C ou en dessous à partir de 20 m de profondeur (Campbell, 1959). Dans le détroit d'Hudson, situé à proximité, les températures à la surface durant l'hiver 1955-1956 étaient beaucoup plus chaudes (environ 1,0 °C) et l'eau plus froide n'apparaissait qu'à 75 m ou plus profondément. Au cours de l'hiver 1955-1956, les salinités à la surface dans le détroit d'Evans étaient de 31,5 usp, augmentant à un niveau relativement élevé de 33,0 usp à 30 m (Campbell 1959). Ces salinités plus basses, qui étaient confinées à la surface près de l'île Southampton, étaient réparties sur les 150 premiers mètres dans l'ouest du détroit d'Hudson. Une fois que l'eau est entrée dans le bassin Foxe, les deux principaux facteurs qui influent sur la température et la salinité sont la

formation et la fonte de la glace de mer (qui se produit sous l'effet des changements de la température de l'air) et l'apport d'eau douce provenant du ruissellement des rivières. (Ingram et Prinsenber, 1998). Des facteurs semblables influencent l'eau plus chaude et moins saline dans l'ouest du détroit d'Hudson, qui reçoit le débit du sud de la baie d'Hudson (Campbell, 1959). Les eaux froides et salées du détroit d'Evans en hiver sont les plus semblables à celles du détroit de Foxe, qui provient du nord du bassin Foxe. Bien que le mélange soit plus évident l'été, Campbell (1959) a noté la persistance de cette masse d'eau dans le détroit d'Evans pendant toutes les saisons.

Comme la glace commence à se former dans le bassin Foxe à la fin de l'automne, le sel est rejeté, créant une couche d'eau froide et dense à l'interface glace-océan (Prinsenber, 1988). Le sel est continuellement rejeté à mesure que la couverture de glace s'épaissit, ce qui fait augmenter la salinité de 32,2 à 32,5 usp, tandis que la température diminue de $-1,70\text{ }^{\circ}\text{C}$ à $-1,74\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Prinsenber, 1986a). Dans les parties moins profondes du bassin, la forte influence des marées entraîne un mélange complet de l'eau sous la glace (figure 10; Ingram et Prinsenber, 1998).

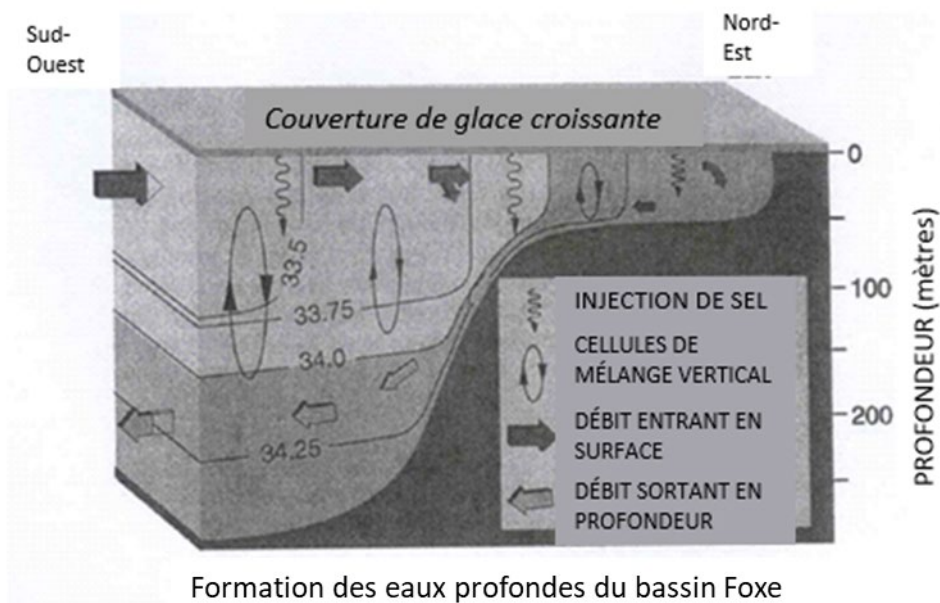


Figure 10. Circulation dans le bassin Foxe (source : Ingram et Prinsenber, 1998).

Au printemps, la fonte de la glace de mer, ainsi que de la neige et de la glace sur la terre, injecte un apport aigu d'eau douce dans le système. La fonte in situ de la glace contribue davantage à l'eau douce (volume par unité de temps) que l'apport combiné des rivières (Prinsenber, 1988) de mai à juin. Ces apports comprennent une grande partie de l'eau douce du nord de la baie d'Hudson et, en particulier, du sud du bassin Foxe, qui incluent tous deux des eaux de la ZIEB-IS (Tan et Strain, 1996). L'apport de la fonte des glaces réduit la salinité et augmente la température de l'eau de surface, ce qui réprime le mélange en créant un gradient de température et de salinité plus uniforme (Prinsenber, 1988). Le ruissellement des rivières influe fortement sur la salinité des eaux des zones littorales (Prinsenber, 1988).

En été (eaux libres), la région centrale de la baie d'Hudson est caractérisée par des salinités plus élevées et des températures plus basses (Ingram et Prinsenber, 1998). On pense qu'une tendance semblable se produit sous la couverture de glace de mer (Prinsenber, 1986b; Prinsenber, 1987; Wang *et al.*, 1994b, c). Les eaux plus profondes présentent peu de

variations d'une année à l'autre et d'une saison à l'autre (Ingram et Prinsenber, 1998). La grande quantité d'eau douce déversée dans la baie d'Hudson provoque une forte stratification verticale pendant les mois d'été, avec une forte pycnocline à 15-25 m qui empêche l'échange vertical entre les couches des eaux de surface et des eaux profondes (Anderson et Roff 1980). La salinité à la surface de la mer présente une région littorale (ou frontière) qui se rafraîchit graduellement dans le sens inverse des aiguilles d'une montre du nord au sud et une région intérieure plus salée (Prinsenber, 1986c; Lapoussière *et al.*, 2009). Le rafraîchissement à la limite est particulièrement évident aux endroits où la décharge des rivières est importante. La tendance antihoraire correspond à la direction générale de la circulation de surface (Prinsenber, 1986b). Les températures à la surface atteignent 12 °C, tandis que les eaux profondes demeurent proches du point de congélation à -1,7 °C. Le mélange de la couche supérieure est principalement causé par le vent et l'action des vagues (Ingram et Prinsenber, 1998), ce qui cause des différences distinctes entre les zones côtières et extracôtières dans les variables physio-chimiques (Anderson et Roff, 1980). En général, les zones côtières et estuariennes de la baie d'Hudson présentent des salinités plus faibles et des températures plus basses. Les basses températures côtières sont attribuées aux processus de mélange, qui font remonter les eaux plus profondes et plus froides à la surface. Pendant les mois d'hiver, une couverture de glace complète provoque une dissociation physique du vent et de l'eau qui freine la circulation (Freeman *et al.*, 1982). Dans le sud-est de la baie d'Hudson, la réduction du mélange de la couche supérieure associée à la couverture de glace presque complète entraîne une influence beaucoup plus grande de la dilution des eaux de surface du panache des rivières en hiver qu'en été (Ingram et Prinsenber, 1998). Dans l'ensemble, le flux de faible salinité de la couche supérieure vers le détroit d'Hudson est contrebalancé par l'apport d'eau de mer plus saline qui avance en profondeur vers l'intérieur de la baie d'Hudson (Ingram et Prinsenber, 1998). Le panache des rivières sous la glace a une faible influence sur l'océanographie dans la région nord-ouest de la baie d'Hudson. La grande polynie du nord-ouest de la baie d'Hudson joue un rôle plus important dans la région du nord-ouest et crée une colonne d'eau relativement bien mélangée (M. Kamula, Université du Manitoba, comm. pers.).

Saucier *et al.* (2004) ont simulé numériquement la distribution de la température (TSM) et de la salinité à la surface de la mer dans le complexe de la baie d'Hudson (figure 11). Les résultats indiquent que la TSM et la salinité à la surface de la mer dans la ZIEB-IS demeurent relativement constantes tout au long de l'année.

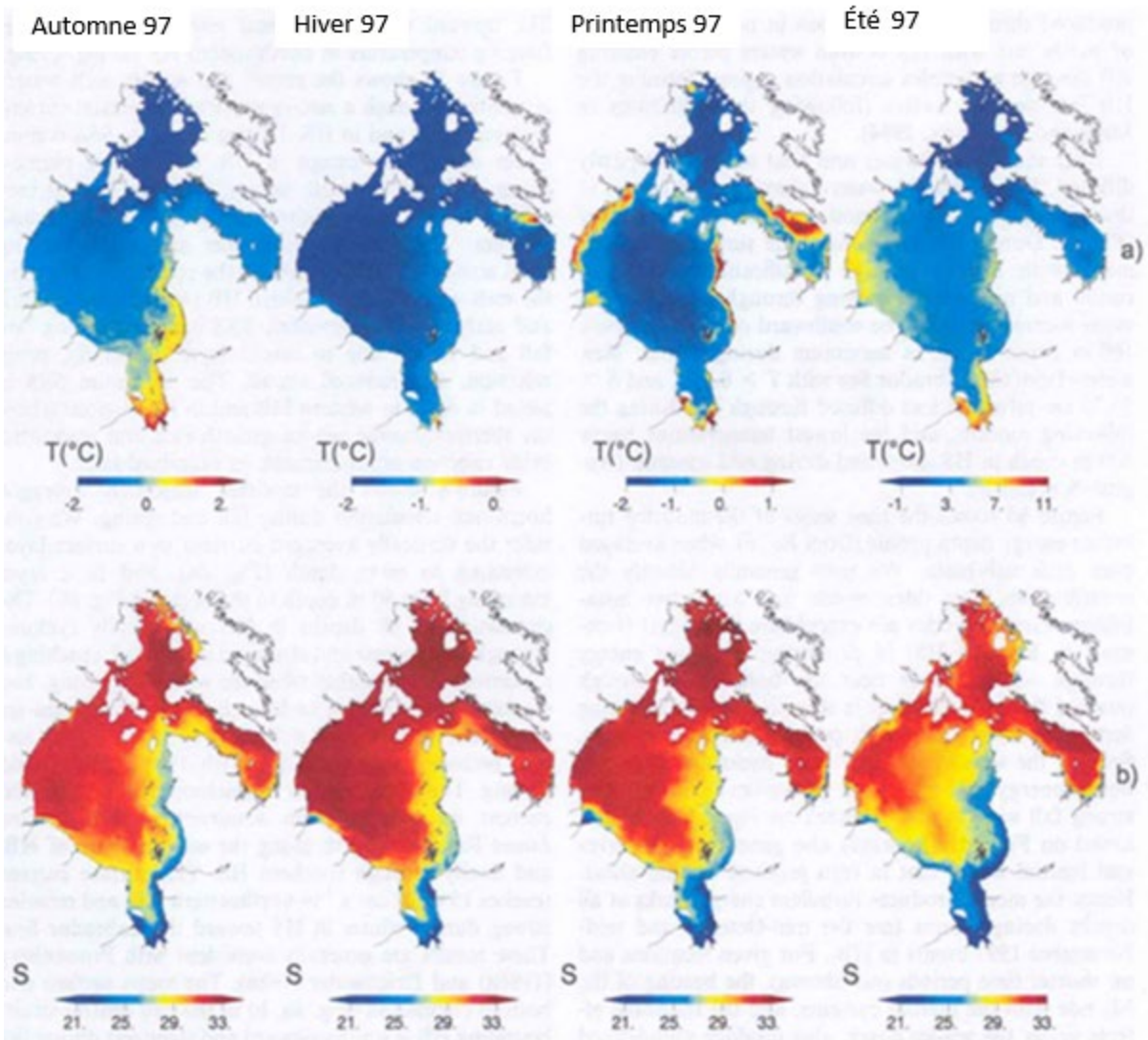


Figure 11. Moyenne saisonnière (pour des périodes de trois mois consécutifs commençant par la saison d'automne définie comme les mois d'octobre, de novembre et de décembre) : a) température à la surface de la mer (TSM, °C) et b) salinité à la surface de la mer (source : Saucier et al., 2004).

MARÉES

Le complexe de la baie d'Hudson est important à l'échelle mondiale du fait qu'il dissipe l'énergie marémotrice (Webb 2014). Il y a notamment de fortes marées semi-diurnes M_2 à proximité de l'île Southampton (Killett et al., 2011; Webb 2014). La modélisation a démontré que les fortes marées semi-diurnes locales M_2 sont dominées par quatre résonances qui se chevauchent, dont l'une se produit au nord de l'île Southampton. La géographie de la région influence fortement les amplitudes extrêmes des marées observées dans la baie d'Ungava, le détroit d'Hudson et Repulse Bay/le détroit de Roes Welcome. Les amplitudes prédites par Webb (2014) à l'aide de modèles à Repulse Bay (1,63 m) se comparent bien à celles d'un vrai marégraphe, qui a enregistré une amplitude de M_2 de 1,88 m.

Des modélisations supplémentaires ont démontré que les variations saisonnières des courants de marée et de l'amplitude des marées sont causées par la présence de glace de mer (Saucier

et al., 2004) et la friction sous la glace dans la baie d'Hudson, le sud du bassin Foxe et la limite ouest du détroit d'Hudson (St-Laurent et al. 2008).

En 2015, l'Institut Bedford a élaboré un programme de modélisation WebTide pour prédire les marées au Canada. Cet outil indique que les marées autour de la région côtière de l'île Southampton sont fortement semi-diurnes, la composante M_2 étant la plus importante (tableau 1). Les plus grandes amplitudes de marée ont été modélisées dans le détroit de Roes Welcome et diminuaient légèrement à mesure qu'elles se propageaient vers le sud. La plage d'élévation des marées baissait le long de la côte sud-ouest de l'île Southampton par les détroits de Fisher et d'Evans. La plage d'élévation des marées le long de la côte nord s'affaiblit à mesure que les marées se propagent vers le sud-est. Les amplitudes des marées sur les côtes est et ouest de l'île Coats étaient semblables à celles des détroits de Fisher et d'Evans.

Tableau 1. Estimation de l'élévation moyenne des marées (cm) pour les composantes semi-diurnes et diurnes* dans la zone d'importance écologique et biologique de l'île Southampton (ZIEB de l'île Southampton) selon le [Modèle de prévision de marée WebTide de l'Institut Bedford](#) (consulté le 8 août 2019).

Emplacement	Amplitude de la marée (cm)				
	Semi-diurne			Diurne	
	M_2	N_2	S_2	K_1	O_1
Nord du détroit de Roes Welcome	285,8	49,7	112,3	4,8	1,6
Centre du détroit de Roes Welcome	272,1	47,4	109	5,8	2,1
Sud du détroit de Roes Welcome	242,3	42,3	97,3	6,2	2,4
Bay of Gods Mercy	144,8	26,1	55,9	6,3	2,4
Cape Low	111,8	20,4	42,1	5,6	2,3
Coral Harbour	108,3	20,8	39,7	5,8	2,7
Détroit d'Evans	87,3	17,3	32,5	4,9	2,3
Détroit de Fisher	82,8	15,7	28,8	4,4	1,9
Est de l'île Coats	73,3	14,2	26,6	3,7	1,7
Ouest de l'île Coats	75,4	13,6	27,3	3,7	1,4
Cape Donovan	117,4	21,7	41,8	3,9	0,8
Baie East	96,8	18,5	34,9	4,7	1,7
Junction Bay	92,6	18,5	36,9	5,6	2,6

*Composantes semi-diurnes : M_2 est la période lunaire principale, N_2 est la plus grande période elliptique lunaire et S_2 est la période solaire principale (l'indice 2 fait référence aux deux cycles de marée complets pour chaque cycle astronomique). Composantes diurnes : K_1 est la composante déclinaisonnelle luni-solaire et O_1 est la composante déclinaisonnelle lunaire principale¹.

DÉCHARGE ET PANACHE DES RIVIÈRES

Les décharges de rivières dans la ZIEB-IS sont minimales tout au long de l'année. La plupart des cours d'eau de l'île Southampton sont petits et tous sauf le plus grand s'écoulent seulement quatre mois de l'année (Bird, 1953). Il y a peu de cours d'eau le long des falaises escarpées du nord de l'île Southampton (Stewart et Lockhart, 2005) et les rejets d'eau douce sur cette côte sont minimales. En plus de ces nombreux petits ruisseaux, quelques cours d'eau notables

¹ [Understanding Tides](#)

traversent l'île Southampton. Le plus long et le plus large, la rivière Boas (figure 2), prend sa source dans les hautes terres au centre de l'île et s'écoule vers le sud dans la région basse jusqu'à son embouchure dans la Bay of Gods Mercy (Zhang 2011). La rivière devient de plus en plus anastomosée à l'approche de la côte et son delta est inclus dans le refuge d'oiseaux Harry Gibbons. Le relief est bas, avec une chute moyenne de 0,6 à 1,1 m/km (Bird, 1953). La rivière Cleveland prend également sa source près du centre de l'île, mais s'écoule vers le nord jusqu'à la baie du duc d'York (Zhang, 2011). La rivière Ford s'écoule vers l'ouest à partir des hautes terres, dans la partie est de l'île, en direction de son embouchure à Coral Harbour (baie South). Les rivières Boas et Ford se jettent dans la baie d'Hudson, et la rivière Cleveland dans le détroit Frozen (Zhang, 2011). Ces rivières relient généralement plusieurs petits lacs intérieurs peu profonds et, après le ruissellement printanier, une grande partie du bassin hydrographique se compose d'infiltrations souterraines (Stewart et Bernier, 1984).

Bien que plusieurs rivières de l'île Southampton se jettent dans la ZIEB, les données historiques sur les décharges ne sont disponibles que pour la rivière Kirchoffer, qui se jette dans la baie South, près de la communauté de Coral Harbour (Déry *et al.*, 2005; [ECCC 2017](#)). La rivière Kirchoffer a un bassin hydrographique d'une superficie de 3 160 km² et un débit annuel moyen d'environ 26,0 m³/s, avec un débit maximal de plus de 490 m³/s, généralement atteint à la fin du mois de juin ou au début du mois de juillet. Entre octobre et mai, la décharge est faible ou nulle. La chute moyenne de la rivière Kirchoffer est de 3,8 m/km (Bird 1953).

Le ruissellement de la rivière dans le complexe de la baie d'Hudson influence fortement son état de saturation en carbonate de calcium qui, avec un faible pH, peut agir sur l'acidification des océans (Azetsu-Scott *et al.*, 2014). Cette influence est plus marquée dans l'ouest et l'est de la baie d'Hudson, où se jettent plusieurs grandes rivières. Le ruissellement dans la ZIEB-IS est également relativement faible et la saturation en carbonate de calcium est plus élevée. Pendant l'été, les rivières transportent et déposent des déchets de till, de vieilles terrasses fluviales et des glaciis à solifluxion dans l'île Southampton (Bird, 1953). Toutefois, à l'exception des zones où il y a des matériaux non agglomérés, l'érosion des rives de l'île Southampton depuis la dernière glaciation a été négligeable et les dépôts dans l'environnement marin de la ZIEB ont été relativement minimes.

L'apport d'eau douce dans le milieu marin a une incidence beaucoup plus grande sur la stratification de la couche de surface dans les zones côtières sous la glace de rive où d'autres facteurs environnementaux (marées, énergie des vagues et vent atténués) sont réduits ou absents (Ingram et Larouche, 1987a, b; Ingram et Prinsenberg, 1998). L'augmentation de l'énergie cinétique des marées était inversement liée au volume des panaches de la rivière La Grande sous la glace dans la baie d'Hudson (Freeman *et al.*, 1982). Même avec les effets du mélange, les panaches des rivières sous la glace dans la baie d'Hudson étaient de 10 à 40 fois plus grands dans la région et de deux à trois fois plus épais (dans une isohaline donnée) que lors de décharges estivales semblables en raison du facteur d'isolation de la glace (Ingram et Larouche, 1987a, b). Les taux de turbulence, d'entraînement et de mélange sont beaucoup plus faibles que pendant les périodes d'eaux libres, de sorte que l'influence des panaches en hiver est beaucoup plus importante que pendant l'été, malgré le ruissellement très faible. Ces panaches sous la glace peuvent influencer le biote. Par exemple, des panaches plus épais provenant de la rivière Great Whale, dans l'est de la baie d'Hudson, ont eu des effets négatifs sur la densité des proies et l'irradiance, interrompant l'alimentation des larves de la morue polaire (*Boreogadus saida*) et du lançon (*Ammodytes* sp.) dans la région (Fortier *et al.* 1996). De plus grands panaches d'hiver provenant de la même rivière ont également accru les concentrations de phytoplancton par rapport aux algues glaciaires (Legendre *et al.*, 1996).

RÉPARTITION ET RÉGIMES SAISONNIERS DES GLACES

En général, les eaux de la ZIEB-IS sont recouvertes de glace pendant l'hiver (historiquement à partir de la mi-novembre) et libres de glace pendant l'été, à partir de la fin du mois de juillet ou du début du mois d'août (figure 12, Stewart et Barber, 2010; CIS 2010, 2017). Dans le complexe de la baie d'Hudson, la plus grande partie de la glace est annuelle, bien qu'une petite quantité de glace pluriannuelle puisse pénétrer dans le nord du bassin Foxe par le détroit de Fury et Hecla (Markham 1986). L'épaisseur maximale de la glace de mer dans le complexe de la baie d'Hudson varie de 175 à 215 cm dans le nord du bassin Foxe à 100 à 125 cm dans la baie James (Markham, 1981; Prinsenbergh, 1986a; Gagnon et Gough, 2006). La glace de mer dans les zones littorales de la ZIEB-IS est souvent décrite comme étant de couleur gris-blanc et épaisse en première année, tandis que la glace hauturière est surtout de la glace de première année d'épaisseur moyenne (CIS, 2016). Le long des rives ouest et nord-est de l'île Southampton, y compris le sud du bassin Foxe, le détroit Frozen et le détroit de Roes Welcome, la glace de mer atteint généralement une épaisseur maximale plus grande (175-200 cm) que dans le détroit de Foxe, les détroits d'Evans et de Fisher, et les zones de la Bay of God's Mercy (150-175 cm) au sud (Markham 1981).

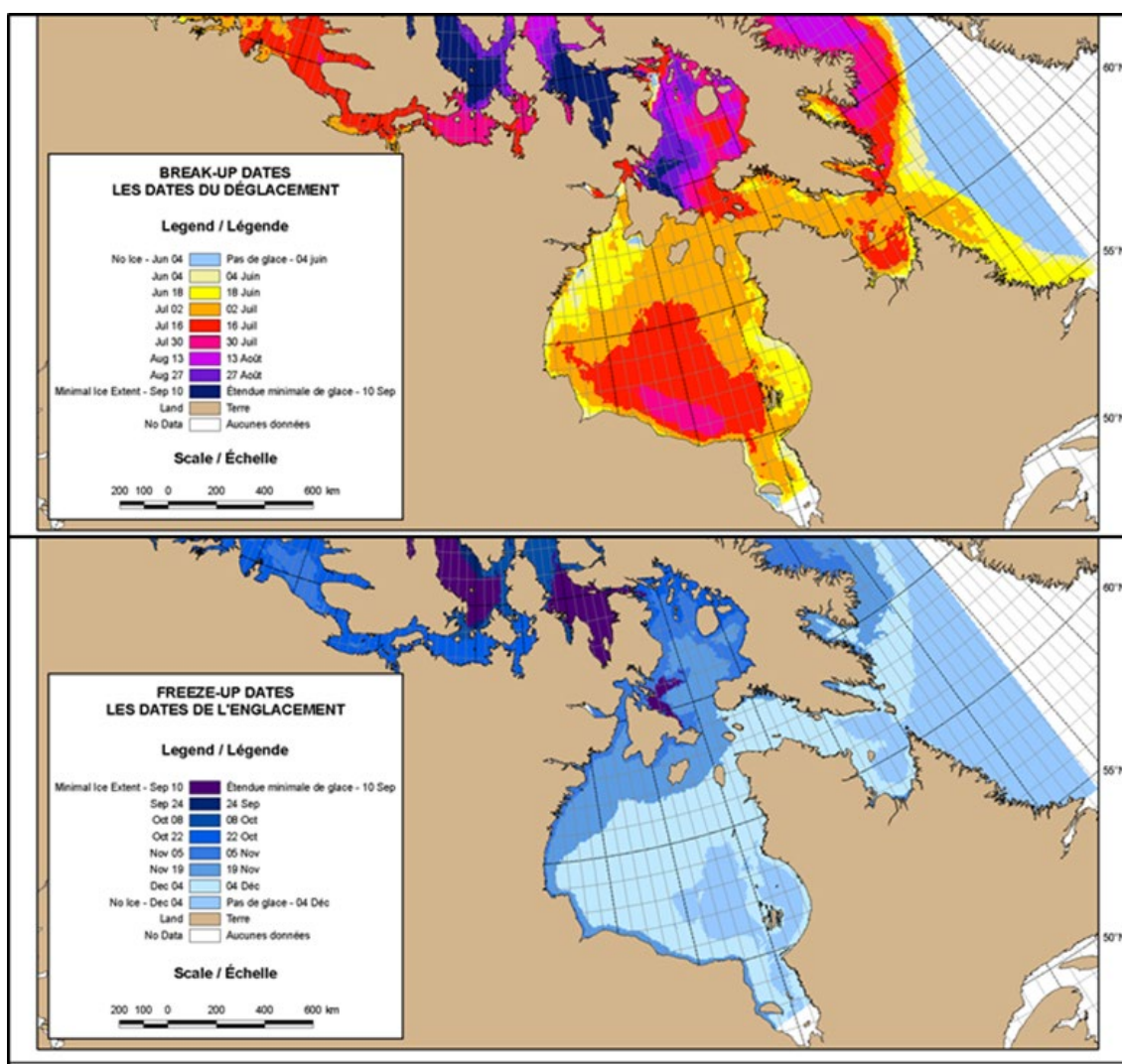


Figure 12. Formation et débâcle de glace dans le complexe de la baie d'Hudson de 1981 à 2010 (source : CIS 2017).

À l'aide de la modélisation, Saucier *et al.* (2004) décrivent de manière détaillée l'épaisseur de la glace de rive saisonnière dans tout le complexe de la baie d'Hudson, y compris la ZIEB-IS, de l'automne 1996 à l'été 1997. Pendant l'automne, l'épaisseur autour de l'île était toujours de 25 cm environ. L'hiver, la glace était la plus mince (62,5–125 cm) dans la Bay of God's Mercy, la baie South et le long de la côte nord-est, et la plus épaisse dans le détroit Frozen, le détroit de Roes Welcome, la région de l'île Coats et celle de la baie East, atteignant un maximum d'approximativement 200–250 cm à l'extrémité nord du détroit de Roes Welcome et à la pointe sud-est de l'île. Au printemps, il restait de la glace épaisse (> 200 cm) dans Repulse Bay, le détroit de Roes Welcome et à l'extrémité sud-est de l'île, tandis que l'épaisseur de la glace restante dans la ZIEB mesurait en grande partie de 62,5 à 125 cm (Saucier *et al.*, 2004). Dans les années 1960 et 1970, la glace de mer s'amincissait rapidement près de Coral Harbour de la fin juin à la mi-juillet (Bilello, 1980). À la fin de l'été, la glace était mince ou absente en grande partie dans la ZIEB, la zone ne comptant qu'une petite parcelle de glace plus épaisse (environ 100 cm) dans le nord du détroit de Roes Welcome (Saucier *et al.*, 2004). L'épaisseur de la glace peut être amplifiée localement dans les zones où il y a des crêtes de glace et des champs de blocaille (Markham, 1986; Prinsenber, 1988). Dans le nord de la baie d'Hudson, Markham (1986) a noté une moyenne de six crêtes par km, pour la plupart d'une hauteur de 1,0 à 1,5 m et avec des maximums de 3,0 à 3,5 m. Toutefois, en raison de crêtes flottant de manière isostatique plus haut que la glace environnante, la contribution réelle de la glace supplémentaire a été calculée à 0,15 m/2,0 m de crête/km pour la baie d'Hudson (Prinsenber, 1988).

Dans le complexe de la baie d'Hudson, la formation de glace commence habituellement en novembre le long de la côte ouest du nord du bassin Foxe et dans la baie d'Hudson. Les zones au nord de l'île Southampton comme Repulse Bay, l'inlet Lyon et le détroit Frozen sont parmi les premiers plans d'eau près de la ZIEB-IS où se forme la couverture de glace (figure 12, CIS 2010, 2013a, 2013b, 2017). En décembre, les eaux autour de l'île Southampton, y compris tout le bassin Foxe, la moitié ouest de la baie d'Hudson et la partie ouest du détroit d'Hudson, ont une couverture glacielle de 9/10 ou plus. La glace de mer près de Coral Harbour a généralement atteint son épaisseur maximale à la fin du mois de mai (Bilello, 1980). La banquise mobile domine dans le complexe de la baie d'Hudson, où elle représente souvent 90 % ou plus de la couverture de glace totale (CIS, 2010, 2017). La glace de rive se forme le long des côtes et des îles là où les courants océaniques et les mouvements de la glace provoqués par le vent sont réduits. Dans la ZIEB-IS, la glace de rive est présente dans toutes les grandes baies le long des rives de l'île Southampton, particulièrement sur la côte nord-est et dans la région de la baie South (CIS 2010). Repulse Bay, l'inlet Lyon et les îles au sud de l'inlet Lyon (toutes situées au nord de l'île Southampton) sont également bloqués par de la glace de rive (CIS, 2017). Dans d'autres régions au nord de l'île Southampton, comme le détroit Frozen et le détroit de Roes Welcome, des courants océaniques vigoureux empêchent la formation de glace de rive (Prinsenber, 1986a). Toutefois, les images satellitaires montrent que, tous les deux à quatre ans environ, un pont de glace se forme au-dessus du détroit de Roes Welcome, reliant l'île Southampton au continent (M. Kamula, Université du Manitoba, comm. pers.). On ne connaît pas bien les conditions et les processus qui expliquent la formation du pont de glace.

Pendant la débâcle printanière, les changements dans l'étendue et l'épaisseur de la couverture de glace autour de l'île Southampton sont minimales jusqu'au début du mois de juin, moment où les inlandis commencent à se détériorer et où une certaine ablation se manifeste (Bilello, 1980). La glace de rive commence à disparaître le long des rives et des régions où les courants de marée et de mer sont forts (CIS, 2010). Les abords de la ZIEB-IS, le détroit Frozen, le détroit de Roes Welcome et la côte sud de l'île Southampton figurent parmi les premiers endroits où la glace est réduite, se brisant plus tôt que sur la majeure partie de la côte nord (CIS, 2017). La fonte a lieu rapidement d'ici la fin du mois de juin ou le début du mois de juillet (Bilello, 1980).

Tout au long du mois de juillet, des vents du nord-ouest entraînent l'expansion des zones d'eaux libres au nord de l'île Southampton. Les concentrations de glace diminuent rapidement en août, et la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson et le sud de l'île Southampton deviennent libres de glace (figure 12; Bilello, 1980; CIS, 2017). Alors que le bassin Foxe est dégagé de glace, les floes de glace résiduels poussés par le vent et le courant se déplacent vers le nord de l'île Southampton, qui est généralement libre de glace plus tôt dans la saison. La fonte et le transport des glaces hors du bassin se poursuivent tout au long du mois de septembre. Le dégagement complet a normalement lieu avant la fin du mois de septembre, bien que, certaines années, la banquise lâche puisse persister pendant toute la durée de la période d'eaux libres. La glace de première année et la glace pluriannuelle commencent à pénétrer dans le bassin Foxe à partir du détroit de Fury et Hecla en août, et ce phénomène se poursuit tout l'été, bien que la couverture de glace autour de l'île Southampton ne soit pas composée de glace pluriannuelle.

CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET PROJECTIONS

Ces dernières décennies, les températures de l'air à la surface (Etkin 1991; Skinner *et al.* 1998, Comiso 2003, Hochhiem *et al.* 2010) et la durée de la période sans glace ont considérablement augmenté (Gagnon et Gough 2005a) dans la baie d'Hudson. On a également observé des diminutions correspondantes de l'étendue de la glace de mer (Parkinson et Cavalieri, 2008; Hochhiem *et al.*, 2010; Tivy *et al.*, 2011) et de l'épaisseur de la neige (Ferguson *et al.*, 2005). Par exemple, Falkingham *et al.* (2002) ont indiqué une diminution de 40 % de la couverture de glace de mer dans la région de la baie d'Hudson entre 1969 et 2001. De plus, Smith et Barber (2007) ont expliqué que l'importation de glace pluriannuelle dans le nord du bassin Foxe par le détroit de Fury et Hecla devient de plus en plus rare compte tenu de la récente réduction de la glace de mer dans l'archipel arctique canadien.

La débâcle de la glace de mer ces dernières années s'est produite environ deux à trois semaines plus tôt que dans les années 1970 (Gagnon et Gough, 2005a; Stirling et Parkinson, 2006, Scott et Marshall, 2010) et le gel automnal a eu lieu six jours plus tard, entre 1982 et 2005 (Stirling et Parkinson 2006, Laidler *et al.* 2009). Scott et Marshall (2010) ont suggéré que l'intensification des vents du sud-ouest en juin et l'augmentation correspondante de la température à la surface sont au moins partiellement responsables de l'avancement de la débâcle. Hochhiem *et al.* (2010) ont examiné les tendances de la température de l'air et des caractéristiques des glaces dans la baie d'Hudson de 1980 à 2005. Leurs résultats concordaient avec ceux des études précédentes et montraient un réchauffement constant de la température de l'air de 0,23 °C par décennie, qui a entraîné une diminution importante de l'étendue et de la concentration de la glace de mer, ainsi qu'une débâcle précoce et un englacement plus tardif (décalage de 0,8 à 1,6 semaine chacun). À partir des données de 1980 à 2014, Andrews *et al.* (2017) ont relevé un allongement de 1,14 jour/an de la saison des eaux libres, qui pourrait permettre d'accroître davantage le trafic maritime dans le détroit d'Hudson et la baie d'Hudson en direction et en provenance du port de Churchill et des opérations minières près de Baker Lake et de Rankin Inlet. Iverson *et al.* (2014) ont observé des taux de changement encore plus élevés (2,4 j/an) dans les passages du nord de la baie d'Hudson de 1988 à 2012. Cette route de navigation passe près de la pointe sud-est de l'île Southampton et au sud de l'île Coats et pourrait toucher les cétacés migrants qui fréquentent la ZIEB-IS.

La modélisation des conditions climatiques futures prévoyait que les tendances des caractéristiques de la glace de mer observées ces dernières années se poursuivraient (Gagnon et Gough, 2005b; Joly *et al.*, 2011). À partir des données historiques sur les tendances de la glace de mer de Hochheim et Barber (2014) et en supposant que ces tendances se maintiennent, Andrews *et al.* (2016) ont extrapolé des allongements de la durée de la saison

des eaux libres de 2,1, 2,3 et 3,3 semaines d'ici 2030 et de 4,1, 4,7 et 6,5 semaines d'ici 2050 dans la baie d'Hudson, le bassin Foxe et le détroit d'Hudson, respectivement. En utilisant le modèle climatique régional 4 du Canada, Joly *et al.* (2011) ont projeté un retard de 25 jours de l'englacement dans la baie d'Hudson et de 31 jours dans le bassin Foxe entre 2041 et 2070 comparativement à 1961-1990. De même, la débâcle devrait avoir lieu 24 jours plus tôt dans la baie d'Hudson et 22 jours plus tôt dans le bassin Foxe. On prévoit que le détroit d'Hudson sera essentiellement libre de glace en décembre et en juin. En outre, on s'attend à ce que le volume de la glace de mer diminue considérablement tout au long de la saison plus courte des glaces et que l'épaisseur de la glace de mer soit réduite de 20 à 60 %. Les changements les plus importants de la concentration et de l'épaisseur de la glace de mer devraient se produire dans le détroit d'Hudson et le sud de la baie d'Hudson; toutefois, on prévoit également une diminution importante de l'étendue de la glace dans le sud et l'ouest de l'île Southampton (Joly *et al.* 2011). Les résultats préliminaires du modèle Nucleus for European Modeling of the Ocean (NEMO) du Centre des sciences de l'observation de la Terre de l'Université du Manitoba sur les changements de la glace de mer dans le complexe de la baie d'Hudson concordent en général avec les projections de Joly *et al.* (2011) (Andrews *et al.*, 2016).

NIVEAUX TROPHIQUES INFÉRIEURS

Peu d'études caractérisent les niveaux trophiques inférieurs qui forment la base des réseaux trophiques marins du complexe de la baie d'Hudson, et il existe peu d'information pour la ZIEB-IS. Les niveaux trophiques inférieurs comprennent les procaryotes et les eucaryotes autotrophes et hétérotrophes, qui constituent la majeure partie de la production dans les systèmes marins et soutiennent toutes les voies trophiques et l'architecture de l'écosystème. La description ci-après porte sur les eucaryotes autotrophes (c.-à-d. le phytoplancton et les algues glaciaires) tout en reconnaissant l'importance primordiale des procaryotes dans le cycle du carbone et d'autres éléments. Bien qu'ils ne soient pas inclus dans la discussion, les microbes sont une composante importante des réseaux trophiques marins de l'Arctique et du cycle de l'azote, contribuant à plus de 95 % de la production primaire dans les océans (Matrai *et al.*, 2013). Il existe peu de données sur les assemblages, les répartitions et les réactions des espèces aux conditions climatiques changeantes dans l'Arctique (Pedro-Alios *et al.*, 2015); toutefois, le séquençage de l'ADN a révélé que la communauté d'eucaryotes microbiens de la baie d'Hudson se distingue de celles de l'archipel arctique canadien et de la baie de Baffin (Lovejoy, 2014).

PRODUCTION ET EXPORTATION DE PHYTOPLANCTON

Le phytoplancton et les algues associées à la glace fournissent directement ou indirectement de l'énergie et de la biomasse aux niveaux trophiques supérieurs. Des études réalisées par Lapoussière *et al.* (2009) et Ferland *et al.* (2011) ont démontré l'importante exportation de cellules de protistes intactes vers le fond dans le détroit d'Hudson, qui dénote un fort couplage pélagique-benthique dans cette région. Lapoussière *et al.* (2013) ont également montré une variabilité spatiale de la production primaire déterminée par les conditions hydrographiques et les nutriments.

La diversité phytoplanctonique marine totale dans l'Arctique canadien est plus élevée que dans les régions du Pacifique ou de l'Atlantique, avec plus de 1 229 taxons estimés (Archambault *et al.*, 2010; Poulin *et al.*, 2011; Darnis *et al.*, 2012). Les données disponibles indiquent que la biodiversité des niveaux trophiques inférieurs dans la baie d'Hudson comprend 586 taxons et est dominée par les diatomées (261 taxons) et les dinoflagellés (150 taxons) (Archambault *et al.*, 2010). La diversité des Bacillariophyceae et des Bacillariophyta, qui comprennent de nombreuses espèces associées à la glace, semble un peu plus faible dans la baie d'Hudson

que dans le reste de l'Arctique (Archambault *et al.*, 2010). Voir la liste des 484 taxons de phytoplancton, d'algues glaciaires et de macrophytes prélevés dans la région par Bursa (1961a, b), Legendre et Simard (1979), Lee (1980), Anderson *et al.* (1981), Roff et Legendre (1986) et Harvey *et al.* (1997), dans Loewen *et al.* (2020); cette liste représente un niveau minimal de diversité pour la ZIEB-IS.

Relativement peu d'études ont examiné la communauté phytoplanctonique de la ZIEB-IS. De ce fait, une grande partie de l'information présentée ici est tirée d'études menées dans le nord du bassin Foxe, dans la baie d'Hudson et dans le détroit d'Hudson (Bursa, 1961a, b; Harvey *et al.*, 1997; Ferland *et al.*, 2011). La modélisation à grande échelle de la production primaire et de la biomasse des algues glaciaires dans dix régions de l'Arctique suggère une production annuelle moyenne totale d'algues pour toutes les zones de 15,1 Tg C/an, dont environ 2,7 Tg C/an dans la région de l'archipel arctique canadien et de la baie de Baffin, qui comprend le bassin Foxe (Deal *et al.*, 2011) et est l'une des plus productives de tous les plateaux de la région panarctique (Carmack et Wassman, 2006; Deal *et al.* 2011). L'étendue, l'épaisseur et le caractère saisonnier de la glace de mer contribuent à la productivité dans cette région. En raison de la vaste gamme de variations temporelles et spatiales associées à la production d'algues glaciaires, ainsi que des variations dans le mélange des marées et la remontée des eaux, les modèles actuels de productivité primaire sous-estiment probablement la production réelle et les contributions globales à la région arctique (Michel *et al.*, 2015).

La variation temporelle et spatiale de l'absorption de la lumière par le phytoplancton a été mesurée pour quatre régions de l'Arctique, y compris la baie d'Hudson et le détroit d'Hudson, à l'automne (Brunelle *et al.* 2012). L'étude comptait deux sites, l'un à l'extrémité est de l'île Southampton et l'autre à l'est de l'île Coats, dans la ZIEB-IS. En général, la matière organique dissoute colorée a contribué à 80 % de toute l'absorption de lumière dans la baie d'Hudson, plus que dans toute autre région, en raison des importants apports d'eau douce dans le sud et l'est de la baie d'Hudson. Le phytoplancton a contribué à la majeure partie (65 %) de l'absorption dans le détroit d'Hudson. Les deux sites dans les eaux de la ZIEB-IS affichaient des ratios d'absorption semblables à ceux du sud et de l'est de la baie d'Hudson, mais une proportion plus élevée (67 %) du picophytoplancton trouvé dans le sud-ouest de la baie d'Hudson et l'archipel arctique canadien, ce qui peut être lié à une plus faible disponibilité des éléments nutritifs. La limitation de la lumière, la disponibilité des nutriments, la composition des communautés et la taille des cellules, dictées par les processus physiques, ont été les sources les plus importantes de la variabilité observée dans les spectres d'absorption de la lumière (a_{ϕ^*} ; 443 nm) parmi les régions (Brunelle *et al.*, 2012).

La productivité est souvent associée aux conditions hydrographiques et à l'hydrodynamique. Les mesures des concentrations de chlorophylle *a* dans la région montrent une biomasse phytoplanctonique plus élevée dans le détroit d'Hudson (Irwin *et al.*, 1983; Subba Rao et Platt, 1984; Smith *et al.*, 1985) que dans le bassin Foxe (Irwin *et al.*, 1983) et la baie d'Hudson (Ferland *et al.*, 2011). La production de phytoplancton dans le bassin Foxe atteint généralement un pic entre la mi-août et la fin août (Bursa, 1961a, b). Bien que les diatomées, les dinoflagellés et les ciliés soient les taxons les plus abondants dans le bassin Foxe, la diversité globale dans cette région est inférieure à celle du centre et de l'est du détroit d'Hudson (Bursa, 1961a, b; Harvey *et al.*, 1997). La biodiversité globale du phytoplancton dans la baie d'Hudson est élevée (Harvey *et al.*, 1997).

La croissance des algues glaciaires dans l'Arctique est limitée par différents facteurs environnementaux au cours de l'année. Au départ, elle est limitée par la disponibilité de la lumière, suivie d'une combinaison de la disponibilité de la lumière et des nutriments, ainsi que du type et de la quantité de précipitations pendant l'hiver. Le nitrate ou l'acide silicique limite habituellement la croissance des algues glaciaires à l'interface eau-glace de mer (Lavoie *et al.*,

2005). La transmission de la lumière à travers la glace de mer dépend des conditions de la couverture de neige (Perovich, 2007; Light *et al.*, 2008; Mundy *et al.*, 2005; Campbell *et al.*, 2015). La composition de la communauté des microalgues glaciaires dans la ZIEB-IS n'a pas été étudiée. Sibert *et al.* (2010) ont estimé des taux de production d'algues glaciaires, calculés à l'aide d'un modèle régional glace-océan en 3D, de plus de 300 mg C m⁻² jour⁻¹ dans le bassin Foxe, l'ouest de la baie d'Hudson et le sud du détroit d'Hudson (y compris la baie d'Ungava) en mai. Dans l'ensemble, Sibert *et al.* (2010) ont démontré une forte variabilité spatio-temporelle de la dynamique des algues glaciaires.

Des augmentations récentes de la productivité primaire ont été mesurées dans l'ensemble de l'Arctique (Arrigo, *et al.* 2008; Frey *et al.*, 2011, Bélanger *et al.*, 2013; Ardyna *et al.*, 2014) et pourraient se poursuivre avec le déclin de la couverture de glace de mer (Arrigo *et al.*, 2012, Tremblay *et al.*, 2012). La diminution de la glace de mer peut causer une augmentation des événements de remontée des eaux; cependant, d'autres facteurs, comme la convection profonde, influent sur la production primaire. Dans le passé, des proliférations de front de glace ont été documentées, et on n'est pas certain qu'elles soient plus répandues à l'heure actuelle ou qu'elles le seront à l'avenir. L'augmentation potentielle des proliférations sous la glace dans le contexte d'une couverture de glace plus mince devrait éloigner les centres de production primaire et secondaire des fronts de glace où se nourrissent les oiseaux de mer et les mammifères marins (Barber *et al.* 2015), avec des conséquences possibles sur les réseaux trophiques locaux dans toute la baie d'Hudson et les régions adjacentes.

MACROPHYTES MARINS

Les observations les plus directes de macrophytes dans la ZIEB-IS (voir la liste complète des espèces dans Loewen *et al.* 2020) ont été faites par les utilisateurs des ressources à Naujaat (côte nord-ouest de l'île Southampton; GN, 2011) et à Coral Harbour (côte sud et îles au large; GN, 2012). Des algues et des macrophytes benthiques intertidaux ont également fait l'objet de relevés directs réalisés dans la région du bassin Foxe, dans une section littorale limitée de la baie Steensby, par North/South Consultants Inc. *et al.* (2010). Les utilisateurs locaux des ressources d'Igloodik ont également identifié certains macrophytes marins dans le nord-ouest du bassin Foxe (GN, 2008). De plus, des prévisions peuvent être tirées de relevés intertidaux effectués à d'autres endroits dans l'Arctique canadien (Lee, 1973; Wilce, 1994).

La majeure partie de la flore marine au Nunavut est composée d'espèces communes également présentes dans l'Atlantique Nord (Lee, 1973; Wilce, 1994). Ces espèces sont bien adaptées aux conditions de faible luminosité, à une courte saison de croissance et à des températures de l'eau toujours basses, et comptent plusieurs vivaces qui peuvent vivre pendant des décennies (Wilce, 1994). L'abondance de macrophytes est généralement la plus faible à des profondeurs d'eau inférieures à 3 m (en raison de l'érosion par les glaces) et la plus grande entre 3 et 15 m (Cross *et al.*, 1984; Wilce, 1994). Des études plus récentes indiquent que le varech, les algues rouges et les algues coralliennes incrustantes peuvent se trouver à des profondeurs d'au moins 30 m, mais qu'elles ont été observées à des profondeurs plus grandes (B. Konar, University of Alaska Fairbanks, comm. pers.).

Les macrophytes marins du nord du bassin Foxe identifiés par les utilisateurs locaux des ressources d'Igloodik sont le laminaire à long stipe (*Laminaria longicrurus*), l'alarie (*Alaria esculenta*) et le fucus vésiculeux (*Fucus* sp.) (GN, 2008). Le laminaire à long stipe est répandu dans les zones à fort courant du détroit de Roes Welcome, la dulce (*Palmaria* spp.), sur les rives du détroit Frozen, et la laminaire criblée (*Agarum* sp.) ,dans les habitats côtiers peu profonds du nord-ouest de l'île Southampton (GN, 2011). D'autres taxons sont présents le long de la côte nord-ouest de l'île Southampton, comme l'alarie *Alaria esculenta*, les *Fucus* sp. et l'algue brune *Desmarestia aculeata*. Les *Fucus* sp. sont répandus le long de la côte sud de l'île

Southampton, la laminaire criblée *Agarum* sp. est courante près de la communauté et le laminaire à long stipe *Laminaria longicrurus* se trouve près des îles Walrus et Bencas (GN, 2012). Les algues vertes (*Codium fragile*) et les mertensia (*Mertensia* sp.) se rencontrent dans des zones côtières isolées de la baie South et de petites îles au large des côtes.

ZOOPLANCTON

Le zooplancton et la faune sympagique sont des maillons critiques entre la productivité primaire et les niveaux trophiques supérieurs (p. ex. macroinvertébrés benthiques et pélagiques, poissons, oiseaux, mammifères marins). Malgré leur importance, les communautés zooplanctoniques et sympagiques de la ZIEB-IS et des autres régions de l'Arctique ont fait l'objet d'études limitées. Des relevés zooplanctoniques ont été effectués dans la baie d'Hudson (Estrada *et al.*, 2012), le détroit d'Hudson (Estrada *et al.*, 2012), le bassin Foxe (Grainger, 1959, 1962, 1965; Harvey *et al.*, 2001; NSC *et al.*, 2010; Estrada *et al.*, 2012), l'archipel arctique canadien (Buchanan *et al.*, 1977; Darnis *et al.*, 2012; Harwood *et al.*, 2017) et la baie Frobisher (Grainger et Hsiao, 1990). La diversité zooplanctonique dans l'Arctique a été estimée à (un minimum de) 131 familles et 372 espèces, et est donc semblable à celle de l'océan Atlantique et inférieure à celle du Pacifique (Archambault *et al.*, 2010; Darnis *et al.*, 2012). Les résultats des relevés indiquent que le système de la baie d'Hudson (y compris la ZIEB de l'île Southampton) soutient moins de la moitié du nombre d'espèces recensées dans les eaux du nord de l'Arctique (166); toutefois, la diversité totale dans la région de la baie d'Hudson a probablement été sous-estimée en raison du sous-échantillonnage des annélides (Archambault *et al.*, 2010).

Les arthropodes (en particulier les maxillopodes) et les cnidaires étaient les groupes les plus diversifiés et les plus abondants dans le système de la baie d'Hudson, contrairement à la région arctique, dominée par les calanoïdes et les harpacticoïdes. La diversité des phyla moins communs de zooplancton (mollusques, cténophores, chétognathes et cordés) était semblable à celle des autres régions arctiques. L'abondance globale était également beaucoup plus faible dans la région du bassin Foxe que dans les eaux plus tempérées ou les eaux arctiques plus à l'est (p. ex. le détroit d'Hudson), dominées par des salinités plus élevées et un mélange et une stratification moins marqués des courants (Grainger, 1959; Harvey *et al.*, 2001). Estrada *et al.* (2012) ont constaté que la biomasse zooplanctonique totale du côté nord de la ZIEB-IS était jusqu'à quatre fois plus élevée que dans la baie d'Hudson proprement dite. Cette étude montre que la structure de la colonne d'eau est un facteur clé de la biomasse et de la diversité zooplanctoniques et, par conséquent, de la différenciation des communautés dans la ZIEB-IS autour de celle-ci. Les espèces d'amphipodes de la ZIEB-IS distinguaient la région des stations d'échantillonnage du détroit d'Hudson et de la baie d'Hudson (Estrada *et al.*, 2012). Loewen *et al.* (2020) donnent une liste des taxons identifiés dans la ZIEB de l'île Southampton ou à proximité (Grainger, 1959, 1962; Thomas, 1999; Harvey *et al.*, 2001). Les copépodes et les amphipodes, en particulier les espèces sympagiques, étaient les taxons les plus diversifiés.

Le zooplancton à la limite de dislocation de la glace et les amphipodes sympagiques de la ZIEB-IS n'ont pas été étudiés directement, mais la composition de la communauté devrait être semblable à celle des zones où la couverture de glace est saisonnière. Les copépodes calanoïdes, harpacticoïdes et cyclopedes, les amphipodes hypéridés et les espèces sympagiques *Onisimus glacialis*, *Apherusa glacialis* et *Gammarus wilkitzkii* sont courants à la lisière des floes dans les régions avoisinantes (Grainger, 1959; 1962; Atkinson et Wacasey, 1989a; Pomerleau *et al.*, 2011a). Pendant une étude portant sur les regroupements de baleines boréales dans le bassin Foxe en 1996 et 1997, Thomas (1999) a constaté que la densité zooplanctonique (dominée par les copépodes) diminuait à mesure que la distance par rapport à la lisière des floes augmentait. De plus, la densité du zooplancton augmentait à mesure que la

saison estivale avançait, probablement en réaction à la croissance accrue des algues (Thomas, 1999). De même, Grainger (1959) a constaté que le volume de zooplancton près d'Igloodik en 1955 et 1956 était le plus faible à la mi-avril (fin de l'hiver) et le plus élevé à la fin du mois de septembre, avant la formation des glaces. Ces tendances étaient principalement la conséquence des changements dans l'abondance du zooplancton herbivore en réaction à la croissance des algues. Sur les 28 espèces de zooplancton recensées par Grainger (1959) près d'Igloodik, les plus abondantes étaient les copépodes, mais les chétognathes (vers sagittaires; *Parasagitta elegans*), les larves de cirripèdes, les cnidaires hydrozoaires (*Halitholus cirratus*) et les tuniciers pélagiques (*Fritillaria borealis*) étaient également fréquents. La variation annuelle du développement du zooplancton a été attribuée en partie aux fluctuations de la durée de la couverture de glace (Grainger 1962).

Les eaux arctiques qui pénètrent dans le bassin Foxe par le détroit de Fury et Hecla influent sur les populations de zooplancton dans la majeure partie du nord et du centre du bassin Foxe (Grainger 1962, 1965). En revanche, le sud du bassin Foxe, le détroit de Foxe et les eaux à proximité des îles Southampton, Nottingham et Charles de même que, dans une moindre mesure, le nord-est du bassin Foxe, sont principalement influencés par les eaux subarctiques. Les espèces de zooplancton typiques des communautés arctiques comme *Calanus glacialis*, *C. hyperboreus* et *Pseudocalanus minutus* sont les plus abondantes dans les régions du nord et du centre du bassin Foxe, mais beaucoup moins courantes dans le sud, près de l'île Southampton (Grainger, 1962; NSC *et al.*, 2010). Lorsqu'elles sont présentes dans le sud, ces espèces se trouvent généralement à des profondeurs plus grandes que dans le nord, car elles suivent les masses d'eau froide qui coulent (Grainger 1962). On rencontre plus souvent les espèces indicatrices d'une influence subarctique (p. ex. *Calanus finmarchicus*) dans le sud du bassin Foxe que dans le nord, mais elles sont encore beaucoup moins abondantes que dans le détroit d'Hudson (Harvey *et al.*, 2001).

COMMUNAUTÉ BENTHIQUE

La répartition et l'abondance des organismes benthiques sont influencées par un certain nombre de facteurs, notamment le type de substrat, la tranche d'eau, la glace de mer (p. ex. l'érosion), les propriétés physiques et chimiques de la colonne d'eau et la disponibilité de la nourriture. On estime que les eaux arctiques canadiennes, qui abritent environ 1 000 à 1 300 taxons benthiques, sont plus diversifiées que l'océan Pacifique et au moins aussi diversifiées que la côte atlantique du Canada (Archambault *et al.*, 2010; Snelgrove *et al.*, 2012; Darnis *et al.* 2012). Bien qu'on considère que le nombre actuel d'espèces observées soit une sous-estimation (Piepenburg *et al.*, 2011), la diversité dans l'écorégion de la baie d'Hudson était la plus faible parmi les régions arctiques étudiées par Cusson *et al.* (2007), et pourrait s'expliquer par la faible production primaire (Archambault *et al.*, 2010). Toutefois, il faut prendre en considération les limites de l'étude de Cusson *et al.*, (2007). En effet, les auteurs ont utilisé les données d'Atkinson et Wacasey (1989a, b) pour effectuer leur analyse. Ces ensembles de données se limitaient aux habitats côtiers et du plateau et ne tenaient pas compte de l'habitat benthique en dessous de 200 m.

D'après de nouvelles recherches inédites, cette région pourrait être plus productive qu'on ne le supposait auparavant (M. Pierrejean, Université Laval, comm. pers.). Plus précisément, c'est dans la ZIEB de l'île Southampton que la productivité est la plus élevée dans le complexe de la baie d'Hudson, y compris le détroit d'Hudson. Pour déterminer comment les paramètres environnementaux structurent les communautés, Pierrejean *et al.* (2018) ont recouru à une modélisation hiérarchique des communautés d'espèces (Ovaskainen *et al.*, 2017). Le modèle est fondé sur la présence des espèces tirée de données historiques (Atkinson et Wacasey, 1989a; Cusson *et al.*, 2007; Piepenburg *et al.*, 2011) et récentes publiées de 31 stations. À

l'aide de ces données, ils ont dressé une carte préliminaire des espèces épibenthiques en fonction de la richesse en espèces prédite. La tranche d'eau, la glace de mer, la chlorophylle à la surface, la concentration d'oxygène dissous, la température en profondeur et la salinité ont été utilisées pour élaborer le modèle. Les prédictions du modèle mettent en évidence cinq régions d'une grande richesse en taxons : la baie James, prédiction de plus de 60 taxons, l'est de la baie prédiction de plus de 40 taxons, le centre de la baie, prédiction de près de 30 taxons, l'est de la ZIEB de l'île Southampton, prédiction de 20 taxons et la polynie du détroit de Roes Welcome, prédiction de 10 taxons (figure 13). Le centre de la baie et l'est de l'île Southampton se caractérisent par une convergence des courants profonds (Saucier *et al.*, 2004) pouvant fournir un apport en éléments nutritifs qui se traduit par une productivité benthique élevée. Barber et Massom (2007) ont défini deux polynies dans la baie d'Hudson : la polynie du détroit de Roes Welcome et la région près des îles Belcher (à l'est de la baie) correspondant à une grande richesse en taxons prévue dans le modèle.

La liste des taxons benthiques identifiés dans les eaux marines de la ZIEB de l'île Southampton ou à proximité figure dans Loewen *et al.* (2020). Au moins 430 taxons ont été identifiés dans la région; les amphipodes, polychètes, gastropodes, hydrozoaires et des bryozoaires étant parmi les principaux taxons les plus diversifiés.

Kostylev *et al.* (2015) ont dressé une carte préliminaire du potentiel de croissance benthique dans les eaux extracôtières du Canada, y compris la baie d'Hudson et le bassin Foxe. Les auteurs ont défini le « potentiel de croissance » comme étant la quantité d'énergie disponible pour la croissance et la reproduction des animaux. Les données sur la bathymétrie du fond marin, la température près du fond et à la surface, la salinité et la densité de l'eau, la saturation en oxygène, la chlorophylle à la surface et les éléments nutritifs près du fond ont été utilisées pour élaborer le modèle. Même si le calcul du potentiel de croissance était fondé sur les eaux extracôtières canadiennes dans leur ensemble (c.-à-d. sans différencier les régions), le modèle appuyait la compréhension actuelle de la productivité benthique dans la région, suivant les gradients longitudinaux et côtiers-hauturiers (Kostylev *et al.*, 2015). Le modèle a caractérisé la baie d'Hudson comme présentant un potentiel de croissance moyen à faible, avec des valeurs plus élevées le long de la côte. En revanche, le bassin Foxe affichait un important potentiel de croissance, attribué à une forte saturation en oxygène (Kostylev *et al.*, 2015).

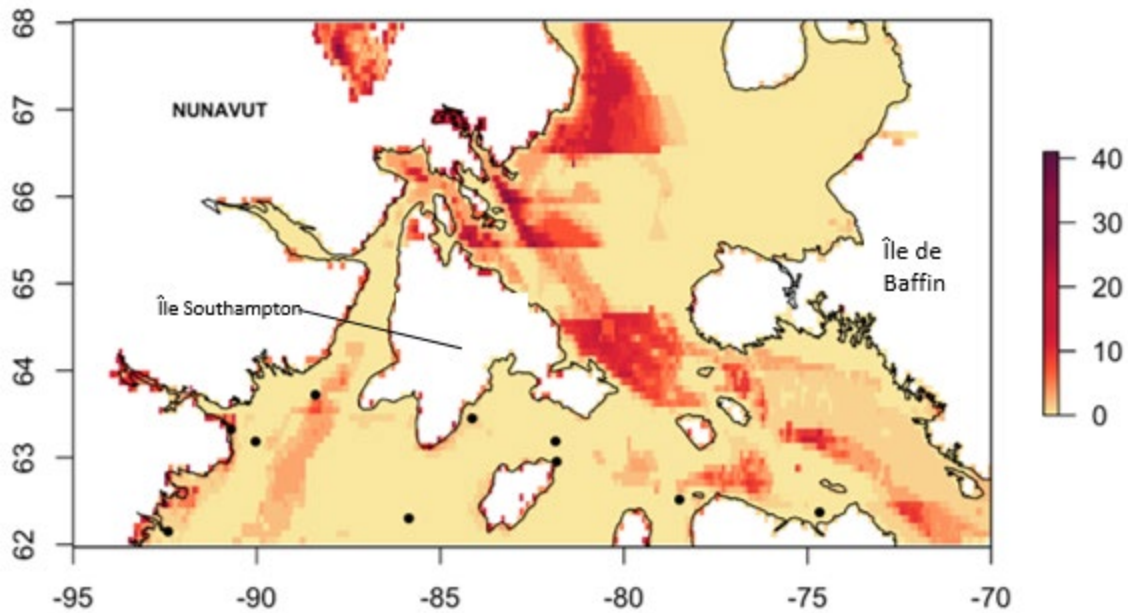


Figure 13. Prédiction de la richesse modélisée en espèces benthiques dans les zones de l'île Southampton et des alentours (source : M. Pierrejean). Les cercles représentent les stations d'échantillonnage réelles en 2018. Le rouge au rouge foncé sur l'échelle représente un niveau élevé de richesse en taxons.

Au total, 479 espèces d'invertébrés benthiques ont été prélevées dans 177 stations de la baie d'Hudson entre 1953 et 1965, dont plusieurs dans la ZIEB-IS (Atkinson et Wacasey, 1989a). Ces dernières années, des plongeurs ont échantillonné le benthos dans la baie East, mais les données sont encore inédites au moment du présent rapport (P. A. Smith, ECCC, comm. pers.). Les annélides étaient en général le phylum dominant dans tout le système de la baie d'Hudson (Atkinson et Wacasey, 1989a, Cusson *et al.*, 2007). Dans les quatre sites de la ZIEB, 171 espèces de 24 taxons supérieurs (classes, ordres ou phyla) ont été identifiées, dont 58 n'ont pas été trouvées dans des sites avoisinants du bassin Foxe. Ces sites de la ZIEB étaient plus profonds (plage de 29 à 110 m), en moyenne, que les autres sites échantillonnés dans le nord du bassin Foxe. Les diverses profondeurs de relevé et techniques d'échantillonnage utilisées sur plusieurs années pendant le relevé d'Atkinson et Wacasey (1989a) peuvent expliquer au moins certaines des différences dans la composition des communautés entre les sites de la ZIEB. Les sites se trouvant dans la ZIEB abritaient des assemblages particulièrement variés de polychètes, d'amphipodes, de cnidaires, d'échinodermes, de gastropodes et de bivalves (Atkinson et Wacasey, 1989a). Les espèces ubiquistes et abondantes dans la région du bassin Foxe et de la baie d'Hudson étaient le bivalve *Hiatella arctica*, la moule *Musculus discors*, l'amphipode *Anonyx nugax*, les décapodes *Lebbeus polaris* et *Arcturus baffini*, l'oursin vert *Strongylocentrotus droebachiensis* et l'Ophiuride *Ophiacantha bidentate* (Calder, 1970; Atkinson et Wacasey, 1989a, b). La crevette est plus fréquente à mesure que l'on se dirige vers l'est dans le détroit d'Hudson depuis le nord de la baie d'Hudson (Hudon, 1990).

La composition des communautés benthiques semble varier d'une région à l'autre. Par exemple, Atkinson et Wacasey (1989a, b) ont constaté qu'environ 29 % des taxons identifiés dans le nord-ouest du bassin Foxe et le sud du détroit de Foxe et de l'île Coats étaient uniques à chacun de ces endroits. En revanche, les échantillons de la région du détroit Frozen et du

détroit de Welcome Roes contenaient le plus grand nombre de taxons (375), mais le plus petit nombre de taxons (environ 11 %) uniques à la région (Calder, 1970; Atkinson et Wacasey, 1989a, b). Dans l'ensemble, le bassin Foxe et l'île Southampton ont une communauté benthique distincte (sur le plan de la diversité) de celles des régions proches du détroit d'Hudson ou de la baie d'Hudson (Cusson *et al.*, 2007). Kenchington *et al.* (2011) ont désigné la polynie du détroit Roes Welcome (souvent appelée la polynie de l'île Southampton) comme une ZIEB distincte en raison de sa productivité et de sa richesse benthiques potentiellement élevées (Kenchington *et al.*, 2011).

Plus de la moitié des taxons prélevés dans le nord de l'île Southampton sont des amphipodes et des ectoproctes, dont plusieurs sont relativement courants (Loewen *et al.*, 2020). Dans la région sud du détroit de Foxe et de l'île Coats, qui est influencée par les courants de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson, les polychètes sont les plus diversifiés, composant près de 40 % des 89 taxons uniques. Trois des taxons individuels les plus fréquents dans cette région sont le pétoncle d'Islande *Chlamys islandica*, la moule bleue *Mytilus edulis* et le crabe lyre de l'Arctique *Hyas coarctatus*, tous originaires de l'est et plus abondants plus à l'est.

La plupart des relevés sur les invertébrés benthiques dans le bassin Foxe ont été menés dans les habitats infralittoraux et des plateaux, la majorité des stations d'échantillonnage se trouvant de 0 à 192 mètres de profondeur avec moins de 5 stations à plus de 200 m (Calder, 1970; Atkinson et Wacasey, 1989a, b). Le type de substrat, la lumière, les sédiments en suspension, le courant, la salinité, la température et l'oxygène dissous sont tous des déterminants importants de la structure de la communauté benthique dans les zones infratidales (Dale *et al.*, 1989), alors que la salinité au fond, la température et la production primaire sont des variables clés de l'habitat des plateaux (Cusson *et al.*, 2007).

La répartition des macroinvertébrés pour l'île Southampton (GN, 2011, 2012) est quelque peu connue localement. Les myes (*Bivalvia*), les étoiles de mer (*Echinodermata*), les gastéropodes volants (*Gastropoda*), le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*), les oursins, les amphipodes, les cténophores, la natrice arctique (*Cryptonatica affinis*), les scyphozoaires, les crevettes et les gonatidés (*Gonatidae*) ont été signalés dans les zones côtières du nord-ouest de l'île Southampton (GN, 2011). Sur la côte sud de l'île, en particulier dans la baie South, la mye tronquée (*Mya truncata*) est souvent la proie des morses (*Odobenus rosmarus*) (GN, 2012). La moule bleue comestible (*Mytilus edulis*) est également fréquente dans la région. Les coques européennes, le pétoncle d'Islande, le buccin, les oursins, les étoiles de mer, les crabes, les holothuries, les crevettes, les amphipodes, les mysididés, les calmars, les pouces-pieds (*Cirripedia*), les natrices arctiques, les papillons de mer (*Clione limacina*), les cténophores, les scyphozoaires et les patelles ont également été signalés dans la baie South et les eaux environnantes.

POISSONS MARINS ET ANADROMES

L'île Southampton fait partie des écozones de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson (Coad et Reist, 2004). Les descriptions de la présence et de la répartition des espèces de poissons sont largement inexistantes pour le complexe de la baie d'Hudson, peut-être en raison du manque de ressources halieutiques exploitables commercialement (Stewart et Lockhart, 2005). Ponton et Fortier (1992) et Ponton *et al.* (1993) ont indiqué un certain nombre de larves de poisson dans le panache de la Grande rivière de la Baleine (sud-est de la baie d'Hudson) au printemps et à l'été. Les larves de morue polaire et de lançon étaient les plus abondantes; cependant, des larves de lompénie de Fabricius (*Lumpenus fabricii*), de limace gélatineuse (*Liparis fabricii*), de stichée arctique (*Stichaeus punctatus*), de chabots (*Cottidae*), de capelan (*Mallotus villosus*), de lotte (*Lota lota*) et de corégoninés étaient également présentes dans certaines parties de la

zone d'étude, selon la salinité (Ponton *et al.*, 1993). On ne sait pas si des aires d'alevinage semblables se trouvent dans les panaches des rivières de la ZIEB-IS.

De 42 à 44 espèces de poissons marins environ ont été répertoriées dans la baie d'Hudson; 88 sont présentes dans le détroit d'Hudson, et 18 ont été enregistrées dans le bassin Foxe (Coad et Reist, 2018). Bien que les études sur les communautés de poissons dans la ZIEB de l'île Southampton soient limitées, bon nombre des espèces observées dans ces régions pourraient être présentes dans la ZIEB. Selon Stewart et Lockhart (2005), au moins 61 espèces de poissons seraient présentes dans l'écosystème marin de la baie d'Hudson et de la baie James, et le nombre d'espèces de poissons marins de l'Arctique augmente avec la latitude. Parmi les espèces de la baie d'Hudson et de la baie James, 25 sont entièrement marines, dix vivent dans des milieux marins et estuariens, neuf sont anadromes, 16 sont semi-anadromes, une (chaboisseau à quatre cornes; *Myoxocephalus quadricornis*) est entièrement estuarienne, et une (saumon de l'Atlantique; *Salmo salar*) est diadrome (Stewart et Lockhart, 2005). Les espèces anadromes et semi-anadromes (à l'exception de l'omble chevalier, *Salvelinus alpinus*) sont moins fréquentes dans le nord de la baie d'Hudson (y compris l'île Southampton) que dans la baie James, car les eaux côtières sont plus salines vers l'île Southampton. Des espèces comme les corégoninés, la lotte et le touladi (*Salvelinus namaycush*) sont moins courantes au nord. Le nombre d'espèces est faible comparativement à celui du détroit d'Hudson, ce qui peut refléter l'effort d'échantillonnage ou des différences dans les paramètres de la bathymétrie et d'autres paramètres des habitats (Stewart et Lockhart, 2005). Loewen *et al.* (2019) dressent une liste complète des espèces de poissons qui se trouvent ou pourraient se trouver dans la ZIEB-IS d'après l'Inuit Qaujimagatuqangit (IQ) (GN, 2011, 2012) et les données scientifiques disponibles (Coad et Reist, 2018; Stewart et Bernier, 1984). Ce rapport présente également la répartition des espèces de poissons pour chaque groupe de familles pour la ZIEB-IS et les régions environnantes (Coad et Reist, 2018; Loewen *et al.*, 2020).

Au moins trois espèces de limaces de mer (*Liparis* sp.) vivent le long des rives des îles Southampton et Coats (Able et McAllister, 1980). L'IQ de Repulse Bay a identifié des bancs de capelan (*Mallotus villosus*) dans toute la baie et plusieurs espèces de chabots (*Cottidae*), de lompes (*Cyclopteridae*) et d'anguilles (*Zoarcidae*) près de la communauté (GN, 2011). Outre les abondants et ubiquistes ombles chevaliers et morues polaires (*Boreogadus saida*) (décrits ci-après), les résidents de Coral Harbour ont également mentionné l'ogac (*Gadus ogac*), des lompes, des capelans (*Mallotus villosus*, baie South) et plusieurs espèces de chabots toute l'année le long des côtes nord et sud (GN, 2012). Les membres de la collectivité ont également observé la lompenie tachetée (*Lumpenus maculatus*) et le lançon sur les côtes de l'île Coats. Des raies boréales (*Amblyraja hyperborea*) ont été observées dans les eaux extracôtières à l'embouchure de la baie South.

Selon Beamish (2002), les changements climatiques pourraient avoir un plus grand impact sur les pêches mondiales que la surpêche. Cet effet pourrait être plus marqué dans l'Arctique, où les hausses de température devraient être les plus importantes. Wisz *et al.* (2015) prévoient que d'ici 2100, 41 espèces de l'Atlantique pourraient atteindre les eaux du Pacifique et que 44 espèces du Pacifique pourraient s'étendre jusqu'à l'Atlantique. En raison des changements dans les paramètres environnementaux, comme la qualité de l'habitat, le transport des larves dans les courants, les profils migratoires et la croissance des populations, on a prévu que les animaux marins déplaceraient leur répartition vers les pôles à raison de 40 km par année (Cheung *et al.* 2008, 2009). Les relevés d'aujourd'hui sont menés dans la ZIEB-IS.

Des études sur l'alimentation des oiseaux de mer réalisées dans la ZIEB-IS ont décrit des changements dans l'alimentation au fil du temps, ce qui donne à penser que l'abondance relative de certaines espèces de poissons marins pourrait être en train de changer. Gaston *et al.* (2003) ont signalé une diminution importante de la présence des morues polaires, des

chabots et des anguilles dans les régimes alimentaires des poussins du Guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) de la colonie nicheuse de l'île Coats entre 1980 et 2002. Une augmentation de la présence du capelan et du lançon dans l'alimentation des poussins de guillemots a été observée pendant la même période. La couverture de glace de juillet dans le détroit d'Evans entre 1981 et 1999 était la moitié de celle des années précédentes, suggérant que le changement de régime observé chez les poussins de guillemots reflétait les changements dans l'abondance des populations de poissons fourrages résultant du réchauffement général de la baie d'Hudson. Les changements continus dans l'alimentation des poussins de guillemots malgré des conditions glacielles plus stables depuis la fin des années 1990 permettent de penser qu'un changement environnemental progressif et cumulatif se produisait dans la communauté marine près de l'île Southampton (Gaston et Elliott, 2014).

La plus grande partie de la pêche commerciale côtière et intérieure au Nunavut cible l'omble chevalier, bien que certaines collectivités aient développé des pêches du corégone (*Coregonus* sp. ou *Prosopium* sp.) et du flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) (GN, 2016a). La collectivité de Coral Harbour a récemment manifesté de l'intérêt pour le développement d'une pêche de l'omble et, bien que les récoltes commerciales n'aient pas encore commencé, trois plans d'eau situés dans le nord de l'île Southampton ou adjacents à celui-ci et dans la ZIEB de Repulse Bay et du détroit Frozen ont actuellement des quotas attribués (GN, 2016a). Les résidents de Coral Harbour récoltent l'omble chevalier et d'autres espèces, comme le touladi, la cisco sardinelle [*Coregonus sardinella*], et la morue (*Gadidae*), ainsi que des chabots dans l'île Southampton et les zones côtières adjacentes toute l'année (Riewe, 1992).

OMBLE CHEVALIER (*SALVELINUS ALPINUS*)

Malgré la présence de l'omble chevalier anadrome et non anadrome dans la ZIEB-IS (GN, 2012), aucune étude sur la population et le cycle biologique n'y a été menée directement. L'omble chevalier anadrome utilise les eaux littorales de la ZIEB-IS partout où il y a des rivières ou des lacs convenables et accessibles pour le frai (GN, 2011, 2012). Des études de télémétrie réalisées dans d'autres régions de l'Arctique canadien démontrent également que l'omble chevalier préfère généralement utiliser les habitats côtiers dans les milieux marins (Moore *et al.*, 2016; Spares *et al.*, 2012). L'omble chevalier n'a pas été observé sur la côte ouest de l'île Southampton et a une répartition fragmentée le long de la côte (baie Nuvuarjualuk, sud des îles Ascension, cap Fisher, monts Porsild, rivière Canyon, cap Bylot, baie Duke of York, sud du cap Munn) (GN, 2012). Il est présent dans plusieurs rivières de la côte de l'île Southampton, y compris la rivière Canyon, les affluents qui prennent leur source dans les monts Porsild, le lac Maumi au mont Minto, l'inlet Iglurjuakuiluit, la rivière Post, la rivière Ford, la rivière Thomsen, les affluents au cap Munn et rivière Cleveland dans la baie Duke of York (GN, 2012). Les dévalaisons des lacs d'eau douce commencent habituellement en juin. L'omble chevalier reste en mer pour se nourrir tout au long de la période des eaux libres, et il retourne dans les réseaux fluviaux en août pour frayer et hiverner (GN, 2012). C'est une importante ressource de subsistance pour les résidents de Coral Harbour. La collectivité récolte des ombles dans les réseaux côtiers et dulcicoles de l'île Southampton et des environs (Riewe, 1992). Les formes anadromes sont surtout capturées dans les rivières Cleveland et Sutton (Riewe, 1992).

On sait que, pendant l'été, l'omble chevalier migre dans les eaux côtières marines et que les poissons de différents stocks d'eau douce se mélangent. Les ombles de la ZIEB-IS peuvent provenir des rivières de l'île ou probablement des populations de la côte ouest de la baie d'Hudson, peut-être d'ailleurs. On sait également, d'après d'autres endroits comme la baie Cumberland (Harris *et al.*, 2014; Moore *et al.*, 2014) et les régions de Cambridge Bay (Harris *et al.*, 2016), que les ombles chevaliers non reproducteurs peuvent utiliser n'importe quel réseau dulcicole pendant l'hiver et ne retourner dans leur rivière natale que pour se reproduire. Des

études de marquage et de fascine réalisées par McGowan (1986, 1996 et 1997) ont démontré que les populations d'omble chevalier fluctuent en fonction des niveaux d'eau saisonniers (automnaux) des rivières pour la migration vers l'eau douce sur la côte ouest de la baie d'Hudson (D. McGowan, Pêches et Océans Canada retraité, comm. pers.). On pense que les ombles chevaliers migrateurs non reproducteurs se mélangent pour l'hivernage en eau douce.

MORUE POLAIRE (*BOREOGADUS SAIDA*)

La morue polaire est circumpolaire (Welch *et al.*, 1993; Benoit *et al.*, 2008, Mecklenburg *et al.*, 2011) et constitue une composante importante des réseaux trophiques marins de l'Arctique canadien (Bain et Sekerak 1978; Bradstreet 1980; Cobb *et al.*, 2008; Loseto *et al.*, 2008, 2009; Majewski et Reist 2015; MPO 2018). Les remontées d'eaux, les polynies récurrentes, les zones littorales, les chenaux de séparation et les limites de dislocation sont tous considérés comme des zones potentiellement importantes pour la morue polaire. L'alimentation de la morue polaire est composée de copépodes sympagiques et d'amphipodes qui se trouvent à la limite des floes au printemps (Bain *et al.*, 1977; Bain et Sekerak, 1978) et dans les fragments de glace flottante et les eaux libres pendant l'été (Hop *et al.*, 1997). De ce fait, les diminutions prévues de l'étendue de la glace de mer et de l'épaisseur de la couverture de glace auront probablement une incidence sur la répartition de la morue polaire et sur la structure et la fonction du réseau trophique dans l'Arctique (Hop *et al.*, 1997; CAFF 2017).

La morue polaire est abondante dans les zones littorales au large des îles Southampton et Coats (GN, 2011, 2012), en particulier dans les zones côtières du sud de l'île Southampton et dans les petites îles des détroits de Fisher et d'Evans, où elle constitue une proie importante pour les grandes colonies locales d'oiseaux de mer (p. ex. Harter *et al.*, 2013, Gaston et Elliott 2014). Dans une étude de la colonie de Guillemots de Brünnich de l'île Coats, Harter *et al.* (2013) ont souligné l'importance de la morue polaire dans le régime alimentaire des guillemots, en particulier les morues plus grosses. Comme les morues plus âgées et plus grosses sont plus souvent associées à la glace que les morues juvéniles plus petites (Lowry et Frost 1981; Bradstreet *et al.*, 1986, Jarvela et Thorsteinson 1999), une réduction ou une perte potentielle de la glace de mer causée par les changements climatiques pourrait avoir des répercussions sur la répartition et la structure de la population de morue, ainsi que sur l'assemblage des communautés de poissons et la dynamique du réseau trophique dans la région (Harter *et al.*, 2013). Au cours d'une étude à long terme (1981-2013) sur les guillemots de l'île Coats, Gaston et Elliot (2014) ont relevé un changement important dans le régime alimentaire des guillemots, qui a passé d'une prédominance de la morue polaire à celle du capelan sous la forte influence de l'état des glaces et s'est traduit par une diminution des taux de croissance des poussins.

MAMMIFÈRES MARINS

Les eaux entourant la ZIEB de l'île Southampton fournissent un habitat saisonnier ou à l'année à de nombreuses espèces de mammifères marins, dont au moins quatre espèces de baleines, cinq espèces de phocidés, le morse (*Odobenus rosmarus*) et l'ours blanc (*Ursus maritimus*). Certaines espèces de baleines et les phoques du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) migrent chaque année dans la ZIEB et les zones environnantes pendant les périodes d'eaux libres. En revanche, les phoques annelés (*Pusa hispida*), les phoques barbues (*Erignathus barbatus*), les morses et les ours blancs sont des résidents à l'année de la région de la ZIEB de l'île Southampton. La répartition, l'abondance et l'écologie des principales espèces de mammifères marins présentes dans la ZIEB de l'île Southampton sont abordées dans les sections suivantes. Les individus de chacune de ces espèces effectuent des déplacements saisonniers à l'intérieur de la ZIEB et entre celle-ci et d'autres régions. Certains de ces déplacements couvrent de grandes distances (p. ex. les migrations automnales des narvals

vers l'est du détroit d'Hudson), d'autres sont localisés, comme pour les phoques annelés qui vont se nourrir dans les zones extracôtières l'été.

Plusieurs espèces de baleines sont présentes, rarement et en petit nombre, dans la ZIEB-IS, notamment le globicéphale noir (*Globicephala melas*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) (GN, 2011, 2012). La baleine noire de l'Atlantique Nord est inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). La présence de phoques à capuchon dans la ZIEB-IS semble moins fréquente, et on ignore le nombre d'animaux observés annuellement (GN, 2011). Étant donné que les aires de répartition des espèces ci-dessus ne s'étendent généralement pas à la ZIEB-IS, ces espèces n'ont pas été davantage prises en considération.

BÉLUGA (*DELPHINAPTERUS LEUCAS*)

Les bélugas présents dans la ZIEB de l'île Southampton font partie de la population de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH) (figure 14; COSEPAC, 2016). La population actuelle est considérée comme stable et estimée à 57 300 animaux (intervalle de confiance [IC] à 95 % = 37 700 à 87 100; Richard, 2005, 2010a) d'après les relevés aériens d'été effectués en 2004 (Richard, 2005). Au moment de la dernière évaluation, en 2004, le COSEPAC a désigné la population de bélugas de l'OBH comme étant préoccupante, en grande partie en raison du manque de données contemporaines décrivant les tendances de la population à l'époque et des préoccupations concernant la navigation commerciale et le développement hydroélectrique potentiel sur les cours d'eau dont les estuaires abritaient un grand nombre de bélugas pendant l'été (COSEPAC, 2004a).

Les bélugas de l'OBH ont une vaste aire de répartition annuelle (figure 14). Bien qu'une petite proportion de la population choisisse de demeurer dans le détroit d'Hudson pendant les mois d'été (de juin à août), la plupart des animaux migrent de cette aire d'hivernage vers des aires d'alimentation estivales dans les eaux côtières de l'ouest de la baie d'Hudson (Richard, 2010a). Ceux qui se déplacent vers l'ouest de la baie d'Hudson se concentrent principalement dans les estuaires des rivières Seal et Churchill et du fleuve Nelson pendant l'été. On en trouve moins dans les eaux côtières entre la rivière Winisk, en Ontario, et l'inlet Lyon, immédiatement au nord de la ZIEB-IS (Sergent, 1973; Richard, 1990, 1993, 2005; Richard *et al.*, 2010a). Les déplacements des bélugas munis d'émetteurs par satellite dans les années 1990 (Martin *et al.*, 2001) et au début des années 2000 (Smith *et al.*, 2007) permettent de penser que la limite nord de l'aire de répartition des bélugas de l'OBH est l'inlet Lyon. Toutefois, l'IQ recueilli à Igloolik suggère également que les bélugas de l'OBH pourraient migrer vers le nord le long de la côte est de la presqu'île Melville au printemps en direction du nord du bassin Foxe (GN, 2008). Les données de télémétrie satellitaire et l'IQ indiquent que les bélugas de l'OBH utilisent à la fois le détroit d'Hudson et la baie d'Ungava comme habitat d'hivernage (McDonald *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 2007). De plus, Sergeant (1973) et Sergeant et Brodie (1975) pensent que les bélugas hiverneraient dans le détroit de Roes Welcome, mais les relevés aériens hivernaux (1981-1982) n'ont permis d'observer que peu ou pas d'individus dans la polynie du détroit (Finley *et al.*, 1982; Richard *et al.*, 1990). On peut déduire de ces observations que la polynie n'est pas utilisée aussi largement pour l'hivernage qu'on le pensait auparavant. On a plutôt observé que la majorité des baleines hivernent dans la région de l'île Southampton au nord de l'île Mansel (Finley *et al.*, 1982).

On connaît moins bien les migrations printanières vers les aires d'estivage que les migrations automnales, mais elles se produisent généralement entre fin avril et mai (Sergeant, 1973). On pense que la plupart des bélugas longent la côte est de la baie d'Hudson au sud des îles Belcher, puis traversent la baie par la banquise, pour arriver sur la côte du Manitoba à la fin du

mois de mai et au début juin (Reeves et Mitchell, 1989a; COSEPAC, 2004a). Cependant, un petit nombre d'entre eux se déplacent vers l'ouest, du détroit d'Hudson vers l'île Southampton. Bien que la ZIEB-IS ne soit généralement qu'un lieu de passage pour les bélugas se dirigeant vers leurs aires d'estivage sur la côte ouest de la baie d'Hudson (Higdon, 2017), un petit nombre d'entre eux demeurent dans la région tout l'été (GN, 2012). Les bélugas commencent à arriver dans la ZIEB-IS en mai et en juin, se déplaçant vers l'ouest le long de la côte sud de l'île (Finley *et al.*, 1982). Les Inuits de Coral Harbour ont signalé la présence de bélugas de l'OBH dans la baie Duke of York (côte nord de l'île), au large du refuge d'oiseaux de la baie East (côte est), dans la baie Gordon (côte ouest), ainsi que de la baie Junction au lac Allinataaq, et dans la baie South au sud de l'île Southampton (GN, 2012). L'IQ a indiqué que les bélugas fréquentent l'embouchure des rivières pendant la migration printanière, particulièrement dans la baie Duke of York, où l'omble chevalier est le plus abondant (GN, 2012). On sait aussi que l'eau douce favorise la mue (St. Aubin *et al.*, 1990). Plusieurs chasseurs de Coral Harbour ont également désigné la baie East comme une zone de mise bas (GN, 2012). On a observé que de grands nombres (de plusieurs dizaines à quelques centaines) de bélugas se rassemblent dans les eaux peu profondes à la tête de la baie East (P. A. Smith, ECCC, comm. pers.). Les bélugas sont aussi souvent observés à partir des caches d'observation des oiseaux de mer sur l'île Coats. Ces observations peuvent constituer un registre de 30 ans sur leur présence et les périodes de leurs déplacements dans cette région.

Les migrations automnales des aires d'estivage vers le détroit d'Hudson commencent du début à la fin du mois de septembre (figure 14) (McDonald *et al.*, 1997; Martin *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2007). Les couloirs de migration à partir des principales aires d'estivage varient; certaines baleines se déplacent vers le nord le long de la côte ouest de la baie d'Hudson (, Smith *et al.*, 2007), d'autres traversent les eaux profondes de la baie d'Hudson (Martin *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2007) ou se dirigent vers l'est en direction des îles Belcher, puis vers le nord jusqu'au détroit d'Hudson (Smith *et al.*, 2007). De nombreux bélugas qui passent l'été dans les estuaires du fleuve Nelson, de la rivière Churchill ou de la rivière Seal traversent la ZIEB-IS pendant leur migration automnale. Des données de télémétrie satellitaire inédites ont enregistré six bélugas marqués dans l'estuaire de la rivière Seal en 2012, se déplaçant vers le nord par le détroit de Roes Welcome jusqu'à l'inlet Lyon et au détroit Frozen (COSEPAC, 2016). Plusieurs baleines marquées dans l'estuaire du fleuve Nelson en 2002-2005 se sont déplacées vers l'est le long de la côte sud de l'île Southampton et vers le nord-est dans les eaux de la ZIEB-IS (Smith *et al.*, 2007). La partie de la migration automnale qui traverse la ZIEB-IS se déroule habituellement d'octobre à décembre (Smith *et al.*, 2007).

On ne dispose que d'information limitée sur le régime alimentaire des bélugas dans la ZIEB de l'île Southampton; toutefois, l'IQ local a suggéré que les bélugas de l'OBH demeurent près de l'embouchure des rivières au printemps pour se nourrir d'ombles chevaliers (GN, 2011, 2012). Les chasseurs du Nunavik ont signalé avoir trouvé des chabots, des morues (diverses espèces), des saumons de l'Atlantique, des capelans, des lançons, des harengs et des crustacés décapodes dans les estomacs des bélugas récoltés, avec quelques différences régionales (Breton-Honeyman *et al.*, 2016). Kelley *et al.* (2010) ont comparé la présence relative de morue polaire et de capelan provenant des bélugas échantillonnés à Arviat à celle des populations de bélugas de la baie Cumberland et de l'Extrême-Arctique. Les analyses des acides gras ont montré que la morue était un élément important de l'alimentation des deux populations du nord, alors que le capelan était beaucoup plus important pour les bélugas de l'OBH. La différence de régime alimentaire a été attribuée à la présence prolongée des eaux libres dans la baie d'Hudson, qui favorise l'occurrence du capelan. Dans les régions plus au nord où la glace est plus répandue, la morue polaire est plus abondante que le capelan (Kelley *et al.*, 2010). À la suite de la perte de glace de mer dans la région, on a signalé que les oiseaux de mer de l'île Coats se nourrissent désormais de davantage de capelan et de lançon et de

moins de morue polaire (Gaston *et al.*, 2003, Provencher *et al.*, 2012, Gaston et Elliott 2014). Bien que les données pour cette région soient limitées, il est possible que le régime alimentaire des bélugas évolue de la même façon dans la ZIEB de l'île Southampton et les régions avoisinantes (Yurkowski *et al.*, 2017).

Historiquement, les bélugas de l'OBH ont été exploités commercialement des années 1600 à 1960 (Reeves et Mitchell, 1989b). L'exploitation était plus poussée dans l'ouest de la baie d'Hudson, où les prises commerciales annuelles étaient d'environ 500 baleines par décennie pendant la majeure partie de la période de 1820 à 1940 (Baker *et al.*, 1992). On ne connaît pas bien les répercussions de l'exploitation commerciale antérieure sur la taille de la population de l'OBH. De nombreuses communautés inuites récoltent des bélugas à différents moments de l'année dans le complexe de la baie d'Hudson (Turgeon *et al.*, 2012; COSEPAC, 2016). De 1977 à 2015, 408 (ET = 16, N = 39) baleines de l'OBH ont été prises en moyenne annuellement par les communautés du Nunavut et du Nunavik dans la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson, le sud de l'île de Baffin et la baie d'Ungava (MPO, 2018). Coral Harbour récolte les bélugas plus fréquemment dans la baie South et moins souvent dans des régions comme la baie Ujagasukjualuk, l'inlet Lyon et la baie Duke of York pendant l'été (GN, 2012). Bien que les chiffres des prises récentes pour la communauté ne soient pas disponibles, Priest et Usher (2004) ont estimé que les débarquements à Coral Harbour s'établissaient à 85 ± 14 individus par année de mai 1996 à juin 2001. Plus récemment, Hoover *et al.* (2013) ont déclaré la prise de sept bélugas à Coral Harbour en 2007. En 2007, les prises annuelles de bélugas dans les autres communautés étaient les suivantes : Arviat (n = 50), Chesterfield Inlet (n = 12), Rankin Inlet (n = 38), Naujaat (n = 21), Sanikiluaq (n = 52) et Whale Cove (n = 10).

population est protégée par le gouvernement fédéral dans la réserve nationale de faune de Ninginganiq, située au nord-est de l'île de Baffin, dans la baie Isabella. Des protections supplémentaires seront envisagées avec l'établissement de la ZPM Tallurutiup Imanga dans le détroit de Lancaster.

Historiquement, la population de l'EC-OG a été gravement épuisée en raison de la chasse commerciale à la baleine pratiquée entre les années 1500 et le début des années 1900 (COSEPAC, 2009), mais on croit maintenant qu'elle augmente (CGRFN, 2000; COSEPAC, 2009; Witting 2014). Son taux de croissance est probablement semblable à celui de la baleine boréale dans l'ouest de l'Arctique, à 3,4 % (population des mers de Béring, des Tchouktches et de Beaufort) (MPO, 2011b). Une estimation récente de la population de l'EC-OG, fondée sur les données du relevé aérien de 2013, était de 6 446 baleines (95 %; IC = 3 722-11 200; coefficient de variation [CV] = 26 %; MPO, 2015; Doniol-Valcroze *et al.*, 2015). Toutefois, cette estimation était probablement prudente en raison des lacunes dans la couverture du relevé (le bassin Foxe, le détroit de Lancaster et le nord de la baie d'Hudson n'ont pas fait l'objet d'un relevé) et du regroupement des baleines dans certaines zones (baie Isabella, baie Cumberland). (MPO, 2015; Doniol-Valcroze *et al.*, 2015). En 2015, une deuxième estimation de 7 660 baleines (intervalle de haute densité à 95 % [IDH] 4 500 à 11 100) a été calculée à l'aide d'une analyse génétique des marques de capture-recapture (MPO, 2015; Frasier *et al.*, 2015). Cette analyse a donné une estimation de la population par emplacement de 38 baleines (IDH à 95 % 20–124) pour Repulse Bay (Frasier *et al.*, 2015). Un relevé aérien effectué en août 1995 dans le nord-ouest de la baie d'Hudson, y compris la côte ouest de la baie d'Hudson, de Whale Cove au détroit de Roes Welcome, Repulse Bay, le détroit Frozen et la côte nord-est de l'île Southampton, a estimé à $75 \pm 27,5$ (IC à 95 % = 17–133) le nombre de baleines dans cette région (Cosens et Innes, 2000).

Les sites d'hivernage de la population de l'EC-OG comprennent des zones de banquise non consolidée dans le détroit d'Hudson et, dans une moindre mesure, le sud-est de l'île de Baffin et le détroit de Davis (COSEPAC, 2009). Les aires d'alimentation et les pouponnières d'été sont situées dans la baie de Baffin et dans l'Extrême-Arctique canadien, dans le nord et le sud du bassin Foxe et dans la baie d'Hudson (Thomas 1999; Heide-Jørgensen *et al.*, 2003a; Dueck et Ferguson, 2008; COSEPAC, 2009; Nielsen *et al.*, 2015). La population est séparée selon l'âge et le sexe pendant la majeure partie de l'année, les juvéniles et les couples femelle/petit préférant les aires de croissance dans le nord de la baie d'Hudson, le bassin Foxe et la baie Prince Regent/le golfe de Boothia pendant l'été (Cosens et Blouw, 2003; MPO, 2015, Ferguson *et al.*, 2010; Stephenson et Hartwig, 2010; Postma *et al.*, 2014). Une étude pluriannuelle (2002-2006) de suivi par satellite menée par le MPO a révélé que la baleine boréale de l'EC-OG préférait les zones de couverture de glace relativement limitée, de glace mince et les zones de petits floes proches de l'étendue maximale de glace en hiver et les zones de couverture de glace importante, de glace épaisse et les zones de grands floes en été (Ferguson *et al.*, 2010). On pense que les conditions glacielles hivernales sont choisies parce qu'elles réduisent au minimum le risque d'emprisonnement dans les glaces, et que celles choisies pour l'été réduisent le risque de prédation par les épaulards tout en permettant aux baleines d'accéder à des proies associées aux glaces (Ferguson *et al.*, 2010; Thomas 1999).

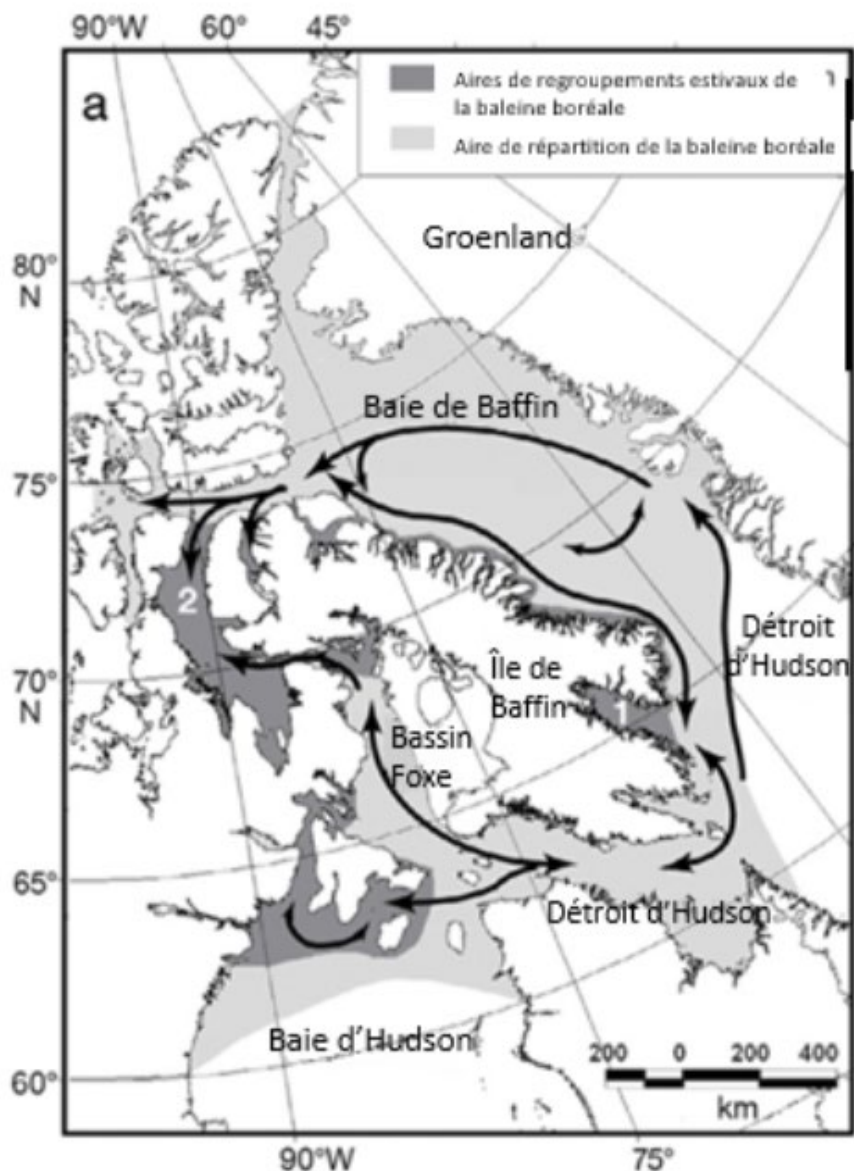


Figure 15. Déplacements généralisés de la population de baleine boréale de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland (EC-OG) (source : Ferguson et al., 2010).

La ZIEB-IS sert principalement de couloir de migration aux baleines boréales qui se rendent dans les aires d'alimentation estivales à Repulse Bay, dans l'inlet Lyon et dans le détroit Frozen (MPO, 2011b; Higdon, 2017). Les migrations vers l'ouest depuis les aires d'hivernage dans le détroit d'Hudson jusqu'au nord-ouest de la baie d'Hudson (y compris la ZIEB-IS) ou le nord du bassin Foxe ont lieu en avril et en mai (Reeves et Mitchell, 1990; Koski et al., 2006). En mai et en juin, les baleines boréales arrivent à la limite des floes au large du sud-ouest de l'île Southampton, puis se dirigent vers le nord, lorsque la débâcle le permet, à travers le détroit de Roes Welcome jusqu'à Repulse Bay et au détroit Frozen (figure 15; Reeves et al., 1983; Reeves et Mitchell, 1990). D'autres membres de la population vont sur la côte ouest du bassin Foxe, longeant la côte sud-est de l'île Southampton pour atteindre les aires d'alimentation et les pouponnières estivales près du détroit de Fury et Hecla (MPO, 2010, 2011b; Cobb 2011). La migration automnale commence en septembre et se poursuit jusqu'en novembre (Finley et al.,

1982; Dueck *et al.*, 2006); cependant, dans le nord du bassin Foxe, certains animaux prennent la direction du sud vers l'île Southampton dès le mois d'août (Dueck *et al.*, 2006).

Une petite proportion de la population de l'EC-OG demeure dans la ZIEB de l'île Southampton pendant l'été pour se nourrir (Cosens et Innes, 2000; GN, 2012). Crothers (2017) indique que la ZIEB pourrait être un habitat d'alimentation potentiellement important pour la baleine boréale d'après les données de télédétection satellitaire sur les concentrations de glace de mer et de chlorophylle *a*. Nielsen *et al.* (2015) ont également désigné la région de Repulse Bay comme une aire d'alimentation importante pour l'espèce. Higdon (2017) a précisé que les eaux au large de la côte sud-est de l'île Southampton sont une aire de mise bas et de croissance potentiellement importante pour la baleine boréale d'après les observations de baleineaux dans la région. Les résidents de Coral Harbour ont observé des baleines boréales sur la côte nord-est de l'île Coats, dans la baie Duke of York, près de la rivière Thomsen, dans la baie Junction, au sud de Leyson Point, ainsi que dans la baie Sud et la baie Ujagasukjualuk entre Imiquitlat Spit et Maurice Point pendant l'été et au début de l'automne (GN, 2012). L'IQ de Repulse Bay a noté une abondance de baleines dans Repulse Bay et à l'extrémité nord du détroit de Roes Welcome, près de l'île White.

Bien qu'aucun renseignement ne soit disponible sur le régime alimentaire de la baleine boréale dans la ZIEB de l'île Southampton, Pomerleau *et al.* (2011b) ont signalé une variété de faune épibenthique, benthique et pélagique dans l'estomac de trois individus de l'EC-OG capturés dans l'est de l'Arctique entre 1994 et 2009. Bien que la taille de l'échantillon soit petite, il ressort des résultats préliminaires que la baleine boréale pourrait faire preuve d'une certaine souplesse dans le choix de ses proies. D'autres études permettent de penser que le régime alimentaire de la baleine boréale de l'EC-OG se compose principalement de copépodes calanoïdes, de mysidés et d'euphausiacés (Finley, 2001; Lowry *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2005; Laidre *et al.*, 2007; Pomerleau *et al.*, 2011a, 2012). Par une analyse de la composition en acides gras, Pomerleau *et al.* (2014) ont constaté que les copépodes calanoïdes constituaient un élément important de l'alimentation de la baleine boréale dans le bassin Foxe. Les résultats indiquent également un manque de ségrégation selon le sexe ou l'âge lors de l'alimentation. Toutefois, on a observé des différences dans les acides gras entre les groupes de baleines s'alimentant dans des aires différentes, ce qui dénote soit un mélange l'été entre baleines provenant de différentes aires d'hivernage et se nourrissant de divers assemblages de proies, soit une alimentation sélective (Pomerleau *et al.*, 2014). Des baleines boréales ont été observées le long de l'habitat du front de glace près d'Igloolik en juillet, où des concentrations élevées de zooplancton étaient présentes (Thomas 1999).

Un petit nombre de baleines boréales de l'EC-OG est récolté au Groenland et au Canada. Au Canada, les chasses de subsistance de baleine boréale de l'EC-OG sont cogérées par le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (CGRFN), le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik et le MPO (MPO, 2015). La récolte totale autorisée est de cinq baleines par année dans la région du Nunavut et de deux baleines par année dans la région marine du Nunavik. Dans les deux régions, le MPO délivre un permis pour la récolte de subsistance de baleines boréales approuvée, qui interdit la chasse des baleineaux (c.-à-d. une baleine boréale marbrée d'une longueur inférieure à 7,5 m) ou des baleines accompagnées de baleineaux. Les chasses sont autorisées en vertu du paragraphe 4(1) du *Règlement sur les mammifères marins*. La Commission baleinière internationale permet deux tentatives de récolte par année pour l'ouest du Groenland, avec une exigence d'examen annuel par le Comité scientifique de la Commission baleinière internationale (MPO, 2015). D'après les données du relevé aérien de 2013 et une estimation du rétablissement de 0,5, le MPO a conclu que la population de l'EC-OG pourrait soutenir un taux maximal de mortalité anthropique de 52 baleines par année, toutes les sources de mortalité anthropique combinées (p. ex. récolte,

animaux abattus et perdus, empêtements dans des filets, collisions avec des navires) (MPO, 2015; Doniol-Valcroze *et al.*, 2015).

NARVAL (*MONODON MONOCEROS*)

À l'heure actuelle, deux populations de narval spatialement et génétiquement distinctes sont reconnues dans les eaux canadiennes : la population du nord de la baie d'Hudson (NBH) et celle de la baie de Baffin (BB) (MPO, 1998a, b; de March *et al.*, 2003; Petersen *et al.*, 2011). Une autre population (est du Groenland [EG]) occupe les rives orientales du Groenland et la mer du Groenland (Petersen *et al.*, 2011). Les narvals présents dans la ZIEB de l'île Southampton appartiennent au groupe de la population du NBH qui passe l'été dans le détroit de Foxe (MPO 2005). La différenciation des stocks en fonction de la répartition spatiale est étayée par les données génétiques (p. ex. Petersen *et al.*, 2011), sur les contaminants (de March et Stern 2003) et de la télémétrie par satellite (p. ex. Heide-Jørgensen *et al.*, 2003b; Dietz *et al.*, 2008; Richard 2010b).

L'estimation actuelle corrigée de la population du NBH, fondée sur les données du relevé aérien d'août 2011 pour la baie Repulse/le détroit Frozen/le détroit de Roes Welcome/le nord-ouest de la ZIEB de l'île Southampton est de 12 485 baleines (CV = 0,26) (Asselin *et al.*, 2012). Elle est beaucoup plus élevée que les estimations antérieures fondées sur les relevés visuels et photographiques réalisés au début des années 1980 (1 355 animaux en 1984, IC à 95 % : 910–2 100; Richard, 1991) et en 2000 (1 778, IC à 95 % : 1 688–2 015; Bourassa, 2003), en grande partie parce que les estimations antérieures n'étaient pas corrigées et que la couverture des relevés était variable (COSEPAC, 2004b). Dans le but de normaliser les estimations des populations entre les années, Asselin et Ferguson (2013) ont recalculé l'estimation de la population de 2011 selon les méthodes de 1982 et 2000. Leurs résultats, obtenus à l'aide des méthodes plus anciennes avec les nouvelles données, se rapprochaient davantage des estimations antérieures (1 737 [IC à 95 % = 1 002–3 011] et 1 945 [IC à 95 % = 1 089–3 471], pour 1982 et 2000, respectivement), ce qui montre bien l'influence que les méthodes de relevé et d'estimation peuvent avoir sur les estimations de l'abondance.

Les narvals du NBH migrent de façon saisonnière dans le détroit d'Hudson entre les aires d'hivernage dans l'est du détroit d'Hudson et la mer du Labrador et les aires estivales d'alimentation et de mise bas dans la baie Repulse et les eaux avoisinantes (figure 16; Richard, 1991; Gonzales, 2001; GN, 2008, 2011, 2012). La ségrégation sexuelle se produit habituellement dans l'habitat d'été, où il peut y avoir des groupes distincts de femelles adultes avec des baleineaux, de mâles immatures et proches de la maturité et de gros mâles adultes (Hay, 1984). Westdal *et al.* (2010) ont examiné le moment de la migration et les zones saisonnières d'occupation en surveillant les déplacements de neuf narvals munis d'émetteurs radio par satellite dans Repulse Bay en août 2006 et 2007 (Westdal *et al.*, 2010). L'IQ local a été recueilli en même temps pour étayer l'étude de télémétrie. D'après les résultats de cette étude, les régions de Repulse Bay, de l'inlet Lyon et du détroit Frozen, y compris la côte nord de l'île Southampton, étaient les principales zones d'estivage des narvals du NBH. À la fin de l'été, les baleines marquées ont quitté la ZIEB de l'île Southampton, mais sont restées au large de la côte nord-est de l'île jusqu'au début du mois de novembre (Westdal *et al.*, 2010). Tous les animaux ont suivi une voie de migration semblable dans le centre du détroit d'Hudson et sont arrivés dans leurs aires d'hivernage, au large de l'île Resolution, dans la mer du Labrador, à la fin du mois de décembre, beaucoup plus au sud que les autres populations de narval (Westdal *et al.*, 2010).

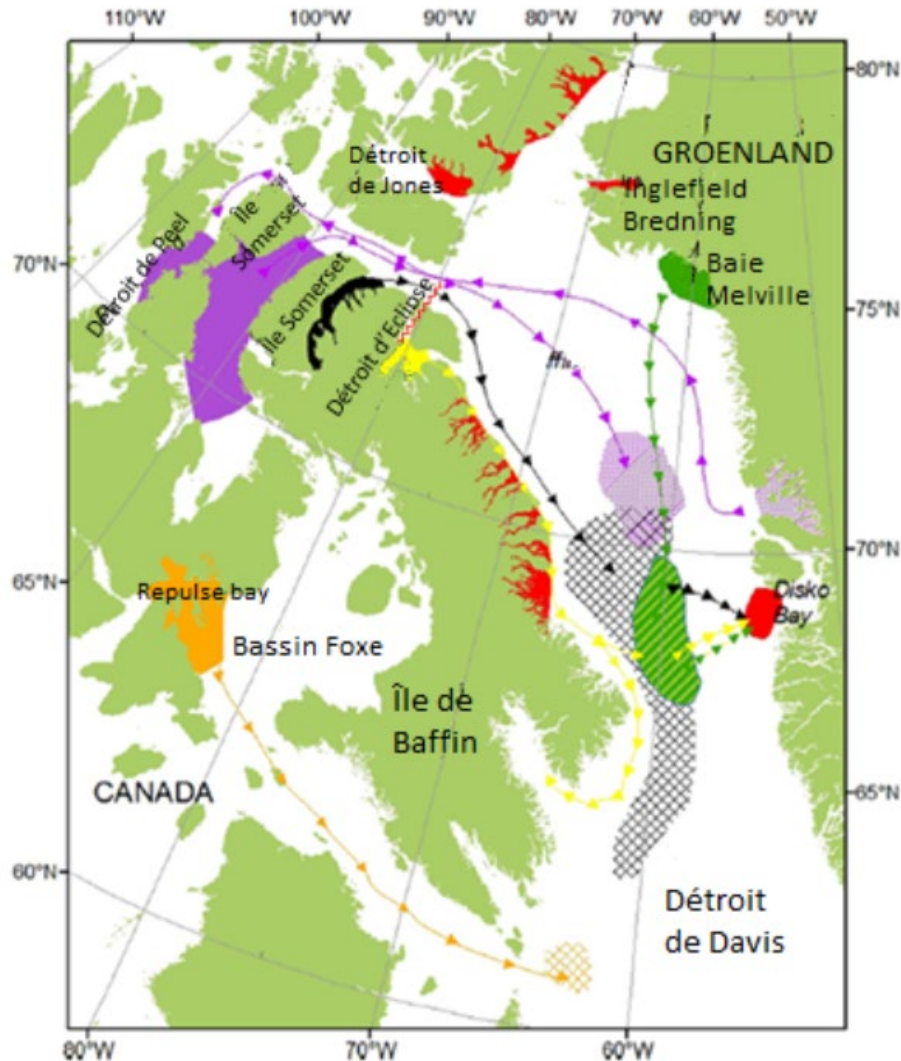


Figure 16. Principaux groupes estivaux (c.-à-d. stocks) de narvals au Canada et au Groenland, y compris les déplacements (flèches) vers les aires d'hivernage : détroit d'Éclipse (en jaune), inlet de l'Amirauté (en noir), île Somerset (en violet), Repulse Bay (baie d'Hudson, en orange), baie de Melville (en vert), est de la baie de Baffin (en rouge), détroits de Jones et de Smith (en rouge), baie de Disko (en rouge), fjord d'Inglefield (en rouge) (source : Heide-Jørgensen et al., 2013).

Jusqu'à récemment, l'information sur les régimes alimentaires des narvals se limitait aux baleines récoltées, échantillonnées dans la baie de Baffin. Le narval de la BB se nourrit principalement de poissons, notamment de morue polaire, de saïda imberbe, de flétan du Groenland et de calmar (Finley et Gibb, 1982; Remnant et Thomas, 1992; Laidre et Heide-Jørgensen, 2005). Parmi les autres proies occasionnelles dans cette région, mentionnons les limaces de mer, les sébastes, les chabots, les anguilles, les capsules d'œufs de raie (*Rajidae*), plusieurs espèces de crevettes, les capelans et les loups de mer (Hay et Mansfield, 1989; Laidre et Heide-Jørgensen, 2005).

Watt et al. (2013) ont comparé les stratégies alimentaires de toutes les populations de narval à l'échelle mondiale en utilisant une analyse des isotopes stables, et ont indiqué que les proies benthiques comme les crevettes étaient plus importantes dans l'alimentation des narvals du

NBH que dans celles des populations de la BB ou de l'EG. Ils n'ont pas trouvé de preuve de différences fondées sur le sexe dans la consommation de proies chez la population du NBH (70 % des mâles et 60 % des femelles consommaient des proies benthiques; Watt *et al.*, 2013), bien que les mâles se nourrissent plus intensément du benthos, probablement en raison de leur plus grande taille et de leur capacité de plongée accrue. Les différences observées dans les stratégies d'alimentation parmi les populations suggèrent que les narvals peuvent adapter leur comportement alimentaire pour compenser d'éventuels changements dans leur environnement. L'analyse ultérieure du comportement de plongée enregistré pour les neuf narvals marqués dans Repulse Bay a confirmé les résultats des isotopes stables en montrant que les baleines du NBH ont davantage plongé dans la zone profonde que dans la zone pélagique, ce qui traduisait un comportement de quête de nourriture benthique (Watt *et al.*, 2015). Watt *et al.* (2017) ont utilisé les mêmes données afin de déterminer les zones saisonnières importantes pour la quête de nourriture pour les narvals du NBH. En supposant que les plongées profondes sur le fond marin (plus ou moins) étaient révélatrices de l'alimentation, l'analyse a confirmé que Repulse Bay, l'inlet Lyon et le détroit Frozen, sur la côte nord-est de l'île Southampton, étaient des aires d'alimentation importantes l'été. D'autres aires d'alimentation importantes ont été localisées dans le détroit d'Hudson pendant la migration d'automne et à l'est de l'entrée du détroit d'Hudson en hiver (Watt *et al.*, 2017). Higdon (2017) a déterminé que le détroit Frozen est le principal couloir migratoire utilisé par les narvals du NBH pour se rendre dans un important habitat d'alimentation dans la région de Repulse Bay et en sortir. Un important habitat de mise bas et d'allaitement a été repéré dans toute la zone estivale principale à proximité de l'île Southampton.

Au Nunavut, les narvals sont gérés conjointement par le MPO et le CGRFN, les organisations communautaires de chasseurs et de trappeurs et les organisations régionales des ressources fauniques (COSEPAC, 2004b). À l'aide de la méthode du prélèvement biologique potentiel (PBP), un total autorisé des captures débarquées (TACD) mis à jour de 157 animaux a été calculé pour l'ensemble du stock du NBH d'après l'estimation de la population de 2011 (Asselin *et al.*, 2012). Le TACD mis à jour était beaucoup plus élevé que celui des années précédentes (MPO, 2008). Cependant, Asselin *et al.* (2012) ont noté plusieurs sources d'incertitude dans les nouveaux calculs, y compris la couverture restreinte du relevé; le facteur de correction pour le biais de disponibilité, qui était fondé sur le comportement de plongée d'un petit nombre de baleines et une petite variance connexe; et l'utilisation d'un taux de perte fixe (1,28) dans le calcul du TACD.

La population de narval du NBH est une unité de gestion distincte et est récoltée à certaines périodes de l'année par les communautés de Naujaat, Coral Harbour, Chesterfield Inlet, Rankin Inlet, Cape Dorset, Whale Cove, Kimmirut, Arviat, Baker Lake et Hall Beach (CGRFN, 2013). Les taux de prise à Coral Harbour sont relativement bas, avec une moyenne de trois baleines capturées chaque année de 1998 à 2011 dans le cadre d'un quota de dix (CGRFN, 2013). Selon l'IQ, les résidents récoltent cette espèce à l'occasion dans les baies South et Ujagasukjualuk et au nord dans les régions de l'inlet Lyon et de la baie Duke of York pendant l'été (GN, 2012). De 1996 à 2016, Naujaat a récolté une moyenne annuelle de 65 narvals, ce qui est inférieur au quota de 72 établi pour la communauté (MPO, inédit, CGRFN, 2013).

ÉPAULARD (ORCINUS ORCA)

Les épaulards (ou orques) sont présents dans tous les océans du monde (Ford, 2002). Les espèces qui vivent dans l'est du Canada ne sont pas inscrites sur la liste de la LEP, mais sont désignées par le COSEPAC comme préoccupantes (COSEPAC, 2008a). La population mondiale minimale d'épaulards était estimée à 50 000 individus (Forney et Wade, 2006).

Les données disponibles à l'heure actuelle ne sont pas suffisantes pour permettre de différencier les stocks d'épaulards dans le nord-ouest de l'océan Atlantique ou dans l'Arctique canadien. À partir d'une base de données de plus de 450 observations d'épaulards au cours des 250 dernières années, Higdon (2007) a découvert que seules huit avaient eu lieu dans le bassin Foxe. Par le passé, les épaulards étaient rarement vus à l'ouest de la baie de Baffin, car le détroit d'Hudson demeurait couvert de glace toute l'année. Depuis les années 1930, la concentration de glace de mer s'est considérablement réduite dans le centre du détroit d'Hudson entre la fin du mois de juin et la mi-août, ce qui, selon Higdon et Ferguson (2009), a permis aux épaulards d'accéder à la région de la baie d'Hudson. D'après les auteurs, à mesure que les changements climatiques s'intensifieront, des diminutions semblables de la couverture de glace de mer permettront aux épaulards d'avoir un accès accru aux eaux arctiques canadiennes.

Les données disponibles suggèrent que les épaulards sont de plus en plus présents dans l'est de l'Arctique canadien (Higdon *et al.*, 2012; GN, 2008). Des entrevues récentes avec des résidents d'Igloodik et de Hall Beach ont révélé que davantage d'épaulards ont traversé le détroit de Fury et Hecla ces dernières années (Higdon et Ferguson, 2009; GN, 2008; Westdal *et al.*, 2013). Dans la région de la ZIEB de l'île Southampton, des épaulards ont été observés sur la côte nord-est de l'île Coats, dans la baie Junction, à Imiquitailat Spit, dans toute la baie South et à l'île Walrus (GN, 2012). L'IQ recueilli à Coral Harbour n'a pas indiqué d'augmentation de la fréquence des observations d'épaulards dans ces régions (GN, 2012).

Les profils de déplacement des épaulards dans le complexe de la baie d'Hudson et la ZIEB-IS ne sont pas bien documentés. Toutefois, selon l'IQ, après avoir migré par le détroit d'Hudson, les épaulards entreraient dans Repulse Bay par le détroit Frozen et iraient également dans l'inlet Lyon (Higdon *et al.*, 2013). Un seul cas d'épaulards traversant le détroit de Roes Welcome a été signalé. Plusieurs personnes interrogées ont indiqué que les baleines se déplacent vers le nord et le sud le long des côtes ouest de la baie d'Hudson et du bassin Foxe. Quatre personnes interrogées ont suggéré que les épaulards ne migrent pas par le détroit de Fury et Hecla, mais trois autres pensent qu'ils le font, à la suite des baleines boréales dans le golfe de Boothia en été et des narvals dans la direction opposée en automne.

On sait que dans l'est de l'Arctique, les épaulards consomment une grande variété de mammifères marins, notamment des bélugas, des narvals, des baleines boréales et plusieurs espèces de phocidés (Reeves et Mitchell, 1988; Higdon, 2007; Higdon *et al.*, 2012; Ferguson *et al.*, 2012). Ferguson *et al.* (2010) pensent que les épaulards pourraient cibler différentes proies selon la saison : les narvals et les bélugas tôt et tard dans la saison libre de glace et les baleines boréales pendant la période de pointe des eaux libres. En utilisant des estimations de la mortalité des proies par l'IQ et des techniques de modélisation, les auteurs ont également estimé que 57 baleines boréales (fourchette de 28 à 90), 112 narvals (fourchette de 10 à 234), 174 bélugas (fourchette de 12 à 326) et 117 phoques (fourchette de 12 à 322) de la région de la baie d'Hudson pourraient être consommés chaque année par les épaulards (Ferguson *et al.*, 2010). Les poissons ne semblaient être consommés que rarement (Ferguson *et al.*, 2012; Higdon *et al.*, 2012).

Les épaulards ne sont pas activement ciblés pour la récolte domestique, mais ils sont parfois chassés ou tués de façon opportuniste dans certaines parties de l'Arctique (Higdon, 2007). Historiquement, les baleiniers commerciaux les tuaient, car ils les considéraient comme des parasites ou des concurrents. Higdon (2007) a estimé que moins de 40 épaulards ont été tués dans l'est de l'Arctique canadien entre les années 1950 et 2008.

PHOQUE BARBU (*ERIGNATHUS BARBATUS*)

Les phoques barbus sont des résidents toute l'année et sont largement répartis dans l'ensemble de l'Arctique canadien au sud de 85 °N (McLaren, 1958; Mansfield, 1963, 1967a; Smith, 1981; Cleator, 1996). Leur répartition est éparse (Smith, 1981) et ils sont généralement présents en densités beaucoup plus faibles que les phoques annelés dans toute leur aire de répartition (Stirling *et al.*, 1982, Bengtson *et al.*, 2005; Stephenson et Hartwig, 2010). Toutefois, on les croit plus abondants dans le bassin Foxe que dans d'autres régions de l'Arctique en raison de la plus grande disponibilité d'habitats en eaux peu profondes et de la présence de la polynie du détroit de Roes Welcome (Smith 1981; Beckett *et al.*, 2008). Bien que les populations discrètes de phoques barbus n'aient pas été délimitées dans les eaux canadiennes, Rice (1998) a reconnu les sous-espèces de l'Atlantique (*Erignathus barbatus barbatus*) et du Pacifique (*Erignathus barbatus nauticus*), en s'appuyant sur des données génétiques (Davis *et al.*, 2008). Les phoques barbus de la ZIEB-IS appartiennent à la sous-espèce de l'Atlantique.

Aucune étude détaillée sur l'abondance du phoque barbu dans l'Arctique n'a été menée à ce jour. Cleator (1996) a suggéré une estimation de plus de 190 000 animaux d'après les données de relevé recueillies sur une période de 35 ans; toutefois, cette estimation était considérée comme spéculative. Les études documentant l'abondance des phoques barbus dans la ZIEB de l'île Southampton et le complexe de la baie d'Hudson dans son ensemble sont également limitées. Des relevés aériens effectués le long de la côte de l'OBH, de l'estuaire du fleuve Nelson au nord jusqu'à Rankin Inlet, ont produit des densités de 0,122 et de 0,024 phoque/km² de glace en 1994 et 1995, respectivement (Lunn *et al.*, 1997). À partir de ces données, on a estimé que 12 290 (erreur-type [ET] = 2 520) phoques barbus étaient présents dans la zone d'étude en 1994 et 1 980 (ET = 560) en 1995. Les différences dans le calendrier des relevés entre les années pourraient expliquer la diminution observée (Lunn *et al.*, 1997).

Les phoques barbus préfèrent une combinaison de glace dérivante et d'eaux libres dans des zones d'une profondeur maximale de 100 m (Mansfield, 1963; Lowry *et al.*, 1980). Les eaux peu profondes facilitent l'accès aux proies sur le fond marin, et la glace dérivante fournit des aires de repos, de mue et de naissance (Kovacs *et al.*, 1996). Les phoques barbus suivent souvent la progression et le retrait saisonniers de la glace pour maintenir cette association (Mansfield, 1963; Burns, 1981; Cleator, 1996; Cameron *et al.*, 2010). Toutefois, certains sont relativement sédentaires et ne se déplacent que localement (Mansfield, 1963; Burns, 1981; Cleator, 1996). Les phoques barbus préfèrent les zones présentant un habitat de polynie persistant, qui leur offrent des eaux libres tout l'hiver (Burns, 1981; Stirling *et al.*, 1981). L'été, les phoques s'échouent sur la terre ferme ou sur des bancs de sable dans les rivières lorsqu'il n'y a pas de glace (Mansfield, 1963; Burns, 1981; Bernhardt, 2014). Par exemple, dans un relevé de l'estuaire du fleuve Nelson sur la côte ouest de la baie d'Hudson, les phoques barbus sont arrivés peu après la débâcle et, en 2006 et en 2007, ils étaient plus nombreux après la mi-août (environ) (Bernhardt 2014). Ce moment coïncidait généralement avec la mue annuelle des animaux et la débâcle finale de la glace de mer restante dans le sud de la baie d'Hudson (Bernhardt 2014).

Dans la ZIEB de l'île Southampton, les phoques barbus sont présents à la pointe nord de l'île Southampton au cap Munn et dans la baie Duke of York, le long du sud de l'île et dans tout le détroit d'Evans (GN, 2012). Un résident de Coral Harbour a indiqué que les phoques barbus pourraient passer l'hiver dans la baie South, près de la communauté (GN, 2012) et, bien que cela n'ait pas été indiqué dans les entrevues locales menées à Coral Harbour, il est probable qu'ils passent également l'hiver dans la polynie du détroit de Roes Welcome. Bien que les profils des déplacements des phoques barbus dans le complexe de la baie d'Hudson n'aient pas fait l'objet d'études scientifiques, l'IQ a précisé qu'ils se déplacent le long de la côte de l'île Southampton toute l'année (GN, 2012).

Les phoques barbus ont une alimentation généraliste et consomment une variété d'organismes benthiques et épibenthiques (Dehn *et al.*, 2007). Il n'existe pas de renseignements sur l'alimentation des phoques barbus dans la ZIEB de l'île Southampton; toutefois, dans les îles Belcher, ils se nourrissent de décapodes, de mollusques et de morue polaire (Smith, 1981); les classes d'âge des phoques barbus sur la côte ouest de la baie d'Hudson différaient, les biomarqueurs suggérant que les juvéniles mangeaient plus de poisson et de crevettes, et les adultes plus de myes (Young *et al.*, 2010).

Les résidents de Coral Harbour et peut-être les résidents de Naujaat récoltent de petits nombres de phoques barbus dans la ZIEB de l'île Southampton. Priest et Usher (2004) ont signalé que les résidents de Coral Harbour ont récolté, en moyenne, 76 phoques barbus par année entre juin 1996 et mai 2001. Au cours de la même période, les résidents de Repulse Bay en récoltaient en moyenne 14 par année.

PHOQUE COMMUN (*PHOCA VITULINA*)

Les phoques communs sont largement répartis (zone d'occupation de 7 145 752 km²) dans les eaux côtières de l'hémisphère Nord et sont courants dans les zones tempérées où la glace ne se forme pas (COSEPAC, 2007; Stephenson et Hartwig, 2010; Lowry, 2016a). Ceux qui vivent dans les eaux canadiennes appartiennent à la sous-espèce de l'ouest de l'Atlantique (*Phoca vitulina concolor*) (Lowry, 2016a) et, dans l'est de l'Arctique, se trouvent dans tout le complexe de la baie d'Hudson, le long de la côte est de l'île de Baffin et à de nombreux endroits sur la côte atlantique (COSEPAC, 2007). Les phoques communs sont surtout présents dans les habitats côtiers et peu profonds et sont souvent observés en association avec des eaux douces comme les estuaires et les rivières (Wheeler, 1953; Mansfield, 1967b; Beck *et al.*, 1970, Paulbitski, 1974, Lowry, 2016a). Dans le complexe de la baie d'Hudson, cette espèce est connue dans les principales rivières qui se jettent dans l'ouest de la baie d'Hudson, le bassin Foxe (Mansfield, 1967b; Bernhardt, 2006; COSEPAC, 2008b; Bajzak *et al.*, 2013) et les îles Belcher (Bigg, 1969; Smith *et al.*, 1996).

La population mondiale estimée de phoque commun compte environ 610 000 à 640 000 animaux, dont 60 000 appartiennent à la sous-espèce de l'ouest de l'Atlantique (Bjorge *et al.*, 2010; Lowry, 2016a). On ignore la tendance actuelle de la population pour cette sous-espèce (Lowry, 2016a). De même, on connaît mal l'abondance et les profils des déplacements des phoques communs dans l'est de l'Arctique. Dans le complexe de la baie d'Hudson, on sait que de petits groupes de phoques communs se regroupent à l'embouchure de grandes rivières, notamment les rivières Maguse, McConnell, Thlewiaza, Caribou, Seal, Churchill et Owl et le fleuve Nelson (Mansfield, 1967b; Bernhardt, 2006; COSEPAC, 2008b; Bajzak *et al.*, 2013), et de la rivière Kasegalik dans les îles Belcher (Freeman, 1964; Bigg, 1969; Smith *et al.*, 1996). On dispose de peu d'information sur la façon dont le phoque commun utilise la ZIEB de l'île Southampton. Stephenson et Hartwig (2010) se sont appuyés sur les préférences en matière d'habitat affichées par les phoques dans la rivière Churchill pour prédire leur répartition dans toutes les régions de l'est de l'Arctique canadien où leur présence est connue. Toutes les eaux côtières de la ZIEB-IS ont été désignées comme des habitats convenables pour l'espèce, même si le phoque commun est considéré comme peu courant dans la région (Stephenson et Hartwig, 2010). Selon l'IQ local, les phoques communs se trouvent dans la baie Duke of York, à l'extrémité nord de l'île Southampton, dans toute la baie South jusqu'à Maurice Point, et du lac Allinataaq au cap Kendall, sur la rive sud-ouest de l'île (GN, 2012). Ils ont également été observés sur l'île Coats (GN, 2012) et dans le nord du détroit de Roes Welcome (GN, 2011). C'est à proximité de l'embouchure des rivières que les phoques communs sont le plus souvent observés dans la ZIEB-IS (GN, 2011, 2012).

Les études sur le phoque commun dans l'ouest de la baie d'Hudson portent généralement sur l'embouchure de la rivière Churchill. Dans cette zone, les phoques utilisent des échoueries en amont de l'influence des marées pendant les périodes d'eaux libres, effectuant des incursions dans l'estuaire et sur la côte de la baie d'Hudson pour se nourrir (Bernhardt 2006; Bajzak *et al.*, 2013). Pendant les périodes où la couverture de glace bloque l'accès à l'échouerie de la rivière Churchill, les phoques restent dans les chenaux et les fissures sur la côte de la baie d'Hudson et retournent dans la rivière lorsque l'état des glaces le permet (Bernhardt, 2006; Bajzak *et al.*, 2013). Les phoques marqués d'une étiquette radio par satellite ne se sont pas aventurés dans des eaux de plus de 50 m de profondeur, quelle que soit la saison (Bajzak *et al.*, 2013). L'abondance des phoques au site de l'échouerie de la rivière Churchill a été surveillée entre 1996 et 2005 (Bernhardt, 2006) et à nouveau de 2014 à 2016 (S.D. Petersen, Zoo du parc Assiniboine, comm. pers.). Les résultats de la surveillance ont montré une forte augmentation du nombre de phoques utilisant la zone au cours des 20 dernières années. On n'en connaît pas encore bien les raisons et on ne sait pas si une tendance semblable se dégage dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce dans le complexe de la baie d'Hudson et, plus précisément, dans la ZIEB-IS.

Les analyses des acides gras ont montré que les phoques communs représentaient de 15 à 20 % du régime alimentaire de l'ours blanc dans le bassin Foxe et l'ouest de la baie d'Hudson, une proportion semblable à celle des phoques barbus (Thiemann *et al.*, 2008b). Les phoques communs sont des généralistes qui se nourrissent d'une variété de proies, y compris des poissons, des céphalopodes et des crustacés, depuis la surface jusqu'à une profondeur d'environ 100 m (Pitcher, 1980; Olesiuk *et al.*, 1990; Pierce *et al.*, 1991; Tollit *et al.*, 1998). Ils s'adaptent aux variations saisonnières de la disponibilité des proies (Tollit *et al.*, 1997, Thompson *et al.*, 1996). On ne connaît pas le régime alimentaire propre aux phoques communs de la ZIEB-IS.

Cette espèce est chassée dans la ZIEB-IS par des chasseurs de Coral Harbour et de Naujaat (GN, 2011, 2012). On ne connaît pas les taux de récolte.

PHOQUE DU GROENLAND (*PAGOPHILUS GROENLANDICUS*)

Les phoques du Groenland sont présents dans l'océan Atlantique Nord et l'océan Arctique en dessous de 84°N (Riedman, 1990). Ils sont migrateurs et on les trouve généralement dans le complexe de la baie d'Hudson et d'autres régions arctiques uniquement pendant la période des eaux libres (Collins, 1983; Stewart et Barber, 2010). Parmi les trois populations géographiquement distinctes présentes dans le bassin de l'Atlantique Nord (McLaren et Davis, 1982), seuls des individus de la population de l'Atlantique Nord-Ouest (AN-O) sont présents dans la ZIEB-IS. La plupart des phoques du Groenland dans l'Arctique sont dans le détroit de Davis et la baie de Baffin, mais de petits nombres s'aventurent sur la côte sud de l'île Southampton, aussi loin à l'ouest que le sud du détroit de Roes Welcome pendant l'été (Sergent, 1965, 1976; Collins, 1983; Stewart et Lockhart, 2005). De grands troupeaux ont été signalés à l'occasion dans la baie South et pourraient atteindre la limite des floes à Repulse Bay (Milton Freeman Research Ltd., 1976). L'IQ de Coral Harbour a indiqué que des phoques du Groenland sont présents dans la région de South Bay à Maurice Point-Imiquitailat Spit (GN, 2012). Des résidents de Naujaat (anciennement Repulse Bay) ont observé des phoques du Groenland (principalement au large des côtes) de Kanguqarvik jusqu'à environ 40 km au sud de Repulse Bay en juillet et en août (GN, 2011). Selon d'autre IQ pour le bassin Foxe, les phoques du Groenland sont abondants au nord de la ZIEB-IS près d'Iglolik et dans le détroit de Fury and Hecla pendant l'été et le début de l'automne (GN, 2008).

La population canadienne de phoques du Groenland a récemment augmenté, passant d'environ 2 millions d'animaux dans les années 1970 à au moins 6 millions (en 2010; Stephenson et

Hartwig, 2010). Les résultats de la modélisation à long terme (1952–2014) pour la population de l'Atlantique Nord-Ouest dans son ensemble estiment la production de blanchons à 853 000 (ET = 202 000) pour 2014 et un effectif total de la population de 7 411 000 animaux (ET = 656 000) (MPO, 2014; Hammill *et al.*, 2014). Hammill *et al.* (2014) ont aussi supposé que la productivité du phoque du Groenland avait diminué depuis le début des années 1990, mais la petite taille des échantillons des dernières années a accru l'incertitude. Malgré cela, on considère généralement que la population de l'Atlantique Nord-Ouest est stable ou peut-être à la hausse (Kovacs *et al.*, 2011, 2012; Hammill *et al.*, 2014). L'augmentation de la population et la diminution récente de la couverture de glace ont permis à l'espèce d'étendre son expansion dans le centre de l'Arctique et le complexe de la baie d'Hudson par rapport à celle observée les années précédentes (Stephenson et Hartwig, 2010).

Au Canada, la population de phoques du Groenland de l'AN-O hiverne dans le golfe du Saint-Laurent et le nord de Terre-Neuve, où les petits naissent sur la banquise à la fin du mois de février ou en mars (MPO, 2014). Au printemps, ces phoques passent dans les zones d'estivage de l'Arctique canadien alors que la glace recule (Mansfield, 1963; Sergent, 1965). Bien que la plupart poussent plus loin au nord, jusqu'au détroit de Lancaster, au détroit d'Eclipse et dans l'inlet de l'Amirauté, une petite proportion se rend dans le détroit d'Hudson, le bassin Foxe et la baie d'Hudson (Mansfield, 1967b). Les phoques du Groenland qui pénètrent dans la baie d'Hudson y demeurent depuis la débâcle des glaces (début juin) jusqu'au début octobre, avant l'englacement (Mansfield, 1968; Gamble, 1988). On ignore pour l'instant le nombre de phoques du Groenland qui utilisent le bassin Foxe et les baies d'Hudson et James.

Le régime alimentaire des phoques du Groenland de l'AN-O est très variable et comprend plus de 100 espèces d'invertébrés et de poissons (Reijnders *et al.*, 1993). Les proies les plus importantes sont la morue (*A. glacialis* et *B. saida*), le capelan, le hareng (*Clupea harengus*), les amphipodes et les euphausiacés (Mansfield, 1963; Reijnders *et al.*, 1993). Les phoques du Groenland sont la proie des ours blancs et des épaulards (Thiemann *et al.*, 2008b; McKinney *et al.*, 2009; Ferguson *et al.*, 2012). Bien que les phoques du Groenland représentent au moins une petite proportion du régime alimentaire de toutes les sous-populations d'ours blancs du complexe de la baie d'Hudson, ils sont les deuxièmes pinnipèdes les plus importants pour les ours du bassin Foxe (Thiemann *et al.* 2008b), qui résident dans la ZIEB-IS. Ils deviendront sans doute une source de proies de plus en plus importante pour les ours blancs de la baie d'Hudson et du bassin Foxe à mesure que les changements climatiques s'intensifieront et que l'abondance des pinnipèdes des eaux libres (phoques du Groenland et phoques communs) augmentera par rapport aux phoques de la banquise (phoques barbus et phoques annelés) (McKinney *et al.*, 2009, Peacock *et al.* 2010). L'IQ a identifié les phoques du Groenland parmi les proies de l'épaulard, particulièrement dans le bassin Foxe et le sud de l'île de Baffin (Ferguson *et al.*, 2012).

Les phoques du Groenland de l'AN-O sont chassés dans toute leur aire de répartition et sont récoltés à des fins de subsistance et commerciales, bien que les récoltes commerciales aient diminué ces dernières années (Kovacs *et al.*, 2011, 2012; Kovacs, 2015). Les Inuits récoltent les phoques du Groenland au Labrador, dans l'Arctique canadien et au Groenland, tandis que les récoltes commerciales sont effectuées dans le golfe du Saint-Laurent et au nord de Terre-Neuve (MPO, 2014). Les prises commerciales au Canada sont passées de 355 000 phoques en 2006 à 91 000 en 2013, en partie à cause des conditions glacielles difficiles et de la faiblesse des marchés (MPO, 2014). Les prises de phoques du Groenland varient de 66 100 à 92 200 animaux par année depuis 2003 (MPO, 2014). Plus de 95 % des prises commerciales sont des jeunes de l'année et on estime que 12 000 phoques sont prélevés accidentellement pendant les activités de pêche commerciale (prises accessoires, animaux abattus et perdus). Dans la région de Kivalliq, les récoltes annuelles moyennes sur cinq ans déclarées sont les

suivantes : Arviat (n = 1), Chesterfield Inlet (n = 5), Coral Harbour (n = 18), Repulse Bay (n = 1) et Whale Cove (n = 6) (Priest et Usher, 2004). Cape Dorset, dans la région de Baffin, a déclaré une récolte moyenne de 15 phoques du Groenland par année sur cinq ans (Priest et Usher, 2004). La chasse de subsistance n'est pas réglementée actuellement, mais la chasse commerciale l'est en vertu d'un plan de gestion quinquennal (2014 à 2018) (MPO, 2014). Les populations de phoques du Groenland ne sont pas inscrites en vertu de la LEP, ni évaluées par le COSEPAC. L'espèce est inscrite comme « préoccupation mineure » sur la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (Kovacs, 2015).

PHOQUE ANNELÉ (*PUSA HISPIDA*)

Le phoque annelé est un élément important de l'écosystème marin de l'Arctique, à la fois comme principale proie de l'ours blanc et comme grand consommateur de poissons et d'invertébrés marins (Lowry *et al.*, 1980; Smith, 1987). Cette espèce a une vaste répartition circumpolaire et est étroitement liée à la glace de mer (Frost et Lowry, 1981; Lowry, 2016b; Reeves, 1998). La variation génétique minimale dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce suggère que tous les phoques annelés présents au Canada appartiennent à une seule population ou à un seul stock (Davis *et al.*, 2008; Palo *et al.*, 2001; Martinez-Bakker *et al.*, 2013). Il est compliqué d'estimer la taille des populations mondiales ou régionales de phoques annelés, car leur répartition est vaste et variable et il est difficile de différencier les individus observés et non observés (en plongée) pendant les relevés (Frost et Lowry, 1981). Gardant cela à l'esprit, on a estimé que le nombre de phoques annelés présents dans l'Arctique canadien était de quelques millions (Reeves, 1998; Lowry, 2016b) à six ou sept millions (Stirling et Calvert, 1979). Kingsley (1987) a établi une estimation de 1,2 million pour la région de la baie de Baffin à partir de relevés aériens et en fonction de la taille de la population d'ours blancs et de leurs besoins énergétiques.

Les phoques annelés sont présents dans tout le complexe de la baie d'Hudson et sont des résidents courants à l'année de la ZIEB-IS. L'abondance dans la ZIEB-IS n'a pas été examinée; toutefois, Smith (1975) a estimé qu'il y avait environ 519 000 phoques annelés dans les baies d'Hudson et James. Des relevés aériens effectués sur la côte ouest de la baie d'Hudson entre Churchill (Manitoba) et Arviat (Nunavut) de 1994 à 2008 ont décrit des densités de phoques annelés comprises entre 0,4 et 1,6 phoque/km² (Lunn *et al.*, 1997; MPO, 2009; Chambellant, 2010; Young *et al.*, 2015). Les densités propres à l'habitat étaient les plus élevées (3,4 phoques/km² sur la banquise côtière au printemps (Chambellant, 2010). Le rendement équilibré maximal pour l'espèce a été estimé à 7 % (Reeves 1998). Les phoques annelés de la ZIEB-IS sont récoltés par les communautés de Coral Harbour et Repulse Bay (GN, 2011, 2012). Priest et Usher (2004) ont indiqué que les résidents de Coral Harbour ont récolté en moyenne 712 phoques annelés par année entre juin 1996 et mai 2001. Au cours de la même période, les résidents de Repulse Bay récoltaient en moyenne 415 phoques annelés par année. Les phoques annelés de la baie d'Hudson étaient en moyenne 25 % plus petits, mais se reproduisaient davantage que les phoques de l'Extrême-Arctique (Ferguson *et al.*, 2018).

On pensait initialement que les phoques annelés demeuraient dans la même région générale tout au long de l'année, effectuant peut-être des déplacements à plus petite échelle en fonction de la formation de glace et de la débâcle (McLaren, 1958). Des études ultérieures ont montré que la ségrégation selon l'âge se produisait au cours de saisons différentes et que certains individus (généralement des juvéniles) pouvaient effectuer des déplacements saisonniers importants (comme dans Heide-Jørgensen *et al.* 1992; Smith, 1987; Teilmann *et al.*, 1999). Des études de radiotélémétrie par satellite ont montré des déplacements entre la région de Thule, à l'ouest du Groenland, et le détroit de Lancaster (Born *et al.* 2002) et, plus récemment, on a obtenu des preuves de déplacements d'adultes sur de grandes distances (> 1 000 km) pendant

les périodes d'eaux libres (Martinez-Bakker, 2013; Yurkowski *et al.*, 2016). On a relevé des variations saisonnières marquées en ce qui a trait aux déplacements et aux comportements de plongée chez les phoques annelés marqués par télémétrie dans la baie d'Hudson; ces variations sont liées à la glace de mer saisonnière et au comportement reproducteur (Luque *et al.*, 2014).

L'importance des zones de glace de mer ayant une bonne couverture de neige dans le cycle biologique du phoque annelé est bien documentée. L'espèce utilise exclusivement la glace de mer pour la reproduction, la mue et le repos (Smith et Stirling, 1975; Frost et Lowry, 1981; Reeves, 1998), particulièrement la glace de rive (Tynan et DeMaster, 1997) et les crêtes de pression de la glace de première année (Barber et Iacozza, 2004). Dans la ZIEB-IS, la répartition du phoque annelé reflète en grande partie la répartition de la glace de rive dans la région (GN, 2012). Selon l'IQ, les phoques annelés sont présents dans la plupart des grandes baies et sur les rives de l'île Southampton où se trouve la banquise côtière, y compris dans la région du détroit de Roes Welcome/Repulse Bay (GN, 2011), dans la baie Duke of York (côte nord), sur les côtes est et sud de l'île Southampton et à la lisière des floes aux endroits où ceux-ci persistent (GN, 2012). Ils sont abondants dans la région, particulièrement sur la côte nord de l'île Southampton (GN, 2011, 2012). En outre, il a été démontré que la disponibilité d'une couverture de neige suffisante pour la protection et la survie des blanchons pendant la période d'allaitement est essentielle à la survie (Ferguson *et al.* 2005, Iacozza et Ferguson 2014).

Les phoques annelés sont très adaptables sur le plan de la quête de nourriture et ont de ce fait un régime alimentaire varié (McLaren, 1958). En général, ils se nourrissent de petits poissons et, pendant les périodes d'eaux libres, de gros crustacés (Mansfield, 1963; Lowry *et al.*, 1980; Holst *et al.*, 2001; Labansen *et al.*, 2007), et des études de la baie d'Hudson ont montré que les jeunes phoques mangent plus de zooplancton que les adultes, qui préfèrent les poissons fourrages (Young *et al.*, 2010). Bien que les régimes alimentaires du phoque annelé dans la ZIEB-IS n'aient pas été étudiés, ceux des phoques dans l'ouest de la baie d'Hudson sont en grande partie composés de lançon et, dans une moindre mesure, de morue polaire et d'invertébrés (Stirling, 2005; Chambellant, 2010). Dans le bassin Foxe, de 1947 à 1950, la morue polaire occupait une plus grande place dans le régime alimentaire du phoque annelé (McLaren, 1958), mais il pourrait s'agir d'une différence plus temporelle que spatiale dans les habitudes alimentaires. Le régime alimentaire du phoque annelé variait considérablement d'une année à l'autre et géographiquement entre l'ouest et l'est de la baie d'Hudson (Young *et al.*, 2014). Entre le début des années 1980 et 2008-2009, la proportion de morue polaire dans les régimes alimentaires des oiseaux de mer de l'île Coats et d'autres régions du Bas-Arctique a diminué (presque jusqu'à zéro dans certaines colonies), alors que la proportion de lançon et de capelan a augmenté (Gaston *et al.*, 2003; Provencher *et al.*, 2012; Gaston et Elliott, 2014). On pense que ces variations reflètent un changement dans la disponibilité des types de proies, car la diminution de la glace de mer influence la répartition de la morue polaire associée à la glace. Étant donné les changements récents dans le régime alimentaire des oiseaux de mer dans la ZIEB-IS, il est possible que des changements semblables se soient produits dans la population locale de phoques. Les phoques annelés sont vulnérables aux changements extrêmes de la glace de mer, comme en témoigne leur réaction à un événement climatique survenu en 2010 qui a donné lieu à la plus longue période d'eaux libres enregistrée pour la baie d'Hudson, et qui a eu des conséquences démographiques et reproductives chez les phoques dans la baie d'Hudson l'année suivante (Ferguson *et al.*, 2017).

Les tendances à la baisse de la reproduction du phoque annelé et de la survie des petits observées dans l'ouest de la baie d'Hudson (Ferguson *et al.* 2005, Stirling 2005), les faibles indices de l'état corporel et les taux bas d'ovulation (Harwood *et al.*, 2000) ont été attribués aux années de débâcle précoce de la glace de mer et aux années où il y a peu de glace. On ne sait

pas si les changements de l'état des glaces observés près de la ZIEB-IS ont eu des effets semblables sur le succès de la reproduction de la population locale.

MORSE (*ODOBENUS ROSMARUS*)

Les morses ont une répartition circumpolaire discontinue (Stewart *et al.*, 2014). Les populations de l'est du Canada et du Groenland appartiennent à la sous-espèce de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus rosmarus*). Au Canada, le morse de l'Atlantique a été initialement traité par le COSEPAC comme deux populations distinctes : la population de l'est de l'Arctique (non en péril en avril 1987 et en mai 2000) et la population de la Nouvelle-Écosse – Terre-Neuve – golfe du Saint-Laurent (disparue du pays en avril 1987 et en mai 2000). En 2017, les morses de l'Atlantique ont été divisés en trois grandes populations : Extrême-Arctique (espèce préoccupante), Centre et Bas-Arctique (espèce préoccupante) et Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve et golfe du Saint-Laurent (espèce disparue) (COSEPAC, 2017). Les populations de l'Arctique canadien sont composées de sept stocks distincts, fondés en grande partie sur les aires d'estivage (figure 17; Stewart 2008; MPO, 2013; Shafer *et al.*, 2014). La population de l'Extrême-Arctique comprend les stocks de la baie de Baffin (BB), de l'ouest du détroit de Jones (ODJ) et du détroit de Penny et du détroit de Lancaster (DP-DL); la population du Centre et du Bas-Arctique est composée des stocks du nord et du centre du bassin Foxe (N-BF, C-BF), de la baie d'Hudson et du détroit de Davis (BH-DD) et du sud et de l'est de la baie d'Hudson (SE-BH).

Les deux stocks du bassin Foxe et celui de la baie d'Hudson-détroit de Davis se distinguent par les profils d'isotope de plomb et d'éléments traces (Outridge et Stewart, 1999; Outridge *et al.*, 2003) ainsi que par des études génétiques microsatellites (Shafer *et al.*, 2014); toutefois, Shafer *et al.* (2014) ont trouvé des preuves que les deux stocks du bassin Foxe pourraient plutôt en représenter un seul. Les trois stocks de l'Extrême-Arctique ont formé une importante grappe génétique, avec une certaine justification du maintien de la séparation du stock de l'ouest du détroit de Jones (Shafer *et al.*, 2014). Une autre étude de microsatellites a révélé que les morses du sud-est de l'île de Baffin n'étaient pas différents de ceux de l'ouest du Groenland, mais qu'ils se distinguaient de ceux du détroit d'Hudson et du nord-ouest du Groenland (Andersen *et al.*, 2014). Les morses présents dans la ZIEB-IS font partie du stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis (MPO, 2013).

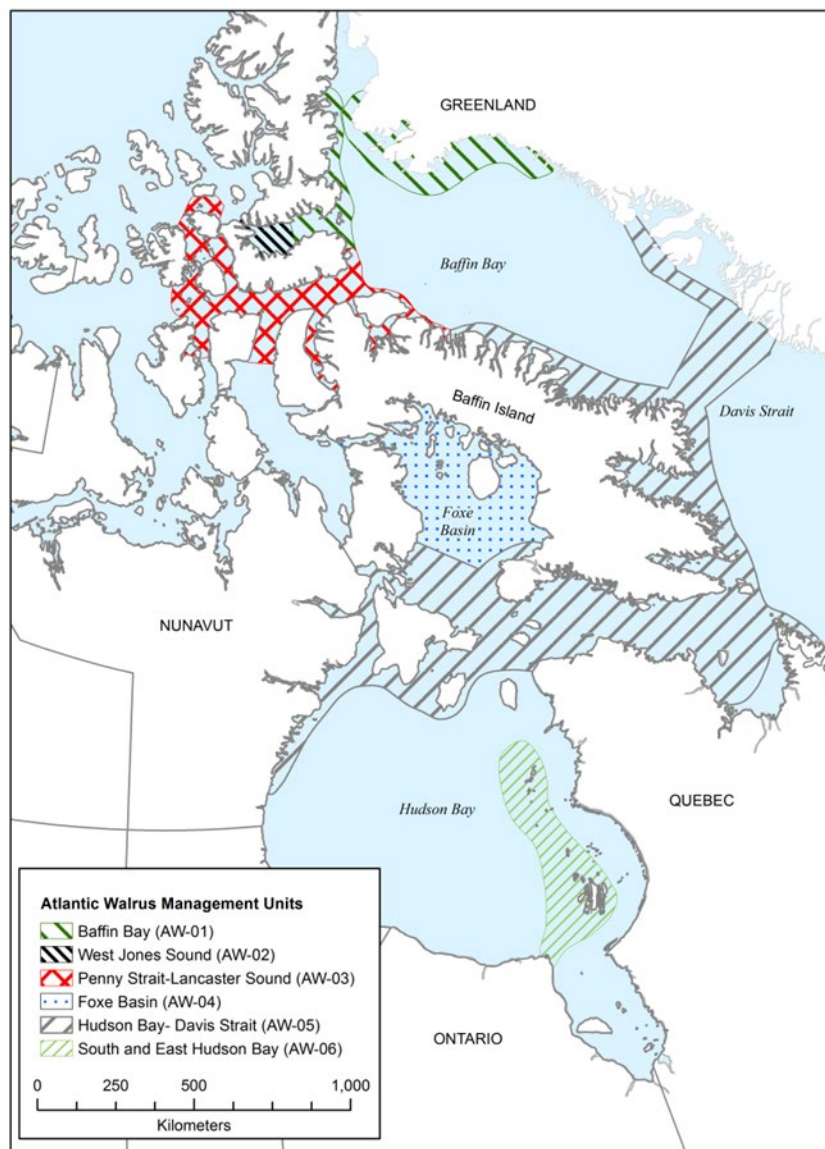


Figure 17. Zones de gestion des morses de l'Atlantique dans l'Arctique canadien. La population de l'Extrême-Arctique comprend les zones de la baie de Baffin (AW-01), de l'ouest du détroit de Jones (AW-02) et du détroit de Penny-détroit de Lancaster (AW-03). La population du centre de l'Arctique comprend les zones du bassin Foxe (AW-04), de la baie d'Hudson-détroit Davis (AW-05) et du sud et de l'est de la baie d'Hudson (AW-06) (Source : MPO, 2019).

L'estimation la plus récente de la population pour le stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis était d'environ 7 000 individus et était fondée sur l'observation de 2 144 animaux échoués pendant les relevés aériens de l'automne 2014, ainsi que sur les résultats de la modélisation subséquente (Hammill *et al.*, 2016a, b). Bien que le relevé ait inclus la région de la ZIEB-IS, il ne pouvait couvrir la superficie totale représentative du stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis. Cette estimation était légèrement supérieure à deux estimations antérieures de 4 675 (95 %; CL = 1 845–11 842) et 6 020 (95 %; CL = 2 485–14 585) tirées de relevés systématiques selon un transect linéaire effectués dans le détroit d'Hudson au printemps 2012 (Elliot *et al.*, 2013). Les estimations divergentes entre les relevés ne sont pas surprenantes compte tenu des défis que pose le dénombrement des stocks de morses, y compris les répartitions agrégatives

et le comportement corrélé dans les échoueries (MPO, 2016). Par exemple, au cours des relevés de 2014, les dénombrements de morses sur l'île Walrus les 11 et 16 septembre étaient de 248 et de 2 579 animaux, respectivement. Hammill *et al.* (2016a) ont comparé les dénombrements observés lors de plusieurs relevés aux îles Southampton, Walrus et Coats. Le nombre d'animaux observés au cours des relevés de 2014 était semblable à celui observé durant les relevés de 1954, 1961, 1977 et 1988-1990 (Hammill *et al.*, 2016a). Les chiffres étaient également relativement semblables dans le temps dans la région des îles Fraser/Nottingham/Salisbury. Toutefois, lorsque les données ont été traitées à l'aide d'un modèle visant à séparer l'erreur d'observation de chaque relevé de la variabilité naturelle de la dynamique de la population, on a estimé que le stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis était passé d'environ 10 400 animaux en 1954 jusqu'à un minimum de 3 900 en 1986, avant d'augmenter par la suite pour atteindre l'estimation actuelle de 7 000 morses (Hammill *et al.*, 2016b).

On comprend mal les déplacements saisonniers de la population de la baie d'Hudson-détroit de Davis. Les morses restent toute l'année à certains endroits où les conditions le permettent, comme la polynie du détroit de Roes Welcome, n'effectuant que des déplacements localisés en réaction aux conditions changeantes des glaces (Orr et Rebizant, 1987; Fleming et Newton, 2003; Ghazal, 2014). En revanche, des déplacements saisonniers prolongés peuvent se produire dans d'autres régions, par exemple à l'automne au nord de la baie d'Hudson et dans le détroit d'Hudson (Reeves, 1995). Des études de marquage menées au milieu des années 1950 aux îles Bencas, Coats et Southampton n'ont révélé que des déplacements localisés (Mansfield, 1959; Loughrey, 1959) et l'IQ actuel suggère qu'au voisinage de l'île Southampton, les morses sont des résidents à l'année (Riewe, 1992; GN, 2011, 2012). Pendant les périodes d'eaux libres, les morses ont tendance à rester près des échoueries terrestres s'il n'y a pas de glace. Dans la ZIEB-IS, d'importantes échoueries se trouvent sur les îles Bencas, Coats et Walrus (AMAP *et al.*, 2013; MPO, 2019), et d'autres le long des côtes sud et nord-ouest de l'île Southampton (GN, 2011, 2012; Ghazal 2014; MPO, 2019). En hiver, on trouve des morses dans la région de l'inlet Chesterfield-détroit de Roes Welcome, au large de la lisière des floes sur les côtes sud et est de l'île Southampton et le long des côtes ouest et sud-ouest de la péninsule Foxe. À la fin du printemps et de l'été, les morses préfèrent la banquise flottante du détroit d'Evans et du détroit d'Hudson, puis se déplacent vers les sites d'échoueries terrestres à mesure que la banquise disparaît. À l'automne, ils sont concentrés aux échoueries terrestres des îles Bencas, Walrus, Coats, Mills, Nottingham et Salisbury et de l'ouest de la péninsule Foxe, ou à proximité (Orr et Rebizant, 1987; Fleming et Newton, 2003; GN, 2012; MPO, 2019). On observe des déplacements semblables des morses vers le rivage dans la région de Repulse Bay à l'automne (Fleming et Newton, 2003).

Les morses se nourrissent principalement au fond, cherchant des mollusques et d'autres invertébrés dans les sédiments sur le plancher océanique (Outridge *et al.*, 2003; Dietz *et al.*, 2013). Dans certains cas, il arrive qu'ils se nourrissent de plus grandes proies, comme les phoques. Par exemple, Muir *et al.* (1995) pensaient que les concentrations élevées de composés organochlorés chez les morses de l'est de la baie d'Hudson reflétaient une alimentation à un niveau trophique plus élevé (p. ex. phoques annelés). Mallory *et al.* (2004) ont observé des morses se nourrissant de Guillemots de Brünnich adultes sur l'île Coats. Un seul morse peut tuer jusqu'à 67 guillemots en une journée.

Bien que la chasse soit la cause la plus connue de mortalité, des évaluations récentes indiquent que les récoltes annuelles totales de ces communautés sont durables (Stewart *et al.*, 2013; Hammill *et al.*, 2016; MPO, 2019). Les morses du stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis sont actuellement chassés par plus de 20 communautés (COSEPAC, 2006; Hammill *et al.*, 2016a). Les résidents de Coral Harbour ont récolté 16 morses par année en moyenne entre

2009 et 2014 (Hammill *et al.*, 2016a). Hammill *et al.*, en utilisant les récoltes moyennes déclarées entre 2009 et 2014 pour toutes les communautés combinées (85 morses/an) et les estimations de la population tirées des relevés de 2014 (2016A), ont déterminé que les estimations du PBP (prélèvement biologique possible) vont de 90 à 180, ce qui ne représentait que les animaux de la composante du nord de la baie d'Hudson et du détroit d'Hudson du stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis. Entre 2009 et 2014, les prises déclarées dans le stock de la baie d'Hudson-détroit de Davis par toutes les communautés s'élevaient à 85 animaux par année en moyenne, soit une récolte durable, et certaines données indiquent une tendance à la baisse du nombre d'animaux abattus, bien que les rapports sur les prises aient été sporadiques avant 1980. De 2005 à 2014, Coral Harbour et Naujaat (anciennement Repulse Bay) ont récolté une moyenne annuelle de 14 et de 4 morses, respectivement, soit une diminution par rapport à la moyenne annuelle de 115 et 17 animaux récoltés de 1960 à 1975 (Hammill *et al.*, 2016a). En 2018-2019, la communauté de Coral Harbour a récolté huit morses. Des baisses semblables du nombre d'animaux récoltés ont été observées dans l'Arctique canadien après des périodes de récolte commerciale parfois intense au XIX^e siècle et au début du XX^e siècle (Stewart *et al.*, 2014). En plus de sa chasse de subsistance, Coral Harbour est la seule communauté qui effectue actuellement des chasses sportives régulières du morse dans le nord-ouest de la baie d'Hudson (Stewart *et al.*, 2014). Avant la suspension de la chasse sportive d'Iglolik (2008), les prises annuelles débarquées de la chasse sportive étaient généralement inférieures à cinq morses. Depuis, les prises de Coral Harbour ont légèrement augmenté, avec sept individus déclarés pour la chasse sportive de 2018-2019.

La réduction prévue de l'étendue et de la durée de la glace de mer sous l'effet des changements climatiques devrait avoir une incidence négative sur les populations de morses (Kovacs *et al.*, 2011, 2012, 2015; MPO, 2019), particulièrement celles du bassin Foxe, de la baie d'Hudson et du détroit de Davis (Hovelsrud *et al.*, 2008). Selon Hovelsrud *et al.* (2008), ces populations du sud se déplacent vers le nord dans le golfe de Boothia à mesure que la glace de mer recule. La croissance prévue du transport maritime, du trafic aérien, du tourisme et du développement portuaire liée à la diminution de la glace de mer pourrait avoir des répercussions négatives sur le morse dans toute la baie d'Hudson et la ZIEB-IS (MPO, 2019). Le morse est particulièrement sensible au bruit mécanique causé par le trafic maritime et aérien (MPO, 2019), ce qui peut causer des ruées associées à la mortalité due au piétinement, à l'avortement de fœtus et à la séparation des paires mère-petit (COSEPAC, 2017). Des études menées dans la baie d'Hudson montrent que les morses peuvent abandonner les sites des échoueries pendant trois ou quatre jours après avoir été perturbés par des bateaux et des aéronefs (Mansfield et St. Aubin, 1991), tandis que des perturbations prolongées ou répétées peuvent entraîner l'abandon à long terme des échoueries et aires d'alimentation de prédilection (Johnson *et al.*, 1989; Born *et al.*, 1995).

OURS POLAIRE (*URSUS MARITIMUS*)

Les ours polaires (ou ours blancs) ont une répartition circumpolaire dans tout l'hémisphère Nord et se trouvent en densités relativement faibles dans la plupart des régions couvertes de glace jusqu'à 88° de latitude nord (DeMaster et Stirling, 1981; Durner et Amstrup, 1995). La population mondiale d'ours polaires a été récemment estimée à 26 000 individus; toutefois, cette estimation exclut la sous-population du bassin arctique, sur laquelle on ne dispose pas de données sur l'abondance (Wiig *et al.*, 2015). Environ 15 500 ours sont présents au Canada ou dans des sous-populations partagées avec le Canada (COSEPAC, 2008c). Treize sous-populations d'ours polaires, qui sont également des zones de gestion (ZG), se trouvent (en tout ou en partie) dans l'Arctique canadien et la région subarctique (figure 18). L'île Southampton a été désignée comme un habitat estival important pour la ZG du bassin Foxe (BF) (Peacock *et al.*, 2008). L'aire de répartition de cette sous-population couvre quelque 1,1 million de km² dans

le bassin Foxe, le nord de la baie d'Hudson et l'ouest du détroit d'Hudson (Taylor et Lee, 1995; COSEPAC, 2002; 2008c). L'IQ donne une zone d'occurrence et une superficie d'occupation de 815 790 km² et 2 135 km², respectivement (Kowalchuk et Kuhn 2012).

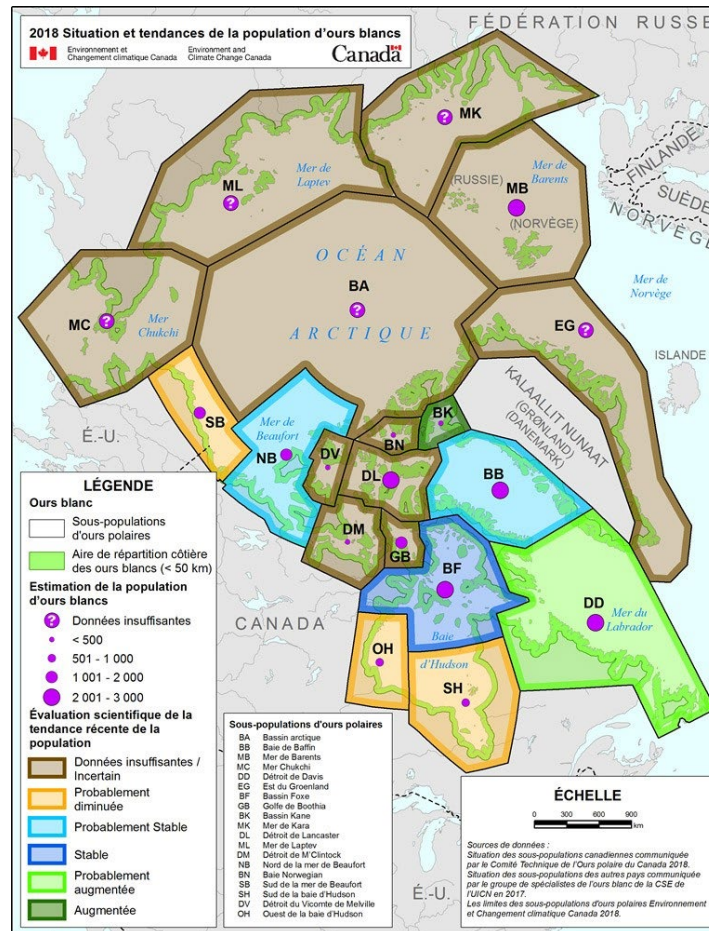


Figure 18. Sous-populations d'ours blancs circumpolaires (ECCC, 2018). Les ours polaires qui vivent dans la région de l'île Southampton appartiennent à la sous-population du bassin Foxe (Sources : Environnement et Changement climatique Canada/Groupe de spécialistes des ours blancs de l'Union internationale).

Les limites reconnues de la sous-population du bassin Foxe sont fondées sur des études de marquage et recapture (Taylor et Lee, 1995), des études aériennes (Stapleton *et al.*, 2016), des études de télémétrie (Taylor *et al.*, 2001; Sahanatien *et al.*, 2015), l'IQ (COSEPAC, 2002, 2008c) et la génétique des populations (Paetkau *et al.*, 1999; Thiemann *et al.*, 2008b, Malenfant *et al.* 2016, Viengkone *et al.* 2016). Certaines des premières estimations (1989 à 1994) de la taille de la sous-population du bassin Foxe, fondées sur des données de marquage et recapture, étaient d'environ 2 100 à 2 200 animaux (Taylor *et al.*, 2006). À la suite d'une réduction des niveaux de prises en 1996, d'après les connaissances traditionnelles des Inuits et l'opinion scientifique, on suggère une augmentation de la taille de la population à environ 2 300 ours (McDonald *et al.*, 1997; COSEPAC, 2008c; Obbard *et al.*, 2010). Des relevés aériens ont été effectués pendant les saisons sans glace de 2009 et de 2010, lorsque les ours étaient confinés sur la terre ferme (Stapleton *et al.*, 2012, 2016); ces relevés ont donné une estimation moyenne de l'abondance de 2 585 animaux (IC à 95 % : 2 096-3 189) pour la région.

Les ours blancs du bassin Foxe forment une grappe génétique avec les sous-populations de l'ouest de la baie d'Hudson et du détroit de Davis (Paetkau *et al.*, 1999; Thiemann *et al.*, 2008b; Malenfant *et al.*, 2016). En revanche, malgré leur proximité, il semble y avoir peu d'échanges génétiques entre les sous-populations du bassin Foxe et du golfe de Boothia (Paetkau *et al.*, 1999). Des études antérieures ont montré que les différences génétiques entre les trois sous-populations de la région de la baie d'Hudson sont très petites et n'indiquent pas d'unités significatives sur le plan de l'évolution, particulièrement entre les ours de l'ouest de la baie d'Hudson et du bassin Foxe, bien qu'elles puissent indiquer des différences importantes dans les traits adaptatifs (Paetkau *et al.*, 1999). Toutefois, la structure récente de la population et l'utilisation de l'espace (Sahanatien *et al.*, 2015), de même que des analyses génétiques à petite échelle (Crompton *et al.*, 2008, 2014, Peacock *et al.*, 2015, Malenfant *et al.*, 2016, Viengkone *et al.*, 2016, 2018) des ours de la région de la baie d'Hudson, ont appuyé la désignation de limites pour les différentes sous-populations pour la région. Sahanatien *et al.* (2015) ont comparé les paramètres des déplacements saisonniers et annuels (c.-à-d. l'aire de répartition, les taux de déplacement, le temps passé sur la glace) à la fidélité à l'aire de répartition (chevauchement statique et dynamique) et à la dynamique des glaces, et ont découvert que les grappes génétiques coïncidaient généralement avec les trois principales masses d'eau (bassin Foxe, baie d'Hudson et détroit d'Hudson) de la région. Les ours affichaient un fort taux annuel et saisonnier de fidélité à l'aire de répartition et aucune autre région ne comptait autant de mélange que l'île Southampton. Les ours capturés sur l'île présentaient une convergence des trois grappes avec les ours de la baie d'Hudson, surtout sur les côtes ouest et sud-ouest, avec les ours du détroit d'Hudson au sud-est et avec les ours du bassin Foxe à l'est (Sahanatien *et al.*, 2015; Viengkone *et al.*, 2016, 2018). La plupart des autres ours de l'île Southampton faisaient partie de la grappe du nord du bassin Foxe, mais certains provenaient également de la grappe de l'est du détroit d'Hudson et du détroit de Davis.

Dans toute leur aire de répartition, les ours blancs se nourrissent principalement de phoques annelés, mais aussi de phoques barbus (voir Thiemann *et al.*, 2008a; Galicia *et al.*, 2016), de morses (Calvert et Stirling, 1990; Thiemann *et al.*, 2008a; Galicia *et al.*, 2016), d'autres mammifères marins (Stirling et Archibald, 1977; Smith, 1980; Lowry *et al.*, 1987, Thiemann *et al.*, 2008a), de morue polaire, d'oisies et de leurs œufs, de mammifères terrestres et d'une variété d'oiseaux de mer (Smith et Hill, 1996; Derocher *et al.*, 2000; Iverson *et al.*, 2014). Comme ils dépendent fortement des phoques annelés, on pense que la répartition et la taille des populations d'ours blancs sont principalement régulées par les caractéristiques des populations de cette espèce (Stirling et Øritsland, 1995).

On a recouru à l'analyse des acides gras pour examiner les habitudes alimentaires des ours blancs et les tendances dans les réseaux trophiques marins de l'Arctique canadien, y compris la sous-population du bassin Foxe (Thiemann *et al.*, 2008a; Galicia *et al.*, 2016). Une étude initiale qui a permis d'échantillonner 109 ours du bassin Foxe de 1972 à 2004 a révélé que le régime alimentaire de l'ours blanc était composé de sept espèces différentes de mammifères marins, dont environ 55 % étaient des phoques annelés; cette proportion est plus faible que chez les autres sous-populations (Thiemann *et al.*, 2008a). Les morses de toutes les sous-populations constituaient la plus grande proportion (7 %) du régime alimentaire des ours du bassin Foxe qui, dans l'ensemble, affichaient le deuxième régime le plus diversifié après les ours du détroit de Lancaster. On a noté des différences saisonnières (printemps-été et automne-hiver), ainsi que selon l'âge et le sexe, dans les profils d'acides gras des ours du bassin Foxe. Par exemple, les phoques barbus et les morses étaient consommés plus souvent par les ours plus âgés, en particulier les mâles, et le moins par les femelles indépendantes, tandis que les phoques communs étaient le plus souvent consommés par les femelles et les jeunes mâles, surtout pendant l'automne et l'hiver. À mesure que les phoques du Groenland migrent dans le bassin Foxe au printemps, leur prévalence dans les régimes alimentaires des ours blancs augmente.

De 2010 à 2012, Galicia *et al.* (2016) ont analysé 103 autres ours chassés pour déterminer leur régime alimentaire. L'alimentation variait spatialement dans la sous-population, le phoque annelé dominant dans le nord et le sud du bassin Foxe, tandis que les ours de l'ouest du détroit d'Hudson consommaient des proportions égales de phoques annelés et de phoques du Groenland. Les morses étaient surtout consommés par les gros mâles dans le nord du bassin Foxe. La consommation de baleines boréales était égale dans toutes les régions, indépendamment de l'âge et de la taille. Selon Galicia *et al.* (2016), une augmentation potentielle des carcasses de baleines boréales provenant de la prédation par les épaulards et des récoltes de subsistance pourrait représenter une importante source de nourriture supplémentaire pour les ours blancs du bassin Foxe, en particulier à mesure que le déclin de la glace de mer limite la consommation sur la glace de phoques annelés.

La ZIEB de l'île Southampton fournit un précieux habitat de mise bas et d'alimentation et est considérée comme un refuge d'été pour les ours blancs du bassin Foxe (MPO, 2011c). En août 2008, Peacock *et al.* (2008) ont estimé que 240 ours se trouvaient sur l'île Southampton pendant la saison libre de glace. La production d'ours chez les ours du bassin Foxe a été jugée solide, ce qui contribue à une population stable et en santé (Stapleton *et al.*, 2012, 2016). On n'a pas mesuré directement les taux de survie des ours du bassin Foxe, mais on suppose qu'ils sont semblables à ceux de la baie de Baffin, qui sont modérés pour les oursons (0,57) et supérieurs à ceux de la plupart des autres populations pour les mâles et les femelles adultes (Taylor *et al.*, 2005; Aars *et al.*, 2006). Les taux de rencontre pendant un relevé aérien étaient les plus élevés près de la côte, bien que des ours aient été observés à plus de 40 km à l'intérieur des terres (Stapleton *et al.*, 2012, 2016). Des ours polaires ont été observés en train de traverser l'île Coats et ils traversent fréquemment l'île Southampton entre la baie Native et la baie East (P. A. Smith, ECCC, comm. pers.). On croit qu'ils demeurent sur la banquise côtière dans le sud de l'île Southampton, où ils chassent les phoques et traversent la baie East au moment de la débâcle de la glace de rive sud (P. A. Smith, ECCC, comm. pers.).

L'IQ de Repulse Bay a relevé une augmentation du nombre d'ours au nord de l'île Southampton et dans d'autres zones côtières près de la communauté de mai à août (GN, 2011). Au printemps, on trouve des ours à la lisière des floes, surtout dans le détroit Frozen, où ils chassent les phoques subadultes, avant de se rendre dans les zones côtières en été (GN, 2011, 2012). L'île Vansittart, au nord de l'île Southampton, a été désignée comme une importante aire de mise bas et d'alimentation, avec une abondance de phoques annelés en raison de la complexité du littoral, qui retarde la débâcle de la glace de mer (GN, 2011, 2012). L'IQ de Coral Harbour a indiqué un habitat des ours tout le long de la côte est de l'île Southampton, dans les petites baies et les bras de mer près de la communauté, au large du détroit d'Evans et sur le cap Kendall à l'ouest (GN, 2012). Un habitat de mise bas a été observé au sud-est, près de la baie East, et vers l'extrémité nord de l'île. On a relevé un habitat d'alimentation printanier près de la baie South, avec des corridors de migration (vers le nord à l'automne et vers le sud au printemps) tout au long de la circonférence de l'île (figure 19, GN, 2012). D'autres habitats d'alimentation importants ont été localisés dans le détroit de Foxe, où l'on trouve la plus grande concentration de phoques annelés subadultes.



Figure 19. Corridors de migration des ours polaires sur l'île Southampton, tirés d'entrevues locales à Coral Harbour (Source : GN 2012).

La glace marine constitue un habitat essentiel pour les ours polaires et leur sert de plateforme pour accéder aux phoques et à d'autres proies. En hiver et au printemps, on observe généralement les ours polaires à la lisière des floes, dans les zones de glace dérivante, à la lisière des polynies et le long des fissures de la banquise côtière (Smith 1980; Stirling *et al.* 1984). L'utilisation de l'habitat par l'ours blanc dans le bassin Foxe n'a pas été étudiée en détail, mais des ours ont été observés près d'Igloodik au cours des premiers mois d'hiver et dans la région où se forme la polynie du détroit de Fury et d'Hecla (GN, 2008). Les populations d'ours dans des zones marines semblables se trouvent généralement sur la glace dérivante (Stirling *et al.*, 1993; Ferguson *et al.*, 2000; Ferguson *et al.*, 2001), à l'exception des femelles gravides, dans les tanières (Ramsay et Stirling, 1990; Richardson *et al.*, 2005). Pendant la période libre de glace, les ours polaires se déplacent vers l'intérieur des terres où ils jeûnent jusqu'au retour de la glace (Ferguson *et al.*, 1997; Lunn et Stirling, 1985).

Des changements à grande échelle du régime des glaces attribuables au réchauffement climatique ou à d'autres causes pourraient réduire les possibilités d'accès à la nourriture des ours, et ont des effets négatifs prouvés sur les individus et les populations (Stirling et Derocher, 1993; Stirling *et al.*, 1999). Le bassin Foxe est l'une des aires de répartition de la sous-population qui devraient connaître les taux de changement les plus élevés en ce qui concerne l'étendue de la glace de mer (ACIA, 2005) et cette sous-population subira probablement les répercussions des changements climatiques plus tôt que les populations plus au nord (Peacock *et al.*, 2011). C'est en raison de sa forte dépendance à l'égard de la glace de mer que Laidre *et al.* (2008) ont identifié l'ours blanc comme l'une des espèces les plus sensibles aux changements climatiques. Par exemple, les ours du sud de la mer de Beaufort ont accru leur utilisation de l'habitat terrestre et sont devenus plus dépendants des débris depuis la fin des

années 1990, lorsque la glace a reculé (Atwood *et al.*, 2016a). De plus, les femelles des populations de la baie de Baffin et du bassin Kane ont retardé leur entrée dans les tanières et ont choisi des tanières à des altitudes plus élevées et avec des pentes plus abruptes dans les années 2000 comparativement aux années 1990 (Escajeda, 2016). Les taux de survie de la population de la baie de Baffin ont décliné de 2003 à 2009, ce qui a été attribué à la réduction de la couverture de glace printanière au cours de la même période (Peacock *et al.*, 2012). La glace de mer printanière a reculé d'environ 5,3 jours/décennie dans le bassin Foxe, un taux semblable à celui de l'ouest de la baie d'Hudson (Stern et Laidre, 2016), dont la sous-population est actuellement en déclin (Lunn *et al.*, 2016).

Parmi les plus grandes menaces auxquelles font face les populations d'ours blancs dans l'Arctique, on compte l'état et la qualité de la glace de mer, en raison de la hausse des températures et, dans une moindre mesure, la disponibilité des proies, qui est également liée à l'étendue de la glace (Atwood *et al.*, 2016b). On pense que la fidélité à l'aire de répartition pourrait diminuer à mesure que la prévisibilité spatiale et temporelle de la glace de mer change (Sahanatien *et al.*, 2015). L'écorégion qui abritait l'ours blanc du bassin Foxe était l'une des trois écorégions où la probabilité de diminution de la population d'ici 2050 était proche de 50 % (Atwood *et al.*, 2016b). Amstrup *et al.* (2007) prévoient la perte des deux tiers de la population mondiale et la disparition complète ou grave de six sous-populations, y compris celle du bassin Foxe, d'ici 45 ans. Selon certaines études, les ours blancs du bassin Foxe et de la baie d'Hudson se déplaceront vers le nord, dans le golfe de Boothia, à mesure que la glace de mer reculera (Hovelsrud *et al.*, 2008).

Les chasseurs de plusieurs communautés de la région récoltent les ours polaires du bassin Foxe. La récolte globale autorisée est de 106 ours (+ Québec) pour la sous-population du bassin Foxe (COSEPAC, 2008c; York *et al.*, 2016). Les récoltes annuelles moyennes sur cinq ans au début des années 2000 étaient de 98,6 ours (COSEPAC, 2008c; Kowalchuk et Kuhn, 2012) et de 108,8 dans les années 2010 (York *et al.*, 2016); les deux taux sont considérés comme viables. À proximité de l'île Southampton, la plupart des ours sont capturés par des chasseurs de Repulse Bay et de Coral Harbour, qui ont des quotas annuels de 20 (GN, 2011) et de 65 animaux (GN, 2012), respectivement. Les baies Duke of York, South et East et toute la péninsule Bell sont considérées comme des zones de récolte importantes (GN, 2012). Les taux de prises antérieurs ont été jugés non viables et la population est passée d'environ 3 000 ours dans les années 1970 à 2 100 en 1996, lorsque les quotas ont été réduits au Nunavut (Schliebe *et al.*, 2006).

Des évaluations de la situation de l'ours blanc ont été réalisées par diverses organisations à plusieurs niveaux de population (mondiale, nationale et régionale). À l'échelle mondiale, l'espèce n'est pas nécessairement menacée d'extinction imminente, mais elle peut avoir besoin d'une certaine protection et est donc inscrite à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES, 2013, 2017). La Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS, 2014, 2017) l'a également inscrite à son annexe II en 2014.

Au Canada, l'ours blanc a été évalué comme une espèce préoccupante (COSEPAC, 2008c). Les menaces reconnues, découlant principalement des changements climatiques, sont les effets directs et indirects sur la qualité de l'habitat (glace de mer), les proies, les changements des niveaux d'activité anthropique et l'augmentation des niveaux de contaminants. La sous-population du bassin Foxe est gérée par le Nunavut et guidée par la *Loi sur les espèces sauvages* du Nunavut (2003) et le Plan de co-gestion de l'ours blanc du Nunavut (GN, 2016b). À l'heure actuelle, l'aire de répartition de la sous-population du bassin Foxe comprend un habitat protégé dans le parc national Ukkusiksalik (région de la baie Wager), le refuge d'oiseaux migrants de Dewey Soper (sud-ouest de l'île de Baffin) et plusieurs zones plus petites, dont

deux refuges d'oiseaux (baie East et Harry Gibbons) sur l'île Southampton, ce qui donne un total de 58 340,96 km² ou 5,7 % de l'aire de répartition de la sous-population (DSF, 2007).

Les concentrations des produits chimiques persistants comme les BPC (biphényles polychlorés) et les EDP (éthers diphényles polybromés) chez les ours blancs du bassin Foxe sont parmi les plus faibles comparativement à l'ensemble des sous-populations canadiennes (Braune *et al.*, 2005; Verreault *et al.*, 2005; Jordan, 2013) et sont sous les niveaux connus pour avoir une incidence négative sur la santé des ours (Nuitjen *et al.*, 2016). Les concentrations de DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) chez les ours du bassin Foxe ont toutefois été mesurées à des niveaux supérieurs aux niveaux connus pour causer des lésions hépatiques et une diminution de la densité minérale osseuse du crâne (Nuitjen *et al.*, 2016). Bien que ces contaminants aient diminué chez les ours blancs depuis que leur utilisation a été interdite dans de nombreuses régions du monde, la baisse n'a pas été aussi rapide que chez d'autres espèces comme les phoques annelés et les oiseaux de mer (Braune *et al.*, 2005). Les concentrations de chlordane dans la sous-population du bassin Foxe sont plus faibles que dans la plupart des sous-populations de l'est et de l'ouest de l'Arctique canadien, mais plus élevées que dans l'archipel arctique canadien (Jordan, 2013). Un autre polluant organique persistant utilisé dans le passé, la dieldrine, est présent en des taux relativement élevés chez les ours du bassin Foxe, dépassant les concentrations connues pour causer l'hyperplasie rénale et un risque accru d'ostéoporose (Nuitjen *et al.*, 2016).

OISEAUX

Les relevés sur les oiseaux ont commencé sur l'île Southampton et dans les régions avoisinantes dans les années 1930. Bray (1943) a signalé la présence de plusieurs espèces dans les eaux entourant l'île Southampton, y compris des plongeurs (huards) (du Pacifique, *Gavia pacifica*, et catmarin, *G. stellata*; nombreux sur toute la côte pendant l'été), le Bécasseau semi-palmé (*Calidris pusilla*), le Phalarope à bec large (*Phalaropus fulicarius*), le Phalarope à bec étroit (*Phalaropus lobatus*), le Labbe parasite (*Stercorarius parasiticus*), le Labbe à longue queue (*Stercorarius longicaudus*) et le Grèbe jougris (*Podiceps grisegena*).

On sait que des colonies de Goélands bourgmestres (*Larus hyperboreus*) nichent sur les côtes et dans les parties intérieures des basses terres de l'île Southampton au printemps et à l'été (Richardson et Gaston, 1998), se nourrissant principalement de poissons, et d'oisillons et d'adultes d'autres oiseaux de mer (Gerson et Gerson, 1986). Plusieurs autres espèces d'oiseaux de mer nichent sur les côtes de l'île Southampton, notamment une sous-espèce, le Goéland de Thayer (*Larus glaucoides thayeri*; côte nord), le Goéland argenté (*Larus argentatus*; toutes les côtes), la Mouette de Sabine (*Xema sabini*; région de la baie South, étroitement associée aux sternes) et la Sterne arctique (*Sterna paradisaea*; toutes les basses côtes) (Bray, 1943; Gerson et Gerson, 1986). Bray (1943) a indiqué que le Guillemot à miroir (noir) (*Cephus grylle*) est abondant dans les eaux côtières entourant l'île Southampton.

En 1959, deux refuges d'oiseaux migrateurs (ROM) ont été créés sur l'île Southampton : le ROM de la baie East et le ROM Harry Gibbons. Les deux refuges sont actuellement réglementés en vertu de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* et administrés par le Service canadien de la faune. La baie East est un site reconnu comme revêtant une importance marine pour les oiseaux de mer et les canards de mer dans Mallory *et al.* (2018). La baie East (région de l'île Mitvik et côte sud; figure 20) abrite la plus grande colonie d'Eiders à duvet de l'Arctique canadien (auparavant 8 000 couples, maintenant environ 3 500), y compris les sous-espèces de l'Atlantique Nord (*Somateria mollissima borealis*) et de la baie d'Hudson (*S. mollissima sedentaria*) (Latour *et al.*, 2008). Le choléra aviaire a causé des

mortalités massives chez les Eiders et pourrait entraîner une forte diminution de la population de la baie East (Descamps *et al.*, 2012).

La région abrite également une colonie d'environ 200 couples de Guillemots noirs (Latour *et al.* 2008). D'autres espèces courantes de sauvagines nichent dans la région de la baie East, comme l'Eider à tête grise (*Somateria spectabilis*), l'Harelda kakawi (*Clangula hyemalis*) et le Cygne siffleur. Le Canard pilet (*Anas acuta*) est observé régulièrement et on pense qu'il niche dans la région. D'autres espèces aquatiques se reproduisent dans le refuge : la Mouette de Sabine (Mallory et Fontaine, 2004) et le Goéland argenté, les Plongeurs catmarin et du Pacifique, la Sterne arctique et les Labbes parasite et à longue queue. Le Courlis corlieu (*Numenius phaeopus*) traverse la région en grand nombre pendant la migration automnale (ECCC, 2017). Les Sternes arctiques et la Mouette de Sabine nichent ensemble sur les rives de la baie East, le long d'étroites bandes d'eau saumâtre juste au-dessus de la laisse de haute mer en été (Abraham et Ankney 1986). Les deux espèces arrivent lorsque la toundra est encore en grande partie recouverte de neige et que la baie est gelée. À mesure que la saison avance et que de plus en plus d'habitats d'alimentation deviennent disponibles, les deux espèces commencent à afficher des profils différents d'utilisation de l'habitat et de la nourriture. Pendant les stades de l'œuf, de l'oisillon et du juvénile après l'envol, la Mouette de Sabine consomme habituellement des diptères dans le microhabitat d'eau douce, et les Sternes arctiques se nourrissent d'amphipodes dans la zone d'eau salée. La Bernache cravant (*Branta bernicla*) et 2 % de la population canadienne de Petite Oie des neiges (*Chen caerulescens*) utilisent également le site de la baie East.



Figure 20. Refuge d'oiseaux migrateurs de la baie East au nord-est de l'île Southampton (Source : ECCC, 2017).

Latour *et al.* (2008) ont désigné une zone de 6 120 km² entourant le delta de la rivière Boas et chevauchant le refuge Harry Gibbons (figure 21) comme habitat terrestre clé pour les oiseaux migrateurs. La Bernache cravant à ventre pâle, la Bernache de Hutchins, l'Oie de Ross (*Chen rossii*), l'Eider à duvet, l'Eider à tête grise, l'Harelda kakawi et le Cygne siffleur nichent également dans le ROM Harry Gibbons, de même que le Plongeon catmarin, la Mouette de Sabine et le Goéland argenté, le Tournepierre à collier, le Phalarope à bec large et le Labbe parasite.

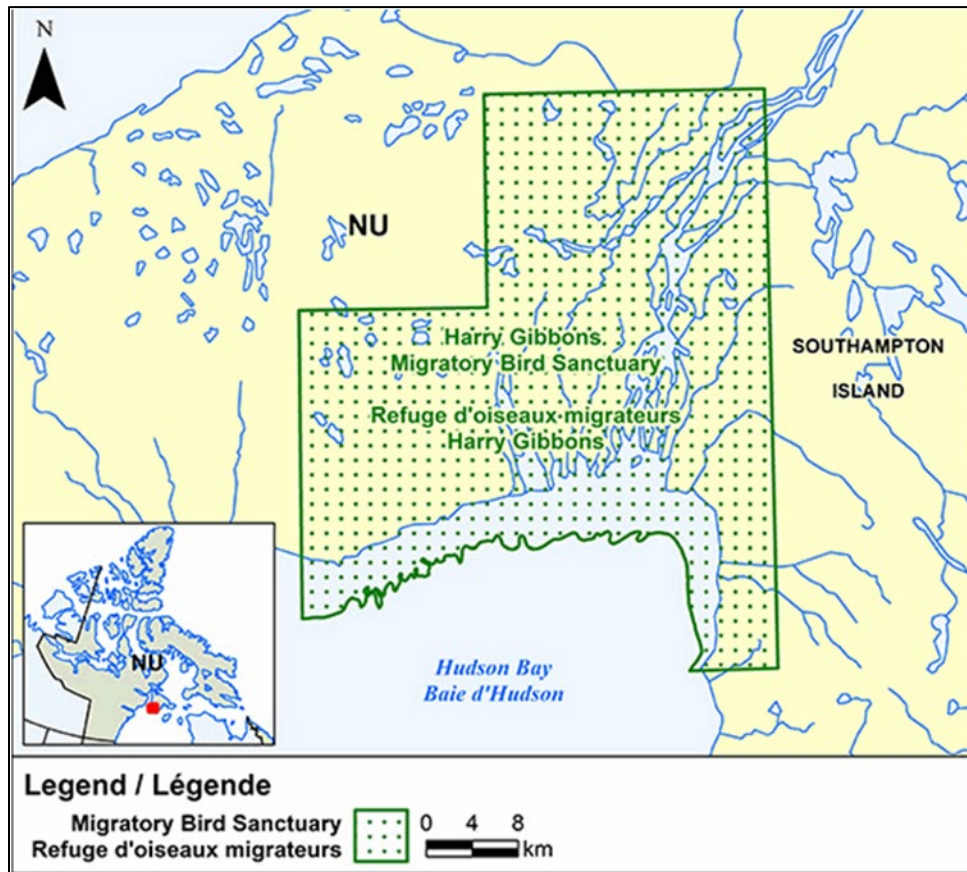


Figure 21. Refuge d'oiseaux migrateurs Harry Gibbons au sud-ouest de l'île Southampton (Source : [ECCC, 2017](#)).

Environ 84 espèces d'oiseaux ont été observées sur l'île Coats depuis 1975, dont beaucoup à l'extérieur de leur aire de répartition normale (Gaston et Ouellet, 1997). L'île possède une avifaune semblable à celle de l'île Southampton, à part le fait que les lemmings prédateurs en sont absents (Labbe à longue queue, Harfang des neiges *Nyctea scandiaca*) et qu'elle compte seulement un petit nombre d'Oies des neiges, bien que de nombreuses Bernaches de Hutchins et quelques Bernaches cravants y nichent (Gaston et Ouellet, 1997). D'autres espèces nichent sur l'île Coats, comme le Goéland arctique (*Larus glaucoides*), 50 couples; (Mallory *et al.*, 2018), le Goéland argenté (intérieur) et le Guillemot à miroir (Gerson et Gerson, 1986). En plus des guillemots, environ 30 couples de Goélands bourgmestres sont présents au cap Pembroke (Gaston et Elliott, 2013). Cette dernière espèce arrive habituellement dans l'est de l'Arctique à la fin du mois de mai et pond à la mi-juin des œufs qui éclosent dans la première moitié de juillet. Le Guillemot à miroir migre généralement vers le sud en octobre, mais certains restent dans l'Arctique tout l'hiver. De petits nombres de Petits pingouins (*Alca torda*) ont été signalés

sur l'île Coats depuis les années 1990, surtout les années où le lançon (*Ammodytes* spp.) est abondant localement (Gaston et Woo, 2008).

Les basses terres de carex, dans les parties nord et ouest de l'île Coats, abritent plusieurs espèces nichant dans la toundra, y compris des Eiders à tête grise, des Mouettes de Sabine, des Bernaches de Hutchins (*Branta hutchinsii*), des Bécasseaux semi-palmés (*Calidris pusilla*), des Bécasseaux à croupion blanc (*C. fuscicollis*), des Bécasseaux violets (*C. maritima*) et des Bécasseaux à poitrine cendrée (*C. melanotos*). Bien qu'aucune estimation de la densité ou de la population ne soit disponible, les observations permettent de penser que la zone abrite des populations importantes de ces espèces. Les Goélands marins (*Larus marinus*) n'ont pas été répertoriés sur l'île dans les années 1980, mais ils y étaient régulièrement présents en petit nombre en 1995 (Gaston et Ouellet, 1997). Une liste des espèces d'oiseaux répertoriées dans la ZIEB de l'île Southampton et autour de celle-ci a été résumée dans Loewen *et al.* (2019).

L'île Coats est désignée comme un site marin clé pour les oiseaux migrateurs dans l'Arctique canadien et se trouve dans la ZIEB-IS (Mallory *et al.*, 2018). Un habitat clé pour les oiseaux migrateurs a été localisé à environ 3 km à l'ouest du cap Pembroke, le long de la pointe nord de l'île Coats (Latour *et al.*, 2008). C'est un site du Programme biologique international (Nettleship, 1980 dans Mallory et Fontaine, 2004), une zone importante pour la conservation des oiseaux au Canada (NU005; ZICO Canada, 2004) et un site d'habitat marin clé au Nunavut (Mallory et Fontaine, 2004).

GUILLEMOT DE BRÜNNICH (*URIA LOMVIA*)

Le Guillemot de Brünnich est l'espèce d'oiseaux de mer la plus abondante dans l'Arctique canadien (Gaston *et al.*, 2012). Il y a deux sous-colonies de guillemots à l'île Coats, qui vivent dans deux baies adjacentes (population de 60 000 individus) et une colonie à l'île Digges (800 000 oiseaux) qui se nourrissent dans la ZIEB-IS (Mallory *et al.*, 2018). Au cours de la saison précédant la reproduction, en avril et en mai, les guillemots migrent vers la baie d'Hudson (figures 22 à 23), pour arriver à la colonie de l'île Coats à la mi-mai (Gaston *et al.*, 2011). La répartition des guillemots pendant cette saison est probablement fortement liée à la présence d'ouvertures dans la glace de mer. Gaston et Hipfner (1998) ont indiqué que la couverture de glace est généralement complète lorsque les guillemots arrivent et qu'elle a habituellement disparu avant que la plupart des oisillons n'éclosent à la fin du mois de juillet.

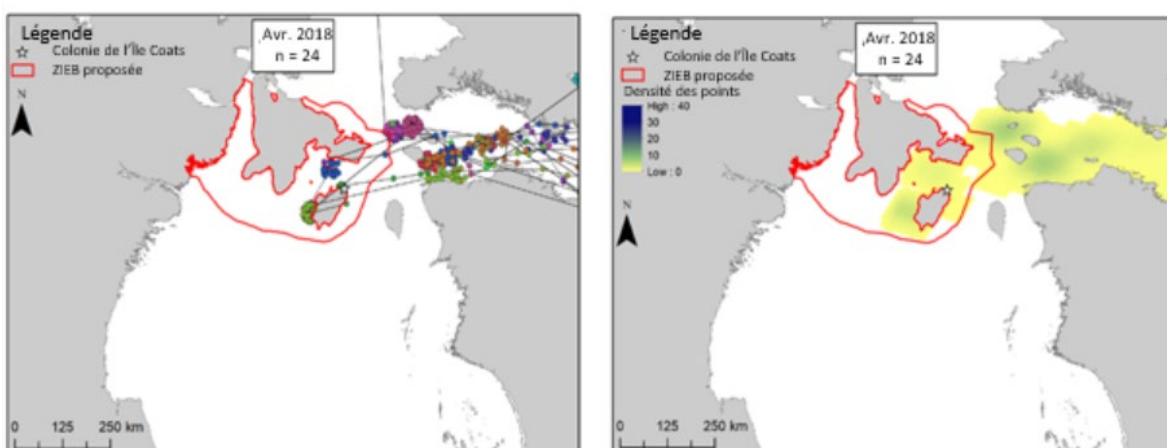


Figure 22. Répartition en période de non-reproduction des Guillemots de Brünnich (n=24) de la colonie de l'île Coats en avril 2018. À gauche : Chaque couleur de point représente un individu différent et les lignes représentent l'ensemble de la trace de géolocalisation. À droite : Les zones ombrées représentent les distributions de densité des points de tous les emplacements pour ce mois.

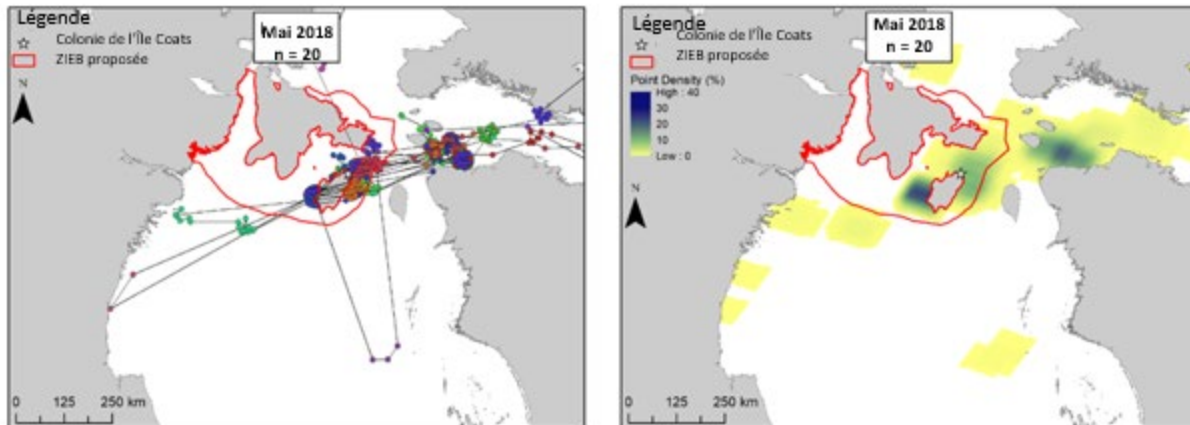


Figure 23. Répartition en période de non-reproduction des Guillemots de Brünnich ($n=20$) de la colonie de l'île Coats en mai 2018. À gauche : Chaque couleur de point représente un individu différent et les lignes représentent l'ensemble de la trace de géolocalisation. À droite : Les zones ombrées représentent les distributions de densité des points de tous les emplacements pour ce mois.

La saison de reproduction des Guillemots de Brünnich de la colonie de l'île Coats va de juin à août. De 2016 à 2018, 225 GPS ont été déployés sur des guillemots nicheurs à l'île Coats (tableau 2). Au début de la saison de reproduction, pendant l'incubation, les guillemots reproducteurs font des voyages plus longs pour se nourrir et s'éloignent davantage de la colonie (figures 24–26; tableau 3). Une fois les oisillons éclos, les guillemots vont moins loin pour chercher leur nourriture et restent plus près de la colonie (figures 24–26; tableau 3). Toutefois, les guillemots non reproducteurs peuvent continuer d'aller plus loin en quête de nourriture. La majeure partie (> 90 %) du suivi par GPS a été effectuée sur la sous-colonie de l'ouest, dont les oiseaux se nourrissent principalement au nord et à l'ouest de la colonie. Le suivi GPS limité des guillemots de la sous-colonie de l'est indique que ces oiseaux pourraient se nourrir davantage à l'est de la colonie, surtout pendant l'élevage des oisillons. Étant donné que la plupart des suivis ont porté sur la sous-colonie de l'ouest, les données GPS (figures 24 à 28) sous-estiment probablement la mesure dans laquelle les oiseaux de la sous-colonie de l'est utilisent la côte est de l'île Coats pour se nourrir.

Pendant la période qui suit la reproduction, en août et septembre, les guillemots adultes entreprennent une mue qui les rend incapables de voler et les mâles sont accompagnés des oisillons qui ne volent pas encore (figures 27 et 28). Le genre *Uria* étant sensible à la pollution par les hydrocarbures, les Guillemots de Brünnich peuvent subir des effets négatifs de l'intensification du transport maritime et de l'exploitation pétrolière et gazière (Gaston *et al.*, 2013). Les guillemots seraient particulièrement vulnérables aux déversements d'hydrocarbures pendant l'étape de mue durant laquelle ils ne peuvent pas voler.

Tableau 2. Nombre de déploiements de GPS sur des guillemots à l'île Coats, par stade de reproduction et par année.

Année	Incubation (juin-juillet)	Élevage des poussins (juillet-août)
2016	79	59
2017	15	53
2018	18	2

Tableau 3. Statistiques sommaires des déplacements en quête de nourriture des guillemots nicheurs à l'île Coats, par semaine de l'année. Les médianes et 90^e centiles sont indiqués pour la durée du déplacement (h), la distance maximale parcourue à partir de la colonie (km) et la profondeur minimale de plongée (m).

Semaine	Déplacements	Guillemots avec poussins (%)	Durée du déplacement (h)		Distance maximale (km)		Profondeur (m)	
			Médiane	90 %	Médiane	90 %	Médiane	90 %
26	24	0	9,7	17,8	13,3	82,8	57,4	75,6
27	98	1,0	9,2	16,5	28,8	68,0	21,0	80,2
28	179	24,0	7,8	13,0	32,1	66,7	55,4	81,3
29	207	77,3	3,5	9,1	20,8	47,0	64,4	98,6
30	401	99,8	2,2	7,5	16,6	39,6	78,1	108,5

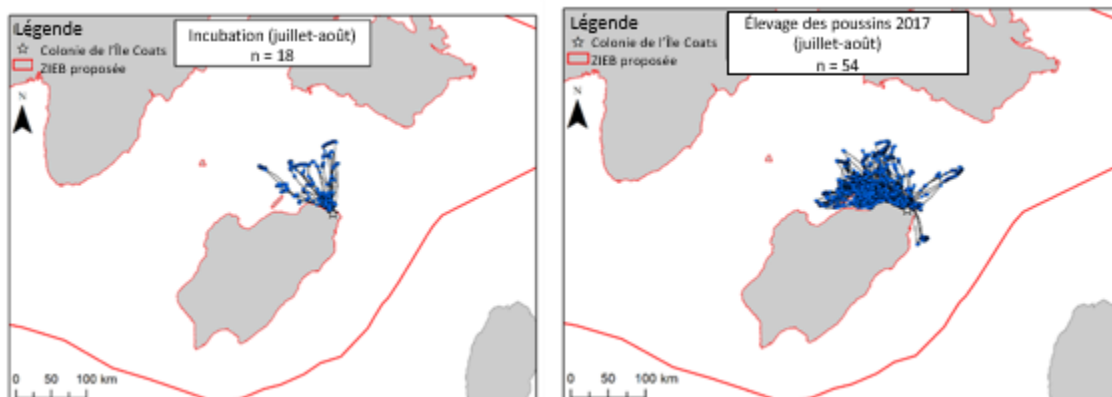


Figure 24. À gauche : Répartition en période de reproduction des Guillemots de Brünnich (n=18) de la colonie de l'île Coats durant le stade d'incubation, en juin et juillet 2016. À droite : Répartition en période de reproduction des Guillemots de Brünnich (n=54) de la colonie de l'île Coats durant le stade de l'élevage des oisillons, en juillet et août 2017. Les points bleus montrent les endroits où les guillemots plongeaient ou nageaient à la surface de l'eau et les lignes représentent toute la trace du GPS.

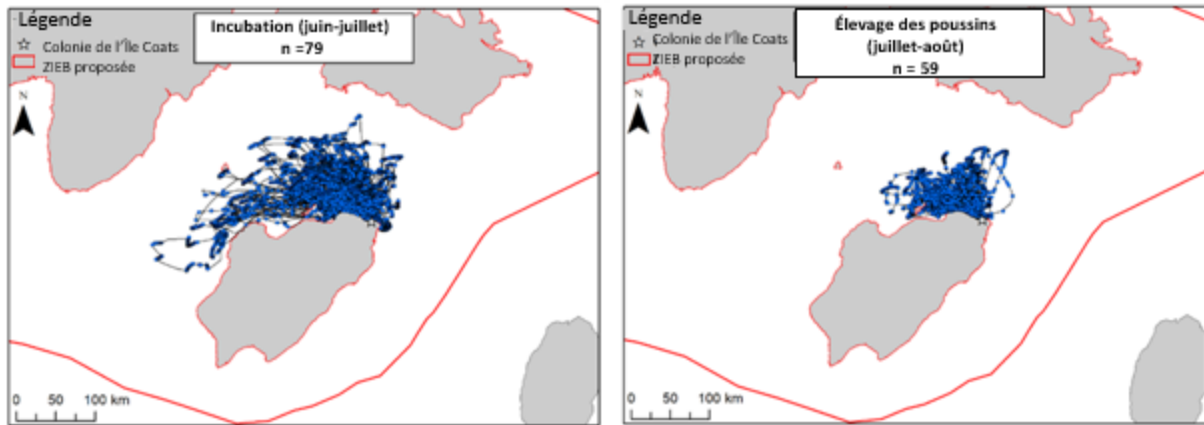


Figure 25. Répartition en période de reproduction des Guillemots de Brünnich de la colonie de l'île Coats durant le stade d'incubation, en juin et juillet 2018 (à gauche) et le stade de l'élevage des oisillons, en juillet et août 2018 (à droite). Les points bleus montrent les endroits où les guillemots plongeaient ou nageaient à la surface de l'eau et les lignes représentent toute la trace du GPS.

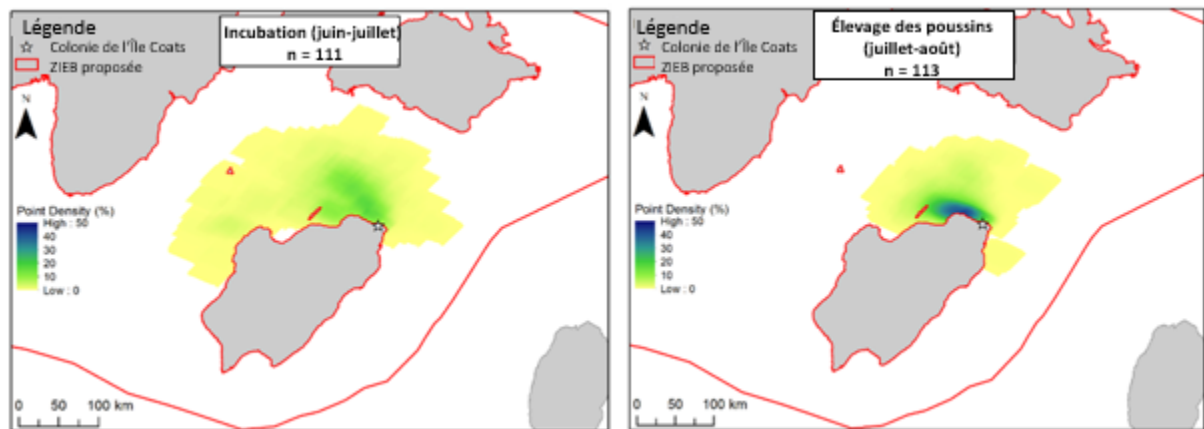


Figure 26. Répartition en période de reproduction des Guillemots de Brünnich de la colonie de l'île Coats durant le stade d'incubation, en juin et juillet 2016 à 2018 (à gauche) et le stade de l'élevage des oisillons, en juillet et août 2016 à 2018. Les zones ombrées représentent les distributions de densité des points de tous les emplacements de quête de nourriture.

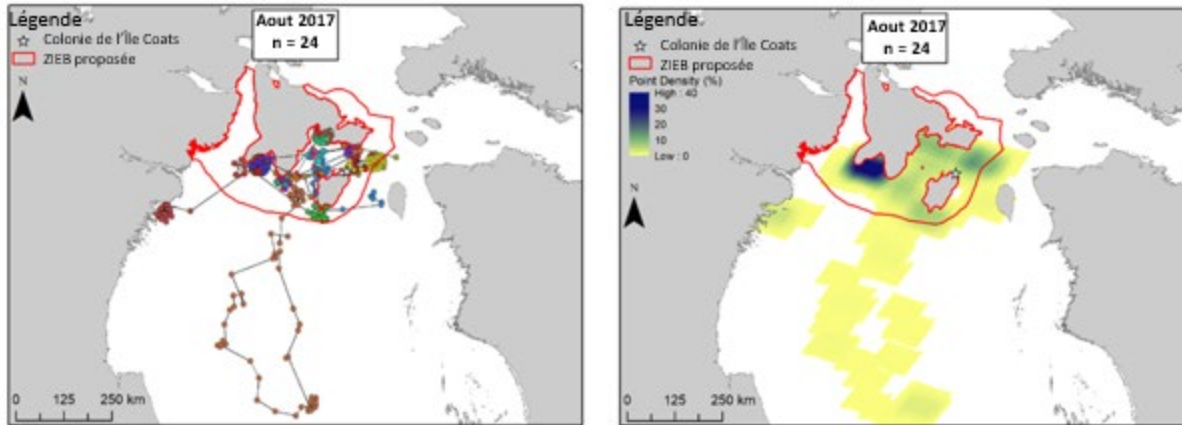


Figure 27. Répartition après la période de reproduction des Guillemots de Brünnich (n=24) de la colonie de l'île Coats en août 2017. À gauche : Chaque couleur de point représente un individu différent et les lignes représentent l'ensemble de la trace de géolocalisation. À droite : Les zones ombrées représentent les distributions de densité des points de tous les emplacements pour ce mois.

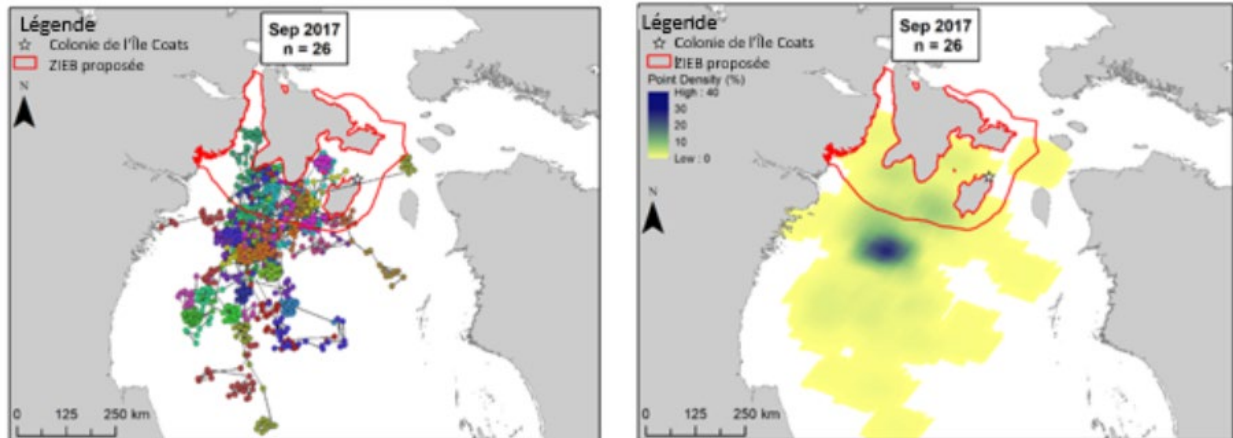


Figure 28. Répartition en période de non-reproduction des Guillemots de Brünnich (n=26) de la colonie de l'île Coats en septembre 2017. À gauche : Chaque couleur de point représente un individu différent et les lignes représentent l'ensemble de la trace de géolocalisation. À droite : Les zones ombrées représentent les distributions de densité des points de tous les emplacements pour ce mois.

Au cours d'une étude à long terme (1981-2013) sur les guillemots de l'île Coats, Gaston et Elliott (2014) ont relevé un changement important dans le régime alimentaire des guillemots, qui sont passés de la morue polaire au capelan; ce changement résultait fortement de l'état des glaces et a entraîné une diminution des taux de croissance des oisillons. Harter *et al.* (2013) ont montré que la grande morue polaire était plus riche en énergie par unité de masse que les individus plus petits. Comme les morues plus âgées et plus grosses sont plus souvent associées à la glace que les morues juvéniles plus petites (Lowry et Frost, 1981; Bradstreet *et al.*, 1986; Jarvela et Thorsteinson, 1999), une réduction ou une perte potentielle de la glace de mer pourrait avoir des répercussions sur la répartition et la structure de la population de morue, ainsi que sur l'assemblage des communautés de poissons, ce qui influencerait fortement sur l'efficacité de la quête de nourriture de ces oiseaux nicheurs et la dynamique du réseau trophique de la région (Harter *et al.*, 2013). Elliott *et al.* (2009) ont constaté que les Guillemots de Brünnich volaient plus loin pour obtenir une proie donnée à mesure que la saison de reproduction avançait, et « pêchaient en descendant le long du réseau trophique », en commençant par les gros poissons, puis en passant aux petits poissons et en finissant par les

invertébrés. À mesure que la saison d'alimentation avance, un halo de proies épuisées se produit à environ 20 km de la colonie (Elliott *et al.*, 2009). Les autres risques pour la colonie de guillemots de l'île Coats sont les prédateurs; les goélands et les renards arctiques (*Vulpes lagopus*) sont les prédateurs typiques des œufs de guillemots (Gaston et Elliott, 2014). L'arrivée précoce d'ours blancs (*Ursus maritimus*) en 2011, probablement en raison de la débâcle précoce de la glace, a causé un chevauchement entre la quête de nourriture sur terre par les ours et la saison de reproduction des guillemots (Gaston et Elliott, 2013). Malgré les observations effectuées depuis 1981, des ours ont été observés dans la colonie de guillemots en 1998, 2003, 2011, 2016 et 2018, ce qui se traduit par un taux croissant de chevauchement avec la reproduction des oiseaux de mer. Combiné à l'augmentation du parasitisme des moustiques depuis les années 1990, l'arrivée des ours blancs en 2011 a entraîné une mortalité chez les adultes et l'échec de la reproduction des guillemots et a réduit la population de 20 %. Mallory *et al.* (2004) ont également observé des morses (*Odobenus rosmarus*) se nourrir de Guillemots de Brünnich adultes à l'île Coats.

D'autres espèces nichent sur l'île Coats : le Goéland arctique (*Larus glaucoides*; 50 couples; Mallory *et al.*, 2018), le Goéland argenté (intérieur) et le Guillemot à miroir (Gerson et Gerson, 1986). Outre les guillemots, on compte une trentaine de couples de Goélands bourgmestres au cap Pembroke (Gaston et Elliott, 2013). Cette espèce arrive habituellement dans l'est de l'Arctique à la fin du mois de mai et pond à la fin juin des œufs qui éclosent à la fin juillet. Elle se nourrit généralement près des côtes et se concentre sur la morue polaire ou arctique au début de la saison de reproduction. Le Guillemot à miroir migre habituellement vers le sud en octobre, mais environ 10 % d'entre eux passent tout l'hiver dans l'Arctique. De petits nombres de Petits pingouins (*Alca torda*) ont été récemment signalés sur l'île Coats (Latour *et al.*, 2008). Les basses terres de carex, dans les parties nord et ouest de l'île Coats, abritent plusieurs espèces qui nichent dans la toundra, y compris des Eiders à tête grise, des Mouettes de Sabine, des Bernaches de Hutchins (*Branta hutchinsii*), des Bécasseaux violets (*Calidris maritima*) et des Bécasseaux à poitrine cendrée (*Calidris melanotos*). Bien qu'aucune estimation de la densité ou de la population ne soit disponible, les observations permettent de penser que la zone abrite des populations importantes de ces espèces. Gaston et Ouellet (1997) ont remarqué que le Labbe à longue queue, qui est courant sur l'île Southampton à proximité, est rare ou absent de l'île Coats, sauf de passage. Il n'y a pas non plus de colonies d'Oies des neiges sur l'île, bien qu'un bon nombre de Bernaches de Hutchins et d'autres bernaches y nichent. Les Goélands marins (*Larus marinus*) n'ont pas été observés sur l'île dans les années 1980, mais ils y étaient courants en 1995 (Gaston et Ouellet, 1997).

Une liste des espèces d'oiseaux recensées dans la ZIEB de l'île Southampton et autour de celle-ci peut être consultée dans Loewen *et al.* (2019).

IMPORTANCE ÉCOLOGIQUE

La synthèse de l'état des connaissances présentée dans les sections précédentes sert de base pour déterminer l'importance écologique, les lacunes dans les connaissances et la vulnérabilité dans la ZIEB de l'île Southampton. En effet, ce sont l'importance écologique, les lacunes dans les connaissances et la vulnérabilité qui orienteront l'élaboration des objectifs de conservation dans le cadre du processus de ZPM. Six composantes importantes sur le plan écologique ont été relevées dans la ZIEB-IS, et les lacunes dans les connaissances et vulnérabilités correspondantes sont abordées dans la section suivante :

1. Corridor de migration pour les bélugas, les baleines boréales et les narvals

On sait que la ZIEB-IS est un corridor de migration saisonnier (à l'automne et au printemps) et un point névralgique pour les bélugas, les baleines boréales et les narvals qui arrivent dans la

baie d'Hudson, le détroit de Davis et le bassin Foxe et en repartent (figure 29). Les bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson hivernent généralement dans le détroit d'Hudson et la baie d'Ungava, et les concentrations estivales se trouvent principalement dans les eaux côtières de l'ouest de la baie d'Hudson et dans Repulse Bay/l'inlet Lyon (figure 14). Les bélugas migrent à travers la ZIEB-IS au printemps et à l'automne, empruntant principalement le détroit de Roes Welcome à l'automne, et les eaux au nord de la ZIEB autour de Repulse Bay et au sud de l'île Southampton au printemps et à l'automne. La ZIEB-IS sert principalement de corridor migratoire pour les baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland qui se rendent dans les aires d'alimentation estivales de Repulse Bay, de l'inlet Lyon et du détroit Frozen (figure 15). Les narvals du nord de la baie d'Hudson migrent de façon saisonnière dans le détroit d'Hudson entre les aires d'hivernage de l'est du détroit d'Hudson et de la mer du Labrador, et les aires d'alimentation et de mise bas en été dans Repulse Bay et les eaux avoisinantes (figure 16).

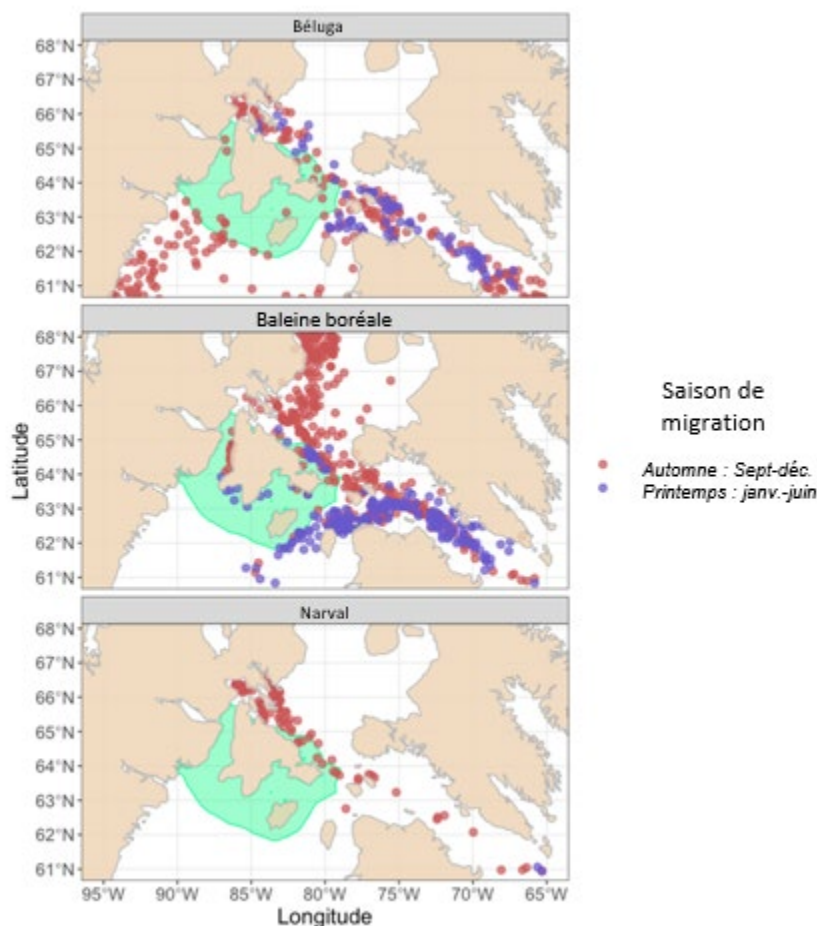


Figure 29. Répartitions spatiales des bélugas, des baleines boréales et des narvals, et déplacements saisonniers (automne, septembre-décembre et printemps, janvier-juin) entre la ZIEB de l'île Southampton (en vert), la baie d'Hudson, le détroit d'Hudson et le sud du bassin Foxe. Les données proviennent d'étiquettes à émetteurs radio par satellite et sont fournies par Yurkowski et al. (2018). Remarque : Certains émetteurs n'ont pas duré pendant une saison de migration complète.

2. Résidence saisonnière (alimentation) des mammifères marins (bélugas, narvals, baleines boréales et ours blancs) et aires de mise bas.

Certains bélugas, narvals et baleines boréales demeurent dans la région de l'île Southampton tout l'été (figure 30). D'après l'IQ local et les observations scientifiques, les bélugas, les narvals et les baleines boréales peuvent vêler et élever leurs petits dans la ZIEB-IS. Plus précisément, l'IQ a indiqué que la baie East est une importante zone de mise bas des bélugas. Une petite proportion de la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland reste dans la ZIEB-IS pendant les mois d'été (figure 30). Les eaux au large de la côte sud-est de l'île Southampton sont définies comme une zone de mise bas et d'élevage potentiellement importante pour la baleine boréale d'après les observations de baleineaux dans la région. En ce qui concerne le narval, un habitat important pour le vêlage et l'allaitement a été localisé dans toute la zone centrale estivale au nord (et à l'extérieur) de la ZIEB dans Repulse Bay.

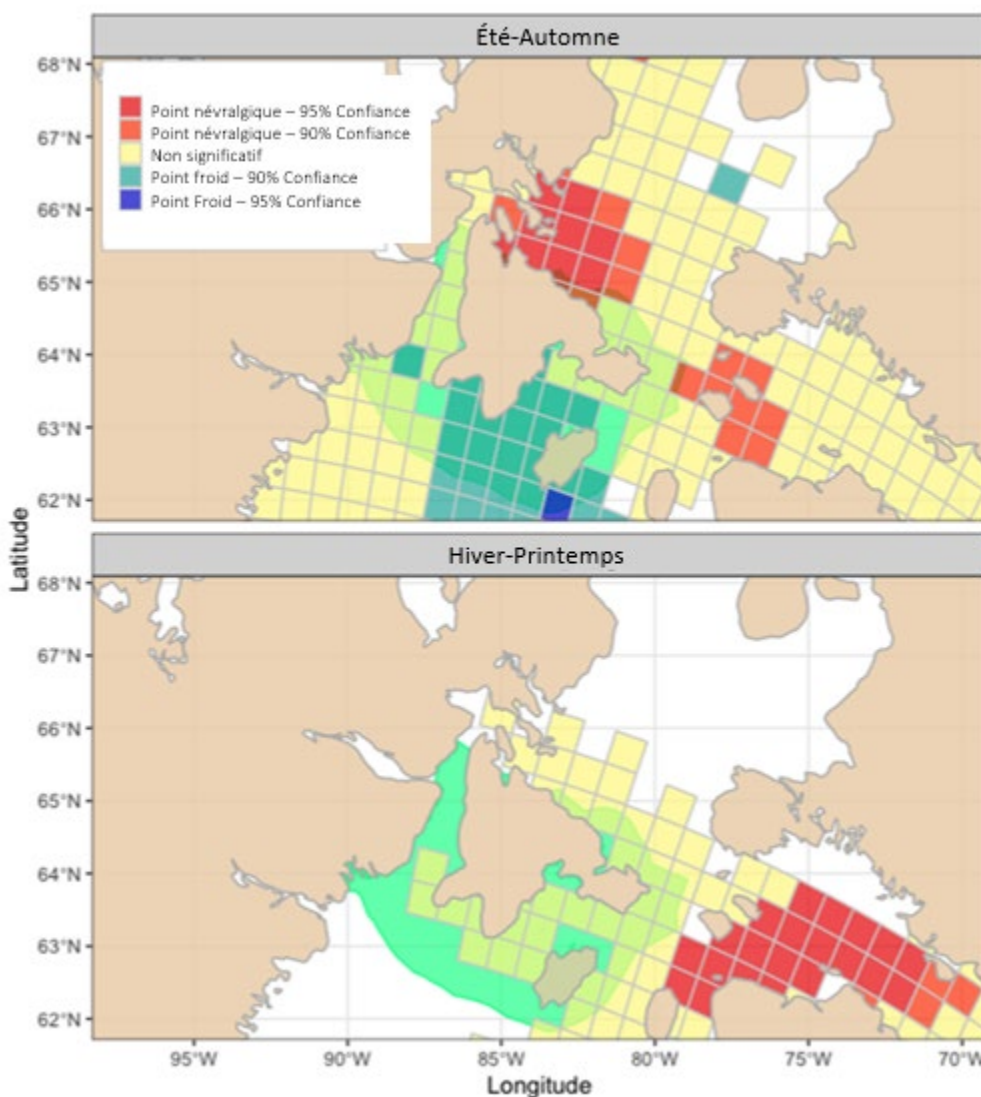


Figure 30. Cartes des points névralgiques des mammifères marins pour l'été-automne (juin à décembre) et l'hiver-printemps (janvier à mai) dans la ZIEB de l'île Southampton. Points névralgiques, élevés (rouge-orange) et faibles (point froid : bleu), dérivés du nombre d'individus distincts de cétacés et de pinnipèdes munis d'émetteurs radio par satellite (Remarque : Les données de marquage des morses sont absentes dans la création de ces figures et dans cette étude) (données de Yurkowski et al., 2018).

La ZIEB-IS fournit un précieux habitat de mise bas aux ours blancs du bassin Foxe (figure 31). L'île Vansittart, au nord de l'île, est reconnue comme un important lieu de mise bas et on sait qu'elle est de plus en plus utilisée par les ourses adultes. Un habitat de mise bas a été observé au sud-est de Southampton, près de la baie East et vers l'extrémité nord de l'île (figure 31).

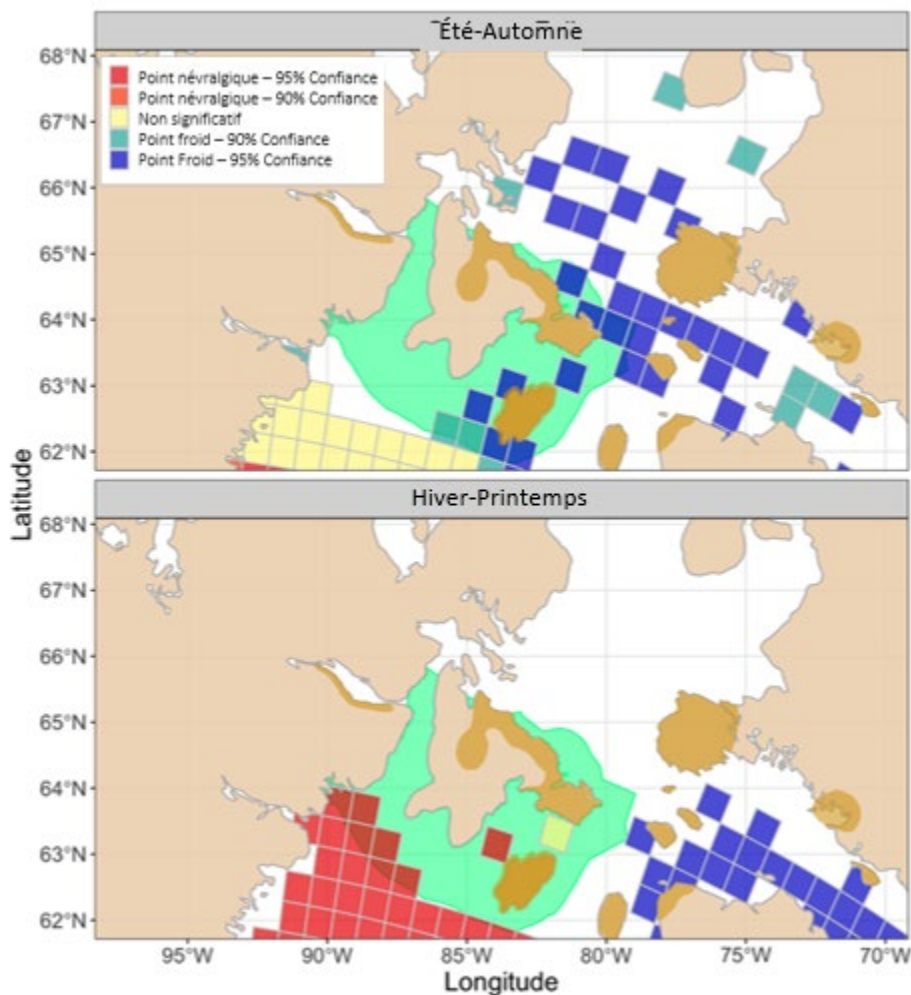


Figure 31. Cartes des points névralgiques de l'ours blanc, élevés (rouge-orange) et faibles (point froid : bleu), d'après le nombre d'individus distincts munis d'émetteurs radio par satellite en été-automne et en hiver-printemps dans la zone d'étude (données de Yurkowski et al., 2018). Les zones de mise bas (en jaune) sur l'île Southampton et les zones adjacentes sont géoréférencées d'après Peacock et al. (2010).

3. Oiseaux de mer et leurs espèces proies

D'importantes colonies d'oiseaux de mer sont présentes dans la ZIEB-IS et plusieurs espèces utilisent cette région de manière saisonnière le long de leurs routes migratoires (figure 32). Les deux colonies de Guillemots de Brünnich qui nichent sur l'île Coats et représentent environ 2 % de la population canadienne, et la plus grande colonie d'Eiders à duvet de l'Arctique canadien, dans la baie East, sont importantes. Les espèces proies du Guillemot de Brünnich sont la morue polaire, le capelan, d'autres espèces de petits poissons et, de manière secondaire, des espèces d'invertébrés. Le Guillemot de Brünnich préfère se nourrir de morue polaire, qui présente une plus grande teneur énergétique souhaitable pour la survie et l'élevage des oisillons.

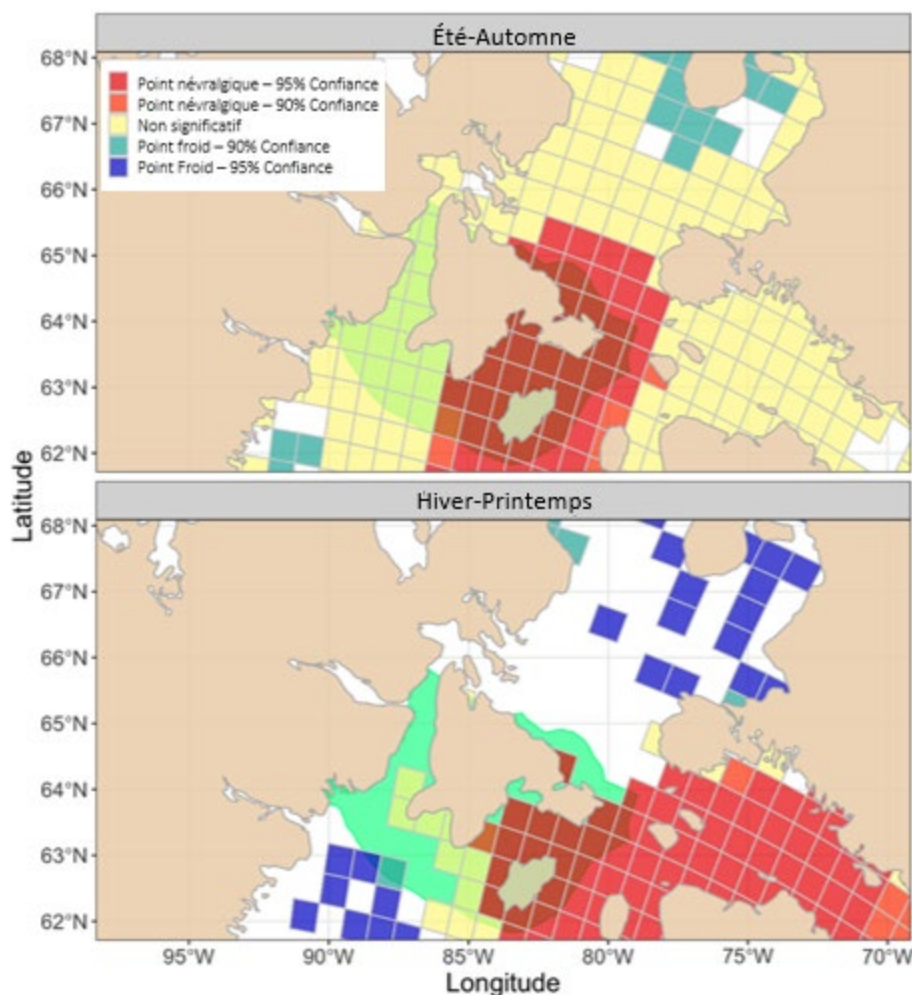


Figure 32. Cartes des points névralgiques des oiseaux de mer, élevés (rouge-orange) et faibles (point froid : bleu) pour l'été-automne et l'hiver-printemps dans la ZIEB de l'île Southampton (vert) et les environs (données de Yurkowski et al., 2018).

4. Mammifères marins résidents (morses et ours blancs) et leurs espèces proies

On pense que les morses et les ours blancs qui vivent à proximité de la ZIEB de l'île Southampton sont des résidents à l'année qui se déplacent localement pendant les saisons (figure 31). De plus, compte tenu de cette période de résidence dans la ZIEB, les espèces proies dont dépend leur survie présentent une importance écologique. Les morses peuvent être présents toute l'année dans le détroit de Roes Welcome et le détroit Frozen. D'importants sites d'échouerie se trouvent sur les îles Bencas, Coats et Walrus, et d'autres le long des côtes sud et nord-ouest de l'île Southampton (figure 33). Le morse se nourrit principalement du macrobenthos comme les mollusques et d'autres invertébrés. Il consomme aussi à l'occasion de plus grandes proies, comme les phoques annelés et les Guillemots de Brünnich adultes.

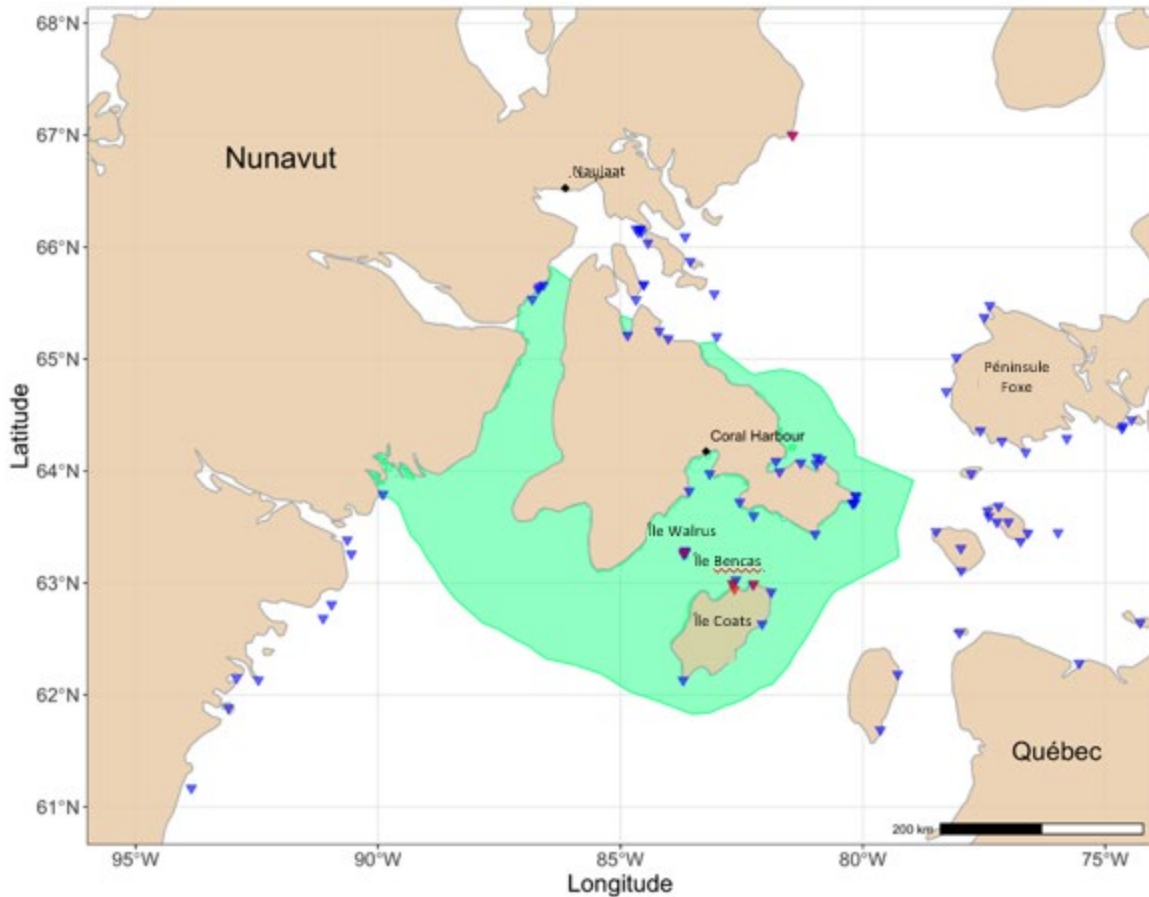


Figure 33. Sites connus d'échoueries terrestres de morses de l'Atlantique dans la ZIEB de l'île Southampton (vert) et les environs, compilés à partir de la base de données des relevés de la région du Centre et de l'Arctique de Pêches et Océans Canada (rouge) et d'autres sources (bleu) indiquées dans Higdon (2016) (source : MPO, 2019).

5. Omble chevalier migrateur et autres aliments de subsistance

Les communautés de Coral Harbour, Nauyasat, Chesterfield Inlet et Rankin Inlet effectuent toutes des prises de subsistance de l'omble chevalier dans la ZIEB de l'île Southampton. L'omble chevalier migrateur est le salmonidé le plus abondant disponible pour la récolte de subsistance et la sécurité alimentaire locale pour la communauté de Coral Harbour (figure 34). De plus, on pense que les bélugas occupant la ZIEB-IS pendant les mois d'été se nourrissent aussi d'ombles chevaliers migrateurs. Les autres espèces récoltées sont le béluga, le narval, le morse, la baleine boréale, le phoque annelé et le phoque barbu.

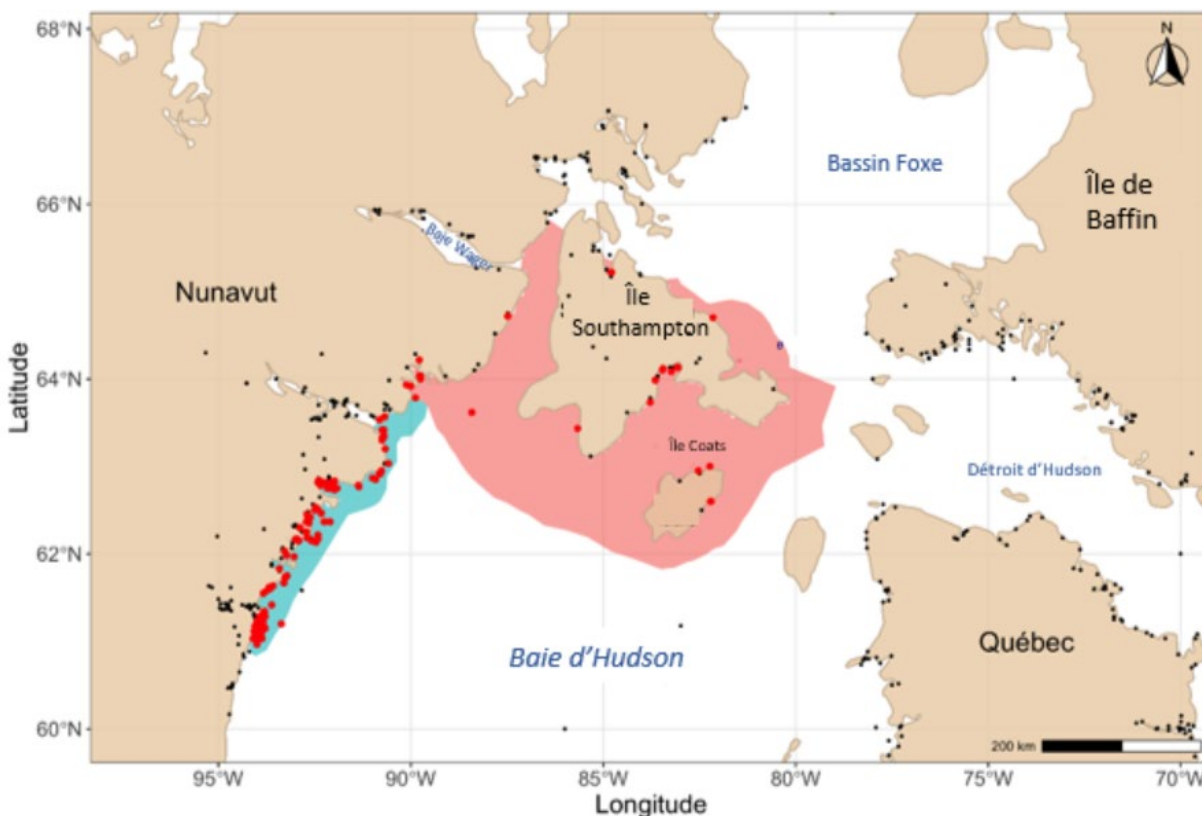


Figure 34. L'omble chevalier occupe les régions du bassin Foxe, du détroit d'Hudson, de la baie d'Ungava, de la baie d'Hudson (cercles noirs) et, plus particulièrement, de la ZIEB de l'île Southampton et de la ZIEB de l'ouest de la baie d'Hudson (cercles rouges), ce qui montre l'abondance des stocks disponibles pour la récolte de subsistance (Coad et Reist, 2018).

6. Polynie du détroit de Roes Welcome

La polynie du détroit de Roes Welcome est une caractéristique océanographique unique de la ZIEB-IS (figure 2). Elle fournit des eaux libres pendant les mois d'hiver aux phoques, aux morses et à d'autres mammifères marins (p. ex. bélugas et narvals). C'est l'habitat hivernal préféré des phoques barbus et elle est occupée toute l'année par les morses. De plus, cette polynie est considérée comme un habitat essentiel pour une multitude d'oiseaux migrateurs.

VULNÉRABILITÉS

1. Changements climatiques (réduction de l'étendue et de la durée de la glace de mer, expansion de l'aire de répartition vers le nord des espèces du sud)
 - Changements dans le régime alimentaire des espèces (p. ex. oiseaux de mer, bélugas), passant de la morue polaire au capelan.
 - On s'attend à ce que la réduction prévue de l'étendue et de la durée de la glace de mer ait des effets négatifs sur les populations de morses, en particulier celles du bassin Foxe, de la baie d'Hudson et du détroit de Davis.
 - Les réductions de la glace de mer provoquées par le climat vont probablement influencer la démographie de l'ours blanc en raison des changements dans la disponibilité des proies, ce qui entraînerait des déclinés de population semblables à ceux

observés dans le sud de la baie d'Hudson. Les réductions de la glace de mer vont probablement accroître l'utilisation des habitats terrestres, ce qui pourrait entraîner une augmentation des conflits entre les ours et les humains et amener les ours à se nourrir davantage dans les colonies d'oiseaux de mer.

- Le recul de la banquise arctique pourrait avoir une influence particulièrement forte sur l'efficacité de la quête de nourriture des oiseaux nicheurs.
2. Activités anthropiques (exploitation minière, transport maritime, tourisme, développement hydroélectrique, chasse)
- Le nombre de baleines boréales a diminué, dans le passé, du fait de l'industrie de la chasse commerciale à la baleine, et les récoltes de subsistance actuelles sont gérées au moyen d'une récolte totale autorisée.
 - Effets environnementaux des rejets d'eaux de ballast, des biosalissures des navires et des espèces aquatiques envahissantes provenant des grands navires de transport.
 - Perturbation des sites d'échoueries des morses et des mammifères marins en raison des activités d'aventure et de tourisme, ainsi que du bruit mécanique causé par le trafic maritime et aérien.
 - Présence de contaminants et leurs répercussions sur la physiologie des mammifères marins.
 - Intensification de la navigation découlant de l'exploitation minière et de la mise en valeur/des activités au port de Churchill (effets secondaires : potentiel d'échouements de navires, pollution sonore, collisions avec des mammifères marins et déversements de contaminants).
 - Possibilité accrue d'abattage d'ours blancs dans le cadre de la défense de la vie et des biens en raison du déclin de l'état corporel de l'ours blanc et de l'utilisation accrue de l'habitat terrestre par ce dernier.
3. Prédation et parasitisme
- Les Goélands et les renards arctiques (*Vulpes lagopus*) sont les prédateurs typiques des œufs de guillemots.
 - La prédation accrue par l'ours blanc et l'augmentation du parasitisme des moustiques ont entraîné une mortalité chez les adultes et l'échec de la reproduction des guillemots et en ont réduit la population de 20 %.
 - L'augmentation de la prédation par les ours blancs des Eiders à duvet à l'île East Bay provoque un faible succès de reproduction ou des échecs de cohortes complètes chez les oiseaux nicheurs, ce qui représente une menace à long terme pour la persistance de cette colonie.
 - Les morses se nourrissent de Guillemots de Brünnich adultes à l'île Coats.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET DONNÉES INSUFFISANTES :

- Manque de données contemporaines décrivant les tendances de la population de bélugas;
- Données insuffisantes pour différencier les stocks d'épaulards dans le nord-ouest de l'océan Atlantique et dans l'Arctique canadien;

-
- Manque de connaissances sur le cycle biologique et d'évaluations des populations d'omble chevalier migrateur dans la ZIEB de l'île Southampton;
 - Données insuffisantes sur le cycle biologique des poissons marins autour de la ZIEB-IS;
 - Données insuffisantes sur les déplacements des morses dans la ZIEB-IS;
 - Absence de dossiers électroniques sur l'omble chevalier (Secteur de la gestion des pêches) pour les permis d'exploration et commerciaux pour les dix dernières années environ.

DISCUSSION

L'objectif principal de ce Rapport d'examen de l'écosystème était d'effectuer une revue par les pairs de la ZIEB de l'île Southampton en se fondant sur l'information et la recherche scientifique (passée et présente) sur la ZIEB et la région environnante. Les résultats de ce processus ont permis au MPO de déterminer et de cartographier les principales composantes biophysiques et écologiques de la ZIEB et de recommander des objectifs de conservation pour chacune d'elles. Ces détails se trouvent maintenant dans l'avis scientifique (AS) connexe. Ces objectifs sont élaborés pour tenir compte de l'état souhaité et mesurable des priorités en matière de conservation. Cette évaluation reflète également les activités et les agents de stress connus et potentiels/probables dans la zone d'étude, ainsi que l'influence qu'ils peuvent avoir sur les composantes biophysiques et écologiques clés.

En août 2019, le gouvernement du Canada a annoncé qu'une aire marine autour de l'île Southampton dans la baie d'Hudson constituait un site d'intérêt en vue d'une désignation éventuelle à titre de zone de protection marine (ZPM) en vertu de la *Loi sur les océans* du Canada. La plus grande partie de la ZIEB de l'île Southampton est située dans le site d'intérêt. Des parties plus petites des ZIEB de Repulse Bay/détroit Frozen et de la côte ouest de la baie d'Hudson sont également incluses dans le site d'intérêt. Pêches et Océans Canada travaillera avec les communautés locales, les organisations inuites et le gouvernement du Nunavut, avec la participation d'autres organismes gouvernementaux, de membres de l'industrie et d'organismes de conservation, tout au long du processus de création de la ZPM. Le présent aperçu biophysique et écologique aidera à délimiter la future ZPM (ainsi que les principales aires prioritaires), et il alimentera une analyse des risques écologiques pour guider l'élaboration de l'approche réglementaire pour la ZPM proposée. Les renseignements contenus dans l'avis scientifique pourraient également étayer les futurs avis sur les protocoles et les stratégies de surveillance, la détermination des lacunes dans l'information nécessitant des recherches plus poussées, ainsi que l'élaboration d'un plan de gestion pour la zone.

À l'appui de ce document, un Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques (Loewen *et al.*, 2020) a été publié; il contient les listes de taxons de phytoplancton, d'algues et de macroalgues de glace, de zooplancton et de faune des glaces, ainsi que de macroinvertébrés benthiques et épibenthiques présents dans la ZIEB de l'île Southampton. Il présente également des espèces de poissons qui se trouvent dans la ZIEB, de même que certaines qui peuvent s'y rencontrer, des cartes de la répartition des poissons par famille et les espèces d'oiseaux signalées à proximité de la ZIEB-IS.

RÉFÉRENCES CITÉES

Aars, J., Lunn, N.J., and Derocher, A.E. 2006. Polar Bears: Proceedings of the 14th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 20-24 June 2005, Seattle, Washington, USA. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 189 p.

-
- Able, K.W., and McAllister, D.E. 1980. Revision of the snailfishes, genus *Liparis*, from Arctic Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 208: 52 p.
- Abraham, K.F., and Ankney, C.D. 1986. Summer birds of East Bay, Southampton Island, Northwest Territories. *Can. Field-Nat.* 100: 180–185.
- ACIA. 2005. [Arctic Climate Impact Assessment](#). Cambridge University Press. 1042 p. (accessed 14 September 2017).
- AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme), CAFF (Conservation of Arctic Flora and Fauna) and SDWG (Sustainable Development Working Group). 2013. [Identification of Arctic marine areas of heightened ecological and cultural significance: Arctic Marine Shipping Assessment \(AMSA\) IIc](#). 116 p.
- Amstrup, S.C., Marcot, B.G., and Douglas, D.C. 2007. Forecasting the rangewide status of polar bears at selected times in the 21st Century. USGS Alaska Science Center, Anchorage, Alaska. 126 p.
- Andersen, L.W., Born E.W., Stewart, R.E.A., Dietz, R., Doidge, D.W., and Lanthier, C. 2014. [A genetic comparison of West Greenland and Baffin Island \(Canada\) walrus: management implications](#). *NAMMCO Sci. Publ.* 9: 33–52.
- Anderson, J.T., and Roff, J.C. 1980. Seston ecology of the surface waters of Hudson Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(12): 2242–2253.
- Anderson, J. T., Roff, J. C., and Gerrath, J. 1981. The diatoms and dinoflagellates of Hudson Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1793–1810.
- Andrews, J., Babb, D., McKernan, M., Horton, B., and Barber, D. 2016. Climate change in the Hudson Bay Complex: opportunities and vulnerabilities for the Port of Churchill's marine operations. Centre for Earth and Observation Science. University of Manitoba, Winnipeg, MB. Transport Canada's Network of Expertise on Transportation in Arctic Waters (NEXTAW). 130 p.
- Andrews, J., Babb, D., and Barber, D. G. 2017. [Climate change and sea ice: shipping accessibility on the marine transportation corridor through Hudson Bay and Hudson Strait \(1980-2014\)](#). *Elem. Sci. Anth.* 5: 15. 17 p.
- Archambault P., Snelgrove, P.V.R., Fisher, J.A.D., Gagnon, J.-M., Garbary, D.J., Harvey, M., Kenchington, E.L., Lesage, V., Levesque, M., Lovejoy, C., Mackas., D.L., McKindsey, C.W., Nelson, J.R., Pepin, P., Piché, L., and Poulinet, M. 2010. From Sea to Sea: Canada's Three Oceans of Biodiversity. *PLoS ONE* 5(8): e12182. 26 p. doi:10.1371/journal.pone.0012182. 26 p.
- Ardyna, M., Babin, M., Gosselin, M., Devred, E., Rainville, L., and Tremblay, J.-É. 2014. [Recent Arctic Ocean sea ice loss triggers novel fall phytoplankton blooms](#). *Geophys. Res. Lett.* 41: 6207–6212
- Arrigo, K.R., van Dijken, G., and Pabi, S. 2008. Impact of a shrinking Arctic ice cover on marine primary production. *Geophys. Res. Lett.* 35: L19603, doi:10.1029/2008GL035028. 6 p.
- Arrigo, K.R., Perovich, D.K., Pickart, R.S., Brown, Z.W., van Dijken, G.L., Lowry, K.E., Mills, M.M., Palmer, M.A., Balch, W.M., Bahr, F., Bates, N.R., Benitez-Nelson, C., Bowler, B., Brownlee, E., Ehn, J.K., Frey, K.E., Garley, R., Laney, S.R., Lubelczyk, L., Mathis, J., Matsuoka, A., Mitchell, B.G., Moore, G.W.K., Ortega-Retuerta, E., Pal, S., Polashenski, C.M., Reynolds, R.A., Schieber, B., Sosik, H.M., Stephens, M., and Swift, J.H. 2012: Massive phytoplankton blooms under Arctic sea ice. *Science*. 336: 1408 p.
-

-
- Asselin, N.C., and Ferguson, S.H. 2013. [A re-analysis of northern Hudson Bay narwhal surveys conducted in 1982, 2000, and 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/019. iv + 9 p.
- Asselin, N.C., Ferguson, S.H., Richard, P.R., and Barber, D.G. 2012. [Results of narwhal \(*Monodon monoceros*\) aerial surveys in northern Hudson Bay, August 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/037. iii + 23 p.
- Atkinson, E.G., and Wacasey, J.W. 1989a. [Benthic invertebrates collected from Hudson Bay, Canada, 1953 to 1965](#). Can. Dat. Rep. Fish. Aquat. Sci. 744: iv + 121 p.
- Atkinson, E.G., and Wacasey, J.W. 1989b. [Benthic invertebrates collected from Hudson Strait, Foxe Channel and Foxe Basin, Canada, 1949 to 1970](#). Can. Dat. Rep. Fish. Aquat. Sci. 746: iv + 98 p.
- Atwood, T.C., Peacock, E., McKinney, M.A., Lillie, K., Wilson, R., Douglas, D.C., Miller, S., Terletzky, P. 2016a. Rapid environmental change drives increased land use by an Arctic marine predator. PLoS ONE 11(6): e0155932, doi:10.1371/journal.pone.0155932. 18 p.
- Atwood, T.C., Marcot, B.G., Douglas, D.C., Amstrup, S.C., Rode, K.D., Durner, G.M., and Bromaghin, J.F. 2016b. Forecasting the relative influence of environmental and anthropogenic stressors on polar bears. Ecosphere. 7(6):e01370. 10.1002/ecs2.1370. 22 p.
- Azetsu-Scott, K., Clarke, A., Falkner, K., Hamilton, J., Jones, E.P., Lee, C., Petrie, B., Prinsenber, S., Starr, M., and Yeats, P. 2010. Calcium carbonate saturation states in the waters of the Canadian Arctic Archipelago and the Labrador Sea. J. Geophys. Res. 115: C11021, doi:10.1029/2009JC005917. 18 p.
- Azetsu-Scott, K., Starr, M., Mei, Z.-P., and Granskog, M. 2014. Low calcium carbonate saturation state in an Arctic inland sea having large and varying fluvial inputs: the Hudson Bay system. J. Geophys. Res. Oceans. 119: 6210–6220. doi:10.1002/2014JC009948. 11 p.
- Bain, H., and Sekerak, A.D. 1978. Aspects of the biology of Arctic Cod, *Boreogadus saida*, in the central Canadian Arctic. A report prepared by LGL Ltd., Environmental Research Associates for Polar Gas Project, Toronto, ON. 104 p.
- Bain, H., Thomson, U., Foy, M., and Griffiths, W. 1977. Marine ecology of fast-ice edges in Wellington Channel and Resolute Passage, NWT. LGL Ltd., Toronto, ON. 307 p.
- Bajzak, C.E, Bernhardt, W., Mosnier, A., Hammill, M.O., and Stirling, I. 2013. Habitat use by harbour seals (*Phoca vitulina*) in a seasonally ice-covered region, the western Hudson Bay. Polar Biol. 36: 477–491.
- Baker, R.F., Remnant, R.A., and Horne, B.D. 1992. Harvest statistics of beluga whale (*Delphinapterus leucas*) and relationship to exploitation in Hudson Bay, 1930-1990. A report prepared for Manitoba Hydro by North/South Consultants Inc., Winnipeg, MB. 37 p.
- Barber, D.G., and Iacozza, J. 2004. Historical analysis of sea ice conditions in M'Clintock Channel and the Gulf of Boothia, Nunavut: implications for Ringed Seal and Polar Bear habitat. Arctic. 57(1): 1–14
- Barber, D.G., and Massom, R.A. 2007. The role of sea ice in Arctic and Antarctic polynyas. In Polynyas: Windows to the World. Edited by W.O. Smith and D.G. Barber. Elsevier, Amsterdam. pp. 1–43.

-
- Barber, D.G., Haakon, H., Mundy, C.J., Else, B., Dmitrenko, I.A., Tremblay, J.-E., Ehn, J.K., Assmy, P., Daase, M., Candlish, L.M., and Rysgaard, S. 2015. Selected physical, biological and biogeochemical implications of a rapidly changing arctic marginal ice zone. *Prog. Oceanogr.* 139: 122–150.
- Beamish, R.J. 2002. [Potential impacts of greenhouse gas accumulations on fish and fisheries](#). Unpubl. Rep. 15 p. (accessed 27 September 2017).
- Beck B, Smith, T.G., and Mansfield, A.W. 1970. Occurrence of the harbour seal, *Phoca vitulina*, Linnaeus in the Thlewiaza River, N.W.T. *Can. Field-Nat.* 84: 297–300.
- Beckett, J., Chiperzak, D., Wheeler, B., Hills, T., Ebner, D., and Setterinton, M. 2008. Nunavut wildlife resource and habitat values. Final Report. Prepared by Nunami Jacques Whitford Ltd., Yellowknife, NWT. Prepared for Nunavut Planning Commission, Cambridge Bay, Nunavut. 238 p.
- Bélanger, S., Babin, M., and Tremblay, J.-É. 2013. Increasing cloudiness in Arctic damps the increase in phytoplankton primary production due to sea ice receding. *Biogeosci.* 10: 4087–4101.
- Benoit, D., Simard, Y., and Fortier, L. 2008. Hydroacoustic detection of large winter aggregations of Arctic Cod (*Boreogadus saida*) at depth in ice-covered Franklin Bay (Beaufort Sea). *J. Geophys. Res.* 113: 9 p.
- Bengtson, J.L., Hiruki-Raring, L.M., Simpkins, M.A., and Boveng, P.L. 2005. Ringed and Bearded Seal densities in the eastern Chukchi Sea, 1999–2000. *Polar Biol.* 28: 833–845.
- Berman, R.G., Sanborn-Barrie, M., Rayner, N., and Whalen, J. 2013. The tectonometamorphic evolution of Southampton Island, Nunavut: insight from petrologic modeling and *in situ* SHRIMP geochronology of multiple episodes of monazite growth. *Precambrian Res.* 232(2013): 140–166.
- Bernhardt, W.J. 2006. Lower Churchill River Water Level Enhancement Weir Project Post Project Monitoring – An assessment of seal responses to operation of the project: a synthesis of monitoring from 1996 to 2005. Prepared for Manitoba Hydro by North/South Consultants Inc. 110 p.
- Bernhardt, W.J. 2014. Abundance and distribution of seals in the Nelson River Estuary, 2003–2009. A report prepared by North/South Consultants Inc. for Manitoba Hydro. 122 p.
- Bigg, M.A. 1969. Clines in the pupping season of the harbour seal, *Phoca vitulina*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 26: 449–455.
- Bilello, M.A. 1980. Decay patterns of fast sea ice in Canada and Alaska. *In* *Sea Ice Processes and Models*. Edited by R.S. Pritchard, University of Washington Press, Seattle. pp. 313–326.
- Bird, J.B. 1953. [Southampton Island. Canada Department of Mines and Technical Surveys. Geographical Branch. Memoir 1](#). Queen's Printer, Ottawa, ON. viii + 84 p.
- Bjorge A., Desportes, G., Waring, G., and Rosing-Asvid, A. 2010. The harbour seal (*Phoca vitulina*) – a global perspective. *NAMMCO Sci. Pub.* 8: 7–14. doi:<http://dx.doi.org/10.7557/3.2668>
- Born, E.W., Gjertz, I., and Reeves, R.R. 1995. Population assessment of Atlantic walrus. *Norsk Polarinstitut Meddelelser.* 138: 100 p.
- Born, E.W., Teilmann, J., and Riget, F. 2002. Haul-out activity of ringed seal (*Phoca hispida*) determined from satellite telemetry. *Mar. Mamm. Sci.* 18: 167–181.
-

-
- Bourassa, M.N. 2003. Inventaires de la population de narvals (*Monodon monoceros*) du nord de la baie d'Hudson et analyse des changements démographiques depuis 1983. Thesis (M.Sc.) Université du Québec à Rimouski, PQ. 69 p.
- Bowen, D. 2016. *Phoca vitulina* ssp. *vitulina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T17020A66991409. 13 p.
- Bradstreet, M.S.W. 1980. Thick-billed murre and black guillemots in the Barrow Strait area, N.W.T., during spring: diets and food availability along ice edges. Can. J. Zool. 58: 2120–2140.
- Bradstreet, M.S.W., Finley, K.J., Sekerak, A.D., Griffiths, W.B., Evans, C.R., Fabijan, M.F., and Stallard, H.E. 1986. Aspects of the biology of Arctic Cod (*Boreogadus saida*) and its importance in Arctic marine food chains. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1491: 193 p.
- Braune, B.M., Outridge, P.M., Fisk, A.T., Muir, D.C.G., Helm, P.A., Hobbs, K., Hoekstra, P.F., Kuzyk, Z.A., Kwan, M., Letcher, R.J., Lockhart, W.L., Norstrom, R.J., Stern, G.A., and Stirling, I. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: an overview of spatial and temporal trends. Sci. Tot. Env. 351–352: 4–56.
- Bray, R. 1943. Notes on bird of Southampton Island, Baffin Island and Melville Peninsula. Auk 60: 504–536.
- 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.
- Brunelle, C.B., Larouche, P., and Gosselin, M. 2012. Variability of phytoplankton light absorption in Canadian Arctic seas. J. Geophys. Res. 117: C00G17, doi:10.1029/2011JC007345. 17 p.
- Buchanan, R. A., Cross, W.E., and Thomson, D.H. 1977. Survey of the marine environment of Bridport Inlet, Melville Island. A report prepared by L.G.L. Ltd. for Petro-Canada. 265 p.
- Burns, J.J. 1981. Bearded seal, *Erignathus barbatus* Erxleben, 1777. In Handbook of marine mammals, Vol. 2, Seals. Edited by S.H. Ridgeway and R.J. Harrison. Academic Press London, UK. pp. 23–53.
- Bursa, A.S. 1961a. The annual oceanographic cycle at Igloolik in the Canadian Arctic. II: The phytoplankton. J. Fish. Res. Bd. Can. 18: 563–615.
- Bursa, A. S. 1961b. Phytoplankton of the *Calanus* expeditions in Hudson, Bay, 1953 and 1954. J. Fish. Res. Bd. Can. 18: 51–83.
- CAFF(Conservation of Arctic Flora and Fauna). 2017. State of the Arctic Marine Biodiversity: key findings and advice for monitoring. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri, Iceland. ISBN: 978-9935-431-62-2. 36 p.
- Calder, D.R. 1970. Thecate hydroids from the shelf waters of northern Canada. J. Fish. Res. Bd. Can. 27: 1501–1547.
- Calvert, W., and Stirling, I. 1990. Interactions between polar bears and overwintering walrus in the central Canadian High Arctic. Int. Conf. Bear Res. Manage. 8: 351–356.
- Cameron, M.F., Bengtson, J.L., Boveng, P.L., Jansen, J.K., Kelly, B.P., Dahle, S.P., Logerwell, E.A., Overland, J.E., Sabine, C.L., Waring, G.T., and Wilder, J.M. 2010. Status review of the bearded seal (*Erignathus barbatus*). U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-211. 246 p.
-

-
- Campbell, N.J. 1959. Some oceanographic features of northern Hudson Bay, Foxe Channel, and Hudson Strait. Fish. Res. Bd. Can. Manuscr. Rep. Ser. 46, 49 p.
- Campbell, N.J. 1964. The origin of cold high-salinity water in Foxe Basin. J. Fish. Res. Bd. Can. 21: 45–55.
- Campbell, K., Mundy, C. J., Barber, D. G., and Gosselin, M. 2015. [Characterizing the sea ice algae chlorophyll a–snow depth relationship over arctic spring melt using transmitted irradiance](#). J. Mar. Sys. 147: 76–84.
- Carmack, E., and Wassman, P. 2006. Food webs and physical-biological coupling on pan-Arctic shelves: unifying concepts and comprehensive perspectives. Prog. Oceanogr. 71: 446–477.
- Castagner, A., Desrochers, A., and Lavoie, D. 2016. An unusual sponge – microbe – synsedimentary cement framework in a Late Ordovician reef, Southampton Island Nunavut, Canada. Can. J. Earth Sci. 53(8): 815–822.
- Chambellant, M. 2010. Hudson Bay ringed seal: ecology in a warming climate. *In* A Little Less Arctic: Top Predators in the World’s Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto, and M.L. Mallory. Springer, New York, NY. pp. 137–158.
- Cheung, W.W.L., Lam, V.W.Y., and Pauly, D. 2008. Modelling present and climate-shifted distribution of marine fishes and invertebrates. Fisheries Centre Res. Rep. 16(3). University of British Columbia, Vancouver, BC. 72 p.
- Cheung, W.W.L., Close, C., Kearney, K., Lam, V., Sarmiento, J., Watson, R., and Pauly, D. 2009. Projections of global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. Fish Fish. 10: 235–251.
- CIS (Canadian Ice Service). 2010. [Sea ice climate atlas, northern Canadian waters 1981–2010](#). (accessed 28 September 2017).
- CIS. 2013a. [Seasonal summary, North American Arctic waters, spring 2013](#). 7 p. (accessed 29 September 2017).
- CIS. 2013b. [Seasonal summary, North American Arctic waters, summer 2013](#). 16 p. (accessed 29 September 2017).
- CIS. 2016. [Seasonal summary, North American Arctic waters, spring 2016](#). 10 p. (accessed 29 September 2017).
- CIS. 2017. [Hudson Bay \(2015, 2016\)](#). (accessed 29 September 2017).
- CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) 2013. [Appendix II of CITES](#). (accessed 10 October 2017).
- CITES. 2017. [Appendix II of CITES](#). (accessed 10 October 2017).
- Cleator, H.J. 1996. The status of the bearded seal, *Erignathus barbatus*, in Canada. Can. Field-Nat. 110: 501–510.
- CMS (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals). 2014. [Appendix II](#). (accessed 10 October 2017).
- CMS. 2017. [Appendix II](#). (accessed 10 October 2017).
- Coad, B.W., and Reist, J.D. 2018. Marine Fishes of Arctic Canada. University of Toronto Press. 618 p.
- Coad, B.W., and Reist, J.D. 2004. [Annotated list of the Arctic marine fishes of Canada](#). Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. 2674: iv + 112 p.

-
- Cobb, D.G. 2011. [Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas \(EBSAs\) in the Canadian Arctic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/070. vi + 38 p.
- Cobb, D., Fast, H., Papst, M.H., Rosenberg, D., Rutherford, R., and Sareault, J.E. 2008. [Beaufort Sea large ocean management area: ecosystem overview and assessment report](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2780: ix + 188 p.
- Collins, C.A. 1983. Marine mammals of the Melville Peninsula Southampton Island area. A report prepared for Land Use Information Series Department of Environment and Lands Directorate. 80 p.
- Comiso, J.C. 2003. Warming trends in the Arctic from clear sky satellite observations. *J. Clim.* 16: 3498–3510.
- Cosens, S.E., and Blouw, A. 2003. Size and age-class segregation of bowhead whales summering in northern Foxe Basin: a photogrammetric analysis. *Mar. Mamm. Sci.* 19(2): 284–296.
- Cosens, S., and Innes, S. 2000. Distribution and Numbers of Bowhead Whales (*Balaena mysticetus*) in Northwestern Hudson Bay in August 1995. *Arctic.* 53(1): 36–41.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2002. COSEWIC assessment and update status report on the polar bear *Ursus maritimus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. vi + 29 p.
- COSEWIC. 2004a. COSEWIC assessment and update status report on the Beluga Whale *Delphinapterus leucas* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. ix + 70 p.
- COSEWIC. 2004b. COSEWIC assessment and update status report on the narwhal *Monodon monoceros* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. vii + 50 p.
- COSEWIC. 2006. COSEWIC assessment and update status report on the Atlantic walrus *Odobenus rosmarus rosmarus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. ix + 65 p.
- COSEWIC. 2007. COSEWIC assessment and update status report on the Harbour Seal (*Phoca vitulina*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. vii + 40 p.
- COSEWIC. 2008a. COSEWIC assessment and update status report on the Killer Whale *Orcinus orca*, Southern Resident population, Northern Resident population, West Coast Transient population, Offshore population and Northwest Atlantic / Eastern Arctic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. viii + 65 p.
- COSEWIC. 2008b. COSEWIC assessment and update status report on the harbour seal Atlantic and Eastern Arctic subspecies *Phoca vitulina concolor* and Lacs des Loups Marins subspecies *Phoca vitulina mellonae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. vii + 40 p.
- COSEWIC. 2008c. COSEWIC assessment and update status report on the polar bear *Ursus maritimus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. vii + 75 p.

-
- COSEWIC. 2009. COSEWIC assessment and update status report on the Bowhead Whale *Balaena mysticetus*, Bering-Chukchi-Beaufort population and Eastern Canada-West Greenland population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. vii + 49 p.
- COSEWIC. 2016. Designatable Units for Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. 73 p.
- COSEWIC. 2017. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Walrus *Odobenus rosmarus rosmarus*, High Arctic population, Central-Low Arctic population and Nova Scotia-Newfoundland-Gulf of St. Lawrence population in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xxi + 89 p.
- Crompton, A.E., Obbard, M.E., Petersen, S.D., and Wilson, P.J. 2008. Population genetic structure in polar bears (*Ursus maritimus*) from Hudson Bay, Canada: implications of future climate change. *Biol. Conser.* 141: 2528–2539.
- Crompton, A.E., Obbard, M.E., Petersen, S.D. and Wilson, P.J. 2014. Corrigendum to “Population genetic structure in polar bears (*Ursus maritimus*) from Hudson Bay, Canada: Implications of future climate change”. *Biol. Conser.* 179: 152 p.
- Cross, W.E., Thompson, D.H., Martin, C.M., and Fabijan, M.F. 1984. Macrobenthos – 1983 Study Results. (BIOS) Baffin Island Oil Spill Working Report 83-3. Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa, ON. 105 p.
- Crothers, G. 2017. Quantifying ecologically significant feeding areas for marine mammals and seabirds in the Arctic. Thesis (M.Sc.) Duke University, NC. 57 p.
- Csanady, G.T. 1982. Circulation in the coastal ocean. D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holland. 293 p.
- Cusson, M., Archambault, P., and Aitken, A. 2007. Biodiversity of benthic assemblages on the Arctic continental shelf: historical data from Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 331: 291–304.
- Dale, J.E., Aitken, A.E., Glibert, R., and Risk, M.J. 1989. Macrofauna of Canadian Arctic fjords. *Mar. Geol.* 85: 331–358.
- Darnis, G., Robert, D., Pomerleau, C., Link, H., Archambault, P., Nelson, R.J., Geoffroy, M., Tremblay, J.-E., Lovejoy, C., Ferguson, S.H., Hunt, B.P.V., and Fortier, L. 2012. Current state and trends in Canadian Arctic marine ecosystems: II. Heterotrophic food web, pelagic-benthic coupling, and biodiversity. *Clim. Change.* 115: 179–205. doi:10.1007/s10584-012-0483-8.
- Davis, C.S., Stirling, I., Strobeck, C., and Coltman, D.W. 2008. Population structure of ice-breeding seals. *Mol. Ecol.* 17: 3078–3094.
- Defossez, M., Saucier, F.J., Myers, P.G., Caya, D., and Dumais, J.-F. 2008. Multiyear observations of deep water renewal in Foxe Basin, Canada. *Atmos.-Ocean.* 46(3): 377–390.
- Defossez, M., Saucier, F.J., Myers, P.G., Caya, D., and Dumais, J.-F. 2010. Analysis of a dense water pulse following mid-winter opening of polynyas in western Foxe Basin, Canada. *Dynam. Atmos. Oceans.* 49(1): 54–74.
- de March, B.G.E., and Stern, G. 2003. [Stock separation of narwhal \(*Monodon monoceros*\) in Canada based on organochlorine contaminants](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Res. Doc. 2003/079. 16 p.

-
- de March, B.G.E., Tenkula, D.A., and Postma, L.D. 2003. [Molecular genetics of narwhal \(*Monodon monoceros*\) from Canada and west Greenland \(1982-2001\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2003/080. 23 p
- Deal, D., Jin, M., Elliott, S., Hunke, E., Maltrud, M., and Jeffrey, N. 2011. Large-scale modeling of primary production and ice algal biomass within arctic sea ice in 1993. *J. Geophys. Res* 116: C07004, doi:10.1029/2010JC006409. 14 p.
- Dehn, L.A., Sheffield, G.G., Follmann, E.H., Duffy, L.K., Thomas, D.L., and O'Hara, T.M. 2007. Feeding ecology of phocid seals and some walrus in the Alaskan and Canadian Arctic as determined by stomach contents and stable isotope analysis. *Polar Biol.* 30: 167–181.
- DeMaster, D.P. and Stirling, I. 1981. *Ursus maritimus*. Polar bear. *Mamm. Spec.* 145: 1–7.
- Derocher, A.E., Wiig, Ø., and Bangjord, G. 2000. Predation of Svalbard reindeer by polar bears. *Polar Biol.* 23: 675–678.
- Déry, S.J., Stieglitz, M., McKenna, E.C., and Wood, E.F. 2005. Characteristics and trends of river discharge into Hudson, James, and Ungava Bays, 1964–2000. *J. Clim.* 18: 2540–2557.
- Descamps, S., Jenouvrier, S., Gilchrist, H. G., and Forbes, M. R. 2012. [Avian cholera, a threat to the viability of an arctic seabird colony?](#) *PLoS ONE*, 7(2).
- Dietz, R., Heide-Jørgensen, M.P., Richard, P., Orr, J., Laidre, K., and Schmidt, H.C. 2008. Movements of narwhals (*Monodon monoceros*) from Admiralty Inlet monitored by satellite telemetry. *Polar Biol.* 31: 1295–1306.
- Dietz, R., Born, E.W., Stewart, R.E.A., Heide-Jørgensen, M.P., Stern, H., Rigét, F., Toudal, L., Lanthier, C., Jensen, M.V., and Teilmann, J. 2013. Movements of walruses (*Odobenus rosmarus*) between Central West Greenland and Southeast Baffin Island, 2005-2008. *NAMMCO Sci. Publ.* p. 53–74.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K., and Ferguson, S. 2015. [Abundance estimate of the Eastern Canada – West Greenland bowhead whale population based on the 2013 High Arctic Cetacean Survey](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/058. v + 27 p.
- DSF (David Suzuki Foundation). 2007. Canada's Polar Bear: Falling through the Cracks? David Suzuki Foundation, Vancouver, BC, Canada. 30 p.
- Dueck, L., and Ferguson, S.H. 2008. [Habitat use by bowhead whales \(*Balaena mysticetus*\) of the eastern Canadian Arctic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/082. iii + 24 p.
- Dueck, L.P., Heide-Jørgensen, M.P., Jensen, M.V., and Postma, L.D. 2006. [Update on investigations of bowhead whale \(*Balaena mysticetus*\) movements in the eastern Arctic, 2003-2005, based on satellite-linked telemetry](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/050. 22 p.
- Durner, G.M., and Amstrup, S.C. 1995. Movements of a polar bear from northern Alaska to northern Greenland. *Arctic.* 48(4): 338–341.
- EAG (Environmental Applications Group Limited). 1984. Environmental literature review Hudson Bay offshore petroleum exploration. Prepared for Canadian Occidental Petroleum limited, Toronto, ON. viii + 179 p.
- Elliott, K.H., Woo, K.J., Gaston, A.J., Benvenuti, S., Dall'Antonia, L., and Davoren, G.K. 2009. Central-place foraging in an arctic seabird provides evidence for Storer-Ashmole's Halo. *The Auk.* 126(3): 613–625.
-

-
- Elliot, R.E., Moulton, V.D., Raborn, S.W., and Davis, R.A. 2013. Hudson Strait marine mammal aerial surveys, 10 March to 2 April. A report prepared by LGL Ltd. for Baffinland Iron Mines Corporation, Toronto, ON. 87 p.
- Etkin, D. A. 1991. Break-up in Hudson Bay: its sensitivity to air temperatures and implications for climate warming. *Climatol. Bull.* 25: 21–34.
- Estrada, R., Harvey, M., Gosselin, M., Starr, M., Galbraith, P. S., and Straneo, F. 2012. Late-summer zooplankton community structure, abundance, and distribution in the Hudson Bay System (Canada) and their relationships with environmental conditions, 2003-2006. 101: 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2012.02.003>.
- Falkingham, J.C., Chagnon, R., and McCourt, S. 2002. Trends in sea ice in the Canadian Arctic. *Ice in the Environment: Proceedings of the 16th IAHR International Symposium on Ice* Dunedin, New Zealand, 2nd-6th December 2002 International Association of Hydraulic Engineering and Research. 8 p.
- Ferguson, S.H., Taylor, M.K., and Messier, F. 1997. Space use by polar bears in and around Auyuittuq National Park, Northwest Territories, during the ice-free period. *Can. J. Zool.* 75: 1585–1594.
- Ferguson, S.H., Stirling, I., and Mcloughlin, P.M. 2005. Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay. *Mar. Mamm. Sci.* 21(1): 121–135.
- Ferguson S.H., Higdon, J.W., and 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.* Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto and M.L. Mallory. Springer, New York, NY. pp. 117–136.
- 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: 3.
- Ferguson, S.H., Zhu, X., Young, B.G., Yurkowski, D.J., Thiemann, G.W., Fisk, A.T., and Muir, D.C.G. 2018. [Geographic variation in ringed seal \(*Pusa hispida*\) growth rate and body size.](#) *Can. J. Zool.* 96(7): 649–659.
- Ferland, J., Gosselin, M., and Starr, M. 2011. Environmental control of summer primary production in the Hudson Bay system: the role of stratification. *J. Mar. Sys.* 88: 385–400.
- Finley, K.J. 2001. Natural history and conservation of the Greenland Whale, or Bowhead, in the Northwest Atlantic. *Arctic.* 54(1): 55–76.
- Finley, K.J., and Gibb, E.J. 1982. Summer diet of the narwhal (*Monodon monoceros*) in Pond Inlet, northern Baffin Island. *Can. J. Zool.* 60: 3353–3363.
- Finley, K.J., Miller, G.W., Allard, M., Davis, R.A., and Evans, C.R. 1982. The belugas (*Delphinatperus leucas*) of Northern Quebec: distribution, abundance, stock identity, catch history and management. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1123: v + 57 p.
- Fleming, M., and Newton, S. 2003. Hudson Bay TEKMS Report on select Hudson Bay features. Prepared for consideration by Bruce Stewart for incorporation into Hudson Bay Ecosystem Overview. 24 p.
- Ford, J.K.B. 2002. Killer whale. *In Encyclopedia of marine mammals.* Edited by W.F. Perrin, B. Würsig, and J.G.M. Thewissen. Academic Press, San Diego, CA. pp. 669–675.

-
- Forney K.A., and Wade, P. 2006. Worldwide distribution and abundance of killer whales. *In* Whales, whaling and ocean ecosystems. Edited by J.A. Estes, R.L. Jr. Brownell D.P. DeMaster D.F. Doak and T.M. Williams. University of California Press, Berkeley, CA. pp. 145–162.
- Fortier, L., Gilbert, M., Ponton, D., Ingram, R.G., Robineau, B., and Legendre, L. 1996. Impact of freshwater on subarctic coastal ecosystem under seasonal sea-ice cover (southeastern Hudson Bay, Canada). III. Feeding success of marine fish larvae. *J. Mar. Syst.* 7: 251–265.
- Frasier, T.R., Petersen, S.D., Postma, L., Johnson, L., Heide-Jørgensen, M.P., and Ferguson, S.H. 2015. [Abundance estimates of the Eastern Canada-West Greenland bowhead whale \(*Balaena mysticetus*\) population based on genetic capture-mark-recapture analyses](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/008. iv + 21 p.
- Freeman, M.M.R. 1964. Observations on the Kayak-Complex, Belcher Islands, N.W.T. *Natl. Mus. Can. Bull.* 194: 56–91.
- Freeman, N.G., Roff, J.C., and Pett, R.J. 1982. Physical, chemical and biological features of river plumes under an ice cover in James and Hudson Bays. *Natl. Can.* 199: 745–764.
- Frey, K.E., Arrigo, K.R., and Gradinger, R.R. 2011. Arctic Ocean primary productivity. *In* Arctic Ocean primary productivity. Edited by M.O. Jeffries, and J.E. Overland. Arctic Report Card. NOAA. pp. 69–71.
- Frost, K.J., and Lowry, L.F. 1981. Ringed, Baikal and Caspian seals *Phoca hispida* Schreber, 1775; *Phoca sibirica* Gmelin, 1788; and *Phoca caspica* Gmelin, 1788. *In* Handbook of Marine Mammals, Vol. 2, Seals. Edited by S.H. Ridgeway and R.J. Harrison. Academic Press London, UK. pp. 29–53.
- Gagnon, A.S., and Gough, W.A. 2005a. Trends in the dates of ice freeze-up and break-up over Hudson Bay, Canada. *Arctic.* 58(4): 370–382.
- Gagnon, A.S., and Gough, W.A. 2005b. [Climate change scenarios for the Hudson Bay region: an intermodal comparison](#). *Clim. Change.* 69: 269–297.
- Gagnon, A.S., and Gough, W.A. 2006. East-west asymmetry in long-term trends of landfast ice thickness in the Hudson Bay region, Canada. *Clim. Res.* 32: 177–186.
- Galbraith, P.S., and Larouche, P. 2011. Sea-surface temperature in Hudson Bay and Hudson Strait in relation to air temperature and ice cover break-up, 1985–2009. *J. Marine Syst.* 87: 66–78.
- Galicia, M.P., Thiemann, G., Dyck, M.G., Ferguson, S.H., and Higdon, J.W. 2016. Dietary habits of polar bears in Foxe Basin, Canada: possible evidence of a trophic regime shift mediated by a new top predator. *Ecol. Evol.* 6(16): 6005–6018.
- Gamble, R.L. 1988. Native harvest of wildlife in the Keewatin Region, Northwest Territories for the period October 1985 to March 1986 and a summary for the entire period of the harvest study from October 1981 to March 1986. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 688: 85 p.
- Gaston, A.J., and Elliott, K. 2013. Effects of climate-induced changes in parasitism, predation and predator-predator interactions on reproduction and survival of an arctic marine bird. *Arctic.* 66(1): 43–51.
- Gaston, A.J., and Elliott, K.H. 2014. Seabird diet changes in northern Hudson Bay, 1981–2013, reflect the availability of schooling prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 513: 211–223.
- Gaston, A.J., and Hipfner, M. 1998. The effect of ice conditions in northern Hudson Bay on breeding by Thick-billed Murres (*Uria lomvia*). *Can. J. Zool.* 76: 480–492.
-

-
- Gaston, A.J., and Ouellet, H. 1997. Birds and mammals of Coats Island, N.W.T. Arctic. 50(2): 101–118.
- Gaston, A.J., Woo, K., and Hipfner, J.M. 2003. Trends in forage fish populations in northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling thick-billed murres *Uria lomvia*. Arctic. 56(3): 227–233.
- Gaston, A. J., Elliott, K. H., Ropert-Coudert, Y., Kato, A., Macdonald, C. A., Mallory, M. L., and Gilchrist, H. G. 2013. [Modeling foraging range for breeding colonies of thick-billed murres *Uria lomvia* in the Eastern Canadian Arctic and potential overlap with industrial development](#). Biol. Conserv. 168: 134–143.
- Gaston, A. J., Smith, P. A., Tranquilla, L. M. F., Montevecchi, W. A., Fifield, D. A., Gilchrist, H. G., Hedd, A., Mallory, M. L., Robertson, G. J., & Phillips, R. A. 2011. [Movements and wintering areas of breeding age Thick-billed Murre *Uria lomvia* from two colonies in Nunavut, Canada](#). Mar. Biol. 158(9): 1929–1941.
- Gerson, H., and Gerson, R. 1986. Seabirds of the eastern Canadian arctic. World Wildlife Fund, Toronto, ON. 27 p.
- Ghazal, M. 2014. Nunavut Coastal Resource Inventory: Foxe Basin Walrus. A report prepared for the NWMB's Establishment of a Walrus Management Unit and Total Allowable Harvest in Foxe Basin by Fisheries and Sealing Division Department of Environment, Government of Nunavut. 27 p.
- Gilchrist, H.G., and Gaston, A.J. 1997. Effects of murre nest site characteristics and wind conditions on predation by Glaucous Gulls. Can. J. Zool. 75: 518–524.
- Gonzalez, N. 2001. Inuit traditional ecological knowledge of the Hudson Bay narwhal (Tuugaalik) populations. A report prepared for Fisheries and Oceans Canada, Iqaluit, Nunavut. 26 p.
- GN (Government of Nunavut). 2008. Nunavut Coastal Resource Inventory 2008: Igloolik Pilot Project. Department of Economic Development and Transportation, Fisheries and Sealing Division, Iqaluit, NU. 197 p.
- GN. 2011. Nunavut Coastal Resource Inventory: Naujaat. Nunavut Department of Environment, Fisheries and Sealing Division, Iqaluit, NU. 94 p.
- GN. 2012. Nunavut Coastal Resource Inventory: Coral Harbour. Nunavut Department of Environment, Fisheries and Sealing Division, Iqaluit, NU. 152 p.
- GN. 2016a. DRAFT: Nunavut Land Use Plan. Nunavut Planning Commission, Iqaluit, NU. 89 p.
- GN. 2016b. Nunavut Polar Bear Co-management Plan. Government of Nunavut, Iqaluit, NU. 63 p.
- Grainger, E.H. 1959. The annual oceanographic cycle at Igloolik in the Canadian Arctic. 1. The zooplankton and physical and chemical Observations. J. Fish. Res. Bd. Can. 16: 453–501.
- Grainger, E.H. 1962. Zooplankton of Foxe Basin in the Canadian Arctic. J. Fish. Res. Bd. Can. 19: 377–400.
- Grainger, E.H. 1965. Zooplankton from the Arctic Ocean and adjacent Canadian waters. J. Fish. Res. Bd. Can. 22: 543–564.
- Grainger, E.H., and Hsiao, S.I.C. 1990. Trophic relationships of the sea ice meiofauna in Frobisher Bay, Arctic Canada. Polar Biol. 10: 283–292.

-
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A., and Doniol-Valcroze, T. 2014. [Abundance Estimates of Northwest Atlantic Harp seals and management advice for 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/022. v + 33 p.
- Hammill, M.O., Mosnier, A., Gosselin, J.-F., Higdon, J.W., Stewart, D.B., Doniol-Valcroze, T., Ferguson, S.H., and Dunn, J.B. 2016a. [Estimating abundance and total allowable removals for walrus in the Hudson Bay-Davis Strait and south and east Hudson Bay stocks during September 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/036. v + 37 p.
- Hammill, M.O., Doniol-Valcroze, T., Mosnier, A., and Gosselin, J.-F. 2016b. [Modelling walrus population dynamics: a direction for future assessments](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/050. v + 47 p.
- Hannah, C.G., Dupont, F., and Dunphy, M. 2009. Polynyas and tidal currents in the Canadian Arctic Archipelago. *Arctic*. 62(1): 83–95.
- Harris, L. N., Moore, J. S., Galpern, P., Tallman, R. F., and Taylor, E. B. 2014. Geographic influences on fine-scale, hierarchical population structure in Northern Canadian populations of anadromous Arctic Char (*Salvelinus alpinus*). *Env. Biol. Fishes*. 97: 1233–1252.
- Harris, L.N., Moore, J.S., Bajno, R.B., Tallman, R.F. Genetic Stock Structure of Anadromous Arctic Char in Canada's Central Arctic: Potential Implications for the Management of Canada's Largest Arctic Char Commercial Fishery. *N. Am. J. Fish. Manag.* 36(6): 1473–1488.
- Harter, B.B., Elliott, K.H., Divoky, G.J., and Davoren, G.K. 2013. Arctic Cod (*Boreogadus saida*) as Prey: fish length-energetics relationships in the Beaufort Sea and Hudson Bay. *Arctic*. 66(2): 191–196.
- Harvey, M., Therriault, J.-C., and Simard, N. 1997. Late-summer distribution of phytoplankton in relation to water mass characteristics in Hudson Bay and Hudson Strait (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1937–1952.
- Harvey, M., Therriault, J.-C., and Simard, N. 2001. Hydrodynamic control of late summer species composition and abundance of zooplankton in Hudson Bay and Hudson Strait (Canada). *J. Plank. Res.* 23: 481–496.
- Harwood, L.A., Smith, T.G., and Melling, H. 2000. [Variation in reproduction and body condition of the ringed seal \(*Phoca hispida*\) in western Prince Albert Sound, NT, Canada, as assessed through a harvest-based sampling program](#). *Arctic*. 53(4): 422–431.
- Harwood, L.A., Quakenbush, L.T., Small, R.J., George, J.C., Pokiak, J., Pokiak, C., Heide-Jørgensen, M.P., Lea, E.V., and Brower, H. 2017. Movements and inferred foraging by bowhead whales in the Canadian Beaufort Sea during August and September, 2006 to 2012. *Arctic*. 70(2): 161–176.
- Hay, K. 1984. The life history of the narwhal (*Monodon monoceros* L.) in the eastern Canadian Arctic. Thesis (Ph.D.) McGill University, PQ. 255 p.
- Hay, K.A., and Mansfield, A.W. 1989. Narwhal *Monodon monoceros* Linnaeus, 1758. In *Handbook of marine mammals. Volume 4: River dolphins and the larger toothed whales*. Edited by H. Ridgway and S. R. Harrison. Academic Press, New York, NY. pp. 145–176.
- Heide-Jørgensen, M.P., Stewart, B.S., and Leatherwood, S. 1992. Satellite tracking of ringed seals *Phoca hispida* off northwest Greenland. *Ecography*. 15: 56–61.

-
- Heide-Jørgensen, M.P., Laidre, K.L., Wiig, Ø., Jensen, M.V., Dueck, L., Maiers, L.D., Schmidt, H.C., and Hobbs, R.C. 2003a. From Greenland to Canada in ten days: tracks of Bowhead Whales, *Balaena mysticetus*, across Baffin Bay. *Arctic*. 56(1): 21–31.
- Heide-Jørgensen, M.P., Dietz, R., Laidre, K.L., Richard, P.R., Orr, J. and Schmidt, H.C. 2003b. The migratory behaviour of narwhals (*Monodon monoceros*). *Can. J. Zool.* 81: 1298–1305.
- Heide-Jørgensen, M.P., Laidre, K.L., Jensen, M.V., Dueck, L., and Postma, L.D. 2006. Dissolving stock discreteness with satellite tracking: bowhead whales in Baffin Bay. *Mar. Mamm. Sci.* 22(1): 34–45.
- Heywood, W.W., and Sanford, B.V. 1976. Geology of Southampton, Coats, and Mansel Islands, District of Keewatin, Northwest Territories. Geological Survey of Canada. Memoir 382. 35 p.
- Higdon, J.W. 2007. [Status of knowledge on killer whales \(*Orcinus orca*\) in the Canadian Arctic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2007/048. ii + 37 p.
- Higdon, J.W. 2017. Mapping critical whale habitat in the Nunavut Settlement Area. A report prepared for Brandon Laforest, Senior Specialist, Arctic Species & Ecosystems, WWF-Canada, Iqaluit, NU. 41 p.
- 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.
- Higdon J.W., Hauser, D.D.W., and Ferguson, S.H. 2012. Killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Arctic: distribution, prey items, group sizes, and seasonality. *Mar. Mamm. Sci.* 28: E93-E109.
- Higdon, J.W., Westdal, K.H., and Ferguson, S.H. 2013. Distribution and abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in Nunavut, Canada – An Inuit knowledge survey. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 94(6): 1293–1304.
- Hochheim, K., Barber, D.G., and Lukovich, J.V. 2010. Changing sea ice conditions in Hudson Bay, 1980-2005. *In A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay*. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto, and M.L. Mallory. Springer, New York, NY. pp. 39–52.
- Hochheim, K. P., and Barber, D.G. 2014. An update on ice climatology of the Hudson Bay system. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 46: 66–83.
- Holst, M., Stirling, I., and Hobson, K.A. 2001. Diet of ringed seals (*Phoca hispida*) on the east and west sides of the North Water Polynya, northern Baffin Bay. *Marine Mammal Science* 17(4): 888–908.
- Hoover, C., Bailey, M., Higdon, J., Ferguson, S.H., and Sumaila, R. 2013. Estimating the economic value of narwhal and beluga hunts in Hudson Bay, Nunavut. *Arctic*. 66(1): 1–16.
- Hop, H., Welch, H.E., and Crawford, R.E. 1997. Population structure and feeding ecology and feeding ecology of Arctic Cod schools in the Canadian High Arctic. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 19: 68–80.
- Hovelsrud, G.K., McKenna, M., and Huntington, H.P. 2008. Marine mammal harvests and other interactions with humans. *Ecol. Appl.* 18: S135–S147.
- Hudon, D. 1990. Distribution of shrimp and fish by-catch assemblages in Canadian Eastern arctic in relation to water circulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1710–1723.
- IBA Canada. 2004. [Important Bird Areas of Canada](#). Bird Studies Canada, BirdLife International, and Nature Canada. (accessed 21 September 2017).

-
- Ingram, R.G., and Larouche, P. 1987a. Variability of an underice river plume in Hudson Bay. *J. Geophys. Res.* 92(C9): 9541–9548.
- Ingram, R.G., and Larouche, P. 1987b. Changes in the underice characteristics of La Grande River plume due to discharge variations. *Atmos.-Ocean.* 25: 242–250.
- Ingram, R.G., and Prinsenberg, S. 1998. Coastal oceanography of Hudson Bay and surrounding eastern Canadian Arctic waters coastal segment. *In The Sea*. Edited by A. R. Robinson and K. H. Brink. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY. pp. 835–861.
- Irwin, B., Harris, L., Hodgson, M., Horne, E., and Platt, T. 1983. [Primary productivity and nutrient measurements in northern Foxe Basin, N.W.T., from 27 August to 7 September, 1981](#). *Can. Data Rept. Fish. Aquat. Sci. No.* 385. 46 p.
- IWC (International Whaling Commission). 2007. Report of the sub-committee on Bowhead, Right and Gray Whales. *J. Cetac. Res. Man.* 9 (Suppl.): 142–155.
- Iverson S. A., Gilchrist H. G. , Smith, P. A., Gaston, A. J., and Forbes, M. R. 2014. Longer ice-free seasons increase the risk of nest depredation by polar bears for colonial breeding birds in the Canadian Arctic. *Proc. R. Soc. B.* 281: 20133128.
- Jarvela, L.E., and Thorsteinson, L.K. 1999. The epipelagic fish community of Beaufort Sea coastal waters, Alaska. *Arctic.* 52(1): 80–94.
- Johnson, S.R., Burns, J.J., Malme, C.I., and Davis, R.A. 1989. Synthesis of information on the effects of noise and disturbance on major haul-out concentrations of Bering Sea pinnipeds. Bureau of Ocean Energy Management, OCS Study, MMS 88-0092. 267 p.
- Joly, S., Senneville, S., Caya, D., and Saucier, F. 2011. Sensitivity of Hudson Bay sea ice and ocean climate to atmospheric temperature forcing. *Clim. Dyn.* 36(9-10): 1835–1849.
- Jones, E.P., and Anderson, L.G. 1994. Northern Hudson Bay and Foxe Basin: Water masses, circulation and productivity. *Atmos-Ocean.* 32: 361–374.
- Jordan, J.E. 2013. Anthropogenic impacts on polar bear biology and the Arctic ecosystem. Thesis (M.Sc.) Texas A&M University, TX. 71 p.
- Josenhans, H.W., and Zevenhuizen, J. 1990. Dynamics of the Laurentide Ice Sheet in Hudson Bay, Canada. *Mar. Geol.* 92: 1–26.
- Kelley, T.C., Loseto, L.L., Stewart, R.E.A., Yurkowski, M., and 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*. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto and M.L. Mallory. Springer, New York, NY. pp. 53–69.
- Kenchington, E.H., Link, H., Roy, V., Archambault, P., Siferd, T., Treble, M., and Wareham, V. 2011. [Identification of mega and macrobenthic ecologically and biologically significant areas \(EBSAs\) in the Hudson Bay Complex, the western and eastern Canadian Arctic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/071. vi + 52 p.
- Killett, B., Wahr, J., Desai, S., Yuan, D., and Watkins, M. 2011. Arctic ocean tides from GRACE satellite accelerations. *J. Geophys. Res.* 116: C11005, doi:10.1029/2011JC007111. 2 p.
- Kingsley, M.C.S. 1987. The numbers of ringed seals (*Phoca hispida*) in Baffin Bay and associated waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 1: 181–196.
- Koski, W.R., Heide-Jørgensen, M.P., and Laidre, K.L. 2006. Winter abundance of bowhead, *Balaena mysticetus*, in the Hudson Strait, March 1981. *J. Cetacean Res. Manage.* 8(2): 139–144.
-

-
- Kostylev, V., Hannah, C., Soukhovtsev, V., and Dickson, C. 2015. [Canada wide benthic scope for growth: preliminary classification](#). Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 305: vi + 32 p.
- Kovacs, K.M. 2015. [Pagophilus groenlandicus](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41671A45231087. 18 p.
- Kovacs, K.M., Lydersen, C., and Gjertz, I. 1996. Birth-site characteristics and prenatal molting in bearded seals (*Erignathus barbatus*). J. Mammal. 77(4): 1085–1091.
- Kovacs, K.M., Moore, S., Overland, J.E., and Lydersen, C. 2011. Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. Mar. Biodiv. 41: 181–194.
- Kovacs, K.M., Aguilar, A., Auriolos, D., Burkanov, V., Campagna, C., Gales, N.J., Gelatt, T., Goldsworthy, S.D., Goodman, S.J., Hofmeyr, G.J.G., Härkönen, T., Lowry, L., Lydersen, L., Schipper, J., Sipilä, T., Southwell, C., Thompson, D., and Trillmich, F. 2012. Global threats to pinnipeds. Mar. Mamm. Sci. 28(2): 414–436.
- Kovacs, K.M., Lemons, P., MacCracken, J., and Lydersen, C. 2015. Walruses in a time of climate change. In Arctic Report Card 2015. Edited by M.O. Jeffries, J. Richter-Menge, and J.E. Overland. NOAA Press. pp. 66–74.
- Kowalchuk, K.A., and Kuhn, R.G. 2012. Mammal distribution in Nunavut: Inuit harvest data and COSEWIC's Species at Risk assessment process. Ecol. Soc. 17(3): 4.
- Labansen, A.L., Lydersen, C., Haug, T., and Kovacs, K.M. 2007. Spring diet of ringed seals (*Pusa hispida*) from north-western Spitsbergen, Norway. ICES J. Mar. Sci. 64: 1246–1256.
- LaFlamme, C., McFarlane, C.R.M., Corrigan, D., and Wodicka, N. 2014. Origin and tectonometamorphic history of the Repulse Bay block, Melville Peninsula, Nunavut: exotic terrane or deeper level of the Rae craton? Can. J. Earth Sci. 51: 1097–1122.
- Laidler, G.J., Ford, J.D., Gough, W.A., Ikummaq, T., Gagnon, A.S., Kowal, S., Qrunnut, K., and Irgaut, C. 2009. Travelling and hunting in a changing Arctic: assessing Inuit vulnerability to sea ice change in Igloodik, Nunavut. Clim. Change. 94: 363–397.
- Laidre, K.L., and Heide-Jørgensen, M.P. 2005. Arctic sea ice trends and narwhal vulnerability. Biol. Conserv. 121: 509–517.
- Laidre, K.L., Heide-Jørgensen, M.P., and Nielsen, T.G. 2007. Role of the bowhead whale as a predator in West Greenland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 331: 291–304.
- Lapoussière, A., Michel, C., Gosselin, M., and Poulin, M. 2009. Spatial variability in organic material sinking export in the Hudson Bay system, Canada, during fall. Cont. Shelf Res. 29: 1276–1288. doi:10.1016/j.csr.2009.02.004.
- Lapoussière, A., Michel, C., Gosselin, M., Poulin, M., Martin, J., and Tremblay, J-E. 2013. Primary production and sinking export during fall in the Hudson Bay system, Canada. Contin. Shelf Res. 52(1): 62–72.
- Latour, P.B., Leger, J., Hines, J.E., Mallory, M.L., Mulders, D.L., Gilchrist, H.G., Smith, P.A., and Dickson, D.L. 2008. [Key migratory bird terrestrial habitat sites in the Northwest Territories and Nunavut](#). Canadian Wildlife Service, Occasional Paper No.114: 120 p.
- Lavoie, D., Denman, K., and Michel, C. 2005. Modeling ice algal growth and decline in a seasonally ice-covered region of the Arctic (Resolute Passage, Canadian Archipelago). J. Geophys. Res. 110: C11009, doi:10.1029/2005JC002922. 17 p.

-
- Lavoie, D., Pinet, N., Dietrich, J., Zhang, S., Hu, K., Asselin, E., Chen, Z., Bertrand, R., Galloway, J., Decker, V., Budkewitsch, P., Armstrong, D., Nicolas, M., Reyes, J., Kohn, B.P., Duchesne, M.J., Brake, V., Keating, P., Craven, J., and Roberts, B. 2013. Geological framework, basin evolution, hydrocarbon system data and conceptual hydrocarbon plays for the Hudson Bay and Foxe basins, Canadian Arctic. Geol. Surv. Can. Open File 7363: 210 p. doi:10.4095/293119.
- Lavoie, D., Zhang, S., Desrochers, A., Castagner, A., Nicolas, M.P.B., Beauchemin, M., and Decker, V. 2015. Report of activities for the Hudson Platform: stratigraphy, source rock and RADARSAT research, Nunavut and Manitoba, GEM 2 Hudson-Ungava Project. Geol. Surv. Can. Open File 7943: 23 p. doi:10.4095/297247.
- Lavoie, D., Armstrong, D., Nicolas, M.P.B., Zhang, S., Pinet, N., Reyes, J., Beauchemin, M., Decker, V., Castagner, A., Desrochers, A., Galloway, J.M., and Duchesne, M.J. 2016. Report of activities for the GEM-2 Hudson Bay Basin project: stratigraphy, source rock, and RADARSAT research, Nunavut, Manitoba and Ontario, GEM 2 Hudson-Ungava Project. Geol. Surv. Can. Open File 8126: 33 p. doi:10.4095/299191.
- Lee, R.K.S. 1973. General ecology of the Canadian Arctic benthic marine algae. Arctic. 26(1): 32–43.
- Lee, R.K.S. 1980. A catalogue of the marine algae of the Canadian Arctic. National Museum of Natural Sciences, Publications in Botany No. 9, National Museums Canada, Ottawa. 82 p.
- Lee S.H., Schell, D.M., McDonald, T.L., and Richardson, W.J. 2005. Regional and seasonal feeding by bowhead whales *Balaena mysticetus* as indicated by stable isotope ratios. Mar. Ecol. Prog. Ser. 285: 271–287.
- Legendre L., Robineau, B., Gosselin, M., Michel, C., Ingram, R.G., Fortier, L., Therriault, J.C., Demers, S., and Monti, D. 1996. Impact of freshwater on a subarctic coastal ecosystem under seasonal sea ice (southeastern Hudson Bay, Canada) II. Production and export of microalgae. J. Mar. Syst. 7: 233–250.
- Legendre, L., and Simard, Y. 1979. Océanographie biologique estivale et phytoplancton dans le sudest de la baie d’Hudson. Mar. Biol. 52: 11–22.
- Light, B., Grenfell, T. C., and Perovich, D. K. 2008. Transmission and absorption of solar radiation by Arctic sea ice during the melt season. J. Geophysical Res. 113: C03023, doi:10.1029/2006JC003977
- Loewen, T.N., Hornby, C.A., and Hydesmith, E. 2020. Summary Data for species that occur, or potentially occur, in the Southampton Island Ecologically and Biologically Significant Area. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1308.
- Loseto, L.L., Stern, G.A., and Ferguson, S.H. 2008. Size and biomagnification: how habitat selection explains Beluga mercury levels. Environ. Sci. Technol. 42: 3982–3988.
- Loseto, L.L., Stern, G.A., Connelly, T.L., Diebel, D., Gemmill, B., Prokopowicz, A., Fortier, L., and Ferguson, S.H. 2009. Summer diet of beluga whales inferred by fatty acid analysis of the eastern Beaufort Sea food web. J. Exp. Mar. Biol. 374: 12–18.
- Loughrey, A.G. 1959. Preliminary investigation of the Atlantic walrus *Odobenus rosmarus rosmarus* (Linnaeus). Can. Wildl. Serv. Bull. (Ott.) (Series 1) 14: 123 p.
- Lovejoy, C. 2014. Changing views of arctic protists (marine microbial eukaryotes) in a changing arctic. Acta Protozool. 53: 91–100.
-

-
- Lowry, L. 2016a. [Phoca vitulina](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T17013A45229114. 15 p.
- Lowry, L. 2016b. [Pusa hispida](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41672A45231341. 17 p.
- Lowry, L.F., and Frost, K.J. 1981. Distribution, growth, and foods of Arctic cod (*Boreogadus saida*) in the Bering, Chukchi, and Beaufort Seas. *Can. Field-Nat.* 95: 186–191.
- Lowry, L.F., Burns, J.J., and Nelson, R.R. 1987. Polar bear, *Ursus maritimus*, predation on belugas, *Delphinapterus leucas*, in the Bering and Chukchi Seas. *Can. Field-Nat.* 101: 141–146.
- Lowry, L.F., Frost, K.J., and Burns, J.J. 1980. Variability in the diet of ringed seals, *Phoca hispida*, in Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 2254–2261.
- Lowry, L.F., Sheffield, G., and George, J.C. 2004. Bowhead whale feeding in the Alaskan Beaufort Sea based on the stomach content analyses. *J. Cetacean Res. Manag.* 6: 215–223.
- Lunn, N.J., and Stirling, I. 1985. The significance of supplemental food to polar bears during the ice-free period of Hudson Bay. *Can. J. Zool.* 63: 2291–2297.
- Lunn, N.J., Stirling, I., and Nowicki, S.N. 1997. Distribution and abundance of ringed (*Phoca hispida*) and bearded seals (*Erignathus barbatus*) in western Hudson Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 914–921.
- Lunn, N.J., Servanty, S., Regehr, E.V., Converse, S.J., Richardson, E., and Stirling, I. 2016. [Demography of an apex predator at the edge of its range: impacts of changing sea ice on polar bears in Hudson Bay](#). *Ecol. Appl.* 26(5): 1302–1320.
- Majewski, A., and Reist, J. 2015. The offshore marine fishes project. Presentation to the BREA Final Results Forum, 25 February, 2015, Inuvik. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. 24 p.
- Malenfant, R.M., Davis, C.S., Cullingham, C.I., and Coltmann, D.W. 2016. [Circumpolar genetic structure and recent gene flow of Polar Bears: a reanalysis](#). *PLoS ONE* 11(3): e0148967, doi:10.1371/journal.pone.0148967. 25 p.
- Mallory, M.L., and Fontaine, A.J. 2004. Key marine habitat sites for migratory birds in Nunavut and the Northwest Territories. Occasional Paper Number 109, Canadian Wildlife Service, Ottawa, ON. 95 p.
- Mallory, M.L., Woo, K., Gaston, A.J., Davies, W.E., and Mineau, P. 2004. Walrus (*Odobenus rosmarus*) predation on adult Thick-billed Murres (*Uria lomvia*) at Coats Island, Nunavut, Canada. *Polar Res.* 23(1): 111–114.
- Mallory, M. L., Gaston, A. J., Provencher, J. F., Wong, S. N. P., Anderson, C., Elliott, K. H., Gilchrist, H. G., Janssen, M., Lazarus, T., Patterson, A., Pirie-Dominix, L., and Spencer, N. C. 2018. Identifying key marine habitat sites for seabirds and sea ducks in the Canadian Arctic. *Enviro. Rev.* 27(2): 215–240.
- Mansfield, A.W. 1959. The walrus in the Canadian arctic. *Fish. Res. Board Can. Arctic Unit Circ.* 2: 1–13.
- Mansfield, A.W. 1963. Seals of arctic and eastern Canada. *Fish. Res. Bd. Can. Bull.* 137: 35 p.
- Mansfield, A.W. 1967a. Seals of Arctic and eastern Canada. *Fish. Res. Bd. Can. Bull.* 137: 30 p.

-
- Mansfield, A.W. 1967b. Distribution of the harbor seal, *Phoca vitulina* Linnaeus, in Canadian arctic waters. *J. Mamm.* 48: 249–257.
- Mansfield, A.W. 1968. Seals and walrus. *In Science, history and Hudson Bay*, Vol. 1. Edited by C.S. Beals and D.A. Shenstone. Department of Energy Mines and Resources, Ottawa, ON. pp. 378–396.
- Mansfield, A.W. and St. Aubin, D.J. 1991. Distribution and abundance of the Atlantic walrus, *Odobenus rosmarus rosmarus*, in the Southampton Island – Coats Island region of northern Hudson Bay. *Can. Field-Nat.* 105: 95–100.
- Markham, W.E. 1981. *Ice Atlas – Canadian Arctic Waterways*. Environment Canada, Ottawa, ON. 198 p.
- Markham, W.E. 1986. The ice cover. *In Canadian Inland Seas*. Edited by I.P. Martini. Elsevier, Amsterdam. pp. 101–116.
- Martin, A.R., Hall, P., and Richard, P.R. 2001. Dive behavior of belugas (*Delphinatperus leucas*) in shallow waters of Western Hudson Bay. *Arctic.* 54(3): 276–283.
- Martinez-Bakker, M.E., Sell, S.K., Swanson, B.J., Kelly, B.P., and Tallmon, D.A. 2013. Combined genetic and telemetry data reveal high rates of gene flow, migration, and long-distance dispersal potential in Arctic Ringed Seals (*Pusa hispida*). *PLoS ONE* 8(10): e77125, doi:10.1371/journal.pone.0077125. 17 p.
- Matrai, P. A., Olson, E., Suttles, S., Hill, V., Codispoti, L. A., Light, B., and Steele, M. 2013. Synthesis of primary production in the Arctic Ocean: 1. Surface waters, 1954–2007. *Pro. Ocean.* 110: 93–106.
- 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 Municipality of Sanikiluaq. Ottawa, ON. ISBN-10: 0919996752. xiii + 98 p.
- McGeehan, T., and Maslowski, W. 2012. Evaluation and control mechanisms of volume and freshwater export through the Canadian Arctic Archipelago in a high-resolution pan-Arctic ice-ocean model. *J. Geophys. Res.* 117: C00D14. 35 doi:10.1029/2011JC007261. 25 p.
- McKinney, M.A., Peacock, E., Letcher, R.J. 2009. Sea ice-associated diet change increases the levels of chlorinated and brominated contaminants in polar bears. *Environ. Sci. Technol.* 43: 4334–4339.
- McLaren, I. 1958. Some aspects of growth and reproduction of the bearded seal, *Erignathus barbatus* (Erxleben). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 5: 219–227.
- McLaren, P.L., and Davis, R.A. 1982. Winter distribution of arctic marine mammals in ice covered waters of eastern North America. A report prepared by LGL Ltd. for Petro-Canada Explorations Inc. 151 p.
- Mecklenburg, C.W., Møller, P.R., and Steinke, D. 2011. Biodiversity of arctic marine fishes: taxonomy and zoogeography. *Mar. Biodiv.* 41: 109–140.
- Michel, C., Hamilton, J., Hansen, E., Barber, D., Reigstad, M., Iacozza, J., Seuthe, L., and Niemi, A. 2015. Arctic Ocean outflow shelves in the changing Arctic: a review and perspectives. *Prog. Oceanogr.* 139: 66–88.
- Milton Freeman Research Ltd. 1976. *Inuit land use and occupancy project*. Vol. 1–3. Indian and Northern Affairs, Ottawa, ON.

-
- Moore, J.-S., Harris, L.N., and Tallman, R.F. 2014. A review of anadromous Arctic char (*Salvelinus alpinus*) migratory behaviour: implications for genetic population structure and fisheries management. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3051. vi + 27 p.
- Moore, J. S., Harris, L. N., Kessel, S. T., Bernatchez, L., Tallman, R. F., and Fisk, A. T. 2016. Preference for nearshore and estuarine habitats in anadromous Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian High Arctic (Victoria Island, Nunavut) revealed by acoustic telemetry. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 73(9): 1434–1445.
- MPO (Ministère de Pêches et Océans Canada), 1998a. [Narval de la baie d'Hudson](#). MPO Sci. Rapport sur l'état des stocks. E5-44. 5 p.
- MPO, 1998b. [Narval de la baie de Baffin](#). MPO Sci. Rapport sur l'état des stocks. E5-43. 5p.
- MPO, 1999. Marine environmental handbook: Arctic Northwest passage. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, ON. vii + 145 p. Cat. No. Fs 72-34/1999E.
- MPO, 2005. Consultation workbook on the addition of narwhal and two bowhead whale populations to the SARA list. Fisheries & Oceans Canada, Central and Arctic Region, Winnipeg, MB. 25 p.
- MPO, 2008. [Recommandations concernant la récolte totale autorisée au sein des populations de narvals et de bélugas du Nunavut](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/035. 7 p.
- MPO, 2009. [Élaboration d'un cadre et de principes pour la classification biogéographique des zones marines canadiennes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/056. 17 p.
- MPO, 2010. [Compte rendu de l'atelier sur le choix des zones d'importance écologique et biologique \(ZIEB\) dans le nord du bassin Foxe, au Nunavut](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu. 2010/037. vi + 24 p.
- MPO, 2011a. [Désignation de zones d'importance écologique et biologique \(ZIEB\) dans l'Arctique Canadien](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/055.
- MPO, 2011b. [Évaluation des méthodes d'estimation de l'abondance de baleines boréales ; les 28 et 29 septembre 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu. 2011/054. 29 p.
- MPO, 2011c. Conversations with Nunavut communities on areas of ecological importance. Fisheries and Oceans Canada, Freshwater Institute, Central and Arctic Region. Winnipeg, MB. 140 p.
- MPO, 2013. [Estimations de l'abondance et du total autorisé de prélèvements de morse de l'Atlantique \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) dans l'Arctique canadien](#). Secr. can. de consult. sci., Avis sci. 2013/034. 12 p.
- MPO, 2014. [État de la population de phoques du Groenland \(*Pagophilus groenlandicus*\) du Nord-Ouest de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/011. 15 p.
- MPO, 2015. [Mise à jour des avis sur les estimations de l'abondance et les prélèvements pour la population de baleines boréales de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/052. 11 p.
- MPO, 2016. [Estimations de l'abondance et totaux autorisés des prélèvements de morses de l'Atlantique \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) dans le bassin Foxe](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/007. 10 p.

-
- MPO, 2019. [Zones tampons d'atténuation pour le morse de l'atlantique \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) dans la région du Nunavut](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/055. 27 p.
- Muir, D.C.G., Segstro, M.D., Hobson, K.A., Ford, C.A., Stewart, R.E.A., and Olpinski, S. 1995. Can seal eating explain elevated levels of PCBs and organochlorine pesticides in walrus blubber from eastern Hudson Bay (Canada)? *Environ. Poll.* 90: 335–348.
- Mundy, C. J., Barber, D. G., and Michel, C. 2005. Variability of snow and ice thermal, physical and optical properties pertinent to sea ice algae biomass during spring. *J. Mar. Sys.* 58: 107–120.
- Nettleship, D.N. 1980. A guide to the major seabird colonies of eastern Canada: identity, distribution, and abundance. Unpubl. Rep., Canadian Wildlife Service, Ottawa. 133 p.
- Nielsen, N.H. Laidre, K., Larsen, R.S., and Heide-Jørgensen, M.P. 2015. Identification of potential foraging areas for bowhead whales in Baffin Bay and adjacent waters. *Arctic.* 68(2): 169–179.
- North/South Consultants Inc., Coastal and Ocean Resources Inc. and Archipelago Marine Research Ltd. 2010. Marine baseline synthesis physical, chemical, biological oceanography. Prepared for Baffinland Iron Mines Corporation. 213 p.
- North/South Consultants Inc., Coastal and Ocean Resources Inc. and Archipelago Marine Research Ltd. 2010. Marine baseline synthesis physical, chemical, biological oceanography. Prepared for Baffinland Iron Mines Corporation. 213 p.
- NWMB (Nunavut Wildlife Management Board). 2000. Final report of the Inuit bowhead knowledge study. Nunavut Wildlife Management Board, Iqaluit, NU. 101 p.
- NWMB. 2013. Integrated Fisheries Management Plan (IFMP) for Narwhal in the Nunavut Settlement Area (*Monodon monoceros*). Nunavut Wildlife Management Board, Iqaluit, NU. 48 p.
- Obbard, M.E., Thiemann, G.W., Peacock, E., and DeBruyn, T.D. 2010. Polar Bears: Proceedings of the 15th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Copenhagen, Denmark, 29 June-3 July 2009. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. vii + 235 p.
- Olesiuk, P.F., Bigg, M.A., Ellis, G.M., Crockford, S.J. and Wigen, R.J. 1990. [An assessment of the feeding habits of harbor seals \(*Phoca vitulina*\) in the Strait of Georgia, British Columbia, based on scat analysis](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1730: 135 p.
- Orr, J.R., and Rebizant, T. 1987. [A summary of information on the seasonal distribution and abundance of walrus \(*Odobenus rosmarus*\) in the area of northern Hudson Bay and western Hudson Strait, NWT, as collected from local hunters](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 624: iv + 16.
- Outridge, P.M., and Stewart, R.E.A. 1999. Stock discrimination of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Canadian Arctic using lead isotope and element signatures in teeth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 105–112.
- Outridge, P.M., Davis, W.J., Stewart, R.E.A., and Born, E.W. 2003. Investigation of the stock structure of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Canada and Greenland using dental Pb isotopes derived from local geochemical environments. *Arctic.* 56(1): 82–90.

-
- Ovaskainen, O., Tikhonov, G., Norberg, A., Blanchet, F. G., Duan, L., Dunson, D., Roslin, T., and Abrego, N. 2017. How to make more out of community data ? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecol. Letters* 20: 561–576.
- Paetkau, D., Amstrup, S.C., Born, E.W., Calvert, W., Derocher, A.E., Garner, G.W., Messier, F., Stirling, I., Taylor, M.K., Wiig, Ø., and Strobeck, C. 1999. Genetic structure of the world's polar bear populations. *Mol. Ecol.* 8(10): 1571–1584.
- Palo, J.U., Mäkinen, H.S., Helle, E., Stenman, O., and Väinölä, R. 2001. Microsatellite variation in ringed seals (*Phoca hispida*): genetic structure and history of the Baltic Sea population. *Heredity.* 86(5): 609–617.
- Parkinson, C.L., and Cavalieri, D.J. 2008. Arctic sea ice variability and trends, 1979–2006. *J. Geophys. Res.* 113:C07003, doi:10.1029/2007JC004558. 28 p.
- Paulbitski, P.A. 1974. Pinnipeds observed in rivers of northern California. *Calif. Fish Game.* 60: 48-49.
- Peacock, E., Orlando, A., Sahanatien, V., Stapleton, S., Derocher, A.E., and Garshelis, D.L. 2008. Foxe Basin Polar Bear Project, Interim Report, 2008. Department of Environment File Report, Government of Nunavut, Igloolik, Nunavut, Canada. 55 p.
- Peacock, E., Derocher, A.E., Obbard, M.E., and Lunn, N.F. 2010. Polar bear ecology and management in Hudson Bay in the face of climate change. *In* Climate change and top predators in Hudson Bay. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto, and M.L. Mallory. Springer, Dordrecht. pp. 93–116.
- Peacock, E., Derocher, A.E., Thiemann, G.W., and Stirling, I. 2011. Conservation and management of Canada's polar bears (*Ursus maritimus*) in a changing Arctic. *Can. J. Zool.* 89(5): 371–385.
- Peacock, E., Lakke, J., Laidre, K.L., Born, E.W., and Atkinson, S.N. 2012. The Utility of Harvest Recoveries of Marked Individuals to Assess Polar Bear (*Ursus maritimus*) Survival. *Arctic* 65(4): 391–400.
- Peacock, E., Sonsthagen, S.A., Obbard, M.E., Boltunov, A., Regehr, E.V., Ovsyanikov, N., Aars, J., Atkinson, S.N., Sage, G.K., Hope, A.G., Zeyl, E., Bachmann, L., Ehrich, D., Scribner, K.T., Amstrup, A.C., Belikov, S., Born, E.W., Derocher, A.E., Stirling, I., Taylor, M.K., Wiig, Ø., Paetkau, D., and Talbot, S.L. 2015. Implications of the circumpolar genetic structure of polar bears for their conservation in a rapidly warming Arctic. *PLoS ONE* 10(1): e112021, doi:10.1371/journal.pone.0112021. 30 p.
- Pedrós-Alió, C., Potvin, M., and Lovejoy, C. 2015. Diversity of planktonic microorganisms in the Arctic Ocean. *Prog. Ocean.* 139: 233-243.
- Perovich, D. K. 2007. Light reflection and transmission by a temperate snow cover. *J. Glaciol.* 53: 201-210.
- Petersen, S.D., Tenkula, D., and Ferguson, S.H. 2011. [Population genetic structure of Narwhal \(*Monodon monoceros*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/021. vi + 20 p.
- Piepenburg, D., Archambault, P., Ambrose, W.G., Jr., Blanchard, A.L., Bluhm, B.A., Carroll, M.L., Conlan, K.E., Cusson, M., Feder, H.M., Grebmeier, J.M., Jewett, S.C., Lévesque, M., Petryashev, V.V., Sejr, M.K., Sirenko, B.I., and Wlodarska-Kowalczyk, M. 2011. Towards a pan-Arctic inventory of the species diversity of the macro- and megabenthic fauna of the Arctic shelf seas. *Mar. Biodiv.* 41: 51-70.
-

-
- Pierce, G.J., Thompson, P.M., Miller, A., Diack, J.S.W., Miller, D., and Boyle, P.R. 1991. Seasonal-variation in the diet of common seals (*Phoca vitulina*) in the Moray Firth area of Scotland. *J. Zool.* 223: 641–652.
- Pierrejean, M., Archambault, P., Blanchet, G., Nozais, C., Maps, F. 2018, Epibenthic communities baselines in the Hudson Bay Complex. Annual Science Meeting, Ottawa, Canada, December 2018.
- Pitcher, K.W. 1980. Food of the harbor seal, *Phoca vitulina richardsi*, in the Gulf of Alaska. *Fish. Bull.* 78: 544–549.
- Pomerleau, C., Winkler, G., Sastri, A.R., Nelson, R.J., Vagle, S., Lesage, V., and Ferguson, S.H. 2011a. Spatial patterns in zooplankton communities across the eastern Canadian sub-Arctic and Arctic waters: Insights from stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotope ratios. *J. Plankton Res.* 33: 1779–1792.
- Pomerleau, C., Ferguson, S.H., and Walkusz, W. 2011b. Stomach contents of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) from four locations in the Canadian Arctic. *Polar Biol.* 34: 615–620.
- Pomerleau, C., Lesage, V., Ferguson, S.H., Winkler, G., Petersen, S.D., and Higdon, J.W. 2012. Prey assemblage isotopic variability as a tool for assessing diet and the spatial distribution of bowhead whale *Balaena mysticetus* foraging in the Canadian eastern Arctic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 469: 161–174.
- Pomerleau, C., Lesage, V., Winkler, G., Rosenberg, B., and Ferguson, S.H. 2014. Contemporary diet of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) from the eastern Canadian Arctic inferred from fatty acid biomarkers. *Arctic.* 67(1): 84–92.
- Ponton, D., and Fortier, L. 1992. Vertical distribution and foraging of marine fish larvae under the ice cover of southeastern Hudson Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 81(3): 215–227.
- Ponton, D., Gagne, J.S., 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.
- Poulin, M., Daugbjerg, N., Gradinger, R., Ilyash, L., Ratkova, T., and von Quillfeldt, C. 2011. The pan-Arctic biodiversity of marine pelagic and sea-ice unicellular eukaryotes: a first attempt assessment. *Mar. Biodiv.* 41: 13. <https://doi.org/10.1007/s12526-010-0058-8>.
- Postma, L.D., Dueck, L.P., Heide-Jørgensen, M.P., and Cosens, S.E. 2006. [Molecular genetic support of a single population of bowhead whales \(*Balaena mysticetus*\) in eastern Canadian Arctic and western Greenland waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/051. 23 p.
- Postma, L.D., Johnson, L., Tenkula, D., Petersen, S.D., LeBlanc, B., Higdon, J.W., Matthews, C., and Ferguson, S.H. 2014. [Genetic kinship analyses of bowhead whales \(*Balaena mysticetus*\) sampled in Foxe Basin and Cumberland Sound, Nunavut, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/018. iv + 16 p.
- Priest, H., and Usher, P.J. 2004. The Nunavut Wildlife Harvest Study. Iqaluit, NU: Nunavut Wildlife Management Board. 822 p.
- Prinsenber, S.J. 1986a. On the physical oceanography of Foxe Basin. *In* Canadian Inland Seas. Edited by I. Martini. Elsevier, Amsterdam. pp. 217–236.
- Prinsenber, S.J. 1986b. The circulation pattern and current structure of Hudson Bay. *In* Canadian Inland Seas. Edited by I. Martini. Elsevier, Amsterdam. pp. 187–204.
- Prinsenber, S.J. 1986c. Salinity and temperature distribution in Hudson Bay and James Bay. *In* Canadian Inland Seas. Edited by I. Martini. Elsevier, Amsterdam. pp. 163–186.
-

-
- Prinsenbergh, S.J. 1987. Seasonal current variations observed in western Hudson Bay. *J. Geophys. Res.* 92: 10756–10766.
- Prinsenbergh, S.J. 1988. Ice-cover and ice-ridge contributions to the freshwater contents of Hudson Bay and Foxe Basin. *Arctic.* 41(1): 6–11.
- Provencher, J.F., Gaston, A.J., O'Hara, P.D., and Gilchrist, H.G. 2012. Seabird diet indicates changing Arctic marine communities in eastern Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 454: 171-182.
- Reeves, R.R. 1995. Walrus of Nunavik. Prepared for Canada Department of Fisheries and Oceans under the Quebec Federal Fisheries Development Program (QFFDP), Quebec. x + 48 p.
- Reeves, R.R. 1998. [Distribution, abundance and biology of ringed seals \(*Phoca hispida*\): an overview](#). NAMMCO Sci. Publ. 1: 9–45.
- Reeves, R.R., and Mitchell, E. 1988. Distribution and seasonality of killer whales in the eastern Canadian Arctic. *Rit Fisk.* 11: 136-160.
- Reeves, R.R., and Mitchell, E. 1989a. Status of white whales, *Delphinapterus leucas*, in Ungava Bay and Eastern Hudson Bay. *Can. Field-Nat.* 103(2): 220-239.
- Reeves, R.R., and Mitchell, E. 1989b. History of exploitation, distribution and stock identity of white whales in western Hudson Bay and Foxe Basin. Okapi Wildlife Associates, Hudson, Quebec for Department of Fisheries and Oceans, Ste. Anne-de-Bellevue, QC. v + 85 p.
- Reeves, R.R., and Mitchell, E. 1990. Bowhead whales in Hudson Bay, Hudson Strait and Foxe Basin: A review. *Nat. Can.* 117: 25–43.
- Reeves, R., Mitchell, E., Mansfield, A., and McLaughlin, M. 1983. Distribution and migration of the Bowhead Whale, *Balaenia mysticetus*, in the eastern North American Arctic. *Arctic.* 36(1): 5-64.
- Reijnders, P., Brasseur, S., van der Toorn, J., van der Wolf, P., Boyd, I., Harwood, J., Lavigne, D., and Lowry, L. 1993. Seals, fur seals, sea lions, and walrus. Status survey and conservation action plan. IUCN/Seal Specialist Group. 88 p.
- Remnant, R.A., and Thomas, M.L. 1992. Inuit traditional knowledge of the distribution and biology of high Arctic narwhal and beluga. A report prepared by North/South Consultants Inc. to the International Joint Commission for the Conservation and Management of Beluga and Narwhal. 96 p.
- Rice, D.W. 1998. Marine mammals of the world: systematics and distribution. Society for Marine Mammalogy, Lawrence, Kansas. 231 p.
- Richard, P.R. 1990. Status of the belugas, *Delphinapterus leucas*, in western and southern Hudson Bay. *Can. Field-Nat.* 105: 206–214.
- Richard, P.R. 1991. Abundance and distribution of narwhals (*Monodon monoceros*) in northern Hudson Bay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 276–283.
- Richard, P.R. 1993. Status of the belugas, *Delphinapterus leucas*, in western and southern Hudson Bay. *Can. Field-Nat.* 107: 524–532.
- Richard, P.R. 2005. [An estimate of the Western Hudson Bay beluga population size in 2004](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/017. ii + 29 p.
- Richard, P.R. 2010a. [Stock definition of belugas and narwhals in Nunavut](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/022. iv + 14 p.
-

-
- Richard, P.R. 2010b. [Survey Index of the Northern Hudson Bay Narwhals, August 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/021. iv + 17 p.
- Richard, P.R., Orr, J.B. and Baber, D.G. 1990. Distribution and abundance of belugas: *Delphinapterus leucas*, in eastern Canadian Subarctic waters: a review and update. *In* Advances in research on the beluga whale, *Delphinapterus leucas*. Edited by T.G. Smith, D.J. St. Aubin, and J.R. Geraci. Can. Bull. Fish. Res. and Aquat. Sci. 216, Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, ON. pp. 23–28.
- Richard, P.R., Laake, J.L., Hobbs, R.C., Heide-Jørgensen N.C., Asselin, N.C., and Cleator H. 2010. Baffin Bay Narwhal Population Distribution and Numbers: Aerial Surveys in the Canadian High Arctic, 2002-04. *Arctic*. 63(1): 85–99.
- Riedman, M. 1990. The pinnipeds: seals, sea lions, and walruses. University of California Press, California. 439 p.
- Riewe, R. 1992. Nunavut atlas. Canadian Circumpolar Institute and Tungavik Federation of Nunavut, Edmonton, AB. 92 p.
- Roff, J., and Legendre, L. 1986. Physico-chemical and biological oceanography of Hudson Bay. *In* Canadian Inland Seas. Edited by I. Martini. Elsevier, Amsterdam. pp. 265–292.
- Sadler, H.E. 1982. Water flow into Foxe Basin through Fury and Hecla Strait. *Naturaliste Can.* 109: 701–707.
- Sahanatien, V., Peacock, E., and Derocher, A.E. 2015. Population substructure and space use of Foxe Basin polar bears. *Ecol. Evol.* 5(14): 2851–2864.
- Sanborn-Barrie, M., Chakungal, J., James, D.T., Rayner, N., and Whalen, J.B. 2014. [Precambrian bedrock geology, Southampton Island, Nunavut](#). Geol. Surv. Can. Canadian Geoscience Map 132, scale 1:250 000. doi:10.4095/293328.
- Saucier, F.J., Senneville, S., Prinsenber, 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.
- Schliebe, S., Evans, T., Johnson, K., Roy, M., Miller, S., Hamilton, C., Meehan, R., and Jahrsdoerfer, S. 2006. Range-wide status review of the polar bear (*Ursus maritimus*). U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska. 262 p.
- Scott, J.B.T., and Marshall, G.J. 2010. A step-change in the date of sea-ice breakup in western Hudson Bay. *Arctic*. 63(2): 155–164.
- Sergeant, D.E. 1965. Migrations of harp seals *Pagophilus groenlandicus* (Erxleben) in the Northwest Atlantic. *J. Fish Res. Board Can.* 22: 433–464.
- Sergeant, D.E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in western Hudson Bay. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 1065–1090.
- Sergeant, D.E. 1976. History and present status of populations of harp and hooded seals. *Biol. Conserv.* 10: 95–118.
- 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. Bd. Can.* 32: 1047–1054.
- Shafer, A.B.A., Davis, C.S., Coltman, D.W., and Stewart, R.E.A. 2014. Microsatellite assessment of Walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) stocks in Canada. *NAMMCO Sci. Publ.* 9: 15–32.
-

-
- Sibert, V., Zakardjian, B., Saucier, F., Gosselin, M., Starr, M., and Senneville, S. 2010. Spatial and temporal variability of ice algal production in a 3D ice-ocean model of the Hudson Bay, Hudson Strait and Foxe Basin system. *Polar Res.* 29: 353–378.
- Skinner, W.R., Jeffries, R.L., Carleton, T.J., Rockwell, R.F., and Abraham, K.F. 1998. Prediction of reproductive success and failure in lesser snow geese based on early season climatic variables. *Glob. Change Biol.* 4: 3–16.
- Smith, A.E., and Hill, M.R.J. 1996. Polar bear, *Ursus maritimus*, depredation of Canada Goose, *Branta canadensis*, nests. *Can. Field-Nat.* 110: 339–340.
- Smith, A.J., Richard, P., Orr, J., and Ferguson, S. 2007. Study of the use of the Nelson Estuary and adjacent waters by beluga whales equipped with satellite-linked radio transmitters: 2002–2005. A report prepared for Manitoba Hydro. 45 p.
- Smith, J.C., Platt, T., Li, W.K.W., Horne, E.P.W., Harrison, W.G., Subba Rao, D.V., and Irwin, B.D. 1985. Arctic marine photoautotrophic picoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 20: 207–220.
- Smith R.J., Hobson, K.A., Koopman, H.N., and Lavigne, D.M. 1996. Distinguishing between populations of fresh-and salt-water harbour seals (*Phoca vitulina*) using stable-isotope ratios and fatty acid profiles. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 272–279.
- Smith, T.G. 1975. Ringed seals in James Bay and Hudson Bay: population estimates and catch statistics. *Arctic.* 28(3): 170–182.
- Smith, T.G. 1980. Polar bear predation of ringed and bearded seals in the land-fast sea ice habitat. *Can. J. Zool.* 58: 2201–2209.
- Smith, T.G. 1981. [Notes on the bearded seal, *Erignathus barbatus*, in the Canadian Arctic.](#) *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1042: 58 p.
- Smith, T.G. 1987. [The ringed seal, *Phoca hispida*, of the Canadian western Arctic.](#) *Can. Bull. Fish. Res. and Aquat. Sci.* 216: x + 81 p.
- Smith, T.G., and Stirling, I. 1975. The breeding habitat of the ringed seal (*Phoca hispida*). The birth lair and associated structures. *Can. J. of Zool.* 53: 1297–1305.
- Smith, W.O., and Barber, D.G. 2007. Polynyas and climate change. A view to the future. *In* Polynyas: Windows to the world. Edited by W.O. Smith and D.G. Barber. Elsevier Oceanography Series 74. pp. 411–419.
- Snelgrove P.V.R., Archambault, P., Juniper, S.K., Lawton, P., Metaxas, A., Pepin, P., Rice, J.C., and Tunnicliffe, V. 2012. The Canadian Healthy Oceans Network (CHONe): An academic-government partnership to develop scientific guidelines in support of conservation and sustainable usage of Canada’s marine biodiversity. *Fisheries.* 37: 296–304.
- Spares, A.D., Stokesbury, M.J.W., O’Dor, R.K., Dick, T.A. 2012. Temperature, salinity and prey availability shape the marine migration of arctic char, *Salvelinus alpinus*, in a macrotidal estuary. *Mar. Biol.* 159(8): 1633–1646.
- Stapleton, S., Peacock, E., Atkinson, S., and Garshelis, D. 2012. Aerial survey population monitoring of polar bears in Foxe Basin. Final project report to the Government of Nunavut. Igloolik, NT, Canada. 19 p.
- Stapleton, S., Peacock, E., and Garshelis, D. 2016. Aerial surveys suggest long-term stability in the seasonally ice-free Foxe Basin (Nunavut) polar bear population. *Mar. Mamm. Sci.* 32: 181–201.
-

-
- Stephenson, S.A., and Hartwig, L. 2010. [The Arctic Marine Workshop: Freshwater Institute Winnipeg, Manitoba, February 16-17, 2010](#). Can. Manuscript Rep. Fish. Aquat. Sci. 2934: vi + 67p.
- Stewart, D.B., and Barber, D.G. 2010. The ocean-sea ice-atmosphere system of the Hudson Bay Complex. *In A Little Less Arctic: Top Predators in the World's Largest Northern Inland Sea, Hudson Bay*. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto, and M.L. Mallory. Springer, New York, NY. pp. 1–38.
- Stewart, D.B., and Bernier, L.M.J. 1984. An aquatic resource survey of Melville Peninsula, Southampton Island, and the northeastern District of Keewatin, Northwest Territories. Lands Directorate of Environment Canada and Northern Environment Branch of Indian and Northern Affairs, Land Use Information Series, Background Report No. 4. 144 p.
- Stewart, D.B., and Howland, K.L. 2009. [An ecological and oceanographical assessment of the alternate ballast water exchange zone in the Hudson Strait Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/008. vi + 92 p.
- Stewart, D.B., and Lockhart, W.L. 2005. [An overview of the Hudson Bay marine ecosystem](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2586. vi + 487 p.
- Stewart, R.E.A., Hamilton, J.W., and Dunn, J.B. 2013. [Results of Foxe Basin walrus \(*Odobenus rosmarus rosmarus*\) surveys: 2010-2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/017. iv + 12 p. (Erratum: February 2014).
- Stewart, D.B., Higdon, J.W., Randall, R.R., and Stewart, R.E.A. 2014. A catch history for Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the eastern Canadian Arctic. NAMMCO Sci. Publ. 9: 219–314.
- Stewart, R.E.A. 2008. Redefining walrus stocks in Canada. *Arctic*. 61(3): 292-308.
- Stirling, I. 1980. The biological importance of polynyas in the Canadian Arctic. *Arctic*. 33(2): 303–315.
- Stirling, I. 2005. Reproductive rates of ringed seals and survival of pups in Northwestern Hudson Bay, Canada, 1991-2000. *Polar Biol*. 28: 381–387.
- Stirling, I., and Archibald, W.R. 1977. Aspects of predation of seals by polar bears. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1126–1129.
- Stirling, I., and Calvert, W. 1979. Ringed Seal. *In Mammals in the Seas, Vol. II pinniped species summaries and report on sirenians*. Edited by Food and Agriculture Organization of the United Nations, Working Party on Marine Mammals. Rome, Italy. pp. 66–69.
- Stirling, I., and Øritsland, N.A. 1995. Relationships between estimates of ringed seal (*Phoca hispida*) and polar bear (*Ursus maritimus*) populations in the Canadian Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(12): 2594–2612.
- Stirling, I., and Parkinson, C.L. 2006. Possible effects of climate warming on selected populations of polar bears (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. *Arctic*. 59(3): 261–275.
- Stirling, I., Cleator, H., and Smith, T.G. 1981. Marine mammals. *In Polynyas in the Canadian Arctic*. Edited by I. Stirling and H. Cleator. Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. No. 45, Ottawa, ON. pp. 45–58.
- Stirling, I., Kingsley, M., and Calvert, W. 1982. The distribution and abundance of seals in the Eastern Beaufort Sea, 1974–79. Canadian Wildlife Service, Environment Canada. Occ. Pap. No. 47. Ottawa, ON. 25 p.
-

-
- Stirling, I., Calvert, W., and Andriashek, D. 1984. Polar bear (*Ursus maritimus*) ecology and environmental considerations in the Canadian High Arctic. *In* Northern ecology and resource management. Edited by R. Olson, F. Geddes, and R. Hastings. Edmonton: The University of Alberta Press. p. 201–222.
- St. Aubin, D. J., Smith, T. G., and Geraci, J. R. 1990. Seasonal epidermal molt in beluga whales, *Delphinapterus leucas*. *Can. J. Zool.* 68(2): 359–367.
- St-Laurent, P., Saucier, F.J., and Dumais, J.F. 2008. On the modification of tides in a seasonally ice-covered sea. *J. Geophys. Res.* 113: C11014, doi:10.2929/2007/JC004614. 11 p.
- St-Onge, M.R., Harrison, J.C., Paul, D., Tella, S., Brent, T.A., Jauer, C.D., and Maclean, B.C. 2015. [Tectonic map of Arctic Canada](#); Geological Survey of Canada, Canadian Geoscience Map 187 (preliminary), scale 1:4 000 000. doi:10.4095/295945.
- Straneo, F., and Saucier, F.J. 2008. The Arctic-subarctic exchange through Hudson Strait. *In* Arctic-Subarctic ocean fluxes: defining the role of the Northern Seas in Climate. Edited by R.R. Dickson, J. Meincke and P. Rhines. Springer, Dordrecht. pp. 249–261.
- Subba Rao, D.V., and Platt, T. 1984. Primary production of Arctic waters. *Polar Biol.* 3: 191–201.
- Tan, F.C., and Strain, P.M. 1996. Sea ice oxygen isotopes in Foxe Basin, Hudson Bay and Hudson Strait, Canada. *J. Geophys. Res.* 101(C9): 20869–20876.
- Taylor, M.K., and Lee, J. 1995. Distribution and abundance of Canadian polar bear populations: a management perspective. *Arctic.* 48(2): 147–154.
- Taylor, M.K., Akeagok, S., Andriashek, D., Barbour, W., Born, E.W., Calvert, W., Cluff, H.D., Ferguson, S., Laake, J., Rosing-Asvid, A., Stirling, I., and Messier, F. 2001. Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements. *Can. J. Zool.* 79: 690–709.
- Taylor, M.K., Laake, J.L., McLoughlin, P.D., Born, E.W., Cluff, H.D., Ferguson, S.H., Rosing-Asvid, A., Schweinsburg, R., and Messier, F. 2005. Demography and viability of a hunted population of polar bears. *Arctic.* 58(2): 203–215.
- Taylor, M.K., Lee, J., and McLoughlin, P.D. 2006. Estimating population size of polar bears in Foxe Basin, Nunavut, using tetracycline biomarkers. Government of Nunavut, Department of Environment, Iqaluit, NT. Final Wildlife Report: 1: 29 p.
- Teilmann, J., Born, E.W., and Aquarone, M. 1999. Behaviour of ringed seals tagged with satellite transmitters in the North Water polynya during fast-ice formation. *Can. J. Zool.* 77: 1934–1946.
- Thiemann, G.W., Derocher, A.E., and Stirling, I. 2008a. Polar bear *Ursus maritimus* conservation in Canada: an ecological basis for identifying designatable units. *Oryx.* 42: 504–515.
- Thiemann, G.W., Iverson, S.J., and Stirling, I. 2008b. Polar bear diets and Arctic marine food webs: insights from fatty acid analysis. *Ecol. Monogr.* 2008. 78(4): 591–613.
- Thomas, T.A. 1999. Behaviour and habitat selection of Bowhead Whales (*Balaena mysticetus*) in northern Foxe Basin, Nunavut. Thesis (M.Sc.) University of Manitoba, Man. 107 p.
- Thompson, P.M., Tollit, D.J., Greenstreet, S.P.R., MacKay, A., and Corpe, H.M. 1996. Between-year variations in the diet and behaviour of harbour seals, *Phoca vitulina* in the Moray Firth; causes and consequences. *In* Aquatic predators and their prey. Edited by S.P.R. Greenstreet and M.L. Tasker. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England. pp. 44–52.

-
- Tivy, A., Howell, S.E.L., Alt, B., McCourt, S., and Chagnon, R. 2011. Trends and variability in summer sea ice cover in the Canadian Arctic based on the Canadian Ice Service Digital Archive, 1960-2008 and 1968-2008. *J. Geophys. Res.* 116: C03007, doi:10.1029/2009JC005855. 25 p.
- Tollit, D.J., Greenstreet, S.P.R. and Thompson, P.M. 1997. Prey selection by harbour seals, *Phoca vitulina*, in relation to variations in prey abundance. *Can. J. Zool.* 75: 1508–1518.
- Tollit, D.J., Black, A.D., Thompson, P.M., Mackay, A., Corpe, H.M., Wilson, B., Van Parijs, S.M., Grellier, K., and Parlane, S. 1998. Variations in harbour seal *Phoca vitulina* diet and dive-depths in relation to foraging habitat. *J. Zool.* 244(2): 209–222.
- Tremblay, J.-É., Robert, D., Varela, D.E., Lovejoy, C., Darnis, G., Nelson, R.J., and Sastri, A.R. 2012. Current state and trends in Canadian Arctic marine ecosystems: I. Primary production. *Clim. Change.* 115(1):161–178. doi:10.1007/s10584-012-0496-3
- 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.
- Tynan, C.T., and DeMaster, D.P. 1997. Observations and predictions of Arctic climate change: potential effects on marine mammals. *Arctic.* 50(4): 308–322.
- Verreault, J., Muir, D.C.G., Norstrom, R.J., Stirling, I., Fisk, A.T., Gabrielsen, G.W., Derocher, A.E., Evans, T.J., Dietz, R., Sonne, C., Sandala, G.M., Gebbink, W., Riget, F.F., Born, E.W., Taylor, M.K., Nagy, J., and Letcher, R.J. 2005. Chlorinated hydrocarbon contaminants and metabolites in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada, East Greenland, and Svalbard: 1996–2002. *Sci. Tot. Env.* 351–352(1): 369–390.
- Viengkone, M., Derocher, A.E., Richardson, E.S., Malenfant, R.M., Miller, J.M., Obbard, M.E., Dyck, M.G., Lunn, N.J., Sahanatien, V., and Davis, C.S. 2016. Assessing polar bear (*Ursus maritimus*) population structure in the Hudson Bay region using SNPs. *Ecol. Evol.* 6(23): 8474–8484
- Viengkone, M., A. E. Derocher, E. S. Richardson, M. E. Obbard, M. G. Dyck, N. J. Lunn, V. Sahanatien, B. G. Robinson, and C. S. Davis. 2018. Assessing spatial discreteness of Hudson Bay polar bear populations using telemetry and genetics. *Ecosphere.* 9(7):e02364. 10.1002/ecs2.2364.
- Wang, J., Mysak, L.A., and Ingram, R.G. 1994a. A three-dimensional numerical simulation of Hudson Bay summer ocean circulation: Topographic gyres, separations, and coastal jets. *J. Phys. Oceanogr.* 24: 2496–2514.
- Wang, J., Mysak, L.A., and Ingram, R.G. 1994b. Inter-annual variability of sea ice cover in the Hudson-Bay-Baffin Bay-Labrador Sea region. *Atmos-Ocean.* 32: 421–447.
- Wang, J., Mysak, L.A., and Ingram, R.G. 1994c. A numerical simulation of sea-ice cover in Hudson Bay. *J. Phys. Ocean.* 24: 2515–2533.
- Watt, C.A., Heide-Jørgensen, M.P., and Ferguson, S.H. 2013. [How adaptable are narwhal: a comparison of foraging patterns among the world's three narwhal populations.](#) *Ecosphere* 4(6):71.
- Watt, C.A., Orr, J.R., Heide-Jørgensen, M.P., Nielsen, N.H., and Ferguson, S.H. 2015. Differences in dive behaviour among the world's three narwhal *Monodon monoceros* populations correspond with dietary differences. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 525: 273–285.

-
- Watt, C.A., Orr, J.R., and Ferguson, S.H. 2017. Spatial distribution of narwhal (*Monodon monoceros*) diving for Canadian populations helps identify important seasonal foraging areas. *Can. J. Zool.* 95: 41–50.
- Webb, D.J. 2014. On the tides and resonances of Hudson Bay and Hudson Strait. *Ocean Sci.* 10: 411–426.
- Welch, H.E., Crawford, R.E., and Hop, H. 1993. Occurrence of Arctic Cod (*Boreogadus saida*) schools and their vulnerability to predation in the Canadian High Arctic. *Arctic.* 46(4): 331–339.
- Westdal, K.H., Richard, P.R., and Orr, J.R. 2010. Migration route and seasonal home range of the northern Hudson Bay narwhal (*Monodon monoceros*). In *A little less Arctic: Top predators in the world's largest northern inland sea*. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto and M.L. Mallory. Springer, NY. pp. 71–91.
- Westdal, K.H., Higdon, J.W., and Ferguson, S.H. 2013. Attitudes of Nunavut Inuit toward Killer Whales (*Orcinus orca*). *Arctic.* 66(3): 279–290.
- Wheeler, E.P. 1953. Notes on pinnipedia. *J. Mamm.* 34: 253–255.
- Wiig, Ø., Amstrup, S., Atwood, T., Laidre, K., Lunn, N., Obbard, M., Regehr, E., and Thiemann, G. 2015. [Ursus maritimus](#). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22823A14871490. 33 p.
- Wilce, R.T. 1994. The Arctic subtidal as a habitat for macrophytes. In *Seaweed Ecology and Physiology*. Edited by C.S. Lobban and P.J. Harrison. Cambridge University Press, NY. pp. 90–92.
- Wisz, M.S., Broennimann, O., Grønkjær, P., Møller, P.R., Olsen, S.M., Swingedouw, D., Hedeholm, R.B., Nielsen, E.E., Guisan, A., and Pellissier, L. 2015. Arctic warming will promote Atlantic-Pacific fish interchange. *Nature Clim. Change.* 5: 261–265.
- Witting, L. 2014. On population dynamics of eastern Canada-West Greenland bowhead whales. International Whaling Commission. Report SC/63/AWMP3: 28 p.
- York, J., Dowsley, M., Cornwell, A., Kuc, M., and Taylor, M. 2016. Demographic and Traditional Knowledge perspectives on the current status of Canadian polar bear subpopulations. *Ecol. Evol.* 6(9): 2897–2924.
- Young, B.G., L.L. Loseto, and S.H. Ferguson. 2010. Diet differences among age classes of Arctic seals: Evidence from stable isotope and mercury biomarkers. *Polar Biology.* 33: 153–162.
- Young, B.G., Ferguson, S. H., and Lunn, N. J. 2015. Variation in Ringed seal density and abundance in Western Hudson Bay estimated from aerial surveys, 1995 to 2013. *Arctic.* 3: 301–309.
- Yurkowski, D. J., Semeniuk, C. A. D., Harwood, L. A., Rosing-Asvid, A., Dietz, R., Brown, T. M., Clackett, S., Grgicak-Mannion, A., Fisk, A. T., and Ferguson, S. H. 2016. Influence of sea ice phenology on the movement ecology of ringed seals across their latitudinal range. *Mar. Ecol. Pro. Ser.* 562: 237–250.
- Yurkowski, D. J., Hussey, N. E., Fish, A. T., Imrie, K., L., Tallman, R. F., and Ferguson, S. H. 2017. [Temporal shifts in intraguild predation pressure between beluga whales and Greenland halibut in a changing arctic](#). *Biol. Lett.* 13(11): 20170433.
-

-
- Yurkowski, D.J., Auger-Méthé, M., Mallory, M.L., Wong, S.N.P., Gilchrist, H.G., Derocher, A.E., Richardson, E., Lunn, N.J., Hussey, N.E., Marcoux, M., Togunov, R., Fisk, A.T., Harwood, L.A., Dietz, R., Rosing-Asvid, A., Born, E.W., Mosbech, A., Fort, J., Grémillet, D., Loseto, L., Richard, P.R., Iacozza, J., Jean-Gagnon, F., Brown, T.M., Westdal, K.H., Orr, J., LeBlanc, B., Hedges, K.J., Treble, M.A., Kessel, S.T., Blanchfield, P.J., Davis, S., Maffei, M., Spencer, N., McFarlane-Tranquilla, C.L., Montevecchi, W.A., Bartzen, B., Dickson, D.L., Anderson, C., and Ferguson, S.H. 2019a. Abundance and species diversity hotspots of tracked marine predators across the North American Arctic. *Div. Dist.* 25: 328–345.
- Zhang, S. 2008. New insights into Ordovician oil shales in Hudson Bay Basin: their number, stratigraphic position, and petroleum potential. *Bull. Can. Pet. Geol.* 56(4): 300–324.
- Zhang, S. 2011. Late Ordovician conodont biostratigraphy and redefinition of the age of oil shale intervals on Southampton Island. *Can. J. Earth Sci.* 48(3): 619–643.
- Zhang, S., and Lavoie, D. 2013. Studies of paleozoic stratigraphy and petroleum potential in the Hudson Bay and Foxe basins, Nunavut. *In Summary of Activities 2012, Canada-Nunavut Geoscience Office.* pp. 121–130.
- Zhang, S., Prosh, E.C., and Mate, D.J. 2014: Resource potential for industrial limestone on Southampton Island, Nunavut: summary of fieldwork and geochemical data. *In Summary of Activities 2013, Canada-Nunavut Geoscience Office.* pp. 201–212.
- Zhang, X., Brown, R., Vincent, L., Skinner, W., Feng, Y., and Mekis, E. 2011. Canadian climate trends, 1950–2007. Ecosystem status and trends 2010, Technical Thematic Report No. 5. Canadian Councils of Resource Ministers. Ottawa, ON. 21 p.