



Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada

A. Gunn¹, D. Russell² et J. Eamer³

**Biodiversité canadienne : état et tendances des
écosystèmes en 2010**

Rapport technique thématique n° 10

**Publié par les Conseils canadiens des ministres des
ressources**

¹ 368 Roland Road, Salt Spring Island, C.-B. V8K 1V1

² Shadow Lake Environmental Consulting, C.P. 10038, Whitehorse, Yn Y1A 7A1

³ Environnement Canada, Vancouver, C.-B.

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada.

Publ. aussi en anglais sous le titre :

Northern caribou population trends in Canada.

Monographie électronique en version PDF.

ISBN 978-1-100-98525-1

N° de cat. : En14-43/10-2011F-PDF

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Ce rapport devrait être cité comme suit :

Gunn, A., Russell, D. et Eamer, J. 2011. Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 10. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, (Ont.). v + 78 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2011

Also available in English

PRÉFACE

Les Conseils canadiens des ministres des ressources ont élaboré un Cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité¹ en 2006 pour mettre l'accent sur les mesures de conservation et de restauration conformément à la *Stratégie canadienne de la biodiversité*². Le rapport *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*³ a été le premier rapport rédigé suivant ce cadre. Il permet d'évaluer les progrès réalisés en vue d'atteindre l'objectif du cadre, à savoir des « écosystèmes sains et diversifiés » et obtenir les deux résultats souhaités en matière de conservation : i) des écosystèmes productifs, résilients et diversifiés capables de se rétablir et de s'adapter et ii) la restauration des écosystèmes endommagés.

Les 22 constatations clés récurrentes présentées dans *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010* sont issues de la synthèse et de l'analyse des rapports techniques préparés dans le cadre du présent projet. Plus de 500 experts ont participé à la rédaction et à l'examen de ces documents de base. Le présent document, *Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada*, s'inscrit au nombre de plusieurs rapports préparés sur la situation et les tendances de thèmes nationaux intersectoriels. Il a été préparé et révisé par des experts du domaine d'étude et reflète les points de vue des auteurs.

Remerciements

Le présent rapport est édifié sur les données de recherche et de surveillance recueillies et assemblées par les collaborateurs du réseau CARMA (CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network) (CARMA, 2010b). Nous remercions ces participants d'avoir accepté d'offrir leurs données et leur temps. CARMA est un réseau de chercheurs, de gestionnaires et de membres des collectivités qui partagent des données sur la situation des populations de *Rangifer* (rennes et caribous) dans le monde et sur la façon dont ces dernières sont affectées par des facteurs de stress comme les changements climatiques et le développement industriel.

Nous remercions également toutes les personnes, membres de conseils, d'offices et d'autres organismes responsables de la gestion des hardes de caribou des zones septentrionales, qui ont bien voulu fournir une rétroaction sur le rapport. Ce rapport a été soumis à deux examens; les commentaires et l'information supplémentaire provenant des 17 évaluateurs se sont révélés

¹ Environnement Canada. 2006. Un cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité pour le Canada. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. 8 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=F14D37B9-1>

² Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la biodiversité. 1995. *Stratégie canadienne de la biodiversité : réponse du Canada à la Convention sur la diversité écologique*. Environnement Canada, Bureau de la Convention sur la biodiversité. Ottawa, ON. 80 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=560ED58E-1>

³ Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. vi + 148 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1>

d'une très grande valeur. Toute erreur ou omission restante relève de la responsabilité des auteurs. Le présent rapport a été produit avec le soutien du secrétariat responsable du rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes et d'Environnement Canada. Les graphiques et la mise en page ont été réalisés par les auteurs ainsi que par Kelly Badger et Jodi Frisk (Environnement Canada).

Table des matières

PRÉFACE	I
Remerciements	i
Système de classification écologique – écozones ⁺	iii
LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES TABLEAUX	V
INTRODUCTION	1
Objectif du rapport	3
Sources d’information	4
LA SITUATION	4
LA SITUATION	9
L’IMPORTANCE DU CARIBOU	12
MENACES	14
Prédateurs, parasites et maladies	14
Chasse	16
Aménagement du territoire	19
Polluants	22
Incendies de forêt	24
Changements climatiques	26
TENDANCES EN MATIÈRE DE PROTECTION DE L’HABITAT DU CARIBOU	30
ÉVALUATIONS PAR HARDE	32
Harde d’Ahiak	32
Hardes de l’île de Baffin	34
Harde de Bathurst	34
Harde de Beverly	36
Harde Bluenose-est	38
Harde Bluenose-ouest	39
Harde du cap Bathurst	40
Harde Dolphin-et-Union	42
Harde de la rivière George	43
Harde de la rivière aux Feuilles	44
Hardes de Lorillard et de la baie Wager	46
Caribou de Peary	46
Hardes des îles Pen et du cap Churchill	51
Harde de la Porcupine	52
Harde de Qamanirjuaq	53
Harde de l’île Southampton	54
Harde de la presqu’île Tuktoyaktuk	55
RÉFÉRENCES	57

Liste des figures

Figure 1. Répartition et situation actuelles des populations de Rangifer en Amérique du Nord.	2
Figure 2. Sous-espèces et groupes de caribou des zones septentrionales.	2
Figure 3. Aires de répartition et tendances récentes des populations de caribou des zones septentrionales au Canada.	6
Figure 4. Taux exponentiel d'augmentation et de déclin des principales hardes de caribou de la toundra au Canada.....	8
Figure 5. Taille relative des hardes sauvages de Rangifer vivant dans la toundra (Canada).....	10
Figure 6. Populations humaines des écozones ⁺ du Nord du Canada, 1971 et 2006.	17
Figure 7. Estimations de population de la harde de Bathurst.	35
Figure 8. Estimations de population de la harde de Beverly.	37
Figure 9. Estimations de population de la harde Bluenose-est.	39
Figure 10. Estimations de population de la harde Bluenose-ouest.....	40
Figure 11. Estimations de population de la harde du cap Bathurst.	41
Figure 12. Estimations de population de la harde Dolphin-et-Union.....	42
Figure 13. Estimations de population de la harde de la rivière George.	44
Figure 14. Estimations de population de la harde de la rivière aux Feuilles.	45
Figure 15. Estimations des populations du caribou de Peary.....	49
Figure 16. Estimations de population de la harde de la Porcupine.....	52
Figure 17. Estimations de population de la harde de Qamanirjuaq.....	54
Figure 18. Estimations de population de la harde de l'île Southampton.	55

Liste des tableaux

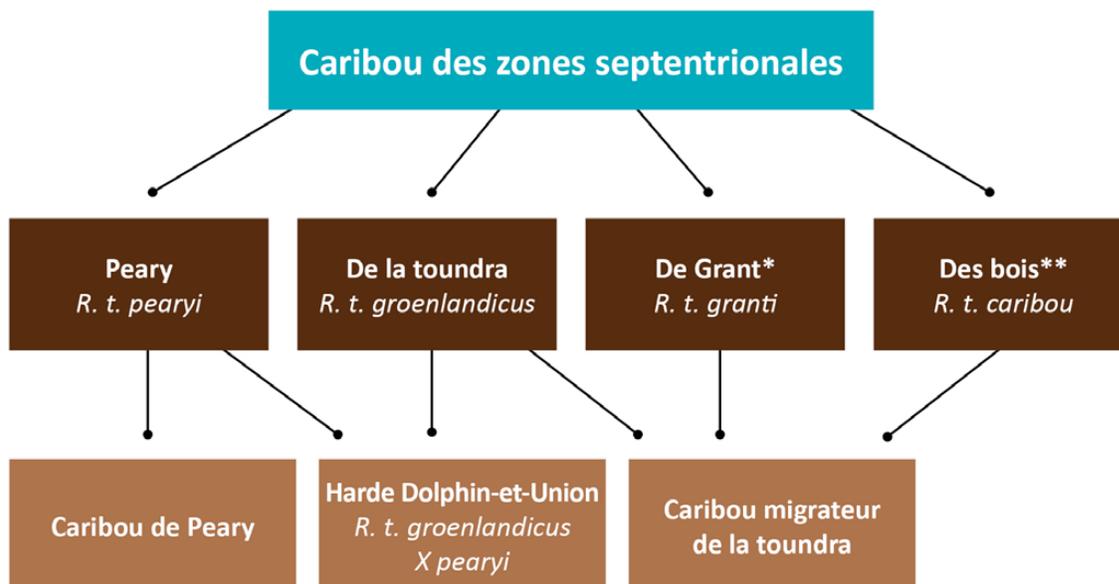
Tableau 1. Effets des changements climatiques sur les populations de caribou migrateur de la toundra.....	29
---	----

INTRODUCTION

Autrefois, le caribou était présent dans toutes les provinces et tous les territoires du Canada – on le trouve actuellement dans sept provinces et dans les trois territoires (Figure 1). Le caribou des zones septentrionales, comme l'indique la présente évaluation (Figure 2), regroupe trois sous-espèces de caribou migrateur de la toundra ainsi que le caribou de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*), une espèce non migratrice présente sur les îles de l'archipel arctique du Canada (Banfield, 1961; Rothfels et Russell, 2005). Les trois sous-espèces de caribou migrateur de la toundra sont : 1) le caribou de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*), dont l'aire de répartition se trouve à l'est du fleuve Mackenzie; 2) le caribou de Grant (*R. t. granti*), que l'on trouve à l'ouest du fleuve Mackenzie; 3) certaines hardes de caribou des bois (*R. t. caribou*), soit les deux grandes hardes de l'Ungava et deux petites hardes allant mettre bas sur la côte sud de la baie d'Hudson (Campbell, 1995; Abraham et Thompson, 1998). À l'instar de Bergerud *et al.* (2008), nous considérons le caribou de la péninsule d'Ungava comme un caribou migrateur de la toundra, d'après ses stratégies de mise bas. Le caribou migrateur de la toundra est présent dans huit provinces et territoires du Canada, mais sa répartition est plus restreinte aujourd'hui que dans le passé. Le COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) a entrepris l'évaluation du caribou migrateur de la toundra à la fin de 2011. Le COSEPAC a classé le caribou de Peary comme espèce en voie de disparition et la harde Dolphin-et-Union comme espèce préoccupante (Gouvernement du Canada, 2011). En 2011, le caribou de Peary a été inscrit sur la liste de l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada (Gouvernement du Canada, 2011).



Figure 1. Répartition et situation actuelles des populations de Rangifer en Amérique du Nord. La présente évaluation porte sur les populations migratrices de la toundra (qui comprennent le caribou de la toundra, le caribou de Grant et certaines hardes de caribou des bois) et sur les populations de Peary et Dolphin-et-Union indiquées sur cette carte. Voir le document d'Environnement Canada (2011) pour une mise à jour de la répartition actuelle des populations du caribou boréal. Source : Adapté de Hummel et Ray (2008). Carte reproduite avec l'autorisation de Dundurn Press Ltd. © 2008.



* Harde de la Porcupine

** Hardes de la rivière George, de la rivière aux Feuilles, des îles Pen et du cap Churchill

Figure 2. Sous-espèces et groupes de caribou des zones septentrionales. Tous les caribous appartiennent à l'espèce Rangifer tarandus. Voir le texte pour les sources.

Le caribou des zones septentrionales est présent, du moins pendant certaines saisons, dans toutes les écozones⁺ du Nord : Arctique, taïga du Bouclier, taïga des plaines, taïga de la Cordillère et plaines hudsoniennes, ainsi que dans la partie ouest de l'écozone⁺ du Bouclier boréal, dans les latitudes moyennes. Seules les aires de répartition annuelles du caribou de Peary et du caribou de la toundra forestière des plaines hudsoniennes sont contenues à l'intérieur ou principalement à l'intérieur d'une seule écozone⁺; les hardes de caribou de la toundra et les hardes migratrices de caribou des bois toundrique du Québec et du Labrador mettent bas et passent l'été dans une écozone⁺, et hivernent dans une ou deux autres écozones⁺. Les principales hardes migratrices de la toundra, et les mieux connues (Porcupine, cap Bathurst, Bluenose-ouest, Bluenose-est, Bathurst, Qamanirjuaq, Beverly, rivière aux Feuilles et rivière George), mettent bas dans le Bas-Arctique. Campbell *et al.* (2010) ont réalisé la cartographie de la répartition cumulative de la harde de Qamanirjuaq d'après les localisations de femelles munies de colliers émetteurs, de 1993 à 2008. La partie sud de l'aire de répartition de l'espèce correspond aux limites nord des écozones⁺ du Bouclier boréal et des plaines hudsoniennes.

La harde d'Ahiak est incluse dans la présente discussion comme harde majeure, d'après le nombre probable des individus qui la composent et la taille de son aire de répartition annuelle (Gunn *et al.*, 2000b). Cette harde n'a pas fait l'objet de beaucoup d'activités de gestion avant 2006, et les lacunes d'information ainsi engendrées ont mené à une incertitude au sujet des relations de la harde d'Ahiak avec les autres hardes, particulièrement celle de Beverly (Gunn *et al.*, Sous presse; Nagy *et al.*, 2011). Dans le présent rapport, tout en prenant acte de ces interprétations divergentes, nous considérons la harde d'Ahiak comme une harde distincte jusqu'à ce que toute l'information supplémentaire associée à l'analyse à grande échelle des localisations d'individus munis de colliers émetteurs, entreprise par Nagy *et al.* (2011), ait été entièrement examinée.

On trouve également dans le Bas-Arctique les hardes des grandes îles de la baie d'Hudson (îles Southampton, Coats et Mansell). Le Haut-Arctique englobe le nord-est de la partie continentale du Nunavut, où mettent bas les hardes de la baie Wager, de Lorillard, de la presqu'île Melville et plusieurs petites hardes. Le caribou de Peary et la harde Dolphin-et-Union, de l'île Victoria, mettent bas également dans le Haut-Arctique.

Objectif du rapport

Le présent rapport vise à résumer l'information sur les tendances liées à l'effectif, à la répartition et à l'habitat du caribou des zones septentrionales. Comme l'indique la préface, ce rapport constitue une partie de la documentation consultée par le Conseil canadien des ministres des Ressources aux fins de l'analyse de la situation et des tendances des écosystèmes du Canada pour 2010 (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Le présent rapport s'adresse aux gestionnaires des ressources ainsi qu'aux organismes et aux particuliers ayant un intérêt pour la situation et les tendances des populations de caribou des zones septentrionales.

Sources d'information

L'une des principales constatations de l'évaluation de 2010 des écosystèmes du Canada était que celle-ci avait été entravée par le manque de résultats de surveillance écologique cohérents, accessibles et à long terme pour le Canada (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Même si on dispose de meilleures données pour le caribou que pour bon nombre d'autres espèces et d'éléments de l'écosystème, l'expérience des auteurs dans le cadre de la préparation du présent rapport appuie cette constatation.

Le degré de surveillance et de recherche sur le caribou des zones septentrionales varie considérablement selon les hardes et leurs aires de répartition. Les méthodes de relevé ont changé au fil du temps et varient de région en région, et le niveau de détail des données communiquées varie grandement lui aussi. Ces facteurs compliquent l'évaluation des tendances à grande échelle.

De plus, les résultats des relevés sont inégalement accessibles. Les rapports les plus utiles étaient ceux qui contenaient des ensembles de données et exposaient une méthodologie, publiés par des organismes et affichés sur Internet, ou publiés dans des revues scientifiques. Beaucoup des données sur les hardes de caribou, toutefois, sont contenues dans des ébauches de rapports ou des rapports non publiés difficiles à obtenir et non archivés. Certains résultats de relevés ne peuvent être obtenus qu'en consultant des dossiers, des communiqués, des sites Web sans indication de la source, ou à la faveur de communications personnelles. Il arrive souvent que des publications récentes reprennent des estimations anciennes de l'effectif des hardes, et qu'elles ne contiennent aucun indice de variance et aucune information sur la méthodologie utilisée. Les anciens rapports étant souvent difficiles à obtenir, il s'ensuit une perte d'information dans les relevés récents. Certaines données anciennes ont été révisées à la lumière d'une meilleure connaissance de la répartition des hardes, ou pour rendre ces données davantage compatibles avec les résultats des relevés récents. Cette pratique constitue une source potentielle de confusion, car elle peut entraîner des incohérences avec les données publiées dans d'autres documents et sur d'autres sites Web.

Dans la production du présent rapport, les données sur la situation et les tendances des hardes ont été compilées au moyen de recherches documentaires et de consultations avec des experts régionaux du caribou. Les données du rapport sont compilées et annotées, tout comme les références et les présentations graphiques, et sont disponibles sous forme de chiffrer.

LA SITUATION

L'effectif du caribou fluctue naturellement sur une période de plusieurs décennies. Cependant, les données disponibles pour caractériser les tendances des populations, en particulier pour la période antérieure aux années 1970, sont plutôt qualitatives que quantitatives. Chez les peuples autochtones, les aînés se souviennent de périodes d'abondance et de rareté. Il y a aussi d'autres indicateurs de l'abondance et de la répartition du caribou dans le passé, comme des noms de lieux traditionnels (Legat *et al.*, 2002). Les maximums et minimums historiques depuis les

années 1800 ont pu être déterminés à partir de la fréquence des marques de sabots sur les racines d'épinettes, à tout le moins pour les hardes de Bathurst et de la rivière George (Payette *et al.*, 2004; Zalatan *et al.*, 2006). Les aires de répartition et les tendances actuelles sont présentées à la Figure 3, d'après l'information résumée dans le présent rapport.



Figure 3. Aires de répartition et tendances récentes des populations de caribou des zones septentrionales au Canada. Les séries chronologiques utilisées pour évaluer les tendances récentes varient, selon les données de relevé disponibles. Cette carte est une mise à jour de la version publiée dans Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010 (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010).

Sur le continent, l'effectif du caribou était faible des années 1950 jusqu'aux années 1970, moment où les principales hardes ont commencé à croître (Kelsall, 1968 et le présent rapport). Cette croissance s'est poursuivie jusque dans les années 1980 pour les principales hardes du continent et pour la population Dolphin-et-Union de l'île Victoria. Les huit grandes hardes du continent, depuis l'ouest de l'Arctique jusqu'à la baie d'Hudson, ont subi un déclin par rapport à l'effectif élevé qu'elles avaient atteint du milieu des années 1980 au milieu des années 1990 (la période exacte varie d'une harde à l'autre). Les hardes actuellement considérées comme étant toujours en déclin sont celles de Bathurst, de Beverly, de la rivière aux Feuilles et de la rivière George. Après un recensement photographique de l'aire de mise bas réalisé en 2008 (le précédent datait de 1994), il a été déterminé que la harde de Qamanirjuaq affichait une tendance à la baisse non statistiquement significative. Le recensement de 2010 montre que l'effectif de la harde de la Porcupine a augmenté depuis le recensement précédent, en 2001. Les hardes du cap Bathurst et Bluenose-ouest se sont stabilisées à de faibles effectifs de 2006 à 2009, après une période de déclin brutal. Le recensement de 2010 montre que l'effectif de la harde Bluenose-est a augmenté depuis 2006. D'après les résultats du recensement de 2010, l'effectif de la harde de la rivière George a décliné depuis le milieu des années 1980. La harde voisine de la rivière aux Feuilles, qui a augmenté depuis le milieu des années 1980 au moins jusqu'au dernier recensement (2001), est maintenant considérée comme étant en déclin d'après ce que l'on sait sur les taux démographiques. On ne connaît pas la situation actuelle de la harde d'Ahiak et de plusieurs hardes du nord-est du continent (hardes de la baie Wager, de Lorillard, de la presqu'île Melville et d'autres petites hardes de la presqu'île Boothia et de la presqu'île Simpson), ni de celles de l'île de Baffin et de petites îles de la baie d'Hudson. En revanche, en 2007, la harde de l'île Southampton, qui fait l'objet de recensements aériens assez réguliers, avait diminué de moitié par rapport à l'effectif élevé estimé en 1997. La harde Dolphin-et-Union a probablement décliné de 1997 à 2008, après avoir connu une croissance pendant les années 1970 jusqu'au milieu des années 1990. Dans l'écozone⁺ des plaines hudsoniennes, la petite harde du cap Churchill semble stable, tandis que celle des îles Pen pourrait être en déclin. Sur l'île de Baffin, selon une compilation récente de rapports et les spécialistes locaux, l'effectif du caribou se trouve dans un creux du cycle d'abondance. Voir les évaluations par harde, à la page 32, pour obtenir davantage de détails et de références en ce qui concerne les tendances résumées ci-devant.

Les tendances démographiques ont été établies à partir d'un seul indicateur : l'effectif de la harde, estimé à partir de relevés des aires de mise bas ou de dénombrements postérieurs à la mise bas (Gunn et Russell, 2008). Pour quelques hardes, comme celles de Bathurst et de la rivière George, d'autres indicateurs démographiques, notamment le taux de survie chez les adultes ou chez les petits, ont également été utilisés pour déterminer la tendance de l'effectif. Pour d'autres hardes, particulièrement celle de Beverly, la taille de la harde était peu surveillée, et aucune donnée sur les taux démographiques n'a été recueillie.

L'ampleur des fluctuations d'effectif varie grandement d'une harde à l'autre, comme le montre la Figure 4, où on distingue les périodes d'accroissement (après 1970) et les périodes de déclin (généralement après les années 1990). Parmi les hardes pour lesquelles il existe suffisamment de données, celles de l'île Southampton et de Bathurst ont connu l'accroissement le plus marqué,

tandis que les hardes Bluenose-ouest et de la Porcupine ont connu les accroissements les plus faibles. Durant la phase de déclin, c'est la harde du cap Bathurst qui a affiché le taux de déclin le plus important. Cependant, vu le petit nombre de femelles en âge de se reproduire récemment recensées dans les aires de mise bas traditionnelles de la harde de Beverly, il se peut que cette harde ait connu un déclin encore plus important. Les données sur cette harde sont toutefois insuffisantes pour que l'on puisse déterminer l'ampleur de son déclin.

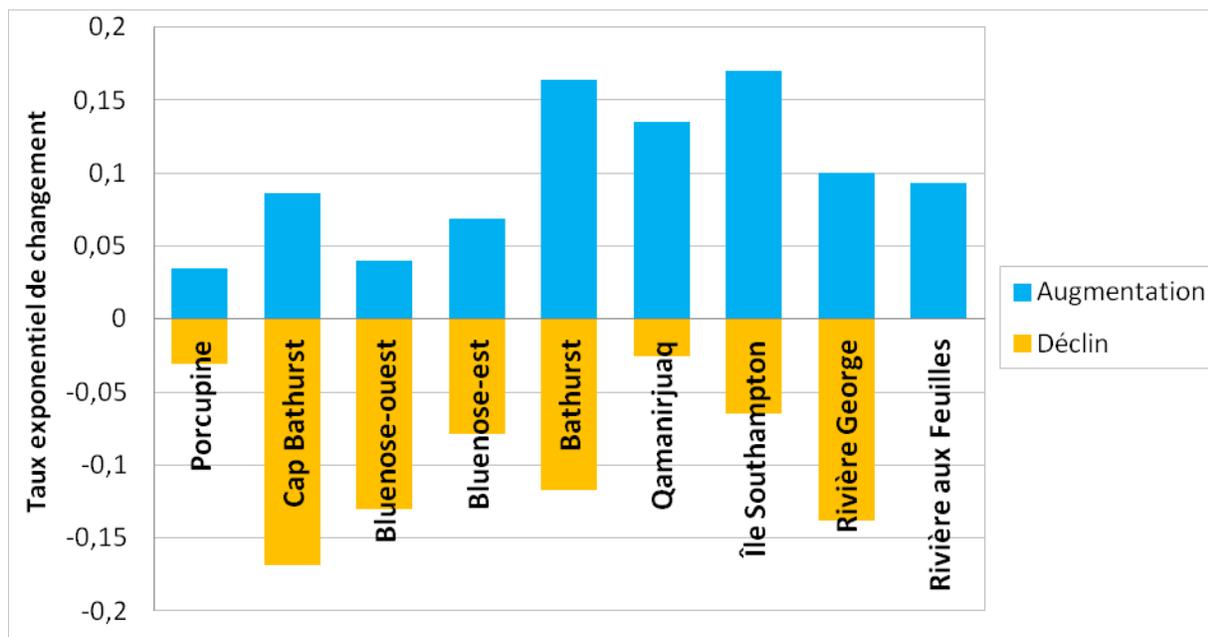


Figure 4. Taux exponentiel d'augmentation et de déclin des principales hardes de caribou de la toundra au Canada.

Ce graphique indique le taux annuel de variation de l'effectif au cours des phases de croissance et de déclin, après conversion des estimations de population en logarithmes naturels. Les années représentées sur le graphique varient d'une harde à l'autre, selon les périodes de croissance et de déclin de chacune, et selon les années où des estimations de population avaient été faites. Pour la harde de la Porcupine, dans laquelle un renversement de tendance a été détecté dans le relevé de 2010, le taux de croissance est la moyenne de 0,033 (1972-1989) et de 0,035 (2001-2010).

Source : Les taux sont basés sur les estimations de population citées, références à l'appui, dans la section des évaluations par harde, à la page 32. La méthodologie s'inspire de celle de Caughley (1977), présentée dans Gunn et Russell (2008).

Les tendances de l'aire de répartition d'une harde fluctuent inévitablement dans le temps, mais celles-ci sont mal documentées et incertaines. Généralement, l'information provenant des relevés aériens et du suivi des individus munis de colliers émetteurs n'a pas été analysée de façon à dégager les tendances de l'aire de répartition. Le caribou migrateur de la toundra possède ce trait caractéristique de changer de répartition hivernale d'une année à l'autre, et il arrive souvent que son aire d'hivernage chevauche celle de hardes voisines (Schmelzer et Otto, 2003; Bergerud *et al.*, 2008). De plus, à mesure que l'effectif de la harde croît et décroît, sa répartition – particulièrement sa répartition hivernale – peut changer (Bergerud *et al.*, 2008). Les cartes montrant la répartition historique (Banfield, 1961) et la répartition hivernale des hardes depuis 1970 indiquent, au moins pour les hardes de Beverly, de Qamanirjuaq et de Bathurst

(Gunn *et al.*, 2001; BQCMB, 2004), un repli de la limite sud de la répartition hivernale dans le nord du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta. Durant le déclin qu'a connu la harde de Bathurst, de 1996 à 2010, les données de répartition hivernale des femelles munies de colliers émetteurs ont indiqué une tendance des individus à hiverner de plus en plus loin au nord du 60^e parallèle (Gunn *et al.*, 2011b).

Il est généralement plus difficile de déterminer les tendances du caribou de Peary, car il n'a pas été souvent recensé (COSEPAC, 2004). De façon générale, l'effectif du caribou de Peary a décliné de 1961 à 2010. Chez les populations des grandes îles du sud du Haut-Arctique, les déclinés enregistrés dans les années 1990 ne se sont pas inversés. Dans les îles Prince-de-Galles et Somerset, rien n'indique qu'un rétablissement s'est produit à la suite de l'effondrement de l'effectif entre 1980 et 1995 – pratiquement aucun individu n'a été observé au cours des relevés de 2004. Le caribou de Peary de l'île Banks et du nord-ouest de l'île Victoria fait l'objet d'une surveillance relativement fréquente. L'effectif a connu une baisse brutale dans les années 1980 et au début des années 1990, et n'a pas remonté depuis. Plus au nord, dans les îles de la Reine-Élisabeth, les hardes sont globalement en déclin depuis 1961, en particulier celles des îles occidentales (Miller *et al.*, 2005). Parmi celles-ci se trouve la harde de l'île Bathurst, plus souvent recensée que les autres, qui a connu un déclin de 1961 à 1974. De la fin des années 1970 au début des années 1990, l'effectif du caribou de Peary de l'île Bathurst est revenu à son niveau de 1961. Par la suite, trois hivers rigoureux consécutifs ont provoqué un nouvel effondrement de l'effectif, suivi d'un certain rétablissement. Voir la section sur le caribou de Peary, à la page 46, pour obtenir davantage de détails et de références concernant les tendances résumées ci-devant.

LA SITUATION

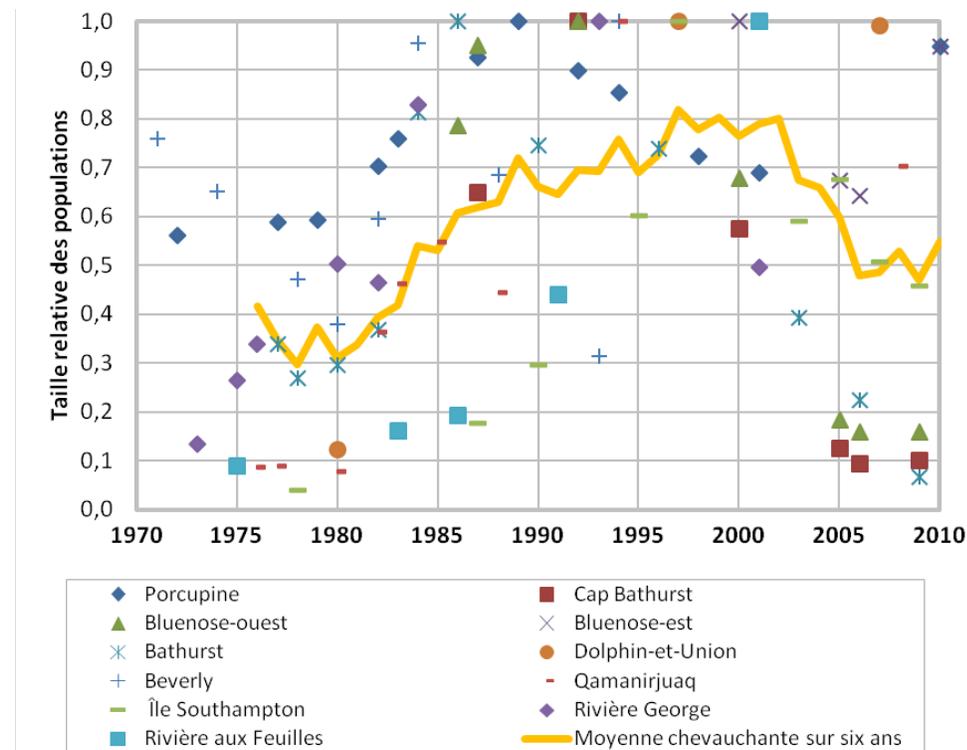
Le déclin actuel de certaines hardes continentales de caribou, de même que la stabilisation ou le rétablissement d'autres hardes qui ont connu un déclin récent, correspondent probablement à des phases d'un cycle naturel de fluctuation chez l'espèce, auquel s'ajoutent les effets cumulatifs de la présence humaine sur le territoire du caribou. Il est difficile de mesurer l'ampleur des effets exercés sur les cycles naturels par le réchauffement climatique et les changements à grande échelle de l'habitat qui en découlent.

Les causes du déclin sont complexes, et l'importance relative de chacune évolue avec le déclin. Le caribou, comme d'autres mammifères herbivores des zones septentrionales (campagnols, lemmings et lièvres), présente d'importantes fluctuations cycliques de ses populations (Morneau et Payette, 2000; Gunn, 2003; Zalatan *et al.*, 2006), les cycles étant vraisemblablement déterminés par les conditions climatiques et leurs effets sur la disponibilité de nourriture, la pression de prédation et les pathogènes. Les conditions météorologiques tendent à respecter un cycle décennal, influencé par les grandes tendances, comme l'oscillation arctique, en alternant entre les phases négatives et positives (Bonsal et Shabbar, 2011). Les températures hivernales et les précipitations de neige sont les facteurs météorologiques majeurs, qui influent sur la croissance de la végétation et la disponibilité de nourriture. Or, les conditions hivernales et la disponibilité de nourriture influent à leur tour sur l'état de santé des individus, lequel détermine le taux de natalité et le taux de survie chez les petits (Couturier *et al.*, 2009a;

Couturier *et al.*, 2009b). La fécondité et le taux de survie des petits ont également une incidence sur l'effectif de la harde.

Les conditions météorologiques interagissent aussi avec les parasites, notamment les œstres, dont l'activité dépend des conditions météorologiques estivales. En effet, les conditions météorologiques ont une incidence sur la transmission des endoparasites, lesquels influent sur l'alimentation du caribou, car celui-ci ira ailleurs chercher de la nourriture pour réduire son exposition aux parasites (Van der Wal *et al.*, 2000). La prédation et la chasse jouent un rôle crucial dans le déclin des populations, car une diminution annuelle, même faible, du taux de survie des femelles adultes influe fortement sur les tendances des populations (Gaillard *et al.*, 1998).

La combinaison des estimations de population de toutes les hardes du Canada réalisées depuis 1970 et la mise à l'échelle de l'effectif des hardes selon les estimations maximales pour chaque harde indiquent que, en moyenne, l'effectif des populations de caribou des zones septentrionales du Canada est passé d'un creux, vers 1975, à un sommet, vers 1995, suivi d'un déclin accompagné de certains signes de stabilisation, voire de rétablissement (Figure 5). La chronologie et l'ampleur des fluctuations sont variables.



Dans les îles du Haut-Arctique, le climat est un facteur d'une extrême importance : périodiquement, les hivers rigoureux causent une mortalité à grande échelle et une baisse de la productivité (Miller et Gunn, 2003; Harding, 2004). Malgré les signes criants d'un réchauffement climatique dans le Haut-Arctique (Zhang *et al.*, 2011), il est périlleux de relier les tendances météorologiques aux fluctuations d'effectif du caribou de Peary, en partie à cause de la grande variabilité annuelle du climat et du peu de surveillance exercée sur la plupart des populations de caribou de Peary. Sans compter la chasse et la prédation, qui ont également une incidence sur l'effectif du caribou de Peary.

Les tendances de l'effectif du bœuf musqué tendent à différer de celles du caribou de Peary, bien que cela varie selon la région. Le lien entre les augmentations de l'effectif du bœuf musqué et les baisses de l'effectif du caribou de Peary ont soulevé la question de la compétition. On ne peut que faire des suppositions quant à l'effet de la compétition pour la nourriture à l'intérieur d'une même espèce ou entre espèces, puisque le régime alimentaire et l'habitat du caribou et du bœuf musqué sont assez différents (Gunn et Dragon, 2002). Sur l'île Banks, cependant, un chevauchement de l'utilisation de certains végétaux, comme le saule, a été observé chez le caribou de Peary et le bœuf musqué (Larter et Nagy, 2004), ce qui laisse croire qu'il pourrait y avoir une compétition entre ces deux espèces. Moins d'attention a été accordée à la question de déterminer si l'augmentation de l'effectif du bœuf musqué favorisait l'accroissement du nombre de loups, ce qui pourrait entraîner la hausse du taux de prédation du caribou de Peary (Gunn et Dragon, 2002). Encore moins d'attention a été accordée à l'étude des relations entre le caribou et le bœuf musqué et leurs parasites. Hughes *et al.* (2009), toutefois, ont abordé la question des niveaux d'infestation par les nématodes intestinaux et les cœstres chez le bœuf musqué et le caribou de la harde Dolphin-et-Union.

Les effets cumulatifs d'une présence humaine de plus en plus importante sur le territoire du caribou (nombre d'habitants, prospection et extraction de ressources non renouvelables, aménagement d'infrastructures) sont largement méconnus. Toutefois, des outils sont en cours d'élaboration pour examiner comment les réactions de chaque individu peuvent être mises à l'échelle de façon à mesurer les effets sur l'ensemble d'une population (Gunn *et al.*, 2011b). Des responsables de certains projets miniers ont étudié les effets des aménagements sur le caribou. Ils ont constaté des changements dans l'aire de répartition du caribou et dans le temps qu'il passe à chercher de la nourriture (Gartner Lee Limited, 2002). Ainsi, par suite de l'aménagement de grandes mines à ciel ouvert dans l'aire d'estivage toundrique de la harde de Bathurst, l'aire de répartition du caribou a diminué dans une zone d'influence de 10 à 15 km autour des mines (Boulanger *et al.*, 2004). Dans certaines hardes, on mesure les effets des nouvelles trajectoires de transport aérien des contaminants sur les charges corporelles de ces contaminants chez les individus, et on évalue ces effets en regard des conséquences possibles sur la santé humaine. Ces évaluations ont mené à la conclusion que les bienfaits nutritifs de la consommation de viande de caribou l'emportent nettement sur les risques que peuvent poser pour la santé les faibles concentrations de contaminants (Van Oostdam *et al.*, 2005; Donaldson *et al.*, 2010).

L'IMPORTANCE DU CARIBOU

Il existe un tel lien entre les peuples du Nord et le caribou que, sans le caribou, l'Arctique serait une région véritablement stérile. Les peuples autochtones reconnaissent le rôle central que joue le caribou dans l'écologie de la toundra et de la taïga, et l'importance du caribou dans la culture de nombreux peuples autochtones de l'Arctique s'apparente à celle du saumon sur la côte pacifique du Canada.

Le caribou est un grand herbivore présent en grands nombres dans un réseau trophique relativement simple. Les espèces courantes façonnent les écosystèmes par la force de leur nombre (Gaston et Fuller, 2008), ce qui signifie que les tendances de leur effectif sont importantes dans la structure et la dynamique des écosystèmes de la toundra et de la taïga. Réduit à sa plus simple expression, le rôle du caribou dans l'écosystème correspond au résultat net du prélèvement de végétation, de la production de gaz à effet de serre et du retour à la terre d'éléments nutritifs sous forme de matières fécales.

Selon un modèle énergétique (Russell *et al.*, 2005), en un an, un caribou :

- consomme 900 kg de végétation (2,5 kg par jour);
- produit 20 kg de méthane (55 g par jour);
- rend aux écosystèmes, en nutriments, 270 kg de matières fécales (30 g x 25 fois par jour).

Ainsi, en un an, une harde de 170 000 à 350 000 individus :

- consomme de 153 à 315 millions de kg de végétation;
- produit de 3,4 à 7 millions de kg de méthane;
- rend aux écosystèmes, en nutriments, de 46 à 94 millions de kg de matières fécales, réparties dans l'ensemble de son aire de répartition annuelle (de 150 à 300 kg/km²).

Comme le caribou se déplace et se repose sur les cours d'eau gelés, les éléments nutritifs contenus dans ses matières fécales enrichissent les écosystèmes aquatiques aussi bien que terrestres.

Mais le rôle du caribou dans l'écosystème ne se réduit pas au prélèvement de végétation, à l'émission de gaz à effet de serre et au retour à la terre d'éléments nutritifs. Les réseaux trophiques des régions boréales et arctiques comportent relativement peu de chaînes et de maillons, ce qui ne signifie pas pour autant qu'ils sont simples – les relations entre les différents maillons du réseau sont complexes. Dans les écosystèmes nordiques, les éléments nutritifs disponibles sont limités, une grande part du carbone étant inaccessible parce qu'une mince couche de sol seulement dégèle chaque année. Le caribou, par son alimentation et ses excréments, produit une cascade d'effets complexes nettement circonscrits dans le temps et l'espace (Kielland *et al.*, 2006). En outre, le caribou est nécessaire à la survie d'autres espèces, y compris des ectoparasites, comme les moustiques hématophages. À leur tour, les moustiques, dont les larves se nourrissent par filtration, sont un élément clé du cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes aquatiques. Le caribou assure également la survie de gros et de moyens prédateurs et charognards. Les débats antérieurs opposant la prédation et la disponibilité de

nourriture comme principaux agents de régulation des populations de caribou ont fait place à une compréhension de l'importance des interactions entre l'alimentation et la prédation (Brown *et al.*, 2007).

Les relations entre le caribou et la végétation englobent la réponse des plantes à la grande sélectivité du caribou dans sa recherche de nourriture. Celui-ci a des espèces végétales de prédilection et il recherche de préférence les bourgeons et les feuilles naissantes, à valeur nutritive plus élevée (White et Trudell, 1980; Russell *et al.*, 1993). En raison de son instinct grégaire et de sa nature migratrice, l'effet du caribou migrateur sur la structure et la dynamique de l'écosystème de la toundra est fortement dépendant de l'échelle (Griffith *et al.*, 2002). En transformant la végétation en masse corporelle et en matières fécales, le caribou redistribue les éléments nutritifs au sein d'une même écozone⁺ et entre différentes écozones⁺, à la fois lors de ses déplacements locaux, à la recherche de nourriture, et de ses migrations saisonnières. Dans les écozones⁺ de la taïga, les effets du régime herbivore du caribou sont décalés d'une saison, car le caribou y est à la recherche de nourriture en hiver, alors que la croissance végétale et la circulation des éléments nutritifs sont pratiquement arrêtées, en raison des températures sous le point de congélation. Sur une période de plusieurs décennies, l'aire d'hivernage du caribou s'étend et se contracte, et l'effectif des hardes atteint des creux et des sommets. L'effectif peut varier du simple au triple, et entraîner des effets en cascade sur la végétation et le cycle des éléments nutritifs, notamment le passage de communautés végétales d'un état à un autre. Ainsi, la succession des communautés végétales par suite d'une recherche de nourriture intense peut comprendre, par exemple, le remplacement d'une communauté végétale dominée par les lichens par une communauté dominée par les mousses, ou d'une communauté dominée par les mousses par une communauté dominée par les graminées (Van der Wal, 2006).

L'azote est un facteur limitant de la croissance des végétaux. Le broutage du caribou durant l'été peut accélérer le cycle de l'azote dans le sol de deux façons : 1) en modifiant la quantité de débris végétaux au sol et, partant, les conditions microclimatiques du sol dont dépendent les processus de décomposition et de minéralisation; 2) en augmentant la quantité d'azote soluble disponible présent dans les matières fécales et l'urine (Olofsson *et al.*, 2004). L'ampleur de l'effet varie selon la saison et la période, et l'intensité du broutage (Kielland *et al.*, 2006).

Divers prédateurs et charognards se nourrissent souvent de caribou, quoique la dépendance des prédateurs varie avec l'accessibilité. En effet, en l'absence de caribou, les loups, les grizzlys et les carcajous se nourrissent d'autres proies et aliments. Dans le Bas-Arctique, la harde de Bathurst, qui comptait 350 000 individus au milieu des années 1990, faisait vivre quelque 1 000 loups (Cluff, 2004, comm. pers.) et quelque 450 grizzlys (d'après une estimation de la densité minimale de 3,5 grizzlys par millier de kilomètres carrés : Gau et Veitch, Sans date).

Le loup consomme du caribou au rythme d'un peu moins de un individu aux dix jours (Hayes et Russell, 2000). Dans les aires de répartition où vit la harde de Bathurst du printemps à l'automne, le grizzly est un prédateur efficace; le caribou représente 10 % à 93 % de son alimentation, selon la saison (Gau *et al.*, 2002). Un mâle adulte a besoin de quelque 8 kg de viande de caribou par jour pour combler ses besoins quotidiens en énergie durant une période d'activité normale (Walker *et al.*, 2006). Bien que ces données indiquent que les carnivores sont

des prédateurs efficaces du caribou, l'effet global de la prédation sur la régulation de la dynamique des populations de caribou est complexe et encore mal compris. Selon Krebs *et al.* (2003) l'écosystème du Haut-Arctique est davantage tributaire de la variabilité du climat que de la prédation.

Le caribou est à la base de la culture des peuples de l'Arctique depuis des milliers d'années (Gordon, 2005) et il joue toujours un rôle central dans leur vie. Pour s'en faire une idée, le prélèvement annuel moyen au Nunavut, pour la période de 1996 à 2001, s'élevait à 24 522 individus (Priest et Usher, 2004). Dans les Territoires du Nord-Ouest, les Dénés, les Inuvialuits et les Métis de presque toutes les collectivités chassent actuellement les hardes migratrices. Le prélèvement annuel dans les Territoires du Nord-Ouest s'élève à quelque 11 000 individus (Department of Environment and Natural Resources, 2006).

Une étude commandée par le Conseil de gestion des hardes de caribou de Beverly et de Qamanirjuaq a révélé que la valeur économique nette totale (viande, peaux, bois) de la récolte d'individus provenant des hardes de Beverly et de Qamanirjuaq s'élève à 19,9 millions de dollars par an, d'après une estimation d'environ 14 000 individus abattus par l'ensemble des collectivités au cours de la saison de chasse de 2005-2006 (InterGroup Consultants Ltd., 2008). La présente étude a établi la valeur régionale nette de chaque caribou entre 1 050 \$ et 1 720 \$, environ, en tenant compte des différences de coûts de production (y compris les coûts de déplacement) et des coûts de remplacement (par du bœuf de qualité supérieure). Les auteurs ont aussi fait ressortir que, bien au-delà de cette valeur directe, le caribou a une importance capitale pour la conservation et la transmission des connaissances, des compétences et de la culture des peuples vivant dans les territoires des hardes.

MENACES

Prédateurs, parasites et maladies

Bien que les prédateurs, les parasites et les maladies fassent partie de l'écologie du caribou migrateur de la toundra, ils sont ici inclus dans les menaces parce qu'ils interagissent avec les activités humaines dans leur impact sur les tendances de l'effectif du caribou. Ces interactions opèrent de différentes façons à l'échelle de l'individu et à celle de la harde; par exemple, la pression de la prédation peut s'ajouter à celle de la chasse ou la remplacer. Les principaux prédateurs du caribou migrateur de la toundra sont le loup et le grizzly, mais le carcajou, le lynx et l'aigle s'en nourrissent également. Le loup et le grizzly se nourrissent efficacement d'individus des deux sexes et de toutes les catégories d'âge, et le caribou a développé des stratégies comportementales, comme l'espacement entre individus dans le paysage, pour atténuer le risque de prédation (Bergerud *et al.*, 2008).

Les recensements des prédateurs dans les aires de répartition des diverses hardes de caribou sont peu fréquents, mais on dispose d'une certaine quantité de données en ce qui concerne les aires des hardes de Bathurst et de Beverly. Au cours des années 1990, le taux d'occupation des tanières de loup a diminué dans l'aire d'estivage de la harde de Bathurst (Cluff, 2004, comm.

pers.) ainsi que le long de la rivière Thelon, dans le refuge faunique Thelon (Hall, 2005, comm. pers.), qui sert d'aire de mise bas et d'estivage à la harde de Beverly. Le loup fait l'objet d'une chasse intense dans certaines parties de l'aire d'hivernage de la harde de Beverly (Cluff, 2004, comm. pers.), et le nombre d'individus abattus (d'après le nombre de permis d'exportation de peaux) était plus élevé dans les années 1980 que dans les années 1970, ce qui laisse croire à une augmentation de l'effectif du loup au cours de cette période. Il n'existe pas d'information plus récente à cet égard. Bien que la variabilité annuelle rende incertaines les mesures des tendances, l'effectif du loup dans l'aire de répartition de la harde de Bathurst pourrait avoir diminué depuis la fin des années 1990 (Adamczewski *et al.*, 2009). L'effectif du grizzly a augmenté au cours des années 1980 et 1990 dans les aires d'été et d'automne des hardes de Beverly et de Bathurst (Mulders, 2009, comm. pers.).

Les données sur la situation et les tendances des parasites et des maladies affectant le caribou migrateur de la toundra sont fragmentaires : il en manque pour certaines hardes et pour certaines époques. Le manque d'information peut s'expliquer en partie par le fait qu'on a déjà cru que les parasites et les maladies ne jouaient pas un rôle aussi important que les prédateurs dans la dynamique des populations de caribou – croyance qui découlait elle-même d'un manque d'information. Cependant, chez la population de l'île Southampton, dont l'effectif et l'état de santé sont étroitement surveillés, une incidence élevée de brucellose observée récemment chez les deux sexes a servi à expliquer le déclin de cette harde (Campbell, 2008, comm. pers.).

Dans le cadre des projets de l'Année polaire internationale (API) du CARMA, les chercheurs ont commencé à évaluer l'incidence de différents parasites chez chacune des hardes, et cette évaluation se poursuit. En 2008, on a détecté chez le caribou du Groenland la bactérie causant la maladie de Johne (paratuberculose), qui provoque chez les bovins la diarrhée et la maladie débilitante chronique. Une faible incidence de la bactérie a également été détectée chez les hardes de Bathurst et Bluenose-ouest (Orsel *et al.*, 2008). Aucun signe de maladie débilitante chronique n'a été observé chez les hardes de la Porcupine et de Bathurst (CARMA, 2010b).

Pendant longtemps, le rôle des parasites et des pathogènes dans l'écologie du caribou a été très mal connu, mais ce n'est plus tout à fait le cas aujourd'hui : par exemple, presque tous les individus hébergent des vers gastro-intestinaux (deBruyn *et al.*, 2009) et, même si l'infestation ne cause pas de symptômes manifestes, elle grève sans doute la santé globale de l'animal (Gunn et Irvine, 2003). Il a été démontré chez le renne sauvage de l'archipel Svalbard que l'infestation par des vers gastro-intestinaux avait un effet sur la fécondité et jouait un rôle dans la régulation de l'effectif (Albon *et al.*, 2002). Les tendances des parasites sont inconnues, mais la hausse des températures et l'extension vers le nord de l'aire de répartition de certains hôtes soulèvent des préoccupations. On peut craindre que dans le sud de l'aire de répartition du caribou, là où il y a des chevauchements spatiaux ou temporels avec l'aire d'autres espèces de cervidés, il y ait une transmission de parasites (deBruyn *et al.*, 2009). Les hôtes exposés à de nouveaux parasites peuvent être plus sensibles à l'infestation (Ball *et al.*, 2001).

Plusieurs parasites du caribou ont besoin d'un prédateur de cette espèce comme deuxième hôte pour accomplir leur cycle vital. On ne connaît pas l'importance de ce lien pour le caribou, mais le cas a été étudié chez d'autres espèces. Ainsi, l'infection par l'hydatide (larve de ténia) chez

l'original peut accroître la vulnérabilité de celui-ci face au loup, hôte secondaire du parasite (Joly et Messier, 2004). Le *Besnoitia tarandi* est un parasite unicellulaire qui a besoin de deux hôtes pour accomplir son cycle vital. On pense que ce protozoaire pourrait dépendre d'un hôte définitif carnivore et qu'il pourrait être transmis par des insectes piqueurs. La présence du parasite donne généralement une apparence rugueuse aux tissus infestés, mais son effet sur la santé globale de l'animal est inconnu (Ducrocq *et al.*, 2009). L'incidence du *Besnoitia*, évaluée sur des caribous chassés à l'automne de 2007 à 2009, était variable. La harde de la rivière aux Feuilles comptait un plus fort pourcentage de caribous infestés (77 % des mâles et 57 % des femelles) que celles de la rivière George, de Bathurst et Bluenose-ouest (de 30 % à 45 % des individus dans chacune), et la harde de la Porcupine présentait un taux d'infestation de seulement 8 % (Ducrocq *et al.*, 2009).

On connaît mieux l'incidence de l'œstre, qui est très répandu dans les aires d'estivage de toutes les hardes de caribou, quoique beaucoup moins présent dans les îles du Haut-Arctique. Le caribou réduit le temps qu'il consacre à la recherche de nourriture lorsqu'il tente d'éviter les œstres. De plus, l'infestation par les œstres, notamment par l'œstre du nez, affaiblit le système immunitaire du caribou. Les fortes infestations réduisent la croissance des petits, l'état de santé des adultes et les taux de gestation (Weladji *et al.*, 2003; Bergerud *et al.*, 2008). Les conditions météorologiques estivales ont une influence sur l'activité de l'œstre adulte (Russell *et al.*, 1993); or, au moins dans l'aire d'estivage de la harde de Bathurst, les étés se sont réchauffés. La tendance observée entre 1957 et 2009 pointe vers une hausse de l'indice des conditions météorologiques favorables aux infestations par l'œstre et l'allongement de la saison d'infestation (Gunn et Poole, 2009; Witter, 2010).

Chasse

La chasse fait partie de la relation entre l'humain et le caribou, et elle constitue une source abondante d'information sur l'espèce – son état de santé, sa répartition et son écologie. Cependant, dans un monde en évolution, particulièrement si les tendances de l'effectif sont à la baisse, même lente, la chasse peut accélérer le déclin du caribou (Adamczewski *et al.*, 2009; Boulanger *et al.*, 2011). Les hardes du cap Bathurst, Bluenose-ouest et de Bathurst étaient en déclin au début des années 2000. Ce déclin a probablement été accéléré par la chasse, qui est demeurée importante par rapport à la taille réduite de la harde. Lorsque la chasse était interdite, le déclin cessait (voir la section sur les hardes, à la page 32).

Depuis les années 1970, la population humaine a augmenté dans l'ensemble du territoire du caribou, et les facteurs socioéconomiques ayant une incidence sur le prélèvement d'individus (revenus d'emploi, etc.) ont changé. La population humaine a augmenté dans l'écozone⁺ de l'Arctique et dans les trois écozones⁺ de la taïga, le nombre d'habitants ayant dans l'ensemble presque doublé, passant de 59 390 en 1971 à 107 213 en 2006 (Figure 6). Cette augmentation de la population humaine se reflète dans l'augmentation de la taille des grandes collectivités (centralisation) (Environnement Canada, 2009) et dans la construction de routes saisonnières et toutes saisons, en particulier dans les Territoires du Nord-Ouest et dans le nord de la Saskatchewan, et aux lisières sud des aires d'hivernage des écozones⁺ de la taïga et boréales

(BQCMB, 2011; Trottier, 2011, comm. pers.). Le caribou est adapté pour réagir aux variations de l'environnement, par exemple à un hiver rigoureux ou à une intensification de la prédation, en modifiant ses habitudes de déplacement dans un vaste paysage (Gunn *et al.*, 2011a).

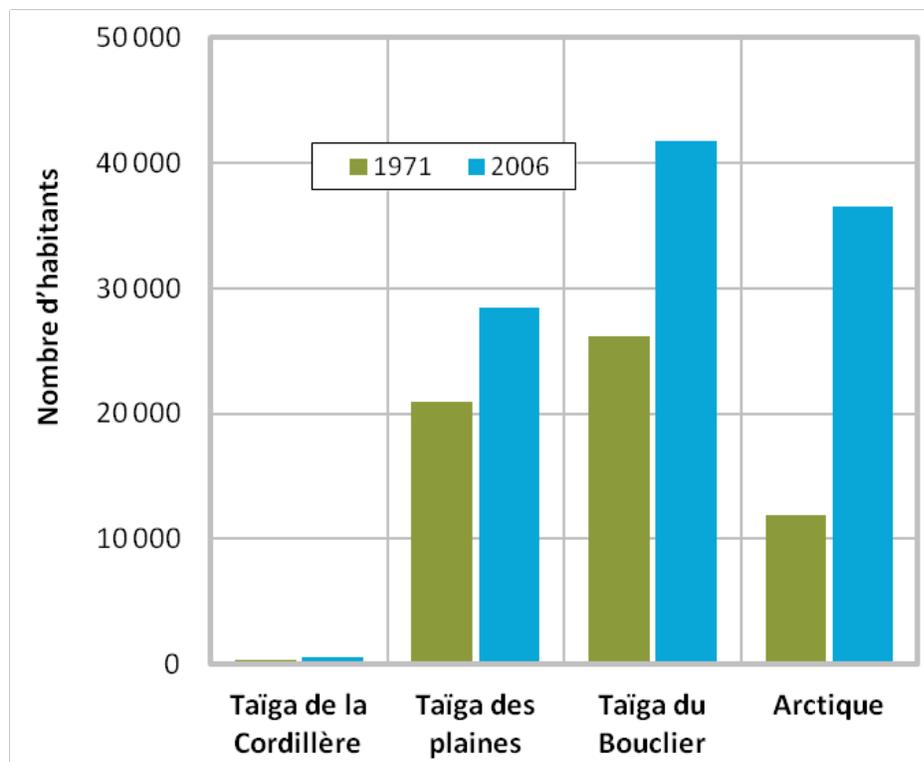


Figure 6. Populations humaines des écozones⁺ du Nord du Canada, 1971 et 2006.

Source : Données de recensement de Statistique Canada, compilées par écozone⁺ (Environnement Canada, 2009)

L'augmentation de la population humaine, les revenus d'emploi et les nouvelles technologies disponibles (motoneiges, véhicules tout-terrain, aéronefs, routes d'hiver et communications rapides) ont sans doute modifié l'activité de chasse et rendu celle-ci plus facile et plus efficace. Cependant, le rapport entre l'activité de chasse et le nombre d'individus abattus (prélèvement) n'est pas bien documenté, ce qui limite notre capacité de déterminer l'effet de la chasse. La plupart des données qui appuient l'importance de mesurer l'activité de chasse proviennent de l'étude d'un éventail d'espèces autres que le caribou (Ludwig, 2001). La sensibilité du caribou à la chasse s'apparente à celle des espèces de poissons qui se rassemblent en bancs. Dans le cas des pêches pélagiques, un régime de rendement constant peut aboutir à l'effondrement de la population si l'effort de pêche n'est pas compatible avec les ressources locales disponibles (Mullon *et al.*, 2005).

Il est difficile de se faire une idée des effets de la chasse sur l'effectif du caribou parce que nous ne disposons que de peu de mesures de l'activité de chasse et parce que les données disponibles sur le nombre d'individus abattus sont sporadiques. On ne connaît ni les niveaux ni les tendances des pertes résultant de blessures, même si les efforts en vue de mieux planifier la gestion comprennent l'enseignement des pratiques de chasse respectueuses et l'aide des aînés

autochtones (par exemple PCMB, 2009; Tlichio Government et Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, 2011). Le nombre d'individus abattus par chaque collectivité change d'une année à l'autre, en raison de la variabilité de l'aire de répartition hivernale du caribou d'année en année. Au Canada, la plupart des chasseurs de caribou sont des Autochtones, et la Constitution canadienne ainsi que les règlements des revendications territoriales garantissent leurs droits de chasse. De façon générale, ils ont le droit de tuer un nombre illimité d'individus, sauf s'il s'agit d'une population devant être protégée. Les chasseurs résidants forment une deuxième catégorie. On note une tendance à la baisse des chasseurs résidants dans les Territoires du Nord-Ouest (Government of the Northwest Territories et NWT Biodiversity Team, 2010), en raison de restrictions imposées à la suite du déclin des hardes. La chasse « commerciale » regroupe la troisième catégorie de chasseurs, ceux qui chassent le caribou pour la vente de la viande et les chasseurs non résidants qui font appel aux services de pourvoyeurs ou de guides. La récolte commerciale varie d'une harde à l'autre. L'exploitation commerciale du caribou a diminué avec le déclin des hardes, et, à l'heure actuelle, aucune harde de caribou de la toundra des Territoires du Nord-Ouest ne fait l'objet d'une chasse commerciale (Department of Environment and Natural Resources, 2006). La chasse commerciale a également été soumise à d'importantes restrictions au Nunavut (Coral Harbour, 2011; Dumond, 2011, comm. pers.).

Le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest a reconnu l'importance de recueillir de l'information sur la chasse et a entamé la collecte de données auprès des chasseurs vers la fin des années 1980, à une époque où les hardes atteignaient ou approchaient leur effectif maximal. Selon les données concernant la harde de Bathurst recueillies dans le cadre du projet Dogrib Harvest Study (1986 à 1993), le nombre d'individus de cette harde abattus chaque année variait de 7 000 à 23 000 environ (Boulanger et Gunn, 2007). Ce projet n'a pas été reconduit, mais les données recueillies au cours de la saison 2005-2006 aux stations d'inspection, et les récoltes communautaires ont indiqué une baisse du nombre d'individus abattus par les Autochtones, celui-ci s'établissant à quelque 4 500 (Boulanger et Gunn, 2007). En 2007, le nombre d'individus autorisé par chasseur résidant pour la harde de Bathurst a été réduit de cinq à deux, et seuls les mâles pouvaient être prélevés. En 2010, aucun prélèvement n'a été autorisé (Miltenberger, 2010).

Il existe pour d'autres hardes des données sur la chasse de subsistance recueillies dans le cadre des études prévues par les règlements des revendications territoriales autochtones (Usher et Wenzel, 1987). Par exemple, la récolte annuelle au Nunavut, de 1996 à 2001, s'est élevée en moyenne à 24 522 individus (Priest et Usher, 2004). Des données sur les prélèvements dans les hardes de la partie ouest des Territoires du Nord-Ouest (cap Bathurst, Bluenose-ouest et Bluenose-est) ont été recueillies dans le cadre de l'étude sur les récoltes des Gwich'in (GRRB, 2009) et de l'étude sur les récoltes des Inuvialuits (Inuvialuit Renewable Resources Committee, 2003) concernant les récoltes communautaires de 1988 à 1997. L'information pour la période de 1998 à 2005 a été recueillie dans le cadre de l'étude sur les récoltes du Sahtu (SRRB, 2004; Bayha et Snortland, 2006). On sait par exemple que le nombre d'individus abattus dans la harde Bluenose-ouest dans le Sahtu a diminué, passant de 1 022 en 1999 à 270 en 2005 (SRRB, 2007).

Les rapports annuels du Conseil de gestion des hardes de caribou de Beverly et de Qamanirjuaq donnent également des estimations des récoltes de caribou. Selon cette source, le prélèvement total dans les deux hardes aurait été de 14 080 individus en 2005-2006, de 13 770 en 2006-2007 et de 13 225 en 2007-2008 (BQCMB, 2006; BQCMB, 2007a; BQCMB, 2008a). Le manque de données sur les récoltes, le déclin de la harde de Beverly et l'incertitude quant aux déplacements des hardes et quant aux lieux de chasse n'ont pas permis d'établir des estimations fiables pour les périodes 2008-2009 et 2009-2010 (BQCMB, 2009; BQCMB, 2010a). Les données récentes sur la répartition d'individus munis de colliers émetteurs donnent à croire que les collectivités prélèvent également des individus de la harde d'Ahiak, dont la répartition hivernale chevauche celle de la harde de Beverly. Si tel est le cas, les estimations antérieures des récoltes dans la harde de Beverly ne sont pas fiables (BQCMB, 2009).

Assurer le suivi de la chasse n'est pas chose facile étant donné le nombre d'autorités dont relève la chasse. Par exemple, le contrôle du prélèvement chez la harde de la Porcupine est du ressort de deux pays, un État, deux territoires et sept gouvernements ou conseils autochtones. Par conséquent, les rapports sur le prélèvement sont sporadiques, et les éventuels recensements détaillés sont rarement menés à terme. Une estimation raisonnable du nombre d'individus abattus dans cette harde a été présentée pour seulement trois (de 1992 à 1994) des 20 dernières années (PCMB, 2009). Comme la harde de la Porcupine est en déclin depuis 1989 et qu'elle a peut-être même continué de décliner depuis son dernier dénombrement, en 2001, le Conseil de gestion de la harde de caribou de la Porcupine, organisme de cogestion qui s'occupe de formuler des recommandations sur la gestion de la harde en territoire canadien, a entrepris d'élaborer une stratégie de gestion de la chasse qui tient compte des périodes de déclin, de stabilité et de croissance (First Nation of the NaCho Nyäk Dun *et al.*, 2010).

Dans l'île Southampton, le caribou fait l'objet d'une chasse commerciale depuis les années 1990, et sa viande est transformée dans un établissement local. La récolte commerciale a eu tendance à augmenter de 1992 à 2003, s'établissant en moyenne à 2 432 individus par année, tandis que la récolte de subsistance se situait autour de 1 500 individus par année, selon les données de 2006 (Campbell, 2006). La chasse commerciale a toutefois été suspendue après la récolte de 2009, en raison de la diminution de l'effectif de la harde (Coral Harbour, 2011; Dumond, 2011, comm. pers.).

Aménagement du territoire

À mesure que le nombre d'habitants augmente, l'activité humaine s'intensifie sur le territoire du caribou, notamment les activités associées à la prospection et à l'exploitation des ressources naturelles, en particulier des ressources minières et pétrolières. On connaît assez bien les changements de comportement du caribou en réponse à la présence humaine, en particulier aux activités de prospection et de développement industriels (Wolfe *et al.*, 2000; Stankowich, 2008). Cependant, à mesure que l'activité humaine s'intensifie, la méconnaissance de ses effets cumulatifs sur le caribou, tant à l'échelle des individus que de la harde, devient préoccupante (Cameron *et al.*, 2005). Peu de progrès ont été réalisés en ce qui concerne l'évaluation et la gestion de ces effets cumulatifs (Festa-Bianchet *et al.*, 2011; Gunn *et al.*, 2011a).

Exploration et mise en valeur des ressources pétrolières et gazières

Le secteur minier évolue généralement selon un cycle d'emballage et d'effondrement. La prospection du diamant et de l'uranium était une activité très répandue dans l'aire de répartition de la harde de Bathurst dans les années 1990 ainsi que dans les aires de mise bas et d'estivage de la harde de Beverly de 2003 à 2008. Même s'il est possible de retracer partiellement ces activités au moyen des permis d'utilisation des terres, ce ne sont pas toutes les activités qui sont réglementées par des permis, et les effets cumulatifs sont difficiles à évaluer (Gunn *et al.*, 2011a).

Les mines abandonnées sont sources de pollution, ce qui suscite de l'inquiétude chez la population locale, qui craint que les polluants (issus des résidus miniers, par exemple) affectent la faune, et notamment le caribou (par exemple Macdonald *et al.*, 2005). Des mines abandonnées dans les Territoires du Nord-Ouest et dans le nord de la Saskatchewan attendent encore d'être assainies (BQCMB, 2008b), malgré la multiplication des efforts déployés depuis les années 1990 pour assainir les sites abandonnés.

La recherche et l'extraction d'uranium suscitent la plus vive inquiétude chez les collectivités qui chassent le caribou de Beverly. Ces activités durent depuis des décennies dans l'aire d'hivernage de la harde de Beverly, dans le nord de la Saskatchewan. La prospection minière s'est intensifiée ces dix dernières années dans les aires de répartition des hardes de Beverly et de Qamanirjuaq, dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut (BQCMB, 2010b). En mai 2010, beaucoup de permis de prospection, de concessions minières et de baux miniers visaient les aires de mise bas des hardes de Beverly et de Qamanirjuaq (BQCMB, 2010b). Les niveaux d'activité des camps et des aéronefs associés à ces concessions et à ces baux sont très variables. Depuis 1996, quatre mines de diamants ont été mises en exploitation dans l'aire d'estivage de la harde de Bathurst. Trois d'entre elles sont de grandes mines à ciel ouvert, et les activités qui s'y déroulent ont éloigné le caribou sur une plus grande distance que prévu (Johnson *et al.*, 2005). Au milieu de 2011, trois grandes mines à ciel ouvert étaient à l'étape d'une évaluation environnementale en bonne et due forme, dans les aires de répartition des hardes de Bathurst, de Beverly et du nord de l'île de Baffin (NIRB, 2011).

Dans l'ouest de l'Arctique, l'augmentation des activités de prospection pétrolière et gazière ces 10 à 15 dernières années est préoccupante pour les habitants de l'aire d'hivernage des hardes Bluenose-est et Bluenose-ouest. Plus à l'ouest, l'aire de répartition de la harde de la Porcupine s'étend du nord-est de l'Alaska à l'ouest du delta du Mackenzie. La partie de l'aire de mise bas principale de la harde qui est située aux États-Unis se trouve dans la Réserve faunique nationale de l'Arctique. La décision d'autoriser l'exploitation pétrolière et gazière dans cette réserve (proposition que les autorités américaines étudient depuis plusieurs années) pourrait menacer gravement la harde de la Porcupine. La « zone 1002 » de la plaine côtière de l'Alaska a une forte probabilité de renfermer des gisements d'hydrocarbures, mais elle englobe également un habitat sensible pour la harde pendant la mise bas et la période suivant la mise bas (Griffith *et al.*, 2002).

Routes et lignes de transport d'énergie

Des projets de nouvelles routes en cours de planification tendent à favoriser l'accès à certaines aires saisonnières du caribou. Les routes peuvent faire obstacle aux déplacements du caribou et faciliter l'accès aux territoires de l'espèce, ce qui risque d'entraîner une augmentation de la chasse, y compris par des chasseurs provenant de l'extérieur de la région (Wolfe *et al.*, 2000). À cet égard, il serait difficile d'interdire l'utilisation des routes pour la chasse et de faire respecter cette interdiction. Les trois exemples ci-après illustrent certaines questions et préoccupations au sujet des aménagements linéaires dans les aires de répartition du caribou.

1. Harde de Beverly

Les répercussions potentielles sur le caribou de Beverly de la construction et de la mise en service de la route saisonnière de l'Athabasca, qui passe par l'aire d'hivernage de la harde de Beverly, dans le nord de la Saskatchewan, ainsi que le projet de conversion de cette route en route toutes saisons, soulèvent des préoccupations au sein du Conseil de gestion des hardes de caribou de Beverly et de Qamanirjuaq, et du groupe consultatif provisoire de l'Athabasca, chargé d'élaborer un plan d'utilisation des terres pour un corridor de 50 km de large le long de la route (Athabasca Interim Advisory Panel, 2006; BQCMB, 2009). On prévoit que la route aura pour effet d'exposer le caribou à une pression de chasse accrue par des chasseurs non réglementés du sud du Canada ainsi qu'aux impacts cumulatifs associés à l'ajout de routes et de sentiers.

2. Harde de Qamanirjuaq

En 1999, des études de faisabilité ont été proposées concernant des routes et des lignes de transport d'énergie entre le nord du Manitoba et les collectivités situées sur la côte ouest de la baie d'Hudson, de même que des installations hydroélectriques juste au nord de la frontière du Manitoba. Tous ces aménagements se trouveraient dans l'aire de répartition de la harde de Qamanirjuaq. La construction d'une route toutes saisons le long de la baie d'Hudson faciliterait l'accès à cette région et pourrait gêner les déplacements du caribou durant la migration du printemps. Elle pourrait également toucher le corridor de migration d'automne de la harde dans le sud du Nunavut et le nord du Manitoba (BQCMB, 2007b).

3. Harde de la Porcupine

L'autoroute Dempster relie Dawson City, au Yukon, à Inuvik, dans les Territoires du Nord-Ouest, traversant ainsi l'aire d'hivernage de la harde de la Porcupine. La Dempster est un casse-tête pour les responsables de la gestion du caribou parce qu'elle facilite l'accès des chasseurs aux hardes (PCMB, 2010). Dans le passé, le succès de la chasse était lié à la répartition de la harde. Depuis la construction de la route, les chasseurs ont accès au caribou dans les monts Richardson, à Eagle Plains et dans la vallée de l'Ogilvie. Outre la mortalité due à la chasse, on craint que le caribou ne puisse plus rejoindre la portion de son aire d'hivernage située au sud et à l'est de la route, s'il ne peut traverser la route à cause des chasseurs.

Auparavant, pour pallier cette menace potentielle, on délimitait le long de la route des couloirs où la chasse était interdite, et on interdisait complètement la route aux chasseurs pendant une

semaine, au plus fort de la migration d'automne (Environment Yukon, 2010b). Comme la mise en œuvre des couloirs de chasse interdite pouvait découler autant d'un règlement officiel que de restrictions volontaires, selon le groupe d'utilisateurs, leur succès était mitigé. La mise en place de ces couloirs a pris fin en 2007 à la suite de contestations judiciaires (PCMB, 2008).

Aménagement hydroélectrique

La principale forme de conversion du système naturel dans la partie québécoise de l'écozone⁺ de la taïga du Bouclier est l'inondation des terres à des fins d'aménagement hydroélectrique. Depuis les années 1970, quelque 2 000 km² de plans d'eau et 11 000 km² de terres ont été convertis en réservoir pour la centrale La Grande (Therrien *et al.*, 2004). Environ 6 000 km² de zones boisées ont été perdues au profit de réservoirs, de routes et d'autres infrastructures (analyse des données du rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes effectuée par F. Ahern, d'après Leckie *et al.*, 2006), et cette tendance pourrait se poursuivre avec l'expansion des installations existantes et la mise en œuvre de nouveaux projets hydroélectriques (Hydro-Québec, 2011). À Terre-Neuve, les caribous ont évité un projet hydroélectrique durant les phases de construction et d'exploitation (Mahoney et Schaefer, 2002).

Transport maritime

La hausse de l'accès associée au développement dans les aires de répartition du caribou ne se limite pas aux écozones⁺ terrestres. Le transport maritime est en essor dans les voies navigables de l'Arctique, et c'est dans le détroit d'Hudson et le delta du Mackenzie que l'essor est le plus grand (Judson, 2010). Les navires brise-glace ne sont pas sans conséquences sur la traversée du caribou sur la glace de mer, particulièrement à l'automne, alors que tout changement dans la période et le modèle de formation des glaces peut interrompre la migration ou accroître les risques pour le caribou qui traverse sur la glace entre l'île Victoria et le continent (Poole *et al.*, 2010). L'intensification du transport maritime a aussi pour effet d'accroître la présence humaine dans l'Arctique. Des bateaux de croisière y font escale et les visites guidées à terre amènent un nouveau type de tourisme – de grands groupes désireux d'observer les espèces sauvages pendant une courte période. Ces activités pourraient avoir des répercussions sur la faune, et on tient maintenant compte de ce facteur dans la planification de la gestion des parcs (par exemple Wildlife Management Advisory Council (North Slope), 2006). À cet égard, les passages de bateaux de croisière ont plus que triplé de 1993 à 2007 (Judson, 2010).

Polluants

Les courants atmosphériques transportent des polluants de sources lointaines et les déposent sur la neige et la végétation. Certains d'entre eux sont considérés comme des contaminants, car ils peuvent s'accumuler dans les tissus des plantes ou des animaux, à mesure qu'ils remontent la chaîne alimentaire – y compris la chaîne lichen-caribou-humain (Gamberg *et al.*, 2005). En général, la plupart des contaminants ont des répercussions plus graves sur les écosystèmes aquatiques (en particulier chez les mammifères marins) que sur les écosystèmes terrestres (Gamberg *et al.*, 2005). D'autres polluants ne sont pas bioaccumulables mais ils ont d'autres

effets sur les écosystèmes, qui peuvent se répercuter indirectement sur le caribou. C'est le cas notamment de la brume arctique. Il s'agit d'une couche diffuse et persistante qui se forme dans la basse atmosphère (de 2 à 5 km). Elle est formée d'un mélange complexe de particules fines et de polluants acidifiants provenant de sources naturelles, comme les feux de forêts et les volcans, ainsi que de sources industrielles. Elle se forme en hiver, et les particules qui la composent se déposent sur la neige. Lorsque la neige fond, les particules et les polluants sont entraînés vers les écosystèmes aquatiques. En outre, la présence de particules foncées à la surface de la couverture neigeuse accélère la fonte, ce qui précipite les changements climatiques (Rinke et Dethloff, 2008). Pour l'heure, les effets directs de la brume arctique sur les écosystèmes terrestres semblent restreints aux localités industrialisées, principalement celles de la Russie (AMAP, 2006).

Depuis une trentaine d'années, le Programme canadien de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) surveille les concentrations de polluants organiques persistants (POP), de métaux lourds et de radionucléotides. Sauf indication contraire, l'information qui suit provient du rapport sommaire du PLCN (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, 2003). Quelque 15 hardes de caribou du Nunavut, des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon ont fait l'objet de deux vastes programmes de contrôle durant les années 1990, et certaines d'entre elles ont été de nouveau contrôlées depuis (Gamberg, 2009). Les évaluations des risques pour la santé humaine liés aux contaminants révèlent que la viande de caribou du Nord canadien est un aliment sain et nutritif (Donaldson *et al.*, 2010).

Seules de très faibles concentrations de **polluants organiques persistants**, notamment de DDT, de BPC, de dioxines et de furanes, ont été détectées chez le caribou (les concentrations étaient souvent inférieures au seuil de détection), et elles ne posent aucun danger pour la santé humaine, ni pour celle du caribou (voir également Gamberg *et al.*, 2005).

En revanche, certains **métaux lourds** se trouvent en concentrations élevées, mais inférieures à celles observées chez certains mammifères marins. Les concentrations de métaux lourds varient grandement d'une harde à l'autre, ce qui s'explique probablement par les différences de concentration dans le sol. Les concentrations de cadmium dans les reins et le foie ont tendance à être plus élevées chez la harde de Beverly, au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest, que chez les autres hardes, ce qui s'explique probablement, encore une fois, par la présence de sources naturelles de cadmium dans le substrat rocheux. Le cadmium s'accumule dans le lichen, source de nourriture du caribou. Les concentrations de mercure les plus élevées ont été enregistrées chez la harde de Beverly et chez le caribou de la péninsule Meta Incognita (qui fait partie de la population du sud de l'île de Baffin), mais on n'observe aucune tendance précise quant à la distribution géographique des concentrations (Gamberg *et al.*, 2005). Dans le centre et le nord-est du Nord canadien, les concentrations de mercure chez le caribou suivent la même distribution géographique que celles qu'on trouve dans les sédiments. Les scientifiques sont d'avis qu'une grande partie de ce mercure est importé de sources anthropiques situées dans d'autres régions du monde. Cependant, chez le caribou du Yukon, la contamination par le mercure serait en majeure partie attribuable à la géologie locale.

Durant les années 1960, le caribou a été exposé à des niveaux élevés de **radioactivité** associés aux retombées atmosphériques d'essais d'armes nucléaires. Les concentrations les plus élevées

de radiocésium ont été enregistrées chez les grandes hardes du centre-nord du Canada. Depuis, les niveaux de radioactivité ont diminué de façon constante, malgré une légère augmentation temporaire à la suite de l'accident de Tchernobyl. Aujourd'hui, ils sont d'environ dix fois moindres que dans les années 1960, et ils continuent de diminuer (Macdonald *et al.*, 2007).

Les **contaminants nouveaux ou émergents** (dont on vient de découvrir qu'ils s'accumulent dans les écosystèmes) sont généralement préoccupants pour les écosystèmes aquatiques, mais il est néanmoins recommandé d'en surveiller et d'en examiner les concentrations dans les écosystèmes terrestres (Gamberg *et al.*, 2005). Les composés perfluorés entrant dans la fabrication de revêtements hydrofuges, de mousses extinctrices et de divers biens de consommation font partie de cette catégorie de contaminants. Ils sont très présents partout dans le monde (Donaldson *et al.*, 2010) et de plus en plus présents dans l'Arctique (Ostertag *et al.*, 2009). Les composés perfluorés s'accumulent dans le foie et la viande de caribou, et les habitants du Nord qui mangent souvent du caribou peuvent être ainsi contaminés. Les risques pour la santé humaine, aux concentrations mesurées, sont très faibles (Ostertag *et al.*, 2009; Donaldson *et al.*, 2010).

Incendies de forêt

Les incendies de forêt jouent depuis longtemps un rôle dans l'écologie du caribou, mais l'augmentation de leur ampleur et de leur intensité pourrait modifier cette relation. L'importance des incendies de forêt dans l'écologie du caribou des zones septentrionales varie d'une harde à l'autre, selon le pourcentage de l'aire de répartition annuelle des différentes hardes située au sud de la limite des arbres. Celle-ci descend vers le sud dans le centre continental du Canada et remonte vers le nord en direction de la côte atlantique. L'aire de répartition annuelle de la harde de la rivière George est située à 90 % au sud de la limite des arbres, car la zone de toundra y est étroite. De 57 % à 79 % de l'aire de répartition annuelle des autres hardes est située au sud de la limite des arbres, tandis que les hardes Dolphin-et-Union et du nord-est du Canada demeurent au nord de la limite des arbres pendant toute l'année. L'aire d'hivernage change, prend de l'expansion et se contracte selon les cycles d'abondance du caribou.

Les hardes de caribou des zones septentrionales utilisent principalement la forêt boréale dans les écozones⁺ de la taïga des plaines et de la taïga du Bouclier. Les incendies de forêt ont tendance à y être relativement intenses et étendus, en partie en raison du climat continental sec, du type de combustible et des faibles efforts de suppression (Krezek-Hanes *et al.*, 2011). Les incendies de forêt surviennent de façon épisodique, avec des années de forte activité (1979, 1989, 1994 et 1998 pour la période 1960-2007 dans l'écozone⁺ de la taïga du Bouclier) entrecoupées d'années de faible activité (Krezek-Hanes *et al.*, 2011). Ces épisodes sont liés aux variations des conditions météorologiques au cours de la saison des feux, lesquelles sont influencées par les changements décennaux du climat causés par l'oscillation décennale du Pacifique ainsi que par le réchauffement climatique (Krezek-Hanes *et al.*, 2011).

La superficie moyenne brûlée annuellement par les grands incendies a augmenté depuis les années 1960 dans les écozones⁺ de la taïga canadienne (Krezek-Hanes *et al.*, 2011). Les résultats

des scénarios du modèle de circulation générale du Centre météorologique canadien font présager d'autres augmentations futures des incendies dans l'ensemble du Canada, soit de 25 % d'ici 2030 et de 75 % d'ici la fin du siècle, ce qui laisse prévoir que la superficie moyenne brûlée annuellement aura doublé du début à la fin du 21^e siècle (Wotton *et al.*, 2010). En outre, l'ampleur des changements du régime des feux devrait être plus grande dans les latitudes nordiques (Flannigan *et al.*, 2005). La tendance à la hausse de l'intensité et de la fréquence des incendies de forêt aura des répercussions sur les aires d'hivernage du caribou (Russell *et al.*, 1993; Thomas, 1998), car celui-ci modifie sa répartition en fonction de la configuration des brûlis récents et des conditions de neige (Thomas et Kiliaan, 1998; Joly *et al.*, 2003; Barrier, 2011). L'augmentation des incendies de forêt pourrait aussi avoir des effets à long terme sur les lichens. En effet, dans les aires de répartition de la toundra et de la forêt boréale de la harde de l'Arctique de l'Ouest, en Alaska, la présence de lichens a diminué en raison des effets combinés des incendies de forêt, du broutage et, peut-être, du réchauffement climatique (Joly *et al.*, 2009; Joly *et al.*, 2010). Avec le déclin des lichens, la présence d'arbustes et de graminées a augmenté – une tendance également observée ailleurs dans l'Arctique (Cornelissen *et al.*, 2001).

Deux tendances caractérisent les aires d'hivernage boisées du caribou migrateur de la toundra. D'abord, les effets cumulatifs des incendies de forêt réduisent les superficies de forêts matures ou âgées, où les tapis de lichen ont atteint la fin de leur croissance. De 1990 à 2000, par exemple, les incendies dans l'aire d'hivernage de la harde de Bathurst (y compris la zone au sud du Grand lac des Esclaves) ont réduit la superficie des zones boisées de 30 % (Chen *et al.*, En prép.[a]). Les caribous se sont déplacés dans les brûlis récents, mais n'y sont pas demeurés, car les lichens, qui constituent leur principale source de nourriture en hiver, ne poussent généralement pas avant 40 à 60 ans à la suite d'un incendie. Les caribous ont évité les zones présentant une forte densité de brûlis, et ont plutôt choisi des parcelles de forêt plus ancienne qui offraient une couverture de lichens et de végétation herbacée. Ils ont cependant utilisé l'habitat situé à la limite des brûlis, et certains individus ont occupé davantage que prévu certains milieux en début de succession (Barrier, 2011). Dans l'aire d'hivernage de la harde de Beverly, le rétablissement du lichen était relativement lent, et le caribou n'a pas utilisé pleinement la forêt avant une période de 150 à 250 ans à la suite d'incendies (Thomas et Kiliaan, 1998). Les chasseurs de caribou de collectivités situées dans l'aire d'hivernage de la harde de Beverly, dans le sud des Territoires du Nord-Ouest et le nord de la Saskatchewan, sont d'avis que la perte d'habitat causée par les incendies de forêt dans l'aire d'hivernage a entraîné la diminution de l'utilisation de certaines grandes zones par le caribou ainsi que des changements dans les routes de migration (BQCMB, 2005; BQCMB, 2011).

La deuxième tendance est un repli global de la limite sud des aires d'hivernage boisées avec la diminution de l'effectif des hardes (et, en corollaire, un recul de cette limite lorsque l'effectif des hardes augmente). On le constate particulièrement en examinant les travaux réalisés par Bergerud *et al.* (2008) sur la harde de la rivière George. Cependant, il s'agit encore d'une tendance récente touchant certaines hardes, comme celle de Bathurst (Gunn *et al.*, 2011b).

Changements climatiques

Dans le Nord, les changements climatiques varient en importance d'un endroit à l'autre, et prennent des formes différentes selon la période de l'année. Dans le nord-ouest de l'Amérique du Nord, par exemple, les températures printanières augmentent rapidement depuis quelques décennies. Durant la même période, elles sont demeurées stables ou ont légèrement diminué durant plusieurs années de suite dans la toundra du centre et de l'est. Mais une tendance globale est observée dans l'Arctique canadien depuis les années 1950, à savoir une hausse des températures moyennes d'année en année, le réchauffement se faisant particulièrement sentir en hiver, au printemps et en été (Zhang *et al.*, 2011). La même disparité des tendances des températures, selon les régions et les saisons, a été documentée en Russie, avec une tendance de fond au réchauffement. Par ailleurs, les modèles climatiques confirment que le climat continuera de changer – et que c'est dans le Nord que ces changements seront le plus visibles (ACIA, 2005).

Les tendances à grande échelle concernant les types et les quantités de végétation sont reliées aux tendances du climat. Par exemple, l'indice de végétation par différence normalisée (IVDN), un indice de l'activité photosynthétique (Ahern *et al.*, 2011), a connu une augmentation nette d'environ 24 %, de 1985 à 2006, dans le Bas-Arctique. Les études font un lien entre, d'une part, l'augmentation de l'IVDN dans l'Arctique et, d'autre part, la multiplication des arbustes aux dépens de la végétation propre à la toundra, observée dans de nombreuses régions (par exemple Hudson et Henry, 2009; Olthof et Pouliot, 2010). On estime que la superficie globale de la toundra arctique a diminué d'environ 20 % de 1980 à 2000, d'après les tendances climatiques et les mesures de l'IVDN (Wang et Overland, 2004). Toutefois, il n'est pas facile de prévoir les changements, car même les individus d'une même espèce végétale affichent des écarts considérables dans leurs réactions au climat. Par exemple, des chronologies décennales de la croissance du bourgeon, de la fleur et de la feuille de la cassiope tétragone (*Cassiope tetragona*) liée à la température et aux précipitations, ont indiqué une variabilité des données selon les sites et les îles arctiques (Rayback *et al.*, 2011).

À l'échelle des aires de répartition de chaque harde, par exemple l'aire de mise bas de la harde de Bathurst, l'empiétement des arbustes pourrait avoir réduit la superficie des sols recouverts de lichen. Ainsi, le couvert de lichen, mesuré par télédétection, a diminué de 1990 à 2000, passant de 44 % à 22 % de la superficie totale de l'aire de mise bas (Chen *et al.*, En prép.[b]). D'autres tendances de la végétation ont été mises au jour dans l'aire d'estivage de la harde de Bathurst, soit une forte tendance à l'augmentation de la biomasse végétale, selon l'IVDN obtenu par imagerie satellitaire (Chen *et al.*, En prép.[b]).

Le climat de l'Arctique est caractérisé par des variations annuelles importantes, de sorte qu'il est difficile d'en dégager les tendances (Chen *et al.*, En prép.[a]). En outre, il est difficile de dire si un épisode en particulier, par exemple une tempête givrante, se situe dans la plage climatique « normale » ou s'il est signe d'un réchauffement climatique. Par exemple, à l'automne 2003, les zones côtières allant de l'Alaska à Kugluktuk, au Nunavut, se sont englacées, de sorte que le caribou a dû se déplacer pour trouver de la nourriture. La glace recouvrant les terres formait une véritable barrière entre le caribou et sa source de nourriture (Nagy, 2007).

Un autre facteur ajoutant à la difficulté de prédire l'impact des changements climatiques sur le caribou est que toutes les hardes ont évolué et se sont adaptées aux conditions environnementales propres à leurs aires de répartition : certaines hardes peuvent passer l'hiver dans des régions où la couverture de neige est épaisse et persistante, alors que d'autres passent l'hiver dans des régions où les conditions sont moins rigoureuses; certaines hardes passent l'été dans des régions où elles trouvent de la végétation fraîche en abondance, tandis que d'autres n'ont qu'une courte saison de végétation intense pour refaire leurs réserves de gras et de protéines après l'hiver. Ainsi, des changements climatiques entraînant des conditions rigoureuses dans l'aire d'hivernage auront des effets différents sur différentes hardes, même des hardes voisines. Par exemple, un réchauffement du climat pourrait à la fois causer une extension du territoire annuel de la harde de la rivière aux Feuilles et un rétrécissement de celui de la harde de la rivière George (Sharma *et al.*, 2009).

Par ailleurs, certaines hardes ont connu un taux élevé d'accroissement de leur effectif, supérieur à 15 % par année, tandis que d'autres ont connu un taux d'accroissement annuel inférieur à 5 %, en raison surtout d'un taux de mortalité plus élevé chez les femelles adultes (Figure 4). Des changements environnementaux qui entraînent une hausse du taux de mortalité chez les femelles adultes sont de nature à toucher davantage les hardes qui ont un faible taux de croissance.

Dans l'aire de répartition de la harde de la Porcupine, par exemple, les signes d'un réchauffement climatique sont manifestes. Le printemps s'est beaucoup réchauffé au cours des trente dernières années. La neige fond plus tôt et, à la fin du printemps, après la période de mise bas, il y a plus de végétation disponible pour les femelles allaitantes. Par conséquent, le taux de survie chez les nouveau-nés a augmenté (Griffith *et al.*, 2002). Par ailleurs, au début du printemps, à l'époque où la harde a entrepris sa migration, il y a davantage de cycles de gel-dégel, les températures s'élevant au-dessus du point de congélation le jour et redescendant sous le point de congélation la nuit. Le nombre de jours où les températures se sont élevées au-dessus du point de congélation durant la migration printanière a doublé durant la période où l'effectif de la harde était en baisse (1989-2001), comparativement à la période antérieure où l'effectif était en hausse (1975-1988) (Griffith *et al.*, 2002). Se déplacer et chercher sa nourriture sur un terrain qui est recouvert d'une croûte de glace est plus difficile pour le caribou et lui occasionne une plus grande dépense d'énergie. Et lorsqu'il gagne les crêtes balayées par le vent, il s'expose davantage à la prédation par les loups, qui s'y déplacent plus aisément que dans la neige épaisse (Griffith *et al.*, 2002).

En raison du peu de surveillance exercée, il est difficile de cerner les effets de la tendance au réchauffement du climat, d'autant plus que l'on ne dispose pas de données de référence. Par exemple, le caribou se gava littéralement de champignons à la fin de l'été, et ceux-ci constituent une précieuse source de protéines, juste après la période où ils sont harcelés par les insectes et avant la saison de reproduction. Mais on ignore à peu près tout des successions temporelles et de la distribution spatiale des champignons. En Europe du Nord, la période de fructification des corps fongiques (champignons) a changé. En Norvège, avec l'allongement de la saison de croissance dû à la hausse des températures et aux changements dans le régime des pluies

estivales, la date moyenne de fructification des champignons à l'automne a retardé de 13 jours en 2006 par rapport à 1980 (Kausrud *et al.*, 2008).

Le Tableau 1 donne un aperçu général des effets du climat sur le caribou, ses territoires et les collectivités qui en dépendent. Ce tableau est une version mise à jour d'un tableau établi par l'auteur (Russell) en tant que contribution au chapitre 10 de l'Évaluation de l'impact du changement climatique dans l'Arctique (ACIA, 2005).

Tableau 1. Effets des changements climatiques sur les populations de caribou migrateur de la toundra.

Nouvelles conditions climatiques	Répercussions sur l'habitat du caribou	Répercussions sur les déplacements	Répercussions sur l'état physique	Répercussions sur la productivité	Incidences sur la gestion
Fonte des neiges plus hâtive dans la plaine côtière	· Croissance plus rapide des végétaux	· Déplacement vers le nord des aires de mise bas principales · Abandon des aires de mise bas actuelles	· Les femelles refont plus rapidement leurs réserves de protéines · Croissance plus rapide des petits	· Probabilité de grossesse plus élevée · Taux de survie plus élevé chez les petits nés en juin	· Souplesse nécessaire dans la protection des aires de mise bas (gestion adaptative)
Étés plus chauds et plus secs	· Biomasse maximale atteinte plus tôt · Durcissement plus hâtif des plantes · Réduction des sites propices à la reproduction des moustiques · Harcèlement accru par les mouches parasites (œstres) · Fréquence accrue des incendies dans l'aire d'hivernage · Diminution de la fréquence des années « à champignons »	· Aire de mise bas quittée plus tôt · Utilisation accrue de milieux permettant d'échapper aux insectes en juillet · Évitement des brûlis récents dans l'aire d'hivernage	· Détérioration de l'état physique à l'automne, due à une augmentation du harcèlement par les insectes	· Baisse de la probabilité de grossesse	· Importance de protéger les milieux servant de refuge contre les insectes
Automnes plus chauds et plus humides	· Conditions de givrage plus fréquentes	· Abandon des territoires trop englacés	· Augmentation de la mortalité en hiver · Sevrage hâtif		
Hivers plus doux et plus humides	· Couverture neigeuse plus épaisse et plus dense · Conditions de givrage, surtout dans la toundra et les îles arctiques	· Dépendance accrue aux régions à faible enneigement · Séjour plus long dans l'aire d'hivernage	· Plus grande perte de poids en hiver · Cas plus nombreux d'allaitement prolongé	· Réduction de la mortalité chez les petits en hiver	· Nécessité d'envisager la protection des régions à faible enneigement (gestion adaptative)
Printemps plus doux	· Cycles gel-dégel plus fréquents durant la migration printanière · Fonte printanière plus rapide	· Déplacements ralentis et/ou déplacements sur des crêtes venteuses plus sèches	· Perte de poids accélérée au printemps	· Augmentation du prélèvement de femelles et de petits par les loups lorsque la harde se déplace sur des crêtes venteuses	· Examen des dates et des couloirs des migrations printanières, en regard des lieux traditionnels de chasse
<p>Effet global : En termes très généraux : les conditions dans l'aire de mise bas s'améliorent, mais les populations se déplacent vers la partie nord de celle-ci; les caribous quittent plus tôt l'aire de mise bas; les réserves corporelles diminuent en été et à l'automne chez les femelles et les petits à cause d'un harcèlement accru par les œstres; possible diminution du harcèlement par les moustiques lorsque l'été est plus sec; conditions de givrage plus fréquentes dans les aires d'automne, d'hiver et de printemps, selon les régions; répercussions modérées à graves des conditions de givrage sur l'état physique et la survie des individus. Source : Mise à jour du chapitre 10 de l'Évaluation de l'impact du changement climatique dans l'Arctique (ACIA, 2005) par l'auteur (Russell)</p>					

TENDANCES EN MATIÈRE DE PROTECTION DE L'HABITAT DU CARIBOU

Une des préoccupations le plus souvent exprimées à l'égard du caribou est la nécessité de protéger les aires de mise bas au moment où les femelles s'y rassemblent (par exemple BQCMB, 2004). Actuellement, aucune harde du Canada ne dispose d'une aire de mise bas complètement protégée, bien que certaines jouissent d'une protection partielle. Une grande partie de l'aire de mise bas de la harde Bluenose-ouest se trouve dans le parc national Tuktut Nogait, créé en 1996 justement pour protéger cette aire de mise bas (Gouvernement du Canada *et al.*, 1996). Dans le nord-ouest du Yukon, la partie canadienne de l'aire de mise bas de la harde de la Porcupine est située à l'intérieur du parc national Ivvavik, dont la création remonte à 1984 (Parcs Canada, 2007).

Dans certaines aires de mise bas, des restrictions spéciales s'appliquent à l'utilisation des terres, afin d'assurer une certaine protection au caribou. Ainsi, les aires de mise bas des hardes de Beverly et de Qamanirjuaq bénéficient de mesures fédérales de protection depuis 1978; aucune réglementation comparable concernant l'utilisation des terres n'a été appliquée à d'autres aires de mise bas du territoire (Gunn *et al.*, 2007). Le Québec applique une réglementation qui limite les activités permises sur des terres servant d'aires de mise bas. Ces terres sont légalement désignées comme étant utilisées par plus de cinq femelles adultes par km², du 15 mai au 1^{er} juillet, selon des observations par télémétrie réalisées de 1999 à 2003 (Brodeur, 2011, comm. pers.). Cependant, en 2010, l'aire de mise bas de la harde de la rivière George ne se trouvait plus dans le territoire visé par la réglementation (Taillon, 2011, comm. pers.).

Bien que la plupart des hardes soient géographiquement fidèles à leurs aires de mise bas, cette fidélité dure plus ou moins longtemps selon la harde. Cette variation entre hardes ne surprend pas, étant donné les différentes tendances qui caractérisent les effectifs (Gunn *et al.*, Sous presse). Ainsi, chez les hardes de Beverly et de Qamanirjuaq, les lieux de mise bas n'ont pas beaucoup changé entre les années 1960 et les années 1990, mais le degré de chevauchement des deux hardes dans les aires de mise bas a varié d'une année à l'autre (Gunn *et al.*, 2007). Par la suite, la fidélité à l'égard du lieu de mise bas traditionnel de la harde de Beverly s'est effritée, certaines femelles optant pour d'autres lieux (Gunn *et al.*, Sous presse; Nagy *et al.*, 2011). Chez la harde de Bathurst, il y a eu depuis 1966, année où on a commencé la cartographie aérienne des aires de mise bas, deux périodes totalisant 30 ans pendant lesquelles les lieux de mise bas étaient hautement prévisibles. Entre ces deux périodes, il y en a eu une de 11 ans (1986-1996) durant laquelle l'aire de mise bas s'est déplacée de l'est à l'ouest de Bathurst Inlet, où des mises bas avaient déjà été enregistrées dans les années 1950 (Gunn *et al.*, 2008).

Le caribou de Beverly, avant, pendant et après la période de mise bas, passe une grande partie de son cycle annuel à se nourrir et à se déplacer sur des terres protégées à l'intérieur du refuge faunique Thelon (BQCMB, 2004). L'aire de mise bas, l'aire d'élevage et une grande partie de l'aire d'estivage de la harde d'Ahiak se trouvent à l'intérieur du refuge d'oiseaux migrateurs du golfe de la Reine-Maud et elles sont de ce fait à l'abri de la prospection et de la mise en valeur

des ressources (Gunn *et al.*, 2000b). Le refuge a été créé pour servir de zone de nidification à des multitudes de petites oies des neiges et d'oies de Ross (Études d'Oiseaux Canada et Nature Canada, Sans date). Les répercussions du nombre croissant d'oies des neiges sur la recherche de nourriture ou la transmission de maladies chez le caribou sont inconnues.

Dans les aires de répartition annuelles de la harde de la Porcupine, les zones sensibles des parcs nationaux Ivvavik et Vuntut sont protégées contre la mise en valeur des ressources, mais non contre les activités humaines, comme le tourisme et le survol d'aéronefs. (Parcs Canada, 2007; Parcs Canada, 2010a). Les aires de mise bas de la Réserve faunique nationale de l'Arctique et certaines parties de l'aire d'automne et d'hiver des monts Richardson ne bénéficient d'aucune protection permanente. La zone du nord des monts Richardson, à l'intérieur du territoire des Gwich'in, est protégée aux termes du plan d'aménagement du territoire des Gwich'in (Gwich'in Land Use Planning Board, 2003). Une autre zone du nord des monts Richardson se trouve dans la région désignée des Inuvialuits; le caractère sensible de cette région est reconnu par le plan de conservation de la collectivité d'Aklavik (Community of Aklavik *et al.*, 2008). Il existe des plans de gestion ou d'utilisation des terres pour d'autres zones de l'aire de répartition de la harde de la Porcupine, y compris la réserve écologique Fishing Branch, le parc territorial Tombstone et le parc territorial Herschel Island (Environment Yukon, 2010a).

Les aires de répartition saisonnières du caribou sont de mieux en mieux protégées dans les Territoires du Nord-Ouest, grâce à la stratégie sur les aires protégées des Territoires du Nord-Ouest (Northwest Territories Protected Areas Strategy Advisory Committee, 1999). Ainsi, la protection de trois aires situées autour du Grand lac de l'Ours fera en sorte que les aires d'été, d'automne et d'hiver de la harde Bluenose-est seront protégées, tandis que la création de la réserve de parc national Thaidene Nene assurera la protection d'une partie des aires hivernales des hardes de Bathurst, d'Ahiak et de Beverly (Gunn *et al.*, 2011b).

La protection de l'habitat du caribou de Peary s'améliore, deux parcs nationaux ayant été créés dans des zones importantes pour le caribou de Peary depuis le début des années 1990; la création d'un troisième parc est actuellement l'objet de négociations. L'établissement, en 1992, du parc national Aulavik dans la partie nord de l'île Banks se trouvait à protéger des terres qui servent principalement d'aire d'estivage pour le caribou de Peary (Parcs Canada, 2010b). Au nord-est de l'aire de répartition du caribou de Peary se trouve le parc national Quttinirpaaq, dans l'île d'Ellesmere, le deuxième parc national en superficie du Canada, établi en 2001 (Parcs Canada, 2006). Un troisième parc, que l'on songe à établir dans la partie nord de l'île Bathurst, protégerait le caribou de Peary. Les terres de l'éventuel parc national Tukthusiuqialuk ont été mises en réserve en 2010.

On ne note aucune tendance claire qui mènerait à une meilleure protection des aires de mise bas du caribou migrateur au Canada (Festa-Bianchet *et al.*, 2011). Malgré la mise en place de diverses mesures qui assurent une meilleure protection des aires de répartition annuelles de certaines hardes, il est essentiel, pour l'intégrité des aires de répartition saisonnières du caribou, d'établir des plans d'utilisation des terres qui tiennent compte spécifiquement du caribou, afin que les aires protégées soient reliées entre elles. Partout sur la planète, de plus en plus de voix s'élèvent en faveur de la protection des espèces migratrices (Berger, 2004).

ÉVALUATIONS PAR HARDE

Les estimations de population ont été compilées aux fins du présent rapport et de la base de données en ligne du réseau CARMA (CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network) (CARMA, 2010a). Lorsque cela était possible, les documents accessibles au public qui exposaient la méthodologie utilisée ont été cités. Comme il arrive que de nouvelles estimations de population soient établies pour tenir compte de nouvelles données et pour assurer leur cohérence avec les derniers relevés, on trouve dans la littérature des estimations contradictoires pour certaines hardes et certaines années. Dans de tels cas, nous avons opté pour les estimations les plus récentes publiées dans un document accessible au public.

Ces évaluations visent avant tout à mettre en lumière les tendances relatives à l'effectif des hardes et certains indices vitaux, comme le taux de survie des petits, lorsque cette information est disponible, plutôt que de faire un compte rendu exhaustif de la démographie de chaque harde. Nous avons aussi inclus certaines données sur les tendances environnementales touchant les aires de répartition des hardes.

Harde d'Ahiak

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et estivage jusqu'au début de l'automne);
Bas-Arctique et taïga du Bouclier (aires d'automne et d'hiver)

Situation et tendances

C'est par le savoir inuit et les données historiques sur la répartition du caribou que l'on a d'abord été informé de la mise bas d'individus le long de la côte du golfe de la Reine-Maud. En effet, les aînés de Gjoa Haven et les négociants de la Baie d'Hudson ont décrit comment le caribou venait mettre bas dans les îles situées le long de la côte du golfe de la Reine-Maud (Gavin, 1945). La harde a d'abord été nommée d'après le nom du golfe (Heard *et al.*, 1986), puis, au début des années 1990, elle a été rebaptisée Ahiak, mot inuktitut.

Les études et les relevés de la harde d'Ahiak ont été rares, d'où la difficulté de dégager et d'interpréter des tendances. L'information dont on dispose provient du suivi des femelles munies de colliers émetteurs (de 1996 à 1997 et de 2001 à 2010), des relevés effectués en 1983 et en 1995 avant la période de mise bas et des relevés de la répartition des mises bas effectués en 1986 et en 1996 (Gunn *et al.*, 2000b; Gunn et D'Hont, 2002). En 1986, un relevé visuel stratifié de l'aire de mise bas côtière a établi l'effectif à $11\,265 \pm 1\,615$ (É.-T.) individus. En 1996, le caribou s'est révélé mettre bas plus à l'ouest qu'en 1986 : un relevé restreint de l'aire de mise bas allongée le long de la côte a donné un chiffre de $83\,134 \pm 5\,298$ (É.-T.) individus (Gunn *et al.*, 2000b). Or, en 2006, le nombre d'individus dénombrés dans cette aire de mise bas s'établissait à $123\,226 \pm 14\,500$ (É.-T.) (Johnson, données non publiées). De 2006 à 2010, les relevés annuels étaient des relevés aériens utilisés pour cartographier la répartition des mises bas et pour évaluer la densité du caribou le long de la côte du golfe de la Reine-Maud entre Bathurst Inlet et Chantrey Inlet. C'est ainsi que l'on a noté un déclin de 60 % du nombre d'individus présents

dans l'aire de mise bas de 2006 à 2009, puis une hausse du nombre d'individus observés en 2010 par rapport à 2009 (Kelly, 2011, comm. pers.).

La première interprétation faite des données historiques et des résultats de relevés aériens, soit des données touchant les années 1986 à 2006, était que la harde d'Ahiak mettait bas le long de la côte et qu'elle était une harde distincte, qui hivernait dans la toundra, même si, certaines années, son aire d'hivernage s'étendait jusque dans la forêt boréale (Gunn *et al.*, 2000b; Gunn et D'Hont, 2002). De 2007 à 2009, six femelles munies de colliers émetteurs qui avaient auparavant mis bas dans les aires de mise bas de la harde de Beverly se sont déplacées (Gunn *et al.*, Sous presse; Nagy *et al.*, 2011) vers ce qui avait été désigné comme l'aire de mise bas côtière traditionnelle de la harde d'Ahiak (Gunn *et al.*, Sous presse; Gunn *et al.*, 2000b). Mais après analyse des localisations des colliers émetteurs, Nagy *et al.* (2011) ont proposé une autre interprétation. Ainsi, pensent-ils, les hardes d'Ahiak et de Beverly n'étaient pas des hardes distinctes, et elles ont probablement commencé à se lier dès le milieu des années 1990, les femelles de la harde de Beverly adoptant progressivement les aires de mise bas de la harde d'Ahiak situées dans la moitié ouest du golfe de la Reine-Maud. Nagy *et al.* (2011) sont également d'avis que la répartition des mises bas d'une autre harde hivernant dans la toundra empiète sur la moitié ouest du golfe de la Reine-Maud et que son aire de mise bas englobe la partie est du golfe de la Reine-Maud et Chantrey Inlet.

Malgré l'incertitude quant au moment où s'est produit le changement dans la répartition des mises bas de la harde de Beverly, un changement a sans contredit eu lieu depuis 2007 : désormais, les femelles munies de colliers émetteurs de la harde de Beverly mettent bas dans l'aire de mise bas de la harde d'Ahiak. Le moment et le mécanisme de ce changement sont de toute première importance pour expliquer si l'augmentation du nombre des mises bas dans le golfe de la Reine-Maud tient, comme il a d'abord été proposé, à la harde d'Ahiak hivernant dans la toundra et/ou au déplacement continu vers le nord de la harde de Beverly.

En raison de ces deux interprétations possibles du déplacement de l'aire de mise bas de hardes de la région du golfe de la Reine-Maud, nous n'avons pas établi de graphique des effectifs dans les aires de mise bas et nous reconnaissons que la situation actuelle de la harde d'Ahiak est incertaine. Il se peut que la population de la harde d'Ahiak ait augmenté abruptement de 1986 à 2006 pour décliner ensuite de 2006 à 2009, et donner des signes d'augmentation de 2009 à 2010. Par ailleurs, il n'est pas sûr que nous disposions d'une estimation récente de la harde d'Ahiak pendant la période de mise bas dans le golfe de la Reine-Maud, car, comme le laissent entendre Nagy *et al.* (2011), l'essor apparent observé de 1996 à 2006 peut être dû à la lente colonisation de l'aire de mise bas par la harde de Beverly.

Depuis 2008, on effectue des relevés de la composition du printemps pour établir les rapports des nouveau-nés aux femelles. De 1996 à 1998 et de 2001 à 2005, l'étude des colliers émetteurs avait révélé que les femelles qui mettaient bas sur la côte du golfe de la Reine-Maud hivernaient surtout dans la toundra, bien que certaines années (1997 et 2001), leur répartition hivernale allait au-delà de la ligne des arbres (Gunn *et al.*, 2000b; Gunn et D'Hont, 2002). La harde est chassée l'hiver par des chasseurs de Gjoa Haven, de Umingmaktok et de la baie Cambridge Bay (Nunavut); de Lutsel K'e (T.N.-O.) et, certains hivers, par les collectivités du nord de la Saskatchewan.

Hardes de l'île de Baffin

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Haut-Arctique (mise bas et estivage jusqu'à l'automne ou l'hiver); certaines hardes vont également dans la Cordillère arctique

Situation et tendances

Les Inuits ont fourni de l'information sur les tendances historiques de la répartition du caribou et sur les changements dans les modèles de migration des populations, en se fondant sur leurs observations de l'abondance du caribou (Ferguson *et al.*, 1998; Knight Piésold Consulting, 2010). Ainsi, selon les Inuits de l'île de Baffin, l'effectif du caribou évolue suivant un cycle qui atteint un maximum tous les 60 à 80 ans. Si on jette un regard vers le passé, dans le sud de l'île de Baffin, l'effectif du caribou était faible dans les années 1940, puis il a augmenté dans les années 1950, atteignant un sommet dans les années 1980 et au début des années 1990, selon la région (Ferguson *et al.*, 1998). Les tendances subséquentes demeurent non documentées, bien que, selon un dépouillement récent de rapports et d'après le savoir local, les effectifs du caribou, à tout le moins au nord de l'île de Baffin, se trouvent à un creux du cycle d'abondance (Knight Piésold Consulting, 2010). Aucun recensement n'a été fait dans le nord de l'île; les petits ont fait l'objet d'un recensement partiel et non systématique en 1997 (Jenkins, 2007). Ce relevé a mis au jour des mises bas à proximité du projet de mine à ciel ouvert de la rivière Mary, où sera extrait du minerai de fer.

Harde de Bathurst

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et estivage jusqu'au début de l'automne); taïga du Bouclier (aires d'automne et d'hiver)

Situation et tendances

La taille et la répartition de la harde de Bathurst ont fait l'objet de contrôles fréquents, si bien que les tendances de l'effectif de la harde sont relativement bien décrites. Ainsi, l'effectif a augmenté au début des années 1980 pour atteindre un sommet en 1986 (Figure 7). Puis, de 1986 à 2006, il a décliné à raison de 5 % par année, selon les recensements réalisés en 1996, 2003 et 2006. En 2009, seulement 16 000 femelles en âge de se reproduire ont été dénombrées sur le territoire de mise bas, ce qui s'est traduit par une population de 31 600 individus, soit un déclin de plus de 70 % par rapport aux chiffres de 2006. Cette tendance à la baisse est confirmée par une tendance à la diminution du taux de survie chez les petits et un taux de survie relativement faible chez les femelles adultes. Pendant la période de 2001 à 2006, le taux de survie chez les petits était la moitié moindre que celui mesuré pendant la période de 1985 à 1995. Puis, en 2007 et en 2008, la survie des petits (d'après les rapports des petits aux femelles) s'est améliorée, ce qui peut s'expliquer en partie par le faible taux de survie des femelles (Boulangier *et al.*, 2011). La survie des petits et la répartition des mises bas font actuellement l'objet de relevés annuels.

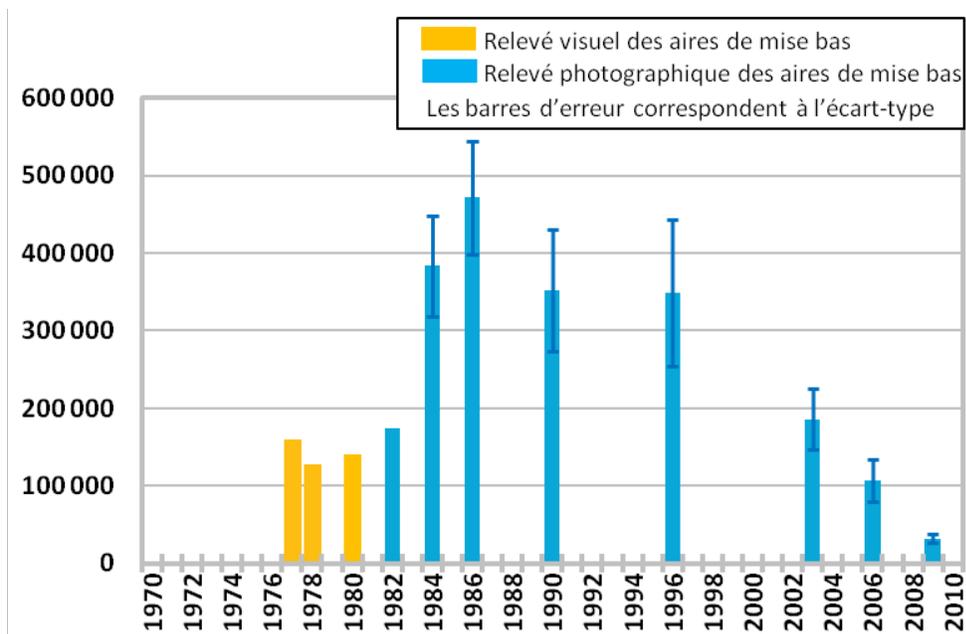


Figure 7. Estimations de population de la harde de Bathurst.

Les écarts-types n'ont pas été établis pour les relevés visuels et aucun écart-type n'était disponible pour les données de 1982. Les données concernent les individus d'un an et plus. Tous les relevés ont été effectués en juin.

Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1977-1984 : Case et al. (1996); écart-type pour 1984 : Department of Environment and Natural Resources (Sans date[Bathurst]); 1986 : Heard et Williams (1991a); 1990 : Heard et Williams (1991b); 1996 : Gunn et al. (1997); 2003 : Gunn et al. (2005); 2006 : Adamczewski et al. (2009); 2009 : Adamczewski (2011c, comm. pers.)

En 2010, après des audiences publiques à grande échelle concernant une proposition de gestion conjointe du gouvernement du peuple Tlicho et du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, l'Office des ressources renouvelables du Wek'èezhìi a recommandé de mettre un frein au prélèvement du caribou par les Autochtones et d'interdire la chasse par les résidents ainsi que la chasse commerciale (WRRRB, 2010).

Par le passé, d'après les souvenirs des aînés Tlicho quant à l'abondance des caribous dans les camps de chasse de l'automne, l'effectif de la harde de Bathurst était élevé dans les années 1940 et faible dans les années 1950, puis la population a augmenté durant les décennies 1970 et 1980 (Dogrib Treaty 11 Council, 2001). Une tendance semblable s'est dégagée de l'examen de la fréquence des marques de sabots sur les racines d'épinettes (Zalatan *et al.*, 2006). La distribution de fréquence des marques de sabots révèle un faible effectif durant les années 1920, suivi d'un regain avec apogée au milieu des années 1940, puis de nouveau un faible effectif à partir des années 1950 jusqu'aux années 1970. L'effectif a ensuite augmenté pour atteindre un sommet dans les années 1990, puis s'est effondré au tournant du siècle.

Depuis 1996, l'emplacement de l'aire de mise bas est assez prévisible et l'utilisation annuelle des aires d'élevage et d'estivage, d'après les données de déplacement des femelles munies de colliers émetteurs, n'a pas changé (Gunn *et al.*, 2008). Les aires de répartition de l'automne et de

l'hiver sont les plus grandes aires saisonnières et les moins prévisibles d'une année à l'autre (Gunn *et al.*, Sous presse). Depuis 1998, la harde descend moins loin au sud en hiver (Gunn *et al.*, 2011b). D'après les données de déplacement obtenues à partir des colliers émetteurs portés par les femelles, une relation positive a été établie entre, d'une part, la distance séparant l'aire d'hivernage et les aires de mise bas et, d'autre part, les taux de déplacement quotidien en mai et la date d'arrivée dans les aires principales de mise bas (Gunn et Poole, 2009). Les tendances environnementales touchant l'aire de répartition du caribou de Bathurst concordent avec les tendances enregistrées à l'échelle circumpolaire et à celle de l'écozone⁺ (Gunn et Poole, 2009).

Harde de Beverly

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et estivage jusqu'au début de l'automne); taïga du Bouclier (aires d'automne et d'hiver)

Situation et tendances

La harde de Beverly a fait l'objet d'études et de relevés fréquents jusqu'au début des années 1990. Au cours des années 1980, la tendance globale de l'effectif était à la hausse (Figure 8). Le taux de survie des petits était élevé dans les premières études, mais il n'a plus été mesuré après 1993. Le relevé photographique de 1994 (Williams, 1995) a établi à $151\,000 \pm 48\,700$ (É.-T.) le nombre d'individus d'un an et plus dans les aires de mise bas. En 2002, un relevé visuel des aires de mise bas a donné des densités plus faibles qu'en 1994 (Johnson et Mulders, 2009), ce qui fait penser que l'effectif de la harde a atteint sa taille maximale au milieu des années 1990. Mais les tendances récentes sont incertaines, faute d'avoir mesuré l'effectif de 1994 à 2002, puis de 2002 à 2006. Quatre relevés de l'aire de mise bas ont été effectués de 2006 à 2009, mais seulement un petit nombre de femelles, et encore moins de petits, ont été observés, malgré une vaste couverture aérienne au-dessus et autour de l'aire traditionnelle de mise bas (Adamczewski *et al.*, 2009). Auparavant, la répartition des mises bas reflétait une fidélité à un territoire traditionnel de mise bas, si l'on se fie aux relevés effectués de 1957 à 1974, de 1978 à 1994, en 2002 et de 2006 à 2009 (Gunn et Sutherland, 1997; Gunn *et al.*, 2007; Johnson et Mulders, 2009; Adamczewski *et al.*, 2009).

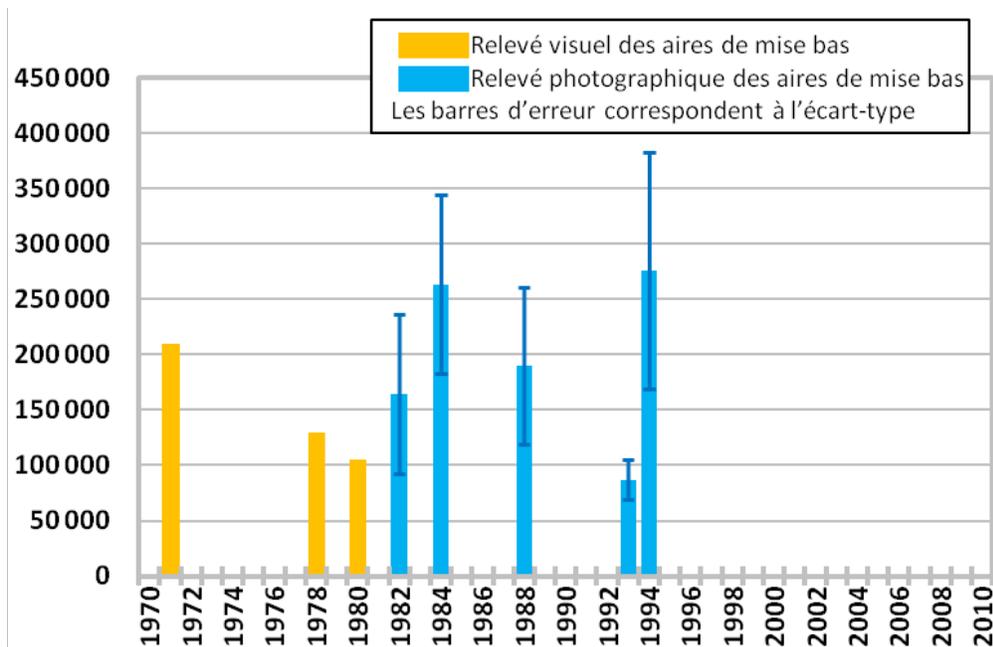


Figure 8. Estimations de population de la harde de Beverly.

Les écarts-types n'ont pas été établis pour les premiers relevés visuels. Les estimations de population concernent les individus d'un an et plus.

Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1971 et 1978 : Heard et Decker (1980); 1980 : Gunn et Decker (1982); 1982-1988 : Heard et Jackson (1990); 1993-1994 : Williams (1995)

Ce n'est qu'en 2006 que l'on a commencé à munir les caribous de la harde de Beverley de colliers émetteurs; ce retard a nui à la description et à l'interprétation des tendances de la harde. Selon Nagy *et al.* (2010; 2011), qui ont analysé les données de télémétrie recueillies dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, dans les années 1990, une grande partie de la harde de Beverly a déplacé son territoire de mise bas d'environ 200 à 300 km, celui-ci occupant désormais la moitié ouest de la côte du golfe de la Reine-Maud. L'interprétation faite par Nagy *et al.* (2010; 2011) des données de télémétrie par satellite est que la harde de Beverly utilise actuellement deux territoires de mise bas, la majorité des femelles mettant bas sur la côte ouest du golfe de la Reine-Maud. Malgré une forte diminution du nombre de mises bas sur la côte du golfe de la Reine-Maud de 2006 à 2009 (Adamczewski *et al.*, 2009), le déclin de l'effectif de la harde de Beverly ne semble pas avoir été aussi radical qu'on l'avait d'abord craint, car certaines femelles ont simplement changé d'aire de mise bas. Quoi qu'il en soit, il y a lieu de se préoccuper de l'intensification de l'activité humaine dans le territoire traditionnel de mise bas de la harde de Beverly et des effets qu'elle pourrait avoir soit sur le déplacement du territoire de mise bas ou sur une baisse dramatique de l'effectif de la harde (Campbell et Dumond, 2011, comm. pers.).

Une autre interprétation veut que l'effectif de la harde de Beverly ait diminué, tout comme a diminué celui des hardes voisines (hardes de Bathurst et de Qamanirjuaq – voir ailleurs dans ce rapport), de 1994 à 2009. Selon Gunn *et al.* (Sous presse) les données de télémétrie par satellite recueillies de 2006 à 2009 et les données de relevés aériens indiquent un délaissement du

territoire traditionnel de mise bas, à compter de 2007, comme en témoignent les densités extrêmement faibles enregistrées en 2006. De 2007 à 2009, six femelles munies de colliers émetteurs ont délaissé le territoire traditionnel de mise bas de la harde de Beverly au profit de la côte du golfe de la Reine-Maud, laquelle avait été décrite comme le territoire de mise bas de la harde d'Ahiak (Gunn *et al.*, 2000b). De fait, ce déplacement du territoire de mise bas du caribou de Beverly coïncide avec une diminution substantielle du nombre de femelles en âge de se reproduire et de petits dans l'ancien territoire traditionnel. Il est possible que ce déclin ait déclenché, chez les femelles restantes, une réponse comportementale, à savoir adopter le territoire de mise bas d'une harde plus nombreuse, pour continuer de jouir des avantages que procure la mise bas en groupe.

La harde de Beverly a vraisemblablement utilisé pendant des milliers d'années son territoire traditionnel de mise bas, traversant la rivière Thelon avant la mise bas pour migrer vers les territoires de mise bas situés à proximité du lac Beverly (Gordon, 2005). Les aires d'estivage de la harde de Beverly comprenaient le refuge faunique Thelon et la toundra, au sud du refuge. À l'automne, la trajectoire de migration menait généralement la harde au sud du refuge faunique Thelon, au-delà de la ligne des arbres, et vers le nord de la Saskatchewan (BQCMB, Sans date). Les déplacements et le rut automnaux avaient généralement lieu à l'est du Grand lac des Esclaves. Lorsque l'hiver avançait, la harde de Beverly avait tendance à se déplacer vers l'ouest, en direction du bras oriental du Grand lac des Esclaves et des alentours (Thomas *et al.*, 1998). Thomas *et al.* (1998) ont établi une relation entre, d'une part, la direction globale et le taux des déplacements et, d'autre part, les conditions de neige dans la forêt boréale. Ainsi ont-ils noté que la majorité du temps, le caribou se déplaçait de l'est vers l'ouest dans l'aire d'hivernage, car la neige avait tendance à être moins épaisse à l'ouest.

Depuis les années 1980, les tendances de la répartition saisonnière ne sont établies que pendant la saison de mise bas (Gunn *et al.*, Sous presse; Gunn et Sutherland, 1997; Gunn *et al.*, 2007; Nagy *et al.*, 2011). L'information recueillie grâce aux colliers émetteurs donne aussi à penser que les aires d'estivage de la harde d'Ahiak chevauchent certaines des aires d'estivage connues de la harde de Beverly, au moins depuis 2006. La harde de Beverly est la cible d'une chasse saisonnière de la part des habitants de Baker (Nunavut); de Lutsel K'e (T.N.-O.); et de Black Lake, Stony Rapids et Uranium City, dans le nord de la Saskatchewan.

Harde Bluenose-est

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et hivernage); taïga des plaines (hivernage)

Situation et tendances

La harde Bluenose-est n'a été officiellement reconnue en tant que harde distincte qu'en 1999 (Nagy, 2009b). Selon un relevé photographique effectué après la période de mise bas en 2000, l'effectif s'établissait alors à $104\,000 \pm 22\,100$ (IC de 95 %) (Figure 9). Il a ensuite diminué, passant à $70\,100 \pm 8\,100$ en 2005 et à $66\,800 \pm 5\,200$ en 2006, ce qui représente un taux exponentiel de déclin de 10 % de 2000 à 2006. Mais en 2010, on a estimé à $98\,600 \pm 7\,100$ individus l'effectif de la harde après la période de mise bas. L'information n'est toutefois que

partielle, car les taux démographiques n'ont pas été surveillés et les données de répartition fondées sur les individus munis de colliers émetteurs n'ont pas été analysées.

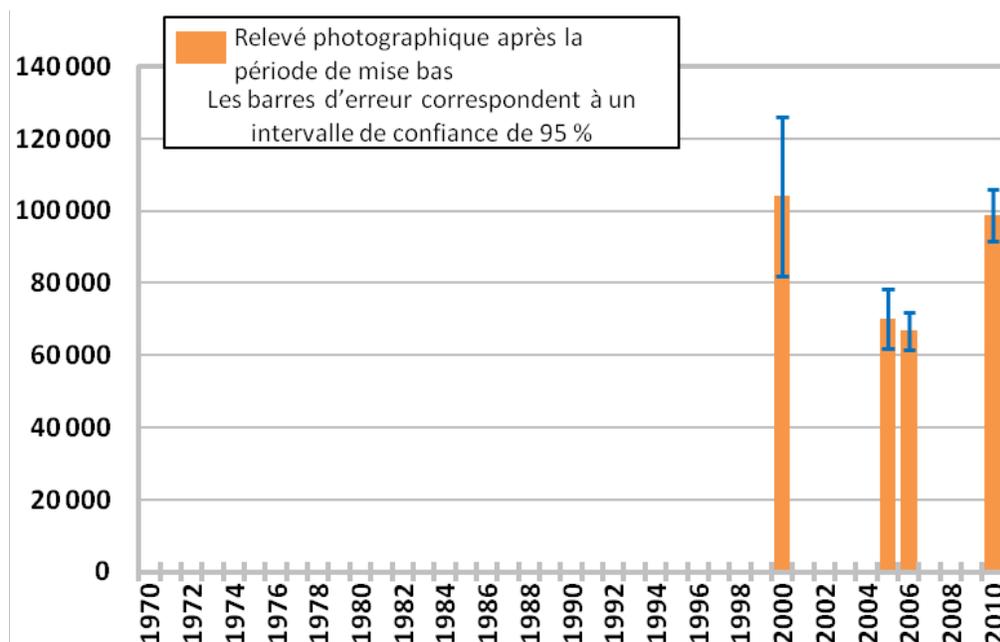


Figure 9. Estimations de population de la harde Bluenose-est.

Les données concernent les individus d'un an et plus. Les relevés ont été effectués en juillet.

Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 2000 : Patterson et al. (2004); 2005 : Nagy et Tracz (2006); 2006 : Nagy et al. (2008); 2010 : Adamczewski (2011b, comm. pers.)

Les tendances des indices vitaux sont incertaines car, jusqu'à récemment, la surveillance était sporadique. Les rapports des nouveau-nés du printemps aux femelles variaient de 25 à 52 nouveau-nés pour 100 femelles, et aucune tendance n'a pu être dégagée de 2001 à 2009 (Popko, données non publiées, dans Adamczewski *et al.*, 2009).

Harde Bluenose-ouest

Écozones[†] (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et hivernage); taïga des plaines (hivernage)

Situation et tendances

Bien que la harde Bluenose-ouest n'ait été officiellement reconnue comme harde distincte qu'en 1999 (Nagy, 2009b), des estimations de population ont été établies pour 1986, 1987 et 1992, à partir des données de localisation émanant des colliers émetteurs recueillies après la période de mise bas chez la harde Bluenose. L'effectif de la harde a culminé à $112\,400 \pm 25\,600$ (IC de 95 %) en 1992 avant de tomber à $76\,400 \pm 14\,300$ en 2000, et à $20\,800 \pm 2\,040$ en 2005 (Figure 10). Les chiffres de 2006, soit $18\,050 \pm 530$ individus, ont confirmé ceux de 2005. Depuis lors, la tendance semble s'être stabilisée, les résultats préliminaires d'un relevé effectué en juillet 2009 indiquant un effectif de $17\,900 \pm 1\,300$ individus (Davison, 2009, comm. pers.).

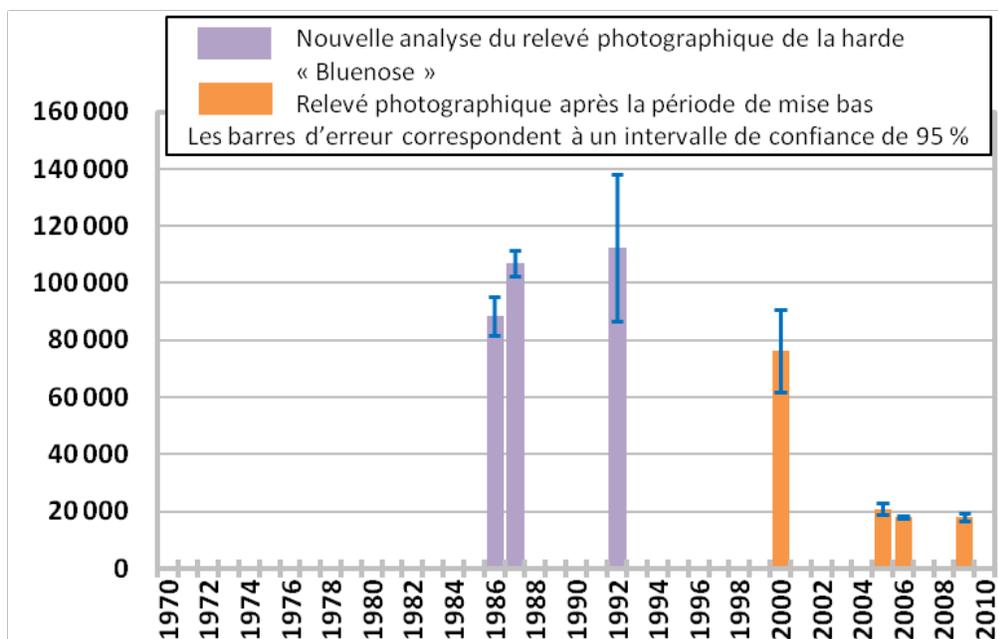


Figure 10. Estimations de population de la harde Bluenose-ouest.

Les estimations portent uniquement sur les individus d'un an et plus. Les données issues des relevés photographiques de la harde « Bluenose » effectués avant 2000 ont été de nouveau analysées pour estimer les tendances de la population de la harde Bluenose-ouest. Ces estimations doivent être considérées comme moins fiables que les estimations ultérieures (Adamczewski, 2011a, comm. pers.).
 Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1986-2006 : Nagy (2009a); aussi pour 2005 et 2006 : Nagy et Johnson (2006); 2009 : Davison (2009, comm. pers.).
 Voir aussi la page Web du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest pour de plus amples renseignements sur cette harde (Department of Environment and Natural Resources, Sans date[Bluenose-ouest]).

Conformément aux recommandations du Conseil consultatif de la gestion de la faune (T.N.-O.), de l'Office des ressources renouvelables gwich'in et de l'Office des ressources renouvelables du Sahtu, trois organismes cogestionnaires de l'aire de répartition de la harde, il a été interdit aux chasseurs non autochtones, à compter de 2006, de prélever des individus de la harde Bluenose-ouest. Les organismes cogestionnaires ont également recommandé de limiter le prélèvement d'individus de la harde Bluenose-ouest par les Autochtones en limitant la récolte totale autorisée et en réglementant les prélèvements au moyen d'étiquettes; ces mesures sont entrées en vigueur en 2007.

Harde du cap Bathurst

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et hivernage); taïga des plaines (hivernage)

Situation et tendances

Bien que la harde du cap Bathurst n'ait été officiellement reconnue comme harde distincte qu'en 1999 (Nagy, 2009b), des estimations de population ont été établies pour 1987 et 1992 à partir des

données de localisation émanant des colliers émetteurs recueillies après la période de mise bas chez la harde Bluenose (Nagy, 2009a). L'effectif de la harde a culminé à $19\,300 \pm 5\,400$ (IC de 95 %) en 1992, avant de reculer à environ $11\,100 \pm 1\,800$ en 2000, $2\,430 \pm 260$ en juillet 2005, et $1\,820 \pm 150$ en 2006 (Figure 11), ce qui représente un taux exponentiel de déclin de 17 %. Les résultats préliminaires d'un relevé effectué en juillet 2009 indiquent un effectif de $1\,930 \pm 350$, ce qui donne à penser que le déclin a cessé.

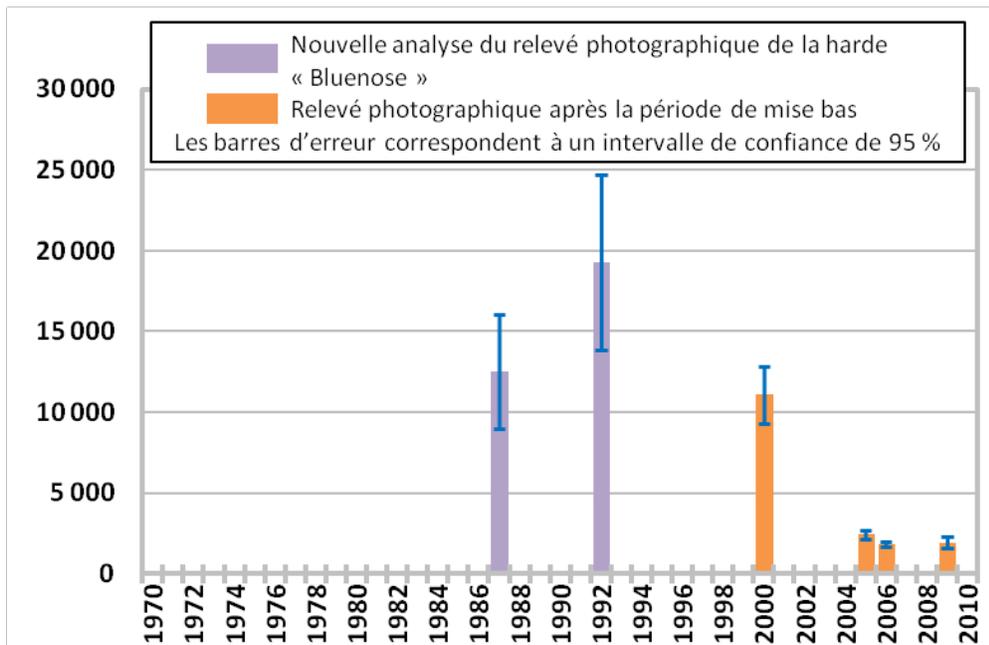


Figure 11. Estimations de population de la harde du cap Bathurst.

Les estimations portent uniquement sur les individus d'un an et plus. Les données issues des relevés photographiques de la harde « Bluenose » effectués avant 2000 ont été de nouveau analysées pour estimer les tendances de la population de la harde du cap Bathurst. Ces estimations doivent être considérées comme moins fiables que les estimations ultérieures (Adamczewski, 2011a, comm. pers.).
 Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1987-2006 : Nagy (2009a); 2005-2006 : Nagy et Johnson (2006); 2009 : Davison (2009, comm. pers.). Voir aussi la page Web du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest pour de plus amples renseignements sur cette harde (Department of Environment and Natural Resources, Sans date[cap Bathurst]).

Le Conseil consultatif de gestion de la faune (T.N.-O.) a recommandé de mettre fin à tout prélèvement d'individus de la harde du cap Bathurst. L'interdiction faite aux non-Autochtones est entrée en vigueur en 2006 et l'interdiction visant les Autochtones, un an plus tard. Les chiffres provisoires de 2009 donnent à croire que l'effectif de la harde se serait stabilisé. Outre l'interdiction de la chasse, de meilleurs taux de recrutement en 2008 et en 2009 peuvent avoir contribué à stopper le déclin (Davison, 2010, comm. pers.).

Harde Dolphin-et-Union

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Haut-Arctique (mise bas et estivage jusqu'au début de l'automne);
Bas-Arctique (hivernage)

Situation et tendances

Selon les mentions historiques et les témoignages de chasseurs inuits, l'effectif des caribous pourrait avoir atteint pas moins de 100 000 individus, environ, dans l'île Victoria à l'aube du 19^e siècle (Manning, 1960). Mais au début des années 1920, l'effectif avait diminué et les migrations par la traversée du détroit de Dolphin-et-Union avaient cessé. Deux causes peuvent être évoquées : les tempêtes givrantes et l'arrivée des armes à feu. Le rétablissement a été lent, si bien que le caribou est demeuré rare jusque dans les années 1970. Dans les années 1990, l'effectif a augmenté, atteignant quelque 28 000 individus en 1997 (Figure 12). Par la suite, il a été au mieux stable, des analyses préliminaires laissant entrevoir un léger déclin de 1997 à 2007 (Poole *et al.*, 2010; Dumond, 2011, comm. pers.).

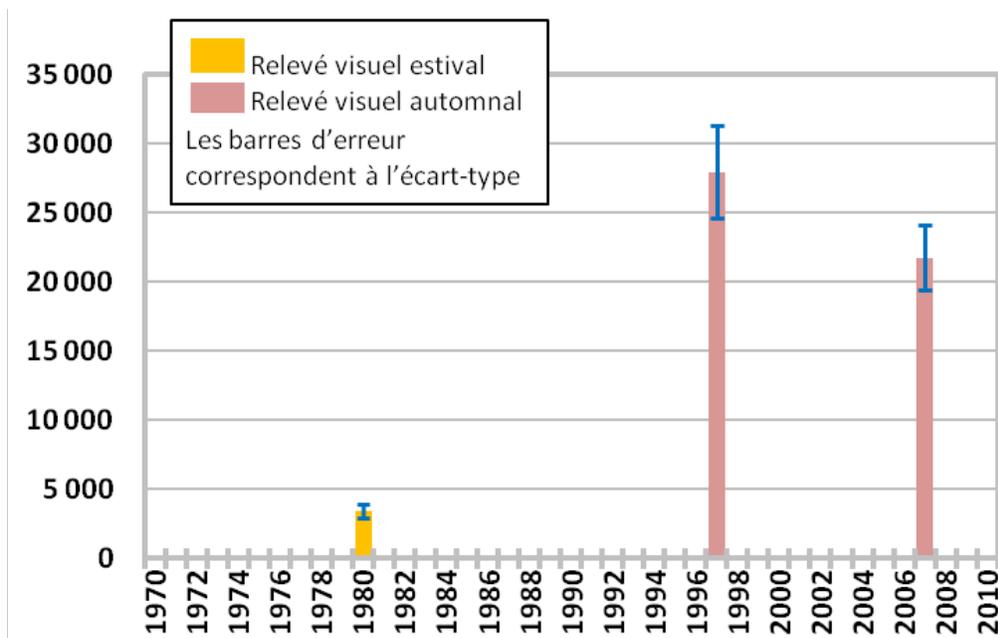


Figure 12. Estimations de population de la harde Dolphin-et-Union.

Les données de 2007 sont considérées comme étant préliminaires.

Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1980 : Jakimchuk et Carruthers (1980) cités dans COSEPAC (2004); 1997 : Nishi et Gunn (2004); 2007 : Dumond (2011, comm. pers.)

Les lieux de mise bas sont dispersés sur environ la moitié du nord et du centre de l'île Victoria et d'après les observations d'individus, la superficie des aires occupées par le caribou l'été, l'automne et l'hiver a augmenté depuis le début des années 1980. Une tendance à l'augmentation de la superficie de l'aire d'hivernage s'est manifestée, avec la reprise des migrations automnales de l'île vers le continent par la traversée sur la glace de mer nouvellement formée, migrations qui avaient déjà été observées jusque dans les années 1920. La harde fait le voyage de retour à l'île Victoria d'avril à mai en traversant encore une fois sur la glace de mer. Or, la tendance à la formation tardive de la glace – de 8 à 10 jours plus tard maintenant qu'en 1982, pourrait mener à des changements dans les migrations automnales par la traversée sur la glace de mer (Poole *et al.*, 2010).

Harde de la rivière George

Écozones[†] (aire de mise bas) : Cordillère arctique (mise bas); taïga du Bouclier (estivage et hivernage)

Situation et tendances

Les tendances de l'effectif et de la répartition de la harde de la rivière George ont été relativement bien décrites à partir de relevés et d'études (Couturier *et al.*, 2004; Bergerud *et al.*, 2008; Couturier *et al.*, 2009a; Couturier *et al.*, 2009b). L'effectif de la harde a augmenté, passant d'environ 5 000 individus dans les années 1950 à un sommet de quelque 776 000 ± 104 000 (IC de 90 %) en 1993 (Figure 13). C'est à ce moment que l'aire d'estivage s'est dégradée, ce qui peut avoir déclenché un déclin de l'effectif jusqu'à 385 000 ± 108 000 individus en 2001, suivi d'un autre déclin jusqu'à 74 100 ± 12 600 individus, selon les relevés photographiques réalisés en 2010 après la période de mise bas. De plus, la tendance de l'effectif révélée par les dénombrements par photographies aériennes est étayée par les tendances de l'abondance du lichen (Boudreau et Payette, 2004a; Boudreau et Payette, 2004b) et des marques de sabots sur les racines des arbres, arbres dont l'âge est déterminé par l'analyse des anneaux de croissance (Boudreau *et al.*, 2003).

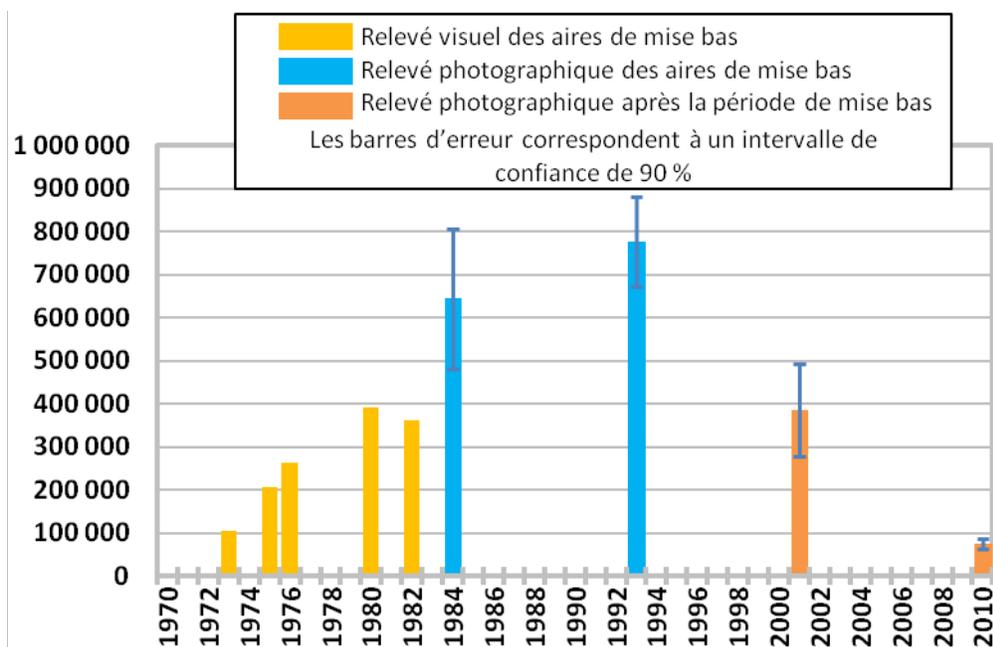


Figure 13. Estimations de population de la harde de la rivière George.

Les données, fondées sur des relevés des aires de mise bas (effectués en juin) et (pour 2001 et 2010) des relevés effectués après la période de mise bas (en juillet), sont toutes extrapolées pour donner l'effectif total de la harde en octobre, y compris les petits. Aucun intervalle de confiance n'a été calculé pour les relevés visuels.

Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1973 et 1975 : Messier et al. (1988); 1976-1982 : Couturier et al. (1990); 1984 et 2001 : Couturier et al. (2004); 1993 : Couturier et Courtois (1996); 2010 : Ressources naturelles et Faune (2010) et CARMA (2011)

Les tendances des indices vitaux, dont le taux de gestation et le taux de survie des nouveau-nés, sont surveillées et résumées (Couturier *et al.*, 2004; Bergerud *et al.*, 2008; Couturier *et al.*, 2009a; Couturier *et al.*, 2009b). Cette surveillance s'appuie sur des études de l'état corporel et de la masse corporelle chez les nouveau-nés et les petits d'un an. Selon Couturier *et al.* (2009b), la surveillance des tendances de la masse corporelle des petits à la naissance et à l'automne sera utile pour déterminer à quel moment les hardes s'approchent de leur effectif maximal.

Harde de la rivière aux Feuilles

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Haut-Arctique et Bas-Arctique (mise bas); taïga du Bouclier (hivernage)

Situation et tendances

La harde de la rivière aux Feuilles (Leaf River) a été désignée harde distincte en 1975. Son effectif est passé de 56 000 individus en 1975 à 101 000 ± 43 400 (IC de 90 %) en 1983, puis à 121 000 ± 56 400 en 1986, à 276 000 ± 75 900 en 1991 et à 1 193 000 ± 565 000 en 2001 (Figure 14). Couturier *et al.* (2004) conseillent toutefois d'utiliser la limite inférieure de l'intervalle de confiance (628 000) pour établir l'effectif de 2001. En 2007 et en 2008, l'état corporel des femelles

adultes et des petits était mauvais, et le recrutement était faible, ce qui porte à croire que l'effectif de la harde a diminué. Le relevé suivant (résultats non disponibles au moment de la préparation du présent rapport) était prévu pour l'été 2011 (Ressources naturelles et Faune, 2010). Le recrutement, la mortalité des individus munis de colliers émetteurs, l'état corporel des femelles adultes et des petits, et des observations répétées sur le terrain donnent à penser que la harde a connu un déclin depuis le recensement de 2001. Des mesures de gestion pour réagir à une tendance à la baisse d'une population sont en cours d'élaboration (Brodeur, 2011, comm. pers.).

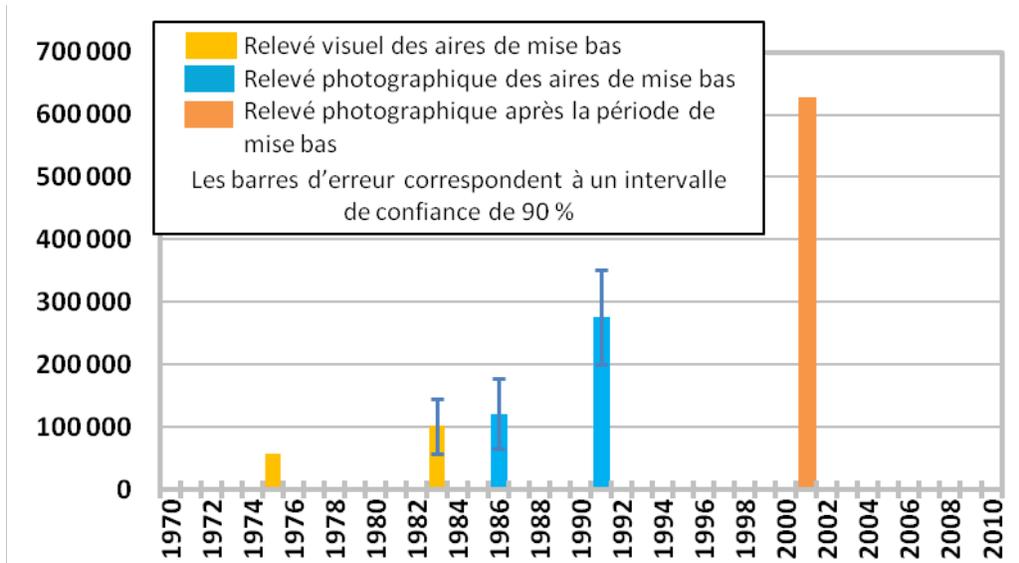


Figure 14. Estimations de population de la harde de la rivière aux Feuilles.

Les données, fondées sur des relevés des aires de mise bas (effectués en juin) et (pour 2001) des relevés effectués après la période de mise bas (en juillet), sont toutes extrapolées pour donner l'effectif total de la harde en octobre, y compris les petits. Aucun intervalle de confiance n'a été calculé pour 1975. Le chiffre de 2001 est la limite inférieure de l'intervalle de confiance (recommandé aux fins de gestion).
Source : Données de Couturier et al. (2004)

Les taux de déplacement ont été suivis de 1986 à 2003, et les indicateurs environnementaux, de 1973 à 2003 (Couturier *et al.*, 2009b). Ces suivis révèlent des interactions complexes entre l'état des individus, les conditions météorologiques et la dynamique des populations.

Ces dernières années, un déplacement majeur des aires de mise bas vers le nord a été observé (Taillon, 2011, comm. pers.).

Hardes de Lorillard et de la baie Wager

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Haut-Arctique (mise bas et estivage jusqu'au début de l'automne);
Bas-Arctique (aires d'automne et d'hiver)

Situation et tendances

Les hardes de Lorillard et de la baie Wager sont les deux hardes les plus importantes parmi les quelque huit hardes du nord-est du continent hivernant dans la toundra. Il existe relativement peu d'information sur les hardes du nord-est du continent (Gunn et Fournier, 2000; Gunn *et al.*, 2000a; Oli, 2003). Mais de plus en plus d'individus sont munis de colliers émetteurs, ce qui aide à mieux comprendre les déplacements saisonniers de ces hardes (Campbell, 2005; Campbell, 2007; Nagy *et al.*, 2011).

À la fin des années 1970, des relevés ont établi un total combiné d'environ 4 000 individus dans les aires de mise bas des hardes de Lorillard et de la baie de Wager (Donaldson, 1981, dans Heard *et al.*, 1986). L'effectif a vraisemblablement augmenté jusqu'au milieu des années 1990. À cette époque, les chasseurs inuits ont déclaré qu'il y avait moins d'individus et que leur état de santé était mauvais (Buckland *et al.*, 2000). De fait, les relevés effectués avant la période de mise bas en 1995, comparés à ceux de 1983, ont révélé un déclin de l'effectif du caribou au nord de la baie Wager. D'autres relevés effectués dans les aires de mise bas de la harde de Lorillard n'ont révélé aucun changement de 1999 à 2003, tandis que le nombre estimatif d'individus dans la harde de la baie Wager a augmenté entre 2000 et 2004 (Campbell, 2005; Campbell, 2007). Ainsi, les tendances de l'effectif et de la répartition des petites hardes présentes dans le nord-est du continent sont incertaines.

Caribou de Peary

Écozone⁺ : Haut-Arctique

Situation et tendances

En 1961, les populations du caribou de Peary comptaient environ 26 000 individus dans les îles de la Reine-Élisabeth, et environ 22 000, croit-on, dans les grandes îles du sud et sur la presque-île Boothia (COSEPAC, 2004). L'effectif a ensuite connu un déclin. Le taux de ce déclin a varié au fil du temps et selon les différentes populations insulaires; dans certains cas, on a observé un renversement du déclin et dans d'autres, aucun rétablissement n'a été constaté. Les relevés sont effectués à intervalles irréguliers et seulement deux des six populations géographiques (celles des îles Banks et Bathurst) ont été régulièrement dénombrées. En 2001, le nombre total d'individus a été extrapolé à environ 8 000 (COSEPAC, 2004). Les données les plus récentes s'établissent comme suit : il y aurait environ 4 000 individus dans le Nunavut, selon les relevés allant de 2001 à 2008 (Jenkins *et al.*, 2011), et environ 2 000 dans les Territoires du Nord-Ouest (Carrière, 2009, comm. pers.).

Populations du caribou de Peary

Îles Melville et Prince-Patrick

Les relevés, bien que peu fréquents, ont détecté un déclin brusque de la population de 1961 à 1972 et à 1973. Le taux de déclin a ralenti entre le relevé de 1974 et les suivants, effectués en 1987 et en 1997. Il peut y avoir eu des rétablissements et des pertes subséquentes, mais étant donné les longues périodes écoulées entre les relevés (16 et 10 ans), ceux-ci n'auraient pas pu être détectés. Voir la Figure 15a et la Figure 15b.

Groupe des îles Prince-de-Galles et Somerset

Chaque année, le caribou de Peary circule sur la glace de mer entre les îles de ce groupe. De 1974 à 1980, l'effectif du caribou a été stable, se maintenant autour de 4 000 à 6 000 individus, ce qui en faisait l'une des populations de caribou de Peary les plus importantes dans les années 1970 et 1980. Le relevé suivant n'a eu lieu que 15 ans plus tard, en 1995, et seulement quelques individus ont alors été observés. En 2004, pas un seul individu n'a été observé lors d'un relevé aérien des îles. Voir la Figure 15c.

Île Bathurst (et îles satellites)

De 1961 à 1974, l'effectif du caribou de Peary a diminué d'un ordre de grandeur. De 1974 à 1994, l'effectif s'était rétabli au niveau de 1961. Par la suite, la population s'est de nouveau effondrée, et en 1997, elle comptait moins de 100 individus. Un relevé effectué en 2001 a révélé une tendance au rétablissement de la population. Voir la Figure 15d.

Île Banks

La population du caribou de Peary de l'île Banks était l'une des plus importantes populations, au moment où elle a culminé à quelque 12 000 individus au début des années 1970 pour demeurer ensuite relativement stable jusqu'en 1982. C'est alors qu'elle a commencé à diminuer : en 1992, il restait environ 1 000 individus. Un rétablissement modeste avait été noté en 2001, mais celui-ci a vraisemblablement été anéanti en raison d'une tempête givrante survenue au début de l'hiver 2003 (Nagy et Gunn, 2006). Un relevé effectué en 2010 a mené à un chiffre de $1\,097 \pm 343$ (IC de 95 %) individus (sans les petits), ce qui a confirmé la persistance d'un faible effectif dans l'île Banks. Voir la Figure 15e.

Nord-ouest de l'île Victoria

Les tendances de la population du caribou de Peary du nord-ouest de l'île Victoria sont moins connues que celles de la population de l'île Banks, car les recensements y ont été moins fréquents. En 1987, l'effectif était élevé, se situant aux alentours de 2 600 individus, puis il a décliné pendant les années 1980 jusqu'à ce qu'en 1993, un relevé aérien ne détecte que quelques individus. L'effectif s'est ensuite lentement rétabli, selon des chiffres de 95 ± 60 individus (IC de 95 %) pour 1998 et de 204 ± 103 individus pour 2001. Cependant, en 2005, on estimait le nombre d'individus (sans les petits) à $66 + 61$, ce qui faisait penser qu'une partie du rétablissement avait

été annulée au cours des deux hivers 2002-2003 et 2003-2004, pendant lesquels des précipitations givrantes avaient eu lieu (Nagy et Gunn, 2006). Un relevé subséquent effectué en 2010 a donné un chiffre de 150 ± 104 individus (sans les petits), ce qui a confirmé la persistance d'un faible effectif. Voir la Figure 15f.

Presqu'île Boothia

La population du caribou de Peary sur la presqu'île Boothia a augmenté tout au long des années 1970 et au début des années 1980. Le dernier dénombrement du caribou de cette région, effectué en 1994, a révélé un déclin par rapport à celui de 1985 (Gunn et Dragon, 1998). Mais il est difficile de dégager des tendances claires, car la télémétrie par satellite a révélé que la presqu'île est fréquentée à la fois par le caribou de Peary et par le caribou de la toundra (Gunn *et al.*, 2000a).

Îles orientales des îles de la Reine-Élisabeth (îles Ellef Ringnes, Amund Ringnes, Devon, d'Ellesmere, Axel Heiberg, Cornwall, King Christian, Graham)

Il existe relativement peu d'information pour dégager des tendances. Un relevé a été fait en 1961, mais il était si incomplet que les chiffres auxquels il a donné lieu (près de 1 500 individus) ne peuvent être qu'approximatifs (Tener, 1963). Depuis 2001, le ministère de l'Environnement du Nunavut effectue des relevés aériens printaniers des îles, qui ont donné les estimations suivantes pour les individus de 10 mois et plus (Jenkins *et al.*, 2011) :

- île d'Ellesmere (y compris l'île Graham) – relevés effectués en partie en 2005 et en partie en 2006 : les résultats combinés ont mené à un chiffre de 1 021 individus;
- îles Axel Heiberg – relevés effectués en 2007 : 2 291 (IC de 95 % : de 1 636 à 3 208) individus;
- îles Amund Ringnes, Ellef Ringnes, King Christian, Cornwall et Meighen – relevés effectués en 2007 : total de 282 (IC de 95 % : de 157 à 505) individus;
- île Loughheed – relevés effectués en 2007 : 372 (IC de 95 % : de 205 à 672) individus;
- île Devon – relevé effectué en 2008 : 17 individus dénombrés (relevé élaboré).

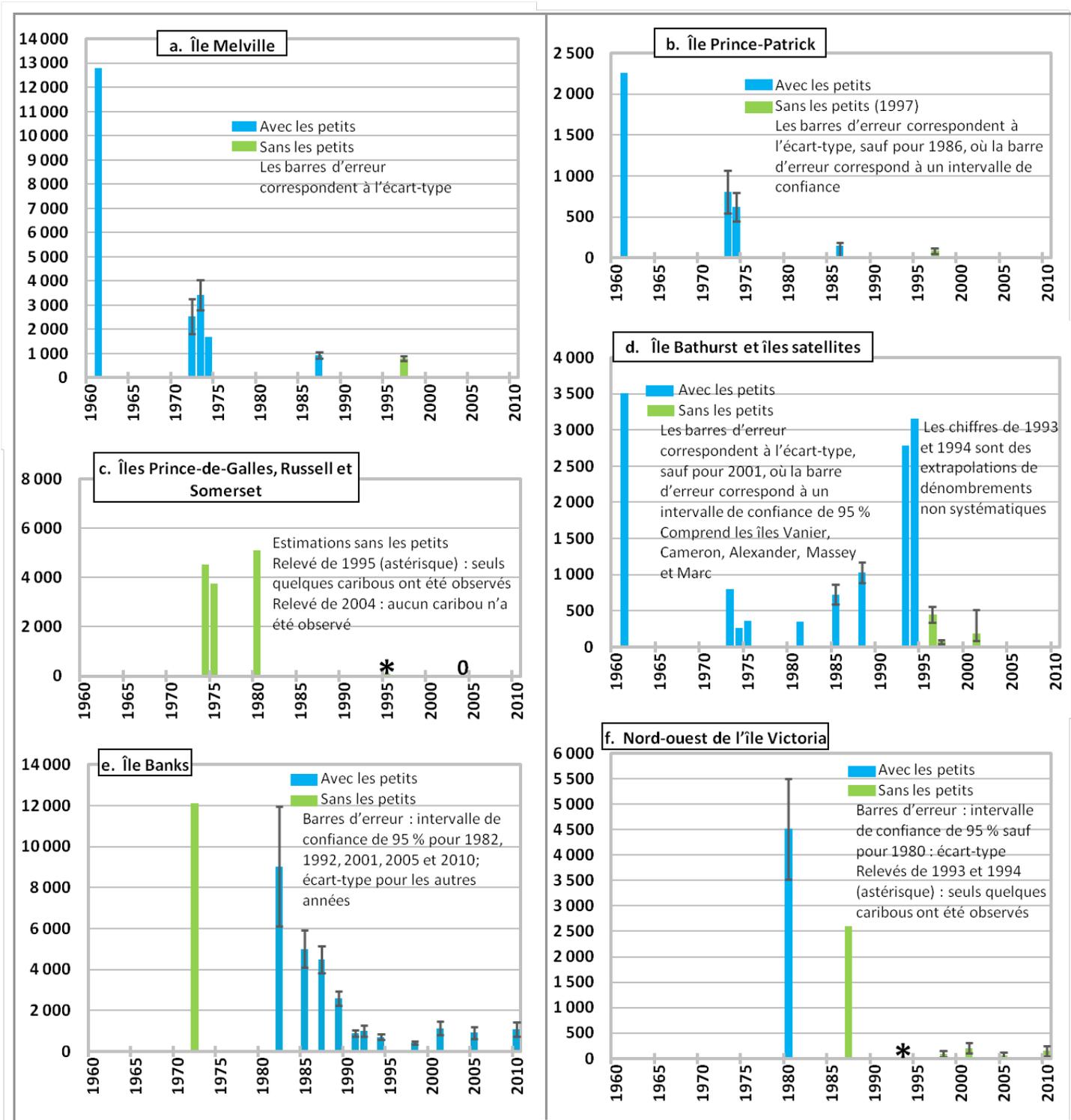


Figure 15. Estimations des populations du caribou de Peary. (Voir les sources des données à la page suivante.)

Sources des données de la Figure 15 :

a. Île Melville : 1961 : Tener (1963) cité dans Miller et al. (1975); 1972-1974 : Miller et al. (1977); 1987 : Miller (1988); 1997 : Gunn et Dragon (2002)

b. Île Prince-Patrick : 1961 : Tener (1963) cité dans Miller et al. (1975); 1973 et 1974 : Miller et al. (1977); 1986 : Miller (1987); 1997 : Gunn et Dragon (2002)

c. Îles Prince-de-Galles, Russel et Somerset : 1980 : Gunn et Decker (1984) cités dans Gunn et al. (2006); 1995 : Gunn et Dragon (1998); 2004 : Jenkins et al. (2011)

d. Île Bathurst et îles satellites : 1961 : données de Tener (1963) ajustées par Miller et Barry (2009) pour normaliser la taille des îles utilisées dans les calculs, pour qu'elles puissent être comparées aux résultats des relevés ultérieurs; 1973 et 1974 : Miller et al. (1977) cités dans Miller et Barry (2009); 1975 : Fischer et Duncan (1976) cités dans Miller et Barry (2009); 1981 : données de Ferguson (1987) ajustées par Miller et Barry (2009) pour prendre en compte de petites îles exclues du relevé; 1985 et 1988 : Miller (1991); 1993 et 1994 : données de Miller (1998) ajustées par Miller et Barry (2009) pour prendre en compte les petites îles exclues du relevé; 2001 : Jenkins et al. (2011)

e. Île Banks : 1972 : Urquhart (1973) cité dans Gunn et al. (2000c); 1982 : données de Latour (1985) analysées de nouveau par Nagy et al. (2009f); 1985 : McLean et al. (1986); 1987 : McLean (1992); 1989 : McLean et Fraser (1992); 1991 : Fraser et al. (1992); 1992 : Nagy et al. (2009b); 1994 et 1998 : Larter et Nagy (2001); 2001 : Nagy et al. (2006); 2005 : Nagy et al. (2009c); 2010 : Davison et al. (En prép.)

f. Nord-ouest de l'île Victoria : 1980 : Jakimchuk et Carruthers (1980) cités dans Gunn (2005); 1987 : Gunn et al. (2000c); 1993 et 1994 : Gunn (2005); 1998 : Nagy et al. (2009d); 2001 : Nagy et al. (2009e); 2005 : Nagy et al. (2009a); 2010 : Davison et al. (En prép.)

Hardes des îles Pen et du cap Churchill

Écozone⁺ : plaines hudsoniennes

Nota : Le résumé qui suit a été rédigé à partir de l'évaluation de la situation et des tendances des écosystèmes de l'écozone⁺ des plaines hudsoniennes, avec la permission des auteurs (Abraham *et al.*, 2012).

Situation et tendances

Ces deux hardes du nord de l'Ontario et du nord-est du Manitoba sont considérées comme un écotype migrateur de la toundra forestière et elles ont été surveillées et évaluées de façon sporadique au cours des deux dernières décennies.

La **harde des îles Pen** est en déclin, et son aire de répartition se déplace vers l'est. La harde est devenue un point de mire au milieu des années 1980 : depuis plusieurs étés, on observait de grands nombres d'individus le long de la côte. De 1979 à 1994, des dénombrements photographiques périodiques de la harde des îles Pen effectués en été le long des côtes ontarienne et manitobaine de la baie d'Hudson, ont révélé une augmentation de l'effectif de la harde, celui-ci passant d'un creux de 2 300 individus en 1979 à un sommet de 10 798 individus en 1994 (Abraham et Thompson, 1998). Depuis une dizaine d'années, des changements majeurs sont survenus. En effet, par le passé, la harde mettait bas et passait l'été sur la côte de la baie d'Hudson, dans la région des îles Pen, et hivernait à l'intérieur des terres, près de la limite entre les écozones⁺ du Bouclier boréal et des plaines hudsoniennes. S'appuyant sur des relevés photographiques (Thompson et Abraham, 1994), des relevés non systématiques et des observations fortuites concernant la période de 1965 à 2003, Magoun *et al.* (2005) ont constaté un déplacement vers l'est de l'utilisation des zones côtières depuis la fin des années 1990, le caribou devenant plus commun à l'est de la rivière Severn. Des relevés systématiques effectués au printemps et à l'été des années 2008 et 2009 sur la côte sud de la baie d'Hudson ont révélé un changement majeur dans l'utilisation estivale des zones côtières, la plupart des individus étant observés encore plus loin à l'est, près de Cape Henrietta-Maria (Abraham *et al.*, Accepté aux fins de publication). Les relevés ont aussi indiqué qu'un déclin important de l'effectif pourrait avoir eu lieu. Les résultats peuvent refléter : 1) un déplacement de l'aire fréquentée par la harde des îles Pen, et/ou 2) une diminution du nombre d'individus dans l'ancienne aire des îles Pen conjuguée à une augmentation du nombre d'individus dans l'est.

La **harde de Cape Churchill** a été peu étudiée, mais on pense que son effectif a augmenté à un rythme assez soutenu à partir du milieu des années 1960 et qu'il est demeuré stable ces dix dernières années. Les estimations faites à partir des relevés aériens de 1965 situaient l'effectif de la harde à environ 58 individus. D'après un autre relevé effectué en 1988, l'effectif se situait entre 1 800 et 2 200 individus (Campbell, 1995). En 1997-1998, l'effectif minimal était estimé à 3 013 individus adultes (Elliott, 1998). Un relevé aérien effectué par Parcs Canada les 28 et 29 mai 2005 le long des trajectoires de vol au-dessus de l'aire de mise bas connue a dénombré 644 individus (Stewart, 2009, comm. pers.). Trois dénombrements faits à partir d'une photographie aérienne fortuite prise le 20 juillet 2007 ont donné une moyenne de

2 937 individus, ce qui correspond à peu près à l'effectif minimal établi en 1997-1998 (Abraham *et al.*, 2012).

Harde de la Porcupine

Écozones[†] (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et début de l'été); taïga de la Cordillère (toute l'année); taïga des plaines (printemps, automne et hiver)

Situation et tendances

La harde de la Porcupine est étroitement surveillée : les lieux de mise bas sont repérés chaque année depuis le début des années 1970, le taux de survie des nouveau-nés est déterminé chaque année depuis 1983, et les estimations de population sont elles aussi établies chaque année depuis 1976. Le déplacement hâtif de la harde hors de la plaine côtière de l'Alaska et le mauvais temps de la fin juin et du début juillet ont empêché de faire des estimations de la population de 2003 à 2009. La harde compte actuellement 169 000 individus, d'après les résultats du recensement de 2010 (Campbell, 2011). Voir la Figure 16.

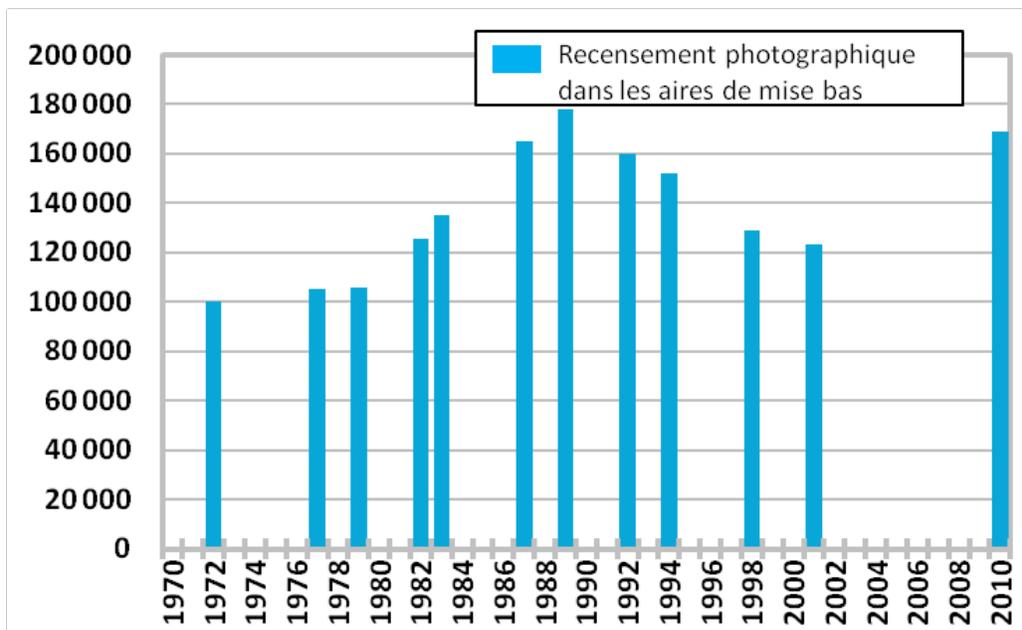


Figure 16. Estimations de population de la harde de la Porcupine. Relevés effectués au moyen de photographies aériennes à partir desquelles les nombres sont extrapolés. Nombres totaux – aucune estimation de la variance établie. Les petits sont compris dans les nombres. Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1972-2001 : Caikoski (2009), voir aussi Joly *et al.* (2011); 2010 : Campbell (2011)

L'effectif de la harde de la Porcupine a atteint un sommet en 1989 (178 000 individus) puis a décliné jusqu'au recensement de 2001 à un rythme de 3,5 % par année, selon les données des recensements de 1992, 1994, 1998 et 2001. De toutes les hardes de l'Amérique du Nord dont l'effectif a augmenté au cours du dernier quart du 20^e siècle, la harde de la Porcupine est celle

qui a connu le taux d'accroissement le moins élevé; elle est donc la moins productive des grandes hardes de caribou migrateur (Figure 4).

En général, la harde de la Porcupine quitte ses aires d'hivernage du centre du Yukon et de l'Alaska pour se déplacer vers le nord, atteignant les contreforts de la chaîne de Brooks, en Alaska, et les monts Britanniques, au Yukon, à la fin mai. La mise bas a lieu au début juin soit dans les contreforts ou dans la plaine côtière, selon les conditions de neige (Russell *et al.*, 1993; Griffith *et al.*, 2002). Une analyse récente des données de localisation d'individus munis de colliers émetteurs révèle une relation possible entre, d'une part, le déplacement des territoires de mise bas et d'élevage et, d'autre part, la variation des températures printanières et des conditions de neige, et leurs effets sur la végétation (Russell, données non publiées). Les températures douces du printemps 1990 se sont accompagnées d'un nombre accru de mises bas dans la plaine côtière; à l'inverse, les printemps relativement frais des années 1980 et 2000 se sont traduits par des mises bas plus nombreuses dans les contreforts, associées à des taux de prédation supérieurs des nouveau-nés. Voir la section sur les changements climatiques, à la page 26, pour une discussion des effets des changements et de la variation du climat sur la dynamique de la population de la harde de la Porcupine.

Harde de Qamanirjuaq

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et estivage jusqu'au début de l'automne); taïga du Bouclier (aires d'automne et d'hiver)

Situation et tendances

L'effectif de la harde de Qamanirjuaq était faible dans les années 1970, puis il a augmenté au cours des années 1980, jusqu'en 1994 (496 000 individus) (Figure 17). En 2008, le gouvernement du Nunavut a effectué des relevés des aires de mise bas et de la composition automnale de la harde. L'effectif a alors été estimé à 349 000 ± 44 900 (É.-T.) individus, ce qui indique que la harde aurait atteint un sommet puis décliné d'environ 30 % depuis 1994. Toutefois, le déclin n'est pas statistiquement significatif. La tendance du rapport des nouveau-nés du printemps aux femelles a diminué avec le temps : il était de 50 à 100 en 1992, de 42 à 100 en 1996, de 30 à 100 en 1999, de 26 à 100 en 2003, pour passer à moins de 20 à 100 entre 2006 et 2008 (Campbell *et al.*, 2010).

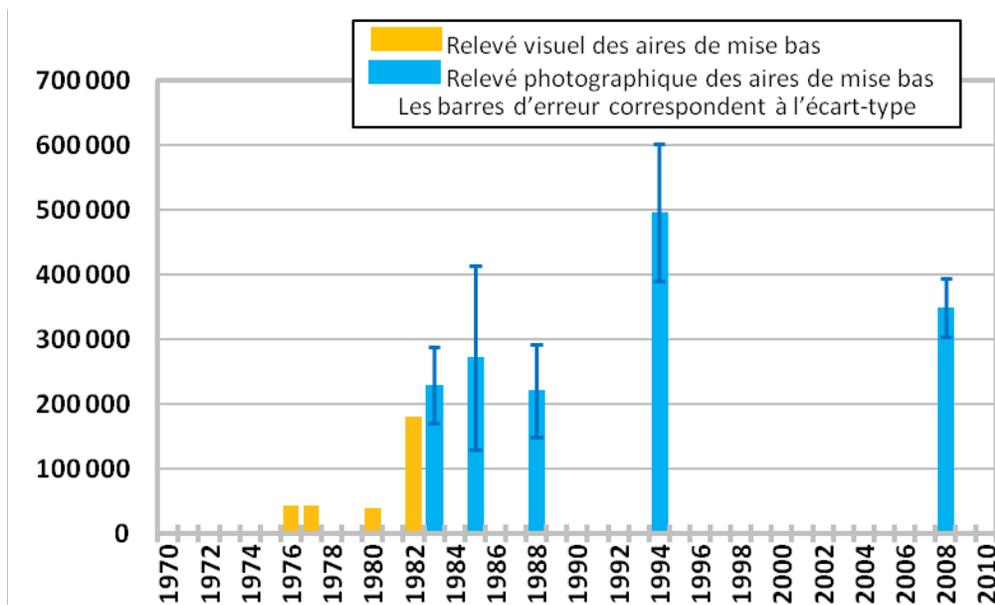


Figure 17. Estimations de population de la harde de Qamanirjuaq.
Lorsque l'écart-type n'est pas indiqué, c'est qu'il n'a pas été calculé.
Source : Données de Campbell et al. (2010)

Harde de l'île Southampton

Écozones⁺ (aire de mise bas) : Bas-Arctique (mise bas et estivage jusqu'à l'automne ou l'hiver);
Haut-Arctique (hivernage)

Situation et tendances

Les tendances du caribou de l'île Southampton sont connues grâce à une surveillance relativement intense exercée sur la harde depuis sa réintroduction en 1967 (Parker, 1975; Heard et Ouellet, 1994; Campbell, 2006; Campbell, 2007). Quarante-huit individus (dont 28 femelles) de l'île Coats y ont été introduits, après la disparition de l'espèce en 1952, en partie à cause d'une chasse excessive (Parker, 1975). En l'absence de loups, disparus localement depuis 1937, le nombre d'individus a rapidement augmenté, d'environ 27 % par année, pour culminer à environ 30 000 en 1997. De 1997 à 2007, l'effectif de la harde a chuté de moitié, selon un taux exponentiel annuel de 6 %. Les estimations faites en 2003 et en 2005 n'étaient pas significativement différentes : 18 000 ± 2 100 en juin 2003 et 20 600 ± 3 100 en juin 2005 (Figure 18).

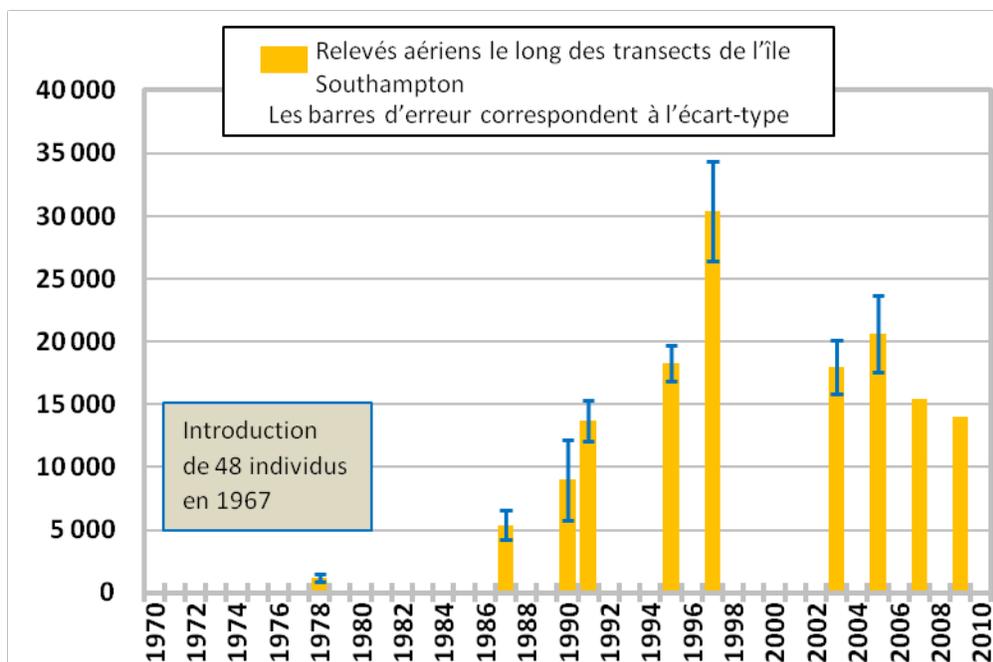


Figure 18. Estimations de population de la harde de l'île Southampton.

Source : Graphique établi à partir des données rassemblées aux fins du présent rapport – 1968-1991 : Heard et Ouellet (1994); 1995-2005 : Campbell (2006); 2007 et 2009 : Division de la gestion de la faune, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut (2009)

L'augmentation de l'effectif de la harde a été à l'origine d'une chasse commerciale dans les années 1990 et 2000 (voir la section sur la chasse, à la page 16). Au cours de cette période, on procédait à l'échantillonnage d'individus pour examiner leur état de santé. De 1995 à 1998, l'état du caribou s'est lentement dégradé, puis s'est rétabli pour retourner aux niveaux de 1995 en 2000 (Campbell, 2006). De 2004 à 2005, l'état corporel du caribou s'est détérioré en même temps que son régime alimentaire passait des graminées et des lichens aux mousses (Campbell, 2006). Les conditions de givrage qui ont caractérisé l'automne de 1998 et l'automne de 2005 peuvent avoir limité l'accès aux graminées au début et au milieu de l'hiver, ce qui pourrait avoir eu un effet sur l'état corporel des individus (Campbell, 2006). En 2003, les taux de gestation ont diminué, passant de 90 % à 95 %, pendant la période de 1997 à 2000, à 60 %, en 2003, et ont ensuite continué à baisser, atteignant 25 % en février 2005, année où un déclin de l'état corporel a aussi été constaté (Campbell, 2007). Parmi les facteurs possibles des faibles taux de gestation peuvent figurer l'incidence élevée de *Brucella suis* et la faible proportion de mâles arrivés à maturité dans l'effectif (seulement 12 % en avril 2005) (Campbell, 2006).

Harde de la presqu'île Tuktoyaktuk

En 2005, les chasseurs ont signalé une augmentation du nombre d'individus dans la presqu'île Tuktoyaktuk après que la harde de rennes appartenant à des intérêts privés eut été déménagée ailleurs, vers 2001. Un dénombrement systématique effectué par la voie des airs en septembre 2005 a établi l'effectif à quelque 2 700 individus (y compris les petits), dont environ 20 % étaient des rennes domestiqués (Department of Environment and Natural Resources, 2005). En mars

2006, 26 individus, dont 19 femelles, ont été munis de colliers émetteurs. Ceux-ci ont révélé que les déplacements semblaient être relativement limités à la presqu'île supérieure (Department of Environment and Natural Resources, 2005). En juillet 2006, un relevé photographique effectué après la période de mise bas a donné une estimation de 2 866 rennes/caribous, sans les petits (Nagy et Johnson, 2006). Un nouveau relevé a été effectué le 25 juin 2007 (Davison *et al.*, 2007), puis en 2009, année où $2\,752 \pm 276$ (IC de 95 %) individus ont été dénombrés (Department of Environment and Natural Resources, Sans date[presqu'île Tuktoyaktuk]).

La tendance de la productivité à la fin de l'hiver, dérivée des rapports des nouveau-nés aux femelles pour la période de 2008 à 2011, indique des années consécutives de rapports élevés des nouveau-nés aux femelles après 2007, alors que ce rapport était auparavant de 30 nouveau-nés pour 100 femelles (Davison et Branigan, 2011).

Il n'y a aucune restriction à la chasse, sauf du 1^{er} avril au 15 juin, période où elle est interdite. Ce répit permet à la harde voisine du cap Bathurst de traverser la presqu'île Tuktoyaktuk pendant sa migration vers son aire de mise bas du cap Bathurst. On ignore le nombre total d'individus et la proportion de mâles et de femelles abattus chez la harde de la presqu'île Tuktoyaktuk. Les chasseurs se sont dits préoccupés par les prédateurs : ils ont déclaré avoir vu d'importantes meutes de loups dans l'aire de répartition du caribou. La route toutes saisons proposée, qui reliera Tuktoyaktuk et Inuvik, traversera l'aire d'hivernage de la harde de la presqu'île Tuktoyaktuk (Department of Environment and Natural Resources, Sans date[presqu'île Tuktoyaktuk]).

Références

- Abraham, K.F., McKinnon, L.M., Jumean, Z., Tully, S.M., Walton, L.R. et Stewart, H.M. (auteurs coordonnateurs et compilateurs principaux). 2012. Hudson Plains Ecozone+ status and trends assessment. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique sur les écozones+. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON.
- Abraham, K.F., Pond, B.A., Tully, S.M., Trim, V., Daryll, H., Chenier, C. et Racey, G.D. Accepté aux fins de publication. Recent changes in summer distribution and numbers of migratory caribou on the southern Hudson Bay coast. *Rangifer*.
- Abraham, K.F. et Thompson, J.E. 1998. Defining the Pen Islands Caribou Herd of southern Hudson Bay. *Rangifer* 10:33-40.
- ACIA. 2005. Arctic climate impact assessment. Cambridge University Press. New York, NY. 1042 p.
- Adamczewski, J. 2011a. Communication personnelle. Information découlant de la revue de l'ébauche du rapport sur le caribou des zones septentrionales. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT.
- Adamczewski, J. 2011b. Communication personnelle. Résultats du relevé de la harde Bluenose-est, 2010. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT.
- Adamczewski, J. 2011c. Communication personnelle. Résultats du relevé de la harde de Bathurst, 2009. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT.
- Adamczewski, J., Boulanger, B., Croft, B., Cluff, D., Elkin, B., Nishi, J., Kelly, A., D'Hont, A. et Nicolson, C. 2009. Decline in the Bathurst Caribou Herd 2006-2009: a technical evaluation of field data and modeling. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. Ébauche (17 décembre 2009).
- Ahern, F., Frisk, J., Latifovic, R. et Pouliot, D. 2011. Surveillance à distance de la biodiversité : sélection de tendances mesurées à partir d'observations par satellite du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 17. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON.
<http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>.
- Albon, S.D., Stein, A., Irvine, R.J., Langvatn, R., Ropstad, E. et Halvorsen, O. 2002. The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. *Dans* Proceedings of the Royal Society of London, B-Biological Sciences. Vol. 269, pp. 1625-1632.
- AMAP. 2006. AMAP assessment 2006: acidifying pollutants, arctic haze, and acidification in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norvège. 111 p.

- Athabasca Interim Advisory Panel. 2006. Núhenne K'eyághë éá éghádádá (working on the land together), draft Athabasca land use plan: stage one (ébauche, mars 2006). Athabasca Interim Advisory Panel. SK. 116 p.
- Ball, M.C., Lankester, M.W. et Mahoney, S.P. 2001. Factors affecting the distribution and transmission of *Elaphostrongylus rangiferi* (Protostrongylidae) in caribou (*Rangifer tarandus caribou*) of Newfoundland, Canada. *Revue canadienne de zoologie* 79:1265-1277.
- Banfield, A.W.F. 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. *Bulletin des Musées nationaux du Canada* n° 177. Imprimeur de la Reine. Ottawa, ON. 137 p.
- Barrier, T.A. 2011. Factors influencing the distribution of Bathurst barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) during winter. Thèse (M.Sc.). University of Northern British Columbia. Prince George, BC. 108 p.
- Bayha, J. et Snortland, J. 2006. Sahtu settlement harvest study data report: 2004 & 2005. Sahtu Renewable Resources Board. Tulita, NT. 63 p.
- Berger, J. 2004. The last mile: how to sustain long-distance migration in mammals. *Conservation Biology* 18:320-331.
- Bergerud, A.T., Luttich, S.N. et Camps, L. 2008. The return of the caribou to Ungava. McGill-Queen's University Press. Montréal, QC. 586 p.
- Bonsal, B. et Shabbar, A. 2011. Oscillations climatiques à grande échelle ayant une incidence sur le Canada, de 1900 à 2008. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 4. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. iii + 15 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>.
- Boudreau, S. et Payette, S. 2004a. Caribou-induced changes in species dominance of lichen woodlands: an analysis of plant remains. *American Journal of Botany* 91:422-429.
- Boudreau, S. et Payette, S. 2004b. Growth performance of *Cladina stellaris* following caribou disturbance in Subarctic Quebec. *Écoscience* 11:347-355.
- Boudreau, S., Payette, S., Morneau, C. et Couturier, S. 2003. Recent decline of the George River Caribou Herd as revealed by tree-ring analysis. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35:187-195.
- Boulanger, J. et Gunn, A. 2007. Exploring possible mechanisms for the decline of the Bathurst Herd of barren-ground caribou using demographic modeling. Manuscript Report n° 175. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. 56 p.
- Boulanger, J., Gunn, A., Adamczewski, J. et Croft, B. 2011. A data-driven demographic model to explore the decline of Bathurst Caribou Herd. *Journal of Wildlife Management* 75:883-896.
- Boulanger, J., Poole, K., Fournier, B., Wierzchowski, J., Gaines, T. et Gunn, A. 2004. Assessment of Bathurst caribou movements and distribution in the Slave Geological Province.

- Manuscript Report n° 158. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 108 p.
- BQCMB. Sans date. Range used during fall migration/rut by Beverly and Qamanirjuaq caribou (generalized). (Carte) [en ligne]. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. <http://www.arctic-caribou.com/parttwo/pdf/fr.pdf> (consulté le 17 mai 2011).
- BQCMB. 2004. Protecting calving grounds, post-calving areas and other important habitats for Beverly and Qamanirjuaq caribou: a position paper. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board annual report, 2007-2008. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 26 p.
- BQCMB. 2005. Caribou news in brief [en ligne]. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. http://www.arctic-caribou.com/news_dec05.html (consulté le 11 avril 2011).
- BQCMB. 2006. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board 24th annual report, 2005-2006. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 47 p.
- BQCMB. 2007a. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board 25th annual report, 2006-2007. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 51 p.
- BQCMB. 2007b. Caribou news in brief [en ligne]. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. http://www.arctic-caribou.com/news_july07.html (consulté le 11 avril 2011).
- BQCMB. 2008a. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board 26th annual report, 2007-2008. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 55 p.
- BQCMB. 2008b. Caribou news in brief [en ligne]. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. http://www.arctic-caribou.com/news_summer08.html (consulté le 11 avril 2011).
- BQCMB. 2009. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board 27th annual report, 2008-2009. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 66 p.
- BQCMB. 2010a. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board 28th annual report, 2009-2010. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 43 p.
- BQCMB. 2010b. Mining interests on the caribou ranges [en ligne]. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. <http://www.arctic-caribou.com/mining.html> (consulté le 11 avril 2011).
- BQCMB. 2011. BQCMB Caribou Workshop February 2010 overview report: challenges facing the Beverly and Qamanirjuaq caribou herds and some possible solutions. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 26 p.
- Brodeur, V. 2011. Communication personnelle. Information sur la harde de la rivière aux Feuilles. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Nord-du-Québec. Chibougamau, QC.

- Brown, G.S., Landriault, L., Sleep, D.J.H. et Mallory, F.F. 2007. Comment arising from a paper by Wittmer et al.: hypothesis testing for top-down and bottom-up effects in woodland caribou population dynamics. *Oecologia* 154:485-492.
- Buckland, L., Dragon, J., Gunn, A., Nishi, J. et Abernethy, D. 2000. Distribution and abundance of caribou on the northeast mainland, NWT in May 1995. Manuscript Report n° 125. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 24 p.
- Caikoski, J.R. 2009. Porcupine Caribou Herd - units 25A, 25B, 25D, and 26C. *Dans* Caribou management report of survey-inventory activities 1 July 2006-30 June 2008. Harper, P. (éd.). Alaska Department of Fish and Game. Juneau, AK. pp. 240-258.
- Cameron, R.D., Smith, W.T., White, R.G. et Griffith, B. 2005. Central Arctic caribou and petroleum development: distributional, nutritional, and reproductive implications. *Arctic* 58:1-9.
- Campbell, C. 2011. Porcupine Caribou Herd shows growth [en ligne]. Alaska Department of Fish and Game. <http://www.adfg.alaska.gov/index.cfm?adfg=pressreleases.pr03022011> (consulté le 4 mai 2011). Communiqué n° 11-14.
- Campbell, M. 2005. The seasonal distribution and herd delimitation of northeastern mainland caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*). Final Status Report n° 2. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Iqaluit, NU. 22 p.
- Campbell, M. 2006. Monitoring condition, feeding habits and demographic parameters of island bound barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*), Southampton Island, Nunavut. Final Status Report n° 3. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Iqaluit, NU. 18 p.
- Campbell, M. 2007. Wildlife research in the Kivalliq Region of Nunavut with implications to the needs of Nunavummiut. Final Wildlife Report n° 18. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Iqaluit, NU. 34 p.
- Campbell, M. 2008. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut.
- Campbell, M. et Dumond, M. 2011. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut.
- Campbell, M., Nishi, J. et Boulanger, J. 2010. A calving ground photo survey of the Qamanirjuaq migratory barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) population - June 2008. Technical Report Series 2010 n° 1-10. Gouvernement du Nunavut. 129 p.
- Campbell, M.W. 1995. The winter ecology of Cape Churchill caribou (*Rangifer tarandus* ssp.). Thèse (M.Sc.). University of Manitoba. Winnipeg, MB. 216 p.

- CARMA. 2010a. Caribou herd information [en ligne]. CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. <http://carmanetwork.com/display/public/Herds> (consulté le 23 décembre 2010).
- CARMA. 2010b. The CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network [en ligne]. CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. <http://www.carmanetwork.com/display/public/home> (consulté le 23 décembre 2010).
- CARMA. 2011. CARMA newsletter issue 4, November 2010 [en ligne]. CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. <http://www.carmanetwork.com/download/attachments/1114336/CARMA+Newsletter+-+November+2010+-+Issue+4.pdf?version=1> (consulté le 27 mai 2011).
- Carrière, S. 2009. Communication personnelle. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories.
- Case, R., Buckland, L. et Williams, M. 1996. The status and management of the Bathurst Caribou Herd, Northwest Territories, Canada. File Report n° 116. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 34 p.
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley and Sons. New York, NY. 234 p.
- Chen, W., Russell, D.E., Gunn, A., Croft, B., Chen, W., Fernandes, R., Zhao, H., Li, J., Zhang, Y., Koehler, K., Olthof, I., Fraser, R.H., Leblanc, S.G., Henry, G.R., White, R.G. et Finstad, G.L. En prép.[a]. Habitat indicators for migratory tundra caribou under a changing climate: winter and pre-calving migration ranges. Ébauche de rapport disponible auprès du Wek'eezhii Renewable Resources Board. <http://wrrb.ca/public-information/public-registry/habitat-indicators-migratory-tundra-caribou-under-changing-clima-1> (consulté le 17 mai 2011).
- Chen, W., Russell, D.E., Gunn, A., Croft, B., Li, J., Chen, W., Zhang, Y., Koehler, K., Olthof, I., Fraser, R.H., Leblanc, S.G., Henry, G.R., White, R.G. et Finstad, G.L. En prép.[b]. Habitat indicators for migratory tundra caribou under a changing climate: calving ground and summer range. Ébauche de rapport disponible auprès du Wek'eezhii Renewable Resources Board. <http://wrrb.ca/public-information/public-registry/habitat-indicators-migratory-tundra-caribou-under-changing-climat> (consulté le 17 mai 2011).
- Cluff, D. 2004. Communication personnelle. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories.
- Community of Aklavik, Wildlife Management Advisory Council (NWT) et Joint Secretariat. 2008. Aklavik Inuvialuit community conservation plan: a plan for the conservation and management of renewable resources and lands within the Inuvialuit Settlement Region in the vicinity of Aklavik, Northwest Territories. Wildlife Management Advisory Council (NWT). Inuvik, NT. 150 p.

- Coral Harbour. 2011. Coral Harbour, the legendary Canadian North [en ligne]. Coral Harbour. http://www.coralharbour.ca/coralharbour_wildlife.html (consulté le 21 mai 2011).
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T.V., Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E., Hik, D.S., Hobbie, S.E., Press, M.C., Robinson, C.H., Henry, G.H.R., Shaver, G.R., Phoenix, G.K., Gwynn Jones, D., Jonasson, S., Chapin, F.S., Molau, U., Neill, C., Lee, J.A., Melillo, J.M., Sveinbjornsson, B. et Aerts, R. 2001. Global change and Arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* 89:984-994. doi:10.1111/j.1365-2745.2001.00625.x.
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou de Peary *Rangifer tarandus pearyi* et le caribou de la toundra *Rangifer tarandus groenlandicus* (population de Dolphin-et-Union) au Canada - Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. 101 p.
- Couturier, S., Brunelle, J., Vandal, D. et St-Martin, G. 1990. Changes in the population dynamics of the George River Caribou Herd, 1976-87. *Arctic* 43:9-20.
- Couturier, S., Côté, S.D., Huot, J. et Otto, R. 2009a. Body-condition dynamics in a northern ungulate gaining fat in winter. *Revue canadienne de zoologie* 87:367-378.
- Couturier, S., Côté, S.D., Otto, R., Weladji, R.B. et Huot, J. 2009b. Variation in calf body mass in migratory caribou: the role of habitat, climate, and movements. *Journal of Mammalogy* 90:442-452.
- Couturier, S., Courtois, R., Crépeau, H., Rivest, L.-P. et Luttich, S. 1996. Calving photocensus of the Rivière George Caribou Herd and comparison with an independent census. *Rangifer Special Issue* 9:283-296.
- Couturier, S., Jean, D., Otto, R. et Rivard, S. 2004. Demography of the migratory tundra caribou (*Rangifer tarandus*) of the Nord-du-Québec region and Labrador. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec et Direction de la recherche sur la faune. Québec, QC. 68 p.
- Davison, T. 2009. Communication personnelle. Résultats préliminaires de relevés du caribou pour l'année 2009. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT.
- Davison, T. 2010. Communication personnelle. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT.
- Davison, T. et Branigan, M. 2011. Field summary of the April 2011 recruitment surveys for the Tuktoyaktuk Peninsula and Cape Bathurst Herd. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 7 p. Rapport non publié.
- Davison, T., Pongracz, J. et Williams, J. En prép. Caribou and muskox survey on Banks Island and northwest Victoria Island, 2010 summary. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT.

- Davison, T., Popko, R. et Wright, W. 2007. An aerial survey of barren-ground caribou calving grounds, Tuktoyaktuk Peninsula, Cape Bathurst, and Bluenose-West herds, June 2007. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Sahtu, NT. 7 p. Rapport non publié.
- deBruyn, N., Hoberg, E., Chilton, N., Ruckstuhl, K. et Kutz, S. 2009. Using DNA to map the diversity and distribution of cervid GI nematodes in northwest Canada. Fifth annual meeting of the CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. Vancouver, BC. Affiche de conférence.
- Department of Environment and Natural Resources. Sans date[Bathurst]. Bathurst Caribou Herd [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/live/pages/wpPages/Bathurst_Caribou_Herd.aspx (consulté le 3 mai 2011).
- Department of Environment and Natural Resources. Sans date[Bluenose-ouest]. Bluenose-West Herd [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/live/pages/wpPages/Bluenose-West_herd.aspx (consulté le 3 mai 2011).
- Department of Environment and Natural Resources. Sans date[cap Bathurst]. Cape Bathurst Herd [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/live/pages/wpPages/Cape_Bathurst_herd.aspx (consulté le 3 mai 2011).
- Department of Environment and Natural Resources. Sans date[presqu'île Tuktoyaktuk]. Tuktoyaktuk Peninsula Herd [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/live/pages/wpPages/Tuk_Pen_Caribou.aspx (consulté le 17 mai 2011).
- Department of Environment and Natural Resources. 2005. Caribou on the Tuktoyaktuk Peninsula. Government of the Northwest Territories. 14 p. Rapport non publié.
- Department of Environment and Natural Resources. 2006. Caribou forever - our heritage, our responsibility: a barren-ground caribou management strategy for the Northwest Territories 2006-2010. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 38 p.
- Division de la gestion de la faune. 2009. Wildlife tracks, news from Nunavut's Wildlife Management Team. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. 12 p. Numéro d'automne 2009.
- Dogrib Treaty 11 Council. 2001. Caribou migration and the state of their habitat - final report. Dogrib Treaty 11 Council et West Kitikmeot Slave Study Society. Yellowknife, NT. 276 p.
- Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., Boucher, O., Bowers, W., Chan, L., Dallaire, F., Dallaire, R., Dewailly, E., Edwards, J., Egeland, G.M., Fontaine, J., Furgal, C., Leech, T., Loring, E., Muckle, G., Nancarrow, T., Pereg, D.,

- Plusquellec, P., Potyrala, M., Receveur, O. et Shearer, R.G. 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment* 408:5165-5234.
- Ducrocq, J., Lair, S. et Kutz, S. 2009. Prevalence and intensity of *Besnoitia tarandi* in caribou herds: preliminary results. Fifth annual meeting of the CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. Vancouver, BC. Affiche de conférence.
- Dumond, M. 2011. Communication personnelle. Information sur les relevés du caribou au Nunavut et sur les niveaux de prélèvement. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Kugluktuk, NU.
- Elliott, C. 1998. Cape Churchill caribou: status of herd and harvest 1997/98. Manuscript Report n° 98-05. Manitoba Natural Resources, Operations Division, Northeast Region. Winnipeg, MB. 14 p.
- Environment Yukon. 2010a. Territorial parks [en ligne]. Government of Yukon. <http://www.environmentyukon.gov.yk.ca/parksconservation/yukonparks.php> (consulté le 23 décembre 2010).
- Environment Yukon. 2010b. Yukon hunting regulations summary. Government of Yukon. Whitehorse, YT. 89 p.
- Environnement Canada. 2009. Analyse inédite des données de population par écozone⁺ tirée de la série L'activité humaine et l'environnement de Statistique Canada, de 1971 à 2006. Les données sur le profil des collectivités ont servi à faire les adaptations nécessaires par suite de la modification des limites des écozones⁺.
- Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada : mise à jour 2011. Environnement Canada. Ottawa, ON. xvi + 116 p.
- Études d'Oiseaux Canada et Nature Canada. Sans date. Queen Maud Gulf [en ligne]. <http://www.ibacanada.com/site.jsp?siteID=NU009&lang=EN> (consulté le 26 janvier 2011).
- Ferguson, M.A.D. 1987. Status of Peary caribou and muskox populations on Bathurst Island, N.W.T., August 1981. *Arctic* 40:131-137.
- Ferguson, M.A.D., Williamson, R.G. et Messier, F. 1998. Inuit knowledge of long-term changes in a population of Arctic tundra caribou. *Arctic* 51:201-219.
- Festa-Bianchet, M., Ray, J.C., Boutin, S., Cote, S. et Gunn, A. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Revue canadienne de zoologie* 89:419-434.
- First Nation of the NaCho Nyäk Dun, Gwich'in Tribal Council, Inuvialuit Game Council, Tr'ondëk Hwëch'in, Vuntut Gwitchin Government, Government of the Northwest Territories, Government of Yukon et Gouvernement du Canada. 2010. Harvest

- management plan for the Porcupine Caribou Herd in Canada. Porcupine Caribou Management Board. 45 p.
- Fischer, C.A. et Duncan, E.A. 1976. Ecological studies of caribou and muskoxen in the Arctic Archipelago and northern Keewatin. Renewable Resources Consulting Services Ltd. Edmonton, AB. 194 p.
- Flannigan, M.D., Logan, K.A., Amiro, B.D., Skinner, W.R. et Stocks, B.J. 2005. Future area burned in Canada. *Climatic Change* 72:1-16.
- Fraser, P., Gunn, A. et McLean, B. 1992. Abundance and distribution of Peary caribou and muskoxen on Banks Island, NWT, June 1991. Manuscript Report n° 63. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 18 p.
- Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M. et Yoccoz, N.G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution* 13:58-63.
- Gamberg, M. 2009. Arctic caribou and moose contaminant monitoring program. *Dans* Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Smith, S., Stow, J. et Edwards, J. (éd.). Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. Ottawa, ON. pp. 179-184.
- Gamberg, M., Braune, B., Davey, E., Elkin, B., Hoekstra, P.F., Kennedy, D., Macdonald, C., Muir, D., Nirwal, A., Wayland, M. et Zeeb, B. 2005. Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment* 351:148-164.
- Gartner Lee Limited. 2002. The Bathurst Caribou Herd: a compilation of research and monitoring. Rapport soumis à North Slave Métis Alliance. 17 p.
- Gaston, K.J. et Fuller, R.A. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23:14-19.
- Gau, R.J., Case, R., Penner, D.F. et McLoughlin, P.D. 2002. Feeding patterns of barren-ground grizzly bears in the Central Canadian Arctic. *Arctic* 55:339-344.
- Gau, R.J. et Veitch, A. Sans date. Population estimate of grizzly bears inhabiting the NWT, 1999: a discussion paper - revised. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 47 p. Rapport non publié.
- Gavin, A. 1945. Notes on mammals observed in the Perry River District, Queen Maud Sea. *Journal of Mammalogy* 26:226-230.
- Gordon, B.C. 2005. 8,000 years of caribou and human seasonal migration in the Canadian barrenlands. *Rangifer Special Issue* 16:155-162.
- Gouvernement du Canada. 2011. Registre public des espèces en péril : caribou [en ligne]. Gouvernement du Canada.
http://www.sararegistry.gc.ca/search/advSearchResults_f.cfm?styp=species&advkeywords=caribou (consulté le 23 décembre 2010).

- Gouvernement du Canada, Government of the Northwest Territories, Inuvialuit Game Council, Inuvialuit Regional Corporation, Paulatuk Community Corporation et Paulatuk Hunters and Trappers Committee. 1996. The Tuklut Nogait Agreement [en ligne]. Parcs Canada. <http://www.pc.gc.ca/fra/pn-np/nt/tuktutnogait/docs/plan1.aspx> (consulté le 23 décembre 2010).
- Government of the Northwest Territories et NWT Biodiversity Team. 2010. Northwest Territories state of the environment - 2010 biodiversity special edition. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 48 p.
- Griffith, B., Douglas, D.C., Walsh, N.E., Young, D.D., McCabe, T.R., Russell, D.E., White, R.G., Cameron, R.D. et Whitten, K.R. 2002. The Porcupine Caribou Herd. *Dans* Arctic refuge coastal plain terrestrial wildlife research summaries, U. S. Geological Survey, Biological Resources Division, Biological Science Report USGS/BRD/BSR-2002-0001. Douglas, D.C., Reynolds, P.E. et Rhode, E.B. (éd.). pp. 8-37.
- GRRB. 2009. Gwich'in harvest study. Gwich'in Renewable Resource Board. Inuvik, NT. 164 p.
- Gunn, A. 2003. Voles, lemmings and caribou - population cycles revisited? Rangifer Special Issue 14:105-111.
- Gunn, A. 2005. The decline of caribou on northwest Victoria Island: a review. File Report n° 133. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 57 p.
- Gunn, A. et D'Hont, A. 2002. Extent of calving for the Bathurst and Ahiak caribou herds, June 2002. Manuscript Report n° 149. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 35 p.
- Gunn, A. et Decker, R. 1982. Survey of the calving grounds of the Beverly Caribou Herd, 1980. File Report n° 20. N.W.T. Wildlife Service. 27 p.
- Gunn, A. et Decker, R. 1984. Numbers and distributions of Peary caribou and muskoxen in July 1980 on Prince of Wales, Russell and Somerset islands, N.W.T. File Report n° 38. N.W.T. Wildlife Service. 56 p.
- Gunn, A. et Dragon, J. 1998. Status of caribou and muskox populations within the Prince of Wales Island-Somerset Island-Boothia Peninsula complex, NWT, July-August 1995. File Report n° 122. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 45 p.
- Gunn, A. et Dragon, J. 2002. Peary caribou and muskox abundance and distribution on the western Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories and Nunavut June-July 1997. File Report n° 130. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 93 p.

- Gunn, A., Dragon, J. et Boulanger, J. 2001. Seasonal movements of satellite-collared caribou from the Bathurst Herd. Final report to the West Kitikmeot Slave Study Society. Yellowknife, NT. 72 p.
- Gunn, A., Dragon, J. et Nishi, J. 1997. Bathurst calving ground survey 1996. File Report n° 119. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 70 p.
- Gunn, A. et Fournier, B. 2000. Identification and substantiation of caribou calving grounds on the NWT mainland and islands. File Report n° 123. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 177 p.
- Gunn, A., Fournier, B. et Morrison, R. 2000a. Seasonal movements and distribution of satellite-collared caribou cows on the Boothia and Simpson Peninsula areas, Northwest Territories 1991-93. Manuscript Report n° 126. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 77 p.
- Gunn, A., Fournier, B. et Nishi, J. 2000b. Abundance and distribution of the Queen Maud Gulf Caribou Herd, 1986-98. File Report n° 126. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 76 p.
- Gunn, A. et Irvine, R.J. 2003. Subclinical parasitism and ruminant foraging strategies - a review. *Wildlife Society Bulletin* 31:117-126.
- Gunn, A., Johnson, C.J., Nishi, J.S., Daniel, C.J., Carlson, M., Russell, D.E. et Adamczewski, J.Z. 2011a. Addressing cumulative effects in the Canadian Central Arctic - understanding the impacts of human activities on barren-ground caribou. *Dans* Cumulative effects on wildlife management: a critical aspect of impact mitigation. Krausman, P.R. et Harris, L.K. (éd.). Taylor and Francis. Chapitre 8.
- Gunn, A., Miller, F. et Nishi, J. 2000c. Status of endangered and threatened caribou on Canada's Arctic islands. *Rangifer Special Issue* 12:39-50.
- Gunn, A., Miller, F.L., Barry, S.J. et Buchan, A. 2006. A near-total decline in caribou on Prince of Wales, Somerset, and Russell islands, Canadian Arctic. *Arctic* 59:1-13.
- Gunn, A., Nishi, J., Boulanger, J. et Williams, J. 2005. An estimate of breeding females in the Bathurst Herd of barren-ground caribou, June 2003. Manuscript Report n° 164. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. 75 p.
- Gunn, A. et Poole, K.G. 2009. Environmental trends across the range of the Bathurst Caribou Herd and timing of the arrival of cows on their calving ground 1996-2009. Rapport non publié soumis au Department of Environment and Natural Resources. Yellowknife, NT. 32 p.
- Gunn, A., Poole, K.G. et Nishi, J.S. Sous presse. A conceptual model for migratory tundra caribou to explain and predict why shifts in spatial fidelity of breeding cows to their calving grounds are infrequent. Accepté en 2011 aux fins de publication dans *Rangifer*.

- Gunn, A., Poole, K.G. et Wierzchowski, J. 2008. A geostatistical analysis for the patterns of caribou occupancy on the Bathurst calving grounds 1966-2007. Rapport non publié soumis aux Affaires indiennes et du Nord Canada. Yellowknife, NT. 51 p.
- Gunn, A., Poole, K.G. et Wierzchowski, J. 2011b. Migratory tundra caribou seasonal and annual distribution relative to Thaidene Nene, a national park reserve proposal in the East Arm of Great Slave Lake and Artillery Lake area, Northwest Territories. Rapport non publié préparé pour Parcs Canada. Fort Smith, NT. 46 p.
- Gunn, A., Poole, K.G., Wierzchowski, J. et Campbell, M. 2007. Assessment of caribou protection measures. Rapport non publié soumis aux Affaires indiennes et du Nord Canada. Gatineau, QC. 45 p.
- Gunn, A. et Russell, D. (éd.). 2008. Monitoring *Rangifer* herds (population dynamics). CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. 52 p.
- Gunn, A. et Sutherland, M. 1997. Surveys of the Beverly caribou calving grounds, 1957-1994. File Report n° 120. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 119 p.
- Gwich'in Land Use Planning Board. 2003. Nành' geenjit gwitr'it t'igwaa'in, working for the land: Gwich'in Land Use Plan. 166 p.
- Hall, A. 2005. Communication personnelle. Pourvoyeur et guide. Fort Smith, NT.
- Harding, L.E. 2004. The future of Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) in a changing climate. Hooper, T.D. (éd.). Victoria, BC.
- Hayes, R.D. et Russell, D.E. 2000. Predation rate by wolves on the Porcupine Caribou Herd. Rangifer Special Issue 12:51-58.
- Heard, D.C. et Decker, R. 1980. An estimate of the size and structure of the Beverly Caribou Herd, 1978-79. N.W.T. Wildlife Service (rapport non publié). 39 p. Cité dans : Williams, T.M., Raddi, M., Bradley, M., Heard, D.C. et N.W.T. Wildlife Service. 1983. Beverly and Kaminuriak barren-ground caribou herds: an annotated bibliography. Prepared for the Caribou Management Board. p. 55.
- Heard, D.C. et Jackson, F.J. 1990. Beverly calving ground survey June 2-14, 1988. File Report n° 86. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 27 p.
- Heard, D.C. et Ouellet, J.P. 1994. Dynamics of an introduced caribou population. Arctic 47:88-95.
- Heard, D.C. et Williams, T.M. 1991a. Appendix C. Bathurst calving ground survey, June 1986. Dans Bathurst calving ground survey 1996. Gunn, A., Dragon, J. et Nishi, J. (éd.). Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. pp. 30-46.

- Heard, D.C. et Williams, T.M. 1991b. Appendix D. Bathurst calving ground survey, June 1990. Dans Bathurst calving ground survey 1996. Gunn, A., Dragon, J. et Nishi, J. (éd.). Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. pp. 47-62.
- Heard, D.C., Williams, T.M. et Jingfors, K. 1986. Precalving distribution and abundance of barren-ground caribou on the northeastern mainland of the Northwest Territories. *Arctic* 39:24-28.
- Hudson, J.M.G. et Henry, G.H.R. 2009. Increased plant biomass in a High Arctic heath community from 1981 to 2008. *Ecology* 90:2657-2663.
- Hughes, J., Albon, S.D., Irvine, R.J. et Woodin, S. 2009. Is there a cost of parasites to caribou? *Parasitology* 136:253-265.
- Hummel, M. et Ray, J.C. 2008. Caribou and the North: a shared future. Dundurn Press. Toronto, ON. 320 p.
- Hydro-Québec. 2011. Plan stratégique 2009-2013. Hydro-Québec. 86 p.
- InterGroup Consultants Ltd. 2008. Economic valuation and socio-cultural perspectives of the estimated harvest of the Beverly and Qamanirjuaq caribou herds. InterGroup Consultants Ltd. Winnipeg, MB. 28 p. + 3 annexes.
- Inuvialuit Renewable Resources Committee. 2003. Inuvialuit harvest study: data and methods report 1988-1997. Inuvik, NT. 209 p.
- Jakimchuk, R.D. et Carruthers, D.R. 1980. Caribou and muskoxen on Victoria Island, N.W.T. Jakimchuk Management Associates Ltd. pour Polar Gas Project. Sidney, BC. 93 p.
- Jenkins, D.A. 2007. Estimating Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) and muskox (*Ovibos moschafus*) numbers, composition and distribution on Ellesmere Island, Nunavut. Status Report n° 28. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Iqualuit, NU. 7 p.
- Jenkins, D.A., Campbell, M., Hope, G., Goorts, J. et McLoughlin, P. 2011. Recent trends in abundance of Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) and muskoxen (*Ovibos moschatus*) in the Canadian Arctic Archipelago, Nunavut. Wildlife Report n° 1. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Pond Inlet, NU. 184 p.
- Johnson, C.J., Boyce, M.S., Case, R.L., Cluff, H.D., Gau, R.J., Gunn, A. et Mulders, R. 2005. Cumulative effects of human developments on Arctic wildlife. Wildlife Monographs 1-36.
- Johnson, D. 2011. Résultats d'un relevé des aires de mise bas effectué en 2006 le long de la côte du golfe de la Reine-Maud. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Données non publiées.
- Johnson, D. et Mulders, R. 2009. Beverly calving ground survey, June 2002. Manuscript Report n° 188. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 63 p.

- Joly, D.O. et Messier, F. 2004. Factors affecting apparent prevalence of tuberculosis and brucellosis in wood bison. *Journal of Animal Ecology* 73 :623-631.
- Joly, K., Chapin, F.S. et Klein, D.R. 2010. Winter habitat selection by caribou in relation to lichen abundance, wildfires, grazing, and landscape characteristics in northwest Alaska. *Ecoscience* 17:321-333.
- Joly, K., Dale, B.W., Collins, W.B. et Adams, L.G. 2003. Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska. *Revue canadienne de zoologie* 81:1192-1201.
- Joly, K., Jandt, R.R. et Klein, D.R. 2009. Decrease of lichens in Arctic ecosystems: the role of wildfire, caribou, reindeer, competition and climate in north-western Alaska. *Polar Research* 28:433-442.
- Joly, K., Klein, D.R., Verbyla, D.L., Rupp, T.S. et Chapin, F.S. 2011. Linkages between large-scale climate patterns and the dynamics of Arctic caribou populations. *Ecography* 34:345-352.
- Judson, B. 2010. Trends in Canadian Arctic shipping traffic - myths and rumours. Rapport non publié présenté à la 20th International Offshore (Ocean) and Polar Engineering Conference and Exhibition.
- Kauserud, H., Stige, L.C., Vik, J.O., Okland, R.H., Hoiland, K. et Stenseth, N.C. 2008. Mushroom fruiting and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:3811-3814.
- Kelly, A. 2011. Communication personnelle. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories.
- Kelsall, J.P. 1968. The migratory barren-ground caribou of Canada. Canadian Wildlife Service Monograph Series n° 3. Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien. Ottawa, ON. 340 p.
- Kielland, K., Bryant, J.P. et Ruess, R.W. 2006. Mammalian herbivory, ecosystem engineering and ecological cascades in Alaskan boreal forests. *Dans Alaska's changing boreal forest*. Chapin III, F.S., Osowood, M.W., Van Cleve, K., Viereck, L.A. et Verbyla, D.L. (éd.). Oxford University Press. New York, NY. pp. 211-226.
- Knight Piésold Consulting. 2010. Mary River project: environmental impact statement. Vol. 6 terrestrial environment. Disponible sur le site du Nunavut Impact Review Board à l'adresse <http://www.nirb.ca/Reviews.html>.
- Krebs, C.J., Danell, K., Angerbjorn, A., Agrell, J., Berteaux, D., Brathen, K.A., Danell, O., Erlinge, S., Fedorov, V., Fredga, K., Hjalten, J., Hogstedt, G., Jonsdottir, I.S., Kenney, A.J., Kjellen, N., Nordin, T., Roininen, H., Svensson, M., Tannerfeldt, M. et Wiklund, C. 2003. Terrestrial Trophic Dynamics in the Canadian Arctic. *Revue canadienne de zoologie* 81:827-843.
- Krezek-Hanes, C.C., Ahern, F., Cantin, A. et Flannigan, M.D. 2011. Tendances des grands incendies de forêts au Canada, de 1959 à 2007. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 6. Conseils canadiens des

- ministres des ressources. Ottawa, ON. vi + 56 p.
<http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>.
- Larter, N.C. et Nagy, J.A. 2001. Population demography of High Arctic caribou on Banks and Melville islands. *Rangifer* Special Issue 14:153-159.
- Larter, N.C. et Nagy, J.A. 2004. Seasonal changes in the composition of the diets of Peary caribou and muskoxen on Banks Island. *Polar Research* 23:131-140.
- Latour, P. 1985. Population estimates for Peary caribou and muskoxen on Banks Island in 1982. File Report n° 49. Northwest Territories Wildlife Service. Yellowknife, NT. 21 p.
- Leckie, D., Burt, W., Johnson, L., Hardman, D., Hill, D., Paradine, D. et Tammadge, D. 2006. Deforestation mapping activity summaries for Canada's national deforestation estimate 2006. Canadian Forest Service. Victoria, BC. 25 p.
- Legat, A., Chocolate, G., Chocolate, M., Williah, P. et Zoe, S.A. 2002. Habitat of Dogrib traditional territory: placenames as indicators of biogeographical knowledge - final report. Dogrib Treaty 11 Council et West Kitikmeot Slave Study Society. Yellowknife, NT. 92 p.
- Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. vi + 148 p.
<http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1>.
- Ludwig, D. 2001. The era of management is over. *Ecosystems* 4:758-764.
- Macdonald, C., Elkin, B. et Gunn, A. 2005. Analysis of the elemental composition of tissues and faecal ash in a moose (*Alces alces*) exposed to tailings at the abandoned Colomac gold mine, NWT. Manuscript Report n° 162. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 39 p.
- Macdonald, C.R., Elkin, B.T. et Tracy, B.L. 2007. Radiocesium in caribou and reindeer in northern Canada, Alaska and Greenland from 1958 to 2000. *Journal of Environmental Radioactivity* 93:1-25.
- Magoun, A.J., Abraham, K.F., Thompson, J.E., Ray, J.C., Gauthier, M.E., Brown, G.S., Woolmer, G., Chenier, C.J. et Dawson, F.N. 2005. Distribution and relative abundance of caribou in the Hudson Plains Ecozone of Ontario. *Rangifer* 16:105-121.
- Mahoney, S.P. et Schaefer, J.A. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biological Conservation* 107:147-153.
- Manning, T.H. 1960. The relationship of the Peary caribou and barren-ground caribou. Technical Paper n° 4. Arctic Institute of North America. Montréal, QC. 42 p.
- McLean, B., Jingfors, K. et Case, R. 1986. Abundance and distribution of muskoxen and caribou on Banks Island, July 1985. File Report n° 64. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 45 p.

- McLean, B.D. 1992. Abundance and distribution of caribou on Banks Island, NWT July 1987. File Report n° 95. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 28 p.
- McLean, B.D. et Fraser, P. 1992. Abundance and distribution of Peary caribou and muskoxen on Banks Island, NWT June 1989. File Report n° 106. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 28 p.
- Messier, F., Huot, J., Henaff, D.L. et Luttich, S. 1988. Demography of the George River Caribou Herd: evidence of population regulation by forage exploitation and range expansion. *Arctic* 41:279-287.
- Miller, F.L. 1987. Peary caribou and muskoxen on Prince Patrick Island, Eglinton Island, and Emerald Isle, Northwest Territories, July 1986. Série de rapports techniques n° 29. Service canadien de la faune, région des Prairies et du nord. Edmonton, AB. 58 p.
- Miller, F.L. 1988. Peary caribou and muskoxen on Melville and Byam Martin islands, Northwest Territories, July 1987. Série de rapports techniques n° 37. Service canadien de la faune, région des Prairies et du nord. Edmonton, AB. 58 p.
- Miller, F.L. 1991. Estimating Bathurst Island Peary caribou and muskox populations. *Arctic* 44:57-62.
- Miller, F.L. 1998. Status of Peary caribou and muskox populations within the Bathurst Island complex, south-central Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories, July 1996. Série de rapports techniques n° 317. Service canadien de la faune. Edmonton, AB. 147 p.
- Miller, F.L. et Barry, S.J. 2009. Long-term control of Peary caribou numbers by unpredictable, exceptionally severe snow or ice conditions in a non-equilibrium grazing system. *Arctic* 62:175-189.
- Miller, F.L., Barry, S.J. et Calvert, W.A. 2005. Conservation of Peary caribou based on a recalculation of the 1961 aerial survey on the Queen Elizabeth Islands, Arctic Canada. *Rangifer Special Issue* 16:65-75.
- Miller, F.L. et Gunn, A. 2003. Catastrophic die-off of Peary caribou on the western Queen Elizabeth Islands, Canadian High Arctic. *Arctic* 56:381-390.
- Miller, F.L., Russell, R.H. et Gunn, A. 1975. The recent decline of Peary caribou on Western Queen Elizabeth Islands of Arctic Canada. *Polarforschung* 45:17-21.
- Miller, F.L., Russell, R.H. et Gunn, A. 1977. Distributions, movements and numbers of Peary caribou and muskoxen on western Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories, 1972-74. Série de rapports techniques n° 40. Service canadien de la faune. Edmonton, AB. 55 p.
- Miltenberger, J.M. 2010. NWT caribou conservation measures. Déclaration à l'Assemblée législative, 27 janvier 2010. 4 p.
- Morneau, C. et Payette, S. 2000. Long term fluctuations of a caribou population revealed by tree ring data. *Revue canadienne de zoologie* 78:1784-1790.

- Mulders, R. 2009. Communication personnelle. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT.
- Mullon, C., Freon, P. et Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries* 6:111-120.
- Nagy, J. 2009a. Population estimates for the Cape Bathurst and Bluenose-West barren-ground caribou herds using post-calving photography. Manuscript Report n° 193. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 190 p. Ébauche.
- Nagy, J. et Gunn, A. 2006. Productivity of Peary caribou on Banks, northwest Victoria and Melville islands. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. Rapport non publié.
- Nagy, J.A. 2007. Plummeting numbers: the mysterious decline of the Arctic coastal herds. *Northern Perspectives* 31:36-37.
- Nagy, J.A. 2009b. Evidence that the Cape Bathurst, Bluenose-West, and Bluenose-East calving grounds are not theoretical and justification for division of the "Bluenose" Herd into the Cape Bathurst, Bluenose-West, and Bluenose-East herds. Draft Manuscript Report n° 194. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 84 p.
- Nagy, J.A., Gunn, A. et Wright, W.H. 2009a. Population estimates for Peary caribou (Minto Inlet Herd), Dolphin and Union caribou, and muskox on northwest Victoria Island, NT, July 2005. Manuscript Report n° 203. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Yellowknife, NT. 39 p.
- Nagy, J.A., Gunn, A. et Wright, W.H. 2009b. Population estimates for Peary caribou and muskox on Banks Island, NT, August 1992. Manuscript Report n° 198. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Yellowknife, NT. 31 p.
- Nagy, J.A., Gunn, A. et Wright, W.H. 2009c. Population estimates for Peary caribou and muskox on Banks Island, NT, July 2005. Manuscript Report n° 200. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Yellowknife, NT. 37 p.
- Nagy, J.A. et Johnson, D. 2006. Estimates of the number of barren-ground caribou in the Cape Bathurst and Bluenose-West herds and reindeer/caribou on the upper Tuktoyaktuk Peninsula derived using post calving photography, July 2006. Manuscript Report n° 171. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Fort Smith, NT. 56 p.
- Nagy, J.A., Johnson, D.H., Campbell, M.W., Kelly, A., Larter, N.C. et Derocher, A.E. 2010. The Beverly Barren-Ground Caribou Herd has not disappeared: it just changed calving grounds. 13th North American Caribou Workshop. Winnipeg, MB. Résumé, présentation.

- Nagy, J.A., Johnson, D.L., Larter, N.C., Campbell, M.W., Derocher, A.E., Kelly, A., Dumond, M., Allaire, D. et Croft, B. 2011. Subpopulation structure of caribou (*Rangifer tarandus* L.) in Arctic and Subarctic Canada. *Ecological Applications* 21:2334-2348.
- Nagy, J.A., Larter, N. et Wright, W.H. 2006. Population estimates for Peary caribou and muskox on Banks Island, NT, July 2001. Manuscript Report n° 199. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Fort Simpson, NT. 37 p.
- Nagy, J.A., Larter, N. et Wright, W.H. 2009d. Population estimates for Peary caribou (Minto Inlet Herd), Dolphin and Union caribou, and muskox on northwest Victoria Island, NT, July 1998. Manuscript Report n° 201. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Fort Simpson, NT. 29 p.
- Nagy, J.A., Larter, N. et Wright, W.H. 2009e. Population estimates for Peary caribou (Minto Inlet Herd), Dolphin and Union caribou, and muskox on northwest Victoria Island, NT, July 2001. Manuscript Report n° 202. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Fort Simpson, NT. 36 p.
- Nagy, J.A., Latour, P. et Wright, W.H. 2009f. Population estimates for Peary caribou and muskox on Banks Island, NT, July 1982: a retrospective analysis. Manuscript Report n° 197. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 42 p.
- Nagy, J.A. et Tracz, B. 2006. Estimates of the number of barren-ground caribou in the Bluenose-East Herd derived using post calving photography, July 2006. Ébauche de rapport manuscrit. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT.
- Nagy, J.A., Tracz, B. et Gunn, A. 2008. Estimates of the number of barren-ground caribou in the Bluenose-East Herd derived using post calving photography, July 2005. Manuscript Report n° 177. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. Sous presse.
- NIRB. 2011. Public registry [en ligne]. Nunavut Impact Review Board. <http://www.nirb.ca/PublicRegistry.html> (consulté le 8 janvier 2011).
- Nishi, J.S. et Gunn, A. 2004. An estimate of the herd size for the migratory Dolphin and Union Caribou Herd during the rut (17-22 October 1997). File Report n° 131. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 52 p.
- Northwest Territories Protected Areas Strategy Advisory Committee. 1999. The Northwest Territories Protected Areas Strategy. A balanced approach to establishing protected areas in the Northwest Territories. iv + 102 p.
- Oli, M.K. 2003. Response to Korpimäki et al.: vole cycles and predation. *Trends in Ecology and Evolution* 18:495-496.

- Olofsson, J., Stark, S. et Oksanen, L. 2004. Reindeer influence on ecosystem processes in the tundra. *Oikos* 105:386-396.
- Olthof, I. et Pouliot, D. 2010. Treeline vegetation composition and change in Canada's western Subarctic from AVHRR and canopy reflectance modeling. *Remote Sensing of Environment* 114:805-815.
- Orsel, K., Kutz, S., Barkema, H. et De Buck, J. 2008. Presence of *M. avium* spp *paratuberculosis* in free-ranging caribou. Fifth annual meeting of the CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. Vancouver, BC. Affiche de présentation.
- Ostertag, S.K., Tague, B.A., Humphries, M.M., Tittlemier, S.A. et Chan, H.M. 2009. Estimated dietary exposure to fluorinated compounds from traditional foods among Inuit in Nunavut, Canada. *Chemosphere* 75:1165-1172.
- Parcs Canada. 2006. Parc national du Canada Quttinirpaaq, plan directeur. Parcs Canada. 75 p.
- Parcs Canada. 2007. Parc national du Canada Ivvavik, plan directeur. Parcs Canada. 83 p.
- Parcs Canada. 2010a. Parc national du Canada Vuntut, plan directeur. Parcs Canada. 60 p.
- Parcs Canada. 2010b. Rapport sur l'état du parc 2010 : parc national du Canada Aulavik. Parcs Canada. 50 p.
- Parker, G. 1975. An investigation of caribou range on Southampton Island, N.W.T. (Northwest Territories). Série de rapports du Service canadien de la faune n° 33. Service canadien de la faune. Ottawa, ON. 83 p.
- Patterson, B.R., Olsen, B.T. et Joly, D.O. 2004. Population estimate for the Bluenose-East Caribou Herd using post-calving photography. *Arctic* 57:47-58.
- Payette, S., Boudreau, S., Morneau, C. et Pitre, N. 2004. Long-term interactions between migratory caribou, wildfires and Nunavik hunters inferred from tree rings. *Ambio* 33:482-486.
- PCMB. 2008. Porcupine Caribou Management Board 2007-08 annual report. Porcupine Caribou Management Board. Whitehorse, YT. 28 p.
- PCMB. 2009. Harvest management plan for the Porcupine Caribou Herd in Canada. Porcupine Caribou Management Board. 41 p.
- PCMB. 2010. The Porcupine Caribou Management Board [en ligne]. Porcupine Caribou Management Board. <http://taiga.net/pcmb/> (consulté le 19 janvier 2011).
- Poole, K.G., Gunn, A., Patterson, B.R. et Dumond, M. 2010. Sea ice and migration of the Dolphin and Union Caribou Herd in the Canadian Arctic: an uncertain future. *Arctic* 62:414-428.
- Priest, H. et Usher, P.J. 2004. The Nunavut wildlife harvest study. Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut. Iqaluit, NU. 816 p.

- Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. 2003. Synthèse du rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien - phase II. Affaires indiennes et du Nord Canada. Ottawa, ON. 118 p.
- Rayback, S.A., Lini, A. et Henry, G.H.R. 2011. Spatial variability of the dominant climate signal in *Cassiope tetragona* from sites in Arctic Canada. *Arctic* 64:98-114.
- Ressources naturelles et Faune. 2010. Résultat de l'inventaire du troupeau de caribous de la rivière George [en ligne]. Gouvernement du Québec.
<http://www.mrn.gouv.qc.ca/presse/communiqués-detail.jsp?id=8713> (consulté le 23 décembre 2010). Communiqué.
- Rinke, A. et Dethloff, K. 2008. Simulated circum-arctic climate changes by the end of the 21st century. *Global and Planetary Change* 62:173-186.
- Rothfels, M. et Russell, D. 2005. Fiches d'information sur les mammifères : le caribou. Faune et flore du pays. Fédération canadienne de la faune et Environnement Canada.
<http://www.hww.ca/fr/especes/mammiferes/le-caribou.html>.
- Russell, D. 2011. Analyse de données de télémétrie sur la harde de la Porcupine. Données non publiées.
- Russell, D.E., Martell, A.M. et Nixon, W.A. 1993. The range ecology of the Porcupine Caribou Herd in Canada. *Rangifer Special Issue* 8:1-168.
- Russell, D.E., White, R.G. et Daniel, C.J. 2005. Energetics of the Porcupine Caribou Herd: a computer simulation model. Série de rapports techniques n° 431. Service canadien de la faune. Ottawa, ON. 64 p.
- Schmelzer, I. et Otto, R. 2003. Winter range drift in the George River Caribou Herd: a response to summer forage limitation? *Rangifer Special Issue* 14:113-122.
- Sharma, S., Couturier, S. et Côté, S.D. 2009. Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou. *Global Change Biology* 15:2549-2562.
- SRRB. 2004. Harvest study [en ligne]. Sahtu Renewable Resources Board.
<http://www.srrb.nt.ca/harstudy.html> (consulté le 16 novembre 2009).
- SRRB. 2007. Report on a public hearing held by the Sahtu Renewable Resources Board and reasons for decision on the setting of a total allowable harvest for the Bluenose-West Caribou Herd. Sahtu Renewable Resources Board. Fort Good Hope, NT.
- Stankowich, T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: a review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141:2159-2173.
- Stewart, H. 2009. Communication personnelle. Parcs Canada (parc national Wapusk).
- Taillon, J. 2011. Communication personnelle. Université Laval. Québec, QC.
- Tener, J.S. 1963. Queen Elizabeth Islands game survey, 1961. Publication hors série n° 4. Service canadien de la faune. 50 p.

- Therrien, J., Verdon, R. et Lalumière, R. 2004. Suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des communautés de poissons. Rapport synthèse (1977-2000). GENIVAR Groupe Conseil Inc. et Direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production. Montréal, QC. 131 p. et annexes.
- Thomas, D.C. 1998. Fire-caribou relationships: (V) winter diet of the Beverly Herd in northern Canada, 1980-1987. Série de rapports techniques n° 313. Service canadien de la faune, région des Prairies et du nord. Edmonton, AB. 41 p.
- Thomas, D.C. et Kiliaan, H. 1998. Fire-caribou relationships: (IV) recovery of habitat after fire on the winter range of the Beverly Herd. Série de rapports techniques n° 312. Service canadien de la faune, région des Prairies et du nord. Edmonton, AB. 115 p.
- Thomas, D.C., Kiliaan, H.P.L. et Trottier, T.W.P. 1998. Fire-caribou relationships: (III) movement patterns of the Beverly Herd in relation to burns and snow. Série de rapports techniques n° 311. Service canadien de la faune, région des Prairies et du nord. Edmonton, AB. 176 p.
- Thompson, J.E. et Abraham, K.F. 1994. Range, seasonal distribution and population dynamics of the Pen Islands Caribou Herd of southern Hudson Bay. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 94 p.
- Tlicho Government et Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. 2011. Revised joint proposal on caribou management actions in Wek'èezhii: implementation plan. Behchoko, NT et Yellowknife, NT. 61 p. Rapport soumis au Wek'èezhii Renewable Resource Board.
- Trottier, T. 2011. Communication personnelle. Données non publiées sur la croissance de la population et le développement dans le nord de la Saskatchewan. Government of Saskatchewan et Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board.
- Urquhart, D.R. 1973. Oil exploration and Banks Island wildlife: a guideline for the preservation of caribou, muskox, and arctic fox populations on Banks Island, N.W.T. Northwest Territories Game Management Division. Yellowknife, NT. 105 p.
- Usher, P.J. et Wenzel, G.W. 1987. Native harvest surveys and statistics: a critique of their construction and use. *Arctic* 42:145-160.
- Van der Wal, R. 2006. Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition? Evidence from the tundra. *Oikos* 114:177-186.
- Van der Wal, R., Irvine, J., Stien, A., Shepherd, N. et Albon, S.D. 2000. Faecal avoidance and the risk of infection by nematodes in a natural population of reindeer. *Oecologia* 124:19-25.
- Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Arnold, D., Ayotte, P., Bondy, G., Chan, L., Dewaily, E., Furgal, C.M., Kuhnlein, H., Loring, E., Muckle, G., Myles, E., Receveur, O., Tracy, B., Gill, U. et Kalhok, S. 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Science of the Total Environment* 351:165-246.

- Walker, M.D., Wahren, C.H., Hollister, R.D., Henry, G.H.R., Ahlquist, L.E., Alatalo, J.M., Bret-Harte, M.S., Calef, M.P., Callaghan, T.V., Carroll, A.B., Epstein, H.E., Jónsdóttir, I.S., Klein, J.A., Magnússon, B., Molau, U., Oberbauer, S.F., Rewa, S.P., Robinson, C.H., Shaver, G.R., Suding, K.N., Thompson, C.C., Tolvanen, A., Totland, O., Turner, P.L., Tweedie, C.E., Webber, P.J. et Wookey, P.A. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Dans* Proceedings of the National Academy of Sciences. National Academy of Sciences. Washington, DC. Vol. 103, pp. 1342-1346.
- Wang, M.Y. et Overland, J.E. 2004. Detecting arctic climate change using Köppen climate classification. *Climatic Change* 67:43-62.
- Weladji, R.B., Holand, O. et Trygve, A. 2003. Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves. *Journal of Zoology* 260:79-85.
- White, R. et Trudell, J. 1980. Patterns of herbivory and nutrient intake of reindeer grazing tundra vegetation. *Dans* Proceedings of the Second International Reindeer/Caribou Symposium, 17-21 September 1979, Roros, Norvège. pp. 180-195.
- Wildlife Management Advisory Council (North Slope). 2006. Herschel Island Qikiqtaruk Territorial Park management plan. Yukon Government. Whitehorse, YT. 62 p.
- Williams, T.M. 1995. Beverly calving ground surveys, June 5-16 1993 and June 2-13 1994. File Report n° 114. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 36 p.
- Witter, L.A. 2010. Interrelationships between weather, parasitic insects, and barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) behaviour in Northwest Territories and Nunavut. Thèse (M.Sc.). University of Northern British Columbia. Prince George, BC. 178 p.
- Wolfe, S.E., Griffith, B. et Gray, C. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research* 19:63-73.
- Wotton, B.M., Nock, C.A. et Flannigan, M.D. 2010. Forest fire occurrence and climate change in Canada. *International Journal of Wildland Fire* 19:253-271.
- WRRB. 2010. WRRB caribou recommendation report submission [en ligne]. Wek'èezhì Renewable Resources Board. <http://www.wrrb.ca/content/wrrb-caribou-recommendation-report-submission> (consulté le 26 janvier 2011).
- Zalatan, R., Gunn, A. et Henry, G.H.R. 2006. Long-term abundance patterns of barren-ground caribou using trampling scars on roots of *Picea mariana* in the Northwest Territories, Canada. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 38:624-630.
- Zhang, X., Brown, R., Vincent, L., Skinner, W., Feng, Y. et Mekis, E. 2011. Tendances climatiques au Canada, de 1950 à 2007. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 5. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. iv + 22 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>.