

Rôles potentiels des aires protégées

**DANS UNE STRATÉGIE TERRITORIALE DE RÉTABLISSEMENT DU
CARIBOU FORESTIER**

Limoilou-Amélie Renaud

3 février 2011

Présentée au groupe de mise en œuvre sur les aires protégées du comité de
rétablissement du caribou forestier au Québec.

Table des matières

AVANT-PROPOS	4
OBJECTIFS DU MANDAT	4
INTRODUCTION	5
LE CARIBOU ET LE RENNE	5
LE STATUT ET LA CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER	6
LES FACTEURS LIMITANTS DES POPULATIONS DE CARIBOU.....	6
FACTEURS BIOLOGIQUES	6
FACTEURS EXTERNES	7
RÔLES POTENTIELS DES AIRES PROTÉGÉES DANS UNE STRATÉGIE TERRITORIALE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER.....	8
RÔLE GÉNÉRAL D'UNE AIRE PROTÉGÉE ET CONCEPTS FONDAMENTAUX	8
RÔLE DES AIRES PROTÉGÉES SPÉCIFIQUES À LA CONSERVATION DU CARIBOU	10
<i>Les concepts d'ancre et de police d'assurance</i>	10
<i>Le concept de refuge</i>	12
LE RÉSEAU ACTUEL D'AIRES PROTÉGÉES AU QUÉBEC	15
CARACTÉRISTIQUES ET DESIGN DES AIRES PROTÉGÉES SPÉCIFIQUES À LA CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER	18
MÉTHODES DE DÉLIMITATION DES AIRES PROTÉGÉES	19
HABITATS PRIORITAIRES À PROTÉGER	22
<i>Habitats d'hiver</i>	22
<i>Aires de mise-bas</i>	23
SUPERFICIE DES AIRES PROTÉGÉES	24
ZONES D'INFLUENCE DES PERTURBATIONS ET ZONES TAMPONS	27
CONFIGURATION DES AP : DESIGN ET EFFETS DE BORDURE.....	29
<i>Effets de bordure</i>	30
<i>Mesurer l'effet de bordure</i>	32
CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE DES HABITATS ET CARACTÉRISTIQUES DES CORRIDORS DE DÉPLACEMENT	32
CONNECTIVITÉ DU RÉSEAU D'AIRES PROTÉGÉES AU QUÉBEC	32
CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE ET SEUILS DE DISTANCES DE DISPERSION.....	34
DESIGN ET GESTION DES CORRIDORS	36
MODES DE GESTION DES AIRES PROTÉGÉES.....	40
CLASSIFICATION INTERNATIONALE ET DÉSIGNATIONS QUÉBÉCOISES	40
GESTION DES AP ET RÉGIME D'ACTIVITÉS	45
<i>Gestion adaptative des AP</i>	45
<i>Régime d'activités dans les AP</i>	46
PORTRAIT SOMMAIRE DES AIRES PROTÉGÉES HORS-QUÉBEC CRÉÉES POUR LE CARIBOU FORESTIER	48
LES MESURES DE PROTECTION DES HABITATS DU RENNE ENTREPRISES EN FINLANDE, SUÈDE OU NORVÈGE	48

<i>La situation du renne dans les pays nordiques</i>	48
<i>La gestion des réserves naturelles</i>	49
LES MESURES DE PROTECTION DES HABITATS DU CF ENTREPRISES AU CANADA	50
<i>Les lois protégeant les habitats du CF au Canada</i>	50
<i>Les plans de rétablissements provinciaux</i>	51
<i>Le rôle des aires protégées dans les provinces canadiennes</i>	53
CONCLUSION	58
BIBLIOGRAPHIE	59
ANNEXES	72

Avant-propos

Objectifs du mandat

Cette revue de littérature a été demandée par le groupe de mise en œuvre (GMO) sur les aires protégées, associé au Comité de rétablissement du caribou forestier (CF) au Québec. Ce dernier est l'auteur du plan de rétablissement du caribou forestier 2005-2010, publié en 2009. À l'intérieur de ce plan sont proposées des mesures de protection du CF, misant sur un aménagement forestier durable et sur la mise en place d'aires protégées (AP) spécifiques à la conservation du caribou forestier. Deux aires protégées se rapprochant de cette particularité existent actuellement au Québec : le parc national des Grands Jardins, dans Charlevoix, et la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or. Toutefois, des suivis réguliers de ces hardes, ainsi que des hardes dont l'habitat est protégé par la stratégie d'aménagement, révèlent que les effectifs sont en diminution de façon générale au Québec.

Le GMO aires protégées a mandaté cette revue de littérature portant sur les aires protégées créées pour la conservation de l'écotype forestier du caribou des bois, selon les thèmes suivants :

- Définir, selon la littérature scientifique, gouvernementale, technique et autre, les rôles que peuvent jouer les aires protégées dans le cadre d'une stratégie territoriale de rétablissement du caribou forestier;
- Déterminer les caractéristiques des aires protégées spécifiques à la conservation du caribou forestier : superficie, configuration, mode de gestion, régime des activités, etc.;
- Réaliser un portrait sommaire des aires protégées créées notamment pour le caribou forestier hors Québec : caractéristiques et contexte régional (utilisation du territoire : foresterie, mines, accès, etc.);
- Déterminer les besoins du caribou forestier en termes de connectivité : caractéristiques des corridors en termes de largeur, de seuil de perturbations acceptable et de mode de gestion.

Le document qui suit intègre l'information disponible à partir d'une multitude de sources, du Québec et d'ailleurs, dans le but d'aider à fournir des recommandations et des critères permettant aux aires protégées de jouer leur rôle dans la conservation du caribou forestier au Québec.

Introduction

Le caribou et le renne

Les caribous et les rennes sont d'une seule et même espèce, *Rangifer tarandus*¹. Les premiers vivent dans les régions boréales de l'Amérique du Nord, et les deuxièmes vivent en Europe et en Asie. Cinq sous-espèces ont été reconnues comme natives d'Amérique du Nord : le caribou des Îles de la reine Charlotte, maintenant éteint depuis 1910 (*R.t. dawsoni*), le caribou de Peary (*R.t. pearyi*), le caribou de l'Alaska (*R.t. granti*), le caribou de la toundra du Nord-Ouest canadien (*R.t. groenlandicus*) et la sous-espèce la plus répandue, le caribou des bois (*R.t. caribou*)¹. Cette dernière fait l'objet de la majeure partie de cette revue de littérature, car elle habite la forêt boréale, la taïga et la toundra, de Terre-Neuve jusqu'à la Colombie-Britannique et le sud du Yukon, incluant le Québec. Cette taxonomie ne fait toutefois pas l'unanimité dans la littérature scientifique. D'autres classifications s'ajoutent à cette dernière, et toutes sont basées sur des critères morphologiques (craniométrie, taille, coloration du pelage, forme des bois et génétique)²⁻⁴.

Quatre écotypes ont aussi été définis, résultante de conditions écologiques dans lesquelles vivent les caribous des bois (*e.g.* leur comportement migratoire et l'habitat fréquenté). Les écotypes insulaire, montagnard, migrateur (ou de la toundra) et forestier sont utilisés pour désigner les sous-espèces, dans une optique d'aménagement et de conservation⁵. Les caribous des bois, écotype forestier, sont liés à la forêt boréale, sont sédentaires et moins grégaires que les autres écotypes⁵. Une étude de Courtois et al. (2003) suggère que les trois écotypes présents au Québec (*i.e.* montagnard, forestier et migrateur) seraient trois entités distinctes génétiquement.

Le statut et la conservation du caribou forestier

Le caribou forestier persiste actuellement en forêt boréale de façon précaire et discontinue, est réparti principalement entre le 49^{ième} et le 55^{ième} parallèle ⁶. L'écotype forestier a obtenu le statut d'espèce *menacée* au Canada ⁷ et le statut d'espèce *vulnérable* au Québec ⁸. Cette précarité est inquiétante car les exigences en matière d'habitat du CF chapeautent les besoins de plusieurs autres espèces (espèce parapluie); en plus d'être d'une grande importance écologique, le CF est le symbole de la forêt mature canadienne ⁹. Malgré ce statut préoccupant, le CF n'échappe pas à l'influence de l'anthropisation et son aire de répartition régresse partout en Amérique du Nord ¹⁰⁻¹². La harde de Charlevoix, isolée au sud du 49^{ième} parallèle, ne fait pas exception au déclin (70-75 individus) ¹³, malgré la protection d'une partie de son habitat par les parcs nationaux des Grands-Jardins et des Hautes-Gorges-de-la-rivière-Malbaie. La harde de Val d'Or, quant à elle, ne compte plus qu'une vingtaine d'individus, malgré la création de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or qui protège une portion de son habitat (M. Paré, MRNF, comm. pers.).

Les facteurs limitants des populations de caribou

Facteurs biologiques

Les diverses sous-espèces de caribou (tout comme sur les sous-espèces de rennes *R. t. tarandus*, *R. t. fennicus*, *R. t. plathyrrhynchus*) sont aujourd'hui confrontées à de nouveaux enjeux qui peuvent expliquer leur précarité ¹⁴. En effet, à l'origine, une forte diminution des effectifs de caribou aurait été causée par une chasse intensive, accentuée par la prédation par le loup gris (*Canis lupus*) ^{2,15}. Maintenant interdite, la chasse semble avoir cédé à la prédation le rôle de facteur limitant des populations de caribous forestiers au Québec ainsi qu'ailleurs au Canada ¹⁶⁻¹⁸. Le caribou a une capacité reproductrice plus faible que d'autres cervidés, et la survie des faons est très variable étant menacée par la prédation ¹⁶. Le braconnage, les erreurs d'identification du gibier pendant la chasse au caribou migrateur et la chasse de subsistance sont des menaces dont les impacts sont encore peu documentés (de Bellefeuille 2001, M. Paré, MRNF, comm. pers.).

Les altérations d'habitat, telles que la coupe forestière ou les feux de forêt, sont la cause sous-jacente des déclin de caribou, en favorisant la prédation ¹⁹⁻²³. Plus spécifiquement, la récolte de bois vient à l'encontre de la sélection des forêts matures résineuses par le caribou, en contribuant à l'enfeuillage et au rajeunissement de la forêt (Courtois et al. 2007, Courtois et al. 2008). Ainsi, la régénération abondante de la forêt favorise l'arrivée de l'orignal (*Alces alces*), et augmente indirectement la pression de prédation sur les caribous par le loup et l'ours noir (*Ursus americanus*) ^{16,18-20,24-25}. Les études sur la sélection d'habitat de l'orignal, du loup gris et de l'ours noir ont révélé que ces habitats sont susceptibles d'être utilisés par ces trois espèces au détriment du caribou, engendrant de ce fait des changements importants dans la dynamique prédateur-proie ¹⁹⁻²². L'augmentation de la pression de prédation par le loup gris sur les caribous adultes et par l'ours noir sur les faons serait la principale résultante extrinsèque de l'aménagement forestier et la cause principale du déclin des populations de caribous forestiers ^{10,25-28}.

Facteurs externes

Ajoutée à ces effets indirects, la coupe forestière entraîne des effets directs sur les habitats fréquentés par le caribou. D'une part, l'industrie forestière altère le paysage et représente la principale source de dérangement en forêt boréale, au détriment des processus naturels qui la caractérisaient à l'origine ²⁹⁻³⁰. L'exploitation de la forêt facilite l'accès au territoire par la création d'un réseau routier et perturbe la croissance du lichen, principale nourriture hivernale du CF ³¹⁻³². L'exploitation de la forêt contribue non seulement à la perte de forêt mature, mais exacerbe les processus de fragmentation naturels, limitant l'espace disponible pour le caribou, le concentrant à l'intérieur d'habitats résiduels et le rendant plus visible et donc, plus vulnérable envers ses prédateurs, incluant l'homme ^{20,33}. Notamment, l'exploitation forestière augmente la création d'îlots isolés et discontinus de forêt résineuse, et induit une plus grande quantité de bordures ³⁴⁻³⁵.

L'anthropisation affecte négativement la survie des espèces associées à la forêt boréale (tabl. 3) ^{26,36-38}. Par exemple, les développements industriels et les infrastructures tels que les sites de villégiature, les mines et lignes de transport d'énergie sont autant

d'exemples qui découlent de l'accès par l'homme aux territoires fauniques ^{26,36-40}. Ces structures, tout comme les routes, sont directement liées à la fragmentation d'habitat et affectent négativement l'intégrité et les processus écologiques ⁴¹⁻⁴². Selon le niveau d'activité humaine s'y rattachant ou la densité des infrastructures dans le paysage, les impacts sur la faune sont variables, mais majoritairement négatifs ^{26,36,38,40,43-44}. En synergie avec les autres formes de perturbations en forêt boréale, ces facteurs peuvent notamment conduire le caribou vers des situations de stress chronique, et l'inciter à abandonner ses habitats optimaux de façon temporaire ou permanente, engendrant des comportements fréquents de vigilance et des dépenses énergétiques accrues ^{43,45-46}.

Les maladies peuvent aussi affecter la survie du caribou, bien que rarement au niveau des populations entières. Dans les rares cas où la distribution du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et du CF se chevauche, la présence de cerfs infectés par le ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*) pourrait constituer une barrière biologique limitant la répartition du caribou, et pourrait notamment être la cause de tentatives infructueuses de réintroductions du caribou ⁴⁷.

Rôles potentiels des aires protégées dans une stratégie territoriale de rétablissement du caribou forestier

Rôle général d'une aire protégée et concepts fondamentaux

Dans un document synthétisant les principes de base du design d'un réseau d'AP, Schneider (2001) a défini le but d'établir un réseau d'AP en forêt boréale, sujette à la pression industrielle. Un des concepts apportés veut qu'en incluant des échantillons représentatifs des provinces naturelles dans lesquelles elles sont créées, les AP sont à la base destinées à représenter la biodiversité en maintenant les habitats et les processus écosystémiques ⁴⁸⁻⁴⁹. En vertu de la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*, les AP sont établies pour assurer la protection et le maintien de la diversité biologique et des ressources naturelles et culturelles associées. En principe, cette loi permet de créer des AP spécifiques à la protection d'une espèce (e.g. la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val- D'Or). D'autres AP sont établies en vertu de la *Loi sur la conservation et mise en*

valeur de la faune et visent aussi des espèces particulières (*e.g.* habitats fauniques); la protection fournie par les AP sous cette loi est toutefois moins puissante que sous la loi précédente. Puis, en vertu de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables*, le caribou bénéficie d'un statut de protection qui vise normalement la préservation de ses habitats.

Au Québec, le réseau d'AP vise non-seulement la protection d'éléments rares, uniques et exceptionnels de la biodiversité, mais aussi la protection des éléments représentatifs et communs qui définissent la biodiversité du territoire (Noss 1995 *dans* Brassard et al. (2010)). Pour ce faire, le réseau d'AP au Québec s'inspire d'une approche par « filtre brut », qui lui permet de représenter les formes de vie animales et végétales des 13 provinces naturelles définies par le Cadre écologique de référence (CER)⁵⁰. De plus, l'approche par « filtre fin » complète la première approche en déterminant les éléments rares tels que la présence d'espèces menacées ou vulnérables de la faune ou de la flore, par exemple le caribou forestier⁵⁰. Jusqu'à maintenant, les AP ne satisfont pas encore aux exigences écologiques propres au CF, en particulier parce les impacts économiques causés par la création de telles aires seraient trop importants, notamment au niveau de l'industrie forestière (C. Dussault, MRNF, comm. pers.).

L'intégrité écologique est définie comme étant le degré auquel toutes les composantes d'un écosystème et leurs interactions sont représentées et fonctionnelles (Quigley et al. 1996, *dans* Schneider 2001). Par exemple, le maintien du régime de perturbations naturelles (*e.g.* les feux) constitue une première étape visant à préserver la structure, les patrons et la biodiversité de la forêt boréale^{48,51-52}. La superficie des AP et la gestion des activités humaines, à l'intérieur et en périphérie des AP, revêtent une importance de premier ordre pour maintenir l'intégrité écologique de l'aire protégée^{48,51-52}. En plus de la petite taille des AP, leur isolation génère des risques d'extinction animale; la connectivité entre les AP prévient la perte d'espèces qu'elles contiennent^{48,53}. La connectivité réduit la magnitude des fluctuations de populations à l'intérieur d'une seule AP, permet la recolonisation en cas d'extinction, entraîne un flot génétique entre les populations et facilite le mouvement des espèces à large exigences spatiales, en plus de permettre aux individus de modifier leur domaines vitaux à la suite de perturbations⁵⁴⁻⁵⁵.

En regard au CF, les AP joueraient un rôle important pour sa sauvegarde en s'attaquant à la source du déclin de ses populations, c'est-à-dire le dérangement et les perturbations de ses habitats préférentiels ^{14,36,43}. La protection intégrale de massifs de forêts résiduelle par des AP de plusieurs milliers de kilomètres carrés, secondée par l'établissement de massifs de protection et de remplacement, assurerait une protection efficace du CF dans toute sa distribution, au nord et au sud de la limite des forêts aménagées. Les massifs de protection et de remplacement, tels qu'utilisés actuellement, n'assurent pas totalement la tranquillité des habitats du CF, ni le développement des activités récréatives, du réseau routier, de l'exploration minière, ou du développement hydroélectrique. Ces massifs de protection, conçus dans un contexte forestier, peuvent même agir à titre d'îlots d'extinction ²⁰.

Les AP offrent aussi des services écologiques et peuvent notamment servir à l'atténuation et à l'adaptation face aux changements climatiques, qui sont une conséquence de l'anthropisation (Y. Gendreau, UQAR, comm. pers.). En effet, les populations de caribous et de rennes subissent, à l'échelle circumpolaire, les effets de conditions climatiques changeantes et imprévisibles ¹⁴. La création d'AP n'éliminerait pas, à la source, les causes anthropiques de ces changements climatiques, mais contribuerait à tout le moins à en minimiser les impacts à court et long terme.

Rôle des aires protégées spécifiques à la conservation du caribou

Les concepts d'ancre et de police d'assurance

Le plan de rétablissement du caribou forestier en Ontario fait part du concept d'ancre, qui veut que, parmi les stratégies envisagées pour conserver l'habitat du CF, s'intègre une meilleure planification du paysage ⁵⁶. S'insère dans cette stratégie la mise en place de parcs, de zones et de terres protégées, qui seront gérées comme d'importantes composantes du paysage visant à supporter l'aménagement forestier dans le but de fournir un habitat de bonne qualité à l'année. Selon cette stratégie, certains de ces parcs provinciaux de la classe « wilderness parks », tels qu'Opasquia, Wabakimi et Woodland Caribou, ne fournissent pas seulement qu'un refuge aux populations locales de caribou et

des ancres pour supporter le rétablissement du CF dans son aire de répartition occupée, mais fournissent aussi des références et des « populations-témoins » pour faire le suivi de la conservation du caribou à large échelle ⁵⁷. Par exemple, la création d'AP permettrait d'étudier plus facilement les signaux démographiques, tels que les taux de survie, de fécondité, et de mortalité, des populations de caribous qui sont touchées par de tels événements stochastiques. Supportée par des études approfondies des écosystèmes et de leurs différentes composantes, la délimitation d'une AP chevauchant les aires de fréquentation des CF supporterait le rétablissement de ces hardes protégées, en facilitant leur suivi régulier en milieu naturel et en leur permettant de subsister dans des environnements uniques et exempts de fortes perturbations anthropiques directes, pouvant se répercuter sur toute la dynamique prédateur-proie ⁵⁸.

Les AP servent aussi de tampons contre toute erreur et de police d'assurance, en ce sens qu'elles permettent de protéger provisoirement des habitats du caribou jusqu'à ce que les conséquences des décisions actuelles de gestion et de conservation apparaissent, que les suivis des populations soient complétés ou que d'autres habitats adjacents redeviennent disponibles ^{56,59}.

Au Québec, les AP, au sein d'une stratégie territoriale de rétablissement du CF, agiraient en complémentarité aux lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du CF ⁶⁰. Les AP joueraient un rôle important dans une stratégie de rétablissement du caribou en répondant aux 3 objectifs suivants, formulés par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2008) :

- maintenir l'occupation de l'aire de répartition actuelle du caribou forestier
- atteindre et maintenir un effectif d'au moins 12 000 caribous forestiers au Québec avec une répartition uniforme à l'intérieur des strates d'habitat
- maintenir et consolider les hardes isolées de Val-d'Or et de Charlevoix

Le tableau 1 dresse une synthèse des forces et des faiblesses des AP à atténuer les facteurs limitants reconnus pour les populations de CF, avec les spécifications relatives à deux aires de protection du caribou au sud de sa limite continue de distribution. Or, mises

à part les hardes isolées du sud du Québec et présentes dans les régions sous aménagement forestier, pour lesquelles les effectifs et les facteurs limitants sont assez bien documentés^{20,55,61} (M. Paré, MRNF, comm. pers.), les hardes du Moyen-Nord québécois sont moins connues, en plus d'être plus dispersées sur le territoire⁴⁵. Pour évaluer le rôle qu'aurait la création d'un réseau d'AP sur la conservation de ces hardes, davantage d'information quant aux facteurs limitants, aux distributions et densités précises, et aux paramètres démographiques sont nécessaires.

Le concept de refuge

Pour le caribou, l'habitat n'est pas qu'arbres et lichen; il agit à titre de refuge, en permettant au caribou d'éviter les prédateurs tels que le loup gris ou l'ours noir⁶². Jusqu'à maintenant, les connaissances acquises ont permis d'établir que le CF a des besoins en termes d'habitats qui dépendent de l'échelle spatiale et temporelle étudiée^{33,61,63}. Dans l'ensemble de son aire de répartition, le CF privilégie les grandes parcelles de forêts résineuses matures comprenant du lichen en abondance et des tourbières dominées par des conifères matures, selon les régions et les saisons^{10,24,33,63-64}. Selon l'échelle étudiée, l'utilisation de l'habitat par le caribou traduit l'évitement des prédateurs ou la recherche de nourriture, ou encore, d'autres ressources pour satisfaire à des besoins plus précis selon des périodes temporelles plus définies^{33,61,63}. Par contre, les facteurs influençant les populations de caribou varient aussi selon une échelle régionale⁴⁵, et ces particularités doivent être prises en compte dans l'étude et la compréhension des besoins en habitats de l'écotype.

Tableau 1. Forces et faiblesses potentielles des AP à atténuer les facteurs limitants des populations de CF, incluant 2 études de cas.

Facteurs limitatifs	Efficacité d'une AP à atténuer ce facteur limitant	Efficacité du Parc national des Grands-Jardins à atténuer ce facteur limitant	Efficacité de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or à atténuer ce facteur limitant	Caractéristiques d'une AP atténuant ce facteur limitant
Prédation	Forte: mesures de gestion possibles pour défavoriser la présence des prédateurs, et protection d'habitats offrant refuges et couvert de protection.	N/A: piégeage du loup et chasse à l'ours noir aux pourtours du parc valorisés, mais réintroduction du caribou réussie en présence du loup	N/A: Densité de loups, d'ours noirs et de lynx du Canada inconnue sur le territoire et présence de l'original au sud	Gestion favorisant les coupes sélectives et diminuant les habitats propices aux proies alternatives. Faible réseau routier. Grande superficie.
Braconnage et chasse	Moyenne: interdiction de la chasse à l'original pour limiter les erreurs d'identification.	Moyenne : le caribou est protégée, la chasse est interdite et le braconnage, rare (7 cas en 28 ans pour la harde de Charlevoix)	N/A: Intensité du braconnage inconnue à ce jour.	Sensibilisation (<i>e.g.</i> panneaux) et suivi.
Parasitisme	N/A	N/A : parasitisme rare car faible présence du cerf de Virginie à court-terme	N/A : données non-disponibles, mais faible présence de cerf de Virginie.	Gestion défavorisant les habitats du cerf de Virginie.
Exploitation forestière et réseau routier	Forte : toute exploitation forestière peut être interdite à l'intérieur des limites d'une AP.	Moyenne : d'importantes zones de forêts commerciales ont été soustraites à l'exploitation dans les limites du parc (160 km ²), mais l'exploitation se poursuit sur ses pourtours, tout comme les routes qui facilitent l'accès au parc, accroissent les risques d'accident et de braconnage	Moyenne : Mesures entreprises pour limiter les impacts de la coupe forestière dans certains secteurs utilisés par les caribous et selon les périodes de son cycle biologique. Efficacité à long-terme inconnue.	Fermetures des chemins temporaires, interdiction de la coupe forestière sauf pour interventions spéciales, amélioration des pratiques dans les aires environnantes à l'AP.
Dérangements humains	Moyenne à forte : toute activité humaine ne peut pas être interdite dans les limites d'une AP, mais contrôlée.	Faible : Des activités écotouristiques, quoiqu'encadrées, se poursuivent avec des impacts potentiels sur les conditions physiques des caribous.	Faible : L'exploitation minière au nord du territoire et rejets de métaux lourds dans l'environnement. Camps de chasse et villégiatures, et réseau routier permis dans les limites de la réserve, pouvant rendre les caribous vulnérables au braconnage et à la chasse accidentelle.	Interdiction de la fréquentation pendant les périodes critiques telles le rut et la mise-bas et sur certains secteurs.

Tableau 1 (suite). Forces et faiblesses potentielles des AP à atténuer les facteurs limitants des populations de CF, incluant 2 études de cas.

Facteurs limitatifs	Efficacité d'une AP à atténuer ce facteur limitant	Efficacité du Parc national des Grands-Jardins à atténuer ce facteur limitant	Efficacité de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or à atténuer ce facteur limitant	Caractéristiques d'une AP atténuant ce facteur limitant
Ressource alimentaire	Moyenne à élevée : bien que peu limitante en regard des populations de caribou au Québec, la nourriture hivernale du caribou, ou lichen, peut être préservée dans les AP si celles-ci interdisent l'exploitation forestière.	Forte : Principale ressource protégée dans les limites du parc.	Moyenne : la nourriture n'est pas limitante à cause des faibles densités de caribous enregistrées et l'abondance du lichen terrestre et protection de 4 ha de sites de lichen contre la récolte forestière en périphérie de l'AP. Par contre, le déplacement de l'aire d'hivernage et les nouvelles disponibilités de nourriture sont inconnues.	Agrandissement des limites du parc pour inclure les sites d'alimentation hivernale. Interdiction de fréquenter les secteurs à lichen en hiver. Corridors de dispersion contenant des habitats de qualité.
Feux	Faible à moyenne: le contrôle du feu peut être plus facile mais des conséquences se font toujours sentir malgré tout. Par contre, une AP de grande superficie fournira des habitats alternatifs aux caribous en cas de feu.	Faible à moyenne : Les feux sont combattus, mais détruisent tout de même d'importantes parties de l'habitat du caribou si ce dernier est restreint à de petites superficies de territoire.	Faible à long terme : le feu a modelé le territoire occupé par les caribous de Val-D'Or, et aurait même favorisé l'établissement de sites à lichen terrestre. Même combattu, le feu ravage les habitats et l'alimentation d'hiver de cette population, très restreinte spatialement.	AP de superficie supérieure à 5 000 km ² , grande connectivité entre plusieurs AP.
Accidents routiers	Forte : le contrôle du développement du réseau routier constitue une mesure de gestion efficace et possible dans les AP.	Forte : la circulation automobile est restreinte et les cas de mortalité sont assez faibles.	Faible : présence de la route 117 (5 mortalités en 20 ans) mais construction de chemin gravelé interdite au fins d'aménagement forestier.	Fermeture ou re-direction du réseau routier en dehors des limites du parc et interdiction de construire de nouveaux chemins forestiers.
Conditions climatiques extrêmes	Moyenne à forte : les AP peuvent atténuer les changements climatiques en réduisant la sévérité des catastrophes naturelles, et fournissent des services écologiques	Idem que pour les AP en général	Idem que pour les AP en général, malgré très petite superficie (434,2 km ²).	Grande superficie et connectivité.
Consanguinité		N/A : Problèmes de consanguinité peu probables vu l'origine des géniteurs réintroduits.	Faible : peu d'échanges avec d'autres populations de caribou forestier et population menacée si aucun apport génétique autre et si petite taille de population maintenue.	Grande connectivité au sein du réseau d'AP pour permettre l'apport d'autres populations. Programme de réintroduction ou d'insémination artificielle permise au sein de l'AP.

Le réseau actuel d'aires protégées au Québec

En date de 2009, le réseau d'AP du Québec couvrait 8,12 % du territoire, une nette augmentation par rapport aux années précédentes⁵⁰. Dans son rapport intitulé « Portrait du réseau des AP au Québec-Période 2002-2009 »⁵⁰, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs dresse le bilan de l'état du réseau d'AP au Québec, selon des critères de représentativité et d'efficacité. C'est dans la zone de végétation boréale que le réseau d'AP a pris le plus d'ampleur, passant de 2,45% à 9,05% de territoire sous protection. Dans l'aire de répartition du CF, on passe de 0,6 % à 7,9 % de territoires protégés de 2002 à 2009, incluant la présence d'une aire protégée de plus de 10 000 km² (la Réserve de biodiversité projetée Albanel-Témiscamie-Otish, d'une superficie de 11 874 km²) et de 9 autres AP de superficie supérieure à 1 000 km²⁵⁰.

Bien qu'en voie de s'améliorer, le réseau québécois d'aires protégées comporte toutefois encore quelques lacunes en regard à la conservation du CF. Notamment, seulement 5 aires protégées recourent les zones de forte densité de piste de caribou forestier dans la zone d'inventaire au centre du Québec (fig. 2)⁵⁰. Dans les zones de fortes densités de pistes, le nombre d'AP aurait avantage à être amélioré pour assurer une meilleure représentation du CF, ceci dans l'optique où une des AP soit touchée par une perturbation majeure (*e.g.* feu de forêt, inondation, etc.)⁵⁰. Par contre, plusieurs noyaux de conservation d'une superficie supérieure ou égale à 1000 km² sont présents dans le centre du Québec et une connectivité généralement élevée relie les AP (fig. 3). Globalement, les réseaux de pistes se trouvent au sein d'AP dans une proportion de 6,7 %, et 7,6 % des aires de concentration de réseaux de pistes se trouvent en AP (fig. 1 et 2).

Une analyse de carence du portrait du réseau d'aires protégées au Québec démontre que la délimitation des AP visant à protéger les hardes de Val d'Or et de Charlevoix est inadéquate. L'analyse des données télémétriques de la harde de Val d'Or permet de constater que :

- 38 % des sites sont situés dans AP
- 22 % de l'aire d'utilisation est située en AP;
- 55 % de l'aire d'utilisation intensive est située en aires protégées, essentiellement dans la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or,

tandis que pour la harde de Charlevoix, on constate que :

- 38 % des sites se trouvent en aires protégées;
- 25 % de l'aire d'utilisation est située en aires protégées;
- 39 % de l'aire d'utilisation intensive est située en aires protégées.

Ces informations confirment que l'objectif premier de la création d'une AP est souvent la représentativité d'habitats uniques ou représentatifs d'une province naturelle, avant la protection du CF ⁵⁰. Seuls la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or (434 km²) et le parc national de la Gaspésie (802 km² pour le caribou montagnard) font exception à cette règle, tandis que les parcs nationaux des Grands-Jardins (310 km²) et de la Jacques-Cartier (671 km²), tous deux créés en 1981, et celui des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie (225 km²), créé en 2000, permettent indirectement la protection d'une partie de l'habitat de la harde isolée de Charlevoix.

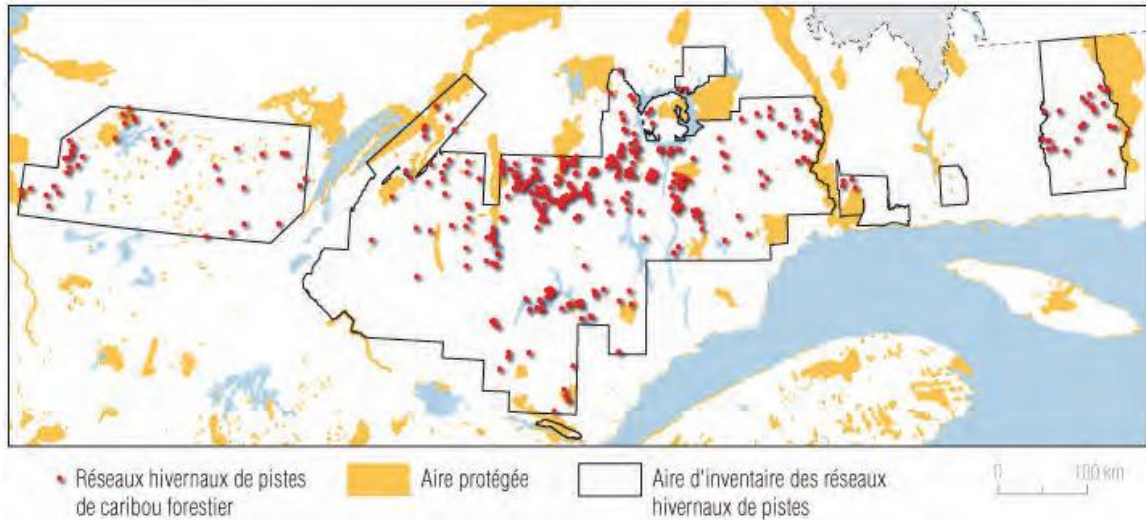


Figure 1. Répartition géographique des aires protégées et des réseaux de pistes du caribou forestier dans l'aire d'inventaire du caribou forestier. Tiré de Brassard et al. (2010).

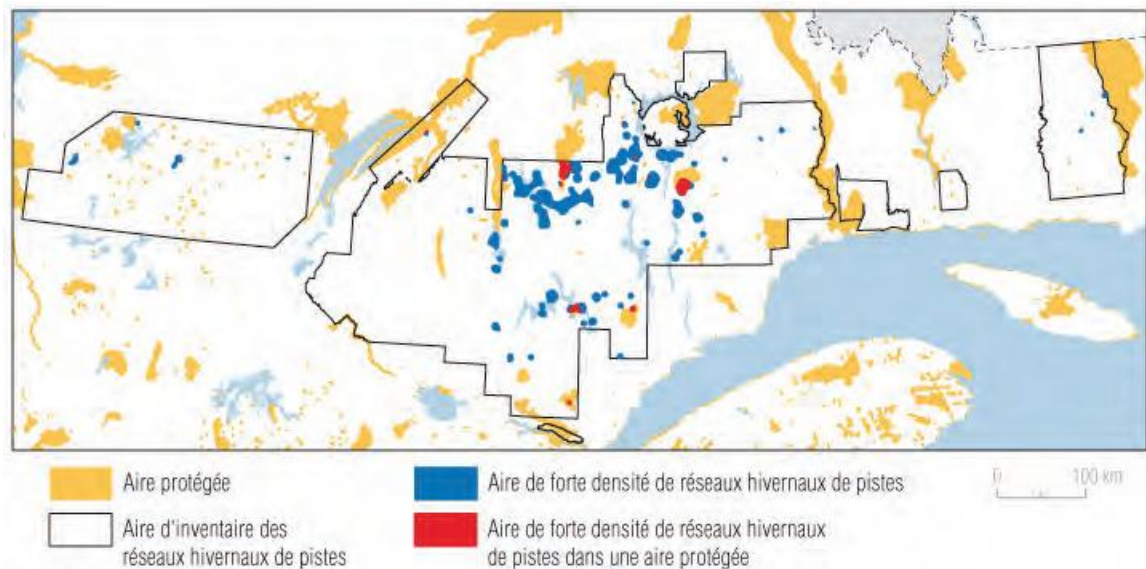


Figure 2. Répartition géographique des aires protégées et densités des réseaux de pistes de caribou forestier dans l'aire d'inventaire du caribou forestier. Tiré de Brassard et al. (2010).

À titre de comparaison, Nature Québec (2007), un organisme à but non-lucratif, présente dans une synthèse les caractéristiques idéales des sites d'hivernage prioritaires à protéger, en regard à la conservation du CF. Ainsi, ces sites possèderaient les caractéristiques suivantes:

- Intègrent au moins 80% des classes d'habitats favorables au CF
- Intègrent au moins 60% de peuplements résineux matures
- Incluent des plans d'eau, des zones humides et des peuplements de lichens

- Incluent au maximum une proportion de 5% de perturbations ou de zones d'évitement d'infrastructures linéaires
- Présentent des densités de villégiature inférieures à 4 habitations/100 km².

En se basant sur ces critères, Nature Québec (2007) a identifié plus de 40 sites d'intérêt propices à la création d'AP spécifiques à la conservation du CF, dont cinq avec une superficie égale ou plus grande que 5 000 km². Les territoires sélectionnés pour représenter les habitats optimaux du CF représentent une superficie totale variant de 26 000 à 97 000 km² selon la méthode d'analyse utilisée par Nature Québec. Ces superficies représentent entre 3,7 et 14 % de l'aire de répartition totale du CF au Québec, respectivement, et ces territoires chevauchent en moyenne 8,8 % du réseau d'AP implanté actuellement ⁶⁵.

Caractéristiques et design des aires protégées spécifiques à la conservation du caribou forestier

La recherche de littérature sur les critères de design des AP révèle que trois aspects sont essentiels à la configuration d'AP efficaces d'un point de vue de conservation : la taille, la forme ainsi que la connectivité des AP. Par contre, un des enjeux qui se pose dans une perspective d'anthropisation est l'incertitude reliée à la délimitation et la configuration des AP dans le temps et l'espace ⁶⁶. En effet, les délimitations et la planification systématique des AP sont basées sur des éléments de conservation considérés comme stables spatiotemporellement, plutôt que sur des éléments intégrant la dynamique des systèmes et les perturbations naturelles^{51,67}. Or, le CF s'adapte aux perturbations, anthropiques et naturelles, en modifiant sa fidélité aux sites, ou encore, en changeant la taille de ses domaines vitaux interannuels ⁵⁵. Plusieurs solutions peuvent être apportées pour améliorer le réseau d'aires protégées et ainsi augmenter son efficacité face à la conservation d'espèces précaires comme le CF : la création de corridors, l'utilisation de zones tampons, la gestion de la matrice environnante des AP, le rétablissement des milieux perturbés, ainsi que l'augmentation de leur nombre et de leur superficie. Pour ce faire, l'identification des sites critiques à conserver doit comporter une méthodologie optimale au rétablissement du CF. Les sections suivantes relatent les

caractéristiques idéales à apporter au réseau existant d'AP au Québec et aux nouvelles aires à être créées pour le CF.

Méthodes de délimitation des aires protégées

Dans un premier temps, les aires à protéger devront être délimitées adéquatement, sur la base de la fréquentation et de la fidélité aux sites par le caribou, au moyen de données télémétriques, d'un réseau de pistes hivernal, d'inventaires aériens, d'indices de qualité de l'habitat (IQH), d'indices de qualité alimentaire (IQA) ou d'autres formes d'inventaire complémentaires. Le tableau 2 donne quelques avantages et inconvénients des méthodes employées pour identifier la présence de CF et conséquemment, délimiter ses aires de fréquentations à des fins de délimitation des AP. Une combinaison de différentes méthodes peut être appliquée pour déterminer les densités, l'étendue de même que le comportement des hardes de caribou dont les habitats doivent être protégés (C. Dussault, MRNF, comm. pers.). Par exemple, un IQH ou une fonction de sélection des ressources (FSR) incluant toutes les saisons critiques du caribou établies à partir d'un suivi télémétrique GPS, appliqué à une carte globale du Québec pour identifier les zones potentiellement intéressantes, et combinée à des occurrences de caribou sur le terrain déterminées par télémétrie ou par inventaire aérien serait l'équation idéale pour délimiter les hardes de caribou à protéger. Au Québec, l'ensemble des régions susceptibles d'abriter le CF a été inventoriée au cours des 10 dernières années; les hardes de Val d'Or, Charlevoix, Côte-Nord, Nord-du Québec ou Jamésie, LaSarre et Saguenay sont suivies par télémétrie (C. Dussault, MRNF, comm. pers.).

À l'aide des réseaux de pistes hivernales, une étude de Fortin et al. (2008) a cherché à comprendre comment la sélection des habitats d'hiver du CF à l'échelle du paysage pouvait changer selon la disponibilité des attributs d'habitats le long d'un gradient géographique. L'auteur a mesuré l'utilisation et la disponibilité d'attributs d'habitats à l'intérieur de centroïdes de réseaux de pistes hivernales du CF, pour démontrer entre autre que les lacs et les landes à lichen étaient sélectionnés, tandis que les paysages fortement ponctués de routes étaient évités⁶⁸. Ces résultats démontrent non-seulement que la sélection à l'échelle du paysage ne varie pas seulement selon la disponibilité des

habitats, mais varie réellement selon des gradients géographiques. Aussi, les résultats soulignent l'importance de protéger les habitats d'hiver critiques au CF, une fois ceux-ci clairement définis spatialement. Considérant que la pessière à mousse est l'habitat majoritairement fréquenté par le caribou ^{10,33,61}, ce domaine bioclimatique devrait être surreprésenté dans la création d'AP spécifiques à la conservation du CF. La limite méridionale de ce domaine pourrait constituer la limite de l'aire de fréquentation du caribou, et guider la création et la gestion des aires protégées établies dans ces secteurs (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2010).

Tableau 2. Avantages et inconvénients associés à des méthodes utilisées pour délimiter la présence de caribou forestier.

Méthode	Avantages	Inconvénients
Inventaire aérien	Permet de connaître la présence ou non de CF, via les réseaux de pistes hivernaux et leurs centroïdes (<i>e.g.</i> Kernel). Dans le cadre d'une AP, important car tout bon habitat selon un IQH ou une RSF n'est pas nécessairement utilisé (<i>e.g.</i> en absence de CF). Permet d'estimer les densités (une densité de 2-3 individus/100 km ² est considérée comme normale pour cette espèce; C. Dussault, MRNF, comm. pers.)	Identifie les sites d'hiver seulement, donc peu représentatifs des besoins annuels du CF. Les noyaux délimités par la méthode de Kernel ne prennent pas compte de toutes les localisations de caribou.
Télémetrie GPS et fonction de sélection des ressources (FSR)	Permet de connaître les besoins en habitat du caribou sur une base annuelle et de savoir les sites les plus utilisés. Permet aussi de connaître la superficie en habitat nécessaire au caribou pour se maintenir dans le paysage. Permet non seulement d'évaluer les besoins d'un individu mais aussi d'évaluer les besoins d'une harde à l'année, équation idéale pour protéger et délimiter une AP (C. Dussault, MRNF, comm. pers.). FSR : Servent à établir les modèles de régressions linéaires multiples, ou fonction de sélection des ressources. Ces modèles sont moins sensibles que les IQH à l'opinion des experts et peuvent combiner beaucoup de variables indépendantes dans une procédure objective ⁶⁹⁻⁷⁰ .	Extrapolation possible car tous les individus ne sont pas marqués. Une non-utilisation d'un secteur est peut-être due à un non-marquage d'individus à l'intérieur de ce secteur (C. Dussault, MRNF, comm. pers.). Les erreurs de positionnement, les biais d'échantillonnage et la variation dans le design du modèle peuvent avoir un large impact sur l'interprétation des coefficients de la fonction et donc, sur les résultats et le pouvoir prédictif du modèle ⁷¹ .
Télémetrie VHF	Mêmes avantages et inconvénients que la télémetrie GPS, mais avec une moins bonne résolution. Il est plus difficile de décrire les sites propices au caribou dans une saison particulière car l'effectif est faible. La télémetrie VHF est surtout intéressante pour estimer la survie car son coût est minime. (C. Dussault, MRNF, comm. pers.)	
Indice de Qualité de l'Habitat (IQH)	Très bon outil théorique et peu dispendieux, s'il couvre l'ensemble des périodes annuelles dans le cadre d'une AP. Il est aussi important de comprendre pourquoi est-ce qu'un bon habitat n'abrite pas de caribous (<i>e.g.</i> chasse, fragmentation?) (C. Dussault, MRNF, comm. pers.).	Sujet à toutes les limitations usuelles de l'IQH, <i>i.e.</i> l'IQH permet d'extrapoler aux zones où il n'y a pas de caribou, à l'image d'une RSF. Modèles sensibles à l'opinion des experts sur les relations caribou-habitat ⁶⁹⁻⁷⁰ ; et parfois reportés d'une étude à une autre sans considérer la nouvelle disponibilité d'habitats ⁷² .

Habitats prioritaires à protéger

Les études identifiant les habitats critiques au CF au Québec portent beaucoup sur la sélection d'habitat du caribou en milieu perturbé^{33,61,73-74}. La préservation de ces habitats critiques, et leur configuration, doit presque toujours intégrer un compromis entre la rentabilité et l'efficacité des aménagements forestiers, et la préservation de forêts matures. Par exemple, les massifs de forêt mature au sein des coupes forestières devraient bénéficier d'une protection légale à titre de massif de protection à court terme, et devraient inclure les tourbières, les peuplements de résineux à lichens, ainsi que des sites de dénudés secs et des peuplements de résineux denses et âgés⁷⁵. Le dérangement humain y serait réduit au minimum. Toutefois, les blocs de protection ne constituent pas des aires protégées et ne sont pas délimités pour protéger l'habitat des hardes de caribous forestiers mais représentent un dispositif « expérimental » qui vise à vérifier si un compromis entre rentabilité et protection est possible.

Habitats d'hiver

L'accès à la nourriture semble être le principal facteur influençant l'utilisation de l'espace et la sélection de l'habitat en hiver; de récents travaux montrent d'ailleurs la présence d'un compromis entre la protection de la prédation en été et l'accès à la nourriture en hiver⁶¹. De plus, les habitats d'hiver du CF sont typiquement composés de forêts résineuses ouvertes avec un couvert abondant de lichen terricole (*Cladina* spp.)^{32,76}. La planification des AP devraient donc prioriser des sites pour l'alimentation hivernale, tels que les dénudés secs, les tourbières, les eskers, ainsi que les habitats où les bordures et les herbacées sont minimales, et ce, particulièrement au sud de la distribution continue du CF^{61,77}. Les plans d'eau et les lacs gelés sont aussi utilisés par les CF en hiver, à la fois pour leur potentiel à permettre au CF de détecter et fuir les prédateurs^{68,78}. Les forêts denses (*e.g.* pessières fermées), de même que les pinèdes grises seraient potentiellement aussi utilisées². Racey et al. (1999) mentionne l'importance de conserver des parcelles d'habitat d'hiver d'au moins 100 km² lors de la planification du territoire, à des fins d'aménagement forestier. Ces parcelles devraient contenir de la forêt relativement mature (40 à 100 ans) ou vieille (80 à 140 ans), et équiennée (à l'intérieur

d'un intervalle de 20 ans (+ / -). Ces habitats procurent un refuge à l'intérieur d'une matrice d'habitat plus grande, contenant plus de prédateurs; de plus, une topographie variée offrant des conditions de neige diverses peut constituer un aspect de l'habitat important à protéger ⁷⁹.

Aires de mise-bas

La survie des faons étant majoritairement limitante pour les populations de CF, les sites de mise-bas et d'élevage devraient être priorisés, selon leur caractéristiques propres aux populations, saisons et régions ^{24,78}, d'où l'importance de bien comprendre l'écologie des différentes hardes pour délimiter les AP et conséquemment. Racey et al. (1999) préconise la préservation d'aires de mise-bas « stratégiques », i.e. correspondant aux critères suivants :

- Localisées près de la limite sud de distribution continue (à moins de 30 km)
- Utilisées par plusieurs caribous
- À proximité à des habitats utilisés à l'année
- Utilisées par une harde en déclin ou vulnérable
- Offrant un site de mise-bas pour une grande étendue géographique.

Selon les régions, ces habitats de mise-bas sont constitués de grandes tourbières, de grands lacs avec des îles, de péninsules ou alors, de chaînes de lacs bordés de résineux matures ou de tourbières, lieux qui réduisent visiblement les risques de prédation ^{24,33,64,75,78}. À titre de mesure de protection additionnelle, Racey et al. (1999) suggèrent d'instaurer une bande de protection de 1 000 m autour des sites de mise-bas, des aires d'hivernage ou encore, des habitats potentiels à inclure dans les AP ou les massifs de protection (mais voir la section « Distance aux sources de perturbations et zones tampons » et Vors et al. 2007). Ces zones tampon permettraient une éventuelle mais minimale protection, toutefois leur évaluation devrait se faire au cas par cas selon la localisation et la composition de l'aire de mise-bas visée ^{62,79}. De plus, ces mesures de

protection devraient prendre en compte la tendance des femelles à retourner à des aires de mise-bas traditionnelles, qui sont utilisées année après année ⁷⁹.

Comme il existe des particularités saisonnières et régionales propres à l'écologie du CF, ces particularités doivent être prises en compte dans la création d'AP. Par exemple, ces particularités pointent vers la nécessité de prévoir de grandes AP qui englobent plusieurs habitats importants de façon redondante, de s'adapter aux modifications de fidélité au site ^{55,64} ou encore, de moduler les activités permises dans l'AP via les plans de conservation. Qui plus est, certaines populations de caribous forestiers occupent les tourbières à l'année ⁷⁵. C'est le cas par exemple des populations de Val-D'Or et de la Basse-Côte-Nord ⁶⁴. Pour ces populations, le maintien de la connectivité entre les complexes marécageux et la protection des tourbières revêtent une importance de premier ordre, en plus de la protection des habitats utilisés principalement l'hiver par ces caribous ⁷⁵. Dans le même ordre d'idée, les sapinières, les pessières âgées et les dénudés secs devraient être surreprésentés dans les AP ou massifs de protection situés sur la Côte-Nord ⁸⁰.

Superficie des aires protégées

Il est avancé que la superficie est une des caractéristiques les plus importantes à considérer dans la création d'une AP visant la protection de mammifères en général et la préservation de l'intégrité écologique d'un écosystème ^{48,51-52,75,81-82}. De plus, l'espace est considérée comme la variable écologique de première importance pour le CF, car elle lui permet de s'isoler de ses prédateurs et des autres espèces de cervidés, ainsi que des sources de dérangement anthropiques ⁸³⁻⁸⁴. Les superficies couvertes par le CF, à la fois pour l'étendue de ses domaines vitaux et pour l'ampleur de ses déplacements, sont considérables et peuvent atteindre plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres carrés (e.g. un domaine vital annuel couvre en moyenne 1 500 km² sur la côte Nord) ^{24,55,85}. Considérant les besoins spatiaux à l'échelle d'une harde, la superficie totale à protéger pourrait s'élever à plus de 10 000 km² (C. Dussault, MRNF, comm. pers.).

Gurd et al. (2001) ont estimé le seuil minimal de superficie d'une réserve faunique qui préviendrait l'extirpation des mammifères terrestres occupant ces réserves, au Canada et aux États-Unis. Dans l'ensemble, 14 des réserves analysées par les auteurs sont d'une superficie de plus de 2 700 km², 8 sont plus grandes que 5 037 km² et 3 seulement excèdent 13 296 km². Les auteurs en sont venus à la conclusion qu'une superficie d'au moins 5 037 km² est nécessaire pour protéger l'intégralité écologique d'une forêt boréale et de ses écosystèmes, en supposant que cette superficie maintient les sources de recolonisation internes et minimise l'extinction. Ces résultats corroborent ceux de Schneider (2001) (5 000 km²) et de Leroux et al. (2007) (4 169 km²), pour lesquels ces superficies suffiraient à garantir le régime naturel des feux, les processus et l'intégrité écologiques dans la forêt boréale desquels dépend le CF, en tant qu'espèce d'intérieur sensible au dérangement et espèce parapluie⁹.

Il semblerait que peu d'AP implantées jusqu'à maintenant soient suffisantes à la conservation à long-terme du CF, en terme de superficie, particulièrement celles qui concernent les hardes de caribou au sud de la limite continue de distribution. Par exemple, la taille des domaines vitaux des caribous de la harde de Val d'Or varient entre 136 km² à 1895 km² (668 km² en moyenne), alors que la réserve de biodiversité des Caribous de Val d'Or ne couvre actuellement que 434 km², soit une partie des habitats d'hiver et de mise-bas de la harde (M. Paré, MRNF, comm. pers.). Le parc national des Grands Jardins, d'une superficie de 310 km², a été créé spécifiquement dans le but de préserver une portion de l'habitat du caribou, soit la pessières à cladonie. Or, l'aire de répartition minimale des caribous des Grands Jardins couvrirait une superficie de 2 660 km² (Duchesne et Piedboeuf 1999 dans de Bellefeuille 2001).

Par contre, la taille des domaines vitaux annuels n'est pas la seule variable à considérer dans la considération des superficies minimales nécessaires à la création d'une AP efficace pour la préservation des habitats essentiels au CF. En effet, l'ampleur que peuvent prendre les stratégies anti-prédatrices, telles que la ségrégation spatiale d'avec ses prédateurs, semble dépendre de la matrice d'habitat environnante^{24,55}. Au Québec, la taille moyenne des domaines vitaux mesurés principalement chez des femelles caribous diffère même d'une aire d'étude à l'autre⁵⁵. De même, la fidélité intra-annuelle aux sites

employée par le CF varie selon le degré de perturbations naturelles et anthropiques présent dans le paysage et subi par la harde, et influence directement la taille des domaines vitaux annuels et saisonniers ⁵⁵. D'un côté, une forte fidélité aux sites utilisés à l'intérieur d'une même année permet de cibler des habitats-clés à protéger, par exemple les habitats d'été ⁵⁵; d'un autre côté, une faible fidélité aux sites permet d'élargir les limites des AP afin d'inclure les sites qui seront potentiellement utilisés par les hardes (fig. 3). Ainsi, d'une année à l'autre, la superposition des domaines vitaux hivernaux, mesurée comme étant la fidélité interannuelle aux sites utilisés l'hiver par les femelles caribou, tend à diminuer en fonction des perturbations présentes dans le paysage. Ceci a pour conséquence d'augmenter la superficie utilisée par les femelles qui ne reviennent pas aux mêmes sites entre les années, dans les aires fortement perturbées ⁵⁵. Conséquemment, une AP créée spécifiquement pour la conservation du CF devrait considérer la superficie minimale globale utilisée par son espèce cible d'année en année, toutes saisons confondues, ainsi que le degré de perturbations qu'une harde subit ^{55,82}.

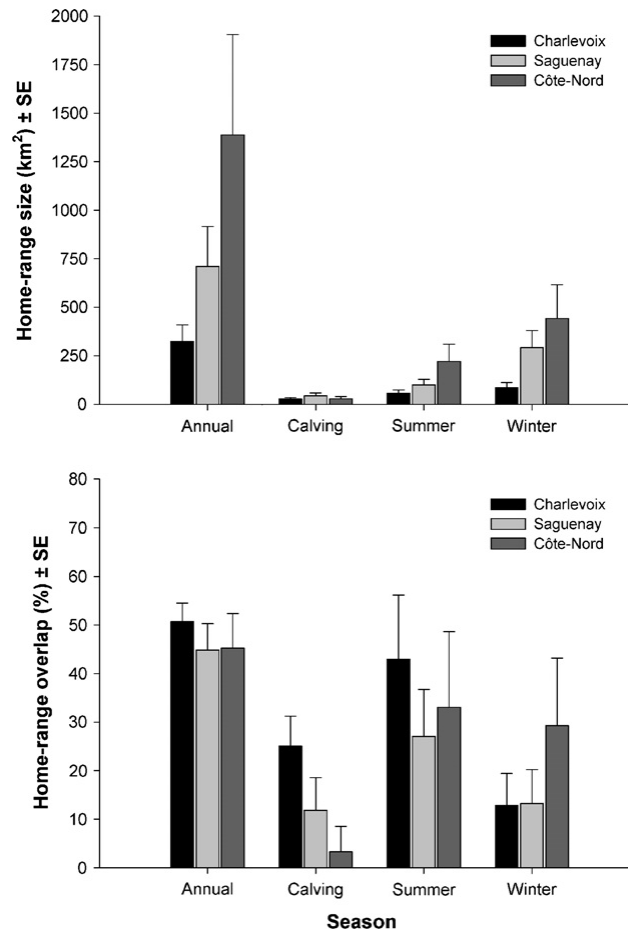


Figure 3. Comparaison de deux indices utilisés pour estimer la fidélité aux sites du CF entre trois sites d'étude au Québec, Canada, de 2004 à 2006 : [dessus] taille moyenne des domaines vitaux \pm SE et [dessous] superposition des domaines vitaux \pm SE. La fidélité aux sites a été analysée selon 3 saisons (mise-bas, été et hiver) et annuellement. Tiré de ⁵⁵.

Zones d'influence des perturbations et zones tampons

Dans le design des AP entrent aussi en compte les distances critiques aux sources de perturbations reconnues comme les plus néfastes pour le CF (tabl.3). En cherchant à comprendre l'effet de différentes sources de perturbations sur les probabilités de persistance du CF, Vors et al. (2007) soulignent l'importance des coupes forestières comme principal prédicteur de l'extirpation du CF de son aire de distribution continue en Ontario. L'étude met aussi en évidence un décalage de 20 ans entre l'exploitation forestière et la disparition possible du CF; ce délai représenterait le temps que prend la nouvelle dynamique prédateur-proie à se mettre en place, avec l'augmentation numérique de l'original comme agent déclencheur après une coupe forestière ¹². Ainsi, les modèles

logistiques élaborés dans l'étude prédisent l'absence du CF dans une aire de ≥ 13 km entourant une coupe forestière de tout âge, tandis que le CF se montre absent des pourtours d'une coupe de ≥ 20 ans, par une distance d'environ 50 km. De ce pas, l'auteur estime qu'une zone de forêt intacte d'une largeur de > 13 km devrait entourer les 9 000 km² nécessaires au CF en Amérique du Nord ^{12,86}. Ceci contraste avec les mesures d'aménagement forestier mises en place en Ontario, qui préconisent une zone tampon de 1 000 m autour des aires de mise-bas (Équipe de rétablissement de l'Ontario 2005). Selon Vors et al. (2007), les hardes subsistant sur la rive nord du Lac Supérieur arriveraient à persister au sud de leur limite continue de distribution car les distances aux coupes forestières excèdent 10 km, tandis que les distances aux sources cumulatives de perturbations dépassent 40 km.

De ce pas, l'intégration de zones tampons (*i.e.* une zone intermédiaire entre une AP et les territoires non-protégés) dans la planification des AP contribueraient à atténuer les impacts de plusieurs perturbations anthropiques sur des espèces sensibles au dérangement. En effet, l'activité humaine diminue dans ces zones, ce qui augmenterait la persistance des espèces d'intérieur qui utilisent une superficie de territoire supérieure à celle de l'AP ⁸⁷. Par exemple, l'établissement d'une zone tampon de 4 km autour d'un sanctuaire en Thaïlande augmente la qualité de l'habitat autour de l'AP, en servant de refuge à plusieurs espèces fauniques ⁸⁷. De plus, l'utilisation par l'homme de cette zone tampon diminue à mesure que l'on s'éloigne des bordures de la zone tampon. Dans le même ordre d'idées, les zones tampons réduiraient les effets de bordure, qui peuvent être importants pour les AP de petites superficies ⁸⁸, comme c'est le cas des hardes isolées de caribou au sud de leur limite continue de répartition.

L'intégration de zones tampons dans le design des AP amène aussi à une réflexion bien présente dans la littérature, celle de la planification d'AP dynamiques (*i.e.* dont les frontières sont réévaluées à intervalles temporels fixes) ^{66,89}. Dans une étude de Rayfield et al. (2008), on compare l'efficacité des AP dynamiques et des AP fixes à procurer une plus grande qualité d'habitats propices à la conservation de la martre d'Amérique (*Martes americana*), sensible aux perturbations anthropiques et naturelles. Les auteurs ont ainsi modélisé la dynamique forestière boréale en intégrant des AP dynamiques, relocalisées à

tous les 50 ans afin de suivre les changements dans les habitats, ainsi que les AP statiques, spatialement fixes pendant 200 ans (de simulation). Leurs résultats démontrent que les AP dynamiques supportent davantage de domaines vitaux de haute qualité pour la martre que les AP statiques. Par contre, les auteurs soulignent que pour garantir l'efficacité à long-terme de ces AP dynamiques, les habitats adjacents aux AP devraient idéalement être gérés de sorte qu'il soit possible de les considérer dans la re-planification potentielle des AP, d'où la pertinence de zones tampons sur les pourtours des AP⁸⁹.

Tableau 3. Zone d'influence ou d'évitement associées aux développements anthropiques.

Activité	Distances évitées par le caribou ou densités considérées comme néfastes	Sources
Développement du réseau routier et trafic de véhicules	Densités de > 0,6-0,9 km/km ² (causant 86% de déclin des densités); 250 m – 5-6 km d'évitement; 15 véhicules par jour causeraient un évitement; 22-48% de l'aire d'étude impactée; augmentation des mortalités le long des corridors linéaires à cause de la prédation	26,36,90-93
Lignes sismiques et sites d'exploration	250-1000 m évités par le caribou; Seuil d'exposition néfaste de 0,0375 « rencontres industrielles »/km ² /hiver	26,37,43,90
Blocs de coupes forestières	540 m à 13 km d'évitement	12,37,90,94-95
Hydroélectricité	2,5 km-4 km de zone d'évitement (causant 8%-36 % de déclin des densités); densités de 0,5km/km ² évitées	39-40,96
Chalets	10 km d'évitement par les femelles suitées, 5 km par les mâles	97-98
Mines	4 km d'évitement	99

Configuration des AP : design et effets de bordure

Un débat subsistant quant à la pertinence de mettre en place plusieurs petites AP plutôt que quelques très grandes AP, la meilleure option semblerait être un compromis entre les deux points de vue, soit de mettre en place un réseau comportant à la fois une très grande et plusieurs petites AP^{48,100}. Wilkinson (2008) rapporte qu'un réseau d'AP, incluant certaines aires de dimension entre 9 000 et 13 000 km², permettrait de soutenir de façon viable une seule harde de caribou des bois boréal. Schneider (2001), en se basant sur les résultats de Stuart-Smith et al. (1997), estime que les AP, considérées individuellement, seraient insuffisantes pour garantir la viabilité des hardes de caribou, en tenant compte des milliers de kilomètres carrés nécessaires pour maintenir 1 000 caribous

forestiers. Considérant les hardes de caribous forestiers au Québec, dont les densités ne sont pas toutes rapportées de façon précises, le double, voir le triple de cette superficie estimée serait nécessaire pour préserver les habitats essentiels au CF. La seule façon de pourvoir à la survie des populations serait donc de bâtir un réseau interconnecté d'AP, afin d'accomplir ce qu'une seule AP, si grande soit-elle, ne puisse accomplir (Schneider 2001).

Effets de bordure

Une configuration spatiale inadéquate des AP pourrait avoir des conséquences sur la dynamique prédateur-proie des CF, et ainsi compromettre le succès du plan de rétablissement de l'espèce. Par exemple, les effets de bordure sont une conséquence de la fragmentation d'habitat, définie comme étant le remplacement de larges parcelles de forêt native par d'autres écosystèmes, laissant des parcelles de forêt isolées et résiduelles et causant des conséquences majoritairement néfastes pour les espèces indigènes associées à la forêt mature^{34,88}. Entre autres effets, la fragmentation réduit les surfaces de forêt mature disponibles, et expose les espèces associées aux fragments résiduels aux conditions d'un nouvel écosystème environnant différent^{34-35,88,101}. Les effets de bordures sont donc un résultat de l'interaction de deux écosystèmes adjacents, lorsque les deux sont séparés par une transition abrupte (bordure)⁸⁸.

Dans le cas du CF, rattaché aux parcelles de forêts matures résiduelles, les impacts des effets de bordures sur sa conservation doivent être pris en compte dans l'élaboration des plans de configuration des AP de même que dans les plans d'aménagement forestier. À titre d'exemple, l'aménagement forestier actuellement mis en place sur la Côte-Nord du Québec est tel que les coupes sont spatialement regroupées, tandis que de grands blocs de forêts matures sont protégés²⁰. Or, il semblerait que cette configuration compromette les stratégies anti-prédatrices des caribous forestiers. De façon générale, les routes et les blocs de coupes sont sélectionnés par les loups, et évités par les caribous²⁰. Les caribous sélectionnent les forêts matures de conifères avec du lichen, tandis que les loups sélectionnent les peuplements mixtes et décidus. Malgré des différences dans leur sélection d'habitat à certaines périodes de l'année, la sélection d'habitat concurrente des

deux espèces fait en sorte que les plus grandes probabilités de rencontre entre le prédateur et sa proie sont dans les blocs sous protection, du début de l'hiver au printemps. De ce fait, les portions de blocs de protection adjacentes aux portions de forêts exploitées agiraient à titre de piège écologique, en favorisant le côtoiement des deux espèces²⁰. À l'image du modèle de configuration idéal des blocs de protection, les AP devraient : inclure des forêts matures de conifères et du lichen, minimiser l'abondance de forêts mixtes et décidues, et être spatialement éloignées des routes et des blocs de coupes²⁰. Supportant les résultats de Courbin et al. (2009), une analyse de Hins *et al.* (2009) effectuée au Saguenay-Lac-St-Jean révèle que la forêt en régénération (*i.e.* coupes de 6 à 20 ans) et les forêts matures âgées de 90 à 120 ans sont spatialement juxtaposées, forçant le caribou à sélectionner ces habitats qu'il évite normalement et où le risque de prédation est plus élevé. La distribution uniforme des coupes (moins de 6 ans) à l'échelle de cette aire d'étude poserait quant à elle donc un obstacle à la sélection de forêts de 90-120 ans, malgré la plasticité comportementale du caribou forestier³³.

Une étude de l'ours noir révèle que les sites riches en végétation sélectionnés par ce dernier, tels que les sites en régénération près des routes, les zones humides et les coupes en régénération, favoriseraient la vulnérabilité des faons d'ongulés en favorisant indirectement la présence d'un de leurs prédateurs potentiels, l'ours noir. Cette étude démontre en effet que les ours sélectionnent des sites avec une abondante végétation au détriment de sites où les probabilités de rencontres de proies (jeunes faons d'originaux et de caribous) sont plus grandes²⁵. Par contre, en se déplaçant fréquemment entre des parcelles riches en végétation, les ours pourraient engendrer des rencontres fortuites avec les nouveaux-nés d'ongulés, sans toutefois rechercher leur présence activement²⁵. La présence abondante de ces mêmes sites à proximité de parcelles de forêts matures, privilégiées par les caribous, pourraient de ce pas constituer une entrave à la conservation de l'espèce, en limitant la survie des jeunes faons par prédation^{25,102}. À l'opposé, les forêts matures, les jeunes peuplements de conifères et les coupes récentes possèdent la moins grande biomasse végétale propice à la présence de l'ours (Bastille-Rousseau et al. *sous presse*). Un aménagement efficace du territoire serait donc à privilégier en intégrant une diversité et une configuration des sites adéquats, par exemple en concentrant les

routes et les coupes dans une partie du territoire à protéger, et en concentrant des blocs de forêts matures à une partie opposée du même territoire. Ces résultats soulignent l'importance d'intégrer une grande proportion de forêt mature et de peuplements de conifères, même encore jeunes, lors de la mise en place d'AP ciblant la conservation du CF. Leur forte densité numérique, leur alimentation opportuniste et leurs mouvements fréquents entre des parcelles de végétation font des ours des acteurs importants dans les incidences de mortalités des faons de CF et conséquemment, dans les possibilités de recrutement des différentes populations de CF (Bastille-Rousseau et al. *sous presse*).

Mesurer l'effet de bordure

Malgré le fait que les effets de bordures sur les forêts résiduelles soient majoritairement acceptés, Murcia (1995) mentionne que peu de consensus semble exister sur la définition exacte d'un effet de bordure, ni sur la façon de le mesurer ou encore sur son ampleur néfaste. L'aménagement du territoire devrait pourtant minimiser les bordures partagées par les blocs de protection et les blocs de coupes, étant donné que leur proximité est partiellement responsable des probabilités de rencontres entre les loups, les ours et les caribous dans les blocs de protection^{20,25}. De plus, la préservation de blocs de forêt avec de faibles ratios périmètre : surface minimiserait ces effets de bordures. Pour ce faire, il est suggéré que les AP devraient notamment être de forme compacte et être ainsi plus efficaces d'un point de vue du maintien de leur intégrité écologique⁶⁷. La forme et la configuration prennent toutefois moins d'importance lorsque les AP sont d'une superficie de plusieurs milliers de kilomètres carrés, ces AP pouvant alors contenir des habitats d'intérieur associés aux noyaux de conservation⁵⁰.

Connectivité fonctionnelle des habitats et caractéristiques des corridors de déplacement

Connectivité du réseau d'aires protégées au Québec

L'efficacité d'un réseau d'AP se mesure par la qualité et le maintien de ses cibles de conservation à long-terme, mais aussi par le niveau de connectivité entre les AP⁵¹. La

connectivité des habitats est non-seulement essentielle au niveau des échanges génétiques pour les populations biologiques fragmentées, mais en regard au CF, elle permet la résilience des populations face aux différents stress, qu'ils soient d'ordre climatique ou anthropique¹⁰³. La connectivité entre les différentes AP actuellement implantées au Québec est présentée à la figure 4.

Bien que les AP couvrent environ 8% du Québec, la connectivité entre certaines AP demeure faible, particulièrement au sud de la province où les AP sont aussi plus petites (fig. 4). Dans cette portion du Québec où la fragmentation du territoire aux perturbations anthropiques est exacerbée, la création de corridors entre les AP est une solution proposée pour améliorer la connectivité, par exemple pour le maintien des déplacements saisonniers du CF. Par contre, à présent, les faibles densités de CF suggèrent que les pratiques d'aménagement forestier actuelles et le niveau de connectivité ne fournissent pas au CF les habitats dont il a besoin¹⁰⁴.

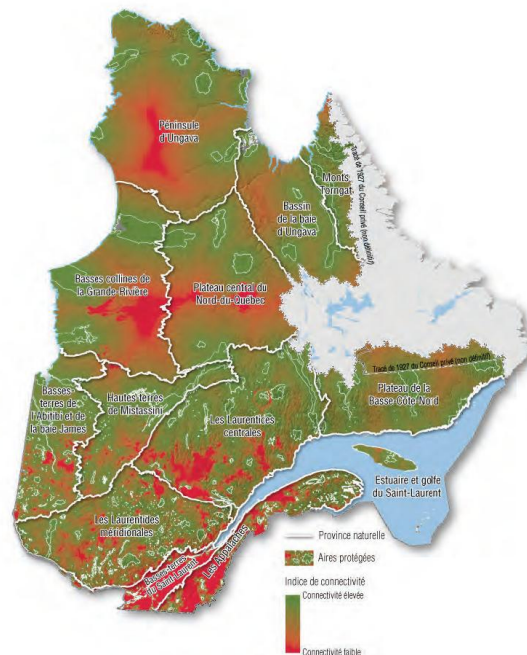


Figure 4. Indice de connectivité du réseau d'aires protégées au Québec en 2009. Figure tirée de Brassard et al. (2010).

Connectivité fonctionnelle et seuils de distances de dispersion

La connectivité du paysage comprend les effets combinés de la structure du paysage et de l'utilisation d'une espèce, de son habileté à se mouvoir et des risques de mortalités associés aux divers éléments du paysage, sur ses taux de déplacements entre les parcelles d'habitats¹⁰⁵. En d'autres mots, la conception fonctionnelle, plutôt que structurelle, de la connectivité exprime le degré auquel un paysage facilite ou empêche le mouvement d'organismes entre des parcelles de ressources^{50,105}. Cette notion considère donc davantage les réponses comportementales d'un organisme envers les divers éléments du paysage (parcelles et frontières) que les éléments structuraux du paysage¹⁰⁵. La connectivité structurelle des habitats est pourtant plus facile à évaluer pour les espèces à large domaine vital, comme le CF¹⁰⁶, mais il existe une relation entre les mesures de connectivité fonctionnelle et structurelle¹⁰⁷.

La *théorie des graphes* est une méthode utilisée pour mesurer à la fois les connectivités fonctionnelle et structurelle¹⁰⁷⁻¹¹⁰. Ainsi, la connectivité structurelle d'un paysage est représentée par un graphe mathématique où des nœuds représentent les parcelles d'habitat et des arêtes linéaires représentent le lien entre les parcelles^{106,111}. Avec l'utilisation de graphes spatiaux, les nœuds représentent les parcelles réelles dans le paysage et sont géoréférencées¹¹². Les paysages sont donc perçus comme un réseau de parcelles d'habitat connectées par les organismes en dispersion¹¹¹. La distance euclidienne (*i.e.* en ligne droite) et la distance effective (mesurée par le coût moindre) sont utilisées pour établir les liens entre les parcelles d'habitat, et sont représentées par les seuils de distance de dispersion. Par contre, la matrice peut influencer fortement le déplacement des organismes entre les parcelles d'habitat¹¹³. La distance effective reflète la résistance au mouvement des organismes dans les différents milieux de la matrice (surface de coûts) et il est donc plus réaliste de mesurer la distance des déplacements en unités de coûts afin de refléter le comportement des organismes; par contre, cette mesure nécessite des calculs plus complexes¹¹².

En utilisant la théorie des graphes, Hovington (2010) évalue la connectivité disponible à la harde frontalière de LaSarre fréquentant deux unités d'aménagement

forestier; pour cette harde, 67 parcelles d'habitat de qualité sont présentes, ce qui totalise 4 640 km². La connectivité de chaque parcelle est mesurée par un indice de connectivité appelé étendue prévue de la grappe, qui représente la superficie moyenne d'une grappe d'habitats pondérée par sa superficie. Pour que le caribou ait accès à tout le réseau des parcelles d'habitat, correspondant à une connectivité maximale de 4 640 km², il doit faire des déplacements d'au moins 13,7 km (en distance euclidienne). Par contre, les augmentations les plus brusques de l'étendue de la grappe sont à 0,2, 1,5 et 11,6 km; à chaque déplacement de 101 à 200 m entre les parcelles d'habitat, l'étendue de la grappe, et donc la connectivité, augmente d'environ 2500 km² ¹¹². Des analyses additionnelles (enlèvement de nœuds) révèlent l'importance individuelle des parcelles, selon qu'elles contribuent ou non à l'augmentation de la connectivité lorsqu'elles sont « enlevées » des graphes. Dans le cas présent, les parcelles d'habitat les plus importantes au niveau de connectivité sont plus grandes et plus rapprochées au nord et à l'est de l'aire d'étude, en plus d'être contigües avec la forêt non commerciale. Ces parcelles englobent de plus les réserves de biodiversité des collines Muskuchii et du ruisseau Niquet ¹¹².

O'Brien et al. (2006) se penchent quant à eux sur la connectivité entre les parcelles d'habitats au sein du domaine vital hivernal de la harde d'Owl Lake, au Manitoba. Leurs résultats démontrent que le seuil de distance de dispersion se situe à 2450 unités (correspondant à une distance euclidienne de 2 km que doit parcourir le caribou), donnant accès à la totalité des habitats d'hivers de bonne qualité et une connectivité maximale de 131 km². Les grandes augmentations de la connectivité, ou de l'étendue de la grappe, sont aux seuils de 800, 1 600 et 2 250 unités (ou distances euclidiennes de 650, 1 250 et 1 750 m, respectivement). À l'échelle de distribution historique (à l'extérieur du domaine hivernal), la connectivité maximale entre les parcelles d'habitats de qualité se situe à un seuil de 10 000 unités, sous lequel de larges portions des parcelles d'habitat demeurent isolées et les mouvements du caribou, restreints ¹¹⁰. Considérant la distribution historique du caribou d'Owl Lake, la majorité des habitats de qualité serait comprise dans le domaine hivernal ¹¹⁰. Dans cette étude comme dans la précédente, les parcelles d'habitat importantes en regard au maintien de la connectivité sont également très fréquentées par la harde étudiée (*e.g.* repérages télémétriques, réseaux de pistes). Des réseaux d'AP bien

connectés entre eux, et intégrant la dynamique naturelle des processus écologiques, assureraient une bonne efficacité à conserver à long-terme le caribou, bien que ces réseaux impliqueraient possiblement de conserver une plus grande superficie du paysage⁵¹.

Design et gestion des corridors

Quelques stratégies envisagées pour améliorer la connectivité entre les habitats d'hiver et d'été du CF (en Ontario) sont présentées dans l'encadré 1. Ces mesures visent à conduire les habitats composant les corridors vers des forêts âgées de plus de 40 ans, le long des routes traditionnelles de déplacement des caribous (*e.g.* les lacs et les rivières) ou le long d'autres attributs du paysage qui facilitent le déplacement des caribous⁷⁹. Pour ce faire, les situations qui pourraient interférer avec les patrons de mouvement traditionnels des caribous devraient être évitées dans le design de ces corridors⁷⁹. Par exemple, les conditions d'enfeuillage, à la suite d'opérations forestières, encouragent la venue des prédateurs ou de leurs proies alternatives, ou alors, font office de barrière aux mouvements (*e.g.* chablis, coupe à blanc); ces conditions devraient être évitées près des corridors, de même que des hauts niveaux d'activités et de dérangements humains.

Newmark (1993) fournit des lignes directrices pour le design des corridors ayant pour objectif la survie d'une espèce à l'intérieur des AP. Selon la littérature consultée, en complément à Newmark (1993), les éléments suivants se sont montrés importants à considérer dans le design des corridors fauniques :

1. Les exigences en termes d'habitat, incluant les habitats pour l'alimentation, le couvert de protection ou les caractéristiques spécifiques au sexe ou à l'âge du CF.
2. Les mouvements saisonniers et la dispersion.

Selon une étude effectuée en Ontario, la présence d'attributs du paysage importants à l'écologie et la survie du caribou, à l'intérieur des corridors reliant les aires d'hivernage et les aires d'été ou de mise-bas du CF, est primordiale⁷⁹. Les routes de migration tendent à éviter les jeunes et denses forêts résineuses avec beaucoup d'arbres abattus, qui peuvent ralentir le mouvement⁷⁶. De plus, les routes de déplacement traditionnelles sont

parfois utilisées par les caribous, et suivent souvent des éléments de la topographie, telles que les rivières, les chaînes de lacs, les eskers, etc.^{79,114}. Ainsi, pour conserver ces corridors, Racey et al. (1999) proposent d'instaurer une bande de forêt de 2 km de largeur qui les chevaucherait. Une bande de forêt mature d'au moins 120 m de largeur devrait toutefois être laissée intacte au sein de cette aire rectiligne⁷⁹.

3. Le comportement d'évitement (et stratégies anti-prédatrices).

La connectivité des habitats permet ainsi au caribou de bénéficier d'une variable essentielle à la mise en place de ses stratégies anti-prédatrices, soit l'espace dont il a besoin pour s'éloigner et se disperser de ses principaux prédateurs et de leurs proies alternatives (Seip 1992).

4. Le comportement d'apprentissage du CF, dans le cas par exemple de la fidélité au site ou de l'utilisation de corridors de dispersion « traditionnels ».
5. La continuité des corridors (minimiser les « trous d'habitats » à l'intérieur des corridors).
6. Le couvert de protection, notamment face à la présence humaine.
7. La présence minimisée de barrières naturelles ou anthropiques.

Une connectivité entre les AP devrait être priorisée de façon préventive dans l'aménagement du paysage, par la protection de corridors de déplacement utilisés ou potentiellement utilisés, mais aussi par la minimisation de toute forme de barrières aux déplacements et par le maintien à un très haut niveau des besoins en habitat des espèces ciblées, dans ce cas-ci le CF^{48,54}. Par exemple, les routes devraient traverser de façon perpendiculaire les routes de dispersion des CF, et avoir une largeur minimale à ces endroits⁷⁹.

8. La longueur et la largeur des corridors.

Le plus long et le plus étroit un corridor est, les plus importantes seront les caractéristiques précédentes, principalement en ce qui a trait à la qualité de l'habitat¹¹⁵. De plus, le plus long est un corridor, le moins un animal traversera avec succès ce

corridor par unité de temps ¹¹⁵. Pour permettre aux caribous d'effectuer leurs déplacements saisonniers, d'éviter la prédation et de favoriser les échanges génétiques, des corridors d'au moins 400 m, composés de forêt mature intacte et âgée de plus de 80 ans, suivraient idéalement les chaînes de cours d'eau et de lacs; si leur largeur était d'au moins 2 km, un aménagement pourrait y être permis sous certaines conditions et pour des objectifs précis (*e.g.* coupes partielles permettant une obstruction visuelle latérale) ^{79,116-117}. Ainsi, pour des caribous parcourant des centaines de kilomètres entre les aires d'hivernage et les aires de mise-bas et d'été, des minis-réserves pourraient ponctuer ce corridor pour encourager le mouvement à l'intérieur de ces corridors (fig. 5). Par exemple, des parcelles d'habitat relativement mature (*e.g.* couvert résineux d'au moins 3 m de hauteur) de 2 km de large pourraient être placées à tous les 5 à 10 km sur la route de dispersion/migration ^{62,79}. De plus, la largeur d'un corridor est importante en ce que les effets de bordure en dépendent; à l'image des AP, le ratio bordure : surface augmentera avec une petite largeur de corridor. Chez les mammifères, la grosseur des domaines vitaux des femelles pourrait constituer une métrique pour estimer la largeur minimale des corridors ¹¹⁸. Les corridors devraient être assez larges pour procurer un « tampon » pour éviter les prédateurs, être sécuritaires et fournir de la nourriture ^{62,79}.

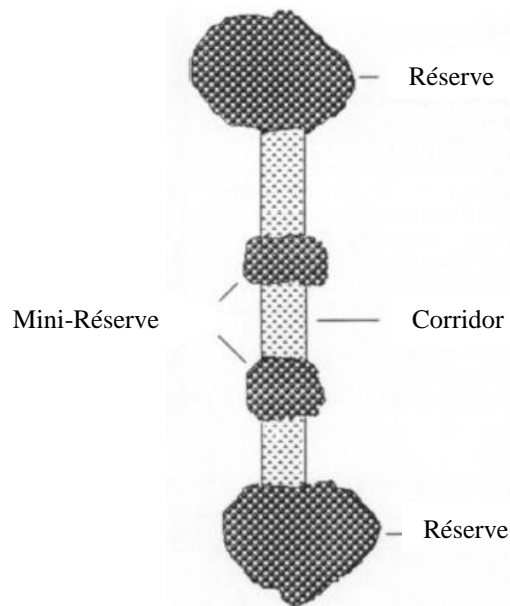


Figure 5. L'établissement de mini-réserves le long d'un corridor pourrait augmenter la probabilité qu'une espèce comme le CF se déplace avec succès entre des AP isolées. Tiré de Newmark (1993).

ENCADRÉ 1. LIGNES DIRECTRICES RECOMMANDÉES POUR L'AMÉNAGEMENT FORESTIER VISANT LA CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER EN ONTARIO (TRADUCTION LIBRE DE RACEY ET AL. 1999).

Afin de rencontrer les besoins en habitats actuels et futurs du CF, à l'intérieur de sa distribution boréale en Ontario, les pratiques suivantes d'aménagement forestier sont recommandées :

Considérations régionales

- Le CF devrait être **géré sur une très large échelle spatiotemporelle**, s'étendant sur plus d'une unité de gestion forestière et sur 80 ans ou plus.
- La protection **d'aires d'hivernage** sélectionnées devrait être une priorité lors de la planification du paysage.
- La protection **d'aires de mise-bas** stratégiques devrait être une priorité lors de la planification du paysage.
- La planification des **routes primaires et des corridors routiers** devrait se faire en **évitant les chemins d'hiver traditionnels**, de même que les sols à haute capacité de support des habitats d'hiver.

Relier les planifications des paysages du CF à l'échelle régionale et à l'échelle d'une unité d'aménagement forestier

- L'objectif d'une planification des paysages occupés par le CF est de maintenir un apport continu d'habitat propice, mature, et annuel pour le CF, distribué à la fois géographiquement et temporellement sur le territoire de façon à assurer une occupation permanente de sa distribution.
- Planifier une série de perturbations (aires de récolte potentielles) sur le territoire du CF suivant les *Lignes directrices d'aménagement forestier pour l'émulation des patrons de feux* de façon à i) maintenir un apport d'habitat actuel et ii) assurer un apport continu de larges zones (> 10,000 ha, ou 100 km²) comprenant des habitats d'hiver ou d'été, et iii) considérer la distribution existante du caribou, ainsi que ses habitats alternatifs et futurs.

Considérations à l'échelle d'une unité d'aménagement forestier

- Les zones potentielles actuelles ou futures à procurer des habitats d'hiver au CF devraient être gérées en prescrivant des perturbations de l'ordre de 10,000 ha (100 km²) ou plus, ou en les maintenant à l'intérieur de parcelles de forêts matures de l'ordre de 10,000 ha (100 km²) ou plus.
- Maintenir ou allouer des secteurs d'habitats potentiels en se basant sur l'apport relatif d'habitat et le contexte écologique local. Estimer l'apport d'habitat relatif sur une superficie d'approximativement 700,000 ha (7 000 km²) (*i.e.* incluant les unités d'aménagement et les **parcs avoisinants**).
- **Gérer les secteurs d'habitat d'hiver vers des conditions forestières futures qui procurent une valeur d'habitats d'hiver et un refuge contre la prédation et le dérangement humain.**
- **Appliquer une « zone préoccupante » (Area of Concern, AOC) de 1 000 m à toutes les aires de mise-bas et développer une prescription pour cette zone** (e.g. les portions de l'AOC critiques à l'intégrité des sites de mise-bas sont désignées comme des réserves)
- Les activités d'aménagement forestier dans les habitats de saison sans neige devraient i) **décourager la conversion en feuillus**, ii) **éviter la fragmentation** et iii) **promouvoir le caractère intact** de la composition forestière ou sa structure aux échelles de paysage régionale et locale, comparativement aux conditions pré-perturbations ou des meilleurs estimés de ce qu'un écosystème régité par le feu maintiendrait.
- L'approche préconisée pour maintenir la connectivité entre les habitats d'hiver et d'été est **de contrôler les perturbations** en les soumettant au *Lignes directrices d'aménagement forestier pour l'émulation des patrons de feux*, pour **maintenir la connectivité** entre de larges parcelles d'habitat.
- Lorsque le paysage enfreint la connectivité entre de larges parcelles d'habitats et que les routes de migration sont connues, la priorité devrait être accordée au **maintien de l'intégrité végétale le long de ces routes** par l'entremise d'une récolte planifiée et en s'appuyant sur **des réserves riveraines**.
- Lorsque des parcelles d'habitats isolées sont localisées **près de la limite sud de la zone de distribution continue**, un **corridor d'une largeur approximative de 2 km composé de forêt mature** devrait être maintenu pour connecter ces parcelles aux parcelles de forêt mature les plus près.

ENCADRÉ 1 (SUITE). LIGNES DIRECTRICES RECOMMANDÉES POUR L'AMÉNAGEMENT FORESTIER VISANT LA CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER EN ONTARIO (TRADUCTION LIBRE DE RACEY ET AL. 1999).

Recommandations spécifiques au site

- Les zones récoltées devraient être régénérées afin de restaurer la composition et la structure (maturité) de la forêt précédente tel que requis par la Loi de 1994 sur la durabilité des forêts de la Couronne.
- Les **dépôts minéraux** documentés devraient être identifiés par une **AOC de 120 m** et devraient préférentiellement être incorporés au sein d'une parcelle d'habitat de forêt mature.
- **Les chemins d'accès forestier devraient être de nature temporaire** lorsque construits dans des secteurs importants d'habitats d'hiver ou d'habitats de la saison sans neige. Ces routes devraient être rendues infranchissables par les moyens appropriés, ainsi que par régénération dès la complétion des opérations forestières.

Autres activités humaines

- Lorsque possible, les **activités d'exploration minière** devraient **reconnaître la valeur des habitats du CF**, et modifier en conséquence leur programmation/planification (e.g. les activités d'exploration devraient être interdites ou minimisées de Novembre à Avril (dans les habitats d'hiver) et de Mai à Septembre (dans les habitats de mise-bas).
- **Les activités touristiques et d'observation du CF, situées sur les lacs et autres sites de mise-bas, devraient mitiger le dérangement humain en décourageant les sites de camping et de pique-nique à proximité des sites de mise-bas et en faisant preuve de discrétion.**
- **Les développements majeurs de récréotourisme hivernal, tels que les routes de motoneige, devraient éviter les secteurs d'habitats d'hiver actuels et potentiels.**
- **La suppression des feux peut se faire en faveur des habitats critiques du CF.**

Disponibilité de l'habitat

- Les décisions relatives à la gestion de l'habitat devraient supporter le maintien d'un habitat utilisé à l'année. Ces décisions devraient être supportées à la fois par des analyses spatiales et non-spatiales.

Modes de gestion des aires protégées

Classification internationale et désignations québécoises

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) propose des catégories de gestion dont le Québec s'inspire pour la mise en place de sa Stratégie québécoise sur les aires protégées, via son Plan d'action stratégique (tabl. 4 et 5). Ainsi, certaines catégories autorisent une grande diversité d'activités humaines dans les enceintes d'une AP, incluant la chasse et le prélèvement des ressources durables, tandis que d'autres catégories prônent la préservation stricte des zones sous protection. Par exemple, les réserves écologiques, les réserves de biodiversité, les parcs nationaux du Québec et les parcs nationaux du Canada sont toutes des entités protégées au Québec, mais qui diffèrent quant au degré d'activité humaine permise en leur sein.

Or, une étude de Leroux et al. (2010) révèle que l'attribution des AP à des catégories de l'UICN ne correspond pas toujours au gradient de naturalité attendu pour cette catégorie. Par exemple, les AP de catégorie 1a recèlent une plus grande empreinte humaine que prédit par la définition de la catégorie, tandis que les AP de catégorie VI ont une moindre empreinte humaine que celle à laquelle on pourrait s'attendre ¹¹⁹. De même, ces catégories ont été critiquées car elles sont définies en termes d'objectifs de gestion plutôt qu'en termes d'objectifs quantifiés de conservation de la biodiversité ¹²⁰.

Néanmoins, dans le cas du CF, la classification appropriée pour l'établissement de nouvelles AP dépend évidemment du contexte régional, mais aussi de la superficie réaliste à protéger. En terme de protection stricte, les catégories Ia, Ib et II seraient idéalement les plus appropriées pour la protection des habitats du CF. Cependant, leurs superficies sont souvent petites, surtout dans la catégorie 1a, tandis que les réserves de biodiversité (catégorie III), plus grandes et plus flexibles en termes de gestion des activités, auraient certainement plus de bénéfices pour le caribou. Les hardes de Charlevoix et de Val d'Or sont comprises en partie dans le parc national des Grands Jardins et dans la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-D'or (catégorie II selon UICN 2008), qui jouxte la réserve écologique des Caribous-de-Jourdan (catégorie UICN 1a). Le tableau 5 suggère une échelle relative de taille des AP selon les catégories de l'UICN, ce qui pourrait fournir un outil d'aide additionnel à la sélection des AP appropriées au CF. Bien que la taille seule ne soit pas un facteur déterminant pour l'identification des AP, les catégories « de grandes tailles » devraient être privilégiées pour la conservation du CF.

Une des solutions apportées par l'Union québécoise pour la conservation de la nature (UQCN) pour l'amélioration du réseau d'AP est l'implantation du concept de réseau écologique dans le réseau d'AP actuel. Ce concept veut que des aires protégées strictes soient entourées de zones où plusieurs formes d'activités compatibles avec l'objectif de conservation soient permises (fig.6). Par exemple, un réseau d'AP «multiclasses» inclurait des AP strictes de catégorie I, II et III, ainsi que des AP de catégorie IV, V et VI (tabl. 4), plutôt que d'implanter des « îlots de conservation dans un paysage profondément altéré» ¹²¹. Ce concept permettrait d'apporter une alternative au processus

actuel, qui consiste à tenter de protéger les AP strictes couvrant 12% du territoire à l'intérieur d'une matrice d'habitats altérés format 88% du territoire, par des AP plus permissives ¹²¹. Cette mesure de protection serait plus efficace que l'implantation de zones tampons, et pourrait par exemple potentiellement s'appliquer au parc national de la Gaspésie ceinturé des réserves fauniques de Matane et des Chics-Chocs ¹²¹. La bonification des réserves fauniques en AP de catégorie VI de l'UICN (*i.e.* les aires de ressources naturelles gérées) permettrait aussi d'adhérer au concept de réseau écologique via les territoires fauniques structurés, tels que les zecs et les pourvoiries ¹²¹. Toutefois, une législation adéquate devrait être adoptée au sein des AP de catégorie VI du Québec, étant donné que les utilisations des territoires peuvent tout de même affecter la biodiversité au sein de ces AP (voir la section sur la gestion des réserves naturelles en Scandinavie)¹²²⁻¹²³.

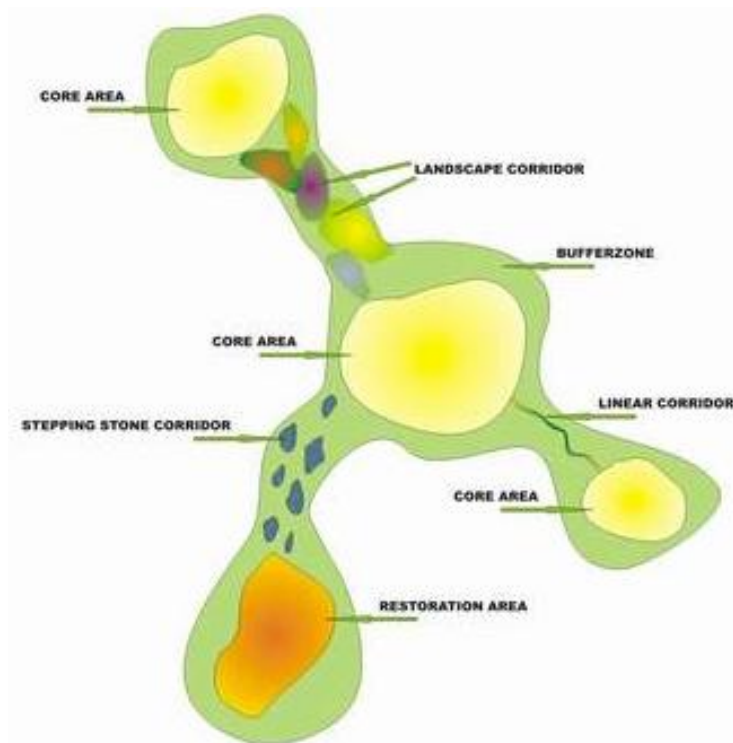


Figure 6. Représentation du concept de réseau écologique. ¹²⁴

Tableau 4. Synthèse de la classification des AP de l'UICN et les désignations québécoises correspondantes. Adaptée de Dudley (2008) et de Brassard et al. (2010).

Catégories	Approches de gestion	Exemples au Québec
Ia - Réserve naturelle intégrale	Ia : Protection intégrale des écosystèmes exceptionnels pour garantir la protection des valeurs de conservation.	Ia : Réserve écologique des Caribous-de-Jourdan (7,23 km ²)
Ib - Zone de nature sauvage	Ib : Protection intégrale d'une aire généralement vaste et intacte, aux fins de préserver son état naturel.	Habitat floristique d'une espèce menacée ou vulnérable de l'Anse - Ross
II - Parc national	Vaste aire naturelle délimitée pour protéger les processus écologiques, les espèces, les caractéristiques des écosystèmes d'une région et promouvoir l'éducation et les loisirs.	Parcs nationaux canadiens et québécois (de grande superficie); Parc national de la Gaspésie
III - Monument ou élément naturel	Aire vouée à la protection d'éléments naturels spécifiques ainsi que de la biodiversité et des habitats associés.	Réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or (434 km ²) Refuge d'oiseaux migrateurs de l'Islet Réserve de biodiversité du Karst-de-Saint-Elzéar Réserve de biodiversité des caribous de Val-d'Or
IV - Aire de gestion des habitats ou des espèces	Aire qui vise à protéger, à maintenir et à restaurer des espèces ou des habitats particuliers. Une gestion active est possible en fonction de ces objectifs.	Refuges biologiques Habitats fauniques: Aires de confinement du cerf de Virginie
V - Paysage terrestre ou marin protégé	Aire qui vise à protéger et à maintenir des paysages terrestres ou marins, la nature qui y est associée et les autres valeurs créées par les interactions avec les hommes et leurs pratiques de gestion traditionnelles. La sauvegarde de l'intégrité de ces interactions est vitale pour la conservation de la nature.	Aucun
VI - Aire protégée où l'utilisation durable des ressources naturelles est permise	Aire généralement vaste qui protège des écosystèmes naturels et des habitats ainsi que les valeurs culturelles et les systèmes de gestion des ressources naturelles traditionnellement associés. Une certaine proportion est soumise à une gestion durable des ressources naturelles compatible avec la conservation de la nature.	Habitats insulaires et côtiers fréquentés par les colonies d'oiseaux, les oiseaux migrateurs et la sauvagine en général Habitats fauniques : les héronnières, les vasières ainsi que l'habitat du rat musqué. Habitat d'une espèce faunique menacée ou vulnérable de Caribou-Population de la Gaspésie 65, 7 km ² ¹²⁵
Non classée	Ces territoires correspondent à ceux dont la catégorie UICN n'est pas déterminée à ce jour ou qui ont été mis en réserve administrative à des fins d'aire protégée.	

Tableau 5. Comment la taille d'une aire protégée est liée à la catégorie. Tableau intégralement tiré de Dudley (2008).

Catégorie	Taille relative	Explication	Exceptions
Ia	Souvent petite	Strictement protégée, il est toujours difficile de s'accorder au sujet des zones interdites d'accès sauf dans les zones peu habitées : donc, même s'il existe de vastes aires Ia (p.ex. en Australie), ce sont probablement des exceptions.	Des vastes aires dans des endroits avec une faible densité de population humaine et peu d'intérêt pour le tourisme.
Ib	D'habitude grande	Une partie de la raison d'être des zones de nature sauvage réside dans le fait qu'elles offrent assez d'espace pour y trouver la solitude et un écosystème de grande taille.	Des aires relativement petites créées pour la nature sauvage dans l'espoir qu'elles pourront être étendues dans le futur.
II	D'habitude grande	La préservation des processus écosystémiques suppose que l'aire doit être suffisamment vaste pour contenir tous ces processus ou la plupart d'entre eux.	De petites îles peuvent être réellement des écosystèmes et donc relever fonctionnellement de la catégorie II.
III	D'habitude petite	Les grands sites qui contiennent des monuments naturels protégeront généralement aussi d'autres valeurs (p.ex. des valeurs de l'écosystème et/ou de la vie sauvage).	
IV	Souvent petite	Si le site est créé pour protéger uniquement des espèces ou des habitats particuliers, cela implique qu'il est relativement petit.	Les vastes aires désignées comme réserves naturelles mais qui requièrent une gestion régulière pour continuer à fonctionner seront plus indiquées dans la catégorie IV.
V	D'habitude grande	La mosaïque de différentes approches vient s'ajouter aux bénéfiques pour la conservation des approches par paysage, ce qui suggère une aire plus vaste.	Certaines mini-réserves créées pour des espèces sauvages à l'origine des plantes cultivées ou de races rustiques peuvent nécessiter une gestion culturelle.
VI	D'habitude grande	La nature extensive de la gestion suggère qu'il s'agira souvent d'aires de grande taille.	Certaines aires marines protégées de la catégorie VI sont petites.

Gestion des AP et régime d'activités

Gestion adaptative des AP

Tout d'abord, tout n'est pas connu sur la biologie du caribou forestier au Québec; beaucoup d'études sont encore en cours dans plusieurs régions du Québec, ou sont sur le point d'être publiées. Parallèlement à ce constat, la conservation en biologie veut que des décisions soient prises à partir d'informations encore fragmentaires et incertaines ¹²⁶. Ainsi, la gestion adaptative émerge comme étant une stratégie envisagée pour la gestion efficace des AP dans un contexte d'incertitudes, notamment dans le domaine d'études des effets des changements climatiques sur la biodiversité ¹²⁷. La gestion adaptative est une méthodologie qui implique qu'on doive procéder à ces décisions à partir de connaissances limitées ou incertaines ¹²⁸. En empruntant au domaine des changements climatiques une gestion adaptative active (plutôt que passive), la conservation du CF dans les AP mettra l'emphase sur le suivi de l'efficacité des orientations de gestion, en assurant un suivi systématique. En d'autres mots, cette approche veut qu'une intervention soit considérée comme une expérimentation scientifique, où les politiques agissent comme des hypothèses de recherche et où l'incertitude est quantifiée (Nudds 1998, dans Welch 2005). De plus, les résultats de « l'étude » sont quantifiés, et leur analyse permet d'ajuster l'approche avec les nouvelles informations disponibles ¹²⁸. Ceci implique que la méthodologie employée pour l'établissement et la gestion des AP à vocation CF respecte une ligne directrice précise, soit systématique plutôt qu'opportuniste (*e.g.* centrée sur la conservation de l'espèce et non pas sur l'écotourisme). Dans le cas du CF, la gestion adaptative peut partiellement prendre place, étant donné que les procédures administratives qui régissent l'établissement d'une AP sont très longues et qu'il est impossible d'avoir une emprise sur tous les enjeux socio-économiques touchant les AP (M. Paré, MRNF, comm. pers.).

Vors et al. (2007) mettent en évidence la possibilité de long délais temporels entre des mesures de gestion et la disparition du CF. En effet, les auteurs ont révélé un décalage de 20 ans entre l'exploitation forestière et la disparition du CF de sa distribution continue en Ontario; ce délai pose un défi de taille à une gestion adaptative, où le succès

ou l'échec d'une mesure de gestion ne pourrait être évidente qu'après des décennies. De ce fait, le suivi à long-terme des populations de CF est nécessaire pour détecter l'amplification d'une récession de son aire de répartition ou l'efficacité des mesures d'interventions, telles que l'application de zones tampons ¹².

Régime d'activités dans les AP

Plusieurs lois, indépendantes de la gestion des AP, protègent déjà le CF contre certaines menaces d'ordre anthropique, telles la chasse sportive, le braconnage, etc. Ces lois sont, entre autres, la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (habitats et refuges fauniques), la *Loi sur les forêts*, la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* et la *Loi sur les espèces en péril du Canada* ainsi que *La loi québécoise sur les espèces menacées ou vulnérables*. De plus, l'industrie forestière est déjà interdite au sein d'AP. Or, le braconnage, bien que fortement soupçonné dans certaines régions du Québec, n'est pas quantifié de façon systématique (M. Paré, MRNF, comm. pers).

Malgré ces mesures de protection, des plans de gestion au sein des AP préviendront que d'autres sources de perturbations viennent menacer la survie du CF. Les sites de villégiature, les routes et les lignes de transport d'énergie, par exemple, perturbent la quiétude du caribou et du renne ^{36,38-40}. En plus de morceler le paysage, ces structures impliquent un certain niveau d'activité humaine dans un périmètre contigu aux infrastructures ⁹⁷. Idéalement, leur présence dans les AP devrait être nulle ou alors, les limites des AP devraient être implantées dans les régions où la villégiature et autres perturbations sont encore faciles à gérer. En ce qui concerne les territoires à l'extérieur des AP, les activités qui y prennent place devraient idéalement être harmonisées dans le cadre de la planification du territoire à plus grande échelle, telle que par l'adoption de zones tampons.

Des mesures peuvent être entreprises pour minimiser le dérangement, par exemple la fermeture temporaire des secteurs fréquentés par le caribou pendant des périodes cruciales de son cycle vital. C'est le cas notamment du parc national de la Gaspésie, où des mesures sont prises chaque année pour minimiser l'impact de la fréquentation

humaine sur le caribou montagnard pendant ses périodes de rut et de mise- bas. De plus, dans les réserves de biodiversité, telle que la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or, un cadre réglementaire existe au sujet de la fermeture et le reboisement de routes (M. Paré, MRNF, comm. pers.). Les routes devraient éviter d'être construites sur les sols propices aux habitats d'hiver, malgré le fait que ces caractéristiques soient aussi propices à la construction de routes (dépôts sablonneux, complexes d'esker, dunes et sols peu profonds avec affleurements rocheux abondants) (Racey et al. 1999). Toutefois, lorsque les routes doivent traverser de tels reliefs, celles-ci devraient plutôt en suivre les bordures plutôt que les traverser ⁷⁹.

À titre d'exemple d'un plan de gestion appliqué dans un parc national, à des fins de conservation du CF, une synthèse est présentée sous forme de tableau, tiré de de Bellefeuille (2001) et adapté de Banville (1998) (tabl. 6); ce tableau relate les principales mesures entreprises afin de neutraliser les facteurs limitatifs de la population de caribou de Charlevoix.

Tableau 6. Synthèse du plan de gestion du caribou de Charlevoix (1998-2002).

Problématique	Objectifs	Mesures de gestion
Suivi de la harde	Assurer le maintien de la population	1. Réaliser une étude sur l'écologie du caribou
Protection de l'habitat	Accorder un statut légal à l'habitat du caribou de Charlevoix	1. Analyser et publier les données de télémétrie récoltées entre 1978 et 1981. 2. Étudier l'utilisation saisonnière de l'habitat 3. Documenter l'impact de l'exploitation forestière.
Prédation	Minimiser l'impact de la prédation par le loup et l'ours noir	1. Maintenir l'activité de piégeage du loup à l'extérieur du parc des Grands Jardins 2. Promouvoir la chasse à l'ours noir autour du parc des Grands Jardins
Mise en valeur de la harde	Assurer la concertation et l'encadrement des activités écotouristiques	1. Mieux définir les normes relatives aux activités d'observation des caribous 2. Harmoniser les activités d'écotourisme relatives au caribou offertes à l'intérieur et à l'extérieur du parc des Grands Jardins.

Portrait sommaire des aires protégées hors-Québec créées pour le caribou forestier

Les mesures de protection des habitats du renne entreprises en Finlande, Suède ou Norvège

La situation du renne dans les pays nordiques

En Finlande, en Suède et en Norvège, le contexte entourant la protection des populations sauvages de rennes sont toutes autres qu'au Canada et au Québec, voire qu'en Amérique du Nord. En raison des nombreuses disparités entre les pressions s'exerçant sur les rennes et les caribous¹⁴, la description des AP créées en Scandinavie ou en Laponie ne s'appliquerait qu'en partie à la situation du CF au Québec.

D'abord, à l'heure actuelle, la principale force limitante persistant sur les populations d'ongulés en Norvège et en Finlande demeure l'exploitation par l'homme et la capacité de support du milieu^{123,129}. En effet, les loups ayant été éradiqués par le passé, leur impact est minime en termes de force régulatrice des populations de rennes ; en fait, ce sont plutôt les populations de prédateurs qui sont actuellement menacées, notamment en Finlande, et ce, même au sein des réserves naturelles (*wilderness areas*) (Sippola 2000). Malgré leur statut d'espèces en danger, les prédateurs tels que loups et gloutons (*Gulo gulo*) sont encore chassés pendant la saison de chasse en Finlande, ou sont chassés par les éleveurs de rennes si les prédateurs s'attaquent au bétail¹²³.

Les habitats des populations sauvages sont aussi menacés par diverses sources de dérangement anthropiques^{38-40,97}. Les habitats communs aux rennes sauvages et semi-domestiqués se détériorent au fil des développements anthropiques et des pressions des industries forestières, générant davantage de conflits au niveau des ressources disponibles^{39,97,130}. Par exemple, en Norvège et en Finlande, les populations de rennes sauvages ont déjà excédé les capacités de support des habitats d'hiver, causant un broutage excessif des ressources alimentaires et nuisant possiblement ainsi aux troupeaux semi-domestiqués¹³¹⁻¹³². En conséquence à la disparition et destruction du lichen, principale

source d'alimentation hivernale, la taille des animaux a diminué de même que les taux de survie des troupeaux ¹³¹. Or, la chasse du renne n'aurait pas suffi à régulariser les populations, dont la croissance était une conséquence de l'extirpation du loup.

La gestion des réserves naturelles

En Finlande, et principalement en Laponie du Nord, les terres sont divisées selon un réseau de terres privées et publiques, ces dernières comprenant près de 91% de terres protégées sous formes de réserves naturelles, de parcs nationaux et d'AP strictes ¹³³. Sur les terres ancestrales Sámi, la gestion de 90% de ces terres publiques se fait principalement par un organisme d'état, Metsähallitus, dont les objectifs premiers sont de gérer les forêts de façon durable et rentable, mais aussi de protéger la biodiversité et l'héritage culturel Sámi. Ainsi, les droits indigènes sont préconisés dans la gestion des terres publiques, y compris sur les terres protégées où leur principale activité, l'élevage de rennes, est permise (accompagné de la chasse et la circulation en véhicules motorisés) ¹³³. Les coupes forestières y sont toutefois interdites.

Ce réseau d'AP s'apparente aux AP de catégorie VI selon l'UICN (tabl. 4). Or, la création d'AP dans ces pays nordiques, tels la Finlande, demeure controversée, car les utilisations modernes et traditionnelles de ces réserves nuiraient à leur biodiversité (tabl. 7) ¹²²⁻¹²³. Par contre, leur importance est d'autant plus grande à grande échelle (Scandinavie), lorsque ces réserves sont considérées dans leur ensemble avec les corridors d'écosystèmes intacts de Russie, Norvège et Suède ¹²³. Par exemple, les populations de loups de Laponie Finlandaise sont maintenues grâce aux immigrants provenant de la taïga russe (Rassi et al. 1992 *dans* Sippola 2000).

Ces réserves naturelles, du moins celles de Finlande, visent « à préserver le caractère sauvage de ces zones, assurer la continuité de la culture Sami et l'existence de subsistance, et développer les usages multiples de ces zones » (Eramaalaki 1991 *dans* Sippola 2000); par contre, aucune loi ne protège officiellement ces régions naturelles pourtant précieuses d'un point de vue naturel et culturel (Sippola 2000). Ainsi, l'économie engendrée par l'élevage de rennes en Scandinavie et en Russie est très importante, et sa durabilité est favorisée ¹⁴. Non-seulement la création d'AP ne bénéficie

pas aux rennes sauvages mais plutôt à leurs prédateurs, mais elle engendre aussi des conflits avec les éleveurs nomades de rennes^{130,132,134}. La perte importante de bétail par prédation est à la source d'importants conflits d'ordre socio-économique qui font ombrage à la conservation de la biodiversité (*e.g.* la protection des prédateurs et des oiseaux de proie) en Scandinavie^{123,130}. La situation actuelle du réseau d'AP reflète donc largement les utilisations, l'administration, et les mesures de gestion traditionnelles qui ont subsisté auparavant sur les territoires protégés, mais n'assure pas une gestion durable des réserves naturelles d'un point de vue de leur biodiversité¹²²⁻¹²³.

Tableau 7. Effets de différentes utilisations sur la biodiversité dans les réserves naturelles de Finlande. Traduit librement de Sippola 2000.

Forme d'utilisation	Effets	Organismes ou espèces affectées
Élevage de rennes	Surbroutage	Plantes, invertébrés
	Dérangement et érosion par les véhicules motorisés	Animaux, surtout pendant la période de nidification, la végétation
	Chasse des prédateurs	Les grands prédateurs
Chasse	Diminution des populations	Espèces de gélinottes, prédateurs
Pêche	Surpêche	Truite de lac principalement
Prospection minière (or)	Envasement des rivières, érosion	Salmonidés
	Dérangement	Variés
	Pollution	Variés
Foresterie	Changements de la structure forestière	Oiseaux sédentaires, plantes et animaux
	Fragmentation	Tous organismes, spécialement oiseaux et mammifères
		Variés
Tourisme	Dérangement	Variés
	Pollution	Variés
Braconnage	Diminution des populations	Larges prédateurs, originaux, gélinottes
Régulation des eaux	Changements artificiels des niveaux d'eau	Toutes espèces de poissons, spécialement salmonidés
Collecte de « raretés »	Diminution des populations	Oiseaux, papillons, plantes

Les mesures de protection des habitats du CF entreprises au Canada

Les lois protégeant les habitats du CF au Canada

La *Loi sur les Espèces en péril* du Canada est un engagement de la part du Gouvernement du Canada à empêcher l'extinction d'espèces, à supporter le rétablissement d'espèces à risque et à gérer les espèces à statut précaire. Or, la LEP ne s'applique qu'à une portion du territoire du CF. En Ontario, la LEP s'applique d'abord aux parcs nationaux ou autres terres fédérales (*e.g.* réserves indiennes, bases militaires et aéroports); c'est le cas pour les autres provinces canadiennes^{58,135}. La LEP du Canada mandate les plans de rétablissement pour les espèces en péril; ces plans d'action sont d'abord établis au niveau des provinces, étant donné que le caribou des bois est de

juridiction provinciale, et seront ensuite approuvés au niveau fédéral par le Ministère de l'Environnement pour être intégrés au sein d'un plan de rétablissement national. Un examen scientifique pour la désignation des habitats essentiels au caribou des bois a été publié, à l'échelle nationale ¹³⁶. Certains plans de rétablissement propres à des parcs fédéraux peuvent aussi être établis, comme c'est le cas du plan de rétablissement du caribou des bois du Parc National Jasper.

En plus de cette législation, le régime national pour protéger les espèces en péril inclut un réseau d'AP; environ 8% des forêts canadiennes sont sous cette forme de protection. Un réseau de 42 parcs nationaux s'étend au Canada, et quelques-uns de ces parcs ont pour objectif la préservation des habitats critiques à la survie du CF (tabl.8 et 9). La *Loi sur les parcs nationaux du Canada* protège aussi les caribous des bois appartenant à la population boréale.

Les plans de rétablissements provinciaux

Les provinces canadiennes ont leur propre législation visant le rétablissement ou la protection du caribou des bois et de ses habitats préférentiels. Par exemple, l'espèce est protégée selon la *Endangered Species Act* de Terre-Neuve-et-Labrador, la *Wildlife Act* des Territoires du Nord-Ouest, la *Wildlife Act* de l'Alberta et la *Loi sur la protection du poisson et de la faune* et la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* l'Ontario ^{58,136}. La plupart des provinces canadiennes abritant le caribou des bois ont à leur actif un plan de rétablissement du CF, ou du moins, un document faisant état de lignes directrices pour la conservation du CF incluant la création d'AP (tabl. 8). Or, tous ces plans de rétablissement n'accordent pas la même importance aux AP, bien que plusieurs parcs provinciaux visent à conserver le caribou boréal au Canada (tabl. 8).

Les plans et les stratégies de rétablissement font aussi l'objet de critiques, notamment parce qu'ils n'identifient pas tous les habitats essentiels au caribou (tabl.8) ⁵⁸⁻ ⁵⁹. Par exemple, en Ontario comme ailleurs au Canada, la gestion du caribou illustre les tensions entre les objectifs de conservation et de développement industriel ^{58,136}. Le Plan de protection du caribou des bois en Ontario s'est vu critiqué en raison de sa tendance à mitiger, plutôt qu'à éliminer, les menaces à la survie de cette espèce ¹³⁷⁻¹³⁸. Le plan

n'adopte pas le principe de précaution face aux menaces que le caribou a déjà subi et subira encore, et n'adopte pas non plus de programme de suivi à long-terme, ce que le Commissaire à l'environnement de l'Ontario juge inacceptable étant donné que les impacts des opérations forestières sur la population boréale de caribou des bois dépendent d'un suivi efficace ¹³⁷. En lien avec le concept de « police d'assurance », que le plan de rétablissement introduit, Wilkinson (2010) reproche le langage vague employé dans le plan pour spécifier les conditions d'après lesquelles un habitat redevient « disponible » pour la coupe forestière après avoir été mis de côté. De plus, le plan de conservation ne contient aucune mesure provisoire afin de protéger le caribou des bois et ses habitats (qui ne sont pas identifiés) en attendant que les estimations de populations, de distribution et les seuils de perturbations soient complétés.

Des mesures entreprises au sein d'un même gouvernement viennent aussi entraver l'efficacité du rétablissement des espèces. Par exemple, le ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario, en établissant la *Northern Boreal Initiative*, ouvre les zones jusqu'à maintenant situées au nord des forêts attribuables à l'exploitation commerciale et à d'autres formes de développement des ressources ⁵⁸. Parmi les stratégies d'aménagement proposées par cette initiative se trouvent des mesures de mitigation des impacts du développement industriel sur le caribou des bois. Par exemple, des zones tampons d'une largeur d'un kilomètre sont appliquées autour de la majorité des lacs de mise-bas; par contre, ces mesures contrastent avec les résultats de Vors et al. (2007), qui préconisent la présence de zones de forêts intactes d'au moins 13 km autour des coupes forestières.

Les provinces du Manitoba et de la Saskatchewan ont produit des documents qui ne se plient pas à la *Loi sur les espèces en péril du Canada*. Par contre, il n'en demeure pas moins que la principale lacune de toutes ces tentatives de rétablissement est réellement le manque d'information qu'elles recèlent quant à la protection des habitats critiques du CF. Plutôt, ce constat pourrait être nuancé en précisant que ce manque d'information fait place à l'absence totale d'application des connaissances acquises jusqu'à maintenant, en ce qui concerne les différentes hardes de caribous forestiers habitant des portions de territoire de ces provinces ⁵⁸.

Le rôle des aires protégées dans les provinces canadiennes

Au Canada, nombreuses sont les hardes dont les habitats sont inclus en partie ou totalement à l'intérieur de zones sous protection (Annexe 1a à 1c, tabl. 9, Thomas et Gray 2002). Par contre, le caribou nécessitant des milliers de kilomètres carrés de forêt boréale peu ou pas perturbée, les parcs conçus spécifiquement pour la protection du caribou sont le plus souvent de superficie inadéquate pour survenir aux activités vitales du caribou. Par exemple, le Woodland Caribou Provincial Park (4 500 km²) et le Wabakimi Provincial Park (8 920 km²), en Ontario, se montreraient incapables de soutenir l'espèce à long-terme malgré leur grande superficie^{12,139}. L'utilisation des régions adjacentes au parc remettrait en question l'efficacité du parc à soutenir le CF⁵⁸.

Le Wabakimi Wilderness Park fait pourtant figure de cas dans les parcs créés presque exclusivement pour la conservation du CF. En effet, dès sa construction en 1983, la conservation du CF était une des premières considérations du comité mis sur place à cet effet⁵⁷. Lorsque des inquiétudes au sujet des limites et de la taille du parc on fait surface, l'habitat du caribou était un des onze critères au centre des discussions réunissant un comité spécialement formé sur recommandation du ministère des ressources naturelles de l'Ontario. Le processus mis en branle pour déterminer les sections autour du parc qui contenaient un habitat de grande valeur pour le caribou a été effectué en quatre phases:

Phase 1. À l'intérieur d'une grande aire d'étude, délimitation de 65 « landscape assessment units », chacune d'environ 100-500 km² et incorporant une étendue d'eau (lac ou rivière) dominante.

Phase 2. Désignation de 6 « protected-area concepts », ou options potentielles d'agrandissement du parc, abritant les critères-clés quantitatif ou qualitatif incluant la perspective « caribou ». Chaque concept était de 2 000 à 10 000 km².

Phase 3. Délimitation de 4 « concepts » retenus à l'unanimité par le comité et abritant entre autres critères, des habitats de moyenne à grande valeur pour le CF (incluant des habitats d'hiver, d'été et des corridors reliant ces deux derniers pour la migration saisonnière). Ces 4 concepts étaient de 5 700 à 10 000 km², soit les 4 plus

grands retenus de la phase 2. Une de ces options se basait sur une combinaison d'aspects reliés aux sciences de la terre et à l'habitat du caribou des bois.

Phase 4. Choix de l'option finale. Agrandissement du Wabakimi Provincial Park à 8 951 km², abritant près de 71% des habitats critiques au CF compris dans toute l'aire d'étude envisagée, en plus des multiples critères élaborés au début du processus.

Pour conclure, le tableau 9 et les annexes 1a à 1c s'ajoutent au tableau 8 et donnent un aperçu des zones sous protection au Canada qui incluent diverses hardes de caribou des bois en déclin. D'autres mesures de protection, telles que des lignes directrices à l'aménagement de la forêt, sont aussi mentionnées dans les tableaux 8 et 9.

Tableau 8. Résumé des mesures de protection du caribou des bois au Canada, selon les provinces. Inspiré de Plotkin et McEachern (2006) et de de Bellefeuille 2001.

Province/territoire	État du plan de rétablissement	Identification des habitats essentiels?	Mesures de protection des habitats du CF additionnelles et exemples
Terre-Neuve -et- Labrador	Stratégie Caribou, dirigée par Shane Mahoney et Stratégie de rétablissement pour trois hardes de caribou des bois (<i>Rangifer tarandus caribou</i> ; population boréale) au Labrador, 2004.	Oui	Voir tabl. 9
Québec	Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec 2005-2012, 2008.	Non	Oui, massifs de protection et réseau d'aires protégées impliqués au sein des Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier ⁶⁰ .
Ontario	Plan de conservation du caribou boréal de l'Ontario, 2000 et Stratégie de rétablissement du caribou des bois boréal, 2009	Non, planifiée dans les actions	Partielle, 7,4 % des habitats du caribou sous protection. Autre mesures envisagées : <i>Forest Management Guidelines for the Conservation of Woodland Caribou; Forest Management Guide for Natural Disturbance Pattern Emulation</i> (Ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario); A proposed approach for habitat protection for Woodland Caribou (Forest-dwelling boreal population) under the Endangered Species Act, 2007 (http://www.ebr.gov.on.ca/)
Manitoba	Stratégie de conservation et de rétablissement du caribou des bois boréal du Manitoba, 2006. Ne satisfait pas aux exigences du Registre public des espèces en péril car ne constitue par un plan d'action.	Non, mention seulement sans échéancier ⁵⁹	Partielle, 4,9% des habitats du caribou protégés. Activités forestières toujours présentes. On mentionne toutefois de modifier les lois/politiques ou en ébaucher de nouvelles pour soutenir la protection et l'amélioration de l'habitat du caribou boréal. Création d'une forêt modèle de 260 km ² (Manitoba Model Forest) dans laquelle une zone d'habitats d'hiver de la harde de caribou boréal d'Owl Lake a été identifiée et est exempte de toute forme d'activité commerciale. Les observations de caribou y sont rapportées (http://www.manitobamodelforest.net)
Saskatchewan	<i>Rapport technique</i> : Statut et plan de conservation pour le caribou des bois en Saskatchewan, 2003. Ce n'est pas un plan de conservation satisfaisant aux exigences du Registre public des espèces en péril.	N/a	Partielle, 5,2 % des habitats du caribou protégés. Des zones écologiques importantes sont suggérées au sein du <i>Representative Area Network</i> , parmi lesquelles on peut trouver du caribou des bois (e.g. Caribou flats Representative Area, voir tabl.9). Des efforts de restauration des habitats de deux hardes (Smoothstone-Wapawekka et Pasquia-Bog) ont été mis en place.
Alberta	Plan de rétablissement du caribou des bois de l'Alberta 2005/05-2013/14, 2005	Non, déléguée à un autre organisme	Partielle. Les entreprises forestières, pétrolières et gazières tentent de minimiser leurs impacts par la mise en valeur de leurs activités. Les activités continuent dans les habitats de toutes les hardes même si des moratoires sur les activités minières et forestières sont mentionnés dans le plan pour les hardes en risque d'extinction immédiat. 14 % des habitats du caribou protégés.
Colombie-Britannique	Stratégie pour le rétablissement du caribou montagnard, 2002	Oui, partiellement	Oui, un réseau d'aires protégées englobe une partie du territoire du caribou (18%), mais le tourisme, récréation et coupes forestières perdurent dans l'habitat du caribou montagnard
Territoires du Nord-Ouest	Plan d'action pour la conservation du caribou des bois boréal 2010-2015	n/a car les populations ne sont pas à risque	Bien que les populations ne soient pas considérées à risque, le statut attribué au caribou est « sensible » et des suivis télémétriques ont débuté pour connaître les distributions et habitats utilisés (e.g. Mackenzie River valley); le Caribou boréal désigné comme espèce focale à des fins de création de l'AP de la région de Dehcho.
Yukon	Les populations de caribou des bois (populations des montagnes du Nord) sont d'un statut préoccupant. Quelques plans de rétablissement ont été faits entre les années 1990 et 2010, dont le: Southern Lakes Recovery Program, 1993: Les hardes Carcross, Ibex et Atlin Chisana Caribou Herd Recovery Program, 2002: Harde de Chisana, en déclin. Aussi, le Conservation Plan for the Peel Watershed, 2006, désignant le caribou comme espèce focale.	Oui, les habitats d'hiver ont été identifiés via données télémétriques	Non, mais une partie des habitats d'hiver de la harde de Chisana encerclés afin de permettre la mise-bas en captivité, et le rétablissement de la harde ¹⁴⁰ .

Tableau 9. Mentions des différentes stratégies et plans de rétablissement du caribou à travers le Canada, avec mentions relatives aux rôles des AP. Extraits soutirés en totalité ou en partie des plans et des stratégies de rétablissement, ainsi que traduits librement.

Province	Éléments stratégiques et actions du plan ou la stratégie de rétablissement relativement à la création ou à l'amélioration d'AP	Exemples d'AP déjà présentes (incluant des exemples de parcs fédéraux)	Proportion de province sous protection	Sources
Terre-Neuve-et-Labrador	Identifier et protéger les habitats critiques : Participer au processus d'établissement de la réserve naturelle du Lac Joseph-Atikonak, et fournir l'information biologique nécessaire pour assurer que les limites de la réserve englobent les zones critiques; Supporter l'initiative des innus pour établir des AP pour le caribou de Red Wine Mountains, incluant celles mentionnées lors de la planification forestière; Supporter l'établissement d'un parc national dans les Mealy Mountains, en fournissant l'information biologique.	<i>Labrador:</i> La zone du Lac Joseph-Atikonak a été identifiée comme sites de mise-bas et habitats d'été importants pour la harde du même nom, menacée. La <i>Parks and Natural Areas Division</i> et <i>WERAC</i> participent au processus de désignation; La Main River valley, qui abrite aussi le caribou des bois au Labrador, fait actuellement l'objet d'une campagne visant sa désignation comme AP; Le parc national des Monts Torngats (caribou des bois migrateur de Torngat Mountains et de la rivière George). <i>T.-N.:</i> Réserves naturelles Avalon (1070 km ²) et Bay du Nord (2 895 km ²), créées spécifiquement pour protéger l'habitat et la distribution des hardes d'Avalon et de Middle-Ridge; le Gros Morne National Park, un parc de juridiction fédérale. ^{125,141}	7, 9%	12,131
Québec	Conservation des habitats adéquats pour le caribou forestier : créer des massifs de protection d'environ 250 km ² et compléter le réseau d'AP au sud de la limite de la forêt aménagée qui répondront aux exigences du caribou forestier et serviront de refuges (actions 7,2 et 8), au nord de la limite de la forêt en cours d'aménagement, établir de grandes aires protégées de plusieurs milliers de km ² dans l'aire de répartition du caribou forestier (action 9).	Réserve de biodiversité de Val d'Or (Harde de Val D'Or); Parc national des Grands Jardins et parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière Malbaie (Harde de Charlevoix); Parc national de la Gaspésie (Harde de caribou montagnard de la Gaspésie) (mais le Plan de rétablissement de 2002-2012 ne contient aucune mesure traitant de la création de nouvelles AP).	8,13 % en 2009 9% de forêt boréale protégée	50,142
Ontario	Maintenir un apport durable d'habitats annuels en se basant sur la gestion forestière, ancrée à un système d'AP : les parcs, les zones protégées et les terres protégées sont des éléments importants d'une méthode visant à protéger le caribou en tenant compte de l'ensemble de son territoire. Cette méthode tient compte des éléments suivants : la valeur du caribou dans les processus existants pour la création de nouvelles AP à l'intérieur des zones désignées pour l'aménagement forestier, des objectifs à atteindre en fait d'habitat du caribou et les stratégies pour y parvenir seront intégrés au-delà des frontières qui séparent les AP prévues des zones utilisées pour l'aménagement forestier et toute autre activité d'exploitation, et la protection et le rétablissement du caribou feront partie de la planification de la gestion des AP à l'intérieur de l'aire de répartition actuelle du caribou. Aucune mention de nouvelles AP à vocation caribou dans le plan de rétablissement mais des zones de protection et de conservation sont suggérées dans <i>A proposed approach for habitat protection for Woodland Caribou (Forest-dwelling boreal population) under the Endangered Species Act, 2007.</i>	La plupart des populations du sud sont réfugiées à l'intérieur de parcs (<i>e.g.</i> Pukaskwa National Park (1878 km ²), Michipicoten Island Provincial Park (367 km ²), Neys et Slate Islands Provincial parks (67 km ²)). Plus au nord, d'autres parcs nationaux et réserves naturelles procurent refuges (<i>e.g.</i> Opasquia, Wabakimi et Woodland Caribou; catégorie 1B UICN). L'ajout de nouvelles AP augmente la protection des habitats du caribou (<i>e.g.</i> Nagagamisis, St. Raphael et Lake Nipigon).	Environ 9, 4%	Gouvernement de l'Ontario: (www.mnr.gov.on.ca/ , www.ebr.gov.on.ca) 125
Manitoba	Relever les principales initiatives de gestion qui pourraient affecter le caribou et son habitat (<i>e.g.</i> plans d'aménagement forestier, plans de gestion de l'accès et gestion des zones protégées) et incorporer les besoins biologiques du caribou dans ces initiatives de planification; songer à agrandir les zones protégées ou en établir de nouvelles pour assurer la présence d'éléments particuliers utiles à l'habitat du caribou tout en reconnaissant la dynamique de la succession forestière. Aucune mention concrète de nouvelles aires protégées à vocation caribou.	Observation Point Wildlife Management Areas; Interprovincial Wilderness Area (9 400 km ² incluant le Woodland Caribou Provincial Park, le Eagle-Snowshoe Conservation Reserve en Ontario, et Atikaki Wilderness Park et des secteurs du Nopiming Provincial Park au Manitoba) mais n'incluent apparemment pas des sites de mise-bas critiques et sont toujours menacées par la coupe forestière.	9,9% environ (7,3% en protection permanente et 1,8% en protection intérim)	59,125,143, Manitoba Wildlands : (www.manitobawildlands.org)

Tableau 9 (suite). Mentions des différentes stratégies et plans de rétablissement du caribou à travers le Canada, avec mentions relatives aux rôles des AP. Extraits soutirés en totalité ou en partie des plans et des stratégies de rétablissement, ainsi que traduits librement.

Province	Éléments stratégiques et actions du plan ou la stratégie de rétablissement relativement à la création ou à l'amélioration d'AP	Exemples d'AP déjà présentes (incluant des exemples de parcs fédéraux)	Proportion de province sous protection	Sources
Saskatchewan	N/A; Le <i>Wildlife Habitat Protection Act</i> et le <i>Saskatchewan Wildlife Act</i> ne reconnaissent pas encore le caribou des bois comme une espèce à statut précaire, au niveau provincial. Une stratégie est toutefois en cours de réalisation. Des plans d'utilisation du territoire sont en développement, et font place à la protection de nouvelles zones (e.g. North Central Land Use Plan, Athabasca Land use Plan, PineHouse Dipper Land Use Plan, Nisbet Forest Land Use Plan)	Le <i>Representative Areas Network</i> : plusieurs sites proposés pour y être inclus, dont Budd Lake (179 km ²), Caribou Flats (96 km ² , catégorie UICN 1A) et Selenite Point (38 km ²); Plusieurs autres sites abritant le caribou des bois ont été suggérés comme des zones représentatives potentielles : Primrose Lake et McCusker River (1590 km ²), Halldorson Bay (67 km ²), Jan Lake (329 km ²); Fort a la Corne Forest Land Use Plan).	3,5 % en protection permanente et 0,9 % en protection intérim, Moins de 6% de la forêt boréale est protégée.	¹²⁵ , Canadian Parks and Wilderness Society(www.cpaws-sask.org/), Gouv. de la Saskatchewan (www.environment.gov.sk.ca/)
Alberta	Assurer que les exigences à long-terme du caribou des bois sont assurées : des plans de rétablissement seront attribués spécialement à l'intérieur des parcs existant; sinon, des <i>Caribou range plans</i> seront mis sur pied. Seules des mesures de mitigation des activités industrielles sont mentionnées, pas de conservation d'habitat « intégrale » en dehors de celle des parcs mentionnés ci-contre. On parle de gérer et d'imposer des moratoires sur les activités industrielles, de gérer les prédateurs et de restaurer l'habitat, mais pas de créer de nouvelles aires protégées.	Banff National Park (harde de North Banff); Jasper National Park (hardes de A La Peche et South Jasper); Wood Buffalo National Park (Caribou Mountains); Caribou Mountains Wildland Park (catégorie 1B UICN, 5,900 km ²) et Caribou River (1,76 km ² , catégorie II UICN)	12,5 %	15,125,144
Colombie-Britannique	L'approche actuelle pour protéger le caribou montagnard au niveau régional est de maintenir des réseaux de: «noyaux de conservation», ou zones où la récolte forestière est interdite pour maintenir l'accès aux lichens arboricoles; «zones tampons» autour des noyaux, incluant des zones de coupes sélectives et de rotations; «connections», ou de corridors de mouvement entre les noyaux. D'autres opportunités de procurer et maintenir l'habitat du caribou sont mentionnées, dont les AP déjà créées et leurs plans de gestion respectifs. Des meilleures mesures de mitigation sont mentionnées, par exemple lors d'évaluations environnementales. Aucune mention de nouvelles AP à vocation caribou dans le plan de rétablissement	Kootenays, North Cariboo Mountains, Greenbush Lake Protected Area (établie pour protéger l'ours Grizzly et le caribou montagnard, superficie de 28,2 km ²); Hamling Lakes Wildlife Management Area, Midge Creek Wildlife, Management Area, Stagleap Provincial Park, Mount Griffin Provincial Park, Entiako Provincial Park, etc.	14,5 %	^{125,145} , Gouvernement de la Colombie-Britannique: (http://www.env.gov.bc.ca/bcparks/)
Territoires du Nord-Ouest	Gérer le caribou des bois et son habitat pour contribuer à la biodiversité des TNO : Supporter l'établissement de zones de conservation pour protéger les habitats au sein des TNO, par le biais de planification régionale du paysage et de la NWT Protected Areas Strategy .	Une aire protégée candidate est suggérée et inventoriée: Samba K'e en mars 2009; la Mackenzie River Valley se voit aussi étudiée pour mieux connaître les hardes de caribous. Agrandissent du Nahanni National Park Reserve (fédéral) pour inclure les hardes d'Upper et Lower Nahanni et de Redstone.	9,5% (9,0% en protection permanente et 15,1% en protection intérim)	^{125,146} , Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest :(www.enr.gov.nt.ca/live/pages/wp/Pages/soe_protected_areas_land_use_plans.aspx)
Yukon	Diverses mesures mentionnées dans les plans de rétablissement de quelques hardes et le Conservation Plan for the Peel Watershed, 2006	Kluane National Park et Kluane Wildlife Sanctuary (habitat d'hiver de la harde de Chisana, en déclin), Ivvavik National Park (Harde Porcupine) and Vuntut National Park (Harde Porcupine); Mention de la protection des Three Rivers (Wind, Snake et Bonnet Plume), fournissant refuge à la harde de Bonnet Plume, stable)	13,5 % (10,5 % en protection permanente et 2,7 % en protection intérim)	¹²⁵ , Canadian Parks and Wilderness Society, Yukon Chapter (www.cpawsyukon.org/conservation/peel-conservation-rationale.pdf)

Conclusion

Le but de ce mandat était de déterminer les caractéristiques spécifiques pouvant contribuer à l'amélioration et la création d'aires protégées pour le caribou forestier, en rapportant ce qui est fait au Québec, au Canada et outre-mer. Cette revue de littérature souligne l'importance des aires protégées pour le rétablissement du caribou forestier, en pouvant notamment contribuer à freiner le déclin de l'écotype, voire à permettre l'augmentation de ses effectifs et à faciliter le suivi des hardes dont les habitats sont protégés. Toutefois, trois éléments, mentionnés dans ce rapport, sont d'une importance cruciale pour le design d'aires protégées efficaces : la superficie, la forme (configuration) ainsi que la connectivité des aires protégées. Pour le caribou, ces caractéristiques sont d'autant plus importantes étant donné ses exigences spatiales de grande envergure, et ce, particulièrement en paysage aménagé. Le caribou étant sensible au dérangement anthropique, la quiétude de ses habitats dépend de l'application d'une protection stricte, mais pouvant aussi être novatrice.

Le caribou répond aux perturbations anthropiques avec un délai temporel ¹². Dans cette optique, une approche de précaution et une gestion adaptative sont deux principes à adopter pour une conservation efficace et à long-terme de cet écotype au Québec. En l'absence de toute l'information nécessaire à la compréhension des effets synergiques de l'activité anthropique sur le caribou, une protection des habitats « préventive », via l'adoption d'aires protégées, agirait à titre de police d'assurance pour cet animal emblématique.

Bibliographie

- 1 Banfield, A. W. F. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. 1-137 (Musée national du Canada, Bulletin no. 177, Ottawa, 1961).
- 2 Courtois, R., Ouellet, J.-P., Gingras, A., Dussault, C. & Banville, D. La situation du caribou forestier au Québec. *La Naturaliste Canadien* **125**, 53-63 (2001).
- 3 Geist, V. in *Proceedings of the 4th North American Caribou workshop*. (ed C.E and Mahoney Butler, S. P.) 1-36.
- 4 Roed, K. H., Ferguson, M. A. D., Crête, M. & Bergerud, A. T. Genetic variation in transferring as a predictor for differentiation and evolution of caribou from eastern Canada. *Rangifer* **11**, 65-74 (1991).
- 5 Mallory, F. F. & Hillis, T. L. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints/releases, and population dynamics. *Rangifer, Special Issue* **10**, 49-60 (1998).
- 6 Crête, M., Morneau, C. & Nault, R. Biomasse et espèces de lichens terrestres disponibles pour le caribou dans le nord du Québec. *Canadian journal of botany* **68**, 2047-2053 (1990).
- 7 Thomas, D. C. & Gray, D. R. Update COSEWIC status report on the woodland caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. 1-98 (Ottawa, 2002).
- 8 Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec. *Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec*, 2005).
- 9 Rempel, R. S., Andison, D. W. & Hannon, S. J. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle* **80**, 82-90 (2004).
- 10 Courtois, R. *et al.* Historical changes and current distribution of Caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. *Canadian Field-Naturalist* **117**, 399-414 (2003).
- 11 Schaefer, J. A. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conserv. Biol.* **17**, 1435-1439 (2003).
- 12 Vors, L. S., Schaefer, J. A., Pond, B. A., Rodgers, A. R. & Patterson, B. R. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* **71**, 1249-1256, doi:10.2193/2006-263 (2007).

- 13 Sebbane, A., Courtois, R., St-Onge, S., Breton, L. & Lafleur, P. É. Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou forestier de Charlevoix, entre l'automne 1998 et l'hiver 2001. 1-59 (Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, 2002).
- 14 Vors, L. S. & Boyce, M. S. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* **15**, 2626-2633 (2009).
- 15 AWCCSDC. Alberta Woodland Caribou Conservation Strategy Development Committee. Alberta's woodland caribou conservation strategy, Draft #100. . 1-55 (1996).
- 16 Bergerud, A. T. Decline of Caribou in North America Following Settlement. *The Journal of Wildlife Management* **38**, 757-770 (1974).
- 17 Rettie, W. J. & Messier, F. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **76**, 251-259 (1998).
- 18 Seip, D. R. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British-Columbia. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **70**, 1494-1503 (1992).
- 19 Dussault, C. *et al.* Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* **28**, 619-628 (2005).
- 20 Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C. & Courtois, R. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**, 1375-1388 (2009).
- 21 Brodeur, V., Ouellet, J. P., Courtois, R. & Fortin, D. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **86**, 1307-1316 (2008).
- 22 Lambert, C. *et al.* Étude de la prédation du caribou forestier dans un écosystème exploité : Résultats préliminaires. *Le Naturaliste Canadien* **130**, 44-50 (2006).
- 23 Fortin, D. *et al.* in *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*. Nova Science Publishers, Inc. (ed E. B. Wallace) Ch. Pages xx-xx (in press) (2011).
- 24 Stuart-Smith, A. K., Bradshaw, C. J. A., Boutin, S., Hebert, D. M. & Rippin, A. B. Woodland Caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* **61**, 622-633 (1997).

- 25 Bastille-Rousseau, G., Fortin, D., Dussault, C., Courtois, R. & Ouellet, J. P. Foraging strategies by omnivores: Are black bears actively searching for ungulate fawns or are they simply opportunistic predators? *Ecography* (sous presse).
- 26 James, A. R. C. & Stuart-Smith, A. K. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* **64**, 154-159 (2000).
- 27 Courtois, R. *et al.* Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **38**, 2837-2849 (2008).
- 28 Wittmer, H. U., McLellan, B. N., Serrouya, R. & Apps, C. D. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* **76**, 568-579 (2007).
- 29 Ostlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A. L. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **27**, 1198-1206 (1997).
- 30 Burton, P. J., Adamowicz, W. L., Weetman, G. W., Messier, C. & Tittler, R. in *Towards sustainable management of the boreal forest* (ed C. Messier P.J. Burton, D.W. Smith, and W.L. Adamowicz) 1-40 (NRC-CNRC Research Press, 2003).
- 31 Crête, M., Morneau, C. & Nault, R. Biomasse et espèces de lichens terrestres pour le caribou dans le nord du Québec. *Canadian Journal of Botany* **68**, 2047-2053 (1990).
- 32 Johnson, C., Parker, K. & Heard, D. Foraging across a variable landscape: behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales. *Oecologia* **127**, 590-602 (2001).
- 33 Hins, C., Ouellet, J. P., Dussault, C. & St-Laurent, M. H. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* **257**, 636-643 (2009).
- 34 Bender, D. J., Contreras, T. A. & Fahrig, L. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* **79**, 517-533 (1998).
- 35 Fahrig, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **34**, 487-515 (2003).

- 36 Dyer, S. J., O'Neill, J. P., Wasel, S. M. & Boutin, S. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* **65**, 531-542 (2001).
- 37 Dyer, S. J., O'Neill, J. P., Wasel, S. M. & Boutin, S. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **80**, 839-845 (2002).
- 38 Vistnes, I. & Nellemann, C. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* **65**, 915-925 (2001).
- 39 Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P. & Strand, O. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* **101**, 351-360 (2001).
- 40 Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P. & Strand, O. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* **24**, 531-537 (2001).
- 41 Trombulak, S. C. & Frissell, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* **14**, 18-30 (2000).
- 42 Laliberte, A. S. & Ripple, W. J. Range contractions of North American carnivores and ungulates. *Bioscience* **54**, 123-138 (2004).
- 43 Bradshaw, C. J. A., Boutin, S. & Hebert, D. M. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **76**, 1319-1324 (1998).
- 44 Fahrig, L. & Rytwinski, T. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society* **14** (2009).
- 45 De Bellefeuille, S. *Le caribou forestier et la sylviculture: Revue de littérature et synthèse de la recherche et de l'aménagement en cours au Québec* (Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Québec, 2001).
- 46 Duchesne, M., Cote, S. D. & Barrette, C. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation* **96**, 311-317 (2000).
- 47 Bergerud, A. T. & Mercer, W. E. Caribou introductions in Eastern North America. *Wildlife Society Bulletin* **17**, 111-120 (1989).

- 48 Schneider, R. R. Establishing a protected area network in Canada's boreal forest: An assessment of research needs. (Alberta Centre for Boreal Studies Edmonton, AB, 2001).
- 49 Noss, R. The wildlands project: land conservation strategy. *Wild Earth* **1**, 10-25 (1992).
- 50 Brassard, F., Bouchard, A. R., Boisjoly, D., Poisson, F., Bazoge, A., Bouchard, M.-A, Lavoie, G., Tardif, B., Bergeron, M., Perron, J., Balej, R. , Blais, D. Portrait du réseau d'aires protégées au Québec. Période 2002/2009. (Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, Gouvernement du Québec, 2010).
- 51 Leroux, S. J., Schmiegelow, F. K. A., Cumming, S. G., Lessard, R. B. & Nagy, J. Accounting for system dynamics in reserve design. *Ecological Applications* **17**, 1954-1966 (2007).
- 52 Leroux, S. J., Schmiegelow, F. K. A., Lessard, R. B. & Cumming, S. G. Minimum dynamic reserves: A framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. *Biological Conservation* **138**, 464-473 (2007).
- 53 Newmark, W. D. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conserv. Biol.* **9**, 512-526 (1995).
- 54 Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J. & Mehlman, D. W. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conserv. Biol.* **6**, 493-504. (1992).
- 55 Faille, G. *et al.* Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **Volume 143**, 2840-2850 (2010).
- 56 Ministère des Richesses Naturelles de l'Ontario. Plan de protection du caribou des bois en Ontario. (Gouvernement de l'Ontario, 2009).
- 57 Duinker, P. N., Armstrong, T., Hyer, B. T. & Petersen, B. Using caribou knowledge in expanding the Wabakimi protected area. *Rangifer* **Special Issue No. 10**, 183-193 (1998).
- 58 Wilkinson, C. J. A. An examination of recovery planning for forest-dwelling woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Ontario, Canada. *Rangifer* **28**, 13-32 (2008).

- 59 Sierra Club of Canada & Canadian Parks and Wilderness Society. A Review of Manitoba's Conservation and Recovery Strategy for Boreal Woodland Caribou. (2007).
- 60 Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier 23 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats, 2010).
- 61 Briand, Y., Ouellet, J. P., Dussault, C. & St-Laurent, M. H. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: Empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. *Ecoscience* **16**, 330-340 (2009).
- 62 Cumming, H. G. Managing for Caribou Survival in a Partitioned Habitat. *Rangifer, Special Issue* **9**, 171-180 (1996).
- 63 Rettie, W. J. & Messier, F. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* **23**, 466-478 (2000).
- 64 Brown, W. K. *et al.* The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Quebec and Labrador *Rangifer, Special Issue* **1**, 43 - 49 (1986).
- 65 Nature Québec. Méthodologie d'identification de secteurs favorables à la conservation du Caribou forestier, réalisée dans le cadre du projet "Critères et proposition d'aires protégées pour le caribou forestier". 1-36 (Union québécoise pour la conservation de la nature, 2007).
- 66 Wiersma, Y. F., Duinker, P. N., Haider, W., Hvenegaard, G. T. & Schmiegelow, F. K. A. Relationships between Protected Areas and Sustainable Forest Management: Many Shades of Green. A State of Knowledge report. (Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alberta. 58 pp., 2010).
- 67 Margules, C. R. & Pressey, R. L. Systematic conservation planning. *Nature* **405**, 243-253 (2000).
- 68 Fortin, D., Courtois, R., Etcheverry, P., Dussault, C. & Gingras, A. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *J. Appl. Ecol.* **45**, 1392-1400 (2008).
- 69 Antifeau, T. D. Identification of issues involved in the process of developing and applying caribou habitat suitability models., (BC Minist. Environ., Lands and Parks. Rapport non-publié. 26pp., Kootenay Region, Nelson, BC. , 1998).

- 70 Johnson, C. J. & Gillingham, M. P. Mapping uncertainty: sensitivity of wildlife habitat ratings to expert opinion. *J. Appl. Ecol.* **41**, 1032-1041 (2004).
- 71 Johnson, C. J. & Gillingham, M. P. Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou. *Ecol. Model.* **213**, 143-155 (2008).
- 72 Osko, T. J., Hiltz, M. N., Hudson, R. J. & Wasel, S. M. Moose habitat preferences in response to changing availability. *Journal of Wildlife Management* **68**, 576-584 (2004).
- 73 Courtois, R., Ouellet, J. P., Breton, L., Gingras, A. & Dussault, C. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**, 491-498 (2007).
- 74 Faille, G. *Influence des perturbations de l'habitat sur la fidélité au site du caribou forestier* Maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats thesis, Université du Québec à Rimouski, (2009).
- 75 Courtois, R., Ouellet, J.-P., de Bellefeuille, S. & Dussault, C. Lignes directrices pour l'aménagement forestier en regard du caribou forestier, Québec, Canada. (Société de la faune et des parcs du Québec, Université du Québec à Rimouski, 2003).
- 76 Schaefer, J. A. & Pruitt, W. O. Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba. *Wildlife Monographs*, 1-39 (1991).
- 77 Racey, G. *et al.* Forest Management Guidelines for the Conservation of Woodland Caribou: A Landscape Approach. (Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario, 1999).
- 78 Ferguson, S. H. & Elkie, P. C. Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons. *Basic and Applied Ecology* **5**, 465-474 (2004).
- 79 Racey, G., A. Harris, L. Gerrish, E. Armstrong, J. McNicol and J. Baker. Forest management guidelines for the conservation of woodland caribou: a landscape approach. MS draft. (Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario, 1999).
- 80 Crête, M., Marzell, L. & Peltier, J. Indices de préférence d'habitat des caribous forestiers sur la Côte-Nord entre 1998 et 2004 d'après les cartes écoforestières 1 : 20 000 - Examen sommaire pour aider l'aménagement forestier. 1-21 (Société de

- la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 2004).
- 81 Soverel, N. O., Coops, N. C., White, J. C. & Wulder, M. A. Characterizing the forest fragmentation of Canada's national parks. *Environ. Monit. Assess.* **164**, 481-499 (2010).
- 82 Gurd, D. B., Nudds, T. D. & Rivard, D. H. Conservation of mammals in eastern North American wildlife reserves: How small is too small? *Conserv. Biol.* **15**, 1355-1363 (2001).
- 83 Bergerud, A. T., Jakimchukz, R. D. & Carruthers, D. R. The buffalo of the North: caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments. *Arctic* **37**, 7-22 (1984).
- 84 Seip, D. R. Predation and caribou populations. *Rangifer, Special Issue* **7**, 46-52 (1991).
- 85 Courtois, R., Ouellet, J.-P., Breton, L., Gingras, A. & Dussault, C. Effet de la fragmentation du milieu sur l'utilisation de l'espace et la dynamique de population chez le caribou forestier. (Société de la faune et des parcs du Québec et Université du Québec à Rimouski, 2002).
- 86 Schaefer, J. A. & Mahoney, S. P. Spatial and temporal scaling of population density and animal movement: a power law approach. *Ecoscience* **10**, 496-501 (2003).
- 87 Jotikapukkana, S., Berg, A. & Pattanavibool, A. Wildlife and human use of buffer-zone areas in a wildlife sanctuary. *Wildl. Res.* **37**, 466-474 (2010).
- 88 Murcia, C. Edge effects in fragmented forests-Implications for conservation *Trends Ecol. Evol.* **10**, 58-62 (1995).
- 89 Rayfield, B., James, P. M. A., Fall, A. & Fortin, M. J. Comparing static versus dynamic protected areas in the Quebec boreal forest. *Biological Conservation* **141**, 438-449 (2008).
- 90 Anderson, R. B., Dyer, S. J., Francis, S. R. & Anderson, E. M. Development of a Threshold Approach for Assessing Industrial Impacts on Woodland Caribou in Yukon, Draft Report, ver. 2.1. (Applied Ecosystem Management Ltd, Whitehorse, Yukon, 2002).

- 91 Nellemann, C. & Cameron, R. D. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **76**, 1425-1430 (1998).
- 92 Cameron, R. D., Reed, D. J., Dau, J. R. & Smith, W. T. Redistribution of calving caribou in response to oil-field development on the Arctic slope of Alaska. *Arctic* **45**, 338-342 (1992).
- 93 Murphy, S. M. & Curatolo, J. A. Activity budgets and movements rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **65**, 2483-2490. (1987).
- 94 Smith, K. G., Ficht, E. J., Hobson, D., Sorensen, T. C. & Hervieux, D. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **78**, 1433-1440 (2000).
- 95 Schaefer, J. A. & Mahoney, S. P. Effects of progressive clearcut logging on Newfoundland Caribou. *Journal of Wildlife Management* **71**, 1753-1757 (2007).
- 96 Mahoney, S. P. & Schaefer, J. A. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biological Conservation* **107**, 147-153 (2002).
- 97 Nellemann, C., Jordhoy, P., Stoen, O. G. & Strand, O. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* **53**, 9-17 (2000).
- 98 Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Strand, O. & Newton, A. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* **113**, 307-317 (2003).
- 99 Weir, J. N., Mahoney, S. P., McLaren, B. & Ferguson, S. H. Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution. *Wildlife Biol.* **13**, 66-74 (2007).
- 100 Tjorve, E. How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *J. Theor. Biol.* **264**, 604-612 (2010).
- 101 Fletcher, R. J., Ries, L., Battin, J. & Chalfoun, A. D. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **85**, 1017-1030 (2007).

- 102 Zager, P. & Beecham, J. The role of American black bears and brown bears as predators on ungulates in North America. *Ursus* **17**, 95-108 (2006).
- 103 Araujo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P. H. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* **10**, 1618-1626 (2004).
- 104 Hovington, E., Imbeau, L. & Valeria, O. Woodland caribou habitat connectivity under different ecosystem-based management scenarios/Évaluation de la connectivité de l'habitat du caribou forestier selon différents scénarios d'aménagement écosystémique. (Sustainable Forest Management Network, 2010).
- 105 Tischendorf, L. & Fahrig, L. On the Usage and Measurement of Landscape Connectivity. *Oikos* **90**, 7-19 (2000).
- 106 Urban, D. & Keitt, T. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**, 1205-1218 (2001).
- 107 With, K. A., Gardner, R. H. & Turner, M. G. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* **78**, 151-169 (1997).
- 108 Calabrese, J. M. & Fagan, W. F. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**, 529-536 (2004).
- 109 Fall, A., Fortin, M. J., Manseau, M. & O'Brien, D. Spatial graphs: Principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* **10**, 448-461 (2007).
- 110 O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A. & Fortin, M. J. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* **130**, 70-83 (2006).
- 111 Bunn, A. G., Urban, D. L. & Keitt, T. H. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* **59**, 265-278 (2000).
- 112 Hovington, E. *Évaluation de la connectivité de l'habitat du caribou forestier selon différents scénarios d'aménagement écosystémique en pessière à mousses de l'ouest du Québec* Mémoire de maîtrise en biologie thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, (2010).

- 113 Belisle, M. & Desrochers, A. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* **17**, 219-231 (2002).
- 114 Cumming, H. G. Managing for Caribou Survival in a Partitioned Habitat. *Rangifer, Special Issue* **9**, 171-180 (1994).
- 115 Newmark, W. D. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio* **22**, 500-504 (1993).
- 116 Courtois, R., Bernatchez, L., Ouellet, J. P. & Breton, L. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics* **4**, 393-404 (2003).
- 117 Simpson, K., Terry, E. T. & Hamilton, D. Toward a mountain caribou management strategy for British Columbia - habitat requirements and sub-population status. (Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria, British Columbia. 29 p., 1997).
- 118 Harrison, R. L. TOWARD A THEORY OF INTER-REFUGE CORRIDOR DESIGN. *Conserv. Biol.* **6**, 293-295 (1992).
- 119 Leroux, S. J. *et al.* Global protected areas and IUCN designations: Do the categories match the conditions? *Biological Conservation* **143**, 609-616 (2010).
- 120 Boitani, L. *et al.* Change the IUCN Protected Area Categories to Reflect Biodiversity Outcomes. *PLoS Biol* **6**, e66 (2008).
- 121 Bélanger, L. in *Les aires protégées. Différentes visions, un même objectif ?*
- 122 Sippola, A.-L. Biodiversity in Finnish wilderness areas: Historical and cultural constraints to preserve species and habitats. (2002).
- 123 Sippola, A. L. Biodiversity in Finnish wilderness areas: Aspects on preserving species and habitats. *Personal, Societal, and Ecological Values of Wilderness: Sixth World Wilderness Congress Proceedings on Research, Management, and Allocation, Vol II* **2**, 48-56 (2000).
- 124 State Institute for Nature Protection. *Ecological Network*, 2004).
- 125 Lee, P. & Cheng, R. Canada's Terrestrial Protected Areas Status Report 2010: Number, Area and "Naturalness. 1-155 (Global Forest Watch Canada 10th Anniversary, Edmonton, Alberta, 2010).

- 126 McCarthy, M. A. & Possingham, H. P. Active adaptive management for conservation. *Conserv. Biol.* **21**, 956-963 (2007).
- 127 Mawdsley, J. R., O'Malley, R. & Ojima, D. S. A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conserv. Biol.* **23**, 1080-1089 (2009).
- 128 Welch, D. What should protected area managers do in the face of climate change ? *The George Wright forum* **22**, 75-93 (2005).
- 129 Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., Aanes, R., Hogda, K. A. What regulate and limit reindeer populations in Norway? *Oikos* **116**, 706-715 (2007).
- 130 Linnell, J. D. C., Swenson, J. E. & Andersen, R. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity and Conservation* **9**, 857-868 (2000).
- 131 Wielgolaski, F. E. National parks and other protected areas in North America in relation to those in Norway and Sweden. *Biological Conservation* **3**, 285-292 (1971).
- 132 Klein, D. R. Conflicts between domestic reindeer and their wild counterparts: A review of Eurasian and North American experience. *Arctic* **33**, 739-756 (1980).
- 133 Korhonen, K.-M. in *PEFC Workshop: Social issues in forest management*.
- 134 Riseth, J. Å. An Indigenous Perspective on National Parks and Sami Reindeer Management in Norway. *Geographical Research* **45**, 177-185 (2007).
- 135 Sierra Legal Defence Fund. A guide to Canada's Species at Risk Act. 1-63 (Sierra Legal Defence Fund, Toronto, Ontario, 2003).
- 136 Environnement Canada. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. 80p + 192 p annexes (Environnement Canada, Ottawa, 2008).
- 137 Environmental Commissioner of Ontario. Refining Conservation: Annual Report 2009/2010. (2010).

- 138 Wilkinson, C. J. A. An Analysis of Government Actions for the Protection and Recovery of Forest-dwelling Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Ontario, Canada. *Rangifer* **30**, 67 - 77 (2010).
- 139 Wiersma, Y. F. & Nudds, T. D. Conservation targets for viable species assemblages in Canada: Are percentage targets appropriate? *Biodiversity and Conservation* **15**, 4555-4567 (2006).
- 140 Farnell, R. Three Decades of Caribou Recovery Programs in Yukon: A Paradigm Shift in Wildlife Management 1-22 (Department of Environment, Government of Yukon 2009).
- 141 Schmelzer et al. Recovery strategy for three woodland caribou herds (*Rangifer tarandus caribou*; boreal population) in Labrador. (Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador, Corner Brook, 2004).
- 142 Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec — 2005-2012*. 78 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats, 2008).
- 143 Conservation Manitoba. Manitoba's Conservation and Recovery Strategy for Boreal Woodland Caribou. (2005).
- 144 Alberta Woodland Caribou Recovery Team. Alberta woodland caribou plan 2004/05-2013/14. (2004).
- 145 The Mountain Caribou Technical Advisory Committee. A Strategy for the Recovery of Mountain Caribou in British Columbia. (Ministry of Water, Land and Air Protection, British-Columbia, 2002).
- 146 Department of Environment and Natural Resources. Action plan for boreal woodland caribou conservation in the Northwest Territories | 2010 – 2015. 1-24 (Northwest Territories Government, 2010).

Annexes

Annexe 1a. Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier des aires écologiques nationales (AEN) des montagnes du Nord (MN) et des montagnes du Sud (MS) du COSEPAC. Tiré intégralement de Thomas et Gray 2002.

A E N	Aire protégée ¹	Population locale et effectif	Proportion du territoire du caribou	Proportion de la pop. (eff.) dans les AP	Territoire important dans l'AP ²	Sécurité de l'AP ³	Source
MN	ZSG Ddah Ghro – ex-RG MacArthur	Harde du lac Ethyl (est. 300)	20 % (env. 800 km ² sur un terr. total de 4000 km ²)	Saisonnière, en été et automne	Quelques AMB et aires de brame	Plan de gestion en cours d'élab.. CI et DL	Stratégie des aires protégées du Yukon Farnell, c.p., 2001
MN	RG Klwane (Yuk.) et PN Wrangle-St. Elias (Alaska)	Harde de la Chisana (est. 400)	70 % (env. 9000 km ² sur un terr. total de 13000 km ²)	Variable, mais présente la plupart du temps	AH princ., toutes les AMB et la plupart des AE	CI et DL	Gullick-son 2000
MN	Réserve de parc national de la Nahanni 4766 km ²	Nahanni (est. 2000)	12 % (env. 2000 km ² sur un terr. total de 16 000 km ²)	Les nombres varient selon les entrées et sorties	Importante AH pour une partie de la population	CI et DL	Gullick-son 2000
MN	C.-B., N.	Non disponible					
MS	C.-B., C et S	Non disponible					
MS	Wildland Kakwa	Narraway	18 p. 100	Variable	AE	DL	Szkorupa, c.p., 2000
MS	Aire de nature sauvage Willmore	A la Pêche/ N. du PN de Jasper	72 p. 100	Variable	AE et AH depuis peu	DL; CA	Ibid.
MS	PN de Jasper, aire de nat. sauv. Whitegoat	Jasper Sud/ Whitegoat	100 p. 100	Tout	Toute l'année	CI et DL	Ibid.
MS	PN de Banff, aire de nat. sauv. Siffleur	Banff Nord / Siffleur	100 p. 100	Tout	Toute l'année	CI et DL.	Ibid.

¹ ZSG = Zone spéciale de gestion, RG = Refuge de gibier, PN = Parc national, PP = Parc provincial
² AMB = aire de mise bas, AH = aire d'hivernage, AE = aire d'estivage.
³ CA = chasse autorisée, CI = chasse interdite, DL = développement limité

Annexe 1b. Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier de l'aire écologique nationale (AEN) boréale du COSEPAC. Tiré intégralement de Thomas et Gray 2002.

A E N	Superficie protégée ¹	Population locale et effectif	Proportion du territoire du caribou	Prop. de la population (eff.) dans les AP	Territoire important dans les AP ²	Sécurité dans les AP ³	Source
B	Sahyoue, T.N.-O., 2894 km ²	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Gunn, c.p., 2001
B	Edaço, T.N.-O. 2642 km ²	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Ibid.
B	Edehzhie, T.N.-O. 24 590 km ²	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Ibid.
B	Wood Buffalo T.N.-O.; 9225 km ²	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Ibid.
B	Wildland du mont Birch, Alb.	Red Earth	2 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Szkorupa, c.p., 2001
B	Wildland de la riv. Marguerite, Alb.	Richardson	7 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Ibid.
B	Wildlands du mont Stony et de Grand Rapids, Alb.	ESAR	3 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Ibid.
B	Polygone de tir aérien, Alb.	CLAWR	67 p. 100	Variable	Inconnue	Acc./perturb. limités	Ibid.
B	PP du mont Caribou 5910 km ²	Monts Caribou /Yates	80 p. 100				Edmonton Journal, 25/07/01
B	PN de Wood Buffalo, Alb.	Monts Caribou /Yates	4 p. 100	Variable	Inconnue	CI, DL.	Szkorupa, c.p., 2001
B	Wildland Chinchaga, Alb.	Chinchaga	9 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Ibid.
B	PN de Prince-Albert, Sask.	PN de Prince-Albert, est. 30	15 p. 100	Id.	Important en été et aut.	CI, peu de perturb.	Trottier, c.p., 2001
B	Aire de nat. sauv. des collines Wildcat, Sask.	Est. 5-10	10 p. 100	Id.		CA, accès difficile	Ibid.
B	Aire de repr. Seager-Wheeler, Sask.	Est. 10-30	40 p. 100	Id.	Important toute l'année	CA, accès difficile	Ibid.
B	PP des collines Narrow, Sask.	Est. 15-20	10 p. 100	Id.	Importante AE	CA, accès facile	Ibid.
B	Aire de repr. des collines Wapawekka, Sask.	Est. 25-30	60 p. 100	Id.	Important toute l'année	CA, accès difficile	Ibid.
B	PP du lac La Ronge, Sask.	Est. 60	50 p. 100	Id.	Import. AMB, AE et AH	CA, quelques perturb.	Ibid.
B	Polygone de tir aérien de Cold Lake	Est. 30-50	30 p. 100	Id.	Inconnue	CI, peu de perturb.	Ibid.
B	Rés. de PP des dunes Athabasca, Sask.	Est. 10-15	50 p. 100	Id.	Important toute l'année	CA, accès très difficile	Ibid.

¹ ZSG = Zone spéciale de gestion, RG = Refuge de gibier, PN = Parc national, PP = Parc provincial

² AMB = aire de mise bas, AH = aire d'hivernage, AE = aire d'estivage.

³ CA = chasse autorisée, CI = chasse interdite, DL = développement limité, AD = aucun développement.

Annexe 1c. Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier des aires écologiques nationales (AEN) de Terre-Neuve et de l'Atlantique du COSEPAC. Tiré intégralement de Thomas et Gray 2002.

Pop./ AEN	Superf. protégée ¹	Population locale et effectif	Proportion de territoire du caribou	Proportion de la pop. (eff.) dans les AP	Territoire important dans les AP ²	Sécurité des AP ³	Source
TN (île)	PN de Gros Mome, 1 960 km ²	Gros Mome (est. 2 800)	75 p. 100 (entrées et sorties saisonnières)	Variable	Importantes AE, AH et AMB	CI, peu de perturb.	Mahoney 2000
TN (île)	Rés. d'aire de nat. sauv. de Bay du Nord 2 859 km ²	Middle Ridge (est. 20 000)	50 p. 100 (entrées et sorties saisonnières)	Variable	Importantes AE, AH et AMB	CI, peu de perturb.	ibid.
TN (île)	Rés. d'aire de nat. sauv. d'Avalon, 1 070 km ²	Avalon (est. 1 850)	50 p. 100 (utilisation variable)	Variable	Importantes AE, AH et AMB	CI, peu de perturb.	ibid.
Gaspésie Atlantique	PP de la Gaspésie	Gaspésie (est. 200)	80 à 90 p. 100	91 p. 100 avec colliers	Toute l'année	CI, peu de perturb.	Ouelett <i>et al.</i> , 1996

¹ PN = Parc national, PP = Parc provincial
² AMB = aire de mise bas, AH = aire d'hivernage, AE = aire d'estivage.
³ CI = chasse interdite.