PLAN DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER (*Rangifer tarandus caribou*) AU QUÉBEC — 2013-2023

par

l'Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec

Équipe de rétablissement du caribou forestier

Produit pour le compte du

ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

Mai 2013

Référence à citer :

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2013). *Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec — 2013-2023*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec, 110 p.

Dépôt légal — Bibliothèque nationale du Québec, 2013
ISBN : 978-2-550-67856-4 (version imprimée)
ISBN : 978-2-550-67857-1 (version PDF)

AVERTISSEMENT

Les membres de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec ont convenu du contenu du présent document. Ils ont utilisé la meilleure information disponible à ce jour et ont proposé la stratégie et les moyens d'action qui, de leur avis, sont de nature à permettre le rétablissement du caribou forestier au Québec.

Les membres de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec ne peuvent cependant prendre l'engagement que toutes les mesures proposées seront appliquées, compte tenu des crédits disponibles pour le rétablissement des espèces menacées et vulnérables, de la priorité accordée à chaque espèce et de la contribution des nombreux organismes impliqués tout au long de la durée du Plan. De plus, la participation des membres à l'équipe de rétablissement n'engage en rien l'organisme qu'ils représentent à mettre en œuvre les mesures et les actions qui sont inscrites dans la stratégie de rétablissement proposée dans le présent document.

AVANT-PROPOS

À l'arrivée des premiers Européens en Amérique, le caribou forestier était établi dans toutes les provinces canadiennes et dans la plupart des États américains voisins du Canada. Toutefois, depuis plusieurs décennies, la limite méridionale de son aire de répartition a graduellement remonté vers le nord et ses populations ont connu un déclin notable. Son aire de répartition, qui s'étendait au sud du fleuve Saint-Laurent, a régressé aujourd'hui jusqu'au nord du fjord du Saguenay.

En vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec, le caribou forestier a été désigné espèce vulnérable en 2005. Un premier plan de rétablissement (2005-2012) a été publié et mis en œuvre dans les cinq régions administratives concernées. Le niveau de connaissance sur le caribou forestier a considérablement évolué au cours des dernières années, ce qui a permis de procéder à une mise à jour du plan de rétablissement dans laquelle l'écologie et les besoins de l'espèce tels que nous les comprenons maintenant sont pris en compte. Ainsi, la version 2013-2023 du Plan permet de définir la situation historique et actuelle du caribou forestier et, à la lumière des progrès réalisés en matière d'acquisition de connaissances, de proposer des stratégies de rétablissement appropriées.

Bien que l'acquisition de connaissances soit un processus dynamique, perfectible et en constante évolution, l'équipe de rétablissement considère que les connaissances actuelles permettent l'élaboration et la mise en œuvre de mesures visant, entre autres, un aménagement forestier viable à long terme pour les populations de caribous forestiers. L'évaluation de la situation du caribou forestier par l'Équipe commande que des actions de rétablissement très concrètes et pressantes soient appliquées, particulièrement sur le plan de l'aménagement et de la restauration de l'habitat. Il est toutefois essentiel de préciser que les mesures proposées dans le Plan, qu'elles soient directement liées à l'habitat ou non, sont complémentaires et doivent être mises en œuvre simultanément afin de maximiser les chances de rétablir le caribou forestier au Québec. Ainsi, il s'avère impératif de mettre en œuvre des mesures visant non seulement le maintien d'un effectif viable d'individus, mais également celles qui visent l'atteinte d'un niveau de recrutement suffisant pour le maintien à long terme des populations. Cela sera possible par l'atténuation de l'empreinte anthropique au sein de l'aire de répartition du caribou forestier.

COMITÉ DE RÉDACTION

- Louis Bélanger, Nature Québec/UQCN
- Dominic Boisjoly, Service des aires protégées, Direction du patrimoine écologique et des parcs, MDDEFP
- Judith Courtois, Patrimoine, culture et territoire, Pekuakamiulnatsh Takuhikan
- Claude Dussault, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Saguenay–Lac-Saint-Jean, MRN
- Sylvain Giguère, Service canadien de la faune, Environnement Canada
- Mireille Pilotte, Communauté naskapie de Kawawachikamach
- Jérôme Spaggiari, Société pour la nature et les parcs du Canada
- Martin-Hugues St-Laurent, Université du Québec à Rimouski
- Isabelle Thibault, Direction de la biodiversité et des maladies de la faune, Faune Québec, MDDEFP

LISTE DES MEMBRES DE L'ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER

Ministère des Ressources naturelles[1] :

- Andrea Amortegui, Secteur des Mines
- Yvon Boilard, Direction des affaires autochtones
- Serge Couturier, Faune Québec
- Stéphane Déry, Secteur des opérations régionales
- Claude Dussault, coordonnateur, Secteur des opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Saguenay–Lac-Saint-Jean
- David Erdely, Direction de la protection de la faune de la Côte-Nord
- Martin Girard, Forestier en chef
- Wendy Giroux, Secteur des opérations régionales, Direction des affaires régionales de la Capitale-Nationale
- Sandra Heppell, Secteur des opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Côte-Nord
- Sonia Légaré, Secteur des opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Nord-du-Québec
- François Martin, Secteur des mandats stratégiques
- Marcel Paré, Secteur des opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de l'Abitibi-Témiscamingue
- Denis Vandal, président, Secteur des opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Nord-du-Québec

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs [1]:

- Dominic Boisjoly, Service des aires protégées, Direction du patrimoine écologique et des parcs
- Isabelle Thibault, Faune Québec, Direction de la biodiversité et des maladies de la faune

Société des établissements de plein air du Québec

- Marie-Ève Desmarais,

Environnement Canada :

- Sylvain Giguère, Service canadien de la faune

Premières Nations :

- Judith Courtois, Patrimoine, culture et territoire, Pekuakamiulnatsh Takuhikan
- Mathias Mesténapéo, Conseil des Montagnais de Natashquan
- Stéphan Ouellet, Administration régionale crie
- Jean-Marie Picard, Conseil des Innus de Pessamit
- Mireille Pilotte, Communauté naskapie de Kawawachikamach

[1] À compter du 19 septembre 2012, la mission faunique au gouvernement du Québec a été transférée du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP).

- Michael Ross, Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador
- Sylvain Ross, Conseil des Montagnais Essipit
- Nadia Saganash, Grand Conseil des Cris
- Marc-André Savard, Conseil de la Nation huronne-wendat

Industries forestières :

- Dominic Bouchard, Rémabec
- Serge Gosselin, Produits forestiers Résolu
- Geneviève Labrecque, Tembec inc.
- Yves Lachapelle, Conseil de l'industrie forestière du Québec
- Frédéric Laliberté, Chantiers Chibougamau

Hydro-Québec :

- Alexandre Beauchemin

Organismes du milieu :

- Louis Bélanger, Nature Québec/UQCN
- Jonathan Leblond, Fédération des pourvoiries du Québec
- Jérôme Spaggiari, Société pour la nature et les parcs du Canada
- Catherine Tremblay-Savard, Zecs Québec

Milieu universitaire :

- Pierre Drapeau, Université du Québec à Montréal
- Daniel Fortin, Université Laval
- Martin-Hugues St-Laurent, Université du Québec à Rimouski

RÉSUMÉ

Le caribou forestier est un écotype non migrateur du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*). La limite méridionale de son aire de répartition n'a cessé de remonter vers le nord et des inventaires aériens ont démontré l'état précaire des populations ainsi que leur déclin. Actuellement, le caribou forestier se trouve dans les régions administratives de la Côte-Nord, du Saguenay–Lac-Saint-Jean, du Nord-du-Québec, de l'Abitibi-Témiscamingue et de la Capitale-Nationale. Il vit en faible densité et possède un faible potentiel de recrutement, ce qui limite la croissance des populations. Cependant, pour expliquer son déclin, d'autres hypothèses sont évoquées. Ainsi, l'altération de son habitat, les modifications des relations prédateurs-proies qui s'ensuivent et la chasse sportive sont considérées comme les principaux facteurs expliquant le déclin historique et actuel des populations dans l'ensemble de son aire de répartition nord-américaine. De plus, localement, l'abattage accidentel de caribous forestiers durant la chasse au caribou migrateur, le prélèvement à des fins alimentaires par certaines Premières Nations et le braconnage peuvent accentuer sa précarité.

Le développement du réseau routier, principalement engendré par l'activité forestière, et l'augmentation de l'accessibilité aux forêts qui s'en est suivi ont perturbé la quiétude du caribou forestier, une caractéristique pourtant essentielle d'un habitat de qualité pour cette espèce. De plus, l'accroissement des superficies forestières coupées contribue à la détérioration des meilleurs habitats. Les caribous forestiers se concentrent alors dans des habitats résiduels, ce qui les rend plus vulnérables aux prédateurs. Ces causes, indirectes et directes, ont contribué au déclin des populations de caribous forestiers de manière plus ou moins importante selon les régions du Québec.

En mars 2005, à la suite d'une recommandation formulée par le Comité aviseur sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables du Québec (CAEFMVQ), le gouvernement du Québec a accordé au caribou forestier le statut d'espèce vulnérable en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (L.R.Q, c E-12.01). En 2003, une équipe de rétablissement était mise sur pied afin, entre autres, d'élaborer le premier Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec (2005-2012). Depuis, plusieurs mesures ont été mises de l'avant et plus particulièrement celles visant la recherche et l'acquisition de connaissances en vue de documenter la dynamique des populations de caribous. Les résultats issus des recherches menées au cours des 10 dernières années ont été présentés lors d'un colloque tenu à Saguenay, en novembre 2010. À partir de ces résultats, l'équipe de rétablissement a procédé à la mise à jour du Plan. Il est à noter qu'en 2002 le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a recommandé le statut d'espèce menacée pour le caribou des bois, population boréale, à l'échelle du Canada. Le caribou forestier du Québec fait partie de cette population.

Le but principal de la seconde version du Plan de rétablissement du caribou forestier est de lui permettre de retrouver un état satisfaisant partout dans son aire de répartition afin que l'on puisse le retirer de la liste des espèces désignées menacées ou vulnérables. Pour atteindre ce but, quatre objectifs et trois sous-objectifs ont été fixés :

Objectif 1 : Conservation d'habitats propices au caribou forestier

Objectif 2 : Atteinte et maintien d'un effectif d'au moins 11 000 caribous forestiers (1,7 caribou par 100 km^2), répartis uniformément dans l'aire d'application du Plan

- Sous-objectif 2.1 : Maintenir ou augmenter le taux de survie des caribous forestiers
- Sous-objectif 2.2 : Effectuer un suivi d'indicateurs démographiques
- Sous-objectif 2.3 : Maintenir l'ensemble des hardes et des populations actuelles

Objectif 3 : Obtention de l'appui du public et de l'implication des Premières Nations et des intervenants du territoire

Objectif 4 : Poursuite de l'acquisition de connaissances

Au total, 30 actions à réaliser, incluses dans 11 mesures, ont été ciblées pour atteindre ces objectifs.

TABLE DES MATIÈRES

AVERTISSEMENT III

AVANT-PROPOS IV

COMITÉ DE RÉDACTION V

LISTE DES MEMBRES DE L'ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER VI

RÉSUMÉ IX

TABLE DES MATIÈRES XI

LISTE DES TABLEAUX XIII

LISTE DES FIGURES XIV

DÉFINITIONS XV

1 INTRODUCTION 1

2 ÉTAT DE LA SITUATION 4

2.1 RENSEIGNEMENTS SUR L'ESPÈCE 4

2.2 DESCRIPTION DE L'ESPÈCE 4

2.3 RÉPARTITION DU CARIBOU FORESTIER 5

2.3.1 Répartition mondiale 5

2.3.2 Répartition au Québec 5

2.4 BIOLOGIE DE L'ESPÈCE 9

2.4.1 Alimentation 9

2.4.2 Longévité 9

2.4.3 Reproduction 9

2.4.4 Parasites et maladies 10

2.4.5 Domaines vitaux, déplacements et comportement de fidélité 11

2.5 ÉTAT ET TENDANCES DES POPULATIONS 12

2.5.1 Taille et tendance de la population 12

2.5.2 Dynamique des populations 16

2.6 HABITAT 22
2.6.1 Composition et dynamique des écosystèmes utilisés 22
2.6.1.1 Domaine bioclimatique de la pessière à lichens 22
2.6.1.2 Domaine bioclimatique de la pessière à mousses 24
2.6.1.3 Domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc 25
2.6.2 Utilisation de l'habitat 26
2.6.3 Habitats essentiels à protéger 29
2.7 FACTEURS LIMITANTS 31
2.8 DESCRIPTION DES MENACES 31
2.8.1 Perturbations de l'habitat 31
2.8.2 Sensibilité des milieux à lichens 37
2.8.3 Chasse sportive 38
2.8.4 Prélèvement par les Premières Nations 39
2.8.5 Braconnage 40
2.8.6 Dérangement anthropique 40
2.8.7 Réseau routier 43
2.8.8 Développement industriel 45
2.8.9 Relations interspécifiques 47
2.9 MESURES DE PROTECTION 48
2.9.1 Mesures légales 49
2.9.2 Mesures administratives 49
2.10 IMPORTANCE PARTICULIÈRE 50
2.11 RETOUR SUR LES ÉLÉMENTS CLÉS DE LA SITUATION DU CARIBOU FORESTIER 51

3 STRATÉGIE DE RÉTABLISSEMENT 52
3.1 AIRE D'APPLICATION DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT 52
3.1.1 Secteur Nord 52
3.1.2 Secteur Centre 52
3.1.3 Secteur Est 53
3.1.4 Secteur Sud 53
3.1.5 Les populations isolées 53
3.2 POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT 53
3.2.1 Secteurs Nord, Centre et Est 54
3.2.2 Secteur Sud 54
3.2.3 Les populations isolées 55
3.2.3.1 Population de Val-d'Or 55
3.2.3.2 Population de Charlevoix 55
3.3 FAISABILITÉ DU RÉTABLISSEMENT 56
3.4 BUT 56
3.5 OBJECTIFS 57

4 PLAN D'ACTION 61

4.1 MESURES VISANT LA CONSERVATION D'HABITATS PROPICES POUR LE CARIBOU FORESTIER (OBJECTIF 1) 62

4.2 MESURES VISANT L'ATTEINTE ET LE MAINTIEN D'UN EFFECTIF D'AU MOINS 11 000 CARIBOUS (1,7 CARIBOU/100 KM^2), RÉPARTIS UNIFORMÉMENT DANS L'AIRE D'APPLICATION DU PLAN (OBJECTIF 2) 69

4.3 MESURES VISANT L'OBTENTION DE L'APPUI DU PUBLIC ET DE L'IMPLICATION DES PREMIÈRES NATIONS ET DES INTERVENANTS DU TERRITOIRE (OBJECTIF 3) 72

4.4 MESURES VISANT LA POURSUITE DE L'ACQUISITION DE CONNAISSANCES (OBJECTIF 4) 73

5 ENJEUX SOCIOÉCONOMIQUES RELIÉS À LA MISE EN ŒUVRE DU PLAN 78

6 CONCLUSION 80

REMERCIEMENTS 81

BIBLIOGRAPHIE 82

LISTE DES COMMUNICATIONS PERSONNELLES 107

ANNEXE 1 Aire de répartition continue du caribou forestier au Québec (en gris) et aire occupée en hiver par les caribous migrateurs des hardes de la rivière George et de la rivière aux Feuilles (pointillé) de 1986 à 2003 108

ANNEXE 2 Liste des sigles, acronymes et régions administratives du Québec utilisés dans le document 109

ANNEXE 3 Les zones de chasse dans l'aire de répartition du caribou forestier au Québec 110

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sommaire des inventaires aériens réalisés dans l'aire de répartition continue du caribou forestier depuis le début des années 90. 13

Tableau 2. Sommaire des données portant sur la dynamique des populations de caribous forestiers du Québec 19

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Limite méridionale de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec, en 1850 et 2012. 3

Figure 2. Aire de répartition du caribou forestier au Québec en 2012. Les deux populations isolées sont celles de Val-d'Or, à l'ouest, et de Charlevoix, à l'est. 7

Figure 3. Aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec. Les deux populations isolées sont celles de Val-d'Or, à l'ouest, et de Charlevoix, à l'est. 8

Figure 4. Localisation des domaines bioclimatiques où l'on trouve le caribou forestier au Québec (Saucier et coll., 2003). 23

Figure 5. Taux de perturbation basé sur les critères d'Environnement Canada (2011), dans le secteur Sud et les populations isolées de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec. 36

DÉFINITIONS

Activité d'aménagement forestier : Une activité liée à l'abattage et à la récolte de bois, à la culture et à l'exploitation d'une érablière à des fins acéricoles, à la construction, à l'amélioration, à la réfection, à l'entretien et à la fermeture d'infrastructures, à l'exécution de traitements sylvicoles, y compris le reboisement et l'usage du feu ainsi que la lutte contre les incendies, les épidémies d'insectes, les maladies cryptogamiques et la végétation concurrente, de même que toute autre activité de même nature ayant un effet tangible sur les ressources du milieu forestier (RLRQ, c. A-18.1, Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier; chapitre I, Objet, application et autres dispositions; section 4).

Aire de répartition : Zone à l'intérieur de laquelle on trouve toutes les populations d'une espèce, ici le caribou. L'aire de répartition peut être discontinue, ce qui est le cas du caribou forestier, puisque l'on trouve des populations isolées comme dans Charlevoix et à Val-d'Or.

Coupe en mosaïque :

- Coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) effectuée sur un territoire donné, de manière à conserver à l'intérieur de la limite du chantier de récolte une forêt résiduelle. La superficie de la forêt résiduelle ainsi conservée est inférieure à 50 ha dans la zone de forêt feuillue, à 100 ha dans la zone de forêt mixte et à 150 ha dans la zone de la pessière (MRNF, site Internet consulté en 2011).
- Coupe à blanc des arbres par blocs, en plusieurs opérations pour les besoins de l'aménagement faunique, pour encourager la régénération ou la protection des stations vulnérables, des paysages et de l'eau (*Terminologie de la sylviculture au Canada* et *Dictionnaire de la foresterie*).

Écotype : Population d'une espèce donnée qui présente des caractéristiques génétiques distinctes lui permettant d'être mieux adaptée à son environnement. Chez le caribou des bois, on distingue trois écotypes évoluant dans des habitats différents : le caribou migrateur dans la région Nord-du-Québec, le caribou montagnard de la Gaspésie et des monts Torngat ainsi que le caribou forestier (sédentaire), évoluant en milieu forestier, des régions du Nord-du-Québec, du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de la Côte-Nord, de la Capitale-Nationale (Charlevoix) et de l'Abitibi-Témiscamingue (Val-d'Or).

Espèce menacée : En vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec, une espèce est menacée lorsque sa disparition est appréhendée. En vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP) du Canada, une espèce menacée est une espèce sauvage susceptible de devenir une espèce en voie de disparition si rien n'est fait pour contrer les facteurs menaçant de la faire disparaître.

Espèce vulnérable : En vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec, on désigne une espèce vulnérable lorsque sa survie à moyen et long terme n'est pas assurée.

Harde : Groupe d'individus d'une même espèce qui se déplacent en groupe relativement stable. Chez le caribou forestier, on utilise souvent ce terme pour désigner les individus qui fréquentent un même secteur au cours de la période hivernale.

Lignes directrices : Le ministère des Ressources naturelles (MRN) reconnaît trois types d'orientations pour encadrer la réponse aux enjeux liés à l'aménagement forestier (Bouchard et coll., 2011) :

- **La règlementation :** Les pratiques sont déterminées par voie réglementaire (futur règlement sur l'aménagement durable des forêts [RADF]). L'application du RADF est obligatoire. Certaines dispositions de ce règlement favorisent une approche par objectifs et résultats. Les aménagistes ont alors le choix des moyens pour atteindre des objectifs et des résultats précis qui sont mentionnés dans le règlement. D'autres dispositions favorisent une approche par moyens et il n'y a aucune marge de manœuvre pour les mettre en œuvre.
- **Les lignes directrices :** Généralement, les lignes directrices regroupent plusieurs modalités visant plus d'un objectif. Leur application est obligatoire, mais les praticiens disposent d'une certaine marge de manœuvre pour adapter les modalités à la réalité locale. Ces orientations sont habituellement inscrites dans la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF).
- **Les recommandations sur l'aménagement :** Elles constituent des suggestions de bonnes pratiques dont l'application n'est pas obligatoire. Les aménagistes pourront s'inspirer de ces recommandations pour répondre aux enjeux écologiques. Les recommandations et les solutions retenues pourront être adaptées au contexte local en les arrimant aux autres enjeux d'aménagement.

Métapopulation : Un ensemble de populations entre lesquelles des échanges démographiques et génétiques surviennent périodiquement. Les populations du caribou forestier semblent organisées en métapopulations, ce qui veut dire que certains individus d'une population peuvent se reproduire avec les individus d'une autre population par dispersion (émigration et immigration). On ignore encore l'intensité des échanges entre les populations de caribous forestiers du Québec.

Population : Groupe d'individus d'une même espèce qui se reproduisent ensemble la plupart du temps et qui occupent un même environnement à un moment donné. Des phénomènes d'émigration et d'immigration peuvent survenir avec des populations voisines, mais ces échanges doivent demeurer limités sinon la notion de « population » perd son sens biologique et démographique. Une population animale est par définition une unité relativement fermée. Chez le caribou forestier, on a souvent utilisé les termes « harde » et « population » comme des synonymes plus ou moins bien définis. Cependant, nous suggérons dorénavant de réserver le mot population à des unités démographiques distinctes et relativement fermées (p. ex., Gaspésie, Val-d'Or, Charlevoix, etc.), alors que le mot harde ne devrait servir qu'à désigner des groupes d'individus réunis à un moment de leur cycle vital (p. ex., harde de Pipmuacan, harde du lac des Cœurs, harde du mont

Logan en Gaspésie, etc.). Pour l'écotype migrateur dans le Nord-du-Québec, le mot « troupeau » est utilisé comme synonyme de population pour les troupeaux de la rivière George et de la rivière aux Feuilles. En effet, ces deux populations sont des unités bien distinctes et relativement fermées.

Principe de précaution : Principe du développement durable qui stipule que, lorsqu'il y a un risque de dommage grave ou irréversible, l'absence de certitude scientifique complète ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir une dégradation de l'environnement (MDDEP, 2009).

Unité désignable : Population géographiquement ou génétiquement distincte qui présente des attributs qui la rendent distincte et importante dans l'évolution.

1 INTRODUCTION

Le gouvernement du Québec souscrit aux objectifs internationaux de maintien de la biodiversité sur le plan des gènes, des espèces et des écosystèmes. Ainsi, en juin 1989, il a adopté la Loi sur les espèces menacées et vulnérables (RLRQ, c. E-12.01) et il a rapidement adhéré à la Convention sur la diversité biologique adoptée sous l'égide des Nations Unies en 1992. En 2002, il a aussi adopté la Loi sur la conservation du patrimoine naturel (RLRQ, c. C-61.01) qui vient encadrer la création d'un réseau d'aires protégées de manière à s'acquitter de ses engagements internationaux en matière de conservation de la biodiversité. La Loi sur les espèces menacées ou vulnérables prévoit, pour sa part, la désignation des espèces en situation précaire et la mise en place d'une stratégie pour rétablir les espèces désignées menacées ou vulnérables et leurs habitats. C'est dans ce contexte que s'inscrit le présent Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec.

Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) est un écotype génétiquement distinct du caribou occupant les hautes latitudes de tout l'hémisphère nord (Courtois et coll., 2003a). Il fait partie de la sous-espèce dite « caribou des bois » (Banfield, 1961). Jusqu'à maintenant, son appellation officielle est « caribou des bois, écotype forestier », mais, familièrement, on l'appelle « caribou forestier ». En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC[2]) procédait à une révision des unités désignables (UD) pour le caribou forestier à l'échelle pancanadienne. À la suite des consultations menées par le COSEPAC, notamment auprès du gouvernement du Québec et des équipes de rétablissement du caribou forestier et de la Gaspésie, on reconnaît maintenant au Québec quatre unités désignables du caribou des bois (COSEWIC, 2011) :

- le caribou migrateur de l'est (UD 4) incluant les populations des rivières George et aux Feuilles;
- le caribou boréal (UD 6) correspondant au caribou forestier;
- le caribou des Torngat (UD 10) correspondant au caribou montagnard des monts Torngat;
- le caribou de la Gaspésie (UD 11) correspondant au caribou montagnard des monts Chics-Chocs.

Dans le présent document, nous utiliserons l'appellation « caribou forestier ».

Le caribou forestier est un emblème de la forêt boréale et il est devenu une figure dominante de la conservation de la biodiversité de ce type de forêts en Amérique du Nord. Son aire de répartition a régressé, particulièrement dans le nord-est de ce continent, à la suite de la colonisation par les Européens. En effet, à leur arrivée en Amérique, au début du XVII^{e} siècle, le caribou occupait les Provinces de l'Atlantique, le nord de l'État de New York, le Vermont, le New Hampshire, le Maine ainsi que tout le sud du Québec (Moisan, 1956; Courtois et coll., 2003b). Au milieu du XX^{e} siècle, au sud du fleuve Saint-Laurent, le caribou ne subsistait qu'au centre de la péninsule gaspésienne alors que son aire de répartition avait régressé jusqu'au nord du Saguenay (Moisan, 1956; Courtois et coll., 2003b) (figure 1). Plus récemment, des inventaires aériens ont confirmé l'état précaire des hardes de caribous forestiers et leur déclin au cours des dernières décennies (Courtois et coll., 2003b). Les principaux facteurs proposés pour expliquer le déclin des populations de caribous forestiers au cours des 150 dernières années sont la perte d'habitats, la

[2] La liste des sigles est présentée à l'annexe 1.

prédation accrue par le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) de même que la chasse excessive.

Le caribou forestier fait l'objet de préoccupations dans toute son aire de répartition nord-américaine. En 2003, sur la recommandation du COSEPAC, le caribou des bois, population boréale — qui inclut le caribou forestier du Québec — a été inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (L.C. 2002, ch. 29). Le COSEPAC réévalue actuellement la situation des 11 populations ou unités désignables.

Au Québec, des travaux ont montré que le caribou forestier est génétiquement différent des écotypes migrateur et montagnard (Courtois et coll., 2003a). Considérant l'unicité, le déclin et la précarité du caribou forestier au Québec, le CAEFMVQ a recommandé, en février 2002, que le gouvernement du Québec accorde au caribou forestier le statut d'espèce vulnérable. L'espèce a ainsi été officiellement désignée en mars 2005 (RLRQ, c. E-12.01). Pour leur part, les caribous vivant en Gaspésie et fréquentant principalement le parc national de la Gaspésie sont associés à l'écotype montagnard. Cette population a été désignée vulnérable en 2001, puis menacée en octobre 2009, en raison de l'état de sa situation. Depuis 1994, elle fait l'objet d'un plan de rétablissement particulier (Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2004).

D'autre part, de nombreuses études ont été réalisées depuis la fin des années 90 afin de préciser les principaux éléments de la dynamique des populations. Les résultats de ces études, exprimés dans les différentes sections de ce document, nous permettent de raffiner des mesures de rétablissement intégrées au précédent plan. En conséquence, nous possédons maintenant suffisamment d'information pour proposer un nouveau plan de rétablissement qui intègre davantage les besoins du caribou forestier.

Figure 1. Limite méridionale de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec, en 1850 et 2012.

2 ÉTAT DE LA SITUATION

2.1 Renseignements sur l'espèce

Nom scientifique : *Rangifer tarandus caribou*

Nom commun français : Caribou forestier

Nom commun anglais : *Forest dwelling caribou*

Désignation légale actuelle au Québec : Statut d'espèce vulnérable en 2005

Justification de la désignation : À l'arrivée des Européens en Amérique du Nord, le caribou se trouvait jusque dans le nord-est des États-Unis. Son aire de répartition a régressé vers le nord à la suite du développement anthropique, des modifications de l'habitat et des prélèvements non contrôlés. Aujourd'hui, les principales menaces sont les modifications de l'habitat qui entraînent des changements dans les relations prédateurs-proies, l'anthropisation du milieu et les prélèvements par les humains.

Occurrence au Canada : De Terre-Neuve-et-Labrador à la Colombie-Britannique

Désignation selon la Loi sur les espèces en péril du Canada : Désignation à titre d'espèce menacée en 2003.

Rang S[a] : S2S3 : à l'intervalle entre S2 (en péril dans la province) et S3 (vulnérable)

Rang G[a] : G5T4 : G5 : large répartition, abondance et stabilité démontrées mondialement
T4 : T pour population : largement réparti, abondant et apparemment hors de danger, mais il demeure des causes d'inquiétude pour le long terme.

[a] http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53

Source : Gouvernement du Québec (2011).

2.2 Description de l'espèce

Le caribou forestier est un cervidé de taille intermédiaire entre le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et l'orignal (*Alces americanus*). À l'âge adulte, son poids varie de 80 à 205 kg selon le sexe, le mâle étant plus lourd et plus massif que la femelle. Les longues pattes du caribou forestier se terminent par de larges sabots concaves, divisés en deux, qui facilitent ses déplacements dans la neige et sa recherche de nourriture sous celle-ci. Contrairement aux autres cervidés, les individus des deux sexes portent des bois, ceux des mâles étant beaucoup plus imposants que ceux des femelles (Miller, 2003). Notons également que des différences génétiques existent entre les trois écotypes de caribou des bois (Courtois, 2003a; Boulet et coll., 2007).

On reconnaît cinq sous-espèces basées sur des critères morphologiques (Banfield, 1961) et des différences génétiques (Roed, 1992). Au Canada, on trouve trois sous-espèces : le caribou de Peary (*R. tarandus pearyi*), le caribou toundrique (*R. tarandus groenlandicus*) et le caribou des bois. On subdivise ce dernier en différents écotypes selon leurs adaptations comportementales et leur démographie (Kelsall, 1984). Enfin, une sous-espèce est disparue, soit le caribou des îles de la reine Charlotte (*R. tarandus dawsoni*).

2.3 Répartition du caribou forestier

2.3.1 Répartition mondiale

On trouve le caribou dans l'hémisphère nord de la planète dans la toundra et la taïga. En Europe, on le désigne sous le vocable de « renne » et il est implanté de la Scandinavie à l'Asie de l'Est (*The Animals files*, 2006). En Amérique du Nord, on le trouve de Terre-Neuve à l'Alaska (Miller, 2003), y compris les populations des États de Washington et de l'Idaho (Defenders of Wildlife, 2012).

2.3.2 Répartition au Québec

Au Québec, le caribou forestier occupe principalement les domaines bioclimatiques de la pessière à lichens et de la pessière à mousses (Crête et coll., 1990a; Saucier et coll., 2003). On le trouve d'une manière presque continue de l'Ontario au Labrador, sur une bande d'environ 500 km de largeur (Crête et coll., 1990a; figure 2), approximativement entre le 49° et le 55° de latitude Nord. Si l'on fixe sa limite septentrionale à la limite nord du domaine bioclimatique de la pessière à lichens, l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec couvre actuellement environ 644 000 km^2. Il est présent au Québec dans les régions administratives de la Côte-Nord, du Saguenay–Lac-Saint-Jean, du Nord-du-Québec, de l'Abitibi-Témiscamingue et de la Capitale-Nationale.

Vers 1980, les caribous migrateurs de la population de la rivière George ont commencé à étendre leurs incursions hivernales dans la forêt boréale, jusque dans l'aire de répartition des hardes de caribous forestiers du lac Bienville (Brown et coll., 1986) et du réservoir Caniapiscau (Paré et Huot, 1985). Depuis 1986, le suivi par satellite des caribous migrateurs des populations des rivières George et aux Feuilles montre que ceux-ci migrent régulièrement jusqu'au 54° de latitude Nord et qu'ils se déplacent occasionnellement encore plus au sud (annexe 1). Les incursions du caribou migrateur créent alors une zone de chevauchement entre les écotypes migrateur et forestier.

On peut diviser l'aire de répartition du caribou au Québec en cinq grandes zones selon la présence du caribou migrateur, les activités anthropiques et l'isolement de certaines populations. Ainsi, dans le secteur Nord de son aire de répartition (approximativement 248 000 km^2), le caribou forestier bénéficie d'un milieu où les perturbations anthropiques sont relativement restreintes, mais où le cycle de feu est plus court et les incendies, de plus grandes superficies. Ce secteur est caractérisé par la présence saisonnière de caribous migrateurs en hiver (figure 3).

Dans le secteur Centre (figure 3) de 90 000 km^2, il n'y a pas d'aménagement forestier et il n'y a pas d'autres perturbations importantes d'origine humaine jusqu'à maintenant. L'incursion du caribou migrateur dans le secteur Centre est marginale. Quant au secteur Est, il correspond à une superficie de près de 136 000 km^2, située entièrement dans la région de la Côte-Nord (figure 3). À l'instar du secteur Centre, le caribou migrateur ne fait pas d'incursion dans ce secteur et les perturbations humaines y sont actuellement peu importantes, en raison de l'isolement de ce territoire et de la faible densité de la population, laquelle est concentrée le long du littoral.

Le secteur Sud de l'aire de répartition du caribou (figure 3) est caractérisé par la forêt aménagée à des fins industrielles. Il s'agit d'une partie importante de l'aire d'application du Plan correspondant à la portion Sud de l'aire de répartition continue du caribou forestier (165 000 km^2). Il comprend l'ensemble de la forêt aménagée dans laquelle l'aménagement forestier est très dynamique.

Au sud de l'aire de répartition continue, deux populations isolées de caribous forestiers subsistent : la population de Val-d'Or et celle de Charlevoix. Ces populations ont graduellement été isolées de la population principale lorsque la limite méridionale de l'aire de répartition du caribou est remontée vers le nord.

La population de caribous de Val-d'Or constitue une relique de celle qui existait au début du développement industriel de la région en 1920-1930. L'espèce était alors répartie du nord de La Sarre jusqu'au centre de la réserve faunique La Vérendrye (M. Paré, comm. pers). La harde était estimée à une cinquantaine d'individus à la fin des années 90, à une vingtaine depuis le début des années 2000 et à moins de 20 depuis 2012 (Paré et Jourdain, en préparation).

Pour sa part, le caribou de Charlevoix, localisé dans la réserve faunique des Laurentides, dans les trois parcs nationaux de la région (de la Jacques-Cartier, des Grands-Jardins et des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie), dans la zec des Martres et dans les territoires adjacents au nord de la ville de Québec, avait disparu vers 1920 à la suite d'une chasse abusive et d'une prédation accrue (Jolicoeur et coll., 1993; Banville, 1998). Ainsi, de 1969 à 1972, on y a réintroduit 82 caribous forestiers d'une lignée provenant de 13 caribous capturés au lac Raimbault et de 35 caribous capturés aux lacs Pierre, Dolbel et Go (à plus de 150 km au nord de Sept-Îles [Jolicoeur et coll., 1993]), et elle s'y maintient depuis ce temps.

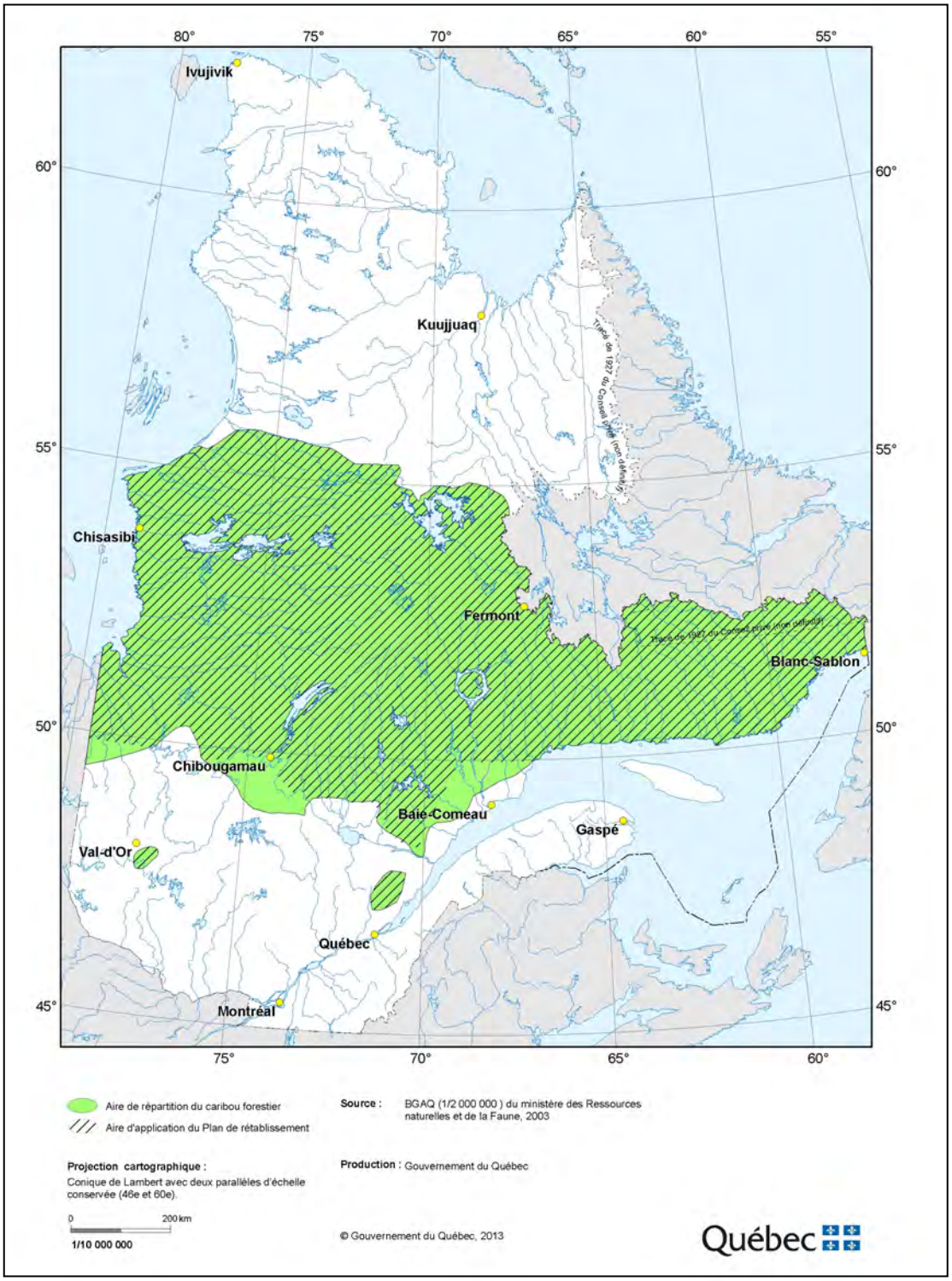


Figure 2. Aire de répartition du caribou forestier au Québec en 2012. Les deux populations isolées sont celles de Val-d'Or, à l'ouest, et de Charlevoix, à l'est.

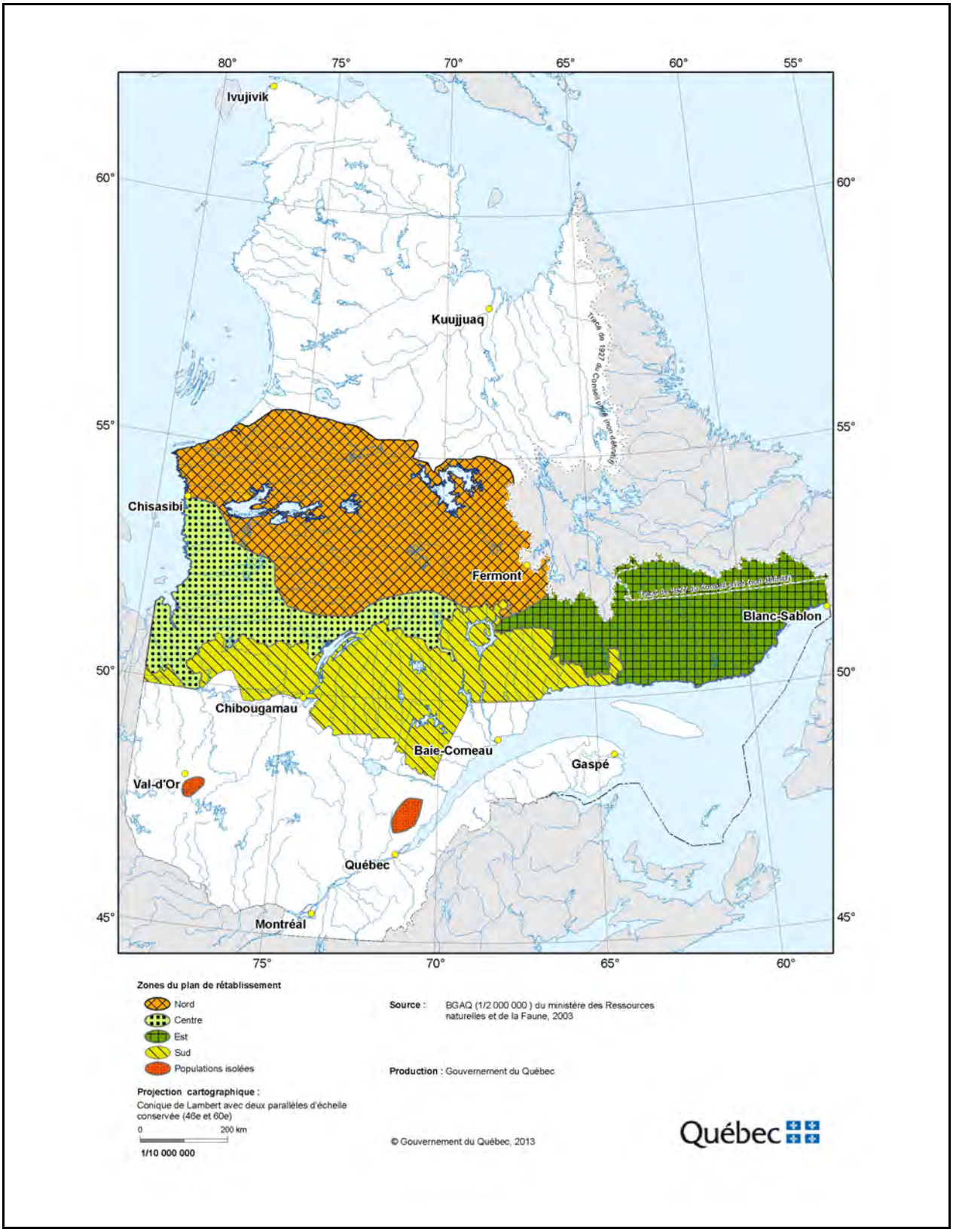


Figure 3. Aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec. Les deux populations isolées sont celles de Val-d'Or, à l'ouest, et de Charlevoix, à l'est.

2.4 Biologie de l'espèce

2.4.1 Alimentation

Le caribou s'alimente de plantes herbacées (*Carex* spp., *Eriophorum vaginatum*, *Smilacina trifolia*) et de feuilles d'arbustes telles que le bouleau glanduleux (*Betula glandulosa)* ou les airelles (*Vaccinium* spp.) (Gauthier et coll., 1989; Thomas et Gray, 2001). Dans les tourbières, ils consomment les prêles (*Equisetum* spp.) et le trèfle d'eau (*Menyanthes trifoliata*), particulièrement au printemps et en été. Par contre, la consommation de lichens terricoles (c.-à-d. *Cladina* spp., *Cladonia* spp., *Cetraria*, spp., *Parmelia* spp.) et, dans une moindre mesure, de lichens arboricoles (*c.-à-d. Alectoria* spp., *Bryoria* spp. et *Usnea* spp.), caractérise le régime alimentaire du caribou particulièrement en hiver (Thomas et Gray, 2001). Le caribou creuse parfois des cratères dans la neige pouvant atteindre jusqu'à 120 cm de profondeur pour atteindre le lichen terricole (Barrette et Vandal, 1986). Pour localiser ces sources de nourriture, il s'aide de stimuli olfactifs (nez enfoncé dans la neige ou dans les cheminées le long des arbustes) ou visuels (blocs erratiques, eskers, abords des marécages) (Brown et Theberge, 1990). Les lichens terricoles constituent donc une part importante du régime alimentaire du caribou, et ce, tant hivernal (≈ 4,9 kg/jour de masse sèche) qu'estival ≈ 3,5 kg/jour). La consommation totale est d'environ 1 135 kg/année (Hollemans et coll., 1979; Cumming, 1992) pour un caribou adulte.

2.4.2 Longévité

Chez le caribou migrateur, la longévité moyenne est estimée à 4,5 ans, mais certains individus peuvent vivre jusqu'à 15 ans en milieu naturel (Banfield, 1977). Il y a tout lieu de penser que les valeurs notées chez le caribou migrateur peuvent s'appliquer au caribou forestier. À ce titre, plusieurs caribous forestiers ont été suivis par télémétrie pendant plus de 8 à 10 ans dans les hardes de Charlevoix, du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de la Côte-Nord, du Nord-du-Québec et de Val-d'Or (L. Breton, C. Dussault, M.-H. St-Laurent, V. Brodeur, données non publiées; Paré et Jourdain, en préparation).

2.4.3 Reproduction

À l'instar des autres cervidés du Québec (cerf de Virginie et orignal), la période de rut et d'accouplement du caribou forestier a lieu à l'automne, c'est-à-dire de septembre à novembre (Moisan, 1957; Bergerud, 1973). Au sein d'un groupe, il existe une nette hiérarchie entre les mâles et le rut se révèle une période d'activité intense ponctuée de comportements d'intimidation et de combats entre les mâles (Bergerud, 1973). Ceux-ci sont polygynes (c.-à-d. qu'un même mâle s'accouple avec plusieurs femelles) et les femelles connaissent un cycle polyœstral saisonnier (Banfield, 1977). L'accouplement a habituellement lieu à la mi-octobre (Bergerud, 1973; Stuart-Smith et coll., 1997; Ferguson et Elkie, 2004).

La plupart des caribous femelles s'accouplent pour la première fois à l'âge de 2,5 ans et ne donnent naissance qu'à un faon par année (Courtois et coll., 2003c). À l'occasion, une partie

des femelles de 1,5 an peuvent s'accoupler, si l'habitat est très productif sur le plan alimentaire. Au Québec, la majorité des femelles adultes (≥ 2,5 ans) se reproduisent chaque année, les taux de gestation variant habituellement de 80 à 100 % (Courtois et coll., 2007; Pinard et coll., 2012; St-Laurent et coll., données non publiées). La mise bas a généralement lieu du 20 mai au 10 juin, bien que certaines naissances soient observées jusqu'à la fin de juin (Basille et coll., 2012; Leclerc et coll., 2012; Pinard et coll., 2012).

Habituellement, à la naissance, le rapport faons/100 femelles adultes se situe aux environs de 70 à 74 (Thomas et Gray, 2001). Heard (1990) a calculé un taux d'accroissement maximum théorique de 36 % par année, alors que les taux observés dans les meilleures conditions naturelles varient de 23 % à 30 %. Malgré les nombreuses causes de mortalité des faons documentées chez les autres cervidés du Québec, le potentiel d'accroissement démographique du caribou forestier demeure plus faible que chez les autres. En effet, l'âge de la première reproduction plus tardive des caribous femelles ainsi que leur production plutôt rare (voire presque nulle) de jumeaux expliquent, en bonne partie, ce potentiel plus faible.

2.4.4 Parasites et maladies

Une gamme étendue de parasites et de maladies affecte le caribou. Il peut être infesté par des parasites tels que l'hypoderme du caribou (*Oedemagena tarandi*), la douve du foie (*Fascioloïdes magna*) et des vers intestinaux (*Taenia spp., Echinococcus spp.*). Il est sujet également à quelques maladies des ongulés sauvages (Fréchette, 1986). Toutefois, le ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*) est le seul parasite qui pourrait théoriquement avoir des conséquences graves pour le caribou forestier. En effet, ce parasite n'affecte pas outre mesure le cerf de Virginie, mais il est souvent mortel pour l'orignal et le caribou (Fréchette, 1986). Selon Messier et coll. (1987), le ver des méninges chez le caribou forestier peut dresser une barrière biologique qui limite l'expansion de son aire de répartition. En Nouvelle-Écosse, ce parasite serait la cause directe de la disparition des caribous réintroduits de 1968 à 1969 (Dauphiné, 1975). Dans l'État du Maine, certains caribous réintroduits sont morts d'une infection du ver des méninges contractée en enclos (McCollough, 1991). Au Québec, étant donné que le caribou forestier et le cerf de Virginie vivent dans des habitats très différents et possèdent aujourd'hui des aires de répartition séparées (sauf pour la harde isolée de Charlevoix), on ne considère pas le ver des méninges comme un important facteur limitant. Ce parasite est toutefois présent en Gaspésie, mais aucun cas d'infestation chez le caribou de la Gaspésie n'y a été observé, malgré la présence de l'orignal et du cerf de Virginie dans une partie de l'aire de répartition de cet écotype (Claveau et Filion, 1984; Crête et Desrosiers, 1995).

Par ailleurs, de récentes études portant sur le parasite *Besnoitia tarandi* chez l'écotype migrateur du caribou des bois pourraient permettre de mieux comprendre les effets de ce parasite sur la condition physique, la reproduction, la croissance et la survie du caribou forestier. Ces études permettraient également de statuer sur une éventuelle propagation de ce parasite chez l'écotype forestier, principalement dans la zone de chevauchement hivernal des aires de répartition des deux écotypes (Ducrocq et coll., sous presse).

2.4.5 Domaines vitaux, déplacements et comportement de fidélité

Le caribou forestier tend à se regrouper l'hiver, souvent à proximité de sites riches en lichens terrestres. Au printemps, les individus se dispersent dans les forêts de résineux et les tourbières. Lors de la période de mise bas et en été, les femelles s'isolent les unes des autres afin d'élever leur faon à l'abri des prédateurs (Rudolph, 2011; Pinard et coll., 2012). Les individus se regroupent de nouveau à l'automne pour la période de reproduction (Jolicoeur et coll., 2005).

Bien qu'il effectue des déplacements de moindre amplitude que le caribou migrateur (Schaefer et coll., 2000), le caribou forestier procède à de grands déplacements dont l'amplitude varie considérablement entre les saisons (Basille et coll., 2012), ce qui influence du même coup la taille des domaines vitaux saisonniers. Une étude récente s'intéressant à la fidélité au domaine vital a d'ailleurs montré que les domaines vitaux variaient de quelques centaines à plus de 1 300 km^2 (Faille et coll., 2010) et même à plus de 4 000 km^2 (dans le sud de la baie James) (Brown, 2005), principalement en raison de l'intensité des perturbations (coupes forestières, routes, incendies et chablis) qui surviennent sur le territoire (Faille et coll., 2010; Beauchesne, 2012) et de la disponibilité des peuplements de conifères matures (Brown, 2005).

Sur une échelle intersaisonnière, Faille et coll. (2010) ont montré que les femelles se confinaient dans des domaines vitaux de petite taille durant la mise bas (28 à 44 km^2), de taille intermédiaire (57 à 221 km^2) durant l'été et de plus grande taille (87 à 443 km^2) durant l'hiver. Ces variations résultent principalement de la faible capacité de déplacement du faon à la suite de la mise bas et de la stratégie antiprédatrice des femelles durant l'été. Cette stratégie vise à limiter les déplacements afin d'éviter des rencontres fortuites avec des prédateurs (Faille et coll., 2010). Une grande variabilité interindividuelle est notable quant à la taille des domaines vitaux dans l'aire de répartition de l'écotype (de 32 à 1 470 km^2 [Stuart-Smith et coll., 1997; Timmermann, 1998]; 4 026 km^2 [Brown, 2005]).

Chez le caribou forestier, les femelles démontrent une fidélité interannuelle au site où elles ont antérieurement mis bas (Schaefer et coll., 2000; Wittmer et coll., 2006; Rudolph, 2011). Cette fidélité favoriserait la survie et le succès reproducteur, en permettant une meilleure familiarité des ressources telles que le couvert de fuite et la nourriture (Shaefer et coll., 2000). Or, il apparaît que des modifications de l'habitat du caribou forestier pourraient nuire à la fidélité au site, et ce, à plusieurs échelles spatio-temporelles. Au Québec, les utilisations successives d'un même domaine vital (appelé fidélité au domaine vital) ont été estimées dans Charlevoix, au Saguenay–Lac-Saint-Jean et sur la Côte-Nord. Elles démontraient que le caribou présentait une fidélité assez élevée (respectivement 51, 45 et 45 % de superposition interannuelle des domaines vitaux annuels [Faille et coll., 2010]).

Il a toutefois été démontré que la densité de routes et la forte proportion de coupes forestières seraient les variables qui influenceraient le plus ce comportement de fidélité. Ces perturbations les forceraient à utiliser de plus grands domaines vitaux (c.-à-d. moins de fidélité à l'échelle annuelle) et à limiter le retour sur les domaines vitaux saisonniers passés (c.-à-d. moins de fidélité à l'échelle interannuelle) (Faille et coll., 2010). Ainsi, les femelles ne pourraient bénéficier des avantages liés à la fidélité au site. Elles devraient alors davantage fréquenter des habitats inconnus (Faille et coll., 2010). Conséquemment, l'absence de connaissance de la distribution des ressources et du risque de prédation pourrait influencer la condition physique et la survie de la femelle et du faon (Dussault et coll., 2012).

2.5 État et tendances des populations

2.5.1 Taille et tendance de la population

De façon générale, la limite méridionale de l'aire de répartition du caribou forestier a remonté graduellement vers le nord, en raison de la disparition des hardes (Courtois, 2003, 2003d). Une situation semblable a été observée en Ontario (Racey et Armstrong, 1996; Schaefer, 2003). De même, le nombre de caribous semble avoir décru substantiellement dans certains secteurs, notamment sur la Basse-Côte-Nord, vraisemblablement à cause d'une chasse excessive (Courtois et coll., 2003b).

La limite nordique de l'aire de répartition continue du caribou forestier a été fixée au 55° de latitude Nord. Des hardes de cet écotype ont été documentées à cette latitude (Brown et coll., 1986) bien avant l'aire d'expansion des aires d'hivernage des populations de caribous migrateurs des rivières George et aux Feuilles. Cette limite correspond approximativement à la limite nordique de la forêt boréale de transition. Par ailleurs, l'observation de caribous ou de signes de leur présence a permis de tracer la limite méridionale actuelle de l'aire de répartition continue. La zone de mixité avec les caribous migrateurs représente 248 000 km^2 de l'aire de répartition du caribou forestier (39 %), alors que la forêt sous aménagement représente 165 000 km^2 (26 %). Le reste de l'aire de répartition est situé au nord de la limite nordique des forêts attribuables et dans des secteurs non fréquentés par le caribou migrateur (35 %).

Des inventaires aériens ont été réalisés d'abord au nord de l'aire de répartition du caribou de 1975 à 1983 (Brown et coll., 1986). À partir du début des années 80, l'utilisation de l'hélicoptère pour faire les inventaires de l'orignal, couplée à la télémétrie, a permis de produire des estimations de densité plus précises et de calculer les biais de visibilité pour cette espèce (Crête et coll., 1986). Par la suite, cette méthode a été appliquée au caribou (Crête, 1991), mais ce n'est que dans les années 2000 qu'un facteur de correction propre à cette espèce a été utilisé (Courtois et coll., 2003f). Devant la préoccupation grandissante concernant la situation du caribou forestier (recul de l'aire de répartition, disparition de hardes et diminution de l'effectif), les inventaires se sont accentués, particulièrement dans la forêt sous aménagement, au cours des années 1990 et 2000 (tableau 1).

Ainsi donc, les inventaires aériens ont révélé des densités de l'ordre de 1 à 3,5 caribous/100 km^2 (tableau 1). Cette mesure est parfois biaisée par des inventaires ciblés dans des secteurs où l'habitat est propice au caribou et où leur présence est connue. L'interprétation de la densité doit aussi prendre en compte la répartition irrégulière des petits groupes de caribous dans l'aire de répartition d'une population. Ailleurs au Canada, les densités observées s'avèrent également faibles. Les densités les plus élevées ont été observées dans le nord de la Saskatchewan et de l'Alberta avec des valeurs de 3,1 à 13,1 caribous/100 km^2 (Thomas et Gray, 2001).

Tableau 1. Sommaire des inventaires aériens réalisés dans l'aire de répartition continue du caribou forestier depuis le début des années 90.

Région administrative[a]	Secteur	Année	Superficie inventoriée (km^2)	Densité estimée (caribous/100 km^2)[b]	Source d'information
02	Nord du Lac-Saint-Jean	2003[S]	13 700	1,7 (n. d.)[c]	Dussault (2003)
	Nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean	2004[S]	24 560	0,2 (n. d.)	Dussault (2004)
	Entre le 51° et le 53° de latitude N.	2007[C]	16 000	3,0 (n. d.)	Dussault et Gravel (2008)
03	Charlevoix	1992	3 000	4,0 (n. d.)	Frenette (1992)
		1998	3 127	3,3 (n. d.)	Sebbane et coll. (2002)
		2004	3 205	2,3 (n. d.)	Banville et Bastien (2004)
		2008	2 961	2,8 (n. d.)	Bastien et Giroux (2008)
02-09	Manicouagan	1999	11 300	1,6 (0,2)	Courtois et coll. (2003c)
	Manouane	1999	17 000	2,1 (0,3)	
	Pipmuacan	1999	11 200	1,2 (0,2)	
	Praslin	2006[S]	2 100	6,7 (n. d.)	Guay et Peltier (2008)
09	Manic V (sud)	1991	12 000	1,4 (0,2)	Gingras et Malouin (1993)
	Rivière Saint-Jean/ Aguanus	1993	12 000	1,0 (0,1)	Bourbonnais et coll. (1997)
	Manic V (sud-ouest)	1999	9 600	1,8 (n. d.)	Courtois (1999)
		2002	2 831	1,8 (n. d.)	Rochette (2003a)
		2003	2 831	2,0 (n. d.)	Rochette (2003b)
		2004	2 860	3,8 (n. d.)	Rochette et Gingras (2004)
		2005	3 684	3,1 (n. d.)	Rochette et Gingras (2005)
		2007[S]	7 060	2,3 (n. d.)	Rochette (2007)
	Île René-Levasseur	2001[S]	2 030	0,3 (n. d.)	Rochette et Gingras (2001)
	Manicouagan/ Toulnoustouc	2003	17 300	1,8 (n. d.)	Rochette et Gingras (2003)

Région administrative[a]	Secteur	Année	Superficie inventoriée (km^2)	Densité estimée (caribous/100 km^2)[b]	Source d'information
09 (suite)	Gagnon	2004[N, S]	1 996	1,2 (n. d.)	Rochette et Gingras (2004)
	Matamec	2004[S]	625	0,0 (n. d.)	
	Manic V (nord-ouest)	2004	1 486	4,6 (n. d.)	
	Moisie Ouest	2004[S]	6 834	2,5 (n. d.)	
	Moisie Est	2005[S]	2 479	1,2 (n. d.)	Rochette et Gingras (2006)
	Natashquan	2005[E]	12 712	1,0 (n. d.)	
	Rivière Saint-Jean	2005[S]	1 162	0,0 (n. d.)	
	Outardes	2007	1 875	1,3 (n. d.)	Rochette (2007)
	Manicouagnan/ Toulnoustouc	2009[S]	11 200	2,5 (n. d.)	Bourbonnais et Rochette (en préparation)
	Complexe de la Romaine	2009[E]	13 615	1,75	AECOM Tecsult (2010)
	Basse-Côte-Nord (nord-ouest)	2012[E]	20 922	1,0 (n. d.)	S. Heppell (comm. pers.)
10	Sud de la rivière Harricana	2001	6 500	3,5 (n. d.)	Paré et Jourdain (2002)
	Témiscamie	2002[C, S]	5 470	2,0 (n. d.)	St-Pierre et Rivard (2002)
	Assinica/rivière Broadback	2003[C, S]	35 000	1,4 (n. d.)	V. Brodeur, comm. pers.
	Sud de la rivière Harricana	2006	5 200	3,2 (n. d.)	Paré et coll. (2009)
	Sud de la rivière Harricana	2011[C, S]	6 800	1,1 (n. d.)	V. Brodeur, comm. pers.
	Monts Otish	2011[C, N]	10 000	0	V. Brodeur, comm. pers.

a Voir l'annexe 2.

b Depuis 1999, un facteur de correction de +15 % a été appliqué aux densités afin de tenir compte du biais de visibilité (Courtois et coll., 2001).

c Erreur-type de la moyenne, n. d. = non déterminé

C, E, N, S Inventaires retenus pour le calcul de la densité dans chacune des zones (Centre, Est, Nord, Sud) de l'aire d'application du plan de rétablissement.

Les inventaires réalisés au cours de la dernière décennie dans l'aire de répartition continue (tableau 1) ont permis de dénombrer près de 3 000 caribous sur 190 234 km^2 dans différentes parties de l'aire d'application du Plan pour une densité moyenne de 1,5 caribou/100 km^2. On observe toutefois une grande variabilité entre les inventaires avec des valeurs fluctuant de 0,0 à 6,7 caribous/100 km^2. De plus, les superficies inventoriées influencent également les valeurs de densité. En effet, une évaluation du nombre de caribous, sur de petites superficies où ils se concentrent, a pour effet d'augmenter la valeur de densité.

En reportant les résultats d'inventaires dans l'ensemble de l'aire d'application du Plan (644 000 km^2), cela permet d'évaluer la population de caribous forestiers du Québec à environ 6 740 (5 980-8 570) bêtes. En fonction des secteurs décrits précédemment, on trouverait de 350 à 980 caribous (0,14 à 0,4 caribou/100 km^2) dans le secteur Nord, de 2 025 à 2 575 caribous (2,25 à 2,87 caribous/100 km^2) dans le secteur Centre, de 1 400 à 1 990 caribous (1,03 à 1,41 caribou/100 km^2) dans le secteur Est et de 2 200 à 3 100 caribous (1,34 à 1,88 caribou/100 km^2) dans le secteur Sud. Cependant, seule une partie (30 %) de l'habitat du caribou a été inventoriée, dont 64 % du secteur Sud, 31 % du secteur Centre, 34 % du secteur Est et 4 % du secteur Nord. Seule la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean a fait l'objet d'un inventaire complet avec des densités variant de 0,2 à 1,7 caribou/100 km^2 dans la forêt sous aménagement à 3,6 caribous/100 km^2 au nord de la limite nordique de la forêt exploitée (Dussault et Gravel, 2008).

En fonction des données disponibles, il s'agit de la meilleure estimation de population qu'il soit possible de faire. Elle est assortie d'une marge d'erreur, puisque, d'une part, elle ne tient pas compte du poids de chacun des secteurs de l'aire d'application du Plan et, d'autre part, on assume que le taux de précision est le même pour chaque zone d'inventaire. Tout de même, l'ordre de grandeur reflète probablement bien la réalité.

Au Québec, l'évolution des hardes de caribous forestiers est difficile à analyser parce qu'il n'y a pas d'inventaire systématique réalisé pour cet écotype. Certains inventaires réalisés durant les années 60 avaient mis en évidence certaines grandes hardes qui ne semblent plus exister, et ce, tant dans le secteur Sud que dans le secteur Nord de l'aire de répartition. D'autre part, la disparition de certaines hardes isolées dans le sud de son aire de répartition continue et la raréfaction de certaines hardes de l'est de la Côte-Nord nous renseignent sur la tendance des populations (Courtois et coll., 2003e). À titre d'exemple, on trouvait des caribous près de Sept-Îles, de Baie-Comeau et de la rivière Saguenay vers 1980, une situation qui ne survient qu'épisodiquement aujourd'hui. De même, de petits groupes qui étaient établis près de la rivière des Outaouais en Abitibi-Témiscamingue ainsi qu'à Matagami ont disparu. Outre les populations isolées de Val-d'Or et de Charlevoix, il subsiste des hardes de caribous forestiers au sud du 50° de latitude Nord, dans les régions de la Côte-Nord et du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Groupe Conseil AGIR, 2002; Courtois, 2003; Dussault, 2004).

Les grandes hardes de la Basse-Côte-Nord ne semblent plus exister, alors que l'existence de celle du Petit lac Manicouagan au nord-est du réservoir de Manic ne peut être confirmée. Enfin, la harde de Rupert n'a pas été revue au cours des inventaires qui ont suivi sa découverte dans les années 70. Depuis, les hardes documentées dans les secteurs du lac Bienville, du réservoir Caniapiscau et de Schefferville (Huot et Paré, 1986) ont été soumises à la chasse hivernale au caribou migrateur dans la zone de chasse 22 et au développement anthropique.

Malgré l'absence d'inventaire systématique, il existe tout de même certaines hardes qui ont été inventoriées à plus d'une reprise dans l'aire de répartition continue du caribou forestier. Sur la Côte-Nord, pour le secteur Manic V (sud) inventorié en 1991 et 1999, les résultats obtenus laissent penser que la densité de caribous y serait demeurée relativement stable tout au long des années 90. La harde de Manic V (sud-ouest) a fait l'objet de différents inventaires sur diverses superficies au cours des années 2000 et les résultats suggèrent également une stabilité de la harde. La harde du secteur de Manic-Toulnoustouc est passée de 1,8 caribou/100 km^2 en 2003 à 2,5 caribous/100 km^2 en 2009, mais pour une superficie inventoriée réduite de 35 % par rapport à 2003 (tableau 1). De plus, cet accroissement pourrait être lié à l'augmentation des perturbations anthropiques qui poussent les caribous à se concentrer dans des secteurs moins perturbés (Lesmerises, 2011; Leclerc et coll., 2012).

Les deux populations de caribous forestiers qui vivent isolées au sud de l'aire de répartition continue ont affiché un bilan démographique négatif au cours des dernières années. La population de Val-d'Or comptait de 60 à 80 individus en 1974, environ 50 de 1980 à 1999 et seulement de 25 à 30 en 2003. En 2010, une vingtaine d'individus ont été repérés (M. Paré, comm. pers.). Les inventaires aériens effectués au fil des années ont montré que la population de Charlevoix s'est accrue à un rythme annuel de 5 % au cours des années 80 pour culminer à 126 individus en 1992 (Cantin, 1991). Comme ces caribous occupent une aire d'un peu plus de 3 000 km^2, la densité atteignait alors environ quatre individus/100 km^2. En 1998, la population était estimée à 103 individus (Banville, 1998). Des dénombrements effectués de 1999 à 2001, parallèlement à des travaux de télémétrie sur le caribou, ont révélé une baisse de l'effectif de la population de Charlevoix qui comptait 61 caribous en 2001. Ce chiffre représente toutefois le nombre minimal de caribous dans la population à ce moment-là (Sebbane et coll., 2002). L'inventaire aérien le plus récent, effectué à l'hiver 2008, indiquait un effectif d'environ 84 individus (Bastien et Giroux, 2008).

2.5.2 Dynamique des populations

La survie des adultes constitue l'élément central de la stabilité des populations de grands ongulés qui peuvent plus facilement soutenir les fluctuations du taux de survie des jeunes (Gaillard et coll., 1998). En Colombie-Britannique, une population de caribous forestiers ayant un taux de survie annuel à l'âge adulte de 71 % a décru à un rythme de 25 % par année (Seip, 1992). Une autre population du sud de la même province a diminué à un rythme annuel de 12 % à 38 % pendant une période où la survie annuelle des adultes atteignait 76 %, accompagnée d'un taux de mortalité important chez les jeunes (Kinley et Apps, 2001). Par contre, la population du parc de Wells Gray, dans les Rocheuses, s'est accrue lentement avec un taux de survie des adultes de 92 % et un rapport hivernal de 37 faons/100 femelles (Seip, 1992).

Pour trois hardes adjacentes de la Côte-Nord et du Saguenay–Lac-Saint-Jean, le taux de survie des femelles adultes munies de colliers émetteurs a été respectivement estimé à 80 %, 87 % et 81 %. Sept des 23 cas de mortalité survenus pendant l'étude ont été attribués à la chasse, soit légale (6), soit illégale (1). De 2001 à 2003, le taux de survie des animaux suivis a varié de 91 % à 95 % (Courtois et coll., 2003c). D'autre part, pour 73 femelles différentes suivies sur plusieurs années par télémétrie au Saguenay–Lac-Saint-Jean, 16 d'entre elles sont mortes, portant le taux de survie annuel moyen à 91 % (±0,06 %) (M.-H. St-Laurent, comm. pers.). D'autre part, sur la Côte-Nord, à l'ouest et au sud de l'île René-Levasseur, un taux de survie de 93 % a été observé sur 10 ans, soit 10 morts pour 66 femelles suivies de 2001 à 2010 (D. Fortin, comm. pers.).

Au cours d'une étude réalisée sur l'utilisation de l'habitat des caribous de Charlevoix, de 1999 à 2001, 28 femelles adultes munies de colliers émetteurs ont été suivies. Le taux annuel moyen de survie de ces animaux a atteint 69 % (Sebbane et coll., 2002). Des causes naturelles sont responsables de toutes les mortalités, mais la prédation par le loup gris et l'ours noir en était la première cause (Sebbane et coll., 2002).

À l'aide de simulations, Crête et Desrosiers (1995) ont estimé qu'il fallait 27,5 faons/100 femelles à l'hiver pour stabiliser une population de caribous, quand le taux annuel de survie desfemelles adultes atteint 92 %. Ils ont estimé ce paramètre à 66 faons/100 femelles si le taux de survie baisse à 80 %. D'après ces simulations, les trois hardes étudiées par Courtois et coll. (2003c) sur la Côte-Nord et au Saguenay–Lac-Saint-Jean, auraient probablement décru durant l'étude, puisque le taux de survie annuel des femelles a été respectivement de 80 %, 87 % et 81 % et le rapport faons/100 femelles, de 49, 28 et 41. Cependant, le recrutement a probablement permis de compenser partiellement le faible taux de survie des femelles, puisqu'il variait inversement au taux de survie. À l'aide du suivi des animaux munis de colliers émetteurs et d'inventaires aériens, Courtois et coll. (2003c) ont conclu qu'une harde avait chuté à un taux annuel de 5 % durant l'étude, alors que les deux autres seraient demeurées stables. Dans cette région, l'interdiction de la chasse en 2001 a éliminé un facteur de mortalité majeur de sorte que, depuis, le taux de survie des femelles semble avoir augmenté (Sebbane et coll., 2003). Les observations faites de 2001 à 2003 concernant les hardes des lacs Portneuf et Piraube confirment que les taux de survie annuels sont maintenant supérieurs à 90 % (M.-H. St-Laurent, données non publiées). D'autre part, une synthèse d'études à l'échelle pancanadienne suggère qu'il faut 28,9 faons/100 femelles pour maintenir une population stable (Environnement Canada, 2008).

Un taux de survie a été calculé pour 26 faons capturés sur trois années différentes au Saguenay–Lac-Saint-Jean. Pour le premier mois de vie d'un faon, le taux de survie était de 61 % et de 50 % sur une période de 90 jours suivant la naissance. Des 13 faons morts, 77 % ont été prélevés par un ours noir. Les autres causes de mortalité étant la prédation, mais sans pouvoir en déterminer le prédateur, et la noyade (M.-H. St-Laurent, comm. pers.).

Pour trois populations adjacentes de la Côte-Nord et du Saguenay–Lac-Saint-Jean, le nombre moyen de faons/100 femelles était de 49, 28 et 41, en mars 1999. Les densités respectives de ces populations avaient alors été estimées à 1,6, 2,1 et 1,2 caribou/100 km² (Courtois et coll., 2003c) (tableau 1). Rappelons que la chasse sportive a été interdite, à partir de 2001, dans les actuelles zones de chasse 19 et 29 (annexe 3) où se situent ces trois populations de sorte que des caribous ont été récoltés par les chasseurs pendant les deux premières années de l'étude.

Les résultats d'inventaires aériens réalisés au cours des années dans le secteur Sud de l'aire de répartition continue du caribou forestier montrent qu'une vingtaine d'inventaires excèdent ou égalent 30 faons/100 femelles ou 15 % et plus de faons dans la population (tableau 2). À l'inverse, sept inventaires présentent des résultats inférieurs à ces valeurs. Toutefois, ces valeurs n'ont de signification que sur des inventaires répétitifs d'un même secteur. Ainsi, le secteur de Manic V (sud) a affiché des valeurs stables bien qu'on semble observer une baisse en 2005 et 2007. Ces inventaires ont toutefois été réalisés sur une base presque annuelle de 2002 à 2007 (tableau 2). Enfin, il n'a pas été possible d'établir de relation (R^2 = 0,016) entre la densité et le nombre de faons/100 femelles, à partir des données d'inventaire (n = 19).

Le recrutement dans les secteurs Témiscamie, Assinica/rivière Broadback et dans celui limitrophe de l'Ontario (tableau 2) suggère que la proportion de faons était suffisante au maintien de la population, selon un taux de survie théorique des adultes de 90 %.

Dans la région du Nord-du-Québec, des inventaires aériens du caribou forestier ont été réalisés sur le territoire couvert par l'Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec (ENRQC). Toutefois, les secteurs Centre et Nord de l'aire d'application du Plan dans cette région n'ont pas été inventoriés adéquatement. Un inventaire réalisé dans le secteur Centre, couvrant le prolongement de la route 167 Nord, a uniquement révélé la présence de quelques caribous migrateurs. Le secteur Nord n'a pas été inventorié en raison de la mixité hivernale des écotypes migrateur et forestier. La harde Nottaway fréquente majoritairement un secteur situé au nord de la limite des forêts attribuables et nous possédons peu de données sur les paramètres de sa population. Les aires de répartition des hardes Assinica et Témiscamie ont cependant été inventoriées une fois et des classifications printanières ont été réalisées subséquemment pour mesurer le recrutement (tableau 2). Ces données démontrent une baisse considérable du recrutement depuis les inventaires et permettent d'estimer que ces hardes sont en déclin (Rudolph et coll., 2012).

La portion sud de la rivière Harricana a été inventoriée à trois reprises (2001, 2006 et 2011) afin de couvrir la portion québécoise de l'aire de répartition d'une harde frontalière qui est majoritairement située en Ontario (Brown, 2005). Ces inventaires subséquents ne permettaient cependant pas de déterminer une tendance de la harde, car ils ne couvraient pas la portion ontarienne de l'aire de répartition. Une étude réalisée de 1998 à 2000 démontrait que la population était en décroissance de 12 % par année (W. J. Rettie, données non publiées). Une étude en cours démontre que la proportion de faons dans la population a varié de 6 à 17 %, de 1998 à 2012, avec seulement une année supérieure à 15 %. La proportion de faons dans la population, en 2011 et 2012, était respectivement de 11 et 12 %. Les suivis du recrutement et de la survie des adultes démontrent que la population de ce secteur avait une croissance moyenne (λ) de 0,94 pour cette période (OMNR, rapport préliminaire).

Tableau 2. Sommaire des données portant sur la dynamique des populations de caribous forestiers du Québec

Région administrative[a]	Zone	Année	Type d'étude[b]	Survie (%)	Nombre/ 100 femelles		Références
					Faons	Mâles	
02	Nitassinan d'Essipit	2002	I	n. d.	57	71	Groupe Conseil AGIR (2002)
	Nord du lac Saint-Jean	2003	I	n. d.	48 (22)[c]	n. d.	Dussault (2003)
	Nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean	2004	I	n. d.	27	87	Dussault (2004)
	Parc du Saguenay (rive nord du Saguenay)	2005	I	n. d.	n. d.	n. d.	Dussault (2005)
	Nord du 51° de latitude N.	2007	I	n. d.	22[d] (11,5)	n. d.	Dussault et Gravel (2008)
02/09	Manicouagan	1999	T/I	80	49	n. d.	Courtois et coll. (2003c)
	Manouane	2000	T	87	28	n. d.	
	Pipmuacan	2001	T	81	41	n. d.	
	Total	1999	I	n. d.	25	58	
	Praslin	2006	I	n. d.	(23)	n. d.	Guay et Peltier (2008)
03	Charlevoix	1992	I		19	56	Sebbane et coll. (2002)
		2000	T	69	69[d,e]	89	
		2001	T	n. d.	43[e]	48	
		2004	I	n. d.	27	51	Banville et Bastien (2004)
		2008	I	n. d.	26	53	Bastien et Giroux (2008)
09	Manic V (sud)	1991	I	n. d.	30 (13)	73	Gingras et Malouin (1993)
	Riv. Saint-Jean Aguanus	1993	I	n. d.	52 (15)	191	Bourbonnais et coll. (1997)
	Manic V (sud-ouest)	1999	I	n. d.	30 (15)	70	Courtois (1999, 2003)
		2002	I	n. d.	42 (21)	57	Rochette (2003a)
		2003	I	n. d.	50[e] (23)	n. d.	Rochette (2003b)
		2004	I	n. d.	53[e] (24)	n. d.	Rochette et Gingras (2004)
		2005	I	n. d.	39[e] (19)	n. d.	Rochette et Gingras (2005)
		2007	I	n. d.	(19)	n. d.	Rochette (2007)

Région administrative[a]	Zone	Année	Type d'étude[b]	Survie (%)	Nombre/ 100 femelles		Références
					Faons	Mâles	
09 (suite)	Île René-Levasseur	2001	I	n. d.	(20)	33	Rochette et Gingras (2001)
	Manicouagan / Toulnoustouc	2003	I	n. d.	(22)	n. d.	Rochette et Gingras (2003)
	Gagnon	2004	I	n. d.	29[e] (14)	n. d.	Rochette et Gingras (2004)
	Manic V (nord-ouest)	2004	I	n. d.	(14)	n. d.	
	Matamec	2004	I	n. d.	n. d.	n. d.	
	Moisie Ouest	2004	I	n. d.	(21)	n. d.	
	Moisie Est	2005	I	n. d.	(28)	n. d.	Rochette et Gingras (2006)
	Natashquan	2005	I	n. d.	(24)	n. d.	
	Rivière Saint-Jean	2005	I	n. d.	n. d.	n. d.	
	Outardes	2007	I	n. d.	(25).	36	Rochette (2007)
	Manicouagan / Toulnoustouc	2009	I	n. d.	(18)	n. d.	Bourbonnais et Rochette (en préparation)
	Basse Côte-Nord (nord-ouest)	2012	I	n. d.	32 (12)	140	S. Heppell (comm. pers.)
10	Sud de la rivière Harricana	1999	T	71	25[d]		Paré et Jourdain (2002)
		2000	T	80	24[d]		
		2001	T/I	80	23 à 34	70	
		2006	I	n. d.	27	60	Paré et coll. (2009)
		2011	I	n. d.	n. d.	225	Brodeur et coll. (en rédaction)
	Témiscamie	2002	I	n. d.	51	105	St-Pierre et Rivard (2002)
		2007	T	n. d.	31	n. d.	Brodeur et coll. (en rédaction)
		2009	T	n. d.	28	n. d.	
	Assinica / rivière Broadback	2003	I	n. d.	53	n. d.	
		2007	T	n. d.	31	n. d.	
		2009	T	n. d.	28	n. d.	
		2010	T	n. d.	18	n. d.	
		2011	T	n. d.	19	n. d.	
	Nottaway	2003	T	n. d.	39	n. d.	
		2007	T	n. d.	27	n. d.	

a Voir l'annexe 2.

b Données de dynamique de population estimées à partir d'un inventaire aérien (I) ou d'études télémétriques (T).

c Les nombres entre parenthèses indiquent la proportion (%) de faons dans la population.

d Le nombre de faons/100 femelles a été estimé à partir d'une valeur de 70 mâles/100 femelles.

e Données de dynamique de population estimées à partir d'études télémétriques.

n. d. = non déterminé.

Lors des repérages des caribous marqués dans Charlevoix en 2000 et 2001, on a observé respectivement 80 et 61 animaux différents, dont 29 % et 20 % étaient des faons. En supposant un rapport des sexes de 70 mâles/100 femelles, on aurait compté 69 et 43 faons/100 femelles en 2000 et 2001, respectivement. Compte tenu du fort taux de mortalité chez les femelles adultes durant l'étude, le taux de survie remarquablement élevée des faons n'aurait même pas suffi à maintenir la population et elle aurait diminué rapidement de 1999 à 2001 (Sebbane et coll., 2002). L'inventaire réalisé en mars 2004 a donné une estimation d'environ 75 caribous, ce qui laissait croire à une stabilisation de l'effectif depuis 2000-2001 (Sebbane et coll., 2002).

L'inventaire de l'hiver 2008 a permis d'estimer la population de caribous à 84 individus et l'on comptait 26 faons/100 femelles et 53 mâles/100 femelles. Ces valeurs sont similaires à celles observées en 2004. Ces résultats semblent soutenir l'hypothèse de la stabilisation de l'effectif. Toutefois, le rapport des faons/100 femelles est le plus faible depuis le début des années 2000 et laisse présager un problème de recrutement dans un contexte où la population est vieillissante. La prédation est le principal facteur limitant de cette population, plus particulièrement la prédation sur les jeunes. En fait, le taux de survie des faons est de 46 % (Wendy Giroux, comm. pers,). Pinard et coll. (2012) ont évalué que 68 % de la mortalité chez les faons est due à la prédation, dont 96 % des cas sont attribuables à l'ours pour la harde de Charlevoix, de 2004 à 2007. Par ailleurs, bien que la taille de la population semble se maintenir, le caribou a accru son aire de répartition. En 1978, elle était d'environ 1 000 km^2. En 1998, cette aire a été établie à 3 125 km^2 (Wendy Giroux, comm. pers.). En 2011, cette dernière aurait atteint environ 6 000 km^2. Les caribous doivent donc maintenant parcourir un territoire plus grand pour combler leurs besoins. Aussi, malgré la stabilisation de l'effectif, la survie de cette harde n'est pas assurée, à moins que des mesures ne soient mises de l'avant pour préserver les habitats de cette espèce à long terme. À court terme, un programme de gestion des prédateurs serait nécessaire pour améliorer le taux de survie des jeunes.

Quant à la harde de Val-d'Or, elle affiche un taux de remplacement qui semble déficient. En effet, depuis plusieurs années, le nombre de faons observés au cours des survols est faible. En 2005 et 2006, un et trois faons ont été respectivement observés, correspondant à seulement 6 % et 16 % de la population totale. De 1995 à 2001, le taux de gestation a été évalué à 69 % (11 femelles gravides/16 femelles) pour des femelles dont l'âge n'était pas précisé. Les 14 caribous porteurs de colliers émetteurs, en 2001 et 2002, ont affiché un taux de mortalité de 50 % (Paré et Jourdain, en préparation). En mars 2005, lors d'une opération de remplacement des colliers émetteurs, une évaluation du taux de gravidité des femelles a été réalisée à partir d'échantillons sanguins. Les résultats obtenus montrent que, pour six femelles adultes (≥2,5 ans), seulement trois étaient en gestation. Les raisons de cette faible fécondité demeurent toutefois inconnues. Ce taux de gravidité est insuffisant pour assurer le remplacement des individus dans cette harde isolée. Au cours des dernières captures, soit en 2008 et 2010, le taux de gravidité était plus élevé, soit 7/7 et 5/6, respectivement. L'effectif total demeure si faible, moins de 20 individus, que la survie de cette population est dans un état très précaire. Une gestion des prédateurs a été appliquée de janvier à avril 2011 et de la mi-mai à la fin juin 2011, d'une part, pour réduire, chez les adultes, le nombre de mortalités causées par le loup et, d'autre part, pour tenter d'augmenter le taux de survie des faons (M. Paré, comm. pers.).

Pour la harde évoluant le plus au sud étudiée par Courtois et coll. (2003c), une réflexion sur l'hypothèse des ennemis partagés — soit orignal, loup, caribou — a été réalisée. Les statistiques de récolte d'orignaux utilisées comme indice (Courtois et Crête, 1993) indiquent que la densité

d'orignaux était environ deux fois supérieure dans l'aire de répartition de cette harde (0,97 orignal récolté/100 km^2) que dans celles des autres hardes étudiées (0,48 et 0,38 orignal récolté/100 km^2). La densité d'orignaux estimée dans l'aire de répartition de la harde de caribous la plus au sud était de l'ordre de quatre à six orignaux/100 km^2, mais ne semble pas avoir été suffisante pour soutenir une grande population de loups (Courtois et coll., 2003c). Vraisemblablement, l'habitat offrait un potentiel limité à l'ours noir, de sorte que le taux de survie des faons des caribous a été bon, c'est-à-dire de l'ordre de 50 % au cours de l'étude et que le taux de gestation des femelles en âge de se reproduire approchait 100 % (Courtois et coll., 2003c).

Les facteurs de mortalité se précisent. Le loup gris est le principal prédateur des adultes (Sebbane et coll., 2002; Festa-Bianchet et coll., 2011), alors que l'ours noir s'attaque principalement aux nouveau-nés, surtout au cours de leur premier mois de vie (Ballard, 1994; Courtois et coll., 2003d; Pinard et coll., 2012; M.-H. St-Laurent et coll., données non publiées).

2.6 Habitat

2.6.1 Composition et dynamique des écosystèmes utilisés

Le caribou forestier est une espèce de la forêt boréale. Au Québec, il fréquente surtout le domaine bioclimatique de la pessière à lichens et celui de la pessière à mousses. On trouve également quelques hardes dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc ainsi que les deux populations isolées de Val-d'Or et de Charlevoix.

2.6.1.1 Domaine bioclimatique de la pessière à lichens

Au Québec, la pessière à lichens occupe globalement une bande large d'environ 300 km située entre le 52° et le 55° de latitude Nord et qui s'étend de la baie James à l'ouest jusqu'à la frontière du Labrador à l'est (figure 4). L'épinette noire domine ce domaine bioclimatique et forme des forêts continues dans des conditions mésiques (humidité et drainage moyens). Sur des sols sablonneux, le pin gris (*Pinus banksiana*) peut former des peuplements purs alors qu'on trouve localement, comme espèces compagnes, le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le mélèze laricin (*Larix laricina*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*) et le peuplier baumier (*Populus balsamifera*) (Payette et coll., 1989). Les lichens dominent la végétation basse sur les sols bien drainés, alors que les mousses gagnent en importance lorsque le drainage devient déficient (Payette et coll., 1989). Les tourbières occupent souvent les dépressions. La biomasse de lichens atteint 3 600 kg/ha dans l'ouest de la pessière à lichens et 2 000 kg/ha dans l'est (Crête et coll., 1990b).

Le cycle des incendies de forêt couvre 100 ans dans la pessière à lichens et l'épinette noire se régénère rapidement après un incendie (Sirois et Payette, 1989). Par contre, le feu détruit souvent les tapis de lichens qui recolonisent les sites perturbés selon une chronoséquence bien établie. Après un incendie de forêt, il faut une quarantaine d'années avant que les espèces de lichens prisées par les caribous atteignent une taille consommable (Morneau et Payette, 1989).

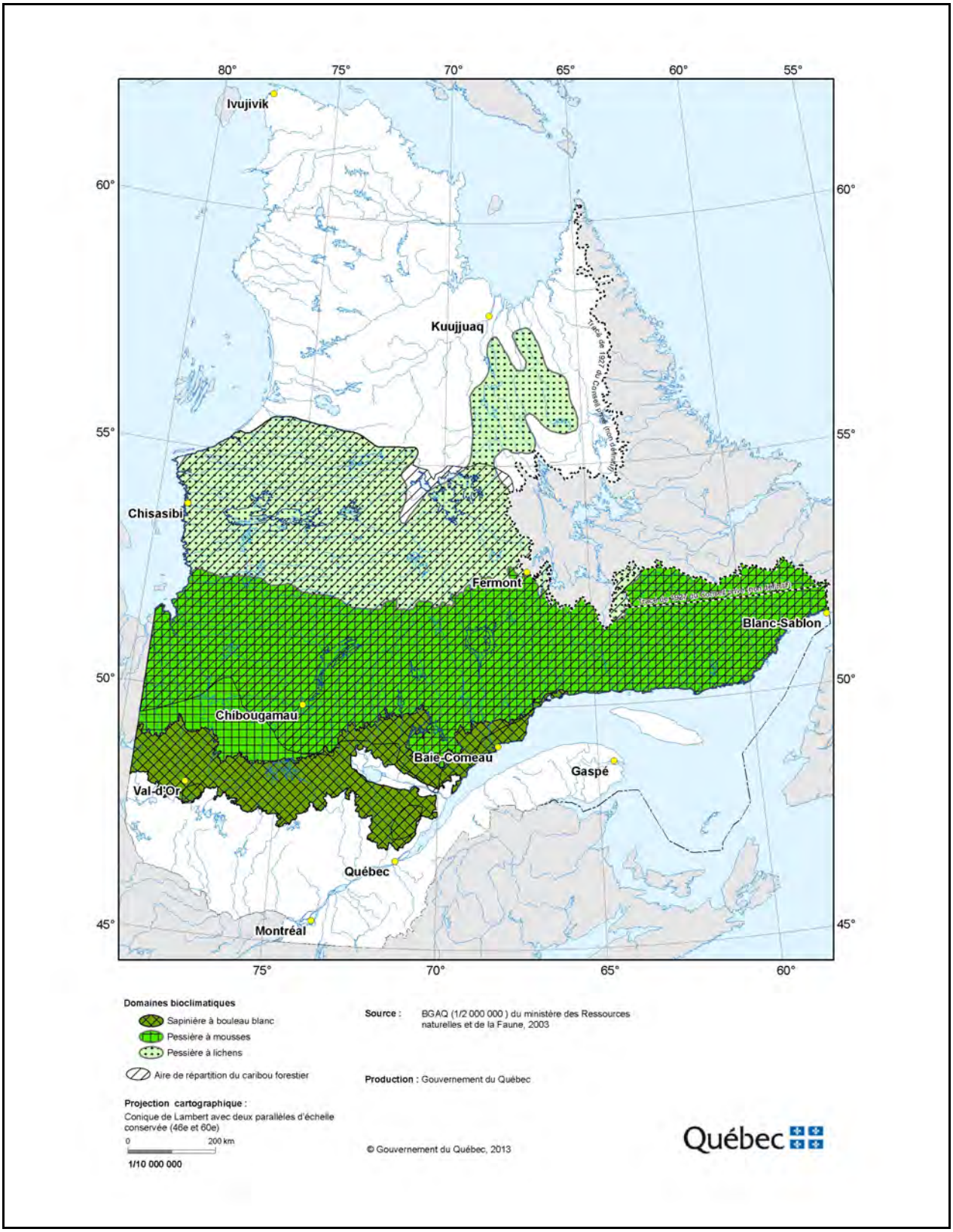


Figure 4. Localisation des domaines bioclimatiques où l'on trouve le caribou forestier au Québec (Saucier et coll., 2003).

2.6.1.2 Domaine bioclimatique de la pessière à mousses

Les paysages du domaine bioclimatique de la pessière à mousses sont grandement dominés par l'épinette noire qui y forme bon nombre de peuplements monospécifiques, associés parfois à quelques espèces compagnes, dont le sapin baumier à l'est ou certaines espèces feuillues à l'ouest. Les sapinières n'occupent toutefois que les sites les plus favorables. Les essences feuillues telles que le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble et, dans une moindre mesure, le peuplier baumier croissent aussi dans ce domaine. Les sous-bois sont couverts de mousses hypnacées et d'éricacées alors que les espèces herbacées y sont peu nombreuses (Saucier et coll., 1998).

Le domaine de la pessière à mousses s'étend approximativement du 49° au 52° de latitude Nord et sur une bande d'environ 350 km de largeur allant de la frontière de l'Ontario à l'extrémité est de la Basse-Côte-Nord (figure 4). Compte tenu du régime des précipitations, du cycle des incendies ainsi que de la répartition et de la composition de la forêt, on divise le domaine de la pessière à mousses en deux sous-domaines, celui de l'Ouest et celui de l'Est (Grondin et coll., 1996). Le cycle des incendies, principal élément de la dynamique naturelle de la forêt boréale, atteint environ 500 ans dans l'est de la pessière à mousses de l'Est (Foster, 1983). Le sapin baumier y est favorisé par la longueur de ce cycle (Boucher et coll., 2003).

Le sous-domaine de la pessière à mousses de l'Ouest est relativement sec. Il se situe à une altitude variant d'environ 25 m dans le secteur de la baie de Rupert à 450 m dans le secteur du lac Mistassini. Le relief de ce sous-domaine est dominé par des plaines en Jamésie qui se transforment et changent graduellement en coteaux puis en collines en gagnant le lac Mistassini. Alors que la partie sud du sous-domaine se compose surtout de pessières noires à mousses de haute densité, la partie nord est composée de grandes superficies dominées par des pessières noires ouvertes (Grondin et coll., 1996).

Le cycle des incendies serait d'environ 150 ans dans le nord de la pessière à mousses de l'Ouest (Mansuy et coll., 2011) et à peu près 200 ans, dans le sud et au centre du Québec (Bergeron et coll., 2001; Lesieur et coll., 2002). Ce cycle a eu tendance à s'allonger depuis le milieu du XIX^{e} siècle (Bergeron et coll., 2001; Lesieur et coll., 2002).

La pessière à mousses de l'Est est caractérisée par un climat maritime qui entraîne une plus grande pluviosité, ce qui provoque un cycle d'incendies relativement long, de 200 à 500 ans (Gauthier et coll., 2001). Ce sous-domaine se situe en haute altitude (> 800 m), à l'ouest du réservoir Manicouagan, mais s'abaisse graduellement en se rapprochant du golfe du Saint-Laurent.

Les pessières noires au couvert forestier dense — c'est-à-dire d'une densité de couvert forestier variant de 40 % à 60 % — et les sapinières se concentrent surtout dans la partie sud. Plus au nord, les pessières noires ouvertes dominent le paysage (Grondin et coll., 1996).

Entre le premier inventaire forestier (1969-1974) et le troisième (1990-1998), la proportion d'épinette noire dans l'ensemble des peuplements résineux du sous-domaine de la pessière à mousses de l'Ouest est passée de plus de 85 % à environ 75 %. Cette essence domine les

peuplements résineux, les sapinières et les pinèdes grises représentant respectivement environ 2 % et 10 %. Leur représentativité est demeurée stable au fil des années (MRNF, 2009).

Pour l'ensemble des superficies terrestres, les peuplements résineux (autres qu'en régénération) sont passés de plus de 60 % lors du premier inventaire à environ 50 % lors du troisième. Les milieux en régénération, tout comme les milieux improductifs, ont progressé de 17 % à plus de 22 % pendant les mêmes périodes (MRNF, 2009).

Contrairement à la pessière à mousse de l'Ouest, la proportion d'épinette dans la pessière à mousses de l'Est a très peu varié de 1969 à 1998, sa proportion dans les peuplements résineux oscillant autour de 85 %. La sapinière, également stable à environ 14 %, est plus importante que dans la pessière à mousses de l'Ouest, alors que les pinèdes grises sont de l'ordre de 2 % (MRNF, 2009).

Toutefois, la proportion occupée par la pessière dans l'ensemble de la superficie terrestre diminue légèrement de 61 % à 56 % entre le premier et le troisième inventaire, alors que la sapinière (9 %) et les pinèdes grises (2 %) demeurent stables. Pour les mêmes périodes, les parterres en régénération sont passés de 11 % à 17 %, alors que la proportion de sites improductifs a varié de 9 à 15 % entre les trois inventaires (MRNF, 2009)

2.6.1.3 Domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc

Au Québec, le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc couvre une bande d'environ 150 km entre le 48° et le 49° de latitude Nord (figure 4), de la frontière de l'Ontario à la partie ouest de la Côte-Nord, à l'exception du pourtour du lac Saint-Jean et de la péninsule gaspésienne (Saucier et coll., 2003). Le paysage forestier y est dominé par des peuplements de sapin baumier et d'épinette blanche (*Picea glauca*) mélangés au bouleau blanc sur les sites mésiques.

Le domaine de la sapinière à bouleau blanc peut être divisé en deux sous-domaines : celui de l'Ouest, où le relief est peu accidenté et les dénivellations peu importantes, et celui de l'Est, au climat plus maritime et au relief plus accidenté.

Dans ce domaine, l'exploitation forestière a joué un rôle important depuis le début de la période industrielle. Sur les sites moins productifs, on trouve l'épinette noire, le pin gris et le mélèze laricin souvent accompagnés du bouleau blanc ou du peuplier faux-tremble. Dans le sud du domaine, on trouve également le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) et l'érable rouge (*Acer rubrum*). Les perturbations naturelles et anthropiques y favorisent le développement de peuplements de feuillus et mélangés à plusieurs endroits (Saucier et coll., 1998).

Dans le sous-domaine de l'Est, la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) est le principal facteur de perturbation naturelle (Blais, 1983; Bélanger, 2001), alors que, dans le sous-domaine de l'Ouest, les incendies de forêt de petite envergure sont communs (Bergeron et coll., 2004).

2.6.2 Utilisation de l'habitat

Historiquement, le caribou forestier utilisait l'ensemble des forêts à dominance résineuse de l'Amérique du Nord. À la suite de la colonisation, de l'expansion de l'activité agricole, de l'étalement urbain et de l'accroissement de l'exploitation forestière, le caribou a été contraint de se confiner aux milieux homogènes qui conviennent mal aux autres cervidés, vraisemblablement afin de réduire les risques de prédation (Bergerud, 1985, 1988, 1996; Seip, 1991; Crête et Manseau, 1996; Racey et coll., 1997; Stuart-Smith et coll., 1997; Crête, 1999). Ainsi, ils utilisent aujourd'hui principalement les forêts matures d'épinettes noires (*Picea mariana*) et, dans une moindre mesure, de sapin baumier (*Abies balsamea*), mais évitent les milieux perturbés (Courtois et coll., 2003e; Fortin et coll., 2008; Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009; Fortin et coll., 2011; Lesmerises, 2011) tels que les coupes forestières et les brûlis récents.

L'hypothèse principale expliquant l'évitement des aires perturbées par le caribou revient surtout à l'augmentation notoire du risque de prédation (Courbin et coll., 2009), bien que certaines perturbations aient également pu réduire le volume de biomasse de lichens terricoles et arboricoles en place (Cichowski, 1996; Saperstein, 1996; Stone et coll., 2008; Lesmerises et coll., 2011). Fait important à noter, comme l'alimentation du caribou ne se limite pas aux lichens, il lui est possible de tirer profit des peuplements en régénération qui font suite aux perturbations naturelles (Saperstein, 1996) ou anthropiques (Charbonneau, 2011), principalement pour s'alimenter de plantes herbacées et de ramilles de feuillus.

Bien qu'elle présente de grandes similitudes dans l'ensemble de son aire de répartition, la sélection d'habitats du caribou peut varier régionalement, principalement en fonction de l'abondance des différents types d'habitats à un endroit donné (Fortin et coll., 2008). À titre d'exemple, le caribou forestier démontrait une grande préférence pour les tourbières ouvertes ou arborées en Alberta (Bradshaw et coll., 1995; Stuart-Smith et coll., 1997), tandis qu'il s'associerait davantage aux tourbières (Rettie et Messier, 2000) et aux peuplements d'épinettes noires (Rettie et coll., 1997) en Saskatchewan. Dans le nord-ouest de l'Ontario, le caribou utilise surtout des sites riches en lichens qu'il trouve dans des endroits secs, des dépôts de sables délavés, des eskers, des dunes ou des terres humides avec des crans rocheux exposés (Racey et coll., 1997). Dans la partie nord-est de cette province, ils fréquentent surtout les forêts matures d'épinettes noires (Darby et Duquette, 1986; Wilson, 2000).

Au Québec, une étude sur les hardes de Manicouagan, du Saguenay–Lac-Saint-Jean et de la Jamésie a démontré que le caribou favorisait les dénudés secs ainsi que les peuplements résineux matures, mais qu'il évitait fortement les milieux récemment perturbés (Bastille-Rousseau et coll., en révision). Cette étude a également montré que le caribou sélectionne des endroits plus élevés en altitude et ayant une faible pente pour établir son domaine vital. Ces auteurs ont toutefois mis en évidence une différence dans les patrons de sélection de l'habitat entre les secteurs à l'étude, indiquant que ce comportement pouvait varier en fonction de la disponibilité des différents types d'habitats. Par ailleurs, Fortin et coll. (2008) ont démontré que les variations spatiales observées dans la sélection de l'habitat par le caribou forestier s'organisaient, en partie, le long de gradients géographiques d'abondance des attributs des paysages (p. ex., lande à lichens, forêt de conifères, parterres de coupe et brûlis).

D’autres études québécoises ont montré que le caribou forestier forme en hiver de plus grands groupes que durant les autres saisons. Ils recherchent et utilisent de préférence les forêts matures de résineux, avec ou sans lichens (Crête et coll., 2004; Hins et coll., 2009; Moreau et coll., 2012), et, en fin d’hiver, évitent les secteurs où la neige est profonde (Courbin et coll., 2009).). Dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, en hiver, les caribous de Charlevoix recherchent les peuplements denses de résineux, les peuplements renfermant des lichens ainsi que les milieux ouverts (Sebbane et coll., 2002; Leblond et coll., 2011). Les caribous de Val-d’Or fréquentent plutôt les secteurs avec affleurements rocheux où croissent des lichens au travers des secteurs tourbeux (Ducruc et coll., 1988; Paré et Brassard, 1994). Les caribous peuvent également utiliser les plans d’eau gelés pour se déplacer, s’éloigner des prédateurs et se reposer (Fortin et coll., 2008), tel que cela a été observé en Ontario (Darby et Duquette, 1986). Au printemps, le caribou fréquente préférentiellement les dénudés secs (c.-à-d. les landes à lichens), les forêts résineuses de plus de 90 ans (Hins et coll., 2009) et les peuplements ouverts de conifères (Courbin et coll., 2009). Il s’accommode néanmoins des peuplements en régénération issus de coupes de 6 à 40 ans, particulièrement en raison de l’abondance de jeunes pousses végétales au sortir d’une diète hivernale principalement centrée sur le lichen (Hins et coll., 2009).

Au moment de la mise bas (mi-mai à mi-juin), le caribou forestier continue à rechercher les peuplements matures de résineux, avec ou sans lichens, les tourbières ainsi que les sapinières (Courtois et coll., 2003e; Lantin, 2003; Crête et coll., 2004; Hins et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., en révision). Dans Charlevoix, les caribous mettent bas de préférence dans les peuplements jeunes et ouverts, dans les peuplements à lichens et dans les peuplements feuillus ou mélangés (Sebbane et coll., 2002; Pinard et coll., 2012). Les caribous de Val-d’Or donnent naissance à leurs faons dans les tourbières ou les peuplements adjacents où ils passent toute la période sans neige (Paré et Brassard, 1994). Dans la pessière à lichens, les caribous forestiers recherchent les bordures de tourbières basses réticulées pour y mettre bas (Paré et Huot, 1985).

En été, le caribou sélectionne des forêts résineuses de plus de 50 ans, des tourbières et des dénudés secs (landes à lichens), tandis que les coupes sont habituellement évitées afin de se séparer spatialement des prédateurs, particulièrement en raison de la vulnérabilité des faons récemment nés (Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009; Houle et coll., 2010; Moreau et coll., 2012).

Finalement, durant la période de rut (mi-septembre au début octobre), la quête d’habitats ouverts naturels a été observée au Saguenay–Lac-Saint-Jean. Le caribou préférait des tourbières ou des landes à lichens (Hins et coll., 2009) afin d’assurer un contact visuel nécessaire au déroulement normal de l’activité de reproduction (Bergerud, 1973). Dans Charlevoix, les femelles ont également démontré un attrait particulier pour les coupes récentes (0-5 ans) (Charbonneau, 2011). Au sud de Val-d’Or, la répartition des groupes de caribous est aussi associée aux grandes tourbières (Paré et Brassard, 1994; Paré et Jourdain, en préparation). Sur la Côte-Nord, les peuplements de conifères matures ouverts ou fermés sont les plus fortement sélectionnés (Courbin et coll., 2009; Moreau et coll., 2012).

Pour se perpétuer, les individus d’une population animale doivent s’alimenter, survivre en déjouant les prédateurs et en minimisant les autres facteurs de mortalité, se reproduire et amener leur progéniture à maturité. Leur habitat doit fournir tous les éléments nécessaires pour franchir ces étapes et accomplir ces fonctions propres à leur cycle vital. Au Québec, les caractéristiques générales de l’habitat du caribou forestier comprennent des forêts de conifères matures, des

tourbières et des lacs de même que des milieux ouverts riches en lichens terrestres (Courtois et coll., 2004). Cet agencement de milieux constitue un compromis entre la protection contre la prédation en été et l'accès à la nourriture en hiver (Briand et coll., 2009) et doit être considéré lorsqu'il est question de disponibilité d'habitat à petite échelle.

La disponibilité des milieux ouverts riches en lichens est importante, car les lichens dominent le régime alimentaire du caribou forestier en hiver. Durant la saison de croissance, ils sont remplacés par les graminoïdes, les plantes herbacées et les feuilles des plantes ligneuses (Timmermann, 1998). En se basant sur la production annuelle de lichens terrestres, Courtois et coll. (2003c) ont estimé que la pessière à mousses pourrait soutenir de 4,1 à 7,7 caribous/100 km^2, des valeurs trois à cinq fois plus grandes que les densités actuelles. Dans la pessière à lichens, la biomasse de lichens est encore plus grande (Crête et coll., 1990b). Pour la harde de Charlevoix, Sebbane et coll. (2002) ont estimé la capacité de support à 3,8 caribous/100 km^2, en se basant sur la disponibilité de lichens terrestres. Ainsi, l'aire de répartition du caribou forestier offrirait amplement de nourriture et la disponibilité des habitats riches en lichens serait suffisante dans ces deux domaines bioclimatiques (Lantin, 2003). Bien que n'étant pas limitants pour le caribou, les lichens terricoles et arboricoles, lorsque répartis dans des habitats fragmentés par la coupe forestière, peuvent forcer le caribou à fréquenter des habitats où le risque de prédation est plus élevé, induisant donc une forme de piège écologique (Hins et coll., 2009; Faille et coll., 2010). D'autre part, bien que l'abondance des lichens soit jugée suffisante, leur répartition dans l'ensemble de l'habitat du caribou pourrait être déficiente. Enfin, les densités de caribous forestiers à Terre-Neuve et celles des rennes en Norvège atteignent, en l'absence de prédateurs, des taux jusqu'à 100 fois supérieurs à ceux observés au Québec (Skogland, 1986; Crête et Manseau, 1996).

La disponibilité de grands massifs de forêts de résineux matures est une composante essentielle de l'habitat du caribou forestier qui y trouve un refuge contre la prédation, du lichen arboricole et un faible couvert de neige en hiver (Courtois et coll., 2003e; Lesmerises, 2011). De tels massifs sont maintenant rares dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc. Dans le domaine de la pessière à mousses, l'exploitation forestière progresse rapidement vers le nord et les grands massifs de forêts mûres et surannées se raréfient. Ainsi, la disponibilité de grands massifs de forêts de résineux matures est limitante dans la sapinière à bouleaux blancs et dans la pessière à mousses aménagée.

Plus au nord, dans le domaine de la pessière à lichens, le milieu forestier est relativement peu perturbé. Ce secteur est exempt d'exploitation forestière et les perturbations de grande envergure comprennent les incendies et les grands réservoirs hydroélectriques. Les perturbations linéaires se limitent aux routes d'accès, aux lignes de transport d'hydroélectricité, aux routes provinciales menant aux communautés cries et aux routes d'accès des projets miniers en développement. Le rapport sur les activités minières au Québec démontre le fort potentiel minier dans ce secteur où les contraintes à l'exploration sont jugées mineures (MRNF, 2012).

La disponibilité des tourbières et des bords de lacs revêt aussi son importance, car ce type de milieu est utilisé lors de la mise bas. Toutefois, les tourbières et les lacs sont très abondants au Québec et leur disponibilité a peu changé depuis le début du déclin du caribou. La disponibilité de ce type d'habitat ne serait probablement pas un élément limitant au Québec (Lantin, 2003).

Le comportement d'évitement du caribou doit aussi être considéré lorsqu'il est question de disponibilité d'habitat. En effet, une parcelle d'habitat *a priori* disponible sera évitée par le caribou forestier lorsque les risques de prédation ou de dérangement associés aux milieux environnants adjacents sont trop importants (Labbé et coll., en préparation). Par exemple, le caribou forestier de Charlevoix éviterait les routes achalandées et les chemins forestiers jusqu'à une distance de 1,25 km et 750 m, respectivement (Leblond et coll., 2011). De façon plus générale, une analyse portant sur plus de 160 000 km^2 de forêt boréale québécoise indique que, durant l'hiver, le caribou évite les routes et les coupes sur une distance dépassant les 2 km (Fortin et coll., soumis). Le caribou forestier évite aussi les coupes forestières jusqu'à des distances de 13 km selon certaines études (Vors et coll., 2007). Les bordures de perturbations anthropiques ainsi évitées ne peuvent donc être considérées comme habitat disponible.

2.6.3 Habitats essentiels à protéger

Le caribou forestier occupe la majorité des habitats disponibles dans son aire de répartition continue. Les recherches menées partout en Amérique du Nord, y compris au Québec, suggèrent que des éléments d'habitat sont essentiels au caribou forestier, au point où leur trop grande rareté pourrait compromettre le fragile équilibre entre le caribou et ses prédateurs (Environnement Canada, 2011; Festa-Bianchet et coll., 2011). Ainsi, les caribous forestiers s'associent pendant toute l'année à des forêts résineuses relativement âgées et peu perturbées, avec ou sans lichens, ainsi qu'à des habitats ouverts tels que les tourbières et les habitats riches en lichens terricoles (landes et dénudés secs) (Bastille-Rousseau et coll., 2012). À la limite sud de leur aire de répartition, ils recherchent également des îlots de paysage moins productifs tels que les tourbières, les pessières, les pinèdes et les affleurements rocheux.

La protection de l'habitat du caribou forestier passe par le maintien des composantes de la forêt boréale à une échelle appropriée. En effet, comme il occupe au Québec des domaines vitaux individuels variant de 300 km^2 (Charlevoix) à près de 1 500 km^2 (Côte-Nord) (Faille et coll., 2010), la planification de l'aménagement et la conservation de son habitat doivent s'appliquer à de vastes échelles spatiales. Considérant le caractère philopatrique et social du caribou, cette échelle devrait correspondre à l'échelle de l'habitat fréquenté par une harde de caribous. Pour les hardes isolées de Val-d'Or et de Charlevoix, des secteurs essentiels au maintien de ces populations ont pu être circonscrits et inclus dans des aires protégées (M. Paré, comm. pers.; Lafleur et coll., 2006).

Dans les forêts aménagées, il est difficile de soustraire une population entière de caribous forestiers à l'activité humaine. À cet effet, l'examen scientifique mené par Environnement Canada (2008, 2011) souligne que des activités peuvent avoir lieu dans l'habitat du caribou sans menacer l'espèce, tant que leurs effets cumulatifs ne détruisent pas les attributs biologiques et physiques nécessaires à sa survie et à son rétablissement. Des seuils maximaux de perturbation totale[3] sont suggérés, allant de seuils permissifs de 66 % (Sorensen et coll., 2008) à un seuil plus modéré de 35 % (Environnement Canada 2011; Sleep et Loehle, 2010). Selon Environnement Canada (2011), un seuil de 35 % de perturbation devrait être utilisé afin de favoriser le maintien

[3] Ces perturbations représentent la somme des coupes de moins de 50 ans, les superficies incluses à moins de 250 m (ou 500 m) d'une perturbation humaine linéaire ou ponctuelle autres que des coupes ainsi que les incendies forestiers de moins de 50 ans.

d'une population autosuffisante de caribous en forêt boréale aménagée[4]. La stratégie québécoise d'aménagement de l'habitat du caribou des dernières années, basée sur la protection de massifs forestiers ou d'aires protégées de quelques centaines de kilomètres carrés (100 à 250 km^2 [Courtois et coll., 2003g]) constitue un gain en protection d'habitat, bien que ces massifs se soient révélés de taille insuffisante par rapport aux besoins du caribou (Lesmerises, 2011). En effet, cet auteur a montré que la présence relative du caribou dans un massif forestier augmentait avec la taille de ce dernier.

Dans les massifs de protection, les tourbières et les peuplements de résineux à lichens, y compris les dénudés secs et les peuplements de résineux denses et âgés, devraient être surreprésentés. De plus, on devrait y réduire au minimum les dérangements humains et ainsi éviter d'isoler ces massifs par une juxtaposition de coupes ou d'incendies récents qui freinerait la circulation des caribous (Lesmerises, 2011). Les grandes lignes d'une telle stratégie d'aménagement sont décrites dans le document intitulé *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier* (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2010). Toutefois, les massifs de protection ou les aires protégées doivent être combinés à des aménagements à l'échelle du paysage qui ne dépassent pas un taux maximal de perturbation afin de permettre le maintien des habitats essentiels. Une nouvelle stratégie d'aménagement de l'habitat doit être développée en ce sens. Il faut aussi considérer que les ressources limitantes peuvent changer à l'intérieur de l'aire de répartition du caribou forestier et que les individus peuvent alors changer leur sélection, selon les caractéristiques locales des paysages. En effet, une évaluation de la sélection des paysages hivernaux (unités de 201 km^2) a mis en évidence des différences importantes dans les types de paysages recherchés par le caribou dans son aire de répartition québécoise (Fortin et coll., 2008). Par exemple, la disponibilité du lichen augmente d'est en ouest. Les caribous de l'est du Québec sélectionnent particulièrement des paysages ayant une forte couverture de lichens. Au contraire, ceux de l'ouest de la province démontrent une moins grande affinité pour les paysages composés en très grande partie de lichens (Fortin et coll., 2008).

Au nord de la limite des forêts aménagées, le maintien d'habitats adéquats pour le caribou forestier est plus facile à assurer pour le moment (Comité sur la limite nordique des forêts attribuables, 2000). La décision d'exploiter les forêts au nord de cette limite reste cependant à prendre et, le cas échéant, une stratégie d'aménagement prenant en compte les besoins du caribou en matière d'habitat devra être élaborée. Cette stratégie pourrait être d'autant plus pertinente considérant la volonté du gouvernement du Québec d'accroître l'exploitation des ressources naturelles dans le cadre du Plan Nord.

La création d'aires protégées d'une superficie de plus de 10 000 km^2 situées principalement (et non uniquement) au nord de la limite nordique et adaptées au caribou représenterait une acquisition précieuse pour la conservation de cet écotype.

[4] Les travaux d'Environnement Canada se basent sur une zone d'influence de 500 m autour de toute forme de perturbation.

2.7 Facteurs limitants

Plusieurs facteurs limitants ont été identifiés comme étant responsables du déclin, voire de l'extirpation du caribou forestier. Certains facteurs sont historiques (p. ex., chasse sportive, braconnage, épizooties) et d'autres très actuels (p. ex., modifications de l'habitat, interactions interspécifiques, changements climatiques, etc.). Bien que tous ces facteurs aient des effets synergiques sur la situation du caribou forestier dans l'ensemble de son aire de répartition, le fait de bien discerner les facteurs proximaux (qui agissent directement sur le caribou, comme la prédation) des facteurs ultimes (qui influencent davantage d'autres facteurs qui eux agissent sur le caribou, comme la perturbation de l'habitat) est primordial.

2.8 Description des menaces

2.8.1 Perturbations de l'habitat

Facteurs largement pointés du doigt dans l'ensemble de l'aire de répartition du caribou forestier, la perte et l'altération de l'habitat ont été grandement étudiées quant à leurs répercussions sur les ressources alimentaires du caribou ainsi que sur les relations entre le caribou et les autres espèces de grands mammifères occupant la forêt boréale. En effet, qu'elles soient anthropiques ou naturelles, la perte et la fragmentation de l'habitat occasionnent :

a. Une augmentation du taux de déplacement du caribou (Cumming, 1992);
b. Une expansion de la taille des domaines vitaux individuels (Faille et coll., 2010; Beauchesne, 2012);
c. Un recul de la limite sud de l'aire de répartition du caribou (Schaefer, 2003; Courtois, 2003; Vors et coll., 2007);
d. Une diminution de la fidélité au site de mise bas et aux domaines vitaux saisonniers et annuels (Faille et coll., 2010);
e. Des effets de bordure menant à une réorganisation spatiale des caribous, caractérisée par une plus forte probabilité d'individus à environ 4,5 km des coupes forestières (Fortin et coll., soumis);
f. Une dégradation de la condition physique (Renaud, 2012);
g. Un délaissement des massifs forestiers de petite taille voués à la conservation (Lesmerises, 2011), bien qu'ils soient utilisés à court terme (Courtois et coll., 2008) à la suite d'une perturbation;
h. Une diminution de la biomasse en lichens terricoles (Lesmerises, 2011);
i. Une augmentation de la probabilité de rencontres avec les prédateurs (Hins et coll., 2009; Courbin et coll., 2009; Houle et coll., 2010);
j. Une augmentation du taux de mortalité (Pinard et coll., 2012);

k. Un évitement de portions d'habitat pourtant favorables (Fortin et coll., 2008; Leblond et coll., 2011);

l. Une augmentation de l'attrait du caribou pour les peuplements denses de conifères matures dans les secteurs de coupe (Moreau et coll., 2012).

Parmi les perturbations naturelles ayant un effet négatif sur la dynamique des populations de caribous, notons les incendies, les épidémies d'insectes et les chablis, mais principalement les perturbations d'origine anthropique telles les coupes forestières, les routes, les lignes de sondage sismiques et autres infrastructures industrielles (p. ex., mines, barrages hydroélectriques) ou récréotouristiques (p. ex., chalets, complexes récréatifs) (Dumais, 1979; Paré, 1987; Brassard et Brault, 1997; Nellemann et coll., 2000; Hins et coll., 2009; Johnson et coll., 2005).

Dans l'Ouest canadien, des effets négatifs liés à l'exploitation du gaz naturel, des hydrocarbures, des mines et des tourbières ont également été observés (AWCCSDC, 1996). Une récente étude pancanadienne montre une corrélation négative entre le recrutement du caribou et la perturbation de l'habitat à l'échelle du paysage, quelle qu'en soit l'origine (Environnement Canada, 2011).

Les incendies de forêt sont le principal agent perturbateur naturel des forêts nordiques et leur récurrence varie en fonction des conditions climatiques. Au Québec, dans l'aire de répartition continue du caribou forestier, la durée du cycle des incendies varie de 100 à 500 ans (Payette et coll., 1989; Bergeron et coll., 2001; Gauthier et coll., 2001; Bouchard et coll., 2008). Le caribou est adapté aux incendies de forêt, mais, à court terme, ils créent des habitats sans lichens qui lui sont peu propices. Le tapis de lichens se régénère progressivement, selon une succession d'espèces qui est bien établie (Morneau et Payette, 1989). Dans la pessière, l'épinette noire se régénère normalement lorsqu'on trouve des graines viables. Autrement, le peuplement pourra évoluer vers des peuplements ouverts à lichens (Gagnon et Morin, 2001). Si des espèces compagnes telles que le pin gris, le peuplier faux-tremble ou le bouleau blanc croissent dans les brûlis, elles pourront remplacer le peuplement d'épinettes noires d'origine (Gagnon et Morin, 2001). À l'inverse, lorsque l'intervalle entre les perturbations est très long, l'épinette noire peut remplacer le pin gris à cause de sa plus grande longévité et de sa capacité à produire des marcottes, de 50 à 70 années après le passage du feu (Lavoie et Sirois, 1998).

Dans les forêts aménagées, la coupe forestière et les incendies de forêt constituent des sources importantes de perturbations de l'habitat. L'aménagement forestier actuel impose des révolutions forestières qui sont plus courtes que le cycle des incendies (Spies et coll., 1994; Gauthier et coll., 1996). En plus de réduire la superficie des forêts mûres et surannées, il uniformise les classes d'âge et rajeunit sans cesse le paysage forestier (Rowe et Scotter, 1973; Bergeron et coll., 1999; Burton et coll., 1999). Lantin (2003) a résumé les principales différences entre les effets des incendies de forêt et de la coupe forestière. À l'échelle du peuplement, les différences majeures résident dans l'absence d'exposition du sol minéral et de rétention des chicots et des débris ligneux. L'exposition du sol minéral après le passage du feu fournit le substrat idéal pour la recolonisation du site par des espèces telles que la cladonie (*Cladonia sp*.) et l'écorce irrégulière des chicots est un excellent substrat pour plusieurs espèces de lichens arboricoles. À l'échelle du paysage, l'aménagement forestier a tendance à rajeunir les peuplements et à uniformiser la structure de la mosaïque forestière, contribuant ainsi à accroître la proportion de jeunes forêts fermées, où la ressource en lichens est faible par rapport aux mosaïques forestières sous régime naturel de perturbation.

Les activités d'aménagement forestier atteignent maintenant le 51° de latitude Nord. Au rythme de la progression actuelle, elles atteindront la limite nordique des forêts attribuables au cours du prochain plan quinquennal (2013-2018). En 2000, les parterres de coupe couvraient environ 800 km^2 dans la forêt de résineux du Saguenay–Lac-Saint-Jean et 300 km^2 sur la Côte-Nord (Parent et Fortin, 2002). Dans l'ensemble du Québec, environ 4 500 km^2 de forêt ont été récoltés en 1999-2000 (Parent et Fortin, 2002). Avec la crise forestière vécue au cours des années 2000, les activités forestières ont diminué. Ainsi, en 2006-2007, les parterres de coupe couvraient environ 600 km^2 dans la forêt publique sous aménagement de la forêt boréale continue du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Cette valeur s'élevait à 300 km^2 sur la Côte-Nord (MRNF, 2010). Dans l'ensemble des régions chevauchant la majorité de l'aire de répartition continue du caribou forestier, c'est près de 6 800 km^2 qui ont fait l'objet de récolte forestière de 2004 à 2008 (MRNF, 2010). À ce rythme, on craint que les meilleurs habitats du caribou forestier disparaissent d'ici au plus une cinquantaine d'années ou même plus rapidement dans certains secteurs (Courtois et coll., 2003d).

Sous un régime d'aménagement écosystémique, il est recommandé que les activités d'aménagement forestier s'inspirent des perturbations naturelles comme le feu. En ce qui concerne la régénération forestière, il appert que les deux types de perturbations diffèrent entre eux (Klein, 1982; Schaefer et Pruit, 1991; Nguyen-Xuan et coll., 2000). Le feu favorise une régénération issue de semis dans la pessière noire (Gagnon et Morin, 2001), alors que la coupe forestière favorise davantage la régénération préétablie, généralement issue de marcottes. Les éléments structuraux et la composition devraient donc différer d'un type de perturbation à l'autre (Kafka et coll., 2001; Bergeron et coll., 2002; Perron, 2003). Ces différences s'illustreraient d'abord à l'échelle du peuplement, le feu laissant une plus grande variabilité dans la structure de la forêt résiduelle. Cette variabilité est engendrée parce que le feu ne brûle pas les superficies touchées de manière homogène, laissant derrière lui bon nombre d'arbres vivants.

Le recours à de nouvelles pratiques d'aménagement forestier telles que la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) serait un moyen qui permettrait de reproduire les effets d'un incendie sur la succession végétale. En effet, ces types de coupes à rétention variable permettent de conserver des éléments structuraux tout en maintenant une composition et une structure de peuplement à base de résineux. Comparativement à la CPRS, ces traitements permettraient de recouvrer plus rapidement un habitat propice au caribou. Toutefois, le caribou éviterait tout autant les CPRS, les CPPTM et les CPHRS relativement aux peuplements matures de conifères (Fortin et coll., 2011). Au contraire, l'orignal sélectionnerait les CPPTM de façon similaire aux peuplements matures de conifères, ce qui pourrait attirer le loup. L'avantage de la CPPTM serait donc associé à une régénération plus rapide de peuplements favorables au caribou, mais pas directement à l'atténuation à court terme des effets sur l'espèce (Fortin et coll., 2011).

Après un incendie ou une coupe, la régénération des essences feuillues peut être favorisée, ce qui avantage les espèces animales mieux adaptées à ce type de végétation, dont l'orignal. L'accroissement de la densité d'orignaux peut entraîner l'augmentation de la densité de loups et, par l'intermédiaire d'un phénomène appelé « compétition apparente » (Holt, 1977, 1984), augmenter la pression de prédation sur le caribou (Crête et Manseau, 1996; Courtois, 2003; Tremblay-Gendron, 2012). Ainsi, l'enfeuillement possible de la pessière noire pourrait entraîner à moyen terme des conséquences néfastes pour le caribou forestier, puisque ce phénomène serait bénéfique à l'orignal et, par ricochet, au loup (Seip, 1992; AWCCSDC, 1996). Ce phénomène se

produit déjà à petite échelle dans les parterres en régénération suivant la coupe forestière, tel que l'indique l'évitement des parterres de coupe de 6 à 40 ans observés par exemple au Saguenay–Lac-Saint-Jean (Hins et coll., 2009; Lesmerises, 2011) et sur la Côte-Nord (Courtois et coll., 2008; Courbin et coll., 2009; Fortin et coll., 2011), de même que dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'écotype (Fortin et coll., 2008). Grondin et coll. (2003) ont conclu que les risques d'enfeuillement étaient faibles pour les pessières à sapins sur till. Aussi, sur la Côte-Nord, des études ont montré que l'épinette et le sapin se maintiennent dans les peuplements régénérés par trouées naturelles sans envahissement par les feuillus (Pham et coll., 2004; Ruel et coll., 2004). De plus, le rajeunissement de la végétation et la prolifération de bleuets (*Vaccinium sp.*) et de framboises (*Rubus sp.*) qui s'ensuivent favorisent l'ours noir (Brodeur et coll., 2008; Mosnier et coll., 2008), un prédateur important des faons de cervidés (Ballard, 1994; Courtois et coll., 2003d; Pinard et coll., 2012; M.-H. St-Laurent et coll., données non publiées).

Depuis le début des années 2000, de nouvelles approches d'aménagement forestier ont été développées pour remédier aux problématiques inhérentes à l'application de la coupe en mosaïque dans la pessière. Il y a eu une diversification des coupes de type agglomération afin de maintenir de hautes forêts résiduelles (Perron, 2003). La stratégie d'aménagement inscrite dans le Plan de rétablissement du caribou forestier 2005-2012 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008) s'inscrivait dans cette optique. Elle préconisait notamment la rétention de massifs de forêt continue de plus de 50 ans et de superficies variant de 100 à 250 km^2.

Malgré le bien-fondé d'une telle stratégie, la probabilité relative qu'un massif forestier soit utilisé par le caribou est inférieure à 20 % pour un massif d'environ 50 km^2, comparativement à environ 50 % pour un massif de 250 km^2 (Lesmerises, 2011). Ce n'est que pour des massifs de plus de 1 000 km^2 que la probabilité d'utilisation est supérieure à 80 %. L'isolement de tels massifs dans une matrice dominée par les coupes de moins de 40 ans et présentant une densité moyenne de routes et d'infrastructures compromet grandement l'utilisation du massif par les caribous, et ce, peu importe la taille du massif en question (Lesmerises, 2011). De plus, les effets de bordure associés aux coupes forestières font que la probabilité de rencontres entre le caribou et le loup est particulièrement élevée dans les massifs de protection (Courbin et coll., 2009). Avec de tels résultats, les stratégies d'aménagement forestier et d'occupation du territoire doivent être modifiées, si nous voulons assurer la conservation du caribou forestier.

Les chemins, les lignes de sondage sismiques ainsi que les autres structures anthropiques peuvent constituer des barrières aux déplacements du caribou des bois (Dyer et coll., 2001; Stuart-Smith et coll., 1997), notamment au moment où les individus se déplacent entre les habitats d'hiver et les sites de mise bas (Dyer et coll., 2002; Saher et Schmiegelow, 2004; Rudolph, 2011), un moment critique pour les femelles gravides. À l'inverse, la conservation des populations de caribous au sein de territoires aménagés exige non seulement de maintenir des habitats favorables, mais aussi de considérer également la connectivité entre ces habitats (Courtois et coll., 2004, 2008; O'Brien et coll., 2006). Ici, la notion de connectivité d'un paysage renvoie à la capacité de ce dernier à favoriser ou à contraindre le mouvement des individus. Cette connectivité peut se décliner en deux composantes. Elle peut être physique et correspond à l'organisation spatiale des différents types d'habitats. Par exemple, des corridors d'habitats matures répartis au sein d'une matrice aménagée et reliant des massifs d'habitats favorables (Courtois et coll., 2004) renvoient à cette composante structurale de la connectivité (Bennett, 2003). La seconde composante de la connectivité correspond à la réponse comportementale des organismes à la structure spatiale des habitats, laquelle influence différents processus, dont le risque de prédation

pour une espèce donnée. Cette composante fonctionnelle de la connectivité se traduit par une réponse individuelle des espèces dans un même environnement (With et coll., 1997; Goodwin et Fahrig, 2002).

Les effets des perturbations ne se limitent pas à la perturbation en elle-même, mais se font également sentir dans une zone d'influence pouvant atteindre plusieurs kilomètres (Nellemann et coll., 2001; Courbin et coll., 2009, Fauteux et coll., 2009; Polfus et coll., 2011; Rudolph, 2011; St-Laurent et coll., 2012; Fortin et coll., soumis). Environnement Canada (2011) a notamment mis en relation, à l'échelle pancanadienne, le degré d'autosuffisance des populations de caribous avec le pourcentage total de perturbation incluant une zone d'influence de 500 m, sauf pour les incendies (aucune zone d'influence). Selon cette relation, les populations de caribous seraient autosuffisantes sous un seuil de 35 % de perturbation et ne le seraient pas au-delà de 45 %. Sur la base de ces seuils de perturbation, les populations de caribous forestiers du Québec se trouvent dans une situation d'autosuffisance réduite pour une large proportion du secteur Sud de son aire de répartition et pour les populations isolées, alors que la situation est variable et, dans certains cas, moins critique pour les secteurs Centre, Est et Nord (figure 5).

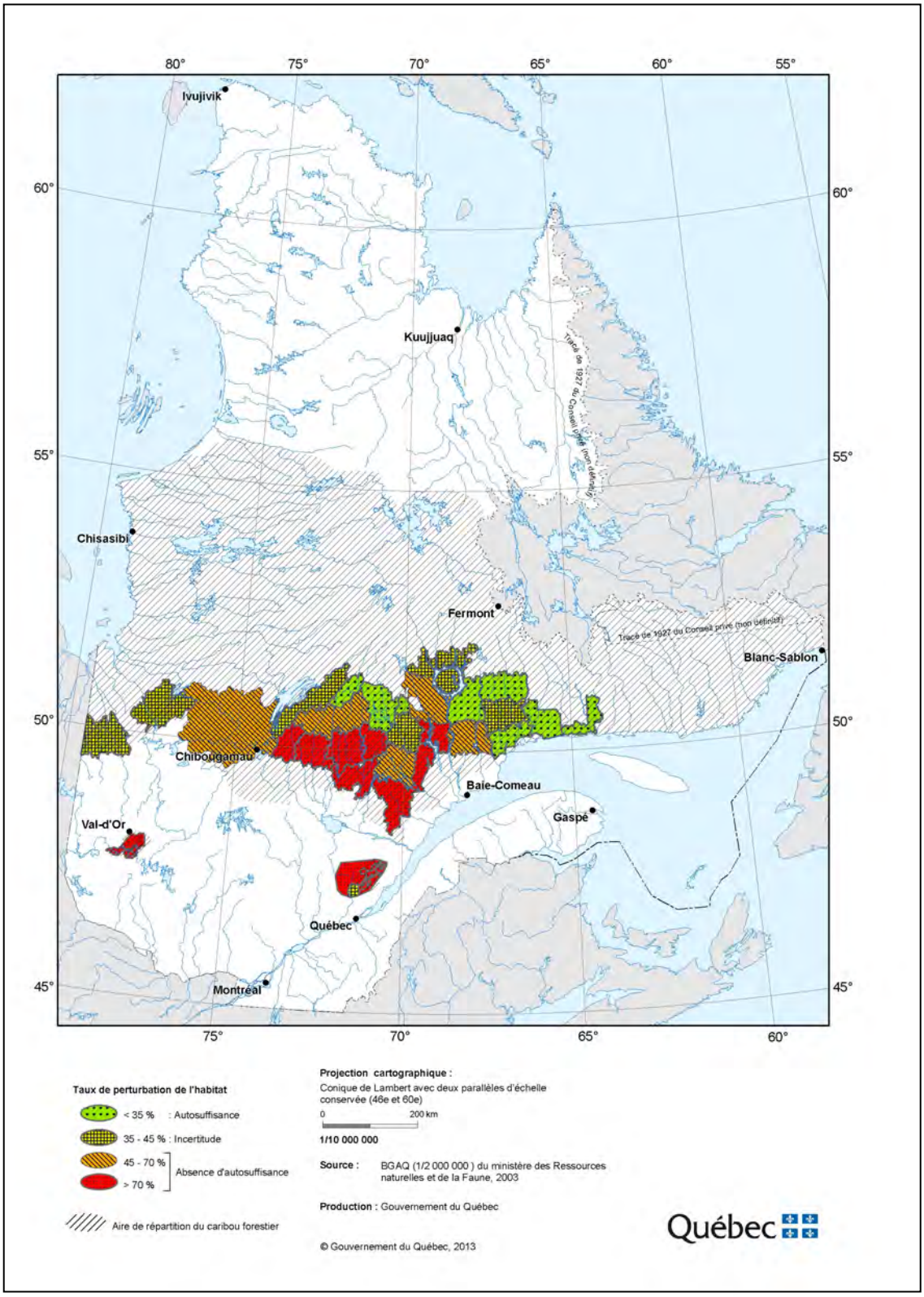


Figure 5. Taux de perturbation basé sur les critères d'Environnement Canada (2011), dans le secteur Sud et les populations isolées de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec.

2.8.2 Sensibilité des milieux à lichens

Dans le domaine de la pessière noire, les mauvaises conditions de germination ou l'absence d'arbres reproducteurs peuvent entraîner l'apparition de peuplements ouverts d'épinette noire présentant un fort recouvrement de lichen terricole. Ce tapis de lichen empêche toute régénération et contribuerait à la régression des peuplements d'épinette noire (Gagnon et Morin, 2001). Dans l'optique d'accroître la possibilité forestière, des travaux sylvicoles sont envisagés afin d'accroître la remise en production des peuplements à lichens. Ceux-ci constituent une source importante de nourriture pour le caribou, particulièrement en hiver (Gauthier et coll., 1989; Timmermann, 1998; Thomas et Gray, 2001; Briand et coll., 2009; Wilson, 2000). Selon l'ampleur des travaux, une telle approche de remise en production induirait donc une perte d'habitat favorable à l'alimentation pour le caribou. La sélection très forte du caribou pour les habitats riches en lichens s'explique par un risque de prédation plus faible dans ces milieux (Hins et coll., 2009) et un besoin nutritionnel (Svihus et Holand, 2000). Bien que les ressources alimentaires n'aient pas été désignées comme limitantes dans l'aire de répartition du caribou forestier (Courtois, 2003), le manque d'accès à ces ressources peut obliger le caribou à fréquenter des parcelles d'habitat où le risque de rencontres avec des prédateurs est plus élevé ou à se déplacer entre elles, diminuant du même coup la probabilité de survie des individus. De ce fait, la répartition du lichen sur le territoire constitue un facteur à considérer lors de l'élaboration de plans d'aménagement du territoire (Lesmerises et coll., 2011). Non seulement les ressources lichéniques doivent-elles être réparties sur l'ensemble du territoire, mais les quantités globales disponibles doivent être supérieures aux besoins nutritionnels réels pour pallier, à tout moment, un manque d'accessibilité à certaines parties du territoire comme un secteur ponctuellement fréquenté par des prédateurs ou une perturbation majeure de l'habitat produisant un effet de barrière). Les habitats riches en lichens terricoles étant très importants pour le caribou, il importe de pouvoir les restaurer selon des méthodes appropriées (den Herder et coll., 2003; Roturier et coll., 2007; Hogue-Hugron, 2010) dans des secteurs où la biomasse de lichens s'avère restreinte.

Les lichens arboricoles peuvent également constituer une source importante de nourriture pour les caribous (Rominger et coll., 1996; Terry et coll., 2000) lorsque l'épaisseur du couvert de neige est trop importante pour permettre l'accès au lichen terricole par creusage. Des travaux ont souligné la sensibilité de ces lichens à la coupe forestière (Stone et coll., 2008), démontrant de plus que la recolonisation des parterres récoltés s'avérait très longue et s'effectuait à partir des fragments de forêt mature (Stone et coll., soumis). Afin de pallier ce type de situation, des travaux de restauration des biomasses de lichens arboricoles ont été réalisés avec succès en Suède par Lidén et coll. (2004).

2.8.3 Chasse sportive

Au Québec, la chasse a souvent été citée comme étant la principale cause du déclin des populations de caribous forestiers (Cinq-Mars, 1977; Folinsbee, 1979; Gingras et Malouin, 1993; Bourbonnais et coll., 1997). Sur la Basse-Côte-Nord, Cinq-Mars (1977) a estimé que l'effectif avait diminué de 60 % en cinq ans (1972 à 1977), vraisemblablement à cause de la chasse plutôt libérale pratiquée au cours de cette période. L'historique de l'exploitation du caribou forestier au Québec témoigne d'une prise de conscience progressive de la fragilité des populations de caribous à l'égard de la chasse.

Au début du XIX^{e} siècle, la chasse au caribou était autorisée en automne partout au Québec bien que, dès 1885, la récolte annuelle des chasseurs non résidents ait été contingentée à cinq caribous par chasseur (Moisan, 1956). En 1937, la chasse a été interdite pendant cinq ans, sauf dans les comtés de Gaspé et de Bonaventure où elle a persisté jusqu'en 1950. De 1950 à 1963, les caribous n'étaient plus chassés au Québec. À partir de 1964, la chasse a été rouverte au nord du 50° de latitude Nord pendant 17 jours à l'automne. En 1972, la chasse a été interdite à l'ouest du 71° de longitude Ouest afin de protéger les petites populations de la baie James. En 1979, elle a été également interdite à l'est du chemin de fer reliant Sept-Îles et Schefferville, alors que l'on a contingenté le nombre de permis à l'ouest. Au début, on délivrait annuellement 300 permis dans les zones de chasses 19 et 29 (anciennement 19 Sud) et ce nombre a augmenté progressivement jusqu'à 600, malgré le fait que la récolte ait eu tendance à décroître. La récolte est passée de 75-100 caribous par saison, au début des années 80, à 40-60 caribous à la fin des années 90 (Lefort et coll., 2004). Le nombre de permis a été ramené à 300, à l'automne 2000, pour une récolte de 40 caribous. Depuis l'automne 2001, la chasse est interdite dans les zones 19 et 29.

La croissance spectaculaire des populations de caribous migrateurs de la rivière George, des années 60 à 90, et de celle de la rivière aux Feuilles, des années 70 à 2000, a créé une nouvelle occasion d'exploiter le caribou au Québec. Aussi, à partir de 1984, le gouvernement du Québec a mis de l'avant une série de mesures visant à stimuler la récolte de ces caribous, notamment en instaurant une saison de chasse hivernale (Crête et coll., 1990a). La récolte hivernale s'est tellement bien développée qu'elle a surpassé la récolte automnale (Gignac et coll., 2010). La chasse hivernale est permise dans une partie de la zone de chasse 22 et dans la zone 23. Toutefois, elle s'effectue principalement dans la zone 22, au sud de l'aire de répartition de la population de la rivière aux Feuilles. Ce secteur chevauche en partie l'aire d'application du plan de rétablissement. Environ 25 % de l'aire de répartition du caribou forestier est ainsi occupée par les caribous migrateurs durant l'hiver, ce qui expose les caribous forestiers à la chasse ainsi qu'à la prédation par les loups qui suivent les caribous migrateurs. On note d'ailleurs des fluctuations importantes de la récolte hivernale de caribous selon la présence ou l'absence des caribous migrateurs durant la saison de chasse. La chasse au caribou migrateur est parfois pratiquée en utilisant des aéronefs, ce qui favorise la détection des petits groupes de caribous dans la zone 22B. On ignore l'importance relative du caribou forestier dans la récolte sportive hivernale, mais elle est sujette à varier selon l'effectif respectif des deux écotypes et la pression de chasse en aéronef. Cette cause de mortalité s'avère toutefois additive et devrait être réduite.

2.8.4 Prélèvement par les Premières Nations

Historiquement, les Premières Nations ont entretenu des relations étroites avec le caribou. L'utilisation de cette espèce variait selon les communautés, la disponibilité de la ressource et les saisons (Dumais, 1979; Trudel, 1979). De façon générale, le caribou était principalement utilisé par les communautés cries, algonquines, innues, inuites et naskapies qui habitaient la forêt boréale ou qui y pénétraient durant l'hiver lorsque les ressources du littoral se raréfiaient (Taylor, 1979; Trudel, 1979; Morantz, 1979). Le caribou représentait alors une ressource vitale pour l'alimentation, les vêtements et la literie.

Encore aujourd'hui, le caribou constitue une référence culturelle importante et une source d'alimentation pour plusieurs Premières Nations. Dans le cadre de leurs pratiques ancestrales, des membres de la nation innue de la Côte-Nord pratiquent encore la chasse au caribou. Selon les renseignements disponibles, les prélèvements effectués par les Innus de Betsiamites ont été substantiellement réduits de 1999 à 2004, passant d'une vingtaine de bêtes à moins de huit (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008). L'évolution du taux de récolte depuis 2004 n'est toutefois pas connue. Pour leur part, la Première Nation des Innus Essipit a décidé de s'imposer un moratoire sur la chasse au caribou forestier afin de permettre à cet écotype d'atteindre un seuil d'autosuffisance. Certaines des cinq communautés de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord organisent encore des expéditions de chasse au caribou forestier, dont le succès est inconnu pour le moment. Quant aux membres de la Première Nation de Mashteuiatsh, seuls les membres séjournant pendant une longue période en territoire peuvent récolter un caribou à des fins de subsistance. Pour les autres membres, la Première Nation s'est imposé un moratoire sur le prélèvement du caribou. Il se récolte donc un ou deux caribous par année (J. Courtois, comm. pers.).

Dans le Nord-du-Québec, les Cris récoltent des caribous à des fins alimentaires dans l'ensemble de l'Eeyou Istchee (Baie-James). Il est cependant difficile d'effecteur un suivi de la récolte et de répartir leurs prises entre les écotypes forestier et migrateur. Les Cris sont bénéficiaires de la Convention de la Baie-James et du Nord québécois. Celle-ci leur a attribué des taux d'exploitation garantis pour toutes les espèces fauniques, y compris le caribou. Par contre, ces taux sont assujettis au principe de conservation. La réduction de la récolte de caribous forestiers est actuellement effectuée sur une base volontaire.

Le nombre de bêtes récoltées par les Algonquins demeure inconnu, mais il est vraisemblablement faible (Courtois et coll., 2003d).

Il est évident que l'allocation actuelle et future du caribou à des fins de prélèvement devra se faire en fonction de l'ordre de priorité généralement accepté, soit :

i. La protection de la ressource;
ii. La chasse de subsistance par les Premières Nations;
iii. La chasse sportive.

2.8.5 Braconnage

L'information disponible sur les causes de mortalité du caribou forestier indique que le braconnage ne semble pas en être une importante dans son aire de répartition (Courtois et coll., 2003d). Cependant, il l'a été par le passé, de façon non récurrente, dans certains secteurs. Par exemple, cela a été le cas de 1992 à 1999 dans le secteur ouest de la Côte-Nord et au Saguenay–Lac-Saint-Jean.

Des opérations antibraconnage effectuées dans la partie de l'aire de répartition utilisée conjointement par le caribou forestier et le caribou migrateur ont démontré que les localisations télémétriques des caribous migrateurs, diffusées sur le site Internet du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), pouvaient servir aux braconniers pour localiser les caribous. Ces renseignements incitaient des braconniers à chasser le caribou au sud des zones de chasse permises et, de ce fait, récoltaient, au hasard des événements, des caribous forestiers qui fréquentaient ces secteurs. Aujourd'hui, les données sur les caribous migrateurs au sud des zones 22A et 22B ne sont plus diffusées.

En vue de contrer les effets du braconnage, les Directions régionales de la protection de la faune du MDDEFP ont mis en place des stratégies d'intervention dans certains secteurs où les hardes de caribous forestiers sont bien connues. C'est particulièrement le cas au Saguenay–Lac-Saint-Jean où, depuis 2001, des plans de protection existent pour une dizaine de secteurs de cette région. Ainsi, une vigilance toute spéciale est exercée par les agents en patrouille durant la période de chasse à l'orignal. En période hivernale, les plans d'eau susceptibles d'être occupés par des regroupements de caribous forestiers sont surveillés afin de dissuader les motoneigistes et les villégiateurs de les utiliser. Depuis les cinq dernières années, le nombre de rapports concernant le caribou forestier demeure stable et une seule plainte s'est soldée par une infraction en 2005, au Saguenay–Lac-Saint-Jean (J. Larouche, comm. pers.). De la même manière, la Direction de la protection de la Côte-Nord possède un plan de protection propre au caribou forestier (D. Erdely, comm. pers.). Depuis 2003, quelques cas de braconnage de caribous forestiers ont été rapportés dans les régions de la Côte-Nord, du Nord-du-Québec et de l'Abitibi-Témiscamingue. Depuis 2009, un cas a été enquêté sur la Côte-Nord et un autre au Saguenay–Lac-Saint-Jean, au sujet de trois caribous abattus à l'hiver 2012.

2.8.6 Dérangement anthropique

Plusieurs études ont démontré que les caribous et les rennes (*R. tarandus tarandus*) tendent à éviter les habitats situés à proximité des infrastructures (Nellemann et coll., 2000; Seip et coll., 2007; Wittmer et coll., 2007) et plus particulièrement à s'éloigner des chalets, des camps de pourvoyeurs, des camps forestiers (et autres camps industriels) (Carr, 2007; Courbin et coll., 2009; Lesmerises, 2011; Fauteux et St-Laurent, en préparation; St-Laurent et coll., en préparation).

Bien que ces bâtiments soient spatialement associés aux routes et que les effets de ces deux types d'infrastructures puissent être confondus, certaines de ces études ont clairement dissocié leurs effets respectifs et ont souligné l'évitement marqué des chalets, des camps et des autres bâtiments par le caribou (Lesmerises, 2011; Fauteux et St-Laurent, en préparation; St-Laurent et coll., en préparation.). Cet évitement variait d'intensité entre les différentes périodes du cycle vital annuel

du caribou (c.-à-d. hiver, printemps, mise bas, été et rut), mais les caribous étudiés n'étaient jamais spatialement associés aux divers types de bâtiments (Fauteux et St-Laurent, en préparation; St-Laurent et coll., en préparation). La situation diffère légèrement sur la Côte-Nord (Courbin et coll., 2009). De façon générale, les effets des bâtiments viennent s'ajouter aux effets des coupes et des routes. Selon la période de l'année, la présence des caribous peut soit augmenter ou diminuer, selon la distance des bâtiments. On observe un évitement particulièrement prononcé durant la mise bas et l'hiver (Courbin et coll., 2009).

Bien qu'il soit difficile de statuer sur la nature des causes sous-jacentes à l'évitement des bâtiments associés à la villégiature et aux autres formes d'occupation du territoire, l'hypothèse la plus crédible réfère au dérangement anthropique associé à la fréquentation humaine de ces diverses installations. Sans nécessairement altérer la structure et la composition des habitats ni en diminuer la qualité intrinsèque, les activités de villégiature menées dans les aires utilisées par le caribou peuvent entraîner une perte fonctionnelle d'habitat.

En effet, le dérangement induit souvent un déplacement des caribous afin de diminuer le stress généré par la confrontation à une activité humaine (Webster, 1997), une réponse qui peut être exacerbée si les caribous ne sont pas accoutumés à ce type de dérangement. Ce type de réponse s'apparente régulièrement aux comportements induits par un prédateur, et les activités anthropiques sont souvent perçues comme telles par plusieurs espèces fauniques (Frid et Dill, 2002). Les réponses usuelles du caribou relativement au dérangement anthropique peuvent être très variées, passant d'une simple augmentation du comportement de vigilance à une fuite en panique, ce qui implique des conséquences pour l'animal (Jakimchuck, 1980; Shideler et coll., 1986) sur les plans énergétiques et démographiques (Johnson et St-Laurent, 2011).

À titre d'exemple, Carr (2007) a démontré une forte tendance à l'évitement des infrastructures, de 9 à 10 km, lors de la sélection des sites de mise bas et d'élevage au sein du parc provincial Wabakimi (Ontario). Lesmerises (2011) a démontré que des chalets de villégiature construits dans des rayons variant de 1 à 7,5 km autour des massifs de forêt résiduelle diminuaient significativement la probabilité d'utilisation de ces massifs par le caribou ainsi que l'intensité de cette utilisation (c.-à.-d. densité de localisations télémétriques). De tels résultats s'avèrent problématiques pour la stratégie d'aménagement forestier préconisée dans l'aire continue de répartition du caribou forestier. En effet, la conservation de massifs de protection et de remplacement oriente l'établissement des bâtiments affectés à la villégiature ou au récréotourisme à l'extérieur de ceux-ci. Toutefois, il n'existe actuellement aucune balise concernant les densités maximales et les distances minimales à respecter par rapport aux massifs.

La présence humaine peut induire chez le caribou plusieurs réactions physiologiques et comportementales qui peuvent par la suite avoir d'importantes conséquences nutritionnelles, énergétiques et ultimement démographiques (Johnson et St-Laurent, 2011). Malgré le fait qu'un dérangement répété puisse s'accompagner d'une forme d'habituation, une réduction de la croissance, une pauvre condition corporelle et une diminution de l'investissement reproducteur sont autant de conséquences pouvant provoquer une augmentation du taux de mortalité chez les adultes et les faons et, ultimement, l'effondrement d'une population (Webster, 1997). Ces altérations du budget énergétique ont davantage de répercussions lorsqu'elles surviennent durant la période de mise bas et d'élevage des jeunes, une période critique et souvent considérée comme un goulot d'étranglement démographique.

Plusieurs conséquences liées au dérangement humain ont été observées. À titre d'exemple, la proximité d'un randonneur peut induire une augmentation des fréquences cardiaques et des modifications comportementales plus importantes que divers autres stimuli d'ordre mécaniques (Eckstein et coll., 1979; MacArthur et coll., 1982; Freddy et coll., 1986; Simpson, 1987; Andersen et coll., 1996). L'approche de randonneurs a également été associée à une augmentation du comportement de vigilance et à un évitement actif, le tout induisant une augmentation des demandes énergétiques (Richens et Lavigne, 1978; Eckstein et coll., 1979; Ferguson et Keith, 1982). Nellemann et coll. (2000) ont démontré, à proximité d'une station touristique norvégienne, que les femelles et les faons du renne fréquentent des habitats situés plus loin de la station (15-25 km) que les mâles et les juvéniles (5-10 km). Toutefois, pratiquement tous les rennes évitaient la périphérie immédiate (0-5 km) du complexe récréotouristique, suggérant une relative intolérance à proximité des infrastructures et des activités humaines.

De 1986 à 1998, ces mêmes auteurs (Nellemann et coll., 2001) ont étudié la répartition spatiale hivernale de rennes dans un territoire parsemé de routes et de chalets de villégiature en Norvège. Ils ont démontré que bien que 78 % du territoire à l'étude fût compris à moins de 5 km d'une infrastructure, seulement 13 % des observations de rennes se trouvaient à l'intérieur de tels rayons d'influence des perturbations anthropiques. La baisse de 79 % des densités de rennes à proximité (0-2,5 km) des infrastructures touristiques entraînait une augmentation de 306 % des densités dans la zone située de 2,6 à 5 km, induisant du même coup un épuisement des stocks de lichens dans les zones fréquentées par les fortes densités de rennes.

Dumont (1993) a réalisé une étude sur le caribou de la Gaspésie portant spécifiquement sur les effets des quelque 9 000 randonneurs fréquentant annuellement le sommet du mont Jacques-Cartier (parc national de la Gaspésie). Il a démontré que la simple présence de randonneurs sur ce sommet modifiait de manière notable le comportement des caribous qui consacraient alors plus de temps aux déplacements et à la vigilance, et ce, au détriment du temps passé à s'alimenter. Ainsi, la fréquentation des sommets du parc de la Gaspésie par les randonneurs contraindrait les caribous à délaisser les zones de toundra alpine et de forêts matures situées près des sommets en faveur des zones boisées de plus faible altitude où le risque de prédation des faons par le coyote et l'ours noir s'avérait plus élevé (Dumont, 1993).

Les activités humaines telles que la randonnée, la motoneige et le ski de fond provoquent un délaissement des lieux par le caribou, au profit d'habitat de moindre qualité (Nellemann et coll., 2000; Seip et coll., 2007; Wittmer et coll., 2007). Dans la réserve de biosphère de Charlevoix, Duchesne et coll. (2000) ont démontré qu'en présence d'écotouristes les caribous passaient plus de temps debout, en état de vigilance, que de temps à s'alimenter et à ruminer, et ce, peu importe le sexe et la classe d'âge des caribous.

De toutes les activités récréotouristiques hivernales, il semble que la pratique de la motoneige (et chenillette) soit celle qui pose la menace la plus perceptible pour le caribou, en raison de l'accès presque illimité des motoneiges aux aires de confinement hivernales fréquentées par les hardes (Simpson et Terry, 2000). Les motoneiges, en raison de leur grande vitesse, de leur manœuvrabilité et du bruit qu'elles produisent, peuvent représenter un stimulus alarmant pour les caribous (Tyler, 1991; Mahoney et coll., 2001). Des cas de poursuites en motoneige sont rapportés dans les régions du Saguenay–Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord, ce qui est interdit (Courtois et coll., 2003d).

Une étude de provocation directe en motoneige, menée dans le parc national du Gros-Morne (Terre-Neuve-et-Labrador) a montré que la réponse des groupes de caribous variait selon la proportion de juvéniles dans le groupe approché, les jeunes caribous semblant plus naïfs et moins préoccupés que les adultes. En Colombie-Britannique, Seip et coll. (2007) ont démontré l'abandon d'un massif rocheux par une harde de caribous en raison de la fréquentation intensive des motoneigistes. Ces auteurs ont associé de telles migrations forcées à un coût énergétique potentiellement supérieur, un déplacement vers un secteur de moindre qualité et une augmentation probable du taux de mortalité. De plus, les pistes hivernales entretenues par les réseaux de motoneige et de motoquad sont utilisées par les divers prédateurs du caribou (Kolbe et coll., 2007), ce qui augmente la portée globale de ces activités sur la conservation du caribou forestier.

Finalement, certaines études suggèrent que le caribou pourrait s'habituer à un certain niveau d'activité humaine (Wolfe et coll., 2000; Haskell et coll., 2006). En Alaska, les caribous feraient preuve d'habituation par rapport aux infrastructures pétrolifères, y compris les routes, en dehors de la période de mise bas et lorsque les conditions de fonte de neige sont favorables (Haskell et coll., 2006). Dépassé un certain seuil d'activité humaine, des répercussions démographiques sont tout de même susceptibles de survenir relativement à la dégradation des habitats adjacents aux infrastructures. La détermination de ces seuils représente un défi de taille, complexifié par la variabilité des réponses comportementales exprimées par le caribou.

2.8.7 Réseau routier

En raison de leur association étroite avec les activités humaines et pour des raisons d'accessibilité, les routes ont des effets sur la faune qui sont difficiles à discerner des autres sources de dérangements anthropiques, puisqu'elles présentent des effets potentiellement synergiques avec les autres sources d'anthropisation (Wolfe et coll., 2000; Houle et coll., 2010). De ce fait, l'effet des routes est souvent additif et cumulé avec d'autres formes de développement industriel (Nellemann et coll., 2001; Courbin et coll., 2009).

Les routes peuvent avoir de nombreuses influences sur la faune :

a. Mort causée par des collisions routières (Clevenger et coll., 2003; Dussault et coll., 2006);
b. Accès accru au territoire pour les chasseurs (James et coll., 2004);
c. Effets indirects tels que la modification du comportement (Rudolph, 2011);
d. Réorganisation spatiale des caribous à proximité des routes (< 4,5 km) menant à un risque accru de rencontre avec le loup (Fortin et coll., soumis);
e. Envahissement par des espèces exotiques (Forman et coll., 2003);
f. Perte et fragmentation de l'habitat (Jaeger et Fahrig, 2004);
g. Morcellement génétique des populations (Dyer et coll., 2001).

Les réactions comportementales du caribou en ce qui a trait aux routes varient. Elles passent de l'augmentation de la vigilance (Bradshaw et coll., 1998) à l'accoutumance de l'évitement, à la redistribution permanente vers des milieux adjacents, à l'abandon de certaines portions du paysage (Cameron et coll., 1992; Vistnes et Nellemann, 2001; Vors et coll., 2007; Faille et coll., 2010) et, enfin, à une augmentation des coûts énergétiques associés au dérangement (Murphy et Curatolo, 1987).

À notre connaissance, aucune étude n'a porté spécifiquement sur les collisions routières impliquant le caribou forestier, principalement en raison de la rareté de ce type de collision. En effet, les populations de caribous des bois présentent de faibles abondances et évitent les routes dans les portions de leur aire de répartition où le réseau routier est développé. Inversement, la densité de routes et le trafic sont peu importants dans les portions de l'aire de répartition où les caribous abondent. Néanmoins, trois caribous ont péri depuis le début des années 2000, à la suite de collisions routières sur la route 175, dans la réserve faunique des Laurentides (Leblond et coll., 2012). Ces individus appartenaient à la population de caribous forestiers de Charlevoix, dont l'effectif est très faible (environ 85 individus). Bien qu'anecdotique, cette information démontre que les routes peuvent avoir un effet négatif sur les populations vulnérables en éliminant des individus.

Possédant de grandes exigences spatiales lors de ses déplacements saisonniers, le caribou peut voir ses déplacements contraints par les routes (Rudolph, 2011) comme cela a été démontré chez le caribou migrateur et le renne après la construction de routes, de chemins de fer et de lignes de transport d'énergie (Curatolo et Murphy, 1986; Nellemann et coll., 2000; Vistnes et coll., 2008). À faible densité de circulation, les routes peuvent parfois servir de corridor de déplacement pendant les migrations, mais leur utilisation par le renne cesse avec la construction de routes importantes telles que les autoroutes ou lorsque les possibilités de rencontre avec les loups et les humains augmentent (Nellemann et coll., 2000).

Chez le caribou forestier, qui se déplace sur de plus petites distances, il est plausible de penser que les déplacements saisonniers puissent être entravés par la construction de routes à fort débit ou d'autres structures morcelant le paysage. Mahoney et Shaefer (2002) démontrent que ce serait la construction de la route et son utilisation par les véhicules, plutôt que la structure physique en elle-même, qui auraient réellement des effets négatifs sur le caribou, et ce, particulièrement pendant les phases cruciales de son cycle biologique.

Bien que certaines variations soient observables dans l'aire de répartition québécoise (Fortin et coll., 2008), la densité et la répartition des caribous dans le paysage sont inversement corrélées à la densité des routes et au trafic (Curatolo et Murphy, 1986; Nellemann et Cameron, 1998; Wolfe et coll., 2000; Vistnes et coll., 2001; Apps et McLellan, 2006). Malgré cette relation, les routes ne constituent habituellement pas des obstacles infranchissables pour les ongulés, comparativement aux petites espèces fauniques (Andrews et Gibbons, 2005). De plus, une étude menée sur le renne a démontré que les routes de moindre débit de même que les lignes de transport d'énergie, les sentiers touristiques ou les chemins saisonniers (p. ex., routes de montagne situées en haute altitude, > 1 400 m) sont utilisés par le caribou (Vistnes et coll., 2008).

Tout comme l'effet de barrière, l'évitement des routes et des zones adjacentes peut provoquer une perte fonctionnelle d'habitat. Chez le renne, il a été démontré que la perte fonctionnelle d'habitat disponible (c.-à-d. essentiellement une perte d'accès) concentrait les individus dans les habitats

éloignés des routes et, par conséquent, menait à la surexploitation locale des ressources alimentaires (Nellemann et Cameron, 1998; Nellemann et coll., 2001; Dahle et coll., 2008). Cet évitement peut toucher une zone allant jusqu'à 6 km de la structure linéaire, tel qu'il a été mesuré chez des rennes femelles pendant la période de mise bas (Cameron et coll., 1992). Les régions situées à moins de 5 km des chalets et des routes, y compris des sentiers touristiques, sont nettement moins utilisées par les rennes de Norvège que les régions situées à plus de 5 km (par rapport à leur disponibilité [Vistnes et coll., 2008]).

D'après Dyer et coll. (2001), les distances d'évitement se situent plutôt de 250 à 1 000 m, tandis que, d'après Leblond et coll. (2011), l'évitement des routes par le caribou forestier de Charlevoix s'établissait à 1,25 km pour les routes achalandées et à 750 m pour les chemins forestiers. Vistnes et coll. (2001) ont démontré que les rennes évitaient les bordures de routes et les autres structures linéaires et préféraient les habitats éloignés des infrastructures linéaires. Cette concentration d'individus, qui induisait une forme de compétition intraspécifique pouvant avoir des conséquences sur la condition physique des individus, en plus de pouvoir se répercuter à une échelle démographique supérieure, engendre une baisse de productivité dans la population (Nellemann et Cameron, 1998; Johnson et St-Laurent, 2011). Une étude menée sur plus de 160 000 km^2 de l'aire de répartition québécoise du caribou forestier démontre que la réaction du caribou aux activités forestières durant l'hiver entraîne une agrégation des individus à environ 4,6 km des routes et des coupes (Fortin et coll., soumis).

Chez le caribou forestier, le regroupement de plusieurs individus peut également augmenter la vulnérabilité des individus aux prédateurs, les caribous devenant plus facilement repérables en groupe que lorsqu'ils sont isolés (Stuart-Smith et coll., 1997). En effet, les routes peuvent accroître le taux de mortalité par prédation naturelle en permettant aux prédateurs de voyager à de plus grandes vitesses et d'être plus efficaces en chassant (James et Stuart-Smith, 2000; James et coll., 2004; Whittington et coll., 2005; Kolbe et coll., 2007; Whittington et coll., 2011), augmentant du même coup leur pression de prédation sur les grands ongulés (Neufeld, 2006).

2.8.8 Développement industriel

L'exploration pétrolière peut être une source de perturbations pour le caribou forestier, puisqu'elle nécessite la détonation de charges explosives sur les lignes sismiques (Bradshaw et coll., 1997). Une étude menée en Alberta a démontré que les caribous forestiers soumis à cette phase d'exploration se déplaçaient plus rapidement et franchissaient plus souvent les différentes bordures d'habitats, bien qu'aucun effet sur le temps alloué à l'alimentation n'ait été démontré (Bradshaw et coll., 1997).

Durant la phase d'exploitation, le caribou démontrait un évitement des structures anthropiques (c.-à.-d. les routes, les lignes sismiques et les puits), le degré d'évitement étant associé au niveau d'activité humaine (Dyer et coll., 2001). La majorité des études traitant des effets du développement pétrolier sur l'écologie du caribou se situent en Alaska, dans la région de la baie de Prudhoe. Ces études ont été réalisées sur la harde arctique centrale appartenant à la sous-espèce de caribou de Grant (*R. tarandus granti*) et ont montré une tendance générale à l'évitement des installations liées à la production, et ce, à une distance bien plus grande que leur empreinte physique respective (Nellemann et Cameron, 1998). Ce déplacement des caribous peut avoir un effet important sur la survie de ceux-ci, puisqu'ils peuvent être contraints d'utiliser des habitats sous-optimaux où le risque de prédation est plus élevé et où la qualité et la quantité de

nourriture sont moindres (Nellemann et Cameron, 1996). Des résultats similaires obtenus par Wolfe et coll. (2000) démontrent que les femelles dont le site de mise bas s'est retrouvé près d'infrastructures à la suite d'un développement pétrolier se sont déplacées et ont utilisé des habitats où la disponibilité de nourriture était moindre.

Le développement minier semble également influencer la répartition du caribou dans le paysage. De manière générale, le caribou forestier évite les endroits situés à moins de 4 km du centre d'une mine et cette distance augmente avec l'intensité de l'activité minière, peu importe la saison (Weir et coll., 2007). L'exploitation minière peut également perturber l'écologie du caribou en exposant ceux-ci à divers composés toxiques, puisque, comparativement aux autres végétaux, le lichen est reconnu pour accumuler et concentrer plus efficacement les radionucléides atmosphériques et autres composés toxiques qui émanent des mines d'uranium (Thomas et Gates, 1999). La contamination du caribou par bioaccumulation est donc facilitée d'autant que le lichen constitue l'essentiel de sa diète hivernale.

Le développement hydroélectrique est, encore aujourd'hui, une source de développement énergétique préconisée au Québec. À ce jour, quelques études scientifiques ont été réalisées afin de quantifier et caractériser les effets des réservoirs hydroélectriques sur l'écologie du caribou et du renne. Parmi les principaux résultats observés chez le renne en Scandinavie, notons la modification des routes de migration en raison des marnages hivernaux importants en bordure des réservoirs (Klein, 1971), l'abandon de secteurs situés en périphérie d'un réservoir en construction, la perte d'habitat fonctionnel, la fragmentation des hardes ainsi que la diminution de la reproduction (Nellemann et coll., 2003). Chez le caribou, un délaissement temporaire des habitats à proximité du réservoir et du barrage ainsi qu'une désynchronisation de la migration entre les femelles a été noté sur l'île de Terre-Neuve (Mahoney et Schaefer, 2002).

À ce jour, aucune étude n'a eu pour but spécifique la détermination des conséquences du développement éolien sur l'écologie du caribou forestier. Cependant, une étude portant sur des rennes semi-domestiqués a été réalisée en Scandinavie et n'a relevé aucun effet systématique, tant du mouvement du rotor que de l'infrastructure de l'éolienne en tant que telle, sur l'utilisation de l'espace, le comportement de vigilance ou du budget d'activité du renne (Flydal et coll., 2003). Cette étude apporte des arguments en faveur du développement éolien, mais s'avère toutefois biaisée par le caractère semi-domestiqué des animaux étudiés. Une autre étude, portant sur le wapiti (*Cervus elaphus*), suggérait également que le développement éolien n'avait que peu d'influence sur l'écologie des grands ongulés (Walter et coll., 2006). Toutefois, le protocole de cette étude, basée principalement sur un suivi télémétrique VHF (peu précis), n'a pu mettre en évidence d'effets sur l'écologie du wapiti (Johnson et St-Laurent, 2011).

Bien que ces deux études tendent à conclure à l'absence d'effets négatifs des éoliennes sur l'écologie des espèces étudiées, l'extrapolation de ces conclusions à l'écologie du caribou forestier demeure périlleuse en raison des lacunes méthodologiques rencontrées (c.-à-d. animaux semi-domestiqués, méthodologie utilisée, protocole expérimental inadéquat). De ce fait, il appert que nos connaissances relatives aux effets du développement éolien sur l'écologie du caribou forestier sont encore aujourd'hui très fragmentaires et que la prudence est de mise dans l'implantation de tels équipements énergétiques au sein de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec.

2.8.9 Relations interspécifiques

Le caribou semble plus vulnérable aux prédateurs que les autres cervidés en milieu forestier. Il est de plus petite taille que l'orignal et peut plus difficilement se défendre contre les attaques du loup gris et de l'ours noir. De plus, son taux de productivité moindre le rend démographiquement plus sensible aux pertes par prédation que le cerf de Virginie. Par conséquent, les populations de caribous forestiers seraient régulées par la prédation (Crête et Manseau, 1996; Stuart-Smith et coll., 1997), contrairement à celles de caribous migrateurs qui semblent régulées par la compétition pour la nourriture d'été (Bergerud, 1996; Crête et Manseau, 1996) ou d'hiver (Ouellet et coll., 1994; Couturier et coll., 2009).

De ce fait, différentes études réalisées en forêt boréale suggèrent que le déclin des populations de caribous forestiers serait essentiellement lié au changement de dynamique des autres espèces d'ongulés qui constituent des proies alternatives importantes pour plusieurs grands carnivores. Ces changements de dynamique chez les autres ongulés sont les conséquences des modifications de l'habitat liées à l'exploitation forestière et au développement d'activités industrielles (James et Stuart-Smith, 2000; Vors et coll., 2007). Ainsi, l'accroissement notoire des densités d'orignal, de cerf de Virginie et de castor a favorisé l'établissement et le maintien de densités importantes de loups (Seip, 1992; Latham et coll., 2011) qui exercent une prédation majoritairement orientée vers les adultes. En contrepartie, la représentation croissante de jeunes peuplements forestiers en régénération issus de perturbations naturelles, mais surtout anthropiques (p. ex., coupe forestière), accroît la biomasse de petits fruits (Brodeur et coll., 2008; Mosnier et coll., 2008) et favorise conséquemment les populations d'ours noirs, prédateurs opportunistes (Bastille-Rousseau et coll., 2011) représentant une menace importante pour les faons (Ballard, 1994; Adams et coll., 1995; Pinard et coll., 2012).

Les densités de caribous que l'on trouve en milieu forestier seraient toutefois trop faibles pour soutenir des populations viables de loups à elles seules (Seip, 1991; Crête et Manseau, 1996). Le loup serait plutôt dépendant de l'orignal qui, par sa taille et son abondance, représente une plus grande biomasse de nourriture. D'ailleurs, le loup semble orienter sa chasse davantage vers l'orignal que le caribou (Basille et coll., 2012). Bergerud (1974, 1985) a suggéré que l'augmentation des populations d'orignaux en Amérique du Nord aurait provoqué un accroissement des populations de loups qui sont des prédateurs efficaces du caribou. D'autre part, au Labrador, Schaefer et coll. (2001) ont observé que le taux de survie des caribous forestiers qui côtoient les caribous migrateurs de la rivière George avait diminué depuis le début du contact entre les deux écotypes à cause, principalement, d'une prédation accrue par le loup.

Autrefois, grâce à des stratégies antiprédatrices efficaces, le caribou forestier était apte à coexister avec l'orignal et le loup, en raison des plus faibles densités de prédateurs et de proies alternatives. Il appert désormais que l'équilibre entre les densités d'orignaux, de loups et de caribous est rompu et que la coexistence est beaucoup plus difficile, particulièrement dans le sud de l'aire de répartition du caribou (Tremblay-Gendron, 2012). La coexistence du caribou, de l'orignal et du loup ne serait pas possible à fortes densités d'orignaux par compétition apparente (Holt, 1977, 1984). En Colombie-Britannique, Seip (1992) a démontré qu'une population de caribous qui partageait son habitat estival avec l'orignal et le loup déclinait rapidement, tandis qu'une population adjacente croissait à un rythme soutenu, puisque les caribous femelles se dispersaient en été dans les zones improductives des montagnes, loin des habitats propices aux orignaux et, conséquemment, aux loups. À ce titre, les populations de caribous forestiers ne semblent pas

pouvoir se maintenir lorsque les densités de loups dépassent 0,65/100 km^2 (Weclaw et Hudson, 2004; Bergerud, 2007; Festa-Bianchet et coll., 2011).

Un autre exemple, tiré des paysages tourbeux du nord de l'Alberta, montre cette ségrégation spatiale où les caribous fréquentent principalement les tourbières, alors que les orignaux occupent les sites bien drainés, notamment les rives des cours d'eau. Dans ce type de milieu, les loups se nourrissent principalement d'orignaux, alors que les caribous ne composent qu'une faible partie de leur régime alimentaire (James et coll., 2004).

Il a de plus été démontré que la gestion du loup permettait à une population de caribous de s'accroître pendant que deux populations avoisinantes, ne bénéficiant d'aucune forme de gestion, déclinaient (Bergerud et Elliot, 1986). Ces études suggèrent donc que la coexistence entre l'orignal et le caribou n'est possible que lorsque les deux espèces sont spatialement ségrégées (Cumming et coll., 1996) et que le loup demeure associé à l'orignal, ou lorsqu'une pression d'exploitation est imposée au loup. Cette dernière option peut toutefois favoriser un nouvel accroissement de l'abondance d'orignaux (Boertje et coll., 1996).

Au Québec, les stratégies antiprédatrices du caribou semblent plutôt efficientes envers le loup gris, mais elles apparaissent déficientes en ce qui concerne l'ours noir (St-Laurent et Dussault, 2012) comme le démontre la pression de prédation très élevée exercée sur les faons dans Charlevoix (Pinard et coll., 2012) et au Saguenay–Lac-Saint-Jean (M.-H. St-Laurent et coll., données non publiées). En effet, 50 jours après la naissance, le taux de mortalité des faons atteignait 50 % dans l'aire de répartition du caribou de Charlevoix. L'ours était responsable de 65 % de ces mortalités, contre seulement 3 % pour le loup gris (Pinard et coll., 2012). À la suite d'une revue de littérature, Ballard (1994) a, quant à lui, estimé que l'ours noir tuait de 6 % à 30 % des faons du caribou.

En résumé, la conversion de forêts matures en peuplements favorables aux proies alternatives et aux prédateurs agirait donc comme facteur ultime expliquant, en bonne partie, le déclin des populations de caribous à l'échelle nord-américaine, canadienne et québécoise en accentuant la pression de prédation sur le caribou (Hebblewhite, 2008; Gurarie et coll., 2011; St-Laurent et Dussault, 2012).

2.9 Mesures de protection

Le Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec — 2005-2012 contient 30 mesures visant le rétablissement ou le maintien du caribou forestier. Ces dernières sont regroupées en cinq éléments : le taux de survie, la conservation des habitats, l'application de mesures d'aménagement de la forêt boréale, l'information et la sensibilisation des citoyens ainsi que l'acquisition de connaissances. L'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, en collaboration avec plusieurs partenaires, a assuré la mise en œuvre du Plan. Pour ce faire, plusieurs groupes de mise en œuvre (GMO) ont été formés au sein de l'Équipe afin de travailler sur des mesures de rétablissement désignées comme étant prioritaires.

2.9.1 Mesures légales

En vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (RLRQ, c. C-61.1), il est interdit de chasser le caribou forestier depuis l'hiver 2001, à l'exception des zones où la chasse au caribou migrateur est autorisée. D'autre part, selon l'article 10 de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (RLRQ, c. E-12.01), le gouvernement peut par règlement : 1° désigner comme espèce menacée ou vulnérable toute espèce qui le nécessite; 2° déterminer les caractéristiques ou les conditions servant à désigner les habitats légalement protégés à l'égard de l'espèce. En ce sens, le 3 mars 2005, le caribou forestier a été désigné vulnérable compte tenu du recul de son aire de répartition. Le 15 octobre 2009, le règlement a été modifié afin d'introduire la définition de l'habitat du caribou forestier, soit « un territoire forestier fréquenté par le caribou et servant à la mise bas, au rut ou à l'alimentation hivernale de ce caribou, identifié par un plan dressé par le ministre ».

Afin de contribuer à la protection d'habitats adéquats pour le caribou forestier, de nombreuses aires protégées ont été créées en vertu de la Loi sur la conservation du patrimoine naturel (RLRQ, c. C-61.01). La proportion d'aires protégées dans l'aire de répartition du caribou forestier est ainsi passée de 0,6 % à 8,9 %, de 2002 à 2012. Parmi celles-ci, plusieurs ont été créées spécifiquement pour la conservation de l'habitat du caribou forestier comme la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or et les réserves de biodiversité projetées d'Akumunan et du lac Berté.

Une modification a été apportée au cadre législatif afin de permettre, dans certains cas, la fermeture (temporaire ou permanente) ou la remise en production de chemins forestiers situés sur les terres du domaine de l'État. Il s'agit de la Loi modifiant la Loi sur les forêts (L.Q., 2006, c. 45), adoptée le 13 décembre 2006, et qui concerne des amendements aux articles 3 et 32 de la Loi sur les forêts ainsi que l'ajout de l'article 11.3 à la Loi sur le ministère des Ressources naturelles et de la Faune. La possibilité de procéder à la fermeture de chemins peut s'avérer intéressante dans le but de réduire le dérangement humain et les voies de pénétration des prédateurs dans l'habitat du caribou.

2.9.2 Mesures administratives

En plus des mesures légales, diverses mesures administratives ont été mises de l'avant. Afin de maintenir ou d'augmenter la survie des caribous, des discussions avec les Premières Nations ont été entreprises en vue de réduire, voire d'éliminer le prélèvement du caribou forestier. Relativement à la limitation de ces prélèvements, des plans de protection propres au caribou ont été proposés dans les différentes régions du Québec concernées par l'espèce. Enfin, des programmes de mise en valeur et de gestion des prédateurs ont été entrepris en vue de réduire le taux de mortalité associé à la prédation au sein des populations isolées.

D'autres mesures ont visé plus particulièrement l'habitat, dont la réalisation d'un plan d'aménagement basé sur les lignes directrices relatives à l'aménagement de l'habitat du caribou (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2010). En ce qui concerne les habitats, des modèles de dispersion de coupes ont été conçus en vue de remplacer les modes traditionnels de coupe. Enfin, des aires protégées dans l'habitat du caribou forestier ont été créées et des

modalités régionales ont été mises en place en vue de limiter le développement de la villégiature dans son habitat.

Une trentaine de mesures étaient intégrées au plan d'action du plan de rétablissement précédent. Un bilan du Plan faisant état de l'avancement de chacune des mesures a été produit par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2013).

2.10 Importance particulière

La valeur du caribou forestier dépend davantage de considérations écologiques, sociales et culturelles qu'économiques. Socialement, le caribou forestier a pris de plus en plus d'importance au cours des dernières années. En effet, sa situation précaire est maintenant mieux connue et il est devenu une espèce emblématique de la forêt boréale.

Le prélèvement par certaines Premières Nations sous-tend des valeurs alimentaires, sociales et culturelles. Toutefois, quelques communautés innues ont déjà accepté de suspendre cette activité, compte tenu de la situation précaire du caribou forestier.

L'estimation de la valeur socioéconomique d'une espèce animale ou d'une activité qui y est associée peut être relativement simple si l'on se limite à des points facilement quantifiables comme la valeur de la venaison, par exemple. Par contre, l'inclusion de considérations culturelles ou sociales rend la quantification plus difficile, voire impossible dans le cadre d'une analyse socioéconomique.

Les répercussions économiques directes relèvent davantage d'activités écotouristiques entourant l'espèce, la chasse étant interdite depuis 2001. Il est à prévoir que l'écotourisme continuera de croître en popularité au cours des prochaines années et que les aires protégées (p. ex., les parcs nationaux de conservation) joueront un rôle important dans la mise en valeur des espèces en situation précaire. Toutefois, le caribou forestier se prête mal à l'observation directe compte tenu de sa sensibilité au dérangement. Les activités d'observation des caribous forestiers dans le parc national des Grands-Jardins en hiver ont modifié le comportement des animaux sans que ceux-ci quittent le secteur qu'ils utilisaient (Duchesne et coll., 2000). L'effet à long terme d'un tel dérangement n'a toutefois pas été évalué. Dans le parc national de la Gaspésie, l'observation du caribou montagnard constitue une des principales attractions offertes au public. Dans un paysage montagneux, il est plus facile d'observer à distance les caribous. Mais, même dans ce milieu, les visiteurs dérangent les caribous et augmentent les risques de mortalité (Dumont, 1993). Il faudrait davantage compter sur les activités d'interprétation traitant du caribou forestier (historique, habitat, etc.) pour générer des retombées économiques plutôt que sur son observation directe.

Il est aussi important de tenir compte des répercussions économiques indirectes. Ainsi, les moyens d'actions volontaires mis en œuvre par l'industrie forestière et visant la protection de l'habitat de ce cervidé sont susceptibles de hausser la réputation et la crédibilité de cette industrie, voire de lui faciliter l'accès à certains marchés économiques, particulièrement dans le contexte actuel de certification forestière.

2.11 Retour sur les éléments clés de la situation du caribou forestier

Les caribous femelles ne produisent qu'un jeune par année et leur première mise bas a lieu, dans les meilleures conditions, à l'âge deux ans. Parmi les cervidés, le caribou possède un potentiel d'accroissement démographique relativement faible. Un taux de survie élevé chez les adultes des grands ongulés est nécessaire pour maintenir la stabilité des populations, puisque leur recrutement est relativement faible à l'état naturel. Cette caractéristique démographique permet ainsi d'atténuer l'effet d'une réduction ponctuelle du taux de survie des faons (Gaillard et coll., 1998). Une réduction récurrente du taux de survie des faons engendrerait cependant un vieillissement de la population et éventuellement un déclin important de l'effectif.

La prédation et la chasse représentent les principaux facteurs directs de mortalité chez le caribou forestier. Le loup et l'ours noir sont les principaux prédateurs de cet écotype au Québec (Crête et Manseau, 1996; Pinard et coll., 2012; Tremblay-Gendron, 2012). Seip (1992) a proposé que l'abondance des populations d'orignaux et leur expansion, qui découle des modifications de l'habitat, favorisaient la croissance des populations de prédateurs et augmentaient le taux de mortalité chez le caribou. Cette hypothèse soutient la proposition de Crête et Manseau (1996) selon laquelle le caribou ne peut se maintenir dans les forêts productives, car la qualité du milieu permet le maintien d'un nombre de cervidés qui lui-même soutient des populations résidentes de prédateurs. D'autre part, le rajeunissement des peuplements à la suite de perturbations (incendies, exploitations sylvicoles) contribue à la prolifération de l'ours noir, un prédateur important pour les faons.

Les connaissances que l'on possède sur l'écologie des caribous forestiers permettent les constatations suivantes :

a. Lorsque le taux de survie annuel des femelles adultes est de moins de 90 % ou que la proportion de faons est inférieure à 15 % de la population totale, les populations déclinent souvent;
b. Les populations de caribous forestiers demeurent toujours à des densités très faibles, de 10 à 100 fois inférieures à celles pouvant être atteintes par les populations de caribous migrateurs ou par des populations de caribous forestiers à l'abri de prédateurs;
c. Les modifications de l'habitat favorisent des conditions propices à l'accroissement des populations de prédateurs;
d. En milieu peu perturbé, le comportement de dispersion du caribou lui permet d'éviter ses prédateurs et de se maintenir;
e. Le prélèvement par les humains et la prédation jouent un rôle majeur dans le déclin des populations;
f. La compatibilité du caribou forestier et de l'aménagement forestier n'a pas été démontrée;
g. Le caribou forestier ne tolère pas le développement du territoire et son utilisation à des fins récréatives et industrielles.

En plus des constatations énumérées ci-dessus, la protection de l'habitat du caribou forestier serait possible dans son aire de répartition, par l'instauration de règles d'aménagement qui respectent un taux de perturbation permettant une autosuffisance des hardes à l'échelle du paysage et qui incluent la conservation de massifs forestiers favorisant une forte probabilité d'occupation du caribou.

3 STRATÉGIE DE RÉTABLISSEMENT

3.1 Aire d'application du plan de rétablissement

Le plan de rétablissement s'appliquera à l'aire de répartition reconnue du caribou forestier en tenant compte de certaines particularités. Du sud au nord, le milieu évolue graduellement de la sapinière à bouleau blanc jusqu'à la pessière à lichens. De même, dans le sud, les modifications de l'habitat, la présence humaine et les prédateurs sont plus fréquents que dans le nord, où le milieu est moins perturbé. L'ensemble de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier représente environ 644 000 km^2 (figure 3).

3.1.1 Secteur Nord

Les différences génétiques montrent qu'il n'y a pas d'échanges importants entre les deux écotypes (forestier et migrateur) fréquentant ce secteur. Toutefois, la dynamique prédateurs-proies est potentiellement influencée par la présence de caribous migrateurs et la chasse sportive au caribou y est autorisée. La difficulté de différencier visuellement les deux écotypes entraîne potentiellement une exploitation du caribou forestier pendant la période de chasse au caribou migrateur. Pour les caribous forestiers, la chasse serait particulièrement néfaste lorsque les caribous migrateurs sont rares dans la zone de chasse pendant cette période. Ce secteur d'application se caractérise entre autres par la superposition des aires de répartition du caribou forestier et de la population de la rivière aux Feuilles.

Outre la problématique liée à la chasse, le développement minier et hydroélectrique accroît la fragmentation de l'habitat et le dérangement par l'implantation des installations, mais aussi par les aménagements connexes tels les voies d'accès, les oléoducs, etc. Il ne faut pas négliger l'effet de l'ouverture du territoire sur les nouvelles possibilités de récolte de caribous par les autochtones.

3.1.2 Secteur Centre

Il n'y a pas de perturbations importantes d'origine humaine jusqu'à maintenant dans ce secteur de 90 000 km^2 et l'ouverture du paysage par les nouvelles routes ainsi que les développements associés aux projets miniers et hydroélectriques pourraient modifier la qualité des habitats du caribou encore intacts dans cette aire d'application du Plan. L'incursion du caribou migrateur dans le secteur Centre est marginale et la chasse sportive y est pratiquée sur une faible superficie, près de Chisasibi. Toutefois, la proximité des Premières Nations facilite le prélèvement de cette ressource à des fins alimentaires, rituelles ou sociales. Ce secteur de l'aire d'application du Plan constitue donc la zone comprise entre les secteurs Nord et Sud. Situé juste au nord de la limite nordique des attributions commerciales de bois, le Centre constitue une partie du territoire permettant de maintenir une connectivité favorable aux échanges entre les massifs situés plus au sud, encore favorables au caribou forestier, et ceux des secteurs Centre et Nord.

3.1.3 Secteur Est

Le caribou forestier y fait depuis toujours l'objet de prélèvement à des fins alimentaires, rituelles et sociales par les Premières Nations occupant ce territoire. De plus, les développements hydroélectriques, miniers et autres en cours et à venir constituent une menace grandissante dans cette zone, d'autant plus que ces développements s'accompagnent d'un accroissement de l'occupation humaine et de l'aménagement de routes d'accès dans un territoire relativement sauvage. Bien que le secteur Est ne soit pas découpé en unités d'aménagement forestier comme c'est le cas pour le secteur Sud et que l'exploitation de la forêt à des fins commerciales n'y a jamais eu lieu, ce type d'exploitation y demeure néanmoins possible (M. Cyr, comm. pers.).

3.1.4 Secteur Sud

La modification du couvert forestier et le développement des infrastructures d'accès sont particulièrement importants. L'accès au territoire permet une utilisation substantielle du milieu par les villégiateurs, les pêcheurs et les chasseurs. Les prédateurs naturels, attirés par ces milieux, le braconnage ainsi que la chasse pratiquée par certaines Premières Nations peuvent également nuire aux hardes de caribous.

3.1.5 Les populations isolées

Les populations isolées de Charlevoix et de Val-d'Or sont largement touchées par le développement du territoire et l'utilisation des ressources de toute nature. Les habitats résiduels associés à ces populations sont peu abondants et morcelés si bien que plusieurs actions proactives sont plus que jamais requises à court, moyen et long terme pour prévenir la disparition des populations. Des aires protégées contribuent à assurer une protection minimale d'habitat pour chacune de ces populations. La réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or assure une protection pour les habitats utilisés de la mi-avril à la mi-novembre. Toutefois, en hiver, les secteurs utilisés par le caribou forestier sont variables et il s'avère plus difficile de les cerner en vue de les protéger. Les limites de l'aire d'application du Plan pour ces populations ont été définies à partir d'études d'utilisation spatiale.

3.2 Potentiel de rétablissement

On estime qu'il y aurait de 5 980 à 8 570 caribous forestiers au Québec, dont près de 40 % vivent au sein des forêts aménagées. Depuis la première édition du plan de rétablissement, les plus récents développements scientifiques ont montré qu'il était possible d'établir une probabilité de persistance d'une population locale (harde) en fonction du taux de perturbation de l'habitat (Environnement Canada, 2011). Dans les secteurs Nord, Centre et Est, il serait possible de maintenir le caribou dans la mesure où les taux de perturbation demeurent inférieurs aux seuils critiques. Dans le secteur Sud et pour les populations isolées, différentes mesures, en particulier celles liées au maintien ou à la protection de l'habitat, doivent être mises de l'avant afin de maintenir et même d'accroître les hardes résiduelles.

3.2.1 Secteurs Nord, Centre et Est

Sur le plan forestier, les secteurs Centre, Nord et Est sont caractérisées par une bande de forêts inexploitées commercialement qui s'étend de l'Ontario au Labrador et qui assure la connectivité entre les hardes de caribous qui l'habitent. Jusqu'à maintenant, le caribou évoluant dans ces secteurs était à l'abri des fortes perturbations anthropiques, lui permettant ainsi de se maintenir dans l'ensemble de ces secteurs de l'aire de répartition. Pour le moment, le potentiel de rétablissement dans ces secteurs est jugé bon, puisque, dans la mesure où les taux de perturbation demeuraient faibles, le maintien du caribou apparaît probable. Toutefois, la mise en œuvre de grands projets de développement industriel et autres sur le territoire est susceptible de faire augmenter les taux de perturbation des habitats et modifiera la probabilité d'autosuffisance des hardes de caribous forestiers. Le Plan recommande que la probabilité de persistance des hardes répertoriées soit évaluée suivant les recommandations scientifiques les plus récentes.

Dans ce secteur nordique de la province, l'implantation de grandes aires protégées (plus de 10 000 km^2) devrait contribuer à assurer la protection de l'habitat du caribou forestier à long terme. Ces grandes aires protégées devraient aussi déborder dans le secteur Sud afin de maximiser le potentiel de rétablissement, notamment en améliorant la représentativité des habitats et la connectivité entre les secteurs.

Le caribou forestier partage le secteur Nord de l'aire d'application du plan de rétablissement avec les populations de caribous migrateurs fréquentant ce secteur au cours de leurs déplacements automnaux ou hivernaux. Ce chevauchement rend toutefois difficile, parfois impossible, le dénombrement des caribous forestiers dans les secteurs de mixité de ces deux écotypes. De plus, l'abondance du caribou migrateur pourrait influencer les populations de prédateurs, et ce, en augmentant ou en diminuant le nombre de proies et la disponibilité de carcasses.

Dans ces secteurs, les modifications de l'habitat et les activités susceptibles de nuire directement aux populations de caribous forestiers, telles la chasse sportive et la chasse de subsistance, devront être davantage encadrées et limitées.

3.2.2 Secteur Sud

La situation apparaît critique pour les hardes occupant les forêts aménagées de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc. Des moyens d'action concertés doivent être pris afin d'améliorer les conditions qui lui sont favorables. Le rétablissement du caribou forestier requiert le maintien, voire l'accroissement de son effectif, notamment en assurant le maintien d'un bon habitat et en minimisant les divers facteurs causant la mort. En conséquence, nous estimons que les chances de maintien du caribou forestier dans les forêts sous aménagement sont bonnes si :

a. Il y a instauration d'un seuil de perturbation de l'habitat permettant un taux d'autosuffisance viable des populations de caribous;

b. L'aménagement forestier s'inspire des caractéristiques naturelles des forêts à l'échelle du paysage forestier;

c. On maintient des massifs de grandes superficies dans lesquels les composantes de l'habitat du caribou forestier sont conservées et où le dérangement est réduit au minimum, permettant une occupation viable par le caribou;

d. On planifie adéquatement le développement anthropique;

e. Des actions concrètes à court et moyen terme sont déployées afin de restaurer l'habitat;

f. Des efforts sont déployés pour réduire le taux de mortalité causé par le prélèvement humain.

3.2.3 Les populations isolées

3.2.3.1 Population de Val-d'Or

Avec des moyens limités — mais aussi avec une grande détermination —, les gestionnaires régionaux de la population de caribous de Val-d'Or ont réussi à suivre l'évolution de cette petite population et à lui offrir une certaine protection depuis les années 70 (Paré et Brassard, 1994; Paré et coll., 1994). En 1974, elle comptait de 60 à 80 individus, mais en 1980 elle avait chuté à environ 50 individus. L'effectif a semblé se maintenir à ce niveau jusqu'en 1999. Depuis, le nombre total de caribous a nettement décliné, tout comme la proportion des faons parmi les animaux recensés. La dizaine de caribous porteurs d'un collier émetteur en 2001 et 2002 a connu un taux de mortalité de près de 50 % (Paré et Jourdain, en préparation). Par conséquent, en 2004, la population de caribous de Val-d'Or ne comptait plus que 25 à 30 individus et seulement une vingtaine en 2010 (M. Paré, comm. pers.).

Malgré les efforts déployés pour protéger certains secteurs de son aire de répartition, cette petite population s'avère très vulnérable aux prédateurs qui se sont habitués à les exploiter régulièrement. Depuis 1989, un plan d'aménagement forestier favorisant la présence du caribou forestier a été mis en place dans ce secteur, dont le cœur est maintenant protégé par la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or (434 km^2) créée de façon permanente en 2009. Sans interventions ciblées, les chances de persistance à long terme de cette harde isolée sont très incertaines. En plus de l'établissement d'une aire protégée, l'aménagement adéquat de l'habitat environnant devra être préconisé afin d'assurer une diminution du taux de mortalité tant chez les faons que chez les adultes. Un plan spécifique de rétablissement est en place depuis 2010.

3.2.3.2 Population de Charlevoix

La population de Charlevoix connaît une situation difficile. Après une diminution importante au début des années 2000, le nombre de caribous est maintenant estimé à environ 85 individus. Cette population est isolée des autres par le fjord du Saguenay. Le parc national des Grands-Jardins assure la protection d'une partie de son aire de fréquentation alors qu'une partie de son habitat (603 km^2) est légalement protégée par une aire de fréquentation du caribou au sud du 52° de latitude Nord en vertu du Règlement sur les habitats fauniques. Cette population utilise également en partie les parcs nationaux de la Jacques-Cartier et des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie. Un plan d'aménagement de l'habitat propre à cette population a été produit en 2006 (Lafleur et coll., 2006) et une nouvelle version est en cours de préparation. Toutefois, le maintien à long terme de cette population n'est pas assuré. Des mesures de conservation particulières et des actions proactives et intensives seront nécessaires concernant, entres autres, l'habitat, le dérangement et la diminution du taux de mortalité tant chez les faons que chez les adultes.

Dans l'ensemble, une saine gestion des habitats et des populations devrait permettre de freiner le déclin de cette population. Malgré la situation difficile des populations isolées, l'exemple de la population de caribous du lac Quesnel, en Colombie-Britannique, devrait accroître la persévérance des gestionnaires québécois. En effet, il se peut qu'une population se redresse lorsque l'effectif atteint un très bas niveau (Seip et Cichowski, 1996).

3.3 Faisabilité du rétablissement

Les études récentes montrent que le caribou est sensible aux perturbations de son habitat, entraînant, entre autres, des modifications importantes dans l'équilibre prédateur-proie. La faible productivité de l'espèce le rend vulnérable à toute modification de cet équilibre. C'est particulièrement le cas pour les populations isolées et pour les hardes qui occupent le secteur Sud de l'aire d'application du Plan, là où les perturbations anthropiques sont les plus importantes. Dans le secteur Sud, le rétablissement du caribou est possible dans la mesure où des massifs de forêt résiduelle de grandes superficies sont maintenus et associés à une limitation des taux de perturbation. Ces actions devraient permettre au caribou de se maintenir, mais des actions doivent prioritairement et rapidement être mises en place afin de reconstituer un habitat propice.

Dans les secteurs Centre, Nord et Est, le maintien du caribou est davantage assuré, compte tenu des plus faibles taux de perturbation de l'habitat. Ce sont les prélèvements humains qui doivent être gérés. Par contre, les projets de développement que l'on entend réaliser à l'avenir risquent également d'influencer le maintien du caribou. À cet égard, les taux de perturbation devront être évalués et limités afin de permettre une autosuffisance acceptable pour le caribou.

Dans le contexte actuel et futur du développement du territoire, les perspectives de rétablissement du caribou forestier au Québec seront raisonnablement bonnes dans la mesure où des actions de maintien et de rétablissement appropriées seront mises en œuvre rapidement. La situation du caribou et de son habitat diffère en fonction des diverses menaces qui pèsent sur le territoire. Le potentiel de rétablissement et l'état du milieu permettent d'espérer plus aisément le rétablissement du caribou dans les zones Nord, Centre et Est de son aire de répartition actuelle. Par contre, dans le secteur Sud et pour les populations isolées, la multitude d'éléments de stress perturbant le milieu, et le caribou forestier lui-même, rend précaire son rétablissement et peut-être même son maintien. Il est d'ailleurs acquis que certains secteurs de l'aire de répartition historique ne peuvent plus contribuer au soutien durable de populations de caribous, compte tenu des modifications importantes subies par le milieu et du fort accroissement de leurs prédateurs. À cause de la connectivité entre les hardes et d'un bilan démographique généralement meilleur, celles occupant l'aire de répartition continue ont de meilleures chances de persistance que celles qui sont isolées (Courtois et coll., 2003a, 2003g).

3.4 But

Le but du plan de rétablissement est de permettre au caribou forestier de retrouver un état satisfaisant partout dans son aire de répartition afin que l'on puisse le retirer de la liste des espèces menacées ou vulnérables du Québec.

3.5 Objectifs

Pour atteindre le but du Plan de rétablissement du caribou forestier, quatre objectifs sont proposés.

Objectif 1 : Conservation d'habitats propices au caribou forestier

Le premier objectif du Plan consiste à conserver et restaurer des habitats propices au caribou et à assurer la tranquillité dont il a besoin dans l'ensemble de l'aire de répartition.

Le caribou forestier évolue actuellement dans une grande portion de la forêt boréale, en particulier dans la pessière à mousses et la pessière à lichens. Le caribou trouve et choisit, ici et là, les habitats qui lui sont nécessaires. La grande mobilité de l'espèce et l'homogénéité des écosystèmes de la forêt boréale font que le caribou peut occuper tous les secteurs de son aire de répartition. Cependant, les diverses perturbations naturelles ou anthropiques que subit ce milieu modifient les habitats disponibles pour le caribou. Afin de le maintenir dans son aire de répartition actuelle à long terme, les interventions humaines doivent respecter l'intégrité de l'écosystème de la forêt boréale. En ce sens, il est nécessaire que les diverses composantes de l'écosystème forestier dans lequel évolue le caribou, en l'occurrence les peuplements de résineux, soient maintenues.

Pour ce faire, le respect d'un taux maximal de perturbation visant une autosuffisance des populations dans l'aire d'application du Plan, associée à la préservation de grands massifs forestiers, accentuerait les chances de maintien et de rétablissement des populations de caribous. Afin de maintenir l'ensemble des hardes, il est préférable que ces perturbations soient réparties dans le paysage. Pour s'assurer de cette répartition, l'analyse de ces perturbations devrait se faire à l'échelle du paysage et non à l'échelle de l'aire d'occupation actuelle des hardes. En effet, l'utilisation du territoire par le caribou se traite à grande échelle, puisqu'elle est conditionnée par les perturbations et par les habitats résiduels. Ces analyses devraient donc être réalisées sur une superficie suffisamment grande pour permettre au caribou d'y évoluer et incluant à la fois des habitats propices pour le caribou (habitats résiduels) et des habitats perturbés (habitats potentiels).

Dans le secteur Sud, l'aménagement forestier qui s'y pratique engendre une problématique particulière. L'exploitation forestière occasionne le rajeunissement des forêts alors que ce sont plutôt les forêts matures que privilégie le caribou forestier. Ce rajeunissement des forêts favorise d'autres espèces de cervidés comme l'orignal qui entraîne, par le fait même, une augmentation des populations de loups. Cela favorise aussi l'apparition de petits fruits, laquelle provoque une réaction positive des populations d'ours noirs. Étant donné que la forêt boréale est activement exploitée sur de grandes superficies et que l'exploitation forestière se fait dans les secteurs fréquentés par le caribou, il importe de lui garantir le maintien de sites forestiers qui lui conviennent, à l'intérieur des forêts aménagées. L'établissement d'un seuil de perturbation favorisant l'autosuffisance des populations apparaît comme incontournable. De plus, des massifs forestiers de grandes superficies devraient être maintenus afin d'y assurer une forte probabilité d'occupation du caribou.

Pour se maintenir, le caribou requiert une certaine tranquillité. Conformément à l'approche de respect des taux maximums de perturbation, il faut aussi revoir la stratégie de développement des activités récréatives afin d'en minimiser les effets sur le caribou et son habitat. Ainsi, il est nécessaire d'y limiter le développement de la villégiature et de considérer les routes et les

diverses infrastructures anthropiques dans le calcul des taux de perturbation à l'échelle du paysage.

Parallèlement à cette approche, l'établissement d'aires protégées affectées, entre autres au caribou forestier, soutiendra la protection de l'habitat du caribou. En effet, les aires protégées sont un moyen pour conserver l'habitat du caribou en limitant, à la fois, le taux de perturbation à l'échelle du paysage et le dérangement, bien qu'il ne s'agisse pas d'une garantie immuable. En ce sens, la problématique du caribou forestier devrait être prise en compte dans la détermination des nouvelles aires protégées ou le remodelage des aires actuelles en complément des critères de représentativité de la biodiversité.

Objectif 2 : Atteinte et maintien d'un effectif d'au moins 11 000 caribous forestiers (1,7 caribou par 100 km^2), répartis uniformément dans l'aire d'application du Plan

L'atteinte de l'objectif précédent est un préalable essentiel à l'obtention de conditions propices au maintien du présent objectif. L'atteinte des objectifs liés aux densités de caribous et à la dynamique de population est intimement associée à la qualité de l'habitat et doit être visée afin de s'assurer que le caribou peut se rétablir et se maintenir.

Le caribou forestier évolue à de faibles densités de l'ordre de 1 à 3 caribous/100 km^2. L'Équipe vise un objectif intermédiaire minimal de 1,7 caribou/100 km^2, dans l'ensemble de l'aire d'application du Plan (644 000 km^2) pour un total d'au moins 11 000 caribous. Rappelons que le nombre actuel de caribous forestiers au Québec estimé varie de 5 980 à 8 570 individus, selon les résultats des inventaires aériens. De façon générale, le Plan vise donc à doubler l'effectif moyen de caribous au Québec.

Plus précisément, dans les secteurs Sud et Nord, un objectif de 1,5 caribou/100 km^2 est visé. Le potentiel estimé de chacun de ces secteurs représente 2 500 et 3 700 caribous, respectivement. Actuellement, le nombre de caribous dans ces secteurs est respectivement estimé à 2 650 et 665. Dans les secteurs Centre et Est, compte tenu des plus faibles taux de perturbation de l'habitat, nous visons un objectif minimal de 2 caribous/100 km^2, ce qui représente respectivement 1 800 et 2 700 caribous. Actuellement, l'abondance pour ces secteurs est estimée à 2 300 et 1 650 caribous, respectivement.

On vise également à ce que l'atteinte des objectifs de densité et de dynamique de population soit obtenue uniformément, dans chacun des secteurs de l'aire d'application du Plan.

Sous-objectif 2.1 : Maintenir ou augmenter le taux de survie des caribous forestiers

Ce sous-objectif vise à maintenir ou augmenter le taux de survie des caribous forestiers et, par conséquent, à minimiser, à court terme, les sources causant la mort. L'analyse réalisée par Environnement Canada (2008, 2011) indique une relation étroite entre les taux de perturbation de l'habitat et la productivité. Cet élément est particulièrement important à l'heure actuelle pour les populations du Sud et les populations isolées. Les études récentes montrent que l'ours noir est un prédateur important chez les jeunes. Bien que le caribou forestier ait évolué pendant des milliers

d'années en présence de ses prédateurs, l'équilibre proie-prédateur semble rompu. L'hypothèse la plus probable est que les perturbations de l'habitat entraînent des conditions favorables aux prédateurs, et ce, en augmentant l'abondance de proies alternatives comme l'orignal, dans le cas du loup gris, ou encore en augmentant la quantité de fruits disponibles pour l'ours noir. Il y a donc lieu de gérer l'habitat de façon à le rendre inintéressant pour les prédateurs et, dans des cas très particuliers, intervenir directement sur les prédateurs afin de gérer leurs populations.

Bien que la chasse sportive soit maintenant interdite dans la plus grande partie de son aire de répartition actuelle, le braconnage, le prélèvement à des fins alimentaires, rituelles ou sociales — effectué par certaines Premières Nations —, ainsi que la chasse au caribou migrateur sont responsables d'un bon nombre de mortalités chez le caribou forestier. Des efforts devront donc être consentis pour atténuer le plus possible les conséquences de ces activités.

Sous-objectif 2.2 : Effectuer un suivi d'indicateurs démographiques

La composition de la population de caribous forestiers en hiver peut fournir une indication de sa tendance démographique. Lorsque le taux de survie des femelles reproductrices oscille autour de 90 %, une proportion de 30 faons/100 femelles suffit pour stabiliser l'effectif. Cette variable correspond à 15 % de faons dans la population, si le rapport des sexes se situe à 70 mâles/100 femelles. Une proportion de faons inférieure à 30 faons/100 femelles (ou 15 % de l'effectif), si elle se prolonge, serait le signe très probable d'une population en déclin. De même, il faudra se préoccuper d'une population de caribous où le taux de survie annuel des femelles reproductrices s'éloignerait trop de 90 %. Le taux de survie annuel des femelles devra être mesuré afin d'évaluer la tendance des populations au cours des opérations de suivi des hardes de caribous forestiers.

Sous-objectif 2.3 : Maintenir l'ensemble des hardes et des populations actuelles

Depuis la colonisation du continent nord-américain, l'aire de répartition du caribou forestier n'a cessé de régresser vers le nord. Le plan de rétablissement vise à faire cesser cette régression en portant une attention particulière à la limite méridionale de cette aire.

Pour parvenir au rétablissement du caribou forestier, l'objectif de densité doit tenir compte de la répartition des caribous sur tout le territoire. Par conséquent, les hardes doivent être considérées comme des entités à protéger et le maintien de chacune d'elles doit être assuré. Le maintien ou l'augmentation du nombre de hardes permettra d'atteindre l'objectif global de densité tout en respectant la répartition actuelle du caribou forestier. Bien que la localisation de l'ensemble des hardes ne soit pas connue, les actions visant le rétablissement du caribou doivent être appliquées, avec autant d'efforts, dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

L'Équipe considère que tous les efforts possibles doivent être déployés pour maintenir et consolider les populations isolées de caribous forestiers de Val-d'Or et de Charlevoix. La création de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or (434 km^2) en 2009 fait qu'une portion de l'aire utilisée par cette harde est maintenant mieux protégée. L'application et le renouvellement du plan d'aménagement dans les autres secteurs de son aire de répartition sont des éléments clés, particulièrement pour les aires d'hivernage. D'autres mesures seront

nécessaires afin d'augmenter les chances de survie de ces deux populations. L'Équipe propose un effectif sécuritaire de 50 et 100 individus, respectivement, pour les populations de Val-d'Or et de Charlevoix. Rappelons que l'effectif actuel de ces populations est inférieur à ces seuils. L'Équipe suggère d'atteindre ces objectifs en 2020.

Objectif 3 : Obtention de l'appui du public et de l'implication des Premières Nations et des intervenants du territoire

Le troisième objectif du Plan vise à obtenir l'appui de la population pour la mise en œuvre des mesures proposées dans le plan de rétablissement.

Une attention particulière doit être portée à la sensibilisation du public en général et à l'ensemble des intervenants du territoire. Il est illusoire de penser que les solutions mises de l'avant peuvent être entièrement efficaces sans qu'elles soient soutenues et que chacun y participe à sa façon. Par exemple, de nouvelles modalités d'exploitation forestière pouvant modifier les pratiques devront être proposées. De la même façon, le développement de réseaux de sentiers de motoneige et de motoquad et la poursuite de certaines activités devront être modifiés, particulièrement dans les secteurs considérés comme critiques pour le caribou. Aussi, la mise en place d'un réseau d'aires protégées visant la protection de l'habitat du caribou nécessitera un certain degré de compréhension de la part de la population, d'où la nécessité de déployer des efforts de sensibilisation pour en arriver à développer des pratiques respectueuses du caribou forestier et de ses habitats.

Objectif 4 : Poursuite de l'acquisition de connaissances

L'état des connaissances sur le caribou forestier a connu de très grandes avancées au cours des dernières années. Les répercussions des activités anthropiques sur le caribou, sur sa sélection d'habitats et sur ses principaux prédateurs ont été particulièrement bien documentées. Les connaissances actuelles permettent de formuler des recommandations appropriées visant à maintenir l'espèce à long terme, plus spécifiquement dans les paysages aménagés. Le dernier objectif du Plan recommande tout de même la poursuite de l'acquisition de connaissances sur le caribou forestier et ses habitats, entre autres en ce qui concerne l'état des populations (densité, productivité, répartition, etc.). Ces connaissances permettront de continuer le raffinement des interventions effectuées en vue de maintenir et de rétablir le caribou forestier au Québec. Le suivi de l'état des populations est nécessaire afin de mesurer l'atteinte des objectifs du Plan.

4 PLAN D'ACTION

Dans le cadre de la mise en œuvre du Plan de rétablissement du caribou forestier 2005-2012, certaines mesures prévues ont été réalisées totalement ou partiellement alors que d'autres n'ont pas été mises en application. Dans le cas où ces dernières sont toujours requises, elles ont été reportées dans l'actuel Plan.

Une majorité de ces mesures concernait l'acquisition de connaissances. Elles ont permis de mieux comprendre la dynamique des populations de cet écotype et de préciser ses besoins. Elles permettent également d'appliquer les mesures de rétablissement les plus appropriées à cette espèce.

Les objectifs poursuivis par l'actuel plan de rétablissement consistent à arrêter le déclin, à maintenir les hardes et les populations actuelles de caribous forestiers et à accentuer les mesures de rétablissement afin de retirer finalement le caribou de la liste des espèces désignées menacées ou vulnérables. Les objectifs préconisés dans le cadre du Plan visent, notamment, à préserver et à reconstruire les attributs naturels de l'habitat du caribou. Ils visent également la consolidation des hardes et des populations dans l'aire d'application du Plan.

Les moyens d'action à entreprendre seront appuyés par les connaissances scientifiques les plus à jour. De plus, les développements issus des recherches publiées seront intégrés aux travaux prévus dans le cadre du plan de rétablissement. Toutefois, nous recommandons d'agir selon le principe de précaution dans les cas où certaines lacunes ou incertitudes persistent.

Pour atteindre les objectifs fixés en suivant la stratégie développée, l'Équipe a ciblé 11 mesures. Elles sont présentées ici sous forme de tableau. Pour chacune d'elles, une description vient préciser le contexte dans lequel elle s'insère. On y trouve les actions à réaliser et les indicateurs de réalisation. Un ordre de priorité est accordé à chaque mesure en fonction de son degré de nécessité. Le niveau de priorité 1 est pour une action jugée essentielle à l'atteinte des objectifs. Sans la réalisation de celle-ci, l'atteinte des objectifs du plan de rétablissement est compromise. Un niveau de priorité 2 est attribué à une action jugée importante permettant d'accélérer l'atteinte des objectifs du plan de rétablissement. Enfin, le niveau de priorité 3 vise les actions qui permettent d'assurer une atteinte complète des objectifs. Le niveau de priorité pourrait être revu selon la transformation du contexte dans lequel évolue le caribou forestier. On y inscrit également les organismes responsables de la mise en œuvre des mesures et qui y contribuent. Plus spécifiquement, dans la colonne « Responsables », le nom inscrit en caractère gras désigne l'organisme que nous reconnaissons comme étant responsable de la coordination de cette mesure. Il ne s'agit pas nécessairement de l'organisme qui doit la réaliser, mais de celui qui verra à assurer sa réalisation. Il lui revient donc d'associer les autres partenaires concernés. Les noms des organismes contributeurs, inscrits en caractères normaux, sont présentés à titre indicatif et non exclusif. Il est important de souligner que les organismes identifiés n'ont pas tous été consultés quant à leur responsabilité relative à ces mesures et que leur accord sera sollicité le moment venu.

L'état des populations ainsi que les menaces appréhendées ont permis de répertorier les secteurs d'intervention prioritaires pour chacune des mesures. Puisque les perturbations sont actuellement plus importantes dans le secteur Sud et ceux occupés par les populations isolées, plus de mesures y sont prévues. Toutefois, dans d'autres parties de l'aire de répartition, des changements pourraient survenir avec les développements futurs et l'augmentation des taux de perturbation. En conséquence, des mesures prévues, entre autres pour le secteur Sud et des populations isolées, pourraient éventuellement s'appliquer aux autres secteurs de l'aire d'application du Plan.

4.1 Mesures visant la conservation d'habitats propices pour le caribou forestier (Objectif 1)

- Trois mesures concernant :
  - l'aménagement de l'habitat;
  - les aires protégées;
  - la diminution du dérangement.

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
1	Dans la forêt sous aménagement, mettre en place une stratégie d'aménagement de l'habitat du caribou forestier lui permettant d'assurer sa pérennité.	a) Élaborer des lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou forestier en y intégrant les nouvelles connaissances.	Sur la base des connaissances scientifiques les plus récentes, de nouvelles lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou forestier doivent être élaborées. Elles doivent intégrer la notion de taux de perturbation de l'habitat et des probabilités d'autosuffisance des populations. Des seuils devraient être appliqués à une échelle suffisante pour considérer adéquatement l'habitat du caribou. Elles devraient aussi favoriser les massifs forestiers de grandes superficies. Ceci permettrait d'assurer une plus forte probabilité d'occupation du caribou forestier.	1	Adoption et publication d'un document présentant les lignes directrices	- **Équipe de rétablissement** - MDDEFP
		b) Produire des plans d'aménagement forestier intégrés qui incorporent les lignes directrices relatives à l'aménagement de l'habitat du caribou forestier.	Les lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou visent à concilier l'exploitation forestière et la conservation de l'espèce. Elles doivent être prises en considération dans l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégrés.	1	Rapport de mise en œuvre	- **MRN** - MDDEFP

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
		c) Élaborer un cadre de référence pour structurer les rapports de mise en œuvre des lignes directrices à l'échelle des unités d'analyse.	À partir des lignes directrices relatives à l'aménagement de l'habitat du caribou, déterminer les éléments jugés importants à suivre par l'équipe de rétablissement afin de pouvoir évaluer adéquatement leur mise en œuvre dans les stratégies (ou plans) d'aménagement forestier. Ce cadre de référence facilitera l'établissement du bilan du plan de rétablissement.	3	Adoption du cadre de référence	- **Équipe de rétablissement**
		d) Appliquer des pratiques sylvicoles appropriées au maintien des caractéristiques résineuses de l'écosystème et au retour de l'habitat du caribou forestier.	Le caribou forestier préfère les peuplements de résineux à tous les stades de son cycle vital. Les opérations sylvicoles peuvent modifier la composition forestière en favorisant le développement d'essences feuillues. Cette mesure vise à assurer le maintien des caractéristiques initiales de cet écosystème sur l'ensemble de l'aire d'application du Plan et à hâter le retour des conditions d'habitat propices au caribou forestier afin d'assurer sa pérennité à moyen et long terme. Le phénomène de l'enfeuillement doit être suivi afin d'en déterminer l'ampleur. Les résultats pourront entraîner des modifications aux pratiques sylvicoles dans l'ensemble de l'aire d'application du plan de rétablissement.	1	Écart entre la situation observée et la situation préindustrielle Rapport de mise en œuvre	- **MRN** - Industriels forestiers - Premières Nations - CCQF

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
		e) Déterminer les conditions d'habitat requises pour assurer la connectivité des hardes et des populations dans un paysage sous aménagement.	Au cours des dernières décennies, les opérations forestières ont notamment occasionné des ruptures dans la connectivité des hardes. Cette dernière est requise afin de permettre aux caribous d'accéder à différents habitats pour compléter leur cycle vital et d'assurer les échanges génétiques entre les hardes. Particulièrement dans le secteur Sud, des travaux d'aménagement devront être réalisés pour rétablir cette connectivité. Il est nécessaire de documenter davantage comment il est possible d'assurer le maintien de la connectivité pour cette espèce afin de bonifier les lignes directrices relatives à l'aménagement de l'habitat du caribou.	2	Rapports de recherche ou articles scientifiques	- **MRN** - MDDEFP - Équipe de rétablissement - Université - Autres partenaires

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
2	Dans l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier, créer des aires protégées répondant aux exigences écologiques du caribou.	a) En fonction des objectifs gouvernementaux, créer de grandes aires protégées affectées à la protection du caribou, interconnectées et réparties uniformément dans le paysage.	Dans la forêt sous aménagement, des aires protégées en place devront être modifiées et de nouvelles devront aussi être créées afin d'assurer la protection de noyaux de conservation pour le caribou. La superficie de ces aires protégées devrait idéalement être supérieure à 1 000 km^2. Les aires protégées offrant une protection stricte (catégories I, II ou III de l'UICN) assureraient le maintien de leur intégrité à long terme et permettraient une protection permanente d'une partie de l'habitat du caribou forestier. De plus, cette mesure contribuerait à l'objectif gouvernemental visant à protéger 12 % de la forêt boréale continue d'ici à 2020. De plus, la création de ces aires protégées et leur répartition uniforme contribuera au maintien d'un taux de perturbation faible à l'échelle du paysage en forêt aménagée. Des aires protégées de plus grande superficie (plus que 1 000 km^2) devraient être créées dans les secteurs fortement utilisés par le caribou afin de servir de secteurs témoins. L'établissement de ces aires protégées fait partie des actions essentielles à poser pour le maintien du caribou forestier dans les forêts sous aménagement.	1	Proportion et répartition des aires protégées dans l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou	- **MDDEFP** - MRN

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
			Au nord de la limite de la forêt sous aménagement, cette mesure vise à permettre l'établissement de grands territoires de plus de 10 000 km^2 maintenus à l'état naturel et utilisés, entre autres, par le caribou forestier. Ils assureront la protection du caribou forestier et serviront de police d'assurance à la stratégie de protection et d'aménagement en forêt aménagée. De plus, une priorité devra être accordée à la connectivité entre les aires protégées en forêt aménagée et celles situées au nord.			
3	Réduire le dérangement humain et le taux de perturbation de l'habitat du caribou dans l'aire d'application du plan de rétablissement.	a) Élaborer et mettre en œuvre une stratégie de développement de la villégiature, des activités récréatives, industrielles et commerciales qui minimiseront les répercussions sur le caribou et son habitat.	La villégiature et les activités récréatives, commerciales et industrielles provoquent des dérangements qui rendent plusieurs secteurs inutilisables par le caribou forestier. Les documents de planification de l'utilisation du territoire (schémas d'aménagement et autres) doivent prendre en compte les effets cumulatifs des perturbations en fonction des seuils de perturbation critiques pour le maintien du caribou forestier. Dans ce contexte, il est préférable de concentrer les infrastructures à un endroit plutôt que de les disséminer sur l'ensemble du territoire. Cette mesure assurera au caribou forestier la tranquillité dont il a besoin.	1	Adoption d'une stratégie de développement des activités anthropiques Rapport de mise en œuvre	- **MRN** - MDDEFP - Premières Nations - MRC - Tables GIR

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
		b) Élaborer un cadre de référence qui permettrait de s'assurer que les effets cumulatifs sur le caribou forestier ont été considérés lors d'une étude d'évaluation environnementale.	Des projets d'envergure, industriels ou autres, nécessitant le recours à des études d'évaluation environnementale, peuvent être déposés dans l'aire d'application du plan de rétablissement. L'élaboration d'un cadre de référence pour la prise en compte des effets cumulatifs sur le caribou forestier permettra de s'assurer qu'un promoteur a employé une méthodologie permettant la considération de l'ensemble des effets pouvant nuire au caribou sur un territoire donné. Ainsi, la situation précaire de l'espèce sera rigoureusement prise en considération dans le processus d'études et d'évaluation des effets sur l'environnement.	2	Cadre de référence	- **MDDEFP** - MRN - CCEBJ - Environnement Canada - Premières Nations
		c) Élaborer et mettre en œuvre un plan de gestion des voies d'accès en place indiquant les chemins à fermer et à remettre en production afin de limiter les répercussions du réseau routier sur le caribou forestier.	Les chemins en milieu forestier altèrent souvent de façon permanente l'habitat, ils facilitent la circulation des prédateurs et accroissent le dérangement humain, ce qui réduit la fréquentation du territoire par le caribou forestier. Les chemins et leurs zones d'influence représentent une perturbation de l'habitat du caribou et doivent être pris en compte dans le calcul des taux de perturbation. Le cadre réglementaire permet la fermeture de chemins depuis 2006. La fermeture de certains chemins, planifiée en fonction du plan de gestion des voies d'accès, permettrait ainsi de diminuer le taux de perturbation de l'habitat du caribou dans son aire de répartition.	1	Adoption d'un plan de gestion sur la gestion des voies d'accès Rapport de mise en œuvre	- **MRN** - Premières Nations - MDDEFP - Tables GIRT

N°	Mesure	Actions à réaliser[a]	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
		d) Planifier la fermeture (temporaire ou permanente) et la remise en production forestière des chemins, et ce, dès l'étape de la planification.	Dans le cadre des plans de gestion des voies d'accès, le reboisement des chemins doit être prévu à la suite de la réalisation de travaux d'aménagement dans l'habitat du caribou forestier. À tout le moins, lorsqu'ils sont requis pour des opérations ultérieures, ils devraient être fermés à la circulation humaine. La fermeture de ces chemins permettrait ainsi de diminuer le taux de perturbation de l'habitat du caribou dans son aire de répartition.	1	Rapport de mise en œuvre incluant le pourcentage de kilomètres de chemins remis en production et fermés	- **MRN** - MDDEFP

a La liste des actions à réaliser et des indicateurs de réalisation n'est pas exhaustive. En fonction de l'évolution des connaissances, l'équipe de rétablissement pourrait la modifier.

4.2 Mesures visant l'atteinte et le maintien d'un effectif d'au moins 11 000 caribous (1,7 caribou par 100 km^2), répartis uniformément dans l'aire d'application du Plan (Objectif 2)

DANS L'AIRE D'APPLICATION DU PLAN

- Deux mesures concernant :
  - la diminution des mortalités d'origine anthropique;
  - la diminution des mortalités associées à la prédation.

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
4	Diminuer le nombre de mortalités attribuables aux causes anthropiques	a) Déterminer la proportion de caribous forestiers dans la récolte qui s'effectue dans les zones de chasse 22A et 22B (zones de chevauchement avec le caribou migrateur) et mettre en œuvre, au besoin, des modalités particulières visant à réduire la mortalité chez le caribou forestier.	Une chasse d'hiver au caribou se déroule dans une portion de l'aire de répartition du caribou forestier. Actuellement, l'importance relative du caribou forestier et du caribou migrateur dans la récolte n'est pas connue. Cette information mènera, au besoin, à la détermination de modalités particulières (p. ex., délimitation des zones, de périodes, etc.) permettant d'orienter la chasse vers le caribou migrateur et d'éliminer, le plus possible, le prélèvement non souhaité de caribous forestiers.	3	Proportion de caribous forestiers dans la récolte pour les zones concernées Rapport sur les modalités mises en œuvre, le cas échéant	- **MDDEFP** - Pourvoyeurs - Université
		b) Convenir avec les Premières Nations concernées de modalités pour assurer le rétablissement et la pérennité du caribou forestier dans les régions où se pratique le prélèvement à des fins alimentaires, rituelles ou sociales.	La récolte de caribou forestier, si minime soit-elle, est susceptible de compromettre l'atteinte des objectifs poursuivis. Le principe de conservation doit primer le prélèvement et, à cet égard, on devrait viser à ce qu'il n'y ait aucun prélèvement de caribou forestier. Lorsque la situation du caribou forestier se sera améliorée, une levée partielle ou totale des restrictions au prélèvement pourrait être convenue avec les Premières Nations concernées.	1	Proportion des Premières Nations ayant conclu des ententes	- **MDDEFP** - Premières Nations - Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
		c) Poursuivre la mise en œuvre des plans de protection régionaux propres au caribou forestier afin de contrer le braconnage et les autres actes illégaux.	Toute exploitation illégale du caribou forestier porte préjudice à l'atteinte des objectifs poursuivis. Le braconnage du caribou est une cause de mortalité à éliminer. Toutes les facettes liées au braconnage telles que la chasse pratiquée hors des périodes et des territoires prescrits ou le harcèlement devront faire l'objet de mesures continues d'éducation, de surveillance et de répression tout au long de la mise en œuvre du plan de rétablissement, et ce, à partir d'interventions planifiées d'avance.	2	Rapport de mise en œuvre	- **MDDEFP - DPF**
5	Diminuer le nombre de mortalités attribuables à la prédation.	a) Au besoin, élaborer et mettre en œuvre, un plan de gestion des proies.	Au cours des dernières décennies, les perturbations anthropiques dans l'habitat du caribou ont entraîné des modifications dans la composition et la structure (rajeunissement et enfeuillement) forestière au détriment des vieux peuplements résineux. Cette modification de l'habitat a occasionné un accroissement des populations d'orignaux qui, à leur tour, favorisent des prédateurs comme le loup. Tout accroissement de proies alternatives induit donc un risque accru de prédation sur le caribou.	2	Plan de gestion des proies et rapport de mise en œuvre	- **MDDEFP**

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation[a]	**Responsables** et contributeurs
		b) Au besoin, élaborer et mettre en œuvre un plan de gestion des prédateurs.	Des niveaux de population critiques de caribou peuvent résulter de la prédation exercée par le loup gris et l'ours noir sur les individus des petites hardes. Une gestion des prédateurs et des proies alternatives pourrait être essentielle pour limiter l'effet de cette prédation et ainsi conserver une dynamique de population favorable au maintien d'un nombre suffisant de caribous. Cette mesure doit toutefois être précédée d'interventions appropriées visant à limiter les autres facteurs de mortalité tels que les accidents routiers, le braconnage et le dérangement. Bien que cette mesure s'applique aux populations isolées, d'autres hardes pourraient éventuellement faire l'objet d'une intervention semblable.	1	Plan de gestion des prédateurs et rapport de mise en œuvre	- **MDDEFP– régions 03 et 08**
		c) Pour les populations isolées, expérimenter l'isolement des femelles durant la mise bas afin d'accroître la productivité.	Dans certaines situations critiques (p. ex., Val-d'Or), la prédation peut mettre en péril la survie de petites hardes. La mise en enclos de femelles limite la prédation des faons et contribue à un recrutement plus important. Étant donné que cette mesure commande des ressources humaines et financières très importantes, elle doit être envisagée en dernier recours afin d'assurer le recrutement nécessaire à la survie de la harde.	1	Rapport d'activité	- **MDDEFP - Région 08**

4.3 Mesures visant l'obtention de l'appui du public et de l'implication des Premières Nations et des intervenants du territoire (Objectif 3)

- Une mesure concernant :
  - le public;
  - les Premières Nations;
  - les villégiateurs;
  - les chasseurs;
  - les intervenants industriels.

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation	Responsables et contributeurs
6	Sensibiliser les intervenants sur le territoire.	a) Élaborer et mettre en œuvre un plan de communication visant à : • sensibiliser le public et les utilisateurs du territoire aux effets du prélèvement, du braconnage, du dérangement et des abattages accidentels de caribous; • informer le public et les utilisateurs du territoire des pratiques d'aménagement mises de l'avant pour maintenir l'habitat du caribou; • sensibiliser le public et les utilisateurs du territoire à l'importance de la contribution des aires protégées pour la protection du caribou; • informer le public des avantages découlant de la conservation du caribou.	La mise en œuvre du Plan de rétablissement du caribou forestier nécessite le soutien de l'ensemble de la société, tant des citoyens que des utilisateurs du territoire. Plusieurs mesures du Plan sont susceptibles de modifier les pratiques récréatives (villégiature, randonnée, chasse et pêche) ou sylvicoles dans son aire d'application. Un plan de communication visant la diffusion de l'information sur la situation du caribou forestier sera donc rédigé. Des communiqués de presse, des interventions médiatiques, des dépliants et un site Internet seront des outils à privilégier. La diffusion de la situation du caribou forestier, des objectifs du Plan et des mesures à réaliser vise à obtenir une acceptation sociale élargie.	2	Plan de communication et rapport de mise en œuvre publiés	- **Équipe de rétablissement** - MDDEFP - Premières Nations - CCCPP - Industriels - MRN - ONG (environnement et faune)

4.4 Mesures visant la poursuite de l'acquisition de connaissances (Objectif 4)

- Cinq mesures concernant :
  - l'état des populations;
  - les relations prédateurs-proies;
  - le maintien du caribou dans un paysage sous aménagement;
  - les effets du dérangement humain;
  - les connaissances autochtones.

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation	Responsables et contributeurs
7	Connaître l'état des populations et des hardes.	a) Terminer et réaliser les inventaires tous les 5 ans dans les forêts sous aménagement et tous les 10 ans ailleurs, afin de déterminer : • l'abondance; • la composition (sexe et classes d'âge); • la répartition spatiale.	La situation du caribou (localisation, population, densité, dynamique) n'est pas connue dans toute l'aire d'application du Plan. Pour certains secteurs, les données datent de plusieurs années. Les données issues des inventaires permettent non seulement d'identifier les différentes hardes, mais aussi de valider les objectifs de population et de densité établis dans le plan de rétablissement et d'en faire le suivi. Compte tenu de la lente évolution des populations de caribous, la période de rotation des inventaires peut être étalée sur une longue période (10 ans). Toutefois, le développement rapide des forêts sous aménagement nécessite une surveillance plus serrée (5 ans) du secteur Sud de l'aire d'application du Plan. Les résultats obtenus permettront la révision des objectifs ou des mesures à appliquer pour les atteindre. Pour les populations isolées, un suivi annuel est requis.	2	Calendrier provincial de planification des inventaires aériens Nombre de rapports d'inventaire publiés	- **MDDEFP** - Premières Nations

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation	**Responsables** et contributeurs
		b) Déterminer les causes des problèmes de fécondité.	Au début des années 2000, les taux de gestation des caribous forestiers de Val-d'Or étaient faibles, et ce, sans que l'on en connaisse la cause. Toutefois, les plus récentes évaluations (2008 et 2011) montrent un meilleur taux de gestation. Étant donné la précarité de ces caribous, un faible taux de reproduction peut contribuer à la disparition de la harde. On se doit de continuer à documenter le taux de gestation des caribous de Val-d'Or et de déterminer les causes de la non-gestation, le cas échéant.	3	Rapport sur les causes des problèmes de fécondité	- **MDDEFP — Région 08**
8	Comprendre les relations prédateurs-proies.	a) Achever les études en cours portant sur les conséquences de la prédation par le loup gris et l'ours noir sur le caribou.	La prédation influence de façon importante la survie des caribous forestiers. Les perturbations de l'habitat modifient de façon importante les relations prédateurs-proies. Le caribou, ayant une faible productivité, est sensible à toute augmentation de la prédation. Les résultats permettront d'aménager adéquatement l'habitat de façon à favoriser le caribou et limiter la présence des prédateurs. Ils permettront également de juger de la pertinence de gérer les prédateurs.	1	Nombre de rapports ou articles scientifiques publiés	- **MDDEFP** - Universités

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation	**Responsables** et contributeurs
9	Améliorer nos connaissances sur les effets des perturbations de l'habitat du caribou forestier.	a) Raffiner les analyses afin de préciser la relation entre les taux de perturbation et le degré d'autosuffisance des populations de caribou au Québec.	L'examen scientifique réalisé par Environnement Canada découle d'une synthèse d'études pancanadiennes. Actuellement, il s'agit des meilleures données dont nous disposons pour établir les seuils de perturbation à appliquer dans le cadre de la stratégie d'aménagement de l'habitat du caribou forestier. Il y aurait lieu de soutenir, entre autres, les efforts d'acquisition de connaissances sur les paramètres démographiques des populations et des hardes de caribou forestier sur l'ensemble du territoire québécois afin de bonifier les lignes directrices sur l'aménagement de l'habitat du caribou.	2	Rapports de recherche ou articles scientifiques	- **MDDEFP** - Université
		b) Évaluer la réponse du caribou aux modes alternatifs de coupe tels que la CPPTM, la coupe progressive, la CPHRS, etc.	La CPRS traditionnelle s'est avérée incompatible avec le maintien du caribou forestier. Dans ce cas, le retour d'un habitat de qualité peut prendre plusieurs décennies. L'expérimentation de coupes alternatives (CPPTM et autres) pourrait raccourcir le retour d'un habitat de qualité pour le caribou forestier.	3	Rapports de recherche ou articles scientifiques	- **MDDEFP** - MRN - Université - Industriels forestiers
		c) Décrire le retour à long terme et l'utilisation des secteurs perturbés par le caribou forestier.	Les caractéristiques d'habitat (composition, âge, densité, hauteur), à partir desquelles le caribou forestier recommence à utiliser un secteur qui a été perturbé, doivent être précisées. Ces données serviront d'intrant pour l'élaboration des plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier.	3	Rapports de recherche ou article scientifiques	- **MDDEFP** - MRN - Premières Nations - Universités - Industriels forestiers

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation	**Responsables** et contributeurs
		d) Établir le lien direct entre les modifications comportementales du caribou et la démographie (augmentation du nombre de mortalités ou une baisse de productivité) dans un contexte où son habitat a été modifié.	Les effets des perturbations de l'habitat sur le comportement du caribou ont été bien documentés au cours des années 2000. Toutefois, certains éléments de la dynamique des populations associés aux modifications de comportement restent à être précisés afin d'évaluer les probabilités de maintien du caribou dans un paysage perturbé.	2	Rapports de recherche ou article scientifiques	- **MDDEFP** - Université
		e) Dans les forêts sous aménagement, évaluer l'écart entre la disponibilité actuelle et préindustrielle des lichens.	Au nord de la limite des attributions commerciales de la forêt, la disponibilité des lichens ne semble pas problématique dans le contexte actuel. Par contre, au sud, les méthodes traditionnelles d'exploitation ont pu en détruire de grandes superficies. Compte tenu de leur disponibilité limitée et de leur importance pour le caribou, il devient nécessaire d'y maintenir des superficies forestières riches en lichens. Dans de tels cas, on devrait remettre en production des secteurs névralgiques pour l'alimentation du caribou.	2	Rapports de recherche ou article scientifiques	- **MDDEFP** - MRN - Université
		f) Documenter les effets des activités anthropiques sur le maintien du lichen.		3		
		g) À titre expérimental, remettre en production des lichens dans des secteurs où cette ressource alimentaire s'avèrerait insuffisante à la suite d'une perturbation anthropique.		3		

N°	Mesure	Actions à réaliser	Description	Priorité	Indicateur de réalisation	**Responsables** et contributeurs
10	Raffiner certaines connaissances relatives à l'effet du dérangement anthropique sur le caribou.	a) Évaluer les effets du dérangement humain associés aux : • activités commerciales et industrielles (mines, éolien, chemins de fer, etc.); • entraînements militaires (p. ex., vols à basse altitude).	Le caribou forestier est particulièrement sensible aux dérangements d'origine humaine. Plusieurs mesures du Plan visent à limiter le dérangement. Il est approprié d'analyser de plus près les effets de différents types de dérangements pour lesquels nous ne disposons d'aucune information.	2	Rapports de recherche ou article scientifiques	- **MDDEFP** - Universités - Premières Nations - MRN - Gestionnaires des territoires fauniques - Ministère de la Défense nationale
11	Documenter les connaissances des Premières Nations sur le caribou forestier (habitat, répartition actuelle et historique, comportement, etc.).	a) Organiser un colloque autochtone sur le caribou forestier. b) Produire un document synthèse des connaissances des Premières Nations relatives au caribou forestier.	À titre d'occupants séculaires du territoire forestier, les Premières Nations ont développé une connaissance traditionnelle du caribou forestier. Des renseignements sur certains traits de comportement du caribou sur l'utilisation de parties du territoire ou de sites particuliers peuvent être intégrés dans les différentes mesures de protection du caribou et de son habitat. La confidentialité des renseignements devra être respectée.	2 3	Actes du colloque Document synthèse	- **Premières Nations et MDDEFP** - Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador (IDDPNQL) - ISRE

5 ENJEUX SOCIOÉCONOMIQUES RELIÉS À LA MISE EN ŒUVRE DU PLAN

La conservation des espèces en péril est un élément important de l'adhésion du gouvernement du Québec à la Convention internationale sur la diversité biologique. Pour assurer le maintien de la biodiversité, les écosystèmes auxquels les espèces sont associées doivent être sains et intègres. Ces conditions sont également importantes dans la prestation des différents services écologiques[5]. Bien que ces services soient difficilement quantifiables, des études menées partout dans le monde ont démontré leur importante contribution économique (Filion, 1993; Barbier et Heal, 2006; Almack et Wilson, 2010).

La contribution de la biodiversité aux services écologiques garantit la santé économique et écologique actuelle et future du Québec et justifie donc l'application du principe de précaution afin de maintenir ou de rétablir les espèces en péril. Le maintien ou le rétablissement du caribou forestier contribuerait également de façon significative au rétablissement d'autres espèces en péril de la forêt boréale, dont le garrot d'Islande (*Bucephala islandica*), la grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*), le quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*) et le moucherolle à côtés olive (*Contopus cooperi*).

Certaines mesures contenues dans le plan de rétablissement engendreront des répercussions socioéconomiques ou nécessiteront des investissements financiers non négligeables. Toutefois, bien que les membres de l'Équipe en soient conscients, ils n'étaient pas en mesure de les évaluer précisément.

Par exemple, le dérangement humain est l'une des causes mentionnées dans le plan de rétablissement pouvant compromettre le maintien du caribou forestier. Certaines actions ont été ciblées afin de contrer ce dérangement, notamment par la réduction de l'accessibilité au territoire. Elles pourront avoir des répercussions socioéconomiques négatives, principalement en ce qui concerne le développement de la villégiature et l'utilisation du territoire. Ces mesures pourraient se traduire par des coûts supplémentaires liés à la planification des chemins forestiers, à la fermeture temporaire ou permanente de chemins d'accès après l'achèvement des activités sylvicoles, ainsi que par la création d'aires protégées affectées au caribou forestier. Par contre, ces fermetures pourraient aussi, à certains égards, avoir un effet positif sur la possibilité forestière.

Des chasseurs risquent également d'être touchés par d'éventuelles mesures visant la révision des modalités de gestion de la chasse d'hiver au caribou migrateur. Il faudra tenir compte des pourvoyeurs gérant des exploitations dans ces zones. Le maintien de l'interdiction de diffuser sur Internet les localisations des caribous migrateurs munis de colliers émetteurs peut nuire aux utilisateurs du territoire qui désirent en bénéficier comme outil de planification de leurs activités. Par ailleurs, certains intervenants pourraient penser que la publication de ces données va à l'encontre de l'éthique liée à la pratique de la chasse.

---

[5] P. ex., les milieux humides et la forêt qu'utilise le caribou forestier offrent des services d'approvisionnement (chasse, bois, eau), des services de soutien à la vie (cycle du carbone, cycle des nutriments), des services de régulation (filtration de l'eau, recharge des aquifères) et des services culturels (activités récréatives, activités traditionnelles des Premières Nations).

En supposant que l'ensemble des mesures mises de l'avant permette de rétablir les populations de caribous forestiers, nous n'anticipons pas un retour de la chasse sportive à cette espèce, compte tenu de sa fragilité à l'égard de l'exploitation. En contrepartie, le développement d'un volet d'activités liées à l'observation du caribou et de son habitat permettrait de favoriser des retombées économiques.

Les Premières Nations seront également concernées par certaines mesures. Le fait de convenir de modalités permettant d'encadrer le prélèvement, et même de le restreindre, aura certainement des répercussions sur leur pratique de chasse traditionnelle et sur leurs habitudes de vie.

Les activités visant le maintien du caractère résineux de la pessière et la gestion des proies risquent de provoquer une réaction négative de la part des chasseurs d'orignaux, puisque ces derniers souhaitent généralement un accroissement du potentiel de cette espèce. Par ailleurs, la gestion des populations de prédateurs et de proies risque de susciter des débats sociaux, en particulier chez les groupes engagés dans la protection des animaux.

Les secteurs de l'industrie forestière, des mines et de l'énergie subiront certains des contrecoups liés à la mise en place de certaines mesures. Le principal effet direct sera l'effet négatif sur la possibilité forestière lié à la création d'aires protégées et aux contraintes associées à des taux de perturbation spécifiques. L'activité visant la gestion des voies d'accès pourrait aussi engendrer un plus grand besoin de concertation entre les différents intervenants du milieu.

Cependant, la mesure liée à la stratégie d'aménagement visant le maintien des caractéristiques résineuses de l'écosystème (structure et composition forestières) pourrait s'avérer bénéfique à long terme pour les utilisateurs de la matière ligneuse, puisqu'on maintiendrait ainsi la possibilité forestière des essences recherchées. D'autre part, l'industrie forestière tirera certainement des avantages associés à la protection du caribou forestier, notamment, par l'entremise de la certification forestière.

Enfin, plusieurs mesures, entre autres celles liées à l'acquisition de connaissances, que ce soit sur le plan du suivi de certains paramètres biologiques des hardes et des populations ou de la recherche visant à documenter certains aspects particuliers, nécessiteront des investissements humains et financiers de la part des instances gouvernementales et des différents intervenants impliqués dans le rétablissement de cette espèce.

Certaines mesures contenues dans le plan de rétablissement visent à modifier les façons de faire du passé afin de mettre en place des conditions plus propices au maintien du caribou forestier. La stratégie de rétablissement proposée dans le Plan s'inscrit également dans le cadre d'une approche écosystémique de l'aménagement forestier promue par la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (LRQ, chapitre A-18.1) et la Stratégie d'aménagement durable des forêts qui en découle.

Finalement, il faut rappeler que, en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, le gouvernement québécois a une certaine responsabilité quant à la sauvegarde de l'ensemble de la diversité génétique du Québec. L'atteinte des objectifs de rétablissement du caribou forestier constituerait une contribution importante au maintien de la biodiversité québécoise. Sa situation précaire est maintenant reconnue et il est devenu le porte-étendard de la protection de la biodiversité de la forêt boréale québécoise.

6 CONCLUSION

Au Québec, la situation du caribou forestier fait l'objet de préoccupations depuis le milieu des années 90. À la suite du premier colloque sur le caribou forestier en 2003, une équipe de rétablissement a procédé à la rédaction d'un premier plan de rétablissement (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008) alors qu'il a été désigné espèce vulnérable en 2005. Au cours de la dernière décennie, de nombreux projets d'acquisition de connaissances ont été réalisés en vue de déterminer les besoins en habitat, la réponse aux perturbations de son habitat, les relations interspécifiques (prédateurs-proies) et autres éléments essentiels de sa biologie (p. ex., domaine vital). Les résultats de plusieurs de ces travaux de recherche ont été présentés lors du deuxième colloque sur le caribou forestier, en novembre 2010. D'autre part, les inventaires aériens ont permis de mieux documenter l'état des populations et des hardes au Québec, bien qu'ils soient encore incomplets.

Au moment de publier ce document, diverses mesures inscrites dans le plan d'action ont déjà été mises de l'avant. Par exemple, des plans d'aménagement visant à considérer davantage l'habitat du caribou ont été intégrés dans la planification forestière 2008-2013 de la grande majorité des régions concernées. Aussi, plusieurs efforts sont menés afin d'obtenir l'appui des citoyens et des groupes d'utilisateurs. Finalement, plusieurs projets de recherche ont permis de développer les connaissances nécessaires à la protection du caribou forestier et de ses habitats.

Le rétablissement du caribou forestier du Québec sera possible par la mise en œuvre des mesures indiquées dans le plan d'action du plan de rétablissement. Chaque mesure sera mise en œuvre par les intervenants impliqués, selon leur champ de compétence et leurs intérêts, en tenant compte du contexte légal, social et économique. Alors que la réalisation majeure du Plan de rétablissement 2005-2012 a été l'acquisition de connaissances, l'élément clé du plan 2013-2023 consiste à atteindre et maintenir des conditions d'habitat favorables pour le caribou. Sans un accent particulier mis sur l'habitat, nous ne pourrons espérer atteindre les objectifs poursuivis de productivité, de survie et, ultimement, d'effectif.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M^{me} Isabelle Gauthier et M. Jacques Jutras, biologistes à la Direction de la biodiversité et des maladies de la faune pour leurs commentaires et M. Aïssa Sebbane, biologiste à la Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, pour la production des figures.

Merci également à M^{me} Solène Tremblay-Gendron, biologiste, et MM. Claude Gagnon, technicien forestier à la DEX du Saguenay–Lac-Saint-Jean, Carl Gaudreault, technicien en foresterie et gestion du territoire à la DEX de la Côte-Nord, Pierre Fournier, technicien de la faune à la DEX de l'Abitibi-Témiscamingue, et Francis Manka, biologiste à la DEX du Nord-du-Québec pour les calculs des taux de perturbation.

Nous remercions également toutes les personnes qui ont été sollicitées et qui ont fourni l'information requise pour la rédaction de ce plan de rétablissement.

Enfin, nos remerciements vont à M^{me} Josée Boivin, agente de secrétariat à la DEX du Nord-du-Québec, pour la révision et la mise en pages du document.

BIBLIOGRAPHIE

ADAMS, L. G., B. W. DALE et L. D. MECH (1995). "Wolf predation on caribou calves in Denali National Park", Alaska, p. 245-260 dans *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. L. N. Carbyn, S. H. Fritts, et D. R. Seip, éditeurs, Canadian Circumpolar Institute, Edmonton, Alberta.

AECOM TECSULT (2010). *Complexe de la Romaine — Suivi du caribou forestier — État de référence : Inventaire hivernal, pose des colliers de télémétrie et suivi de la survie estivale des faons*, rapport final présenté à Hydro-Québec Équipement, 68 p. et annexes.

ALMACK, K. et S. WILSON (2010). "Economic value of Toronto's Greenbelt, Canada", *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* [En ligne] [http://www.teebweb.org/].

ANDERSEN, R., J. L. et R. LANGVATN (1996). "Short term behavioural and physiological responses of moose to military disturbance in Norway", *Biological Conservation*, 77(2-3): 169-176.

ANDREWS, K. M. et J. W. GIBBONS (2005). "How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles", *Copeia*, 772-782.

APPS, C. D. et B. N. McLELLAN (2006). "Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations", *Biological Conservation*, 130: 84-97.

AWCCSDC (ALBERTA'S WOODLAND CARIBOU CONSERVATION STRATEGY DEVELOPMENT COMMITTEE) (1996). *Alberta's woodland conservation strategy*, Draft # 100. 55 p.

BALLARD, W. B. (1994). "Effects of black bear predation on caribou – a review". *Alces*, 30: 25-36.

BANFIELD, A. W. F (1961). *A revision of the reindeer and caribou, genus* Rangifer, National Museum of Canada Bulletin, Biol. Ser. No. 66.

BANFIELD, A. W. F (1977). *Les mammifères du Canada*, Les Presses de l'Université Laval et University Press of Toronto, 406 p.

BANVILLE, D (1998). *Plan de gestion du caribou de Charlevoix*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale de Québec, 28 p.

BANVILLE, D. et H. BASTIEN (2004). *Inventaire aérien du caribou forestier à l'hiver 2004-2005*, rapport abrégé, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale, 1 p.

BARBIER, E. B. et G. M. HEAL (2006). "Valuing Ecosystem Services", *The Economists' Voice*, 3 (2), DOI: 10.2202/1553-3832.1118 [En ligne] [http://www.bepress.com/ev/vol3/iss3/art2].

BARRETTE, C. et D. VANDAL (1986). “Social rank, dominance, antler size and access to food in snow-bound wild woodland caribou”, *Behaviour*, 97: 118-146.

BASILLE, M., D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P OUELLET et R. COURTOIS (2012). “Ecologically based definition of seasons clarifies predator-prey interactions”, *Ecography*, 10.1111/j.1600-0587.2011.07367.x

BASTIEN, H. et W. GIROUX (2008). *Inventaire aérien du caribou forestier à l’hiver 2008*, rapport abrégé, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l’aménagement de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, 1 p.

BASTILLE-ROUSSEAU, G., C. DUSSAULT, S. COUTURIER, D. FORTIN, M.-H. ST-LAURENT, P. DRAPEAU, C. DUSSAULT et V. BRODEUR (En révision). *Sélection d’habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise*, Direction de l’expertise sur la faune et ses habitats, Faune Québec, ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs, 48 p.

BASTILLE-ROUSSEAU, G., D. FORTIN, C. DUSSAULT, J-.P. OUELLET et R. COURTOIS (2011). “Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators?”, *Ecography*, 34: 588-596.

BEAUCHESNE, D. (2012). *Influence of disturbances on the movements of female woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across multiple spatiotemporal scales*, thèse de maîtrise, Concordia, Université de Montréal, 123 p.

BÉLANGER, L. (2001). « La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l’Est : L’expérience de la Forêt Montmorency », *Le Naturaliste canadien*, 125 : 18-25.

BENNETT, A. F. (2003). *_Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, xiv + 254 p.

BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER (1999). « Stratégies d’aménagement forestier qui s’inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l’échelle du peuplement et de la forêt », *Forestry Chronicle*, 75 : 55-61.

BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT et D. LESIEUR (2001). “Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry”, *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 384-391.

BERGERON, Y., A. LEDUC, B. HARVEY et S. GAUTHIER (2002). “Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest”, *Silva Fennica*, 36: 81-95.

BERGERON, Y., S. GAUTHIER, M. FLANNIGAN et V. KAFKA (2004). “Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Québec”, *Ecology*, 85: 1916-1932.

BERGERUD, A. T. (1973). “Movement and rutting behavior of caribou (*Rangifer tarandus*) at Mount Albert, Québec”, *Canadian Field-Naturalist*, 87: 357-369.

BERGERUD, A. T. (1974). “Decline of caribou in North America following settlement”, *Journal of Wildlife Management*, 38: 757-770.

BERGERUD, A. T. (1985). “Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines”, *Canadian Journal of Zoology*, 63: 1324-1329.

BERGERUD, A. T. (1988). “Caribou, wolves and man”, *Trends in Ecology and Evolution*, 3: 68-72.

BERGERUD, A. T. (1996). “Evolving perspectives on caribou population dynamics”, *Rangifer*, Special Issue, 9: 95-116.

BERGERUD, A. T. (2007). “The Need for the Management of Wolves – An Open Letter”, *Rangifer*, Special Issue, Proceeding of the Eleventh North American Caribou Workshop, Jasper, Alberta, Canada, 24-27 April, 2006, 17: 39-50.

BERGERUD, A. T. et J. P. ELLIOT (1986). “Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia”, *Canadian Journal of Zoology*, 64: 1515-1529.

BLAIS, J. R. (1983). “Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada”, *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 539-547.

BOUCHARD, M., D. POTHIER et S. GAUTHIER (2008). “Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec”, *Canadian Journal of Forest Research*, 38(6): 1621-1633.

BOUCHARD, M., S. DÉRY, H. JACQMAIN, J.-P. JETTÉ, M. LEBLANC, N. VILLEVEUVE, N. BERTRAND et J. PÂQUET (2011). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d’aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*, version préliminaire 1.1, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l’aménagement et de l’environnement forestiers, 124 p.

BOUCHER, D., L. De GRANDPRÉ et S. GAUTHIER (2003). « Développement d’un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec », *Forestry Chronicle*, 79 : 318-328.

BOERTJE, R. D., P. VALKENBURG et M. E. McNAY (1996). “Increases in moose, caribou and wolves following wolf control in Alaska”, *Journal of Wildlife Management*, 60: 474-489.

BOULET, M., S. COUTURIER, S. D. CÔTÉ, R. D. OTTO et L. BERNATCHEZ (2007). “Integrative use of spatial, genetic, and demographic analyses for investigating genetic connectivity between migratory, montane, and sedentary caribou herds”, *Molecular Ecology*, 16: 4223-4240.

BOURBONNAIS, N. et B. ROCHETTE (En préparation). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Manicouagan et Toulnustouc en mars 2009*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise de la faune, des forêts et du territoire de la Côte-Nord, 31 p.

BOURBONNAIS, N., A. GINGRAS et B. ROCHETTE (1997). *Inventaire aérien du caribou dans une portion de la zone de chasse 19 sud (partie est) en mars 1993*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale de la Côte-Nord, 24 p.

BRADSHAW, C. J. A., S. BOUTIN et D. M. HEBERT (1997). "Effects of petroleum exploration on woodland caribou in Northeastern Alberta", *Journal of Wildlife Management*, 61: 1127-1133.

BRADSHAW, C. J. A., S. BOUTIN et D. M. HEBERT (1998). "Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou", *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1319-1324.

BRADSHAW, C. J. A., D. M. HEBERT, A. B. RIPPIN et S. BOUTIN (1995). "Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta", *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1567-1574.

BRASSARD, C. et M. BRAULT (1997). *État de la situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) de la Côte-Nord du Saint-Laurent*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale de la Côte-Nord, 62 p.

BRIAND, Y., J. P. OUELLET, C. DUSSAULT et M. H. ST-LAURENT (2009). "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(3): 330-340.

BRODEUR, V., S. RIVARD, L. LAMBERT et C. JUTRAS (En rédaction). *Bilan du suivi des hardes de caribou forestier dans le Nord-du-Québec*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Nord-du-Québec.

BRODEUR, V., J. P. OUELLET, R. COURTOIS et D. FORTIN (2008). "Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest", *Canadian Journal of Zoology*, 86(11): 1307-1316.

BROWN, G.S. (2005). *Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario*, thèse de doctorat, Université de Guelph, 189 p.

BROWN, W. K. et J. B. THEBERGE (1990). "The effect of extreme snow cover on feeding-site selection by woodland caribou", *Journal of Wildlife Management*, 54: 161-168.

BROWN, W. K., J. HUOT, P. LAMOTHE, S. LUTTICH, M. PARÉ, G. ST. MARTIN et J. B. THEBERGE (1986). "The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Québec and Labrador", *Rangifer*, Special Issue, 1: 43-49.

BURTON, P., D. KNEESHAW et D. COATES (1999). “Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests”, *Forestry Chronicles*, 75: 623-631.

CANTIN, M. (1991). *Tendances démographiques de la population de caribous,* Rangifer tarandus*, des Grands-Jardins*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Québec, 26 p.

CAMERON, R. D., D. J. REED, J. R. DAU et W. T. SMITH (1992). “Redistribution of calving caribou in response to oil-field development on the Arctic slope of Alaska”, *Arctic*, 45: 338-342.

CARR, N. L. (2007). *Site fidelity and habitat characteristics of woodland caribou (*Rangifer tarandus*) nursery areas in Wabakimi and Woodland Caribou Provincial Parks, Northern Ontario*, thèse de maîtrise, Lakehead University, Thunder Bay, 147 p.

CHARBONNEAU, JO-ANNIE (2011). *Sélection des milieux ouverts par le caribou forestier de Charlevoix, Québec : Compromis entre risque de prédation et ressources alimentaires*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 74 p.

CICHOWSKI, D. B. (1996). “Managing woodland caribou in west-central British Columbia”, *Rangifer*, Special Issue, 9: 119-126.

CINQ-MARS, J. (1977). *Inventaire aérien du caribou sur la Basse-Côte-Nord, hiver 1977*, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de la Côte-Nord, 16 p.

CLAVEAU, R. et J.-P. FILLION (1984). « Fréquence et distribution du ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*) chez le cerf de Virginie de l’Est du Québec », *Le Naturaliste canadien*, 111 : 203-206.

CLEVENGER, A. P., B. CHRUSZCZC et K. E. GUNSON (2003). “Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations”, *Biological Conservation*, 109: 15-26.

COMITÉ SUR LA LIMITE NORDIQUE DES FORÊTS ATTRIBUABLES (2000). *La limite nordique des forêts attribuables* — Rapport final du Comité, ministère des Ressources naturelles du Québec, 101 p.

COMITÉ DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE (2004). *Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012) (*Rangifer tarandus caribou*)*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, 51 p.

COSEWIC (2011). *Designatable Units for Caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada*, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 88 p.

COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et R. COURTOIS, R. (2009). “Habitat management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou interactions”, *Landscape Ecology*, 24: 1375-1388.

COURTOIS, R. (1999). *Projet de recherche sur le caribou forestier : premier rapport d’étape*, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 44 p.

COURTOIS, R. (2003). *La conservation du caribou dans un contexte de perte d’habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.

COURTOIS, R. et M. CRÊTE (1993). “Predicting moose population parameters from hunting statistics”, *Alces*, 29: 75-90.

COURTOIS, R., A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L.BRETON et J.-P. OUELLET (2001). *Développement d’une technique d’inventaire aérien adaptée au caribou forestier*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Direction de l’aménagement de la faune, Université du Québec à Rimouski, 22 p.

COURTOIS, R., L. BERNATCHEZ, J.-P. OUELLET et L. BRETON (2003a). “Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint”, *Conservation Genetics*, 4: 393-404.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L. BRETON et J. MALTAIS (2003b). “Historical changes and current distribution of caribou in Québec”, *Canadian Field-Naturalist*, 117: 399-414.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2003c). “Population dynamics and space use of forest-dwelling caribou in fragmented landscapes”, Chapitre 6 dans : *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d’habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.

COURTOIS, R., C. DUSSAULT, A. GINGRAS et G. LAMONTAGNE (2003d). *Rapport sur la situation du caribou forestier au Québec*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 43 p.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, S. ST-ONGE, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2003e). « Préférences d’habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés », Chapitre 7 dans : *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d’habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 pages.

COURTOIS, R., A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L. BRETON et J.-P. OUELLET (2003f). “An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of the Woodland Caribou, *Rangifer tarandus*, in Québec”, *Canadian Field-Naturalist*, 117: 546-554.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, S. DE BELLEFEUILLE, C. DUSSAULT et A. GINGRAS (2003g). « Lignes directrices pour l'aménagement forestier », Chapitre 9 dans : *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT, et A. GINGRAS (2004). "Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec", *Forestry Chronicle*, 80: 598-607.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2007). "Effects of forest disturbance on density, distribution and space use of woodland caribou", *Ecoscience*, 14: 491-498.

COURTOIS, R., A. GINGRAS, D. FORTIN, A. SEBBANE, B. ROCHETTE et L. BRETON (2008). "Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting", *Canadian journal of Forest Research*, 38: 2837-2849.

COUTURIER, S., S. CÔTÉ, J. HUOT et R. D. OTTO (2009). "Body-condition dynamics in a northern ungulate gaining fat in winter", *Canadian Journal of Zoology*, 87: 367-378.

CRÊTE, M. (1991). *Mise au point d'une technique d'inventaire du caribou dans la taïga*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 20 p.

CRÊTE, M. (1999). "The distribution of deer biomass in North America supports the hypothesis of exploitation ecosystems", *Ecology Letters*, 2: 223-227.

CRÊTE, M. et A. DESROSIERS (1995). "Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Québec", *Canadian Field-Naturalist*, 109: 227-235.

CRÊTE, M. et M. MANSEAU (1996). "Natural regulation of cervidae along a 1 000 km latitudinal gradient: Change in trophic dominance", *Evolutionary Ecology*, 10: 51-62.

CRÊTE, M., L. MARZELL et J. PELTIER (2004). *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*, 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, 21 p.

CRÊTE, M., R. NAULT et H. LAFLAMME (1990a). *Plan tactique : caribou*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 73 p.

CRÊTE, M., C. MORNEAU et R. NAULT (1990b). « Biomasse et espèces de lichens terrestres disponibles pour le caribou dans le nord du Québec », *Canadian Journal of Botany*, 68 : 2047-2053.

CRÊTE, M., L.-P. RIVEST, H. JOLICOEUR, J.-M. BRASSARD et F. MESSIER (1986). "Predicting and correcting helicopter counts of moose with observations made from fixed-wing aircraft in southern Québec", *Journal of Applied Ecology*, 23: 751-761.

CUMMING, H. G. (1992). "Woodland caribou: facts for forest managers", *Forestry Chronicle*, 68: 481-491.

CUMMING, H. G., D. B. BEANGE et G. LAVOIE (1996). "Habitat partitioning between woodland caribou and moose in Ontario: The potential role of shared predation risk", *Rangifer*, Special Issue, 9: 81-94.

CURATOLO, J. et S. MURPHY (1986). "The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*", *Canadian Field-Naturalist*, 100: 218-224.

DAHLE, B., E. REIMERS et J. E. COLMAN (2008). "Reindeer (*Rangifer tarandus)* avoidance of a highway as revealed by lichen measurements", *European Journal of Wildlife Research*, 54: 27-35.

DAUPHINÉ, T. C. Jr. (1975). "The disappearance of caribou reintroduced to Cape Breton Highlands National Park", *Canadian Field-Naturalist*, 89: 299-310.

DARBY, R. et L. S. DUQUETTE (1986). "Woodland caribou and forestry in northern Ontario, Canada", *Rangifer*, Special Issue, 1: 87-93.

DEFENDERS OF WILDLIFE (2012). *Basic Facts About Woodland Caribou* [En ligne] [http://www.defenders.org/woodland-caribou/basic-facts] (Consulté le 23 mars 2012).

DEN HERDER, M., M.-M. KYTÖVIITA et P. NIEMELÄ (2003). "Growth of reindeer lichens and effects of reindeer grazing on ground cover vegetation in a Scots pine forest and a subarctic heathland in Finnish Lapland", *Ecography*, 26: 3-12.

DUCHESNE, M., S. D. CÔTÉ et C. BARRETTE (2000). "Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada", *Biological Conservation*, 96: 311-317.

DUCROCQ, J., G, BEAUCHAMP, S. KUTZ, M. SIMARD, B. ELKIN, B. CROFT, J. TAILLON, S. D. CÔTÉ, V. BRODEUR, M. CAMPBELL, D. COOLEY, C. CUYLER et S. LAIR (Sous presse). "Comparaison of gross visual and microscopic assessment of four anatomic sites to monitor Besnoitia tarandi in Barren-Ground caribou *(Rangifer tarandus Groenlandicus)*", *Journal of Wildlife Disease* **.**

DUCRUC, J.-P., P. DUBOIS et G. AUDET (1988). *Le troupeau de caribous de Val-d'Or : caractérisation écologique du territoire et évaluation des superficies improductives pour la forêt*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique, 46 p.

DUMAIS, P. (1979). « Les amérindiens et le caribou des bois au sud du Saint-Laurent », *Recherches amérindiennes au Québec*, 9 : 151-158.

DUMONT, A. (1993). *Impact des randonneurs sur les caribous (*Rangifer tarandus caribou*) du parc de conservation de la Gaspésie*, mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Québec, 80 p.

DUSSAULT, C. (2003). *Inventaire du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) à l'hiver 2003 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 9 p.

DUSSAULT, C. (2004). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2004 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 9 p.

DUSSAULT, C. (2005). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2005 dans le parc national du Saguenay*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 7 p.

DUSSAULT, C. et S. GRAVEL (2008). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2007 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 9 p.

DUSSAULT, C., M. POULIN, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET (2006). "Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada", *Wildlife Biology*, 12: 415-425.

DUSSAULT, C., V. PINARD, J.-P. OUELLET, R.COURTOIS et D. FORTIN (2012). "Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour?", *Proceedings of the Royal Society*, B 279: 4481–4488.

DYER, S. J., J. P. O'NEILL, S. M. WASEL et S. BOUTIN (2001). "Avoidance of industrial development by woodland caribou", *Journal of Wildlife Management*, 65: 531-542.

DYER, S. J., J. P. O'NEILL, S. M. WASEL et S. BOUTIN (2002). "Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta", *Canadian Journal of Zoology*, 80: 839-845.

ECKSTEIN, R. G., T. F. O'BRIEN, O. J. RONGSTAD et J. G. BOLLINGER (1979). "Snowmobile effects on movements of white-tailed deer: A case-study", *Environmental Conservation*, 6(1): 45-51.

ENVIRONNEMENT CANADA (2008). *Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada*, Ottawa, Environnement Canada, 67 p. et annexes.

ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada*, mise à jour 2011, 116 p. et annexes.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2008). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec — 2005-2012*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 76 p. et 2 annexes.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2010). *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 17 p. + annexes.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2012). *Bilan du Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec — 2005-2012*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats, 30 p. + 5 annexes.

FAILLE, G., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN, R. COURTOIS, M.-H. ST-LAURENT et C. DUSSAULT (2010). "Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration?", *Biological Conservation*, 143: 2840-2850.

FAUTEUX, D. et M.-H. ST-LAURENT (En préparation). *Habitat selection by a forest-dwelling caribou (*Rangifer tarandus caribou*) population: a management perspective involving First Nations.*

FAUTEUX, D., M.-H. ST-LAURENT, J.-P. OUELLET et C. DUSSAULT (2009). *Sélection d'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) de la métapopulation du lac des Cœurs*, mémoire (DESS), Rimouski, Université du Québec à Rimouski, 33 p.

FERGUSON, M. A. D. et L. B. KEITH (1982). "Influence of nordic skiing on distribution of moose and elk in Elk Island National Park, Alberta", *Canadian Field-Naturalist*, 96(1): 69-78.

FERGUSON, S. H. et P. C. ELKIE (2004). "Seasonal movement patterns of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*)", *Journal of Zoology* (London), 262: 125-134.

FESTA-BIANCHET, J. C. RAY, S. BOUTIN, S. D. CÔTÉ et A. GUNN (2011). "Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future", *Can. J. Zool.*, 89: 419-434.

FLYDAL, K., S. EFTESTOL, E. REIMERS et J. E. COLMAN (2003). *Effects of wind turbines on area use and behavior of semi-domestic reindeer in enclosures*, The 11th Arctic Ungulate Conference, Saariselkä, Findland.

FOLINSBEE, J. (1979). « Distribution et abondance passées et présentes du caribou (*Rangifer tarandus*) au Labrador méridional et dans les régions adjacentes du Québec », *Recherches amérindiennes au Québec*, 9 : 37-46.

FORMAN, R. T. T., D. SPERLING, J. A. BISSONETTE, A. P. CLEVENGER, C. D. CUTSHALL, V. H. DALE, L. FAHRIG, R. L. FRANCE, C. R. GOLDMAN, K. HEANUE, J. JONES, F. SWANSON, T. TURRENTINE et T. C. WINTER (2003). *Road Ecology: Science and solutions*, Island Press, Washington D.C.

FILION, F. L. (1993). *L'importance de la faune pour les Canadiens : rapport sommaire de l'Enquête nationale de 1991*, Environnement Canada, Ottawa, 60 p.

FORTIN, D., R. COURTOIS, P. ETCHEVERRY, C. DUSSAULT et A. GINGRAS (2008). "Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes", *Journal of Applied Ecology*, 45: 1392-1400.

FORTIN, D., C. HÉBERT, J.-P. LÉGARÉ, N. COURBIN, K. SWISTON, J. HODSON, M.-L. LEBLANC, C. DUSSAULT, D. POTHIER, J.-C., RUEL et S. COUTURIER (2011). "Partial harvesting in old-growth boreal forests and the preservation of animal diversity from ants to woodland caribou", p. 115-136 dans : E. B. Wallace, editor, *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*, Nova Science Publishers, Inc., New York, USA.

FORTIN, D., P.-L. BUONO, A. FORTIN, N. COURBIN, C. T. GINGRAS, P. R. MOORCORFT, R. COURTOIS et C. DUSSAULT (Soumis). "Movement responses to habitat edges alter animal distribution around human-disturbed areas", *The American Naturalist*.

FOSTER, D. R. (1983). "The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador", *Canadian Journal of Botany*, 61: 2459-2471.

FRÉCHETTE, J.-L. (1986). *Guide pratique des principaux parasites et maladies de la faune terrestre et ailée du Québec*, Distribution Pisciconsult inc., Saint-Hyacinthe, Québec, 280 p.

FREDDY, D. J., W. M. BRONAUGH et M. C. FOWLER (1986). "Responses of Mule Deer to disturbance by person afoot and snowmobiles", *Wildlife Society Bulletin*, 14: 63-68.

FRENETTE, J-G., 1992. *Rapport d'inventaire aérien du caribou des Grands-Jardins et sa périphérie en mars 1992*,.Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Québec, 19 p.

FRID, A. et L. DILL (2002). "Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk", *Conservation Ecology*, 6: 11 [En ligne] [http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11].

GAGNON, R. et H. MORIN (2001). « Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité », *Le Naturaliste canadien*, 125 : 26-35.

GAILLARD, J.-M., M. FESTA-BIANCHET et N. G. YOCCOZ (1998). "Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival", *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 58-63.

GAUTHIER, L., R. NAULT et M. CRÊTE (1989). « Variations saisonnières du régime alimentaire des caribous de la rivière George, Québec nordique », *Le Naturaliste canadien*, 116 : 101-112.

GAUTHIER, S., A. LEDUC, A. et Y. BERGERON (1996). “Forest dynamics modelling under a natural fire cycle: A tool to define natural mosaic diversity in forest management”, *Environmental Monitoring and Assessement*, 39: 417-434.

GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU (2001). « Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique », *Le Naturaliste canadien*, 125 : 10-17.

GIGNAC, L., BRODEUR, V., DAIGLE C. et S. LEFORT (2010). *Gros gibier au Québec — Données de récolte 1er mai 2008 au 30 avril 2009*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 57 p.

GINGRAS, A. et B. MALOUIN (1993). *Inventaire aérien du caribou dans la zone de chasse 19 sud (partie ouest) en mars 1991*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de la Côte-Nord, 26 p.

GOODWIN, B. J. et L. FAHRIG (2002). “How does landscape structure influence landscape connectivity?”, *Oikos*, 99(3): 552-570.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC (2011). *Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec*, dernière modification : 2011-11-22 [En ligne] [http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche/alose-detail.asp] (Consulté le 13 mars 2012).

GRONDIN, P., C. ANSSEAU, L. BÉLANGER, J.-F. BERGERON, Y. BERGERON, A. BOUCHARD, J. BRISSON, L. De GRANDPRÉ, G. GAGNON, C. LAVOIE, G. LESSARD, S. PAYETTE, P. J. H. RICHARD, J.-P. SAUCIER, L. SIROIS ET L. VASSEUR (1996). « Écologie forestière », p. 134-279 dans Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, éditeur, *Manuel de foresterie*, Presses de l’Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec.

GRONDIN, P., L. BÉLANGER, V. ROY, J. NOËL et D. HOTTE (2003). « Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillement) », p. 131-174 dans : *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, P. Grondin et A. Cimon, coordonnateurs, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la recherche forestière et Direction de l’environnement forestier, 200 p.

GROUPE CONSEIL AGIR (2002). *Situation du caribou forestier sur le Nitassinan d’Essipit — Rapport d’inventaire aérien et recommandations*, Groupe Conseil AGIR inc., 7 p.

GUAY, D. et J. PELTIER (2008). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Praslin et Betsiamites en février 2006*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.

GURARIE, E., J. SUUTARINEN, I. KOJOLA et O. OVASKAINEN (2011). “Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests”, *Oecologia*, 165: 891-903.

HASKELL, S. P., R. M. NIELSON, W. B. BALLARD, M. A. CRONIN et T. L. MCDONALD (2006). "Dynamic responses of calving caribou to oilfields in northern Alaska", *Arctic*, 59: 179-190.

HEARD, D. C. (1990). "The intrinsic rate of increase of reindeer and caribou in arctic environments", *Rangifer*, Special Issue, 3: 169-173.

HEBBLEWHITE, M. (2008). *A literature review of the effects of energy development on ungulates: Implications for central and eastern Montana*, Report prepared for Montana Fish, Wildlife and Parks, Miles City, MT.

HINS, C., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2009). "Habitat selection by forest-dwelling caribou in a managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect", *Forest Ecology and Management*, 257: 636-643.

HOGUE-HUGRON, S. (2010). *La recolonisation spontanée des bancs d'emprunt et essais de restauration à l'aide de bryophytes et de lichens*, mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, ix + 104 p.

HOLLEMAN, D. F., LUICK, J. R. et R. G. WHITE (1979). "Lichen intake estimates for reindeer and caribou during winter", *Journal of Wildlife Management*, 43(1): 192-201.

HOLT, R. D. (1977). "Predation, apparent competition, and structure of prey communities", *Theoretical Population Biology*, 12: 197-229.

HOLT, R. D. (1984). "Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species", *American Naturalist*, 1224: 377-406.

HOULE, M., D. FORTIN, C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J-.P. OUELLET (2010). "Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest", *Landscape Ecology*, 25: 419-433.

HUOT, J. et M. PARÉ (1986). *Synthèse des études sur le caribou de la région de Caniapiscau. Surveillance écologique du complexe La Grande*, Université Laval, Société d'énergie de la Baie-James, Direction ingénierie et environnement, 86 p.

JAEGER, J. A. G. et L. FAHRIG (2004). "Effects of road fencing on population persistence", *Conservation Biology*, 18: 1651-1657.

JAKIMCHUCK, R. D. (1980). *Disturbance to barren-ground caribou: A review of the effects and implications of human developments and activities*, R. D. Jakimchuck Management Associates Ltd., Sidney, B.C., 121 p.

JAMES, A. R. C. et A. K. STUART-SMITH (2000). "Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors", *Journal of Wildlife Management*, 64: 154-159.

JAMES, A. R. C., S. BOUTIN et D. H. HEBERT (2004). "Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves", *Journal of Wildlife Management*, 68: 799-809.

JOHNSON, C. J., M. S. BOYCE, R. L. CASE, H. D. CLUFF, R. J. GAU, A. GUNN et R. MULDERS (2005). *Quantifying the cumulative effects of human developments: a regional environmental assessment for sensitive Arctic wildlife*, Wildlife Monograph, 160 p.

JOHNSON, C. J. et M.-H. ST-LAURENT (2011). "Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife", Chapter 3, p. 23-54, in *Energy Development & Wildlife Conservation in Western North America*, D. E. Naugle (Ed.), Island Press, Washington, 305 p.

JOLICOEUR, H., P. BEAUCHEMIN, A. BEAUMONT et D. LE HÉNAFF (1993). *Des caribous et des hommes. L'histoire de la réintroduction du caribou dans les Grands Jardins (1963 à 1973), Québec*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la faune et des habitats, 76 p.

JOLICOEUR, H., R. COURTOIS et S. LEFORT (2005). *Le caribou de Charlevoix, une décennie après sa réintroduction — 1978-1981*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction du développement de la faune et Direction de la recherche sur la faune, 168 p.

KAFKA, V., S. GAUTHIER, et Y. BERGERON (2001). "Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Québec", *International Journal of Wildland Fire*, 10: 119-127.

KELSALL, J. P. (1984). *COSEWIC Status Report on the Woodland Caribou* Rangifer tarandus caribou *in Canada*, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

KINLEY, T. A. et C. D. APPS (2001). "Mortality patterns in a subpopulation of endangered mountain caribou", *Wildlife Society Bulletin*, 29: 158-164.

KLEIN, D. R. (1971). "Reaction of reindeer to obstructions and disturbances", *Science*, 173: 393-398.

KLEIN, D. R. (1982). "Fire, lichens, and caribou", *Journal of Range Management*, 35: 390-395.

KOLBE, J. A., J. R. SQUIRES, D. H. PLETSCHER, et L. F. RUGGIERO (2007). "The effect of snowmobile trails on coyote movements within lynx home ranges", *Journal of Wildlife Management*, 71(5): 1409-1418.

LABBÉ, M.-C., D. FORTIN, M. BASILLE, C. DUSSAULT, J-P OUELLET, R. COURTOIS et J. D. FORESTER (en préparation). *Spatially structured leapfrog effect in the spatial game between threatened boreal caribou and gray wolf.*

LAFLEUR, P.-É., R. COURTOIS et M. CLOUTIER (2006). *Plan d'aménagement forestier pour le territoire fréquenté par le caribou de Charlevoix, période 2006-2011*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale, Direction du développement de la faune et Direction régionale de la Capitale-Nationale, de la Chaudière-Appalaches et de l'Estrie (Forêt Québec), 17 p.

LANTIN, E. (2003). *Évaluation de la qualité des habitats d'alimentation pour le caribou forestier en forêt boréale du nord-ouest du Québec*, thèse de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 112 p.

LATHAM, A. D. M., M. C. LATHAM, N. A. MCCUTCHEN et S. BOUTIN (2011). "Invading white-tailed deer change wolf-caribou dynamics in northeastern Alberta*", Journal of Wildlife Management,* 75: 204-212.

LAVOIE, C. et L. SIROIS (1998). "Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada", *Journal of Vegetation Science*, 9: 483-492.

LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET (2012). "Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity", *Journal of Zoology* (disponible en version électronique jusqu'à l'inclusion dans un numéro spécial : DOI: 10.1111/j.1469-7998.2012.00959.x).

LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET. et R. COURTOIS (2011). "Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to woodland caribou faced with intensive human activity", *Lanscape Ecology*, 26: 1433-1446.

LECLERC, M., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2012). "Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou", *Forest Ecology and Management*, 286: 59-65.

LEFORT, S., L. GIGNAC et G. LAMONTAGNE (2004). *Gros gibier au Québec en 2001 — Exploitation par la chasse et mortalité par des causes diverses*, Société de la faune et des parcs du Québec, 74 p.

LESMERISES, R. (2011). *Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*)*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 113 p.

LESMERISES, R., J.-P. OUELLET et M.-H. ST-LAURENT (2011). "Assessing terrestrial lichen biomass using ecoforest maps: a suitable approach to plan conservation areas for forest-dwelling caribou", *Canadian journal of Forest Research*, 41: 633-643.

LESIEUR, D., S. GAUTHIER et Y. BERGERON (2002). "Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Québec, Canada", *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1996-2009.

LIDEN, M., M. PETTERSSON, U. BERGSTEN et T. LUNDMARK (2004). "Artificial dispersal of endangered epiphytic lichens: a tool for conservation in boreal forest landscapes", *Biological Conservation*, 118: 431-442.

MacARTHUR, R. A., V. GEIST et RONALD JOHNSTON (1982). "Cardiac and behavioural response of mountain sheep to human disturbance", *Journal of Wildlife Management*, 46: 351-358.

MANSUY, N., S. GAUTHIER, A. ROBITAILLE et Y. BERGERON (2011). *Cartographie du risque de feu actuel et pour le passé proche dans le secteur sud-est du territoire de la Baie-James par regroupement des unités de paysage*, rapport scientifique réalisé par la Chaire en aménagement durable UQAM-UQAT avec la collaboration du ministère des Ressources naturelles et de la Faune et du Centre forestier des Laurentides pour la Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire de la Baies-James (CRRNTBJ), janvier 2011, 21 p.

MAHONEY, S. P. et J. A. SCHAEFER (2002). "Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou", *Biological Conservation*, 107: 147-153.

MAHONEY, S. P., K. MAWHINNEY, C. McCARTHY, D. ANIONS et S. TAYLOR (2001). "Caribou reactions to provocation by snowmachines in Newfoundland", *Rangifer*, 21(1): 35-43.

McCOLLOUGH, M. (1991). *Maine caribou project 1986-1990* – Final report, Maine Caribou Project, Portland, 13 et 24 p.

MDDEP (2009). *Guide pour la prise en compte des principes de développement durable*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Bureau de coordination du développement durable, gouvernement du Québec, 36 p.

MESSIER, F., J. FERRON et J.-P. OUELLET (1987). *Le caribou du parc de la Gaspésie : Connaissances et recommandations sur la gestion du troupeau*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la faune terrestre, 64 p.

MILLER, F. L. (2003). "Caribou", in FELDHAMER, G. A., B. C. THOMPSON et J. A. CHAPMAN, *Wild mammals of North America – Biology, Management, and Conservation*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore et London, 965-997.

MOREAU, G., D. FORTIN, S. COUTURIER et T. DUCHESNE (2012). "Multi-level functional responses for wildlife conservation: the case of threatened caribou in managed boreal forests", *Journal of Applied Ecology*, DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02134.x.

MOSNIER, A., D. BOISJOLY, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET (2008). "Predator space use can limit the efficacy of predator control programs: the case of black bear and coyote predation on threatened Gaspé caribou", *Journal of Wildlife Management*, 72: 483-491.

MRNF (2009). *Le portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers et Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 142 p.

MRNF (2010). *Ressources et industries forestières — Portrait statistique — Édition 2010*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 498 p.

MRNF (2012). *Rapport annuel sur les activités minières au Québec*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale de Géologie Québec, 74 p.

MOISAN, G. (1956). « Le caribou de Gaspé I. Histoire et distribution », *Le Naturaliste canadien*, 83 : 225-234.

MOISAN, G. (1957). « Le caribou de Gaspé III. Analyse de la population et plan d'aménagement », *Le Naturaliste canadien*, 84 : 5-27.

MORANTZ, T. (1979). « L'importance du caribou durant 200 ans d'histoire à la Baie de James (1660-1870) », *Recherches amérindiennes au Québec*, 9 : 117-128.

MORNEAU, C. et S. PAYETTE (1989). "Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Québec", *Canadian Journal of Botany*, 67: 2770-2782.

MURPHY S. M. et J. A. CURATOLO (1987). "Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska", *Canadian Journal of Zoology*, 65: 2483-2490.

NELLEMANN, C. et R. D. CAMERON (1996). "Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou", *Arctic*, 49: 23-28.

NELLEMANN, C. et R. D. CAMERON (1998). "Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou", *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1425-1430.

NELLEMANN, C., P. JORDHOY, O. G. STOEN et O. STRAND (2000). "Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter", *Arctic*, 53: 9-17.

NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHØY et O. STRAND (2001). "Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts", *Biological Conservation*, 101: 351-360.

NELLEMANN, C. I. VISTNES, P. JORDHØY, O. STRAND et A. NEWTON (2003). "Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer", *Biological Conservation*, 113: 307-317.

NEUFELD, L. (2006). *Spatial dynamics of wolves and woodland caribou in an industrial forest landscape in westcentral Alberta*, Master thesis, University of Alberta, Edmonton, 169 p.

NGUYEN-XUAN, T., Y. BERGERON, D. SIMARD, J. FYLES et D. PARÉ (2000). "The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Québec: a wildfire versus logging comparison", *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1353-1364.

O'BRIEN, D., M. MANSEAU, A. FALL et M.–J. FORTIN (2006). "Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory", *Biological Conservation*, 130: 70-83.

OMNR (rapport préliminaire). *Integrated Range Assessment for Woodland Caribou and their Habitat: Kesagami Range 2012*, Science and Information Branch, Peterborough, Ontario, xx p.

OUELLET, J.-P., S. BOUTIN, et D. C. HEARD (1994). "Responses to simulated grazing and browsing of vegetation available to caribou in the Arctic", *Canadian Journal of Zoology*, 72: 1426-1435.

PARÉ, M. (1987). *Effets du remplissage d'un réservoir hydroélectrique sur la population de caribous de Caniapiscau*, mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, 141 p.

PARÉ, M. et C. BRASSARD (1994). *Écologie et plan de protection de la population de caribous de Val-d'Or*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, 56 p.

PARÉ, M. et J. HUOT (1985). "Seasonal movements of female caribou of the Caniapiscau region, Québec", Proceedings of the 2nd North American Caribou Workshop, *McGill Subarctic Research Paper*, 40: 47-56.

PARÉ M. et L. JOURDAIN (en préparation). *Rapport sur le suivi de la population de caribou de Val-d'Or, de 1995 à 2008*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue.

PARÉ, M. et L. JOURDAIN (2002). *Rapport sur l'inventaire aérien du caribou dans la partie sud-ouest de la Municipalité de la Baie James*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, 17 p.

PARÉ, M., L. JOURDAIN et M. BÉLANGER (2009). *Rapport sur l'inventaire du caribou dans la partie sud-ouest de la Municipalité de la Baie James, en mars 2006*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, 13 p.

PARÉ, M., G. LAFFERRIÈRE et J. CHAGNON (1994). *Plan d'aménagement du site faunique à caribous au sud de Val-d'Or*, ministère de l'Environnement et de la Faune et ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, 9 p.

PARENT, B. et C. FORTIN (2002). *Ressources et industries forestières — Portrait statistique, édition 2002, résumé*, ministère des Ressources naturelles du Québec, 64 p.

PAYETTE, S., C. MORNEAU, L. SOROIS et M. DESPONTS (1989). "Recent fire history at the limit of the boreal forest in northern Québec", *Ecology*, 70: 656-673.

PERRON, N. (2003). *Peut-on et doit-on s'inspirer de la variabilité naturelle des feux pour élaborer une stratégie écosystémique de répartition des coupes à l'échelle du paysage? Le cas de la pessière noire à mousses de l'ouest au lac Saint-Jean*, thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Québec, 459 p.

PHAM, A. T., L De GRANDPRÉ, S. GAUTHIER et Y. BERGERON (2004). "Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Québec", *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 353-364.

PINARD, V., C. DUSSAULT, J. P. OUELLET, D. FORTIN, R. COURTOIS (2012). "Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape", *Journal of Wildlife Management*, 76: 189-199.

POLFUS, J. L., M. HEBBLEWHITE et K. HEINEMEYER (2011). "Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou", *Biological Conservation*, 144: 2637-2646.

RACEY, G. D. et E. R. ARMSTRONG (1996). "Towards a caribou habitat management strategy for northwestern Ontario: Running the gauntlet", *Rangifer*, Special Issue, 9: 159-170.

RACEY, G. A., H. T. AMSTRONG, L. GERRISH, R. SCHOTT, J. McNICOL et R. GOLLAT (1997). *Landscape planning for the conservation of forest-dwelling woodland caribou*, Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Region, Ontario, 53 p.

RENAUD, L.-A. (2012). *Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 97 p.

RETTIE, W. J., J. W. SHEARD et F. MESSIER (1997). "Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: relating wildlife habitat to forest cover data", *Forest Ecology and Management*, 93: 245-260.

RETTIE, W. J. et F. MESSIER (2000). "Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors", *Ecography*, 23: 466-478.

RICHENS, V. B. et G. R. LAVINGE (1978). "Response of white-tailed deer to snowmobiles and snowmobile trails in Maine", *Canadian Field Naturalist*, 92(4): 334-344.

ROCHETTE, B. (2003a). *Compte rendu des opérations du printemps 2002, dans le cadre de l'entente Kruger-FAPAQ-MRN sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.

ROCHETTE, B. (2003b). *Compte rendu des opérations du printemps 2003 dans le cadre de l'entente Kruger-FAPAQ-MRN sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 8 p.

ROCHETTE, B. (2007). *Compte rendu des travaux d'inventaire du caribou forestier effectués dans le secteur Manic-Outardes en mars 2007*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.

ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2001). *Inventaire aérien de l'île René-Levasseur*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p. + 4 annexes.

ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2003). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur Manicouagan/Toulnustouc en mars 2003*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p.

ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2004). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Manicouagan/Moisie en mars 2004*, ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 15 p.

ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2005). *Compte rendu des opérations de l'année 2004-2005 dans le cadre de l'entente Kruger-MRNF (secteurs Faune Québec et Forêt Québec) sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.

ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2006). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Natashquan, Rivière-Saint-Jean et Moisie en mars 2005*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 16 p.

ROED, K. H. (1992). "Genetic differentiation and evolution of reindeer and caribou", *Rangifer*, 12(3): 175-176.

ROMINGER, E. M., C. T. ROBBINS et M. A. EVANS (1996). "Winter foraging ecology of woodland caribou in northeastern Washington", *Journal of Wildlife Management*, 60: 719-728.

ROTURIER, S., S. BÄCKLUD, M. SUNDÉN et U. BERGSTEN (2007). "Influence of ground substrate on establishment of reindeer lichen after artificial dispersal", *Silva Fennica*, 41(2): 269-280.

ROWE, J. S et G. W. SCOTTER (1973). "Fire in the boreal forest", *Quaternary Research*, 3: 444-464.

RUDOLPH, T. D. (2011). *Mouvements et sélection d'habitat lors des déplacements printaniers du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) dans le Nord du Québec*, mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 166 p.

RUDOLPH, T. D., P. DRAPEAU, M.-H. ST-LAURENT et L. IMBEAU (2012). *Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la Baie-James dans le Nord-du-Québec*, rapport scientifique présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune et au Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee), Montréal, Québec, 77 p.

RUEL, J.-C., R. HORVATH, C.-H. UNG et A. MUNSON (2004). "Comparing height growth and biomass production of black spruce trees in logged and burned stands", *Forest Ecology and Management*, 193: 371-384.

SAHER, J. et F. K. A. SCHMIEGELOW (2004). "Movement pathways and habitat selection by woodland caribou during spring migration", *Rangifer*, numéro spécial, 16: 143-154.

SAPERSTEIN, L. (1996). "Winter forage selection by barren-ground caribou: Effects of fire and snow", *Rangifer*, Special Issue, 9: 237-238.

SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE (1998). « Les régions écologiques du Québec méridional : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles », 3^{e} version, supplément de *L'Aubelle*, février-mars, 12 p.

SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE et J.-F. BERGERON (2003). *Carte des régions écologiques, 3^{e} version*, ministère des Ressources naturelles du Québec, code 2003-3015.

SCHAEFER, J. A. (2003). "Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga", *Conservation Biology*, 17: 1435-1439.

SCHAEFER, J. A. et W. O. PRUIT (1991). "Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba", *Wildlife Monographs*, 116: 1-39.

SCHAEFER, J. A., C. M. BERGMAN et S. N. LUTTICH (2000). "Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales", *Landscape Ecology*, 15: 731-739.

SCHAEFER, J. A., A. M. VEITCH, F. H. HARRINGTON, W. K. BROWN, J. B. THEBERGE et S. N. LUTTICH (2001). "Fuzzy structure and spatial dynamics of a declining woodland caribou population", *Oecologia*, 126: 507-514.

SEBBANE, A., R. COURTOIS, S. ST-ONGE, L. BRETON et P.-É. LAFLEUR (2002). *Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou de Charlevoix entre l'automne 1998 et l'hiver 2001*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 60 p.

SEBBANE, A., R. COURTOIS, A. GINGRAS, B. ROCHETTE et L. BRETON (2003). *Importance d'un plan d'aménagement forestier sur l'abondance du caribou forestier et son utilisation de l'espace et des habitats*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 50 p.

SEIP, D. R. (1991). “Predation and caribou population”. *Rangifer*, Special Issue, 7: 46-52.

SEIP, D. R. (1992). “Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia”, *Canadian Journal of Zoology*, 70: 1494-1503.

SEIP, D. R. et D. B. CICHOWSKI (1996). “Population ecology of caribou in British Columbia”, *Rangifer*, Special Issue, 9: 73-80.

SEIP, D. R., C. J. JOHNSON et G. WATTS (2007). “Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles”, *Journal of Wildlife Management*, 71: 1539-1544.

SHIDELER, R. T., H. H. ROBUS, J. J. WINTERS et M. KUWADA (1986). *Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review, I. A world-wide perspective*, Alaska Dep. Fish & Game, Div. Habitat, Tech. Rep., 86-2.

SIMPSON, K. (1987). *The effects of snowmobile use on winter range use by Mountain Caribou*, British Columbia Ministry of Environment, Wildlife Working Report WR-25, Victoria, Canada.

SIMPSON, K. et E. TERRY (2000). *Impacts of Backcountry Recreation Activities on Mountain Caribou – Management Concerns, Intern Management Guidelines and Research Needs*, B.C. Ministry Environment Land and parks, Wildlife Branch, Victoria, B.C. Wildlife Working Report No. WR-99, 11 p.

SIROIS, L. et S. PAYETTE (1989). “Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Québec”, *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 1571-1580.

SKOGLAND, T. (1986). “Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds”, *Journal of Wildlife Management*, 50: 314-319.

SLEEP, D. J. H. et C. LOEHLE (2010). “Validation of a demographic model for woodland caribou”, *Journal of Wildlife Management*, 74(7): 1508-1512.

SORENSEN, T. P., D. McLOUGHLIN, D. HERVIEUX, E. DZUS, J. NOLAN, B. WYNES et S. BOUTIN (2008). “Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou”, *Journal of Wildlife Management*, 72(4): 900-905.

SPIES, T. A., W. J. RIPPLE, et G. A. BRADSHAW (1994). “Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon”, *Ecological Applications*, 4: 555-568.

STONE, I., L. SIROIS, J.-P. OUELLET, M.-J. ARSENEAU et M.-H. ST-LAURENT (soumis). “Effects of proximity to old-growth on arboreal lichen abundance in regenerating balsam fir stands : Implications for a relict caribou herd on Gaspé peninsula”, *Canadian Journal of Forest Research*.

STONE, I., J.-P. OUELLET, L. SIROIS, M.-J. ARSENEAU et M.-H. ST-LAURENT (2008). "Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands in Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relic caribou herd", *Forest Ecology and Management*, 255: 2733-2742.

ST-LAURENT, M.-H. et C. DUSSAULT (2012). "The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: A long-term assessment at the southern range limit", *Rangifer*, Special Issue, 20: 127-138.

ST-LAURENT, M.-H., L.-A. RENAUD, M. LEBLOND et D. BEAUCHESNE (2012). « Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou », *Le Naturaliste canadien*, 136(2) (sous presse).

ST-PIERRE, D. et S. RIVARD (2002). *Inventaire aérien du caribou dans le secteur sud du projet de parc Mistassini-Albanel-Témiscamie-Monts Otish*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, 6 p.

STUART-SMITH, A. K., C. J. A. BRADSHAW, S BOUTIN, D. M. HEBERT et A. B. RIPPIN (1997). "Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta", *Journal of Wildlife Management*, 61: 622-633.

SVIHUS, B. et Ø. HOLAND (2000). "Lichen polysaccharides and their relation to reindeer/caribou nutrition", *Journal of Range Management*, 53: 642-648.

TAYLOR, J. G. (1979). « L'exploitation du caribou par les Inuits de la côte du Labrador (1694-1977) », *Recherches amérindiennes au Québec*, 9 : 71-81.

TERRY, E. L., B. N. McLELLAN et G. S. WATTS (2000). "Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management", *Journal of Applied Ecology*, 37: 589-602.

THE ANIMALS FILES (2006). *Rein deer (caribou)* [En ligne] [http://www.theanimalfiles.com/mammals/hoofed_mammals/reindeer.html] (Consulté le 29 mars 2012).

THOMAS, P. A. et T. E. GATES (1999). "Radionuclides in the Lichen-Caribou-Human food chain near uranium mining operations in Northern Saskatchewan, Canada", *Environmental Health Perspectives*, 107: 527-537.

THOMAS, D. C. et D. R. GRAY (2001). *Updated COSEWIC status report on "forest dwelling" woodland caribou « caribou des bois »* Rangifer tarandus caribou, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC), Ottawa, Ontario, 121 p.

TIMMERMANN, H. R. (1998). *Use of mixed wood sites and forest cover by woodland caribou*, Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario, 15 p.

TREMBLAY-GENDRON, S. (2012). *Influence des proies sur le déplacement d'un prédateur : Étude du système loup-orignal-caribou*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada, 87 p.

TRUDEL, F. (1979). « L'importance du caribou dans la subsistance et la traite chez les Inuit de la côte orientale de la baie d'Hudson (1839-1910) », *Recherches amérindiennes au Québec*, 9 : 141-150.

TYLER, N. J. C. (1991). "Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhyncus*) to direct provocation by a snowmobile", *Biological Conservation*, 56: 179-194.

VISTNES, I. I. et C. NELLEMANN (2001). "Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving", *Journal of Wildlife Management*, 65: 915-925.

VISTNES, I. I., C. NELLEMANN, P. JORDHOY et O. STRAND (2001). "Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use", *Polar Biology*, 24: 531-537.

VISTNES, I. I., C. NELLEMANN, P. JORDHOY et O. G. STOEN (2008). "Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress", *Polar Biology*, 31: 1307-1317.

VORS, L. S., J. A. SCHAEFER, B. A. POND, A. R. RODGERS et B. R. PATTERSON (2007). "Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario", *Journal of wildlife management*, 71(4): 1249-1256.

WALTER, W. D., D. M. LESLIE JR. et J. A. JENKS (2006). "Response of Rocky Mountain Elk (*Cervus elaphus*) to wind-power development", *The American Midland Naturalist*, 156: 363-375.

WEBSTER, L. (1997). *The effects of human related harassment on Caribou*, Unpubl. Rep. B.C. Minist. Environ., Lands and Parks, Williams Lake, BC, 33 p.

WEIR, J. N., S. P. MAHONEY, B. MCLAREN et S. H. FERGUSON (2007). "Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution", *Wildlife Biology*, 13: 66-74.

WECLAW, P. et R. J. HUDSON (2004). "Simulation of conservation and management of woodland caribou", *Ecology Modeling*, 177: 75-94.

WHITTINGTON, J. M. HEBBLEWHITE, N. J. DECESARE, L. NEUFELD, M. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI (2011). "Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach", *Journal of Applied Ecology*, 48(6): 1535-1542

WHITTINGTON, J., C. C. ST. CLAIR et G. MERCER (2005). "Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys", *Ecological Applications*, 15: 543-553.

WILSON, J. E. (2000). *Habitat characteristic of Late Wintering areas used by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in North eastern Ontario*, thèse de maîtrise, Laurentian University, 103 p.

WITH, K. A., GARDNER, R. H., TURNER, M. G. (1997). “Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments”, *Oikos*, 78: 151-169.

WITTMER, H. U., B. N. McLELLAN et F. W. HOVEY (2006). “Factors influencing variation in site fidelity of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in southeastern British Columbia”, *Canadian Journal of Zoology*, 84: 537-545.

WITTMER, H. U, B. N. McLELLAN, R. SERROUYA et C. D. APPS (2007). “Change in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population”, *Journal of animal ecology*, 76: 568-579.

WOLFE, S. A., B. GRIFFITH et C. A. G. WOLFE (2000). “Response of reindeer and caribou to human activities”, *Polar Research*, 19: 63-73.

LISTE DES COMMUNICATIONS PERSONNELLES

Brodeur, Vincent : Biologiste, ministère des Ressources naturelles, Secteur des opérations régionales, Direction générale région Nord-du-Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire.

Courtois, Judith : Biologiste, Patrimoine, culture et territoire, Pekuakamiulnatsh Takuhikan.

Cyr, Mathieu : Ingénieur forestier, ministère des Ressources naturelles, Secteur des opérations régionales, Direction générale de la Côte-Nord, directeur des affaires régionales.

Erdely, David : Commandant, ministère des Ressources naturelles, Secteur Faune Québec, Direction générale de la protection de la faune, directeur de la protection de la faune de la Côte-Nord.

Fortin, Daniel : Biologiste, professeur-chercheur, Département de biologie, Université Laval.

Giroux, Wendy : Biologiste, ministère des Ressources naturelles, Secteur des opérations régionales, Direction générale région Capitale-Nationale–Chaudière-Appalaches, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire.

Heppell, Sandra : Biologiste, ministère des Ressources naturelles, Secteur des opérations régionales, Direction générale de la Côte-Nord, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire.

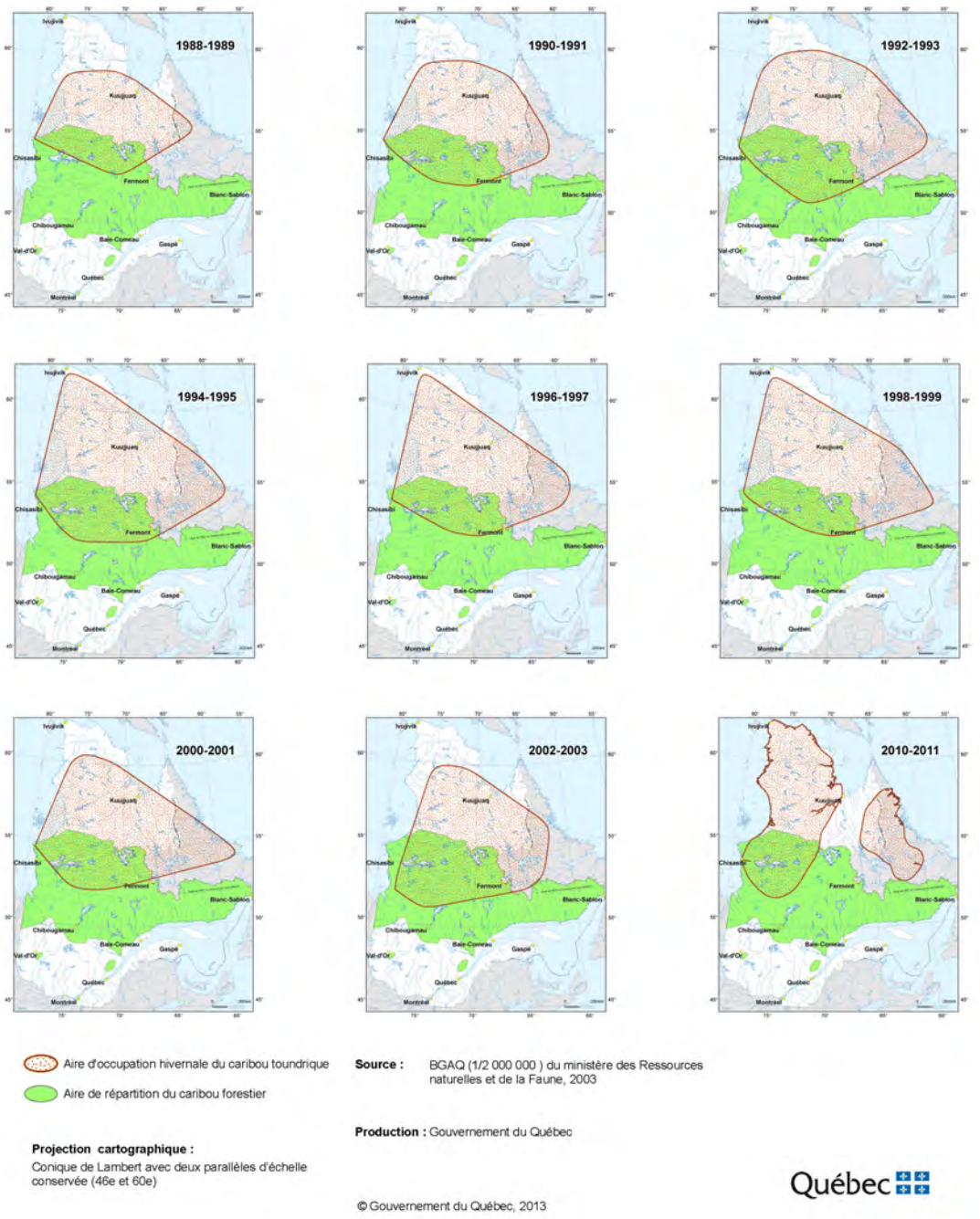
Larouche, Jasmin : Commandant, ministère des Ressources naturelles, Secteur Faune Québec, Direction générale de la protection de la faune, directeur de la protection de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean.

Paré, Marcel : Biologiste, ministère des Ressources naturelles, Secteur des opérations régionales, Direction générale région Abitibi-Témiscamingue, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire.

St-Laurent, Martin-Hugues : Biologiste, professeur-chercheur, Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski.

ANNEXE 1

Aire de répartition continue du caribou forestier au Québec (en gris) et aire occupée en hiver par les caribous migrateurs des hardes de la rivière George et de la rivière aux Feuilles (pointillé) de 1986 à 2003



Source des localisations télémétriques des caribous migrateurs : ministère de la Défense nationale, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador et gouvernement du Québec.

ANNEXE 2

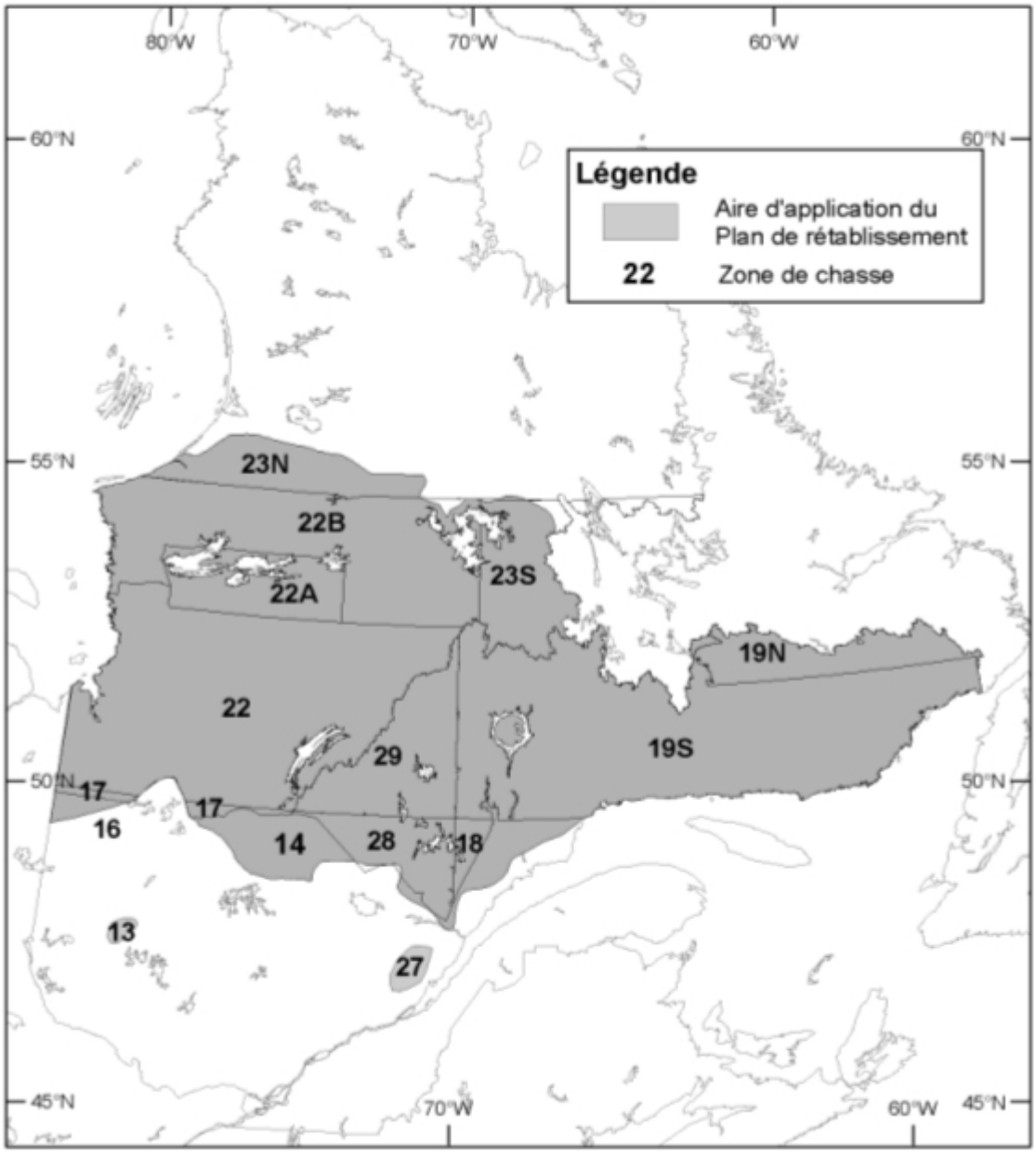
Liste des sigles, acronymes et régions administratives du Québec utilisés dans le document

Sigles et acronymes :

AWCCSDC :	Alberta's Woodland Caribou Conservation Strategy Development Committee
CAEFMVQ:	Comité aviseur sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables du Québec
CCCPP :	Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage
CCEBJ :	Comité consultatif pour l'environnement de la Baie-James
CCQF :	Conseil Cris-Québec sur la foresterie
COSEPAC :	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
CPHRS :	Coupe avec protection de la haute régénération et des sols
CPRS :	Coupe de protection et de régénération des sols
CPPTM :	Coupe avec protection des petites tiges marchandes
DEX :	Direction de l'expertise
ISRE :	Institut pour la surveillance et la recherche environnementale
MDDEFP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MRC :	Municipalité régionale de comté
MRN :	Ministère des Ressources naturelles
MRNF :	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
PAFI-T :	Plan d'aménagement forestier intégré — Tactique
PATP :	Plan d'affectation des terres publiques
PRDIRT :	Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire
RHF :	Règlement sur les habitats fauniques
RADF :	Règlement sur l'aménagement durable des forêts
SADF :	Stratégie d'aménagement durable des forêts

Régions administratives du Québec :

Région 02 :	Région du Saguenay–Lac-Saint-Jean
Région 03 :	Région de la Capitale-Nationale
Région 08 :	Région de l'Abitibi-Témiscamingue
Région 09 :	Région de la Côte-Nord
Région 10 :	Région du Nord-du-Québec

ANNEXE 3

Les zones de chasse dans l'aire de répartition du caribou forestier au Québec