

SITUATION du CARIBOU FORESTIER
(*Rangifer tarandus caribou*)
sur le territoire de la BAIE JAMES
dans la région NORD-DU-QUÉBEC

PRÉSENTÉ AU
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
ET AU
Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee)

PAR
Tyler D. Rudolph, M.Sc., UQAM
Pierre Drapeau, Ph.D., UQAM
Martin-Hugues St-Laurent, Ph.D., UQAR
Louis Imbeau, Ph.D., UQAT

GROUPE DE TRAVAIL
SUR LE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER
COMITÉ SCIENTIFIQUE,
NORD-DU-QUÉBEC

Septembre 2012

Ce document devrait être cité comme suit :

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 la région 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.



Photo : MRNF

RÉSUMÉ

L'écotype boréal du caribou des bois vivant en milieu forestier a été inscrit à la liste des espèces menacées en 2002 par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). En 2005, le caribou forestier a été reconnu comme étant vulnérable au Québec, bien qu'une réévaluation de cette situation soit attendue. Si on estime que la prédation et la chasse sont les causes directes du déclin actuel des populations, on en attribue la cause ultime à la transformation du paysage. Nous avons analysé 9 années de données démographiques et de télémétrie satellitaire acquises sur trois populations locales de caribou forestier sur le territoire de la Baie James dans la région Nord-du-Québec (Eeyou Istchee). Voici notre évaluation de la situation :

1. Les taux de recrutement sont en baisse dans toute la région en conséquence de l'augmentation cumulative des perturbations des aires de répartition.
2. Le taux de survie des adultes (femelles) est également en déclin; cette situation est aggravée par la récolte de subsistance.
3. Les taux de perturbation pour les aires de répartition dépassent le seuil théoriquement requis pour assurer la persistance des populations (seuils de tolérance démographique).
4. Actuellement, les trois populations locales (Assinica, Nottaway et Témiscamie) sont considérées comme étant non autosuffisantes (NA), et on prévoit que la situation s'aggravera au cours des prochaines années, alors que l'habitat essentiel se dégradera encore davantage.
5. Le caribou forestier s'efforce d'éviter les réseaux routiers, ce qui entraîne une perte fonctionnelle d'habitat. Les réseaux routiers diminuent la qualité de l'habitat essentiel en améliorant l'accès au bénéfice des prédateurs humains et animaux, pavant ainsi la voie à l'extinction locale. On prévoit que les projets du chemin L-209 et du prolongement de la route 167 réduiront de beaucoup la connectivité fonctionnelle du paysage et, de ce fait, la résilience des populations, en plus de promouvoir des conditions qui favorisent le déclin des populations.
6. Pour renforcer le réseau actuel d'aires protégées, nous recommandons l'approbation des propositions d'aires protégées de Waswanipi et de Nemaska, en plus de l'expansion de la réserve de parc national Assinica.

7. Pour faciliter le rétablissement des populations, nous recommandons:

- a) d'éviter tout développement anthropique supplémentaire dans les zones dont on sait ou présume qu'elles sont occupées par le caribou forestier;
- b) de cibler une réduction nette des perturbations cumulatives des aires de répartition;
- c) d'encourager un frein immédiat à la récolte de subsistance du caribou forestier;
- d) de former des alliances stratégiques afin d'assurer le rétablissement proactif de la métapopulation de la Baie James.

Enfin, nous recommandons la réalisation d'un inventaire aérien de la région afin de raffiner les estimations démographiques et d'évaluer avec plus d'exactitude la situation et la viabilité à long terme des populations. À la lumière des constats récents, nous recommandons également au gouvernement du Québec de réévaluer le statut du caribou forestier. En terminant, nous suggérons une série de nouvelles orientations de recherche qui pourront aider les gestionnaires à évaluer le risque en relation avec l'aménagement forestier et la persistance des populations de caribous.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	iv
LISTE DES TABLEAUX	viii
DÉFINITIONS	x
ABRÉVIATIONS	xi
1. INTRODUCTION	1
1.1. Désignation	1
1.2. Contexte.....	2
1.3. Mandat	7
1.4. Zone d'étude	8
2. MÉTHODOLOGIE	9
2.1. Sources et traitement préliminaire des données	9
2.2. Procédures d'analyse.....	13
3. MANDAT	25
3.1. Quel est le statut de la population de caribous forestiers sur le territoire?	25
3.2. Quel est l'état actuel de l'habitat du caribou forestier?	34
3.3. Est-ce que la population et chacune des hardes peuvent supporter des perturbations additionnelles? Dans quelle mesure?	43
3.4. Quels sont les effets du réseau routier actuel, des routes proposées et des activités qui leurs sont liées sur les hardes et leur habitat?.....	44
3.5. Quelle est la contribution des aires protégées actuellement et du territoire au nord de la limite nordique de la forêt commerciale pour la conservation du caribou?	53
3.6. Quel rôle les propositions d'aires protégées de Waswanipi et Nemaska pourraient-elles jouer dans le rétablissement de la population?	59
4. RECOMMANDATIONS	60
BIBLIOGRAPHIE	70

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 :** Écotypes du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada (COSEPAC, 2002). Les hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie appartiennent à la population boréale menacée. Le trait pointillé indique la limite historique de la zone d'occurrence continue..... 4
- Figure 2 :** Relation empirique entre la perturbation totale du paysage et le taux de recrutement moyen, d'après des données sur 24 populations boréales de caribous établies au Canada (Environnement Canada, 2011). 6
- Figure 3 :** Aperçu de la zone d'étude, dans la forêt boréale du Nord-du-Québec. Les points violets, bleus et bruns représentent des coordonnées GPS transmises entre mars 2004 et mars 2007 par des colliers portés par des individus réputés appartenir respectivement aux hardes de Nottaway, d'Assinica et de Témiscamie... 8
- Figure 4 :** Exemple d'échantillonnage aléatoire pour la modélisation de la sélection globale de l'habitat. Les points rouges correspondent aux localisations GPS observées (« utilisées ») pour un caribou muni d'un collier (n° 2002007); les points bleus sont des points générés aléatoirement (« disponibles »). Les traits jaunes encerclent les contours des noyaux à probabilité de 100 %, dilatés spatialement de 10,5 km, soit 99 % de la distance maximale quotidienne parcourue par cet individu. 20
- Figure 5 :** Rapports de sélection de Manly décrivant la préférence globale relative de divers types d'habitat par le caribou des bois, sur la base d'un concept axé sur les points utilisés et disponibles (section 2.2.6). Lorsque les intervalles de confiance supérieur et inférieur sont tous deux dégagés de 1, nous inférons une sélection significative (au-dessus) ou un évitement significatif (au-dessous) du type d'habitat en question. 21
- Figure 6 :** Taux de survie annuel estimatif des caribous des bois femelles adultes dans le Nord-du-Québec de 2002 à 2011. La courbe prédite et les intervalles de confiance à 95 % ont été dérivés de la relation observée, modélisée au moyen d'une régression logistique binomiale pondérée. 29
- Figure 7 :** Causes de la mortalité des caribous des bois femelles dans le Nord-du-Québec entre 2002 et 2012, d'après le devenir connu des animaux portant un collier et ayant fait l'objet d'un suivi par télémétrie GPS (n = 50). 30

Figure 8 : Trajectoires observées de la population de la harde d’Assinica, d’après les ratios mâles : femelles de la harde et quatre estimations différentes du taux de survie ($\lambda = S/(1 - R)$). La première estimation (trait noir pointillé) est le taux de survie moyen des adultes dans l’ensemble de la région à l’étude, abstraction faite de la mortalité par la chasse. La deuxième estimation (trait noir continu) est identique à la première, sauf qu’elle inclut la mortalité par la chasse, et la troisième (trait vert) est le taux de survie moyen des adultes observé exclusivement dans la harde d’Assinica. Les trois premières estimations sont des constantes, auquel cas lambda subit surtout l’influence des déclinés des taux de recrutement. La quatrième estimation (trait rouge) varie en fonction du temps; il s’agit d’une fonction modèle des déclinés observés dans le taux de mortalité des adultes dans l’ensemble de la région à l’étude. 31

Figure 9 : Trajectoires observées de la population de la harde de Nottaway, d’après quatre estimations différentes du taux de survie ($\lambda = S/(1 - R)$). La première estimation (trait noir pointillé) est le taux de survie moyen des adultes dans l’ensemble de la région à l’étude, abstraction faite de la mortalité par la chasse. La deuxième estimation (trait noir continu) est identique à la première, sauf qu’elle inclut la mortalité par la chasse, et la troisième (trait vert) est le taux de survie moyen des adultes observé exclusivement dans la harde de Nottaway. Les trois premières estimations sont des constantes, auquel cas lambda subit surtout l’influence des déclinés des taux de recrutement (on notera que c’est dans la harde de Nottaway que le taux de survie estimatif des adultes est le plus bas). La quatrième estimation (trait rouge) varie en fonction du temps; il s’agit d’une fonction modèle des déclinés observés dans le taux de mortalité des adultes dans l’ensemble de la région à l’étude. 32

Figure 10 : Trajectoires observées de la population de la harde de Témiscamie, d’après quatre estimations différentes du taux de survie ($\lambda = S/(1 - R)$). La première estimation (trait noir pointillé) est le taux de survie moyen des adultes dans l’ensemble de la région à l’étude, abstraction faite de la mortalité par la chasse. La deuxième estimation (trait noir continu) est identique à la première, sauf qu’elle inclut la mortalité par la chasse, et la troisième (trait vert) est le taux de survie moyen des adultes observé exclusivement dans la harde de Témiscamie. Les trois premières estimations sont des constantes, auquel cas lambda subit surtout l’influence des déclinés des taux de recrutement. La quatrième estimation (trait rouge) varie en fonction du temps; il s’agit d’une fonction modèle des déclinés observés dans le taux de mortalité des adultes dans l’ensemble de la région à l’étude. 33

Figure 11 : Perturbations cumulatives mesurées à l'intérieur des polygones du domaine vital à noyau pondéré de 100 % des hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie entre 2002 et 2013 (données projetées). Ont été prises en compte les perturbations naturelles (p. ex. incendies, pullulations d'insectes, chablis) datant de 40 ans ou moins et les perturbations anthropiques (p. ex. récolte forestière, routes, mines) datant de 50 ans ou moins, avec l'ajout d'une zone tampon de 500 mètres (EC, 2011). Les lignes pointillées indiquent les niveaux de perturbation spécifiques à chaque harde au-delà desquels on prédit un taux de croissance négatif de la population, sur la base d'une modélisation empirique de la relation recrutement-perturbation. Les estimations de lambda ont été dérivées de la moyenne régionale pondérée du taux de survie des adultes ($S_{NDQ} = 0,867$) et des ratios mâles : femelles spécifiques à chaque harde..... 39

Figure 12 : Relation entre le recrutement des faons et la perturbation cumulative du paysage pour les trois populations de caribous des bois du Nord-du-Québec. Les courbes prédites ont été obtenues au moyen d'une régression logistique avec un point de rencontre aléatoire pour chaque harde. Les résultats indiquent que les populations ont des niveaux différents de tolérance à la perturbation. Compte tenu d'un rapport moyen de 1,21 mâle par femelle (d'après les relevés de la densité absolue de 2002 et 2003) et le taux annuel moyen de survie des adultes ($S_{NDQw} = 0,867$) observé chez les caribous du Nord-du-Québec, ces populations devraient en fait recruter 34 faons/100 femelles pour demeurer stables (comme l'indique le trait pointillé). 40

Figure 13 : Réponse prédite du caribou des bois aux routes dans le Nord-du-Québec. La probabilité relative d'occurrence du caribou, dérivée de la modélisation de la FSR, augmente exponentiellement en fonction de la distance des routes. Bien que léger, cet effet d'évitement demeure perceptible à des distances de plus de 2 kilomètres. 46

Figure 14 : Carte de la zone d'étude illustrant la probabilité relative d'occurrence du caribou des bois, déterminée par une régression logistique conditionnelle (plus la couleur est foncée, plus la probabilité relative est élevée). La probabilité relative de rencontrer des caribous décroît exponentiellement à mesure que la proximité des routes augmente (couleur la plus pâle); cette variable unique est la plus influente du modèle. L'expansion du réseau routier du sud au nord a des liens puissants et clairs avec la récession de l'aire de répartition du caribou. 47

Figure 15 : Encart de l'aire de répartition de Témiscamie (en 2011) et du prolongement proposé de la route 167, qui fait actuellement l'objet d'une évaluation environnementale (bleu clair). Les chemins existants sont illustrés en rouge et les chemins prévus dans les PAIF en noir; les tons de jaune et de marron représentent la probabilité relative d'occurrence du caribou, les tons les plus sombres étant associés aux probabilités les plus fortes. Les points représentent les localisations GPS des caribous femelles des aires de répartition de Témiscamie (jaune) et d'Assinica (vert) portant un collier, obtenues en 2011 et 2012. Le trait gris indique la limite nord de la forêt commerciale, et le contour noir, la limite unifiée des trois noyaux de populations pondérés à 100 %. 51

Figure 16 : Carte de l'aire de répartition d'Assinica indiquant l'emplacement du projet de route 209 en cours d'évaluation environnementale (trait jaune). Les chemins existants sont illustrés en rouge, les chemins actuellement en projet en rose et les autres chemins faisant également l'objet d'une évaluation environnementale en bleu (p. ex. le chemin « I », juste au nord et à l'ouest de l'aire de répartition). Les tons de jaune et de marron représentent la probabilité relative d'occurrence du caribou, les tons les plus sombres étant associés aux probabilités les plus fortes. Les points représentent les localisations des caribous porteurs de collier enregistrées depuis 2004; au cours de cette période, environ une douzaine d'individus porteurs d'un collier ont utilisé la zone centre-ouest comme aire d'estivage..... 52

Figure 17 : Aire protégées existantes (polygones verts) à l'intérieur des contours unifiés à probabilité de 100 % de la métapopulation régionale de caribous (contour noir). Les aires protégées de Nemaska (rouge) et Waswanipi (violet) sont également représentées. Les tons de jaune et de marron représentent la probabilité relative d'occurrence du caribou, les tons les plus sombres étant associés aux probabilités les plus fortes. Les points bleus représentent les localisations GPS des caribous porteurs de collier enregistrées ces dernières années (2011-2012); le trait gris indique la limite nord de la forêt commerciale..... 58

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1 :** Périodes servant à représenter les saisons biologiques du caribou des bois dans le Nord-du-Québec..... 18
- Tableau 2 :** Résultat de la procédure de sélection du modèle. Le modèle complet (habitat plus perturbations naturelles et anthropiques) s’est avéré le plus parcimonieux d’après le critère QIC (critère de quasi-vraisemblance dans le modèle d’indépendance)..... 23
- Table 3 :** Résultats des validations croisées spatiale et temporelle du modèle candidat le plus parcimonieux (modèle 1: habitat plus perturbations naturelles et anthropiques). Les valeurs indiquent que la variation dans le comportement de sélection des ressources d’un individu est substantiellement supérieure à la variation du comportement de sélection d’une année à l’autre..... 24
- Tableau 4 :** Données démographiques compilées à partir de deux types de levés aériens printaniers (recensements aériens [2002-2003] et relevés de la composition des hardes) menés par des fonctionnaires du MRNF de Chibougamau entre 2002 et 2012. Le recrutement (R) a été estimé selon la méthode de Hatter et Bergerud (1991) et la proportion des sexes chez les adultes (ratio mâles : femelles) a été calculée à partir des recensements aériens de 2002 et 2003. 27
- Tableau 5 :** Sommaire de l’historique des caribous porteurs de colliers dans le Nord-du-Québec. « N en péril » désigne le nombre de caribous femelles faisant l’objet d’un suivi par télémétrie GPS au début de chaque nouvelle année (levé post-printanier). Certains des individus qui meurent chaque année (N morts) ont été récoltés (N récoltés). Les taux de survie des adultes observé ($S_{\text{observé}}$) et prédit ($S_{\text{prédit}}$) sont présentés en fonction de deux scénarios : 1) la mortalité naturelle seulement; 2) la mortalité naturelle plus la mortalité par la chasse. Dans les deux cas, le modèle prédit un déclin du taux de survie des adultes en fonction du temps; cependant, c’est dans le cas réel observé (une population sujette à la mortalité naturelle et à la mortalité par la chasse) que la relation statistique est la plus forte ($p = 0,037$). Cela revient à conclure que le taux de survie des adultes est en déclin, compte tenu d’une probabilité de 3,7 % qu’il ne le soit pas (erreur de type I)..... 28
- Tableau 6 :** Résultat d’un modèle de régression logistique à dangers proportionnels de Cox présentant l’influence de diverses variables d’habitat sur la probabilité relative de l’occurrence du caribou dans le Nord-du-Québec. La colonne FSR (Fonction de sélection des ressources) présente chaque variable sur une échelle linéaire, par ordre de préférence du caribou des bois..... 36

- Tableau 7 :** Réponse comportementale du caribou des bois du Nord-du-Québec à la disponibilité relative de divers types d’habitat à diverses périodes de son cycle de vie. Le signe moins (-) implique un évitement significatif de l’habitat donné au cours de la période ou de la saison indiquée. Le signe plus (+) indique une préférence significative (sélection) pour cette variable. Le signe plus ou moins (+/-) indique un effet non significatif positif ou négatif. Les catégories ombrées en noir correspondent aux niveaux de référence choisis pour les modèles de FSR pour la période en question. La dernière variable ($\exp(-0,0015 \cdot \text{rdist})$) renvoie à l’évitement exponentiel des routes en fonction de leur proximité croissante..... 37
- Tableau 8 :** Délai de quasi-extinction ($N \leq 10$) compte tenu d’une population initiale de 200 individus et d’un taux de croissance (λ) constant. Les paramètres du taux de survie et du ratio mâles : femelles sont dérivées des données sur la harde de Témiscamie, selon trois scénarios : 1) les conditions moyennes observées (aucun déclin); 2) le taux de recrutement prédit compte tenu des conditions de perturbation de 2012 (déclin du recrutement); 3) les estimations prédictives des taux de recrutement et de survie des adultes pour 2012 (déclin du taux de recrutement et du taux de survie des adultes). 42
- Tableau 9 :** Écarts entre les valeurs critiques théoriquement requises pour assurer des conditions propices à la stabilité des populations ($\lambda \geq 1$) et les valeurs observées des taux de recrutement et de perturbation du paysage pour trois populations de caribous des bois du Nord-du-Québec. Les taux de recrutement critiques ont été estimés sur la base du taux de survie moyen régional des adultes ($S = 0,867$) et de la proportion des sexes (nombre de mâles/100 femelles) chez les adultes de chaque harde..... 44
- Table 10 :** Quantité de perte fonctionnelle d’habitat attribuée aux routes dans les polygones à noyau pondéré de 100 % des trois populations locales de caribous du Nord-du-Québec. L’établissement d’une zone tampon de 1 km a été jugé raisonnable compte tenu du comportement d’évitement des routes par le caribou, comportement qui a été documenté à des distances nettement plus grandes. Les chiffres sont fondés sur les conditions confirmées en 2011, les conditions projetées pour 2013 et les conditions projetées pour 2013 en incluant les routes qui font actuellement l’objet d’une évaluation environnementale (2013+). 48
- Tableau 11 :** Aires protégées dans la région à l’étude et probabilité relative d’occurrence du caribou dans chacune. Les valeurs (moyenne et écart-type) sont dérivées des prédictions spatiales du modèle global de la Fonction de sélection des ressources (FSR), compte tenu des conditions du paysage en 2011..... 56

DÉFINITIONS

Habitat essentiel : Habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce faunique inscrite et identifié comme l'habitat essentiel de l'espèce dans le programme de rétablissement ou un plan d'action pour l'espèce¹.

Population locale : Groupe de caribous occupant une zone définie qui se distingue spatialement des zones occupées par d'autres regroupements de caribous. La dynamique d'une population locale dépend principalement de facteurs locaux qui influent sur les taux de natalité et de mortalité, plutôt que de l'immigration ou l'émigration d'un groupe à l'autre².

Perte fonctionnelle d'habitat : Perte d'habitat due à l'évitement d'habitats de choix localisés près d'activités ou d'infrastructures humaines; également appelée « perte indirecte d'habitat³ ».

Métapopulation : Population de populations; système de populations locales (dèmes) liées par les déplacements d'individus (dispersion) au sein des unités de population⁴.

Aire de répartition d'une population : Aire géographique occupée par un groupe d'individus qui, dans une période définie, sont soumis aux mêmes influences touchant les indices vitaux¹.

Population autosuffisante : Population locale de caribou forestier qui, en moyenne, affiche une stabilité ou une croissance positive à court terme (≤ 20 ans) et est assez importante pour résister à des événements stochastiques et persister à long terme (≥ 50 ans) sans nécessiter d'intervention permanente de gestion active (p. ex. gestion des prédateurs, transplantation d'individus issus d'autres populations)¹.

¹ Environnement Canada, 2012.

² Environnement Canada, 2011.

³ Polfus *et al.*, 2011.

⁴ Hilty *et al.*, 2006.

ABRÉVIATIONS

COSEPAC : Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

FSR : Fonction de sélection des ressources

IRF : Inventaire des ressources forestières

LEMV : Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec (2002)

LEP : Loi sur les espèces en péril (2002)

MDDEP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec

MRNF : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec

NDQ : Région Nord-du-Québec

PAIF : Plans annuels d'intervention forestière

RAIF : Rapports annuels d'interventions forestières

RBJ : Région de la Baie James

1. INTRODUCTION

1.1. Désignation

Tous les caribous d'Amérique du Nord et les rennes d'Eurasie sont considérés comme des membres d'une même espèce, *Rangifer tarandus*. On peut les subdiviser en cinq sous-espèces, selon leurs différences morphologiques (Banfield, 1961) et génétiques (Roed, 1992). On considère que le Canada abrite trois sous-espèces : le caribou de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*), dans les îles de l'Arctique, le caribou de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*) et le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) (figure 1). À des fins fonctionnelles, on peut subdiviser le caribou des bois en écotypes d'après ses adaptations démographiques et comportementales (Kelsall, 1984). Les écotypes sylvicoles de la sous-espèce *caribou* comprennent les populations des Montagnes du Nord et des Montagnes du Sud, qui vivent en Colombie-Britannique et dans les États de Washington et de l'Idaho, les populations de Terre-Neuve et de l'Atlantique (Gaspésie), ainsi que la population boréale (Thomas et Gray, 2002). La population boréale, qui comprend les populations de la taïga méridionale de l'Ontario, du Québec et du Labrador, s'est vue attribuer le statut d'espèce menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2002) depuis 2000 (Thomas et Gray, 2002) et bénéficie de la protection prévue par la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, c. 29).

Le caribou boréal du Québec (que nous appellerons ci-après le « caribou forestier ») a été reconnu comme une population vulnérable en 2005 en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV) du Québec, bien que cette désignation soit vraisemblablement à revoir. La LEMV a pour objectifs explicites :

- d'empêcher la disparition des espèces vivant au Québec;
- d'éviter une diminution de l'effectif des espèces fauniques désignées menacées ou vulnérables;
- d'assurer la conservation des habitats des espèces désignées menacées ou vulnérables;
- de rétablir les populations et les habitats des espèces désignées menacées ou vulnérables;
- d'éviter que toute espèce ne devienne menacée ou vulnérable.

En collaboration avec le Grand Conseil des Cris (GCC) et afin d'assumer ses responsabilités dans le cadre de la LEMV, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) du Québec a commandé une étude sur la situation, non documentée jusqu'ici, du caribou forestier sur le territoire de la Baie James (Eeyou Istchee). Dans le présent rapport, nous soumettons les résultats de cette étude qui, nous en sommes confiants, seront un instrument de changement positif pour la conservation de cette espèce en péril.

1.2. Contexte

Afin d'étayer nos réponses aux questions énoncées à la **section 1.3**, nous nous sommes efforcés de documenter les réponses sur les plans 1) démographique et 2) comportemental du caribou forestier à l'évolution des conditions de son habitat dans le Nord-du-Québec. Au cours de la réalisation de ces travaux, nous avons grandement bénéficié du corpus de connaissances réuni par le comité scientifique sur le caribou boréal d'Environnement Canada, en plus des idées et savoirs issus de nos propres recherches et de celles de nos pairs. Les **sections 1.1** et **1.2** ont pour but de présenter le contexte qui constitue le cadre conceptuel sur lequel reposent les travaux que nous avons menés.

1.2.1. Le caribou forestier dans les paysages aménagés

La présence du caribou forestier en Amérique du Nord remonte à des milliers d'années (Bergerud et Luttich, 2003). Pendant cette période, cette population a développé, sur l'ensemble de son cycle biologique, des stratégies qui lui permettent de coexister avec diverses autres espèces de grands mammifères dans des paysages soumis à des niveaux variés de perturbations par les incendies, les chablis et d'autres phénomènes naturels. Depuis le milieu du xx^e siècle, cependant, le rythme et l'ampleur des modifications anthropiques du paysage dépassent de beaucoup la gamme historique des variations naturelles (Vors et Boyce, 2009; Festa-Bianchet *et al.*, 2011); ce n'est pas une coïncidence si, aujourd'hui, la limite sud de l'aire d'occupation continue du caribou forestier jouxte la limite nord de la récolte industrielle de bois au Canada (figure 1Figure 1). Le caribou est

particulièrement adapté aux paysages dominés par la forêt de conifères matures et soumis à un niveau de perturbation relativement faible; or, c'est précisément l'inverse que produit l'aménagement forestier, souvent combiné à d'autres formes d'extraction des ressources. Le caribou a besoin de grandes étendues de forêt mature pour maintenir une densité assez faible pour satisfaire aux exigences de son cycle de vie (p. ex. recherche de nourriture, repos, reproduction) sans risque indu de prédation. À mesure que les massifs forestiers se réduisent graduellement à l'état de parcelles au sein d'un vaste réseau de forêt en régénération, les anciens habitats de qualité du caribou deviennent des milieux auxquels d'autres cervidés (p. ex. l'orignal, le cerf de Virginie) et leurs prédateurs (p. ex. l'ours noir, le loup gris) sont mieux adaptés que lui. À mesure que l'habitat de qualité qui reste au caribou diminue en superficie, l'espèce s'expose à un risque de prédation accru. Les faons, en particulier, sont très vulnérables à la prédation par l'ours noir au cours des premières semaines de leur vie (Pinard *et al.*, 2012), et un recrutement inadéquat des faons déclenche inévitablement un déclin de la population. Les réseaux routiers connexes, qui facilitent le déplacement des prédateurs et ouvrent l'accès à l'homme à des territoires jusque-là inexplorés, exacerbent fortement ce problème. Lorsque les populations de loups réagissent positivement à une augmentation de l'abondance relative de cerfs et d'orignaux dans un secteur et commencent à chasser opportunément des caribous adultes et des faons, cette situation peut engendrer rapidement un déclin de la population et l'extinction locale de l'espèce (Vors *et al.*, 2007). Un effet additif se produit lorsque des individus se déplacent dans des habitats suboptimaux pour éviter la prédation; l'évitement ainsi observé résulte en une **perte fonctionnelle d'habitat** (Polfus *et al.*, 2011). Celle-ci peut aller jusqu'à réduire l'aptitude phénotypique ou fitness des individus en raison d'une nutrition suboptimale ou d'autres facteurs proximaux (Beauchesne, 2012).

Les incursions visant la récolte dans un secteur occupé par des caribous peuvent avoir des conséquences directes sur la survie (Cumming et Beange, 1993). Dans le Nord-du-Québec, nous avons l'exemple d'un groupe considérable de caribous forestiers (env. 40 individus) pratiquement piégés dans une forêt résiduelle isolée au sud du secteur Assinica près du lac La Trève, un paysage fortement perturbé où le risque de prédation et de prélèvement anthropique (chasse ou braconnage) est important et les probabilités de persistance, pratiquement nulles. Les incursions aux fins de la récolte dans des secteurs

occupés par le caribou peuvent donc susciter une réaction de fuite qui pourra ou non donner le résultat souhaité (p. ex. le déplacement des caribous vers d'autres secteurs).

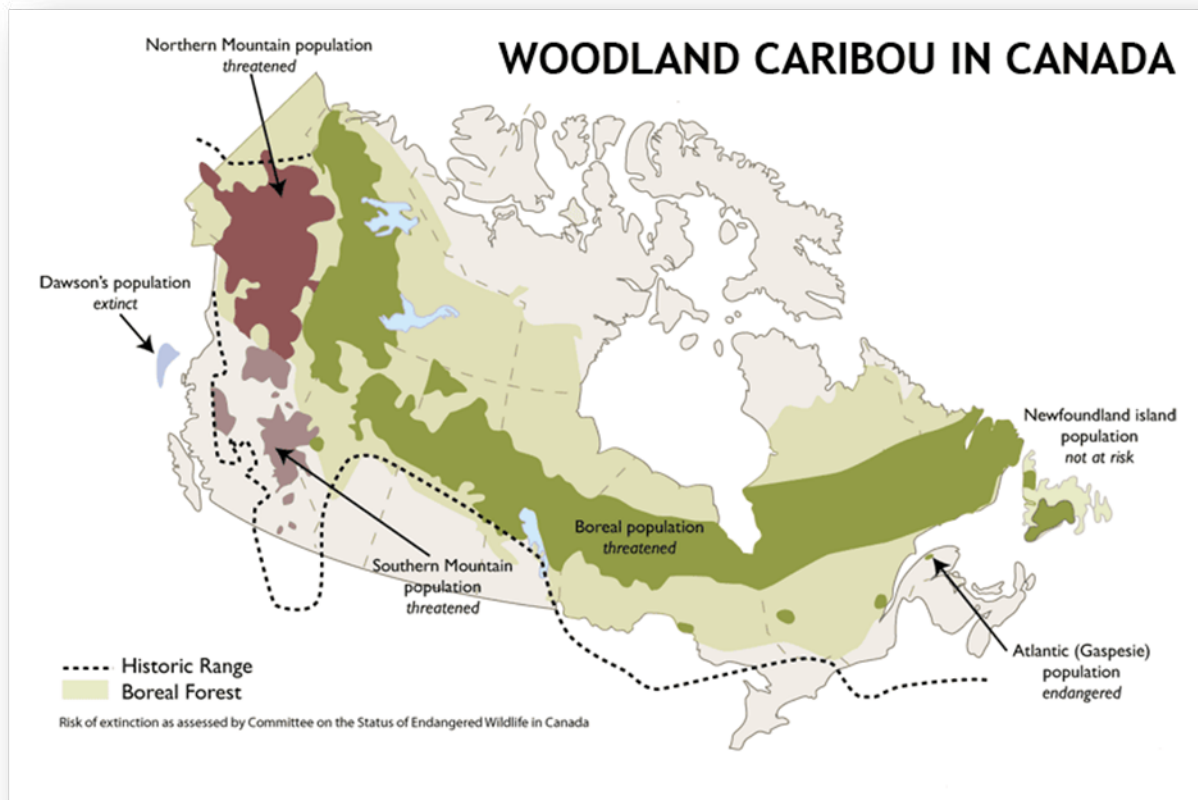


Figure 1 : Écotypes du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada (COSEPAC, 2002). Les hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie appartiennent à la population boréale menacée. Le trait pointillé indique la limite méridionale historique de la zone d'occurrence continue.

1.2.2. La relation entre perturbation et recrutement

En combinant les connaissances relatives aux conditions de l'habitat avec les paramètres démographiques des populations locales de caribou forestier à l'échelle du Canada, Environnement Canada (2008, 2011) a mis en évidence une relation linéaire négative entre le taux de perturbation de l'habitat et le recrutement au sein de la population (figure 2). Une modélisation approfondie a amené Environnement Canada à conclure que la combinaison totale, sans chevauchements, des incendies (depuis 40 ans) et des perturbations anthropiques (depuis 50 ans; auxquelles sont adjointes une zone tampon de 500 m) dans la zone d'occurrence d'une population est le prédicteur le plus précis du recrutement de faons (Environnement Canada, 2011).

D'après les estimations moyennes nationales du rapport des sexes chez les adultes (63,9 mâles/100 femelles) et du taux de survie ($S = 0,852$), on estime qu'un recrutement annuel de 28,9 faons/100 femelles est nécessaire pour qu'une population de caribou forestier soit autosuffisante. D'après la relation entre le recrutement et le taux de perturbation, la probabilité qu'une population de demeurer stable ne dépasse donc pas 50 % quand l'habitat perturbé représente 40 % ou plus de son aire de répartition. Environnement Canada, dans sa proposition de *Programme de rétablissement de la population boréale du caribou des bois au Canada*, recommande au minimum le maintien de 65 % d'habitat non perturbé dans l'aire de répartition d'une population locale pour assurer une probabilité mesurable de 60 % que la population soit autosuffisante (Environnement Canada, 2012).

Comme la dynamique d'une population de caribous (p. ex. paramètres démographiques, probabilité de persistance) est étudiée à l'échelle du paysage, cette échelle spatiale a été reconnue comme étant la plus pertinente pour la planification du rétablissement de cette espèce (Environnement Canada, 2008).

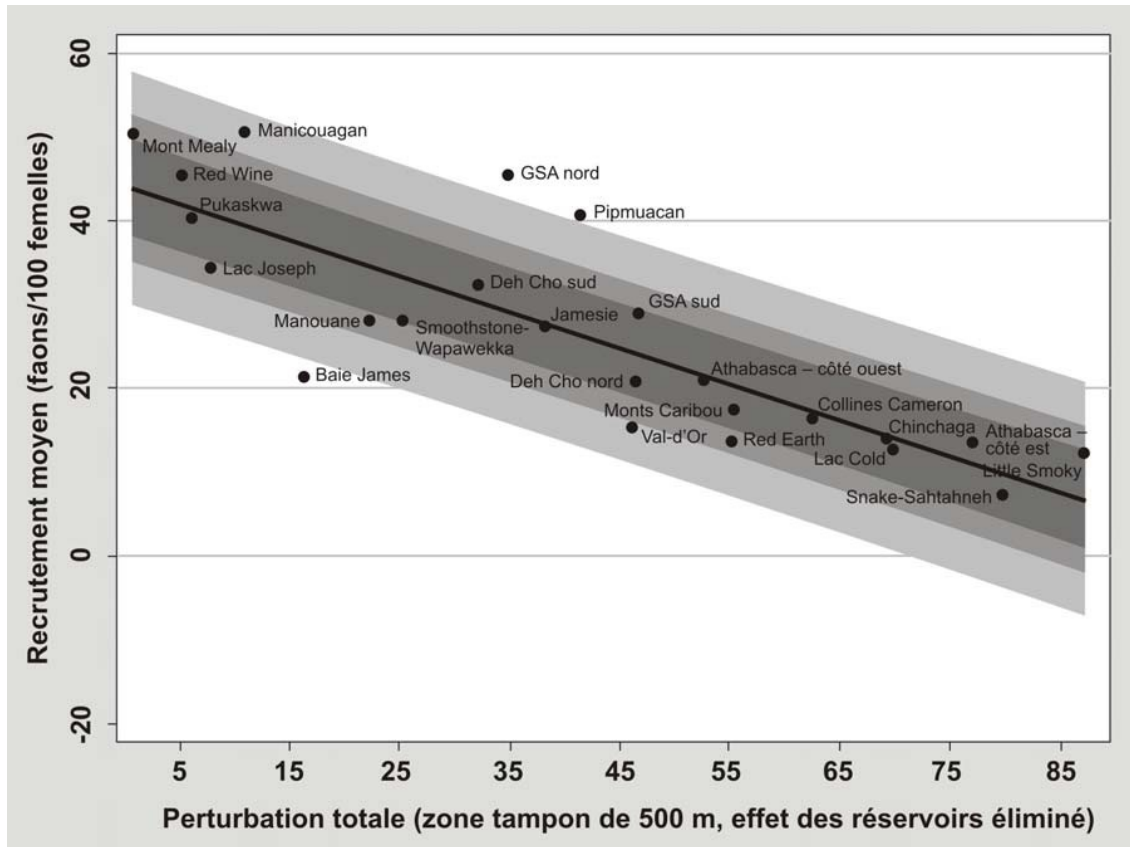


Figure 2 : Relation empirique entre la perturbation totale du paysage et le taux de recrutement moyen, d’après des données sur 24 populations boréales de caribous établies au Canada (Environnement Canada, 2011).

1.3. Mandat

Le présent rapport a pour but de répondre aux questions suivantes :

Q1 : Quel est le statut de la population de caribous forestier sur le territoire?

- a) Déterminer le recrutement, le taux de mortalité et la tendance des populations.
- b) Déterminer le statut actuel de la population par harde.

Q2 : Quel est l'état actuel de l'habitat du caribou forestier?

- a) Déterminer la qualité et la quantité d'habitats essentiels pour le caribou forestier pour l'ensemble de son cycle annuel (mise bas, rut, hivernage).
- b) Évaluer l'état actuel de l'habitat et son niveau de perturbation par harde.
- c) Déterminer la probabilité de persistance pour chaque harde ainsi que pour la population entière dans l'état actuel de l'habitat.

Q3 : Est-ce que la population et chacune des hardes peuvent supporter des perturbations additionnelles? Dans quelle mesure?

Q4 : Quels sont les effets du réseau routier actuel, des routes proposées et des activités qui leur sont liées sur les hardes et leur habitat?

- a) Évaluer les effets cumulatifs des routes et des activités qui leur sont liées sur l'habitat essentiel.
- b) Évaluer les effets des routes proposées (L-209, 167, etc.) qui font actuellement l'objet d'une évaluation environnementale.

Q5 : Quelle est la contribution des aires protégées actuellement et du territoire au nord de la limite nordique de la forêt commerciale pour la conservation du caribou?

Q6 : Quel rôle les propositions d'aires protégées de Waswanipi et Nemaska pourraient-elles jouer dans le rétablissement de la population?

Q7 : Sur la base des résultats obtenus, quelles sont les solutions et actions potentielles qui pourraient assurer le maintien des hardes dans l'Eeyou Istchee?

1.4. Zone d'étude

La zone d'intérêt englobe la forêt boréale et la taïga du Nord-du-Québec, du 49^e au 53^e parallèle de latitude Nord, et du 69^e au 80^e méridien de longitude Ouest, ce qui comprend principalement la région administrative du Nord-du-Québec (10) et une portion de l'ouest de la région du Saguenay–Lac-St-Jean (02) (figure 3). La zone s'étend vers l'ouest jusqu'à la frontière ontarienne et au-delà de la limite nordique des forêts attribuables. Trois groupes plus ou moins distincts de caribous forestiers y ont été recensés; ce sont (d'ouest en est) les hardes de Nottaway, d'Assinica et de Témiscamie. La harde de La Sarre, qui occupe la région transfrontalière (au Québec et en Ontario) au sud de la harde de Nottaway, n'est pas prise en considération dans le présent rapport.

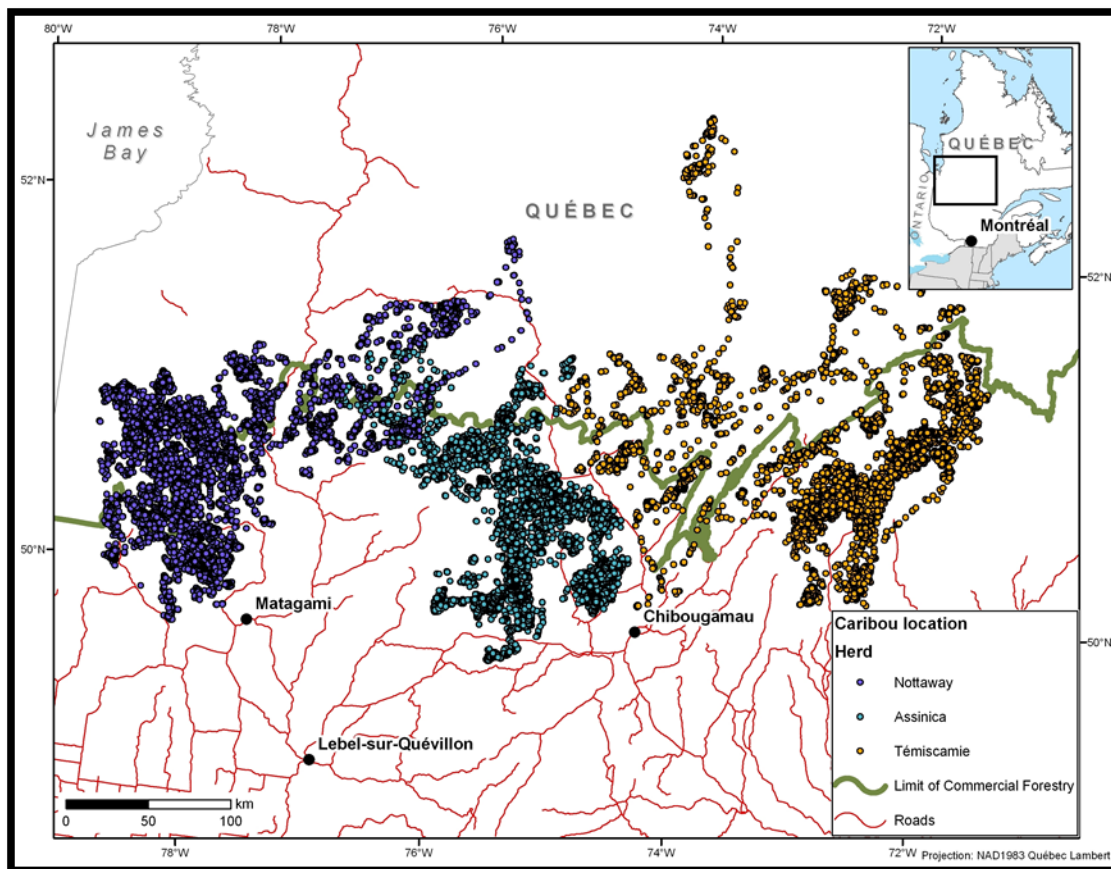


Figure 3 : Carte générale de la zone d'étude, dans la forêt boréale du Nord-du-Québec. Les points violets, bleus et bruns représentent des coordonnées GPS transmises entre mars 2004 et mars 2007 par des colliers portés par des individus réputés appartenir respectivement aux hardes de Nottaway, d'Assinica et de Témiscamie.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. Sources et traitement préliminaire des données

Les sources de données primaires utilisées sont : a) la télémétrie GPS; b) les cartes géospatiales d'occupation du sol; c) les relevés d'inventaires aériens printaniers.

2.1.1. Télémétrie GPS

Les données de télémétrie GPS ont servi : a) à estimer l'aire de répartition des populations locales; b) à établir l'identité de chaque harde; et c) à caractériser le comportement de sélection d'habitat pour ensuite modéliser la probabilité d'occurrence relative dans les paysages observés et prédits.

Les données sur l'utilisation du territoire par le caribou sont principalement constituées de localisations télémétriques satellitaires transmises toutes les 7 heures par des colliers GPS posés sur 45 caribous forestiers femelles capturées entre le 28 mars 2004 et le 2 avril 2011. Onze pour cent des quelque 163 285 données initiales étaient des doubles identiques; ces doubles ont été supprimés. Lorsque l'information nécessaire était disponible par dilution positionnelle de la précision (*Positional Dilution of Precision* ou PDOP), les incertitudes de positionnement ont été filtrées selon la méthode de Dussault *et al.* (2001). Les localisations GPS ont été projetées sur une projection conique conforme de Lambert (1983) du Québec, puis exportées par la suite au format de fichier de formes ESRI.

L'inspection de la répartition de l'ensemble des localisations de caribous a révélé plusieurs cas anormaux, soit des individus qui se dispersaient loin des aires de répartition plus ou moins groupées des hardes de caribous forestiers. Ce comportement étant réputé atypique de l'écotype forestier du caribou des bois, ces individus ($n = 4$) ont été éliminés de l'ensemble de données avant la réalisation des analyses ultérieures.

2.1.2. Cartes géospatiales d'occupation du territoire

Les cartes géoréférencées d'occupation du territoire ont été utilisées en combinaison avec les données de télémétrie GPS aux fins suivantes : a) évaluer l'habitat essentiel au sein des aires de répartition des populations locales; et b) caractériser le comportement de

sélection d'habitat pour ensuite modéliser la probabilité relative d'occurrence dans les paysages observés et prédits. Les données avaient des formes variées : imagerie satellitaire, données de l'Inventaire des ressources forestières (IRF), données sur l'historique des feux, données ponctuelles associées au développement minier.

2.1.3. Imagerie satellitaire

Comme une portion considérable de la zone d'étude se trouve au nord du territoire actuel des activités de foresterie commerciale, il nous a été impossible d'obtenir une couverture adéquate de cartes précises du couvert forestier. Pour nos données sur les attributs environnementaux (types de couverts forestiers), nous avons donc utilisé une image satellitaire composite multispectrale à ciel clair du Canada, obtenue de la NASA et classée à une résolution de 500 mètres par le Centre canadien de télédétection (CCT) (Trishchenko *et al.*, 2007). Le spectroradiomètre imageur à résolution moyenne (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* ou MODIS), conçu pour des applications écologiques, est l'un des capteurs les plus perfectionnés qui soient. Par la suite, nous avons rééchantillonné l'image à une résolution spatiale de 100 mètres et l'avons reclassée, sur la base de la réponse observée des caribous forestiers aux classes de couvert forestier ayant des attributs d'habitat comparables (voir la figure 5 et l'annexe 1).

2.1.4. Inventaire des ressources forestières (IRF)

L'emplacement et la date de chacune des perturbations majeures (incendies, épidémies d'insectes, chablis, récolte forestière) et des segments routiers construits sur le territoire originent des données provinciales des polygones et polygones de l'IRF fournies par le MRNF. Une vérification semi-exhaustive a été réalisée par Francis Manka, du MRNF, afin de corroborer l'année de chaque perturbation avec les images satellitaires captées entre 2000 et 2011. On a corrigé l'année au besoin et numérisé ou supprimé des polygones et des segments routiers en conséquence.

Une couverture complète de la région 10 (unités de gestion 026, 085, 086 et 087) était disponible pour la période opérationnelle 2009-2010, et une couverture complète de la région 02 (unités de gestion 02451, 02452, 02551 et 02751) était disponible pour 2007-2008. Les polygones de perturbation ont été extraits de la couverture initiale de l'IRF selon les critères suivants :

- 1) De jeunes peuplements de régénération (50 ans ou moins) ont été identifiés là où CL_AGE correspondait à l'une des catégories suivantes : 10, 1010, 1030, 1070, 1090, 30, 3030, 3050, 3070, 3090, 30120.
- 2) Des perturbations anthropiques ont été identifiées lorsque AN_ORIGINE était soit nul, soit supérieur ou égal à 1960, et que ORIGINE était non nul et correspondait à n'importe quelle valeur sauf BR, CHT, DT, ES et VER.
- 3) Des perturbations naturelles ont été identifiées lorsque AN_ORIGINE était soit nul, soit supérieur ou égal à 1970, et que ORIGINE était non nul et correspondait à l'une des valeurs suivantes : BR, CHT, DT, ES, VER.
- 4) Ont été considérés comme des perturbations anthropiques les polygones dont le paramètre CO_TER avait une valeur non nulle et autre que les suivantes : AL, EAU, DH, DS, ILE, INO, TNP.
- 5) Les polygones dont les paramètres ORIGINE, AN_ORIGINE, CO_TER et CL_AGE étaient tous nuls ont été considérés comme inconnus, mais par la suite, il a été établi visuellement qu'il s'agissait de perturbations anthropiques.

Les coupes et les routes produites pendant les périodes opérationnelles subséquentes aux couvertures les plus récentes disponibles (de 2008-2009 à 2010-2011 pour la région 02; 2010-2011 pour la région 10) ont été déterminées à partir des rapports annuels d'interventions forestières (RAIF) fournis par le MRNF. Les données sur les projets de coupes et de routes pour les années 2011-2012 et 2012-2013 sont tirées des plans annuels d'intervention forestière (PAIF) et de la liste des routes assujetties à l'évaluation environnementale.

2.1.5. Historique des incendies

Les polygones représentant les incendies historiques survenus au nord de la limite actuelle de la forêt commerciale sont tirés de la *Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada* (Service canadien des forêts, 2010). Les données sur les incendies survenus en 2011 n'étaient pas disponibles.

2.1.6. Extraction minière

Les données ponctuelles associées à l'extraction minière jusqu'en 2011 ont été obtenues du MRNF. Toutes les classes d'extraction minière ont été considérées comme des perturbations anthropiques pertinentes; ces classes comprennent les mines en activité, les mines en développement et la mise en valeur minière.

2.1.7. Relevés aériens printaniers

Pour estimer les paramètres démographiques, nous avons eu recours à la télémétrie GPS et à des données de terrain recueillies entre 2002 et 2012 au cours des relevés d'inventaires aériens printaniers dans la région Nord-du-Québec par des experts du MRNF à Chibougamau. Deux types d'évaluations ont été réalisés : 1) des inventaires aériens (relevés du nombre d'individus) et 2) des relevés de la composition des hardes (Hatter et Bergerud, 1991). Les évaluations du premier type consistent en des transects systématiques du territoire occupé, suivis d'une classification à une échelle plus fine des groupes de caribous; des inventaires aériens ont eu lieu en 2002 dans une portion de l'aire de répartition de la harde de Témiscamie et en 2003 dans un secteur composé de portions communes des aires de répartition des hardes d'Assinica et de Nottaway. Les inventaires aériens réalisés au cours des années subséquentes étaient tous du second type, l'évaluation consistant alors à localiser des individus au moyen d'un suivi par GPS et à compter chaque fois que c'était possible le nombre de mâles, de femelles, de faons et de jeunes de l'année dans chaque groupe. La documentation et la capture d'individus connus et inconnus jusque-là ont également eu lieu par la même occasion. Les relevés de la composition des hardes ont un coût beaucoup plus abordable que celui des relevés de la densité absolue d'individus et sont aussi fiables que ceux-ci pour l'estimation du recrutement des faons; toutefois, ils ne

peuvent servir à dériver des estimations fiables de la taille d'une population, de sa densité, de la proportion des sexes chez les adultes ou de la probabilité de détection individuelle.

2.2. Procédures d'analyse

2.2.1. Délimitation des populations

La population locale a été reconnue comme l'unité appropriée pour la conservation et la gestion du caribou forestier (Gaillard *et al.*, 2000; Thomas et Gray, 2002). Les populations locales sont démographiquement distinctes des autres groupes de caribous déterminés d'après les taux d'immigration et d'émigration. Un taux de dispersion de 10 % ou moins peut servir de signe distinctif d'une population locale (Hasting, 1993; Environnement Canada, 2011), bien que ce sujet n'ait fait l'objet que d'un petit nombre d'études (Waples et Gaggiotti, 2006).

Les caribous forestiers du Nord-du-Québec sont considérés comme une métapopulation au sein de laquelle un certain niveau d'échanges se produit entre les individus des hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie. Nous avons utilisé l'algorithme des « c-moyennes floues des centroïdes pondérés par le noyau » (*c-means fuzzy clustering of kernel-weighted centroids*) pour évaluer le support statistique permettant d'identifier plus d'une population locale ou harde de caribous (Schaefer et Wilson, 2002; Courtois *et al.*, 2007). Nous avons déterminé le nombre optimal de populations locales en maximisant le coefficient (normalisé) de Dunn, et chaque individu a été affecté à une harde afin de maximiser les coefficients individuels d'association au groupe. L'algorithme des « c-moyennes floues » a permis de déterminer l'existence des trois populations locales distinctes statistiquement significatives décrites à la figure 3. Le nombre d'individus uniques suivis par télémétrie s'établit par harde comme suit : Assinica, 22 (48,9 %); Nottaway, 10 (22,2 %); Témiscamie, 13 (28,9 %).

2.2.2. Délimitation des aires de répartition

Afin de délimiter l'aire de répartition actuelle d'une population locale, Environnement Canada (2011) a recommandé le recours à des données de qualité supérieure (p. ex. par télémétrie GPS) couvrant au moins trois ans. Cependant, en raison de variations temporelles dans l'occupation des zones et du délai de l'impact produit par les changements survenus dans le paysage sur le caribou forestier, Environnement Canada considère que des données recueillies sur vingt ans produisent une représentation exacte de la distribution des populations. À partir des données de télémétrie GPS recueillies entre 2004 et 2011, nous avons adopté une nouvelle approche quantitative (analyse de Kernel) pour définir l'aire de répartition des populations en estimant la surface d'un noyau de probabilité non paramétrique pour chaque individu, au moyen d'une grille commune à chaque harde. La méthode d'insertion (*plug-in method*) a été utilisée afin de choisir objectivement la bande appropriée, après quoi la moyenne de chaque cellule a été obtenue afin de dériver un noyau pondéré de population. Les polygones délimitant l'aire de répartition des populations locales ont été dérivés des contours à probabilité de 100 % de la surface du noyau. Les tailles estimées des aires de répartition de chaque harde sont les suivantes :

Assinica $\cong 27\,900\text{ km}^2$

Nottaway $\cong 36\,400\text{ km}^2$

Témiscamie $\cong 47\,500\text{ km}^2$

La zone de chevauchement entre les aires de répartition des hardes d'Assinica et de Nottaway a une superficie d'environ 6 200 km².

2.2.3. Exercice sur l'habitat essentiel

Les polygones d'exploitation forestière extraits des ensembles de données de l'IRF, des RAIF et des PAIF ont été fusionnés et convertis en matrice sur la base des perturbations d'une année. Les segments routiers ont été compilés d'une façon similaire, et on a procédé de la même façon pour les perturbations naturelles à partir de la base de données de l'IRF et de la *Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada*. Là où les polygones se chevauchaient, l'année minimale a été retenue aux fins des perturbations anthropiques, tandis que l'année maximale a été retenue pour les points de chevauchement entre les perturbations naturelles. Cette procédure a permis de produire trois cartes matricielles spatialement explicites représentant une année de perturbations a) naturelles ou b) anthropiques, ainsi que c) le réseau routier à une résolution spatiale de 100 mètres. En conformité avec le modèle des métapopulations d'Environnement Canada, nous avons ajouté une zone tampon de 500 mètres à toutes les perturbations anthropiques, y compris les zones de coupe, les chemins et les mines. Nous présentons les estimations de la perturbation cumulative calculées à l'intérieur de chacune des aires de répartition des trois hardes. Les taux de perturbations ont été estimés à partir des surfaces de matrice binaire, ce qui a permis d'éviter l'effet de confusion lié aux chevauchements de polygones.

2.2.4. Paramètres démographiques

Le taux de recrutement, qui représente la proportion de nouvelles recrues ou de faons dans la population à un moment précis, a été calculé pour chaque année et pour chaque harde; il correspond au nombre de faons par 100 femelles adultes observées. Tous les animaux classés comme des femelles adultes ont été considérés comme étant sexuellement matures. Le taux de recrutement d'une population (R) a été calculé comme suit : $R = CC / (100 + BC + CC)$, où CC est le nombre de faons par 100 femelles adultes et BC, le nombre de mâles adultes par 100 femelles. Comme Hatter et Bergerud (1991), nous avons présumé que la proportion des sexes chez les faons était équilibrée.

Le taux de survie des femelles adultes a été estimé pour chaque année au moyen de la modification à entrées échelonnées de Pollock *et al.* (1989) apportée à la méthode d'analyse de survie à destin connu (*known-fate survivorship model*) de Kaplan-Meier (Kaplan et Meier, 1958). Pour estimer le taux de mortalité des adultes en l'absence de chasse de subsistance, nous avons supposé que les individus récoltés auraient survécu pendant l'année en question, puis nous les avons éliminés des analyses portant sur les années subséquentes.

Le nombre de mâles par 100 femelles a été estimé à partir des données de décompte des hardes (nombre total de mâles/nombre total de femelles) tirées exclusivement des recensements aériens de 2002 et 2003. Dans la région de la Baie James (RBJ), pendant cette période, nous avons observé une proportion de mâles considérablement plus élevée que la moyenne nationale enregistrée (Environnement Canada, 2008).

Les estimations de la densité des populations ont été dérivées de transects systématiques (inventaires aériens) réalisés par avion en 2002 et 2003. La densité (D) a été estimée selon la formule $D = N / S$, où N est le nombre total de caribous observés et S , la superficie (en km^2) couverte par les relevés de densité qui se trouvaient à l'intérieur de chacune des aires de répartition des trois hardes. Ainsi, si nous considérons les superficies couvertes par les inventaires aériens de 2002 (5 415 km^2) et de 2003 (29 643 km^2 de superficie estimés comme se trouvant dans l'aire de répartition du caribou), et que nous estimons la probabilité de détection à 0,85 (Courtois *et al.*, 2003), le nombre total d'animaux comptés (respectivement 96 et 435) nous permet d'estimer la densité à 2,04 caribous/100 km^2 pour la harde de Témiscamie et de 1,69 caribou/100 km^2 pour les hardes de Nottaway et d'Assinica.

Comme les inventaires aériens de 2002 et 2003 ont été réalisés avant qu'on ait acquis une connaissance approfondie de la répartition du caribou dans la région, il est difficile de dériver des estimations fiables de la taille qu'avaient les populations pendant cette période. Au minimum, nous pouvons conclure que la population totale de caribous forestiers dans la région à l'étude, il y a 10 ans, était supérieure à 600 individus. Depuis, le paysage a subi une transformation considérable; pour estimer la taille actuelle des populations, il apparaît essentiel de réaliser un nouvel inventaire. Dans l'intervalle, il serait préférable d'employer des efforts à modéliser l'incertitude associée à l'estimation des paramètres afin de produire des estimations mieux éclairées de la taille des populations.

La relation recrutement-perturbation a été modélisée pour les populations de caribous forestiers du Nord-du-Québec au moyen d'une régression logistique binomiale avec une ordonnée à l'origine aléatoire pour chaque harde. Les observations ont été pondérées sur la base du nombre de femelles, ce qui a contribué à produire des estimations indépendantes du taux de recrutement annuel.

Le taux de survie des femelles adultes a été modélisé en fonction du temps pour l'ensemble de la population (toutes les hardes) au moyen d'une régression logistique simple. Les observations ont été pondérées selon le nombre d'animaux vivants au début de chaque année. Chaque période annuelle débute à l'achèvement des relevés aériens printaniers pour se terminer au début des relevés de l'année suivante.

Le taux fini d'accroissement annuel λ a été calculé annuellement à partir de l'équation recrutement-mortalité décrite par Hatter et Bergerud (1991) : $\lambda = (1 - M)/(1 - R)$, où M est le taux de mortalité des femelles adultes et R, le taux de recrutement de la population.

2.2.5. Délimitation des périodes saisonnières

Les dates de transition entre les saisons biologiques ont été déterminées au moyen d'un arbre de régression à effets aléatoires (arbre RE-EM) (Rudolph et Drapeau, 2012; Sela et Simonoff, 2012). Les distances parcourues quotidiennement ont été lissées au moyen d'une fenêtre mobile de 4 jours, puis log-transformées afin de normaliser les distributions. La mesure résultante est devenue la variable dépendante, que nous avons modélisée en tant que fonction du jour julien, au moyen d'un partitionnement récursif avec une ordonnée à l'origine aléatoire pour chaque combinaison nichée individu-année. Les périodes saisonnières résultantes sont présentées au tableau 1.

Tableau 1 : Périodes servant à représenter les saisons biologiques du caribou forestier dans le Nord-du-Québec.

Saison	Début	Fin
Printemps	7 avril	20 mai
Mise bas	21 mai	12 juin
Post-mise bas	13 juin	26 juillet
Été	27 juillet	11 octobre
Automne/Rut	12 octobre	16 décembre
Début de l'hiver	17 décembre	28 janvier
Fin de l'hiver	29 janvier	6 avril

2.2.6. Modélisation de la sélection des ressources

2.2.6.1. Méthode d'échantillonnage

Afin d'évaluer l'influence relative de diverses variables sur l'occurrence du caribou forestier dans le Nord-du-Québec, nous avons comparé les conditions de l'habitat à des emplacements connus (ou « utilisés ») aux conditions qui prévalent à des emplacements aléatoires (ou « disponibles ») à l'intérieur des limites des aires de répartition des trois hardes déterminées par des analyses de Kernel (figure 4). La largeur de bande a été déterminée au moyen de la méthode d'insertion (*plug-in method*). Deux dispositifs d'échantillonnage ont été utilisés : le premier pour modéliser la sélection globale des ressources, l'autre pour modéliser la sélection saisonnière (printemps, mise bas, post-mise bas, été, automne/rut, début de l'hiver, fin de l'hiver). Des polygones à noyau (kernels) ont ainsi été dérivés A) une fois par individu pour sa durée de vie et B) plusieurs fois pour chaque combinaison individu-saison-année, lorsqu'au moins 30 observations étaient disponibles. Dans le premier cas, avant l'échantillonnage aléatoire, les polygones à noyaux ont été dilatés de 99 % de la distance maximale quotidienne parcourue par l'individu en question. Dans le second, les polygones ont été dilatés de 99 % de la distance maximale quotidienne parcourue pendant les trois saisons centrées sur la saison en question.

2.2.6.2. Classification des habitats

Nous avons extrait les catégories d'habitat de l'image satellitaire classifiée produite par MODIS en 2005, à partir de la localisation spatiale de chaque point utilisé ou disponible. Les changements survenus au fil du temps aux conditions du paysage en raison des perturbations anthropiques et naturelles ont été pris en compte au moyen de l'année spécifique associée à chaque localisation GPS.

L'image originale MODIS contenait 39 catégories distinctes d'habitats qui, par la suite, ont été combinées, leur nombre étant ainsi réduit à 20 (Annexe 1). Les catégories d'habitat ont été combinées en fonction de la similarité des attributs et de la préférence manifestée par le caribou forestier. Nous avons évalué la préférence au moyen de rapports de sélection de Manly pour la réponse globale (figure 5) et pour les périodes saisonnières. Les catégories de référence pour les modèles de sélection des ressources variaient selon la période temporelle en question. Elles ont été choisies en fonction de deux critères : l'abondance relative dans le paysage et la sélection par le caribou en proportion de la disponibilité relative dans le paysage au cours de la période à l'étude.

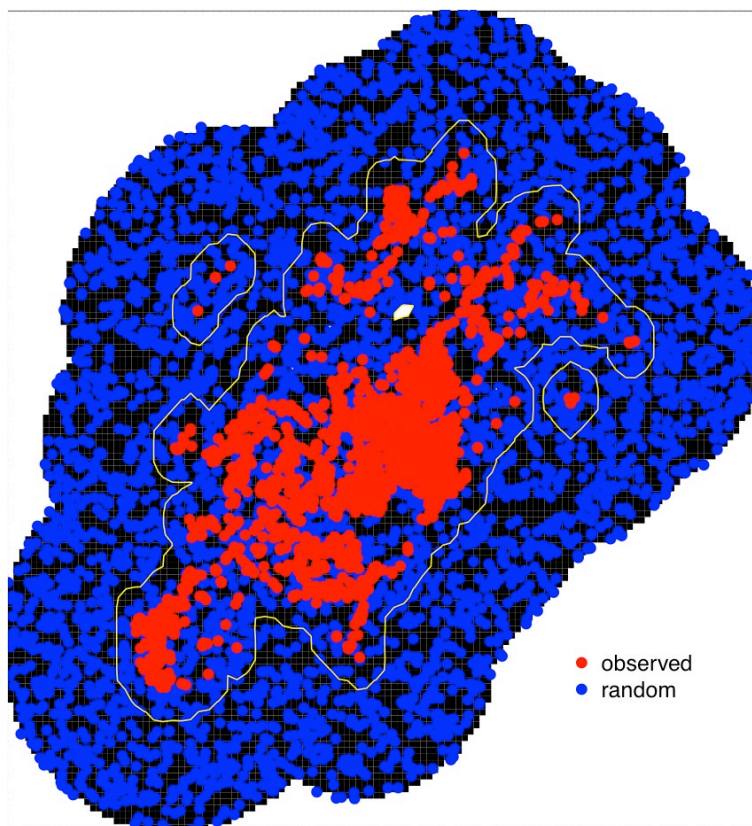


Figure 4 : Exemple d'échantillonnage aléatoire pour la modélisation de la sélection globale de l'habitat. Les points rouges correspondent aux localisations GPS utilisées (« observed ») pour un caribou muni d'un collier (n° 2002007); les points bleus sont des points générés aléatoirement (« random »). Les traits jaunes encerclent les contours des polygones à noyaux (kernels) à probabilité de 100 %, dilatés spatialement de 10,5 km, soit 99 % de la distance maximale quotidienne parcourue par cet individu.

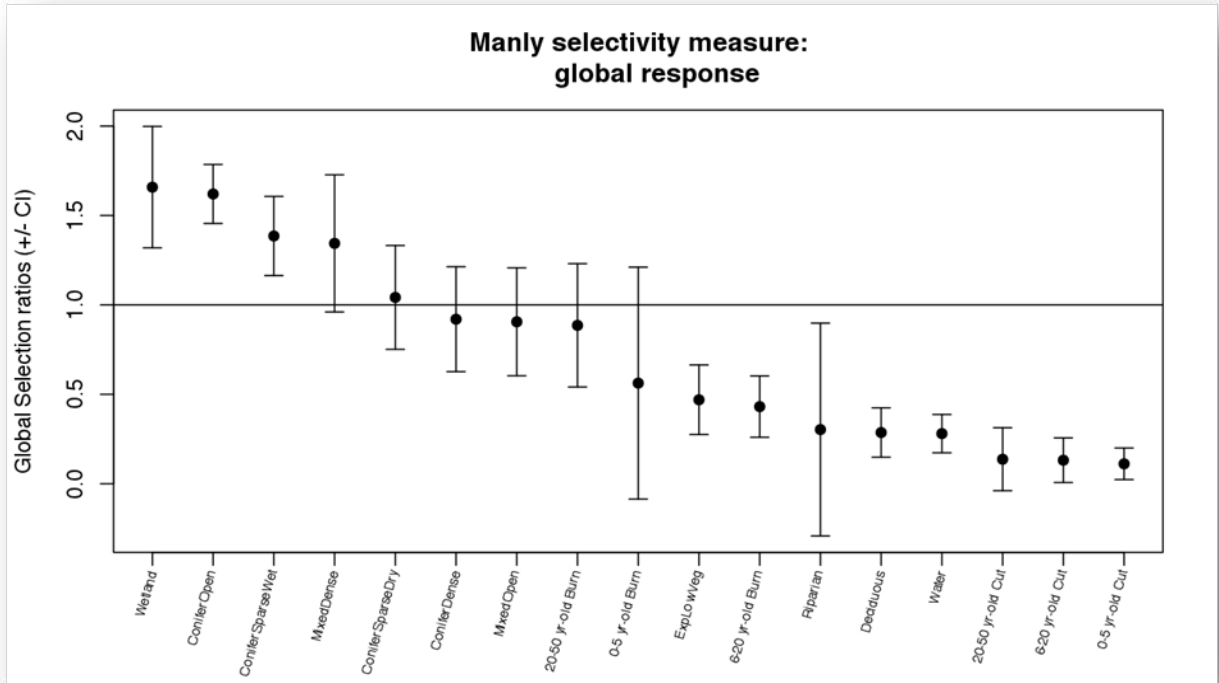


Figure 5 : Rapports de sélection de Manly (Global Selection ratios) décrivant la préférence globale relative de divers types d'habitat par le caribou forestier, sur la base d'un concept axé sur les points utilisés et disponibles (**section 2.2.6**). Lorsque les intervalles de confiance supérieurs et inférieurs sont tous deux différents de 1, nous inférons une sélection significative (au-dessus) ou un évitement significatif (au-dessous) du type d'habitat en question. Les acronymes d'habitats sont selon leur ordre d'apparition de gauche à droite: Wetland = Milieux humides, Conifer open = Peuplements résineux ouverts, Conifer sparse wet = Peuplements résineux ouverts humides Mixed dense = Peuplements mixtes denses, Conifer sparse dry = Peuplements résineux ouverts secs, Conifer dense = Peuplements résineux denses Mixed open = Peuplements mixtes ouverts, 20-50 yr old Burn = Brûlis de 20-50 ans, 0-5 yr old Burn = Brûlis de 0-5 ans, ExpLowVeg = Végétations basse, 6-20yr old Burn = Brûlis de 6-20 ans, Deciduous = Feuillu Water = Eau, 20-50 yr old Cut = Coupe de 20-50 ans, 6-20 yr old Cut = Coupes de 6-20 ans, 0-5 yr old Cut = Coupes de 0-5 ans.

2.2.6.3. Fonctions de sélection des ressources

Nous avons modélisé la probabilité relative d'occurrence du caribou forestier en fonction du type d'habitat et de la distance du chemin le plus proche, au moyen d'une régression logistique conditionnelle mixte (Duchesne *et al.*, 2010). Des points observés et aléatoires ont été appariés dans des strates uniques individu-année et des groupes ont été spécifiés pour chaque individu. Des erreurs types robustes ont été utilisées aux fins de l'inférence statistique. Les prédictions du modèle, quand elles s'échelonnent entre zéro et un, représentent une fonction de sélection des ressources (FSR) estimative. Nous n'avons pas fait de distinction entre les hardes, car la plus grande source de variabilité était interindividuelle.

Les chemins et autres entités linéaires peuvent agir comme des obstacles semi-perméables à la dispersion du caribou forestier (Dyer *et al.*, 2002; Leblond *et al.*, 2011; Rudolph, 2011a; Whittington *et al.*, 2011), dont on sait qu'il évite généralement ces endroits (Dyer *et al.*, 2001), même lorsqu'un habitat de bonne qualité se trouve à proximité. C'est ce qu'on appelle une perte fonctionnelle d'habitat (Polfus *et al.*, 2011). Nous avons modélisé ce comportement d'évitement au moyen d'une fonction exponentielle négative d'extinction qui simule une diminution du comportement d'évitement des caribous à mesure que la distance des chemins augmente (Nielsen *et al.*, 2002). Nous avons utilisé le critère QIC (critère de quasi-vraisemblance dans le modèle d'indépendance) de Pan (2001) pour les équations estimatives généralisées afin de déterminer la valeur optimale de la constante d'extinction alpha à partir du modèle global complet (tableau 2).

2.2.6.4. Sélection et validation croisée du modèle

Nous avons mis à l'essai une série de six modèles afin de déterminer la combinaison optimale de variables susceptible d'expliquer la variation du comportement d'utilisation de l'espace chez le caribou forestier du Nord-du-Québec. Ces modèles candidats sont décrits ci-après :

1. **Modèle complet (global)** : Tous les types d'habitat, les types de perturbation et la variable routière.
2. **Perturbations anthropiques** : Uniquement les coupes forestières et la variable routière.
3. **Perturbations naturelles** : Uniquement les incendies et autres perturbations naturelles majeures.
4. **Habitat** : Exclut la variable routière et les variables de perturbations naturelles et anthropiques.
5. **Habitat et perturbations naturelles** : Exclut la variable routière et les perturbations anthropiques.
6. **Habitat et perturbations anthropiques** : Exclut les perturbations naturelles.

Tableau 2 : Résultat de la procédure de sélection de modèles. Le modèle complet (habitat plus perturbations naturelles et anthropiques) s'est avéré le plus parcimonieux d'après le critère QIC (critère de quasi-vraisemblance dans le modèle d'indépendance).

Modèle	Description	QIC	Δ QIC
1	Complet	1663698	0
6	Habitat + perturbations anthropiques	1664197	499,11
2	Perturbation naturelle seulement	1676471	12772,77
5	Habitat + perturbations naturelles	1680543	16844,6
4	Habitat seulement	1684233	20534,9
3	Perturbations anthropiques seulement	1697288	33589,88

Le modèle le plus parcimonieux d'après le critère QIC (modèle 1) a fait l'objet d'une validation croisée subséquente visant à déterminer sa précision prédictive (Boyce *et al.*, 2002). Nous avons employé deux formes de validation croisée afin de mettre à l'épreuve la capacité du modèle à prédire l'occurrence du caribou A) dans l'espace et B) dans le temps. La validation croisée spatiale a consisté à enlever un individu à la fois ($n = 45$), à estimer le meilleur modèle, puis à voir dans quelle mesure il prédisait la distribution spatiale de l'individu qui avait été enlevé. La validation croisée temporelle était pratiquement identique, sauf que dans ce cas-ci, nous avons enlevé une année de données à la fois ($n = 8$) et tenté de prédire l'occurrence des caribous pendant l'année manquante à l'aide d'une estimation effectuée sur le modèle à partir de la combinaison de toutes les autres années. Les valeurs de la FSR ont été compartimentées et comparées au moyen d'un modèle à régression linéaire simple (Howlin *et al.*, 2004); avec le meilleur modèle prédictif, la pente de la relation entre la sélection prévue et la sélection observée n'était pas significativement différente de 1 et la droite de régression passait par l'origine ($B_0 = 0$). Lorsque la pente était significativement supérieure à 1, il y avait une corrélation positive significative entre les prédictions et l'utilisation réelle; les capacités prédictives du modèle ont donc été jugées acceptables.

Les décomptes observés et attendus ont également été mis en comparaison au moyen du coefficient de corrélation des rangs de Spearman; dans ce cas, les valeurs supérieures à 0,6 indiquent généralement un niveau de précision prédictive acceptable. Les résultats sont présentés au tableau 3.

Table 3 : Résultats des validations croisées spatiale et temporelle du modèle candidat le plus parcimonieux (modèle 1 : habitat plus perturbations naturelles et anthropiques). Les valeurs indiquent que la variation dans le comportement de sélection des ressources d'un individu est substantiellement supérieure à la variation du comportement de sélection d'une année à l'autre.

Modèle de validation	n	95 inférieurs	Bêta	95 supérieurs	Corrélation de Spearman
Temporel	8	0,967	1,116	1,264	0,944
Spatial	45	0,789	0,982	1,175	0,654

3. MANDAT

3.1. Quel est le statut de la population de caribous forestiers sur le territoire?

3.1.1. Déterminer le recrutement, le taux de mortalité et la tendance des populations

Recrutement : Un sommaire des données sur la composition des hardes obtenues lors des inventaires aériens réalisés entre 2002 et 2012 est présenté au tableau 4. Les modèles de régression logistique binomiale pondérée indiquent que les taux de recrutement (le nombre de faons par 100 femelles adultes) connaissent un déclin très marqué dans les hardes d'Assinica ($p < 0,001$; R^2 de Pearson = 0,95) et de Témiscamie ($p < 0,001$; R^2 de Pearson=0,91), et nous observons un déclin marginalement significatif dans la harde de Nottaway ($p < 0,08$; R^2 de Pearson = 0,67). Le ratio mâles adultes : femelles adultes, calculé pour chaque harde à partir des inventaires aériens de 2002 et 2003, a été combiné aux taux de recrutement pour estimer le recrutement des populations (R) pour chaque année de relevés (voir, plus haut, la **section 2.2.4**, « Paramètres démographiques »).

Le taux de **survie** des femelles adultes semble être en déclin dans l'ensemble de la région à l'étude (ensemble des hardes; $p = 0,037$, R^2 de Pearson = 0,71) (tableau 5). Abstraction faite de la mortalité liée à la chasse de subsistance, cependant, cette relation devient marginalement significative ($p = 0,076$; R^2 de Pearson = 0,62) (figure 6).

Pour qu'une population soit autosuffisante, il faut que la mortalité soit compensée par le recrutement (p. ex. si le taux de survie des adultes est de 0,85, le taux de recrutement doit être d'au moins 0,15). Contrairement à d'autres espèces d'ongulés, le caribou femelle ne porte généralement pas de faon avant l'âge de trois ans et, une fois adulte, ne produit qu'un rejeton par an (Bergerud, 2000); la mortalité des femelles adultes peut donc avoir une incidence négative importante sur le taux de croissance des populations, en particulier dans un contexte où le recrutement est également en déclin. Les causes de mortalité chez les adultes sont décrites à la figure 7.

Tendance : Les figures 8 à 10 illustrent le taux fini d'accroissement annuel estimé (λ) dans les trois hardes au cours de la période à l'étude, à partir de quatre estimations différentes du taux de survie des adultes. Dans tous les scénarios sauf un (l'absence de mortalité par la chasse), les populations affichent un taux de croissance négatif depuis environ 2008.

Tableau 4 : Données démographiques compilées à partir de deux types de relevés aériens printaniers (inventaires aériens [2002-2003] et relevés de la composition des hardes) réalisés par des experts du MRNF de Chibougamau entre 2002 et 2012. Le recrutement (R) a été estimé selon la méthode de Hatter et Bergerud (1991) et la proportion des sexes chez les adultes (ratio mâles : femelles) a été calculée à partir des inventaires aériens de 2002 et 2003.

Harde	Année	Effort (jours)	N de mâles	N de femelles	N de faons	N d'individus indéterminés	Total	Faons/100 femelles	Ratio mâles : femelles	R
Assinica	2003	4	107	89	47	55	298	52,81	1,2022	0,193
	2007	5	33	48	15	0	96	31,25		0,124
	2009	4	25	47	13	0	85	27,66		0,112
	2010	2	29	97	17	8	151	17,53		0,074
	2011	3	16	100	19	3	138	19		0,079
	2012	4	12	46	11	1	70	23,91		0,098
Nottaway	2003	1	47	46	18	26	137	39,13	1,0217	0,162
	2007	2	12	30	8	0	50	26,67		0,117
	2009	1	8	16	2	0	26	12,5		0,058
	2011	2	8	7	2	0	17	28,57		0,124
Témiscamie	2002	1	39	37	19	1	96	51,35	1,054	0,2
	2007	2	20	37	12	0	69	32,43		0,136
	2009	2	10	20	5	0	35	25		0,109
	2010	1	5	12	3	3	23	25		0,109
	2011	3	37	54	11	0	102	20,37		0,09
	2012	1	12	17	0	0	29	0		0

Tableau 5 : Sommaire de l'historique des caribous porteurs de colliers dans le Nord-du-Québec. « N en péril » désigne le nombre de caribous femelles faisant l'objet d'un suivi par télémétrie GPS au début de chaque nouvelle année (relevé post-printanier). Certains des individus qui meurent chaque année (N morts) ont été récoltés (N récoltés). Les taux de survie des adultes observé ($S_{\text{observé}}$) et prédit ($S_{\text{prédit}}$) sont présentés en fonction de deux scénarios : 1) la mortalité naturelle seulement; 2) la mortalité naturelle plus la mortalité par la chasse. Dans les deux cas, le modèle prédit un déclin du taux de survie des adultes en fonction du temps; cependant, c'est dans le cas réel observé (une population sujette à la mortalité naturelle et à la mortalité par la chasse) que la relation statistique est la plus forte ($p = 0,037$). Cela revient à conclure que le taux de survie des adultes est en déclin, compte tenu d'une probabilité de 3,7 % qu'il ne le soit pas (erreur de type I).

Année	N en péril	N morts	N récoltés	Mortalité naturelle seulement			Mortalité naturelle + Mortalité par la chasse		
				S (1 - M) observé	S (1 - M) prédit	ET	S (1 - M) observé	S (1 - M) prédit	ET
2002	2	0	0	1,000	0,960	0,024	1,000	0,947	0,026
2003	14	0	0	1,000	0,953	0,024	1,000	0,938	0,026
2004	22	1	0	0,955	0,944	0,023	0,955	0,926	0,025
2005	25	4	1	0,880	0,935	0,022	0,840	0,913	0,024
2006	21	1	0	0,952	0,923	0,021	0,952	0,897	0,023
2007	28	4	2	0,929	0,910	0,020	0,857	0,880	0,022
2008	24	4	2	0,917	0,895	0,021	0,833	0,859	0,023
2009	28	7	0	0,750	0,877	0,026	0,750	0,836	0,028
2010	21	2	0	0,905	0,857	0,036	0,905	0,810	0,038
2011	26	5	2	0,885	0,835	0,050	0,808	0,780	0,052

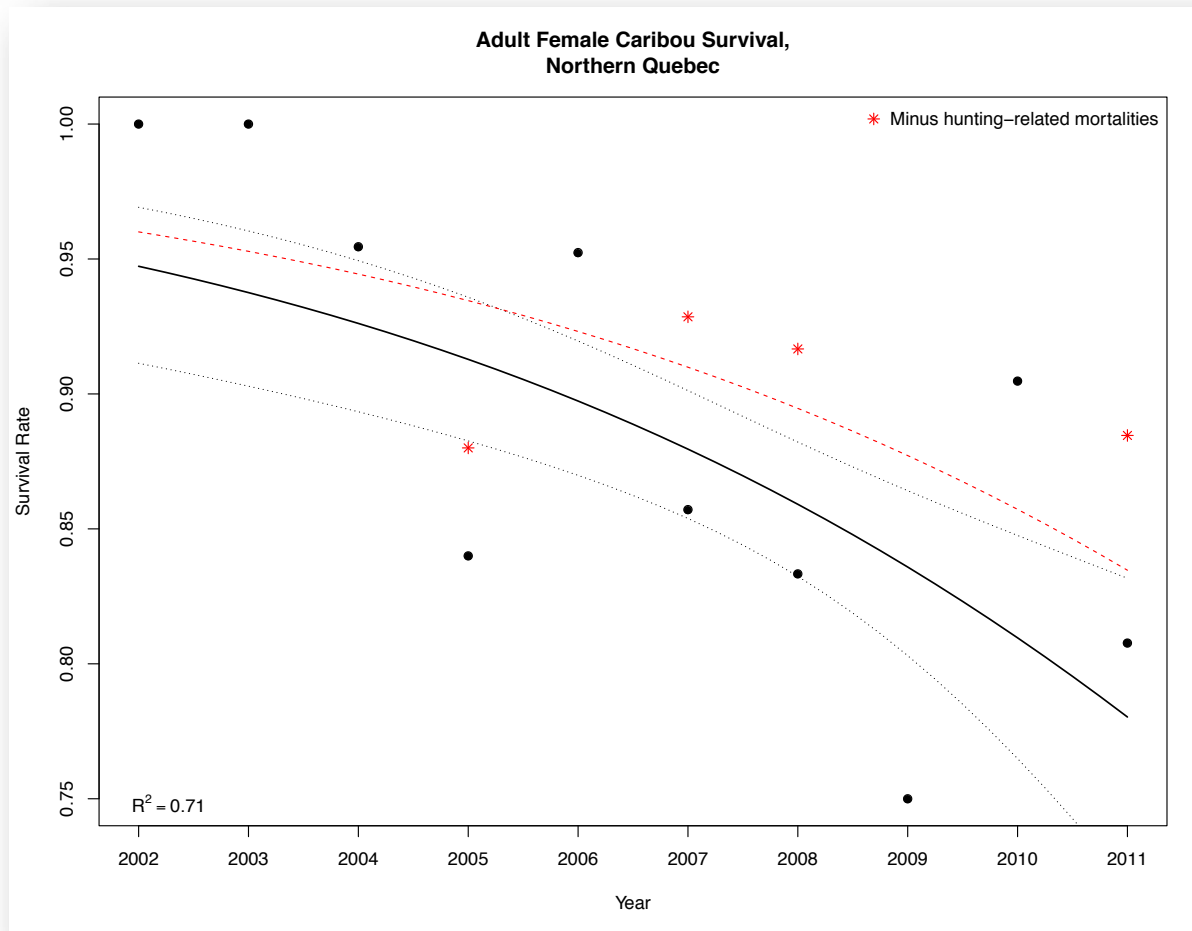


Figure 6 : Taux de survie annuel estimé des femelles adultes de caribous forestiers du Nord-du-Québec, de 2002 à 2011. La courbe prédite et les intervalles de confiance à 95 % ont été dérivés de la relation observée, modélisée au moyen d'une régression logistique binomiale pondérée. Les valeurs représentées en astérisque rouge correspondent à la survie estimée excluant les mortalités liées à la chasse.

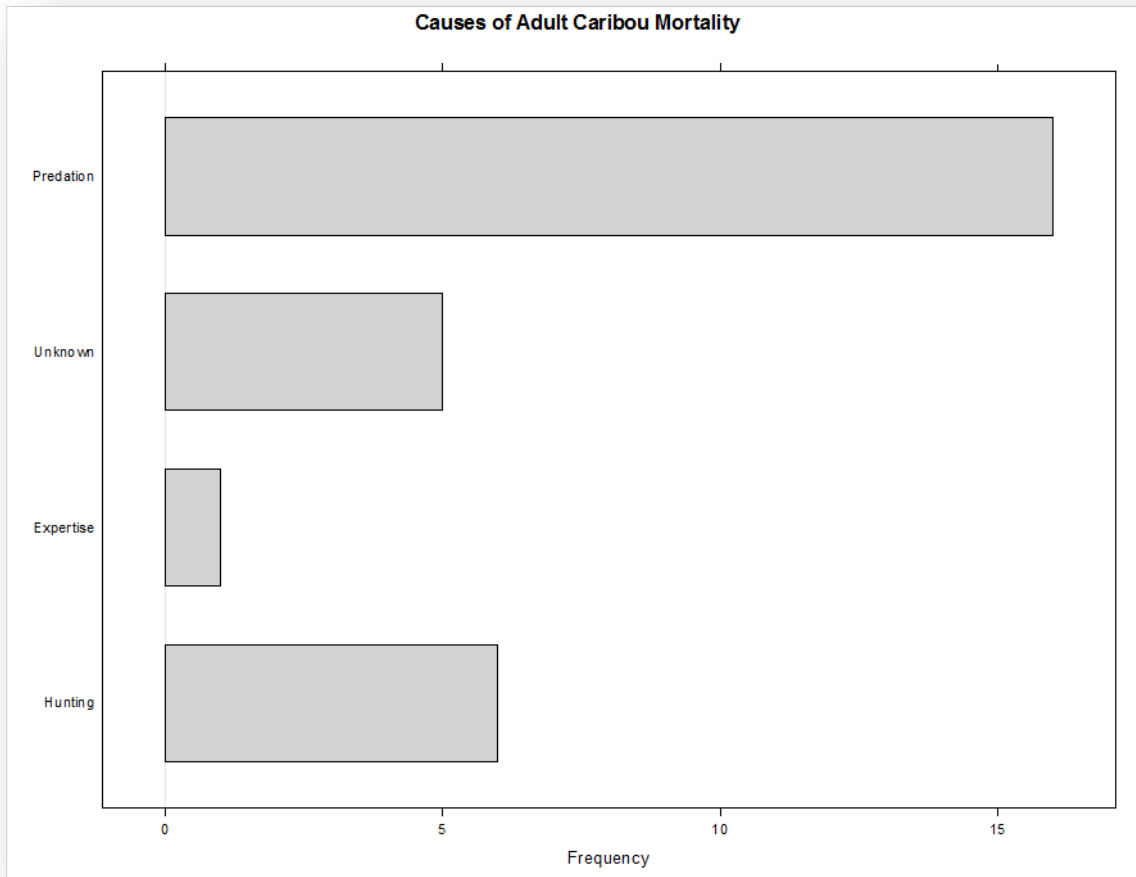


Figure 7 : Causes de la mortalité des caribous forestiers femelles du Nord-du-Québec entre 2002 et 2012, d'après le destin connu des animaux portant un collier et ayant fait l'objet d'un suivi par télémétrie GPS (n = 50. Les causes correspondent à : Predation = Prédation, Unknown = Inconnu, Expertise = Expertise, Hunting = Chasse

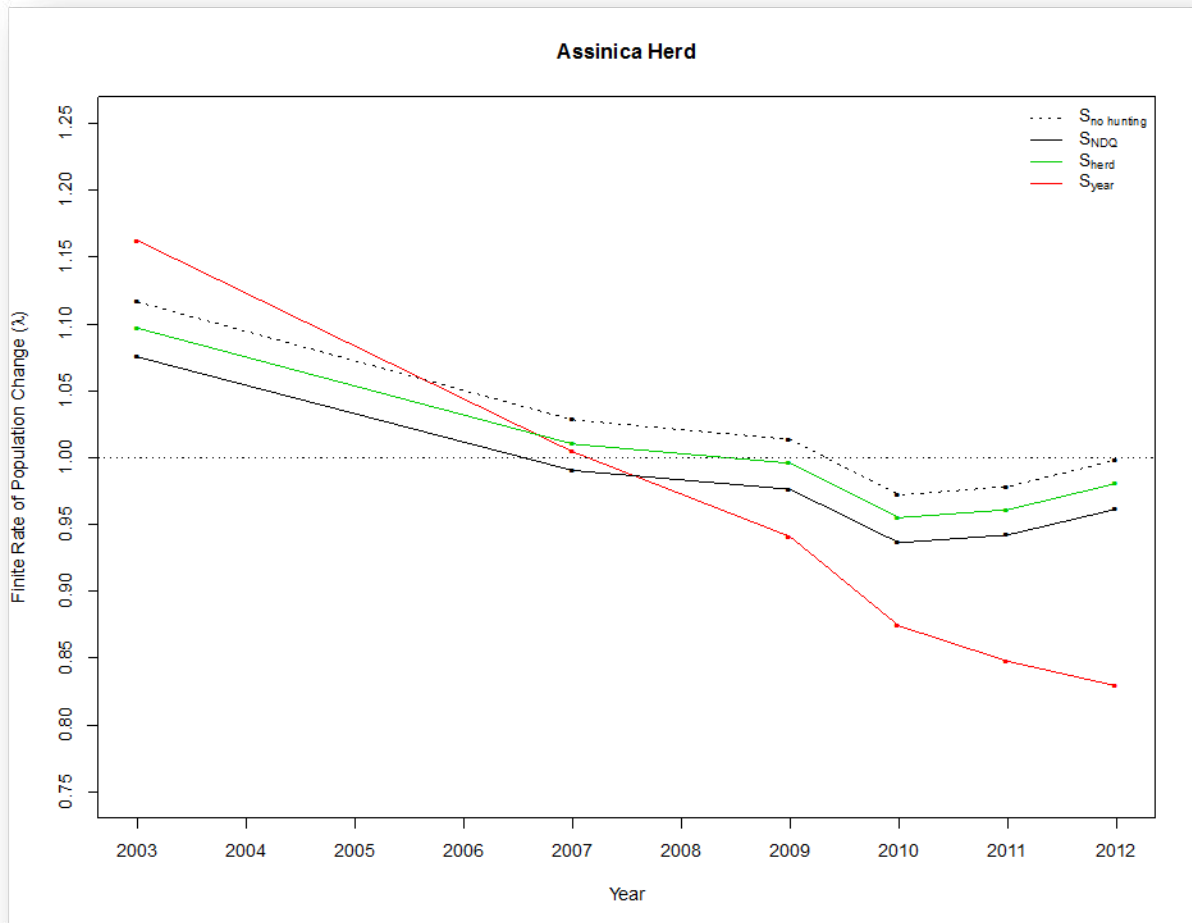


Figure 8 : Trajectoires observées de la population de la harde d'Assinica, d'après les ratios mâles : femelles de la harde et quatre estimations différentes du taux de survie ($\lambda = S/(1 - R)$). La première estimation (trait noir pointillé) est le taux de survie moyen des adultes dans l'ensemble de la région à l'étude, abstraction faite de la mortalité par la chasse. La deuxième estimation (trait noir continu) est identique à la première, sauf qu'elle inclut la mortalité par la chasse, et la troisième (trait vert) est le taux de survie moyen des adultes observé exclusivement dans la harde d'Assinica. Les trois premières estimations sont des constantes, auquel cas lambda subit surtout l'influence des déclin des taux de recrutement. La quatrième estimation (trait rouge) varie en fonction du temps; il s'agit d'une fonction modèle des déclin observés dans le taux de mortalité des adultes dans l'ensemble de la région à l'étude.

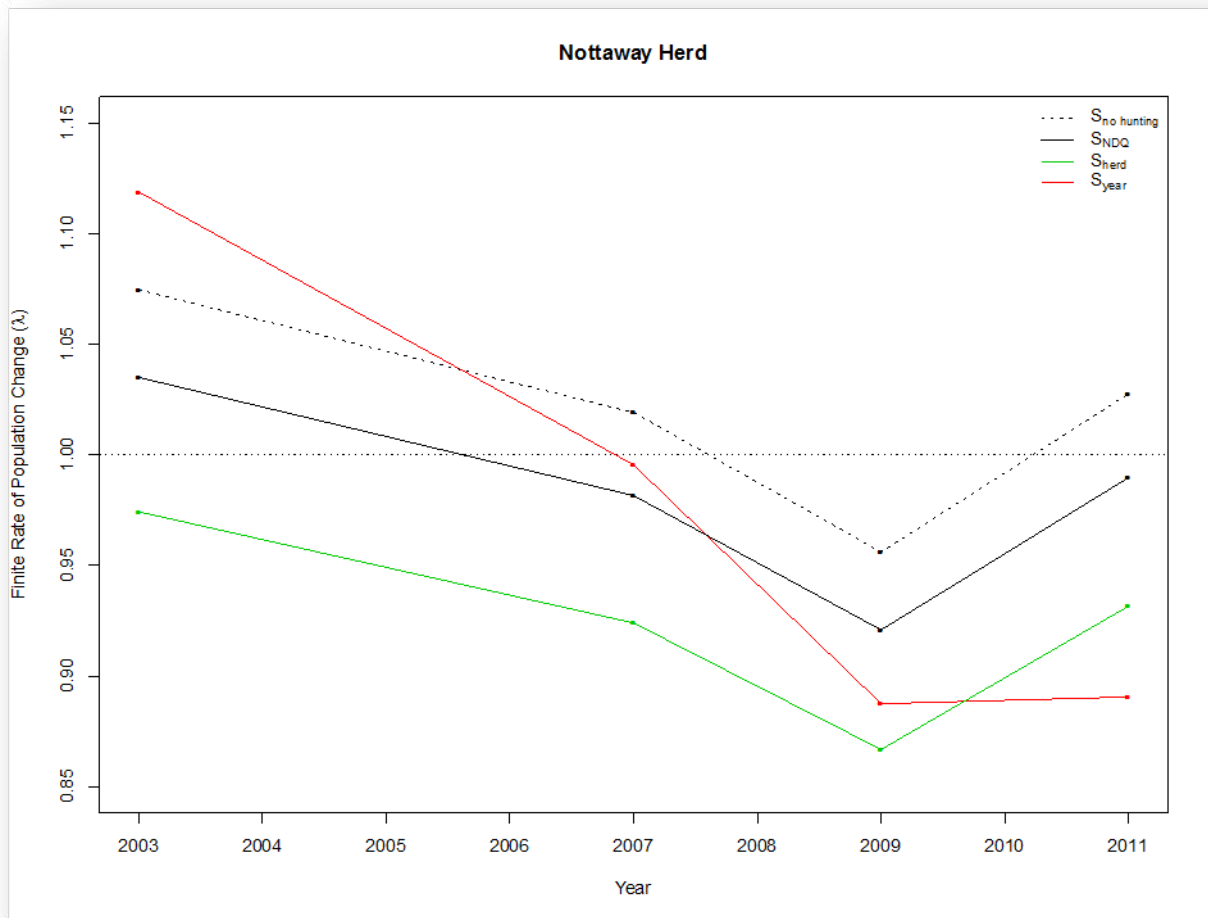


Figure 9 : Trajectoires observées de la population de la harde de **Nottaway**, d'après quatre estimations différentes du taux de survie ($\lambda = S/(1 - R)$). La première estimation (trait noir pointillé) est le taux de survie moyen des adultes dans l'ensemble de la région à l'étude, abstraction faite de la mortalité par la chasse. La deuxième estimation (trait noir continu) est identique à la première, sauf qu'elle inclut la mortalité par la chasse, et la troisième (trait vert) est le taux de survie moyen des adultes observé exclusivement dans la harde de Nottaway. Les trois premières estimations sont des constantes, auquel cas lambda subit surtout l'influence des déclinés des taux de recrutement (on notera que c'est dans la harde de Nottaway que le taux de survie estimé des adultes est le plus bas). La quatrième estimation (trait rouge) varie en fonction du temps; il s'agit d'une fonction modèle des déclinés observés dans le taux de mortalité des adultes dans l'ensemble de la région à l'étude.

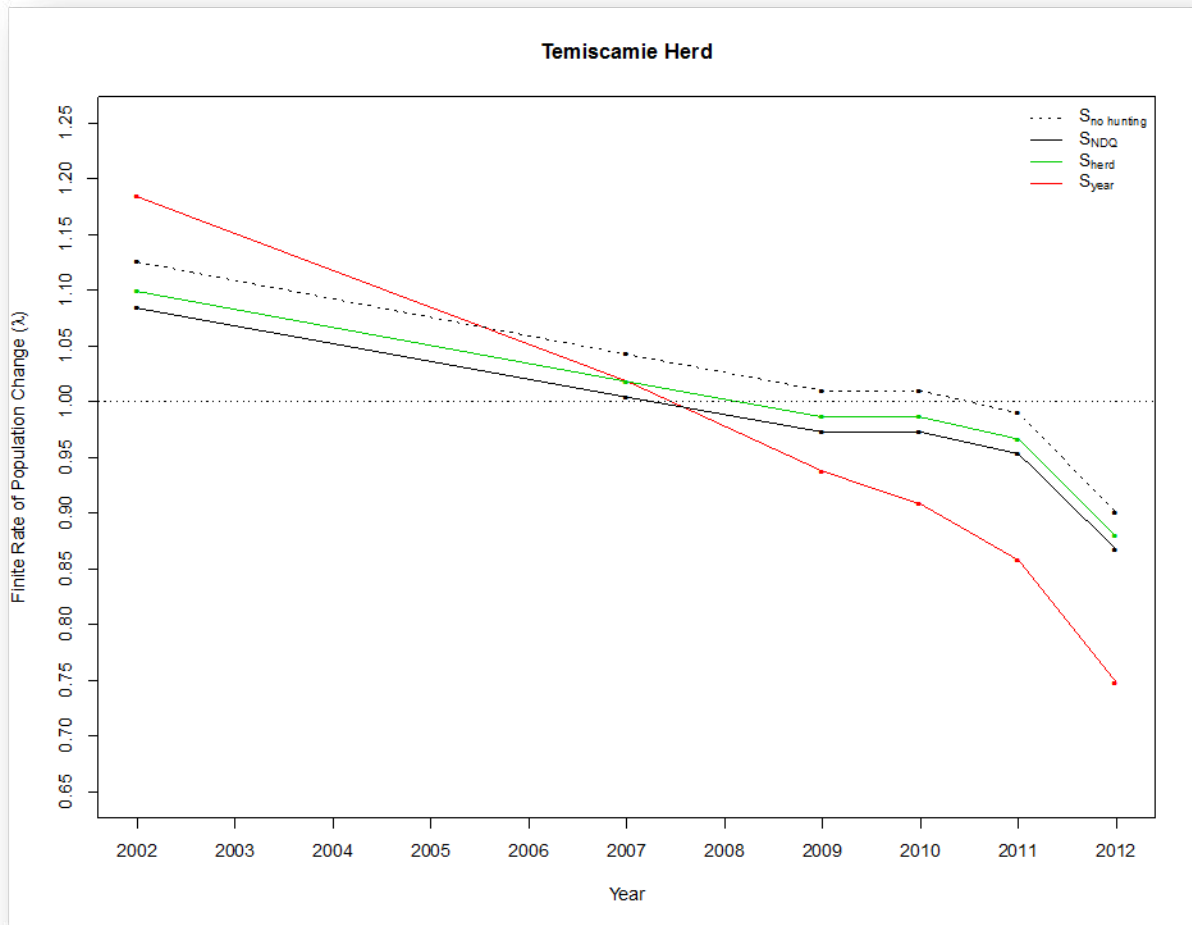


Figure 10 : Trajectoires observées de la population de la harde de **Témiscamie**, d'après quatre estimations différentes du taux de survie ($\lambda = S/(1 - R)$). La première estimation (trait noir pointillé) est le taux de survie moyen des adultes dans l'ensemble de la région à l'étude, abstraction faite de la mortalité par la chasse. La deuxième estimation (trait noir continu) est identique à la première, sauf qu'elle inclut la mortalité par la chasse, et la troisième (trait vert) est le taux de survie moyen des adultes observé exclusivement dans la harde de Témiscamie. Les trois premières estimations sont des constantes, auquel cas lambda subit surtout l'influence des déclin des taux de recrutement. La quatrième estimation (trait rouge) varie en fonction du temps; il s'agit d'une fonction modèle des déclin observés dans le taux de mortalité des adultes dans l'ensemble de la région à l'étude.

3.1.2. Déterminer le statut actuel de la population par harde

En nous fondant sur la baisse significative du recrutement et du taux de survie des adultes au cours de la période à l'étude, nous pouvons conclure à ce stade que les trois populations sont actuellement en déclin (**non autosuffisantes** ou **NA**); c'est certainement le cas des hardes d'Assinica et de Témiscamie et vraisemblablement celui de la harde de Nottaway. Si nous écartons tout élément à l'appui d'une conclusion contraire et considérons uniquement les valeurs moyennes pondérées (le taux de recrutement moyen à l'intérieur de la harde, le ratio moyen mâles adultes : femelles adultes et le taux global moyen de survie des adultes), même dans le scénario le plus optimiste, aucune des trois hardes ne pourrait être considérée autosuffisante ($\lambda = 0,979, 0,986$ et $0,978$, respectivement pour les hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie). Enfin, si nous considérions un scénario hypothétique sans mortalité par la chasse ni relation entre recrutement et perturbation, toutes les populations seraient à peu près stables actuellement, malgré un déclin progressif des taux de recrutement.

3.2. Quel est l'état actuel de l'habitat du caribou forestier?

3.2.1. Déterminer la qualité et la quantité d'habitats essentiels pour le caribou forestier pour l'ensemble de son cycle annuel

Le concept d'habitat essentiel tel que le définit Environnement Canada (2011) repose sur la relation entre le taux de recrutement et le taux de perturbation du paysage à l'échelle de la population locale. Plus explicitement, si la dynamique prédateurs-proies n'est pas propice à la persistance du caribou à une vaste échelle spatiale, les facteurs plus proximaux ne seront pas importants « *if predator-prey dynamics are not conducive to caribou persistence at large spatial scales, more proximal factors will not be important* » (Environnement Canada, 2011). En termes de planification de la conservation, la disponibilité et la qualité de l'habitat à des échelles plus fines (p. ex. l'aire de répartition saisonnière) n'ont guère de valeur comparativement aux conditions qui prévalent à l'échelle de l'aire de répartition qui est plus vaste. De fait, il ne faut pas perdre de vue que la quantité d'habitat perturbé dans l'ensemble de l'aire de répartition d'une population (soit à

l'échelle du paysage représente le facteur ultime qui influence le plus le déclin du caribou (Wittmer *et al.*, 2007; St-Laurent et Dussault, 2012).

Pour ce qui est de la probabilité relative qu'une zone donnée soit utilisée par le caribou forestier, la modélisation par la fonction de sélection des ressources (FSR) fait ressortir la réponse du caribou du Nord-du-Québec (en termes de préférence et d'évitement) à divers types d'habitats, à divers stades de son cycle de vie (tableau 7). On trouvera la description des catégories d'habitats à l'annexe 1. En général, les caribous évitent les habitats perturbés, ouverts et dominés par les feuillus et choisissent des habitats dominés par les conifères et les milieux humides. Les coefficients du modèle sont donnés au tableau 6.

Tableau 6 : Résultat d'un modèle de régression logistique à dangers proportionnels de Cox présentant l'influence de diverses variables d'habitat sur la probabilité relative de l'occurrence du caribou dans le Nord-du-Québec. La colonne FSR (Fonction de sélection des ressources) présente chaque variable sur une échelle linéaire, par ordre de préférence du caribou forestier.

Variable	β	ET robuste	FSR	Pr(> z)
Milieus humides	0,175	0,076	1,000	0,021
Peuplements résineux ouverts	0,118	0,075	0,945	0,115
Tourbières boisées	0,089	0,067	0,918	0,182
Peuplements mixtes denses	0,073	0,089	0,904	0,412
Peuplements mixtes ouverts	-0,046	0,058	0,802	0,427
Peuplements résineux denses	-0,275	0,111	0,638	0,013
Brûlis 20-50 ans	-0,306	0,118	0,619	0,009
Brûlis 0-5 ans	-0,436	0,299	0,543	0,145
Coupes 6-20 ans	-0,442	0,279	0,540	0,113
Végétation basse	-0,493	0,092	0,513	0,000
Coupes 20-50 ans	-0,656	0,395	0,436	0,096
Coupes 0-5 ans	-0,696	0,190	0,419	0,000
Peuplements feuillus	-0,720	0,173	0,409	0,000
Brûlis 6-20 ans	-0,814	0,135	0,372	0,000
Milieus riverains	-1,252	0,578	0,240	0,030
Eau	-1,266	0,135	0,237	0,000
I(exp(-0,0015 * rdist))	-2,248	0,262	0,089	0,000

Tableau 7 : Réponse comportementale du caribou forestier du Nord-du-Québec à la disponibilité relative de divers types d'habitat, à divers stades de son cycle de vie. Le signe moins (-) implique un évitement significatif de l'habitat donné au cours de la période ou de la saison indiquée. Le signe plus (+) indique une préférence significative (sélection) pour cette variable. Le signe plus ou moins (+/-) indique un effet non significatif. Les catégories ombrées en noir correspondent aux niveaux de référence choisis pour les modèles de FSR pour la période en question. La dernière variable ($\exp(-0,0015*\text{rdist})$) renvoie à l'évitement exponentiel des routes en fonction de leur proximité croissante.

Période à l'étude / Type d'habitat	Annuel	Mise bas	Début de l'hiver	Automne/Rut	Fin de l'hiver	Post-mise bas	Printemps	Été
Brûlis 0-5 ans	+/-	+/-	+/-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
Brûlis 6-20 ans	-	-	-	-	-	-	-	-
Brûlis 20-50 ans	-	-		+/-	-	-	+/-	+/-
Peuplements résineux denses	-	+/-	-	-	+	+/-	+/-	
Peuplements résineux ouverts	+/-	+	+/-	+/-	+	+/-	+/-	+
Dénudés secs		+/-	+/-		+	+/-	+	+/-
Tourbières boisées	+/-		+/-	+/-		+	+	+
Coupes 0-5 ans	-	-	-	-	-	-	+/-	-
Coupes 6-20 ans	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	-	+/-	-
Coupes 20-50 ans	+/-	+/-	+/-	-	+/-	-	+/-	-
Peuplements feuillus	-	-	+/-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
Végétation basse	-	-	+/-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
Peuplements mixtes denses	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-			+
Peuplements mixtes ouverts	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+	+/-
Milieus riverains	-	-	-	-	+/-	+/-	-	+/-
Eau	-	-	-	-	-	-	-	-
Milieus humides	+	+/-	+/-	+/-	+	+	+	+
$\exp(-0,0015*\text{rdist})$	-	-	-	-	-	-	-	-

3.2.2. Évaluer l'état actuel de l'habitat et son niveau de perturbation par harde

L'habitat essentiel est inversement proportionnel à la perturbation du paysage, mesurée comme étant la proportion cumulative des perturbations naturelles (40 ans ou moins) et anthropiques (50 ans ou moins, plus une zone tampon de 500 m) situées dans l'aire de répartition d'une population. Nous avons calculé la perturbation du paysage à l'intérieur des contours des polygones à noyaux pondérés à 100 % des populations d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie pour chaque année de 2002 à 2013 (données projetées; figure 11). Dans des conditions théoriques, le modèle national de métapopulation prévoit des taux de croissance négatifs pour les hardes d'Assinica et de Témiscamie et positifs à stables pour la harde de Nottaway. Cependant, le modèle de métapopulation repose sur des taux de recrutement moyens et est arrimé à des données de qualité variable provenant d'un large éventail de sources.

Nous avons utilisé nos propres données empiriques pour modéliser les taux de recrutement en fonction de la perturbation cumulative du paysage observée au cours de la période à l'étude (Sorensen *et al.*, 2008). Une régression logistique mixte indique que la perturbation du paysage est un puissant facteur prévisionnel des taux de recrutement dans le Nord-du-Québec ($p < 0,001$), avec d'importantes différences d'origine pour chaque population (figure 12). De plus, les résultats indiquent que la tolérance aux perturbations peut varier d'une population à l'autre, les valeurs seuils étant considérablement plus basses pour la harde de Nottaway (31,4 %) que pour celles de Témiscamie (40,4 %) et d'Assinica (46,9 %).

Malheureusement, la valeur critique de 28,9 faons/100 femelles suppose un taux de survie des adultes équivalent à la moyenne nationale ($S = 0,852$) et un ratio de 63,9 mâles par 100 femelles. Dans le Nord-du-Québec, nous avons observé une moyenne régionale de 121,8 mâles par 100 femelles et un taux moyen de survie des adultes de 0,867. En fait, pour qu'une population demeure stable dans ces conditions, il faudrait que le taux de recrutement dépasse 34 faons/100 femelles. Dans le cas présent (à partir des rapports mâles : femelles spécifiques à chaque harde), on estime que les seuils de perturbation critique sont considérablement plus bas, soit 30,6 % pour la harde de Nottaway, 39,4 % pour celle de Témiscamie et 45,1 % pour celle d'Assinica.

Enfin, dans une situation théorique où on éliminerait l'effet de la mortalité par la chasse, le taux de survie des adultes serait estimé à 0,9 et un ratio de 24,6 faons/100 femelles suffirait à assurer l'autosuffisance de la population.

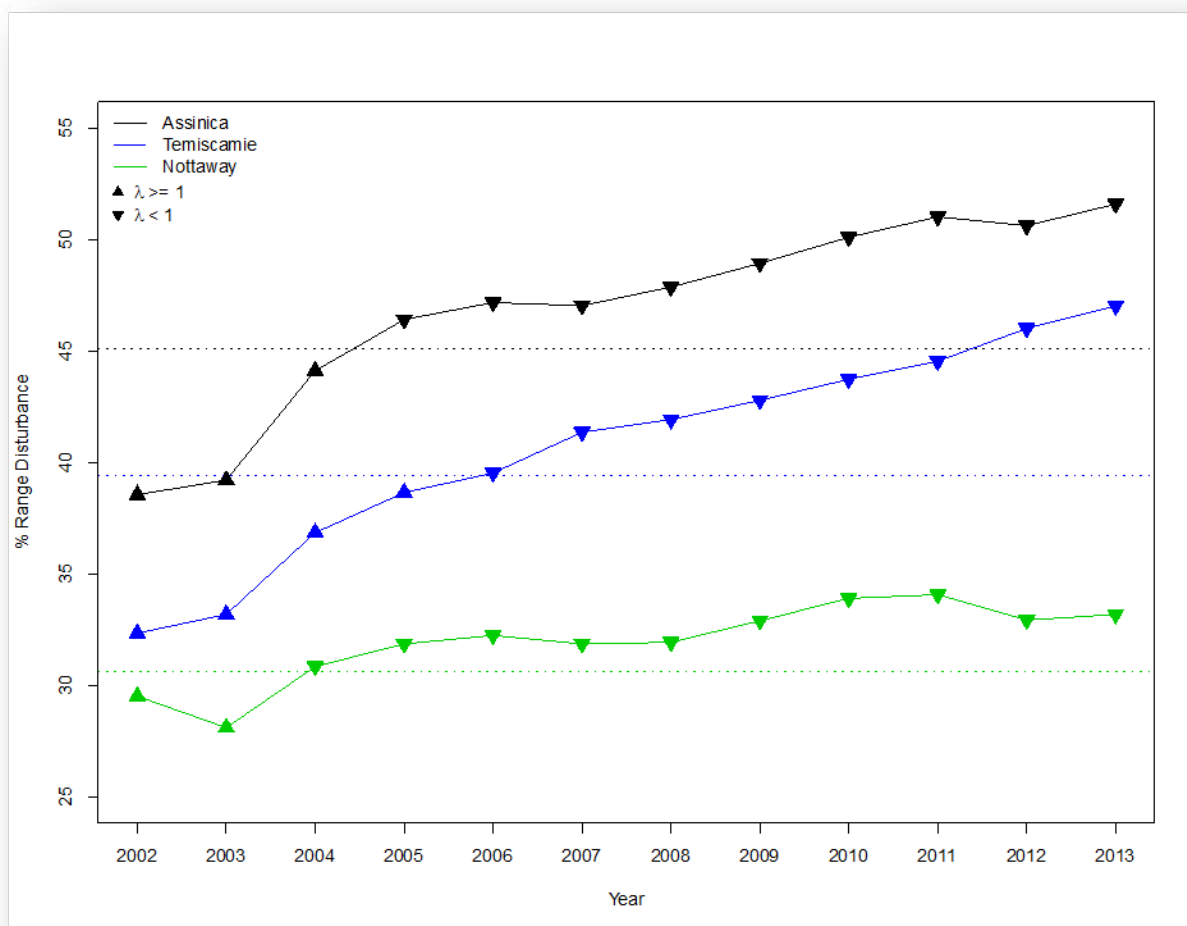


Figure 11 : Perturbations cumulatives mesurées à l'intérieur des kernels du domaine vital à noyau pondéré de 100 % des hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie entre 2002 et 2013 (données projetées). Ont été prises en compte les perturbations naturelles (p. ex. incendies, pullulations d'insectes, chablis) datant de 40 ans ou moins et les perturbations anthropiques (p. ex. récolte forestière, routes, mines) datant de 50 ans ou moins, avec l'ajout d'une zone tampon de 500 mètres (EC, 2011). Les lignes pointillées indiquent les niveaux de perturbation spécifiques à chaque harde au-delà desquels on prédit un taux de croissance négatif de la population, sur la base d'une modélisation empirique de la relation recrutement-perturbation. Les estimations de lambda ont été dérivées de la moyenne régionale pondérée du taux de survie des adultes ($S_{NDQ} = 0,867$) et des ratios mâles : femelles spécifiques à chaque harde.

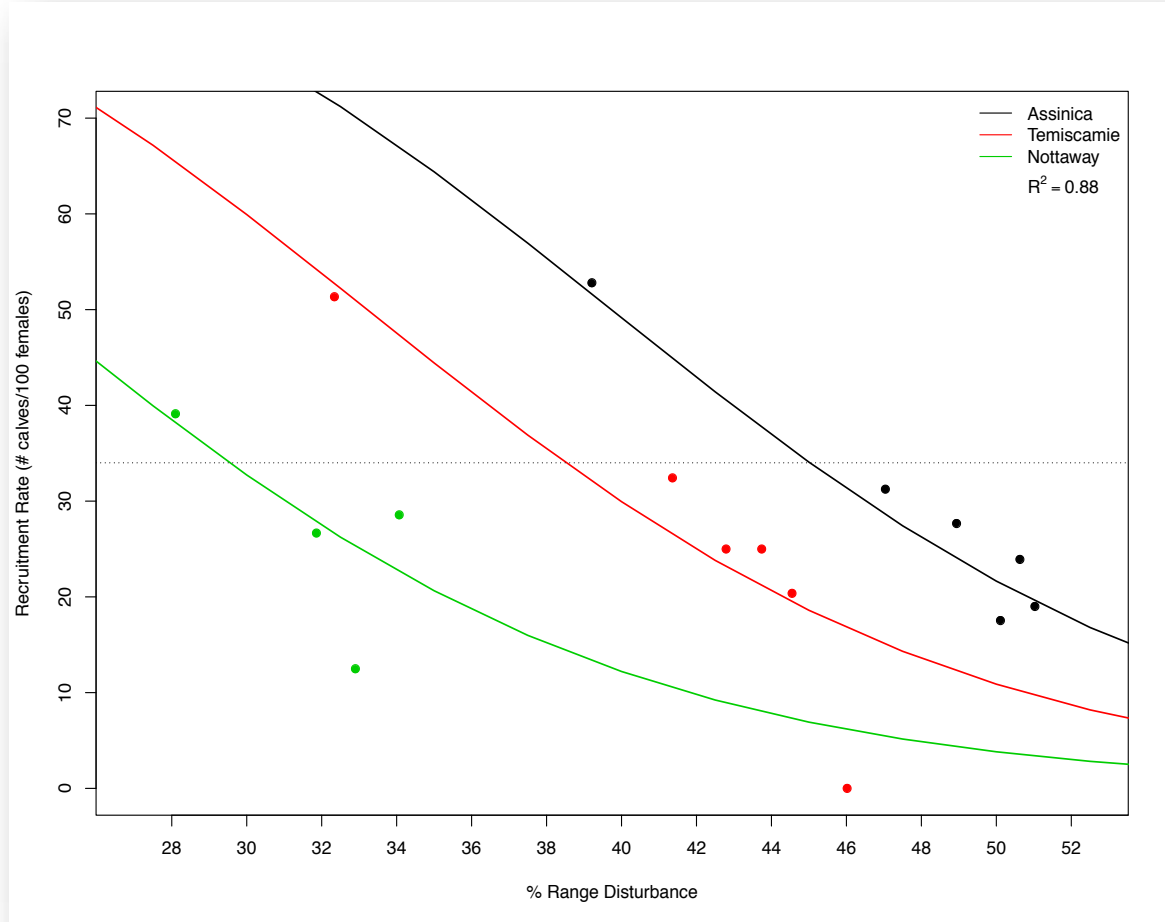


Figure 12 : Relation entre le recrutement des faons et la perturbation cumulative du paysage pour les trois populations de caribous forestiers du Nord-du-Québec. Les courbes prédites ont été obtenues au moyen d'une régression logistique avec une ordonnée à l'origine aléatoire pour chaque harde. Les résultats indiquent que les populations ont des niveaux différents de tolérance à la perturbation. Compte tenu d'un rapport moyen de 1,21 mâle par femelle (d'après les relevés de la densité absolue de 2002 et 2003) et le taux annuel moyen de survie des adultes ($S_{NDQW} = 0,867$) observé chez les caribous du Nord-du-Québec, ces populations devraient en fait recruter 34 faons/100 femelles pour demeurer stables (comme l'indique le trait pointillé).

3.2.3. Déterminer la probabilité de persistance pour chaque harde ainsi que pour la population entière dans l'état actuel de l'habitat

La probabilité de persistance est définie par Environnement Canada (2011) comme la probabilité qu'une population demeure au-dessus du seuil de quasi-extinction ($n = 10$ femelles adultes) sur un horizon temporel de 50 ans compte tenu de l'aire de répartition et des conditions démographiques actuelles. Malheureusement, pour estimer adéquatement la probabilité de persistance potentielle ou projetée, il nous faudrait des estimations récentes de la taille et de la structure des classes d'âge des populations des trois hardes, une connaissance plus approfondie des taux d'immigration et d'émigration (métadynamique de la population) et plus de temps pour mener des analyses de la viabilité des populations. Toutefois, les données acquises et analysées jusqu'ici contribuent à faire certaines projections.

Par exemple, supposons que la harde de Témiscamie compte 200 caribous. Dans notre premier exemple (tableau 8), nous ignorons la relation recrutement-perturbation et acceptons le taux de recrutement moyen observé pour cette population (28,25 faons/100 femelles). Nous présumons également que le taux de survie des adultes est stable à 0,867 (S_{NDQW}), ce qui est supérieur à la moyenne nationale. Compte tenu d'un ratio de 1,05 mâle adulte par femelle, on obtient un taux de croissance négatif de 0,978, lequel, s'il demeure constant, mènerait à une quasi-extinction dans 140 ans. Dans le deuxième exemple, nous utilisons le taux de recrutement prédit pour 2012, soit 16,7 faons/100 femelles (sur la base des conditions projetées de l'habitat), mais nous laissons les deux autres paramètres au niveau antérieur. On obtient ainsi une valeur estimée de λ de 0,933, auquel cas la population serait réduite à 10 individus d'ici 45 ans. Enfin, nous envisageons un troisième exemple, où le taux de recrutement demeure stable à 16,7 faons/100 femelles, mais le taux de survie des adultes chute à 0,748 en 2012, conformément à un modèle qui prévoit un déclin des taux de survie des adultes avec le temps. Dans ce cas, en supposant que λ demeure constant à 0,805, la population de 200 individus atteindrait l'état de quasi-extinction en 15 ans.

Tableau 8 : Délai de quasi-extinction ($N \leq 10$) compte tenu d'une population initiale de 200 individus et d'un taux de croissance (λ) constant. Les paramètres du taux de survie et du ratio mâles : femelles sont dérivés des données sur la harde de Témiscamie, selon trois scénarios : 1) les conditions moyennes observées (aucun déclin); 2) le taux de recrutement prédit compte tenu des conditions de perturbation de 2012 (déclin du recrutement); 3) les estimations prédictives des taux de recrutement et de survie des adultes pour 2012 (déclin du taux de recrutement et du taux de survie des adultes).

Scénario	Taux de recrutement (faons/100 femelles)	Taux de survie des adultes S	Ratio mâles : femelles	Lambda λ	Délai de quasi-extinction (ans)
1 : Optimiste	28,25	0,867	1,054	0,978	140
2 : Modéré	16,7	0,867	1,054	0,933	45
3 : Pessimiste	16,7	0,748	1,054	0,805	15

À la suite des inventaires aériens obtenus il y a 10 ans, la population totale des caribous forestiers du Nord-du-Québec a été estimée sommairement à 700 individus. Depuis, les taux de recrutement, et peut-être aussi le taux de survie des adultes, ont diminué constamment. D'après des données anecdotiques soutenues par des chiffres fournis par l'Association des trappeurs cris (St-Pierre *et al.*, 2006), le nombre d'adultes récolté annuellement à des fins de subsistance depuis 1988 est probablement plus élevé que ce que la population est en mesure de soutenir. Cela pourrait être particulièrement vrai si on considère que les animaux sont rarement récoltés isolément, la récolte étant le plus souvent multiple, auquel cas nos propres estimations de la mortalité des adultes (fondée sur l'historique des seuls individus porteurs d'un collier) sont peut-être en deçà de la réalité.

Environnement Canada (2008) a mené une analyse non spatiale de la viabilité des populations à partir de paramètres démographiques obtenus dans diverses populations canadiennes de caribous. Les auteurs ont notamment constaté que « *les populations de caribous boréaux présentant de mauvaises caractéristiques démographiques (c.-à-d. survie des faons faible et survie des femelles adultes moyenne) courent un risque élevé de quasi-extinction, et ce, peu importe la taille de la population* » (Environnement Canada, 2008, p. 191). Compte tenu du fait que nous avons observé des conditions similaires dans le Nord-du-Québec, ce constat donne un certain niveau d'urgence aux actions à prendre

pour le rétablissement et la conservation des populations de la Baie-James, qui sont peu susceptibles de connaître un regain à moins qu'on ne prenne des mesures fermes.

3.3. Est-ce que la population et chacune des hardes peuvent supporter des perturbations additionnelles? Dans quelle mesure?

D'une façon concise et concluante, on peut répondre à cette question par la négative. Pour commencer, les niveaux de perturbation dans les limites estimées de l'aire de répartition des trois populations atteignent ou dépassent déjà les limites recommandées par des experts du programme fédéral de rétablissement du caribou boréal (Environnement Canada, 2011). La recommandation minimale de ces experts, soit 65 % d'habitat non perturbé (seuil de gestion en fonction des perturbations), vise à assurer une probabilité mesurable (~60 %) que la population sera autosuffisante (*ibid.*). Cependant, les experts examinent aussi la pertinence d'établir des seuils spécifiques par aire de répartition qui, reconnaissent-ils, peuvent varier autour d'intervalles théoriques (Environnement Canada, 2012). En conséquence, compte tenu des conditions démographiques observées dans la région à l'étude, nous savons maintenant qu'une superficie un peu plus vaste d'habitat non perturbé serait théoriquement nécessaire pour obtenir les mêmes perspectives de succès, au moins dans le cas des hardes de Nottaway et de Témiscamie. Même si nous ne disposons pas des données nécessaires pour faire des simulations démographiques, nous pouvons affirmer, sur la base des résultats de la modélisation empirique de la relation recrutement-perturbation dans le Nord-du-Québec, que les trois populations subissent actuellement des niveaux de perturbation qui dépassent les limites considérées nécessaires pour assurer ne serait-ce qu'une stabilité nette (Tableau 9).

Tableau 9 : Écarts entre les valeurs critiques théoriquement requises pour assurer des conditions propices à la stabilité des populations ($\lambda \geq 1$) et les valeurs observées des taux de recrutement et de perturbation du paysage pour les trois populations de caribous forestiers du Nord-du-Québec. Les taux de recrutement critiques ont été estimés sur la base du taux de survie moyen régional des adultes ($S = 0,867$) et de la proportion des sexes (nombre de mâles/100 femelles) chez les adultes de chaque harde.

HARDE	TAUX DE RECRUTEMENT (nombre de faons/ 100 femelles)		PERTURBATION DU PAYSAGE (%)	
	Seuil critique	Observations (\bar{X}_w)	Seuil critique	Observations (taux réel)
Assinica	33,7	28,6	45,1	51,0
Nottaway	31,0	30,3	30,6	34,1
Témiscamie	31,5	28,2	39,4	46,0

3.4. Quels sont les effets du réseau routier actuel, des routes proposées et des activités qui leurs sont liées sur les hardes et leur habitat?

3.4.1. Évaluer les effets cumulatifs des routes et des activités qui leur sont liées sur l'habitat essentiel

On ne peut sous-estimer l'importance des réseaux routiers dans la détermination de l'utilisation de l'espace et de la dynamique démographique du caribou forestier (St-Laurent *et al.*, 2012). Non seulement les routes contribuent énormément à la fragmentation du paysage et à la perte d'habitat en favorisant le développement industriel des ressources, mais elles facilitent aussi l'accès des prédateurs et des humains à des habitats jusque-là inexploités (James et Stuart-Smith, 2000). L'expansion des réseaux routiers risque donc de compromettre gravement la viabilité des populations de caribous forestiers, comme le démontre la relation recrutement-perturbation.

Les routes peuvent constituer des barrières semi-perméables à la dispersion des caribous (Dyer *et al.*, 2002). Par exemple, une étude menée récemment dans le Nord-du-Québec démontre que les caribous femelles qui se trouvent à proximité d'un secteur bordé par des chemins peuvent subir des contraintes dans leur recherche d'espace libre de prédateurs pendant la période critique de la mise bas (Rudolph, 2011). Pour

plusieurs raisons, les caribous seuls évitent généralement les chemins, en grande partie pour réduire le risque de rencontrer des prédateurs (James et Stuart-Smith, 2000); ce comportement d'évitement peut se solder par la perte fonctionnelle d'un habitat qui, par ailleurs, est de bonne qualité, et par le déplacement des animaux vers des secteurs qui leur sont moins familiers ou moins favorables (Nellemann et Cameron, 1998; Faille *et al.*, 2010), ce qui peut compromettre l'aptitude phénotypique ou fitness des individus. Un exemple concret de ce comportement d'évitement apparaît dans notre modélisation du comportement d'utilisation de l'espace par le caribou forestier dans le Nord-du-Québec, où la proximité du réseau routier constitue le principal facteur d'influence sur la probabilité relative de l'occurrence de caribous. Plus précisément, les caribous s'efforçaient d'éviter tous les secteurs voisins des chemins, un effet qui se dissipait exponentiellement à mesure que la distance augmentait, mais qui demeurait encore discernable à une distance de 2 kilomètres (figure 13). C'est là un exemple classique de perte fonctionnelle d'habitat qui, combiné à l'influence cumulative de la transformation généralisée du couvert forestier, permet d'expliquer en grande partie la récession vers le nord des populations de caribous forestiers depuis la première partie du xx^e siècle (figure 14).

La perte fonctionnelle d'habitat due au comportement d'évitement pourrait s'avérer aussi importante que l'altération de l'habitat lui-même (Weclaw et Hudson, 2004). Nous avons appliqué une zone tampon de 500 mètres pour quantifier l'incidence des chemins et des autres perturbations sur les populations de caribous, parce qu'il a été établi que cette distance était fortement corrélée aux taux de recrutement partout au Canada (Environnement Canada, 2011). Pour ce qui est des autres influences négatives, cependant, le seuil de distance de 500 mètres est vraisemblablement très prudent, comme le démontre notre modèle. Cette hypothèse est appuyée par Leblond *et al.* (2011), qui ont constaté que les caribous demeuraient jusqu'à 750 m à l'écart des chemins forestiers tertiaires, 1,25 km à l'écart des chemins principaux et 5 km à l'écart des autoroutes. Il a été observé que les caribous forestiers du Nord-du-Québec présentaient une aversion mesurable aux réseaux routiers pour des distances allant jusqu'à 10 km (Rudolph, 2011a).

Évidemment, si la concentration des activités de récolte forestière dans les secteurs déjà perturbés est susceptible de causer une perte fonctionnelle d'habitat minime, les incursions de nouveaux chemins dans des territoires vierges ne feront qu'exacerber la détérioration de l'habitat essentiel.

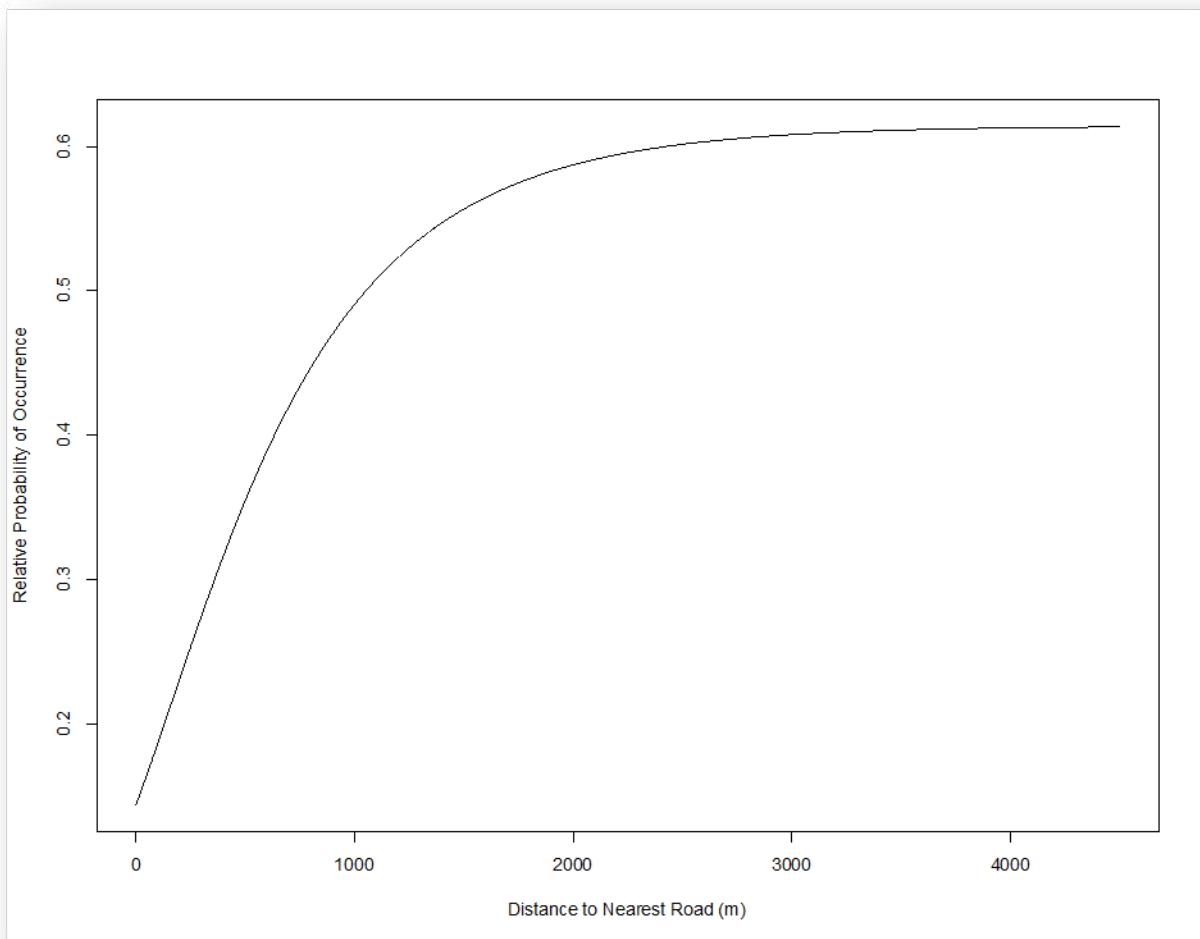


Figure 13 : Réponse prédite du caribou forestier aux chemins dans le Nord-du-Québec. La probabilité relative d'occurrence du caribou, dérivée de la modélisation de la FSR, augmente exponentiellement en fonction de la distance des chemins. Bien que léger, cet effet d'évitement demeure perceptible à des distances de plus de 2 kilomètres.

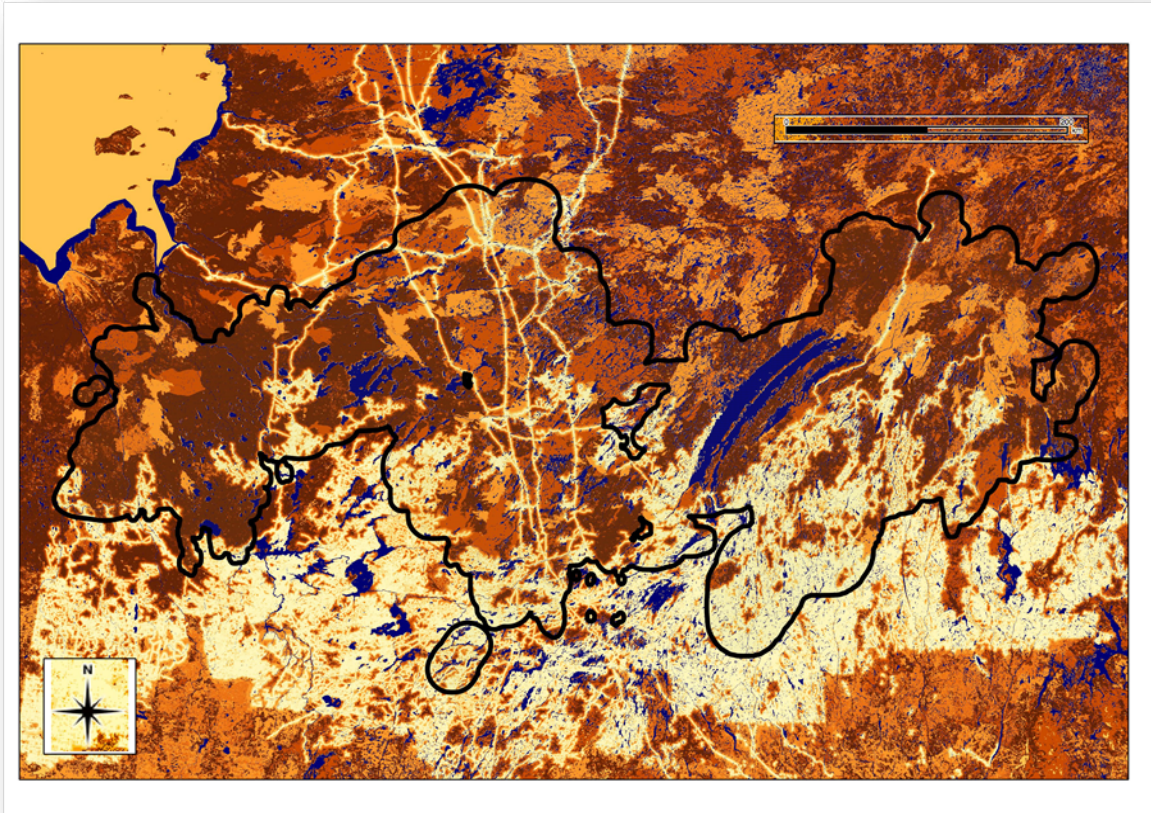


Figure 14 : Carte de la zone d'étude illustrant la probabilité relative d'occurrence du caribou forestier, déterminée par une régression logistique conditionnelle (plus la couleur est foncée, plus la probabilité relative est élevée). La probabilité relative de rencontrer des caribous décroît exponentiellement à mesure que la proximité des chemins augmente (couleur la plus pâle); cette variable est la plus influente du modèle. L'expansion du réseau routier du sud au nord a des liens puissants et clairs avec la récession de l'aire de répartition du caribou.

Sur la base de la relation illustrée à la figure 13, si nous établissions une zone tampon raisonnable de 1 km autour de toutes les routes d'Eeyou Istchee en date d'aujourd'hui, l'incidence cumulative des routes sur la disponibilité de l'habitat du caribou (perte fonctionnelle d'habitat) pourrait être quantifiée comme suit (tableau 10).

Tableau 10 : Quantité de perte fonctionnelle d'habitat attribuée aux routes dans les kernels pondérés de 100 % des trois populations locales de caribous du Nord-du-Québec. L'établissement d'une zone tampon de 1 km a été jugé raisonnable compte tenu du comportement d'évitement des chemins par le caribou, comportement qui a été documenté à des distances nettement plus grandes. Les chiffres sont fondés sur les conditions confirmées en 2011, les conditions projetées pour 2013 et les conditions projetées pour 2013 en incluant les routes qui font actuellement l'objet d'une évaluation environnementale (2013+).

HARDE	ANNÉE	SUPERFICIE (km²)	PROPORTION (%)
Assinica	2011	9 653	35,55
	2013	10 312	37,98
	2013+	10 684	39,35
Nottaway	2011	5 659	15,64
	2013	5 869	16,22
	2013+	6 106	16,88
Témiscamie	2011	15 125	32,27
	2013	16 534	35,28
	2013+	16 572	35,36

3.4.2. Évaluer les effets des routes proposées (L-209, 167, etc.) qui font actuellement l'objet d'une évaluation environnementale

La construction d'un grand nombre de nouveaux chemins est prévue pour l'année opérationnelle en cours, parallèlement à de nombreuses zones de coupe. Nous nous pencherons plus particulièrement sur les deux routes expressément formulées dans le mandat, mais tous les chemins dont la construction est prévue dans les aires de répartition du caribou forestier méritent un examen soigné en ce qui a trait à leur incidence négative potentielle sur la probabilité de persistance des populations.

Les routes qui font l'objet d'une évaluation environnementale sont généralement conçues pour déployer de larges surfaces de gravier et soutenir une vitesse de circulation de 70 km/h. Ces aménagements ont donc une nature permanente et sont susceptibles d'ouvrir des territoires inexploités relativement vastes à l'extraction des ressources et de s'avérer lourds de conséquences sur des populations de caribous déjà déclinantes, notamment par la perte d'habitat (réelle et fonctionnelle) et la fragmentation, combinées à d'importants déplacements de la dynamique de la prédation par les animaux et les humains qui, inévitablement, déclenchent le déclin et l'extinction locale du caribou du secteur environnant. C'est pourquoi il convient de soumettre ces infrastructures à une évaluation environnementale.

Si on s'attend à ce que la quantité de la perte fonctionnelle d'habitat associée à la création des routes L-209 et 167 soit modérée comparativement à la quantité et à la répartition des chemins déjà approuvés ou en construction dans la région, la rupture de la connectivité entre les groupes de caribous qu'elle entraînera nécessairement est beaucoup plus préoccupante. Des recherches ont démontré qu'une infrastructure routière permanente dont l'achalandage est de modéré à élevé est considérablement plus susceptible de constituer une barrière semi-perméable à la dispersion qu'un chemin temporaire plus modeste, tout en étant plus susceptible de provoquer une perte fonctionnelle d'habitat qui est supérieure à celle d'un chemin temporaire (Dyer *et al.*, 2002; Nellemann *et al.*, 2003; Leblond *et al.*, 2012). En général et compte tenu de l'état actuel de nos connaissances, l'approbation d'infrastructures de ce type va à l'encontre des objectifs de rétablissement des populations de caribous forestiers.

En l'absence de tout autre aménagement connexe, le prolongement proposé de la route 167 traverserait la vaste portion inexploitée de l'aire de répartition de Témiscamie, à l'est et au nord du lac Mistassini, ce qui aurait pour effet de diviser la harde en deux secteurs distincts, à l'est et à l'ouest (figure 15). On peut présumer que cette infrastructure constituerait un obstacle à la dispersion est-ouest et rendrait problématiques les échanges entre les hardes d'Assinica et de Témiscamie (échanges qui, d'après les observations, se produisent le long des portions est et ouest du lac Mistassini). La route perturberait les caribous qui résident actuellement dans le secteur (comme les animaux porteurs d'un collier permettent de le constater) et ouvrirait l'accès à un vaste territoire d'habitat du caribou de qualité supérieure, qui sera vraisemblablement intéressant pour la récolte forestière. Ce faisant, on améliorerait aussi l'accès entre le territoire de Mistissini et celui du Nitassinan des Innus de Mashteuiatsh, ce qui ouvrira sans doute des perspectives de chasse de subsistance qui pourraient compromettre encore davantage la survie des adultes. Pour ces raisons et compte tenu de la situation précaire de la population de Témiscamie, nous ne recommandons pas l'approbation du prolongement proposé de la route 167. Si le feu vert était donné à cet aménagement, cependant, nous recommanderions fortement qu'il serve exclusivement de corridor de transport, avec un accès contrôlé et absolument aucune incursion latérale dans les portions jusqu'ici non perturbées de l'aire de répartition de Témiscamie. La circulation devrait être réglementée et, idéalement, réduite au minimum au printemps, pendant les périodes critiques de dispersion, de mise bas et de post-mise bas (soit environ du début d'avril à la fin de juin). De plus, la surface de probabilité spatiale dérivée de la modélisation de la FSR pourrait aider à éviter que les routes traversent des secteurs où la probabilité d'occurrence du caribou est forte.

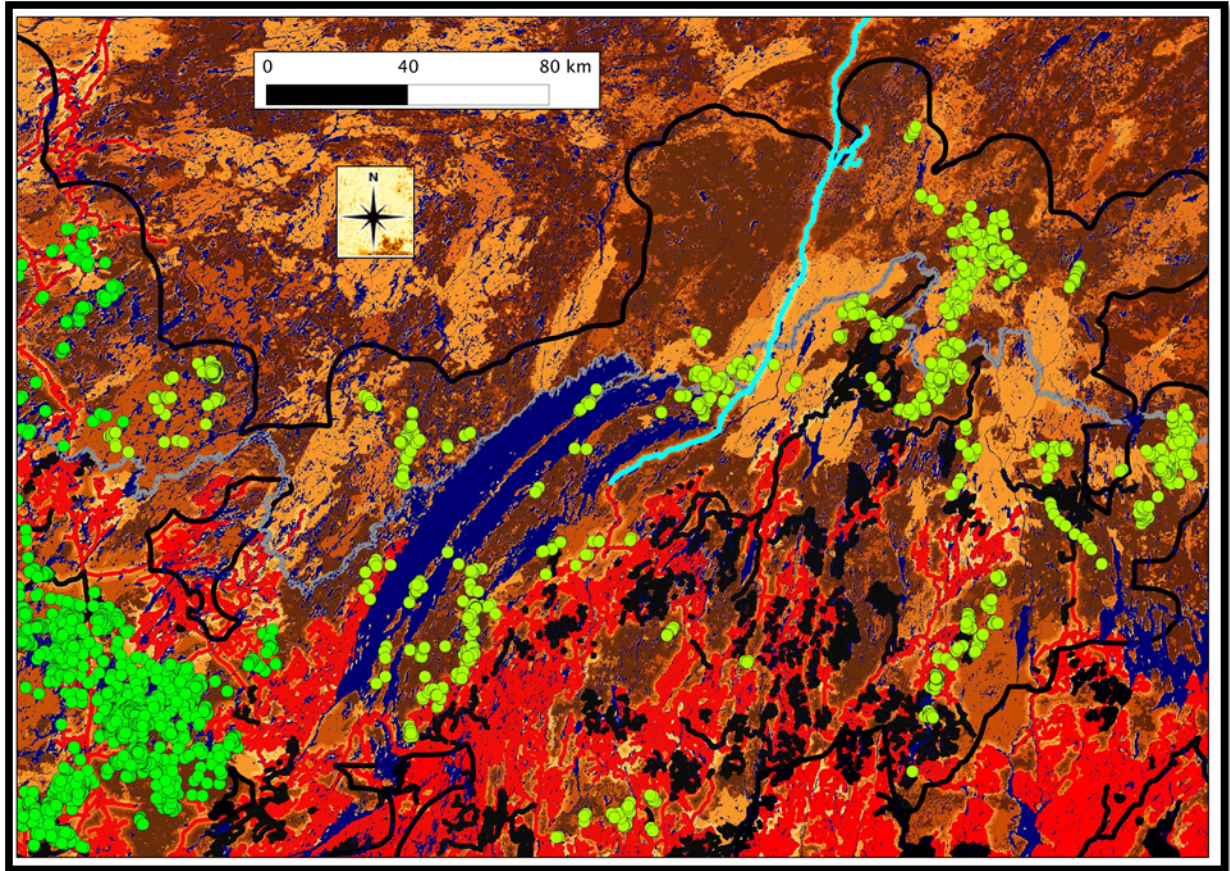


Figure 15 : Encart de l'aire de répartition de Témiscamie (en 2011) et du prolongement proposé de la route 167, qui fait actuellement l'objet d'une évaluation environnementale (bleu clair). Les chemins existants sont illustrés en rouge et les chemins prévus dans les PAIF en noir; les tons de jaune et de marron représentent la probabilité relative d'occurrence du caribou, les tons les plus sombres étant associés aux probabilités les plus fortes. Les points représentent les localisations GPS des caribous femelles des aires de répartition de Témiscamie (jaune) et d'Assinica (vert) portant un collier, obtenues en 2011 et 2012. Le trait gris indique la limite nord de la forêt commerciale, et le contour noir, la limite unifiée des trois noyaux de populations pondérés à 100 %.

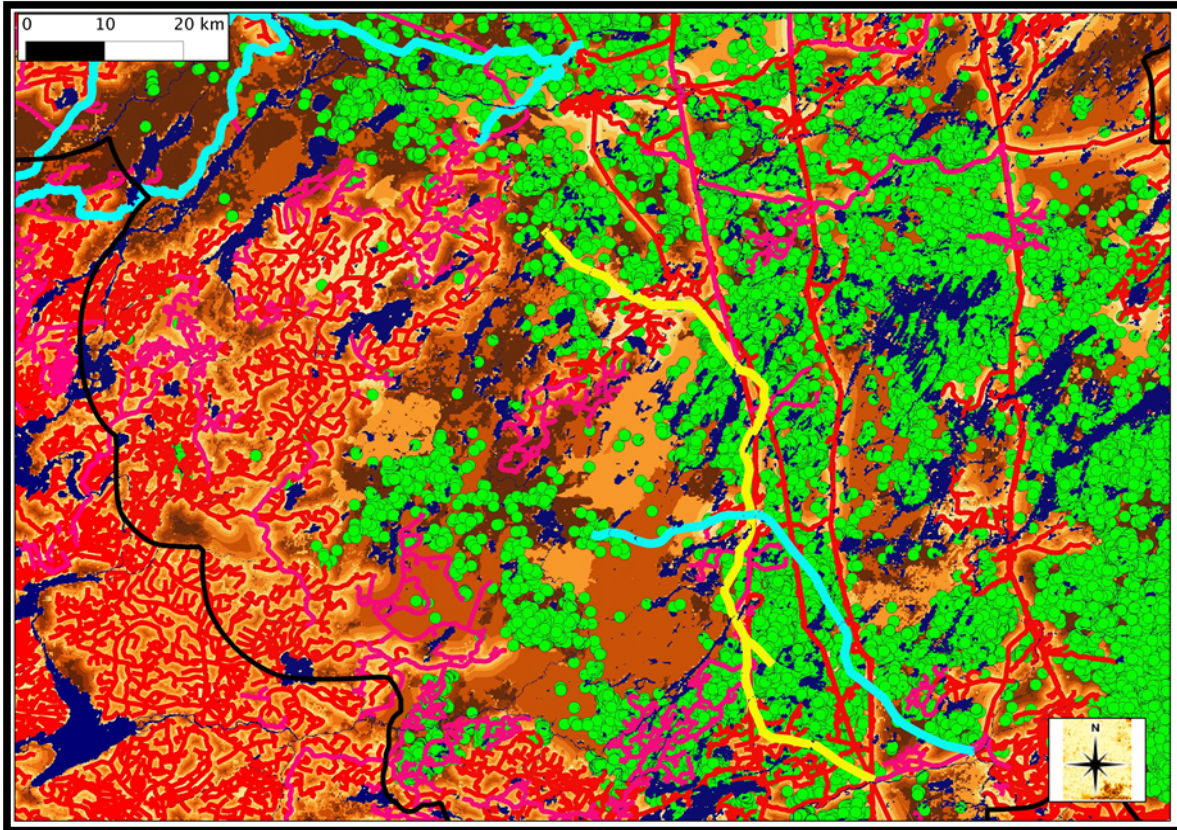


Figure 16 : Carte de l'aire de répartition d'Assinica indiquant l'emplacement du projet de route L-209 en cours d'évaluation environnementale (trait jaune). Les chemins existants sont illustrés en rouge, les chemins actuellement en projet en rose et les autres chemins faisant également l'objet d'une évaluation environnementale en bleu (p. ex. le chemin « I », juste au nord et à l'ouest de l'aire de répartition). Les tons de jaune et de marron représentent la probabilité relative d'occurrence du caribou, les tons les plus sombres étant associés aux probabilités les plus fortes. Les points représentent les localisations des caribous porteurs de collier enregistrées depuis 2004; au cours de cette période, environ une douzaine d'individus porteurs d'un collier ont utilisé la zone centre-ouest comme aire d'estivage.

En ce qui concerne la route L-209, nous sommes confrontés à des problèmes semblables à ceux évoqués précédemment. La route proposée longerait la portion centre-sud de l'aire de répartition d'Assinica pour finir par rejoindre le chemin I (UAF86-65), qui relie le territoire d'Oujé-Bougoumou au réseau de piégeage au nord-est de Waswanipi, et donnerait un accès permanent au secteur sud de la rivière Broadback (figure 16). Le secteur moins perturbé situé juste à l'ouest de la L-209, dont certaines portions sont actuellement destinées à la récolte, sert d'aire d'estivage à environ une douzaine de caribous porteurs d'un collier depuis 2004 et présente donc un intérêt

particulier pour la conservation du caribou forestier. Il constitue l'une des dernières portions sans chemin du bastion sud de l'aire de répartition de la harde d'Assinica. Dans l'état actuel, l'approbation de la L-209 pourrait conduire à l'extinction locale du caribou dans le sud-ouest et paverait effectivement la voie à la détérioration progressive de l'habitat essentiel au nord et à l'ouest, un secteur qui présente un grand potentiel de connectivité avec la harde de Nottaway. Du point de vue de la conservation du caribou forestier, nous faisons donc une mise en garde sérieuse par rapport à la construction de la route L-209 et du chemin « I ». En fait, la poursuite des incursions liées à des infrastructures routières telles que celles de la route L-209 dans des portions jusque-là libres de chemins des trois aires de répartition du caribou risquerait de compromettre encore davantage la viabilité de ces populations.

3.5. Quelle est la contribution des aires protégées actuellement et du territoire au nord de la limite nordique de la forêt commerciale pour la conservation du caribou?

La conservation d'animaux à répartition étendue comme les caribous exige une planification stratégique progressive à l'échelle régionale. Malheureusement, la création d'aires protégées vouées à leur conservation ne se fait généralement qu'une fois que la majeure partie du territoire a été affectée à l'extraction des ressources, ce qui tend à donner des solutions fragmentaires qui ne servent pas toujours le but initial. Lesmerises (2011), par exemple, a montré que la probabilité d'occurrence du caribou n'est élevée que dans les forêts clés d'une superficie supérieure à 1 000 km² et non entourées par un réseau dense de chemins, de coupes et d'aménagements de chalets. Comme ces conditions seraient difficiles à atteindre dans la zone d'étude, pour donner aux populations les meilleures chances de se rétablir, nous recommandons fortement de mettre fin aux aménagements actuellement en cours dans les zones à l'étude aux fins de la protection, tant que leur situation officielle n'aura pas été établie. De plus, il convient de répéter ici que le principal facteur qui influence la persistance d'une population de caribous est la quantité d'habitat perturbé dans l'aire de répartition de la harde. En conséquence, la création de parcs ne contribuera guère à freiner le déclin des

populations si la quantité relative d'habitat essentiel continue de diminuer dans le paysage environnant.

Il va sans dire que toute aire protégée établie à l'intention du caribou forestier devrait bénéficier de la plus haute forme possible de protection du milieu sauvage (infrastructures minimales ou nulles, accès strictement contrôlé).

Au cours du processus de planification stratégique, de nombreux critères peuvent servir à évaluer le potentiel qu'a un secteur de soutenir la conservation du caribou forestier. Par exemple :

1. Y a-t-il des signes d'occupation actuelle ou historique du secteur par le caribou forestier?
 - Inventaire aérien
 - Données de télémétrie GPS
 - Savoir écologique traditionnel
 - Preuves anecdotiques
2. Le secteur présente-t-il une forte probabilité d'être utilisé par le caribou forestier?
 - Modélisation de la sélection de l'habitat
 - Potentiel de répondre à diverses exigences du cycle de vie (p. ex. qualité et disponibilité des ressources alimentaires, habitat refuge, lieux de mise bas, agrégation avec des conspécifiques)
3. Les conditions du paysage dans lequel le secteur est situé sont-elles propices à la viabilité de la population?
 - Quantité d'habitat essentiel à une échelle plus vaste : en deçà des seuils de tolérance?
 - Connectivité avec d'autres aires protégées ou populations locales?
 - Adjacence et configuration du réseau routier et des infrastructures?
 - Latitude (possibilité de soutenir l'occupation de l'aire de répartition vers le sud?)
4. Le secteur est-il assez vaste pour offrir une protection significative au caribou forestier?
 - Considérations sur la variation annuelle et saisonnière de la superficie du domaine vital
 - Espace nécessaire à la dispersion à de faibles densités (stratégie anti-prédateur)?
 - Protection adéquate contre les prédateurs humains et animaux?
 - Niveaux de perturbation assez bas?

Nous présentons ici des observations sur l'utilisation de certaines des aires protégées actuellement en place dans la région de la Baie James en fonction des données de localisation GPS de caribou et des analyses de fonctions de sélection de ressources menées sur les caribous munis de colliers GPS. Cette analyse dresse un portrait général de la situation qui mériterait un examen plus approfondi qui était impossible à mener dans le cadre du mandat actuel. Dans l'avenir, nous pourrions, à titre de comité scientifique, participer d'une façon plus soutenue au processus de planification d'aires protégées en fonction de l'utilisation et de l'habitat essentiel des hardes du caribou forestier.

L'information dont nous disposons indique qu'il y a actuellement quatre aires principales dont la protection intégrale a déjà été approuvée dans la région d'intérêt : 1) une agglomération de parcelles près de la rivière Nottaway (collines de Muskuchii, plaines de la Missisicabi, rivière Turgeon, rivière Harricana); 2) deux parcelles à l'ouest et au nord du lac Evans (Tourbières-boisées-du-Chiwakamu, lac Dana), 3) la rivière Assinica/Broadback; 4) le secteur Albanel-Témiscamie-Otish.

En ce qui concerne l'occupation par le caribou, tous ces secteurs (sauf la portion ouest de l'Harricana) sont situés à l'intérieur des contours à probabilité de 100 % de la métapopulation régionale (sur la base des données de télémétrie GPS provenant de plus de 50 individus depuis 2004). L'aire 1 est localisée à l'extrémité ouest du territoire occupé et présente donc possiblement, à long terme, une probabilité plus faible d'utilisation par le caribou, bien qu'elle soit associée à des probabilités de sélection relativement élevées (tableau 11). Les animaux porteurs de colliers de la harde Témiscamie ont tendance à utiliser la rive sud-est du lac Mistassini beaucoup plus que la rive nord-est. Une bonne part du secteur Albanel-Témiscamie-Otish est relativement peu fréquentée depuis 10 ans. On présume que c'est parce qu'elle traverse un brûlis en régénération (1996-2002) que les caribous ont appris à éviter. En fait, le secteur Albanel-Témiscamie-Otish projette la plus faible probabilité observée d'utilisation par le caribou. Cependant, toute la rive est du lac Mistassini revêt un intérêt pour la conservation du caribou, tant qu'elle demeurera occupée par des animaux de cette harde. Bien qu'elle soit quelque peu fragmentée par des infrastructures linéaires et la régénération de zones incendiées, la réserve de parc d'Assinica recouvre un secteur

constamment fréquenté par les caribous portant des colliers de la harde d'Assinica. On présume que cette situation est attribuable en partie à la fidélité des individus à l'aire de répartition, car il ne s'agit pas nécessairement d'un habitat de qualité supérieure. Néanmoins, le parc pourrait contribuer à atténuer la récession de l'aire de répartition vers le nord, pourvu qu'il ne soit pas trop propice à l'apparition d'autres proies et de leurs prédateurs (Courbin *et al.*, 2009). Cela dit, il faudra nécessairement en élargir le territoire au-delà des limites proposées afin d'englober les portions environnantes qui contiennent l'habitat de plus grande qualité au sud-est. Ce sont les secteurs voisins du lac Evans qui présentent le plus fort potentiel d'utilisation par le caribou; leur importance a été reconnue par les Cris (Dion *et al.*, 2010) et ils font partie de la zone de chevauchement entre les hardes d'Assinica et de Nottaway, d'où leur importance stratégique pour la connectivité entre les hardes si on les associe au parc d'Assinica et à d'autres propositions.

Tableau 11 : Aires protégées dans la région à l'étude et probabilité relative d'occurrence du caribou dans chacune d'entre elles. Les valeurs (moyenne et écart-type) sont dérivées des prédictions spatiales du modèle global de la fonction de sélection des ressources (FSR), compte tenu des conditions du paysage en 2011.

Id1	Id2	Nom	Situation	Description	Superficie (km²)	Moy_{FSR}	ET_{FSR}
70	3	Les Tourbières-Boisées-du-Chiwakamu	Décrétée	Réserve de biodiversité	156,3	0,905	0,134
92	29	Lac-Dana	Décrétée	Réserve de biodiversité	342,8	0,738	0,283
118	57	Collines de Muskuchii	Décrétée	Réserve de biodiversité	791,4	0,698	0,272
0	0	Nemaska	Proposée	Aire protégée	3 466,4	0,687	0,303
122	61	Plaine de la Missisicabi	Décrétée	Réserve de biodiversité	751,1	0,658	0,241
0	0	Mishagamish (Waswanipi)	Proposée	Aire protégée	4 535,5	0,602	0,300
678	1	Assinica (noyau dur)	Annoncée	Réserve nationale de parc	3 149,1	0,534	0,290
141	80	Albanel-Témiscamie-Otish	Décrétée	Réserve de biodiversité	11 874,1	0,459	0,269

Les effets cumulatifs de la récolte forestière sur l'habitat du caribou forestier dans le territoire de la Baie James apparaissent importants lorsque l'on considère que 70,2% du territoire présentant une forte probabilité d'occurrence du caribou (valeur FSR $\geq 0,99$) est localisé au nord de la limite d'attribution commerciale de bois (Figure 17). En fait, seulement 8,7% des habitats de la plus haute qualité (valeur FSR = 1) sont localisés au sud de la limite d'attribution. Conséquemment, il n'est pas surprenant de voir que la probabilité relative d'occurrence du caribou forestier est en moyenne plus élevée (moyenne = 0,65) et moins variable (écart-type = 0,27) dans la portion inexploitée du territoire au nord de la limite d'attribution commerciale de bois qu'elle ne l'est dans la portion au sud de cette limite qui est fortement aménagée (moyenne = 0,44 ; écart-type = 0,31). De plus, les forêts continues qui représentent des habitats de qualité élevée pour le caribou forestier occupent une superficie plus grande, représentent une plus grande proportion du territoire et sont moins fragmentées dans la portion nord de l'aire de répartition des trois hardes. Dans la perspective de conserver les populations du caribou forestier sur le territoire de la Baie James, nous ne recommandons pas l'extension vers le nord de la limite actuelle d'attribution commerciale de la forêt.

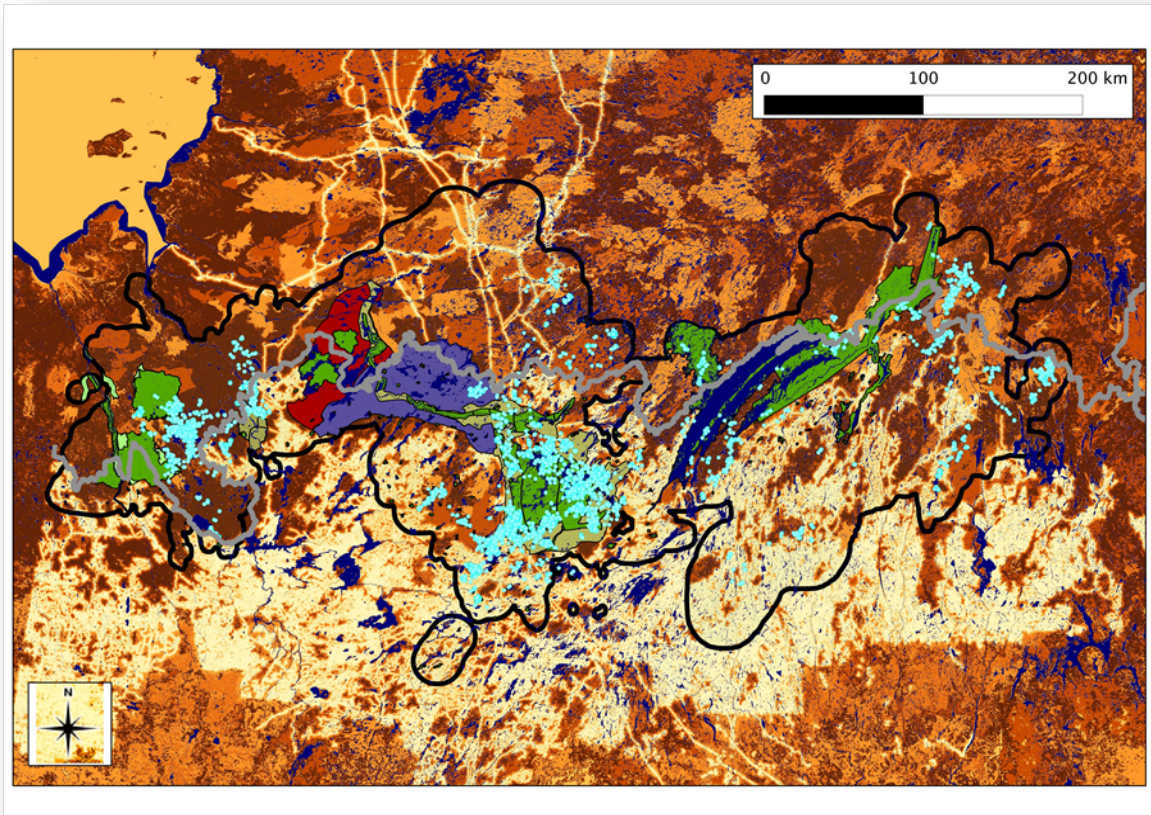


Figure 17 : Aire protégées existantes (polygones verts) à l'intérieur des contours unifiés à probabilité de 100 % de la métapopulation régionale de caribous (contour noir). Les aires protégées de Nemaska (rouge) et Waswanipi (violet) sont également représentées. Les tons de jaune et de marron représentent la probabilité relative d'occurrence du caribou, les tons les plus sombres étant associés aux probabilités les plus fortes. Les points bleus représentent les localisations GPS des caribous porteurs de collier enregistrées ces dernières années (2011-2012); le trait gris indique la limite nord de la forêt attribuée.

3.6. Quel rôle les propositions d'aires protégées de Waswanipi et Nemaska pourraient-elles jouer dans le rétablissement de la population?

Le savoir Cri sur la répartition et les habitudes du caribou est considéré comme une ressource précieuse pour le processus d'identification des zones d'importance pour le caribou forestier; il y aurait lieu de l'intégrer dans la mesure du possible au processus de planification des aires protégées (voir p. ex. Dion *et al.*, 2010). Les communautés des Premières nations sont fières de leurs activités de conservation de l'environnement et ont un solide attachement au territoire; elles ont donc la capacité de jouer un rôle crucial dans la protection et l'intendance de leurs territoires traditionnels.

Nous considérons que les aires protégées proposées de Waswanipi (aussi connue sous le nom de « forêt vierge de Mesikamis ») et de Nemaska constitueraient un bon complément à la réserve de parc d'Assinica et aux réserves de biodiversité de Chiwakamu et du Lac-Dana. L'importance de l'ensemble de ce secteur est évidente, compte tenu de l'appui convergent des désignations proposées en parallèle par Nature Québec (2007) et par la Société pour la nature et les parcs du Canada (SNAP). En plus de servir à protéger une portion significative de l'habitat de qualité supérieure restant au sud de la limite actuelle de la forêt attribuée, une telle mesure faciliterait les échanges entre les hardes de Nottaway et d'Assinica. La connectivité entre les populations locales est essentielle à l'atteinte d'un statut de conservation stable pour le caribou forestier (Environnement Canada, 2011). Cependant, cela ne sera possible que si l'accès au territoire fait l'objet d'un contrôle strict (afin de réduire au minimum la perturbation anthropique) et si les communautés sont disposées à renoncer à la récolte de caribous forestiers jusqu'à ce que les populations présentent des signes de rétablissement. Nous appuyons donc la désignation des aires de Waswanipi et de Nemaska, avec certaines réserves.

4. RECOMMANDATIONS

Sur la base des résultats obtenus, quelles sont les solutions et actions potentielles qui pourraient assurer le maintien des hardes dans Eeyou Istchee?

Nous avons modélisé le lien direct entre la perturbation cumulative du paysage et la viabilité des populations (estimée à partir des taux de recrutement) dans le Nord-du-Québec. Les éléments probants que nous avons réunis jusqu'ici indiquent que pour assurer une probabilité de succès raisonnable à ce stade, le meilleur mode d'action serait la restauration de l'habitat. C'est particulièrement le cas pour les hardes d'Assinica et de Témiscamie, mais nous formulons la même recommandation à l'égard de celle de Nottaway. Les niveaux de perturbation existants sont considérés comme supérieurs aux seuils de tolérance de chaque harde, et toute perturbation supplémentaire du paysage perpétuera vraisemblablement la spirale descendante de ces populations. Les options quant à l'ajout d'autres interventions à l'intérieur des aires de répartition délimitées sont donc restreintes. Nos recommandations, applicables immédiatement, sont les suivantes :

Recommandation 1 a) : Éviter (ou, à tout le moins, réduire au strict minimum) tout aménagement supplémentaire dans les secteurs où l'occupation par le caribou forestier est connue ou présumée.

Au minimum, cette recommandation devrait s'appliquer aux secteurs où l'occupation actuelle ou récente par le caribou est très probable, comme permet de l'établir la combinaison des connaissances sur la distribution récente des animaux porteurs de colliers, l'information tirée des relevés aériens historiques et récents, et la modélisation de la FSR.

Recommandation 1 b) : Cibler des réductions nettes de la quantité relative de perturbation dans l'aire de répartition des populations locales.

En principe, tout l'habitat non perturbé restant devrait être mis en réserve jusqu'à ce qu'un renouvellement adéquat de l'habitat ait eu lieu et que des quantités viables de nouvel habitat essentiel deviennent disponibles dans le paysage. Dans la pratique, les

perspectives d'aménagement dans l'habitat non perturbé restant devraient être envisagées avec soin, pour ce qui est de leurs répercussions éventuelles sur la probabilité de persistance des populations. Ce principe de précaution devrait être appliqué jusqu'à ce qu'il soit établi que les populations sont stables ou en croissance, qu'elles ont une taille adéquate et que le niveau de perturbation subi par leur aire de répartition se situe dans les limites acceptables. Comme le recommande Environnement Canada (2011, p. 103), cette approche peut se situer dans le cadre d'une gestion adaptative où la notion d'habitat essentiel est réévaluée et précisée au fil du temps, à mesure que de nouvelles connaissances seront acquises.

Peut-être involontairement, les modalités d'aménagement forestier enchâssées dans le traité de la Paix des Braves (coupe en damier dispersée à plusieurs passages) ont généré des conditions d'habitat favorables à l'orignal, au détriment évident du caribou forestier (en raison de la compétition apparente entre ces deux espèces). Il convient donc de reconnaître que pour que les efforts de conservation du caribou forestier soient fructueux, l'aménagement forestier doit désormais se faire différemment dans la région de la Baie James. Pour commencer, nous devons être prêts à accepter des réductions de la possibilité de coupe annuelle. Deuxièmement, les portions du paysage gérées d'une façon qui optimise l'habitat de l'orignal doivent être assez distantes de l'aire de répartition du caribou forestier et s'exprimer à une échelle assez vaste pour éviter d'attirer les orignaux et leurs prédateurs dans ces secteurs. Si un aménagement forestier est réalisé, il devrait avoir lieu dans des zones fréquentées moins intensivement par le caribou, être assujetti aux mesures d'atténuation élaborées par Rudolph (2011b) et respecter les principes de l'aménagement écosystémique (Drapeau, 2008). Il faudrait mettre l'accent sur la création de conditions propres à éviter le plus possible les rencontres prédateurs-proies (p. ex. éviter la création de lisières de forêt sans transition) ainsi qu'à préserver la connectivité fonctionnelle entre les hardes.

Enfin, il va sans dire qu'à l'intérieur des aires de répartition des trois hardes, la limite nordique d'exploitation commerciale des forêts devrait être maintenue à son niveau actuel compte tenu de la qualité plus élevée des habitats pour le caribou forestier au nord de l'actuelle limite d'attribution.

En ce qui concerne l'accès, les efforts visant à endiguer le déclin des populations ne pourront être efficaces si nous continuons de développer le réseau routier dans des portions jusqu'ici intouchées de l'aire de répartition du caribou. La prévention de nouvelles incursions et le contrôle strict de l'accès pourraient contribuer à atténuer l'évolution à long terme de la dynamique prédateurs-proies susceptible d'entraîner la disparition locale d'une population. Pour le moment, l'objectif devrait être une augmentation nette nulle de la superficie des chemins, en mettant l'accent sur la désactivation et la restauration des voies d'accès forestières inutilisées. Là où des chemins sont considérés nécessaires, ils devraient être étroits, temporaires, et il faudrait les supprimer et restaurer l'habitat après usage (voir dans Nellemann *et al.*, 2010 un exemple réussi de restauration de l'habitat du renne après l'enlèvement de chalets et de chemins). Lorsque la récolte est jugée nécessaire, elle devrait se concentrer sur les secteurs perturbés existants, dans le sud, où la probabilité d'occurrence du caribou est faible (p. ex. les forêts résiduelles ou de seconde venue, le bois directement adjacent aux chemins). Comme les petits blocs de forêt situés à moins de 500 mètres des zones de coupe récente ou des chemins sont déjà considérés comme une perte fonctionnelle pour le caribou forestier, les opérations de foresterie pourraient être concentrées dans ces secteurs de manière à occasionner une perte nette minimale d'habitat essentiel, au sens où l'entend Environnement Canada (2011). Comme l'ont proposé des biologistes spécialistes du caribou ailleurs au Québec (MRNF, 2011), nous recommandons aussi qu'aucun aménagement de chalets ne soit approuvé dans la région avant que les populations ne présentent des signes de rétablissement.

Recommandation 2 : Encourager l'arrêt provisoire immédiat de toute récolte de subsistance du caribou forestier dans la région de la Baie James.

St-Pierre *et al.* (2006) ont conclu que la récolte autochtone de caribou forestier dans l'Eeyou Istchee était vraisemblablement viable pourvu que le taux de mortalité naturelle soit bas. Cette conclusion reposait sur les estimations de la taille des populations en 2006 et les taux de recrutement relativement élevés observés au cours des inventaires aériens de 2002 et 2003. Si, rétrospectivement, cette conclusion semble raisonnable,

nous reconnaissons maintenant l'effet négatif que les perturbations cumulatives du paysage ont eu sur le recrutement des populations au cours de la dernière décennie. Parallèlement à cela, nous reconnaissons aussi que l'expansion du réseau routier tend à être corrélée à l'amélioration du succès de chasse. Bien que nous ne disposions pas pour le moment des instruments nécessaires pour quantifier l'effet de la chasse de subsistance sur la taille des populations, nous avons montré son incidence sur le taux de survie des adultes et la tendance générale des populations. De plus, compte tenu du fait que les chasseurs récoltent généralement plusieurs animaux à la fois, les estimations de la survie fondées sur le devenir d'individus pris au hasard (les caribous porteurs de collier) sont possiblement supérieures aux taux réels.

Quand le taux de mortalité des adultes est faible et que le recrutement des faons est minimal, le déclin des populations n'est que graduel, en fonction de la sénescence. Toutefois, lorsque le taux de mortalité des adultes est élevé ou même modéré en l'absence d'un recrutement significatif, les populations déclinent rapidement (EC, 2008). Nous maintenons que jusqu'à ce que le recrutement des faons s'améliore ou qu'un inventaire récent en donne la preuve, les populations de caribous du Nord-du-Québec ne peuvent soutenir de réduction du nombre d'adultes. La mise en œuvre de cette recommandation est donc considérée comme une priorité de première ligne.

Même s'il est clairement dans l'intérêt du peuple Cri d'assurer la viabilité des populations de caribous en tant que source alimentaire traditionnelle et élément vital de l'écosystème, nous reconnaissons aussi la difficulté de la situation actuelle, et nous offrons aujourd'hui notre appui dans l'espoir de promouvoir une solution fondée sur l'éducation et l'intendance. Comme source d'inspiration, nous citons les Algonquins de Kitcisakik, du Lac-Simon et de Longue-Pointe, qui, reconnaissant la situation périlleuse des populations d'esturgeons de lac dans les territoires traditionnels de leurs communautés, ont choisi de s'abstenir volontairement de récolter cette espèce en 2009. Une entente similaire a récemment été conclue à l'égard de la harde de caribous forestiers en péril de Val-d'Or (Jonathan Leclair, comm. pers., 2012). On peut également arriver à un tel consensus collectif chez les Cris, compte tenu de la situation actuelle précaire du caribou forestier dans l'Eeyou Istchee. Entretemps, afin de documenter notre évaluation de la situation actuelle des populations, il nous serait très utile de

disposer d'estimations récentes du nombre de caribous forestiers récoltés à des fins de subsistance dans la région depuis environ 2005.

Recommandation 3 : Inclure les parcs proposés de Waswanipi et Nemaska au réseau d'aires protégées du Québec et agrandir la réserve de parc d'Assinica.

Comme nous l'avons déjà mentionné, nous considérons que les aires protégées proposées de Waswanipi (aussi appelée la forêt vierge de Mesikamis) et de Nemaska constitueraient un bon complément au réseau actuel d'aires protégées du gouvernement du Québec dans la région de la Baie James. Cette initiative protégerait une portion importante de l'habitat de qualité supérieure du caribou forestier qui reste au sud de la limite actuelle de la forêt attribuée. De plus, elle faciliterait aussi les échanges entre les hardes de Nottaway et d'Assinica, maintenant ainsi la connectivité entre ces populations locales, qui est un élément clé pour la conservation du caribou forestier (Environnement Canada, 2011). De plus, dans l'état actuel des choses, la réserve de parc d'Assinica n'atteint pas l'objectif de protéger l'habitat de qualité supérieure qui reste dans le sud de l'aire de répartition de cette population en déclin rapide. Pour maximiser la probabilité de succès de la conservation du caribou forestier, il est donc recommandé d'agrandir la réserve de parc d'Assinica pour qu'elle englobe tout l'habitat de qualité supérieure localisé au sud-est immédiatement adjacent à ses limites actuelles.

Recommandation 4 : Développer des collaborations stratégiques dans le cadre de tentatives proactives de trouver des solutions de gestion bénéfiques pour le caribou forestier.

À défaut de renforcer la concertation intergouvernementale, il sera extrêmement difficile de trouver des solutions efficaces aux défis à relever dans l'avenir. Nous recommandons donc aux gestionnaires de la région 10 et de la région 02 du MRNF de coopérer activement à assurer le rétablissement effectif de la population de Témiscamie. La même recommandation s'applique, plus au sud, à la harde de La Sarre, qui n'a pas bénéficié jusqu'ici d'une attention adéquate, bien qu'elle mérite tout à fait de faire l'objet d'une évaluation de son propre habitat essentiel. Des efforts soutenus de collaboration entre le MRNF et le ministère des ressources naturelles de l'Ontario faciliteraient

l'évaluation de la situation actuelle de cette harde et de ses perspectives de rétablissement. De plus, afin de veiller à la prise en compte des résultats de la présente étude dans la planification et la création du réseau d'aires protégées de la région, la mise sur pied d'un groupe de travail formé de membres du groupe d'étude scientifique et de fonctionnaires du MDDEP serait à conseiller. En outre, d'autres agences ou groupes d'intérêt pourraient avoir le potentiel de contribuer positivement à ce processus.

Enfin, le rôle d'intendance de la nation Crie est crucial pour la gestion et la conservation du caribou forestier. Comme cet enjeu se joue sur leur territoire traditionnel, les Cris ont l'intérêt, le savoir et la capacité nécessaires pour participer activement à l'effort de rétablissement. Nous encourageons donc le développement continu d'une relation de collaboration entre le Grand Conseil des Cris, le MRNF et les autres parties prenantes qui ont intérêt à ce que la conservation du caribou forestier dans la région soit une réussite. À cette fin, nous, les scientifiques, sommes disposés à continuer à collaborer avec toutes les parties à veiller à la concrétisation de cet objectif.

Recommandation 5 : Réaliser un inventaire aérien systématique du territoire afin d'obtenir des estimations récentes de la taille des populations, de leur densité, de la structure de leurs classes d'âge et de la proportion des sexes chez les adultes.

Même si la nécessité immédiate de conserver et de restaurer l'habitat essentiel du caribou forestier de la Baie James ne fait pas de doute, nous aurions une bien meilleure idée des perspectives de rétablissement du caribou forestier après avoir obtenu une base de référence récente. Cela nous permettra d'évaluer comment les populations se portent depuis 2002-2003 et de projeter leur devenir éventuel au cours des années à venir selon diverses projections de gestion, en tenant compte de la stochasticité environnementale et de la variation démographique. Une mise à jour des estimations de la proportion des sexes chez les adultes pourrait aussi modifier notre évaluation actuelle en ce qui a trait aux taux de recrutement nécessaires pour inférer qu'une population est stable ($\lambda \geq 1$).

Recommandation 6 : Améliorer le programme de recherche et de suivi.

On s'attend à ce que le coût de la conservation des populations de caribous augmente à mesure que nous accroîtrons les pressions exercées par l'aménagement sur le paysage. Par exemple, bien que la baisse des taux de recrutement constitue actuellement une importante menace pour la viabilité des populations, nous avons peu ou pas de données sur l'abondance et la distribution des prédateurs (l'ours noir, le loup gris) et de leurs proies alternatives (l'orignal, le cerf de Virginie) dans la région. L'acquisition de ces données nécessitera des engagements financiers afin de réaliser des relevés et de déployer les technologies nécessaires pour suivre, étudier et, éventuellement, gérer ces autres espèces fauniques d'intérêt en plus de leurs proies principales (p. ex. l'orignal). En ce qui concerne la pratique controversée du contrôle des prédateurs, bien qu'elle puisse présenter un certain intérêt à brève échéance pendant la restauration de l'habitat, elle est également coûteuse, éthiquement discutable et d'une efficacité hautement variable, de sorte qu'il ne faut pas la considérer comme une solution en soi. L'acquisition de données sur la distribution et l'abondance des prédateurs et de leurs proies dans la région est considérée comme un des domaines de recherche qui nécessiteront le plus d'attention au cours des années à venir.

En même temps, il reste encore d'innombrables facettes pertinentes de l'écologie du caribou forestier à découvrir sur le territoire de la Baie James. Par exemple, reste-t-il suffisamment de ressources alimentaires de qualité pour répondre aux besoins du cycle de vie des individus à des périodes critiques de l'année? Quels attributs du paysage ou de l'habitat influencent la probabilité de survie des faons à une échelle plus fine (p. ex. le choix du site de mise bas)? Quelle est la relation entre le développement routier et la mortalité des adultes? En quoi peut-on s'attendre à ce que l'évolution du climat influe sur la probabilité de succès du rétablissement des populations? Ce ne sont là que quelques-uns des enjeux qui, à notre avis, méritent des études approfondies.

En ce qui a trait à la situation des populations de caribous forestiers du Nord-du-Québec, il y a un exercice essentiel que nous n'avons pas réalisé, soit l'estimation de la taille actuelle des populations compte tenu des données suivantes : a) les estimations de la taille et de la densité des populations en 2002-2003; b) les taux démographiques que

nous avons estimés au moyen de la télémétrie GPS et des relevés par inventaires aériens au cours de la dernière décennie (p. ex. les taux de mortalité, de recrutement des faons); c) les estimations annuelles de la récolte de subsistance depuis 1988. En intégrant une modélisation de l'incertitude aux estimations démographiques, nous pourrions dériver une mesure probabiliste de la taille actuelle des populations, laquelle pourrait être validée à l'issue du prochain inventaire aérien.

Pour ce qui est de l'avenir, nous n'avons pas encore établi dans quelle mesure le recrutement éventuel d'habitats essentiels pourrait aider aux efforts de rétablissement. Étant donné l'impact aléatoire des incendies forestiers, sur lequel nous n'avons pas de contrôle, à quel rythme les différentes aires de répartition du caribou pourront se rétablir considérant les niveaux de perturbation actuels selon divers scénarios d'aménagement forestier, par exemple : a) une protection totale assortie d'une restauration active (chances de rétablissement optimales); b) une gestion intensive reportée spatialement (p. ex. une activité concentrée le long des routes et dans les zones tamponnées de gestion de l'original au sud); c) le laissez-faire (aucun changement aux pratiques actuelles)? Un exercice intégrant la modélisation de l'approvisionnement en bois à l'analyse de la viabilité des populations permettrait d'évaluer l'incidence de divers scénarios de conservation sur la possibilité forestière et sur la viabilité des populations de caribous pour un horizon temporel donné (e.g. McKenney *et al.*, 1998; Weclaw et Hudson, 2004).

Notre façon de caractériser l'occupation des aires de répartition est un autre aspect intéressant. Aux fins du présent exercice, nous avons mesuré la perturbation du paysage dans des polygones statiques représentant les tendances de l'utilisation cumulative de l'espace par chaque harde sur sept ans; toutefois, en permettant à notre caractérisation de l'utilisation de l'espace de varier en fonction du temps, nous pourrions arriver à raffiner notre définition de la relation perturbation-recrutement et, de ce fait, à améliorer notre compréhension des effets possibles des divers scénarios de planification sur la probabilité de persistance des populations. Si nous pouvions mener une analyse de la viabilité des populations, cela pourrait permettre d'identifier des indicateurs de risque plus précis pour chaque aire de répartition, lesquels pourraient faciliter l'orientation des futurs efforts de gestion.

Compte tenu des variations spécifiques à chaque aire de répartition que nous avons observées dans les réponses démographiques à la perturbation cumulative, nous n'excluons pas la possibilité que les hardes répondent d'une façon synchrone à une échelle plus vaste que celle que nous avons explicitement mesurée (celle de la métapopulation). À ce chapitre, les connaissances réelles sur la dynamique de la métapopulation de la Baie James et la mesure dans laquelle les hardes de Nottaway, d'Assinica et de Témiscamie sont liées par l'immigration et l'émigration sont relativement pauvres. Il est cependant essentiel de maintenir et d'améliorer les liens fonctionnels entre ces hardes pour assurer leur survie à long terme. Compte tenu de l'incertitude future, il serait avantageux d'assurer la résilience de la métapopulation régionale pour accroître les probabilités de succès de son rétablissement. Une solution possible consiste à utiliser des techniques de modélisation pour établir l'ordre de priorité des efforts de conservation en vue d'optimiser la connectivité du paysage, ce qui améliorerait la résilience démographique aux perturbations naturelles et anthropiques. On utilise aussi de plus en plus des techniques génétiques pour faire des découvertes précieuses sur l'état des populations, la diversité génétique et la connectivité du paysage.

Recommandation 7 : Réévaluer le statut du caribou forestier au Québec.

Compte tenu des données et résultats du présent ouvrage et de celles qui ont été obtenues dans les recherches en cours ailleurs au Québec, il y a désormais tout lieu de croire que la majorité des populations de caribous forestiers subissent actuellement des niveaux de perturbation qui dépassent le seuil théoriquement requis pour assurer leur persistance sur le territoire québécois. Cette situation donne à penser que la désignation actuelle d'espèce vulnérable à l'échelle de la province est optimiste pour le caribou forestier et qu'il faudrait réviser son statut au Québec. Le fait que les populations boréales de caribou des bois soient désignées comme étant menacées au Canada depuis 2000 (ce qui sous-entend un niveau de risque accru) vient corroborer ce constat. En conséquence, nous recommandons au MRNF d'entreprendre un nouvel exercice dès que possible afin de réévaluer le statut du caribou forestier au Québec, en tenant compte de

l'abondance de nouveaux travaux scientifiques réalisés sur le sujet depuis 2005. Cette réévaluation aura vraisemblablement des répercussions importantes sur le programme fédéral de rétablissement du caribou forestier, qui considérait jusqu'ici que la Baie James abritait une seule population autosuffisante (EC, 2011a). Nos résultats démontrent clairement qu'il y a sur le territoire de la Baie James trois populations locales, qui sont toutes actuellement en déclin. Qui plus est, comme les hardes de Nottaway, d'Assinica et de Témiscamie font partie de la population boréale semi-continue du Canada (n = 12), elles doivent forcément faire l'objet d'une priorité de conservation plus élevée que les hardes considérées en déclin et isolées (n = 28, Environnement Canada, 2011).

BIBLIOGRAPHIE

- BANFIELD, A.W.F. (1961). « A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer* », *National Museum of Canada Bulletin, Biology Series*, n° 66.
- BEAUCHESNE, D. (2012). *Influence of disturbances on the movements of female woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) across multiple spatiotemporal scales*, thèse de doctorat, Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia, Montréal, 123 p.
- BERGERUD, A.T. (2000). « Caribou », dans S. Demarais et P.R. Krausmann (dir.), *Ecology and Management of Large Mammals in North America*, Upper Saddle River (N.J.), Prentice Hall, p. 658-693.
- BERGERUD, A.T., et S.N. LUTTICH (2003). « Predation risk and optimal foraging trade-off in the demography and spacing of the George River Herd, 1958-1993 », *Rangifer*, vol. 14, p. 169-191.
- BOYCE, M.S., P.R. VERNIER, S.E. NIELSEN et F.K.A. SCHMIEGELOW (2002). « Evaluating resource selection functions », *Ecological Modeling*, vol. 157, p. 281-300.
- COSEPAC (2002). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et R. COURTOIS (2009). « Landscape management for woodland caribou: The protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence », *Landscape Ecology*, vol. 24, p. 1375-1388.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2007). « Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou », *Ecoscience*, vol. 14, n° 4, p. 491-498.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT, L. BRETON et J. MALTAIS (2003). « Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in Québec », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 117, n° 3, p. 399-414.
- CUMMING, H.G. et D.B. BEANGE (1993). « Survival of woodland caribou in commercial forests in northern Ontario », *Forestry Chronicle*, vol. 69, n° 5, p. 579-588.
- DION, R., N. SAGANASH, K. BROUSSEAU, M. MARK-STEWART et J. SAGANASH (2010). « Woodland caribou (boreal population): A portrait of Cree knowledge in Eeyou Istchee », projet de rapport final préparé pour Environnement Canada pour l'élaboration de la Stratégie de rétablissement du caribou des bois, Administration régionale crie, 83 p.

- DRAPEAU, P. (2008). « Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière à mousses », dans *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 361-392.
- DUCHESNE, T., D. FORTIN et N. COURBIN (2010). « Mixed conditional logistic regression for habitat selection studies ». *Journal of Animal Ecology*, vol. 79, n° 3, p. 548-555.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS, J.-P. OUELLET et J. HUOT (2001). « Influence of satellite geometry and differential correction on GPS location accuracy », *Wildlife Society Bulletin*, 29 : 171-179.
- 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*, vol. 65, n° 3, p. 531-542.
- DYER, S.J., S.M. O'NEILL 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*, vol. 80, n° 5, p. 839-845.
- 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, 258 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *Scientific assessment to inform the identification of critical habitat for woodland caribou (Rangifer tarandus caribou), boreal population, in Canada: 2011 update*. Environment Canada, 309 pp.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2012). *Programme de rétablissement du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada*. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Environnement Canada, Ottawa. xii + 152 p.
- 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 selection? » *Biological Conservation*, vol. 143, no 11, p. 2840-2850.
- FESTA-BIANCHET, M., J.C. RAY, S. BOUTIN, S.D. CÔTÉ et A. GUNN. 2011. « Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada : An uncertain future », *Journal of Canadian Zoology*, vol. 89, p. 419-434.
- GAILLARD, J.-M., M. FESTA-BIANCHET, N.G. YOCCOZ, A. LOISON et C. TOÏGO (2000). « Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 31, p. 367-393.

- HASTING, A. (1993). « Complex interactions between dispersal and dynamics: Lessons from coupled logistic equations », *Ecology*, vol. 74, p. 1362-1372.
- HATTER, I.W. et W.A. BERGERUD (1991). « Moose recruitment, adult mortality and rate of change » *Alces*, vol. 27, p. 65-73.
- HILTY, J.A., W.Z. LIDICKER JR et A.M. MERENLENDER (2006). *Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*, Washington, Island Press.
- HOWLIN, S., W.P. ERICKSON et R.M. NIELSON (2004). « A validation technique for assessing predictive abilities of resource selection functions », dans Inc. Western EcoSystems Technology (dir.), *Proceedings of the First International Conference on Resource Selection, January 13-15, 2003*, Cheyenne (Wyoming), p. 40-51.
- JAMES, A.R.C. et A.K. STUART-SMITH (2000). « Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors », *Journal of Wildlife Management*, vol. 64, p. 154-159.
- KAPLAN, E.L. et P. MEIER (1958). « Nonparametric estimation from incomplete observations ». *Journal of the American Statistical Association*, vol. 53, n° 282, p. 457-481.
- KELSALL, J.P. (1984). *COSEWIC Status Report on the Woodland Caribou Rangifer tarandus caribou in Canada*, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET (2012). « Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity », *Journal of Zoology* (à paraître).
- 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 forest-dwelling caribou faced with intensive human activity », *Landscape Ecology*, vol. 26, p. 1433-1446.
- LESMERISES, R. (2011). *Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou)*, Rimouski, Université du Québec à Rimouski, 113 p.
- MCKENNEY, D., B. NIPPERS, G. RACEY et R. DAVIS (1998). « Trade-offs between wood supply and caribou habitat in northwestern Ontario », *Rangifer*, vol. 10, p. 149-156.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (MRNF) (2011). *Actes du colloque « Le caribou forestier : un enjeu de biodiversité et de développement durable », du 16 au 18 novembre 2010*. Québec, Gouvernement du Québec, MRNF, 132 p.

- NATURE QUÉBEC (2007). *Propositions d'aires protégées pour le caribou forestier*, réalisé dans le cadre du projet « Critères et propositions d'aires protégées pour le caribou forestier », 86 p.
- 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*, vol. 76, n° 8, p. 1425-1430.
- NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHOY, O.-G. STOEN, F. KALTENBORN, F. HANSEN et R. HELGESEN (2010). « Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges », *Restoration Ecology*, vol. 18, p. 873-881.
- NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHOY, O. STRAND et A. NEWTON (2003). « Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer », *Biological Conservation*, vol. 113, p. 307-317.
- NIELSEN, S.E., M.S. BOYCE, G.B. STENHOUSE et R.H.M. MUNRO (2002). « Modeling grizzly bear habitats in the Yellowhead ecosystem of Alberta: Taking autocorrelation seriously », *Ursus*, vol. 13, p. 45-56.
- PAN, W. (2001). « Akaike's Information Criterion in generalized estimating equations », *Biometrics*, vol. 57, n° 1, p. 120-125.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et R. COURTOIS (2012). « Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape », *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, p. 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*, vol. 144, p. 2637-2646.
- POLLOCK, K.H., S.R. WINTERSTEIN, C.M. BUNCK et P.D. CURTIS (1989). « Survival analysis in telemetry studies: The Staggered Entry design », *Journal of Wildlife Management*, vol. 53, n° 1, p. 7-15.
- ROED, K.H. (1992). « Genetic differentiation and evolution of reindeer and caribou », *Rangifer*, vol. 12, n° 3, p. 175-176.
- RUDOLPH, T.D. (2011a). *Spring Dispersal and Habitat Selection of Boreal Caribou in Northern Québec*, mémoire de maîtrise, Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, 184 p.
- RUDOLPH, T.D.R. (2011b). *A Scientific Evaluation of Measures Intended for the Conservation of Woodland Caribou in Northern Québec*, Québec, Conseil Cris-Québec sur la foresterie.

- RUDOLPH, T.D. et P. DRAPEAU (2012). « Using movement behaviour to define biological seasons for woodland caribou », *Rangifer*, vol. 20, p. 295-307.
- SCHAEFER, J.A. et C.C. WILSON (2002). « The fuzzy structure of populations », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 80, p. 2235-2241.
- SELA, R.J. et J.S. SIMONOFF (2012). « RE-EM trees: A data mining approach for longitudinal and clustered data », *Machine Learning*, vol. 86, p. 169-207.
- SERVICE CANADIEN DES FORÊTS (2010). *Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada – Données des agences sur les feux de forêt*, Edmonton, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Centre de foresterie du Nord.
- 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*, vol. 72, n° 4, p. 900-905.
- 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*, vol. 20, numéro spécial, p. 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*, vol. 136, n° 2, p. 42-47.
- ST-PIERRE, D., M. BÉLANGER, R. COURTOIS et P. DRAPEAU (2006). *Projet de recherche sur le caribou forestier: impacts des modalités d'intervention forestière de l'entente Québec-Cris sur le caribou forestier. Rapport d'étape*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, Direction de la recherche sur la faune, Université du Québec à Montréal.
- THOMAS, D.C. et D.R. GRAY (2002). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada – Mise à jour*, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- TRISHCHENKO, A.P., Y. LUO, K.V. KHLOPENKOV et W.M. PARK (2007). « Multi-spectral clear-sky composites of MODIS/Terra Land Channels (B1-B7) over Canada at 250m spatial resolution and 10-day intervals since March, 2000: Top of the Atmosphere (TOA) data », *Renforcer la résilience face aux changements climatiques*, Ressources naturelles Canada, Secteur des sciences de la terre, Centre canadien de télédétection (CCT).
- VORS, L.S. et M.S. Boyce (2009). « Global declines of caribou and reindeer », *Global Change Biology*, p. 1-8.

- 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*, vol. 71, n° 4, p. 1249-1256.
- WAPLES, R.S. et O. GAGGIOTTI (2006). « What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity », *Molecular Ecology*, vol. 15, p. 1419-1439.
- WECLAW, P. et R.J. HUDSON (2004). « Simulation of conservation and management of woodland caribou », *Ecological Modeling*, vol. 177, p. 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*, vol. 48, p. 1535-1542.
- WITTMER, H.U., B.N. MCLELLAN, R. SERROUYA et C. APPS (2007). « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, p. 1-12.

ANNEXE 1 : Schéma de reclassification indiquant les 43 catégories d'habitat initiales de l'imagerie satellitaire MODIS classifiée de 2005 du Centre canadien de télédétection et les 20 nouveaux groupes de catégories fondés sur les préférences comportementales du caribou (déterminées par l'examen des ratios de sélection de Manly).

DESCRIPTION 1	CATÉGORIE 1	DESCRIPTION 2	CATÉGORIE 2
Végétation épars : brûlis récents	34	Brûlis 0-5 ans	1
Forêt mixte conifères-feuillus : mature – jeune, couvert fermé	4	Brûlis 6-20 ans	2
Couvert décidu mixte fermé	5	Brûlis 6-20 ans	2
Végétation épars : brûlis anciens	35	Brûlis 6-20 ans	2
s.o.	40	Brûlis 20-50 ans	3
Couvert conifère tempéré fermé	1	Peuplement résineux dense	4
Couvert conifère tempéré ouvert avec mousse-arbustes, à densité moyenne des cimes	6	Peuplement résineux ouvert	5
Couvert conifère tempéré ouvert avec lichens-arbustes, à densité moyenne des cimes	7	Dénudé sec	6
Couvert conifère tempéré ouvert avec mousse-arbustes, à faible densité des cimes	8	Dénudé sec	6
Couvert conifère tempéré ouvert, peu drainé, à faible densité des cimes	10	Tourbière boisée	7
s.o.	41	Coupe 0-5 ans	8
s.o.	42	Coupe 6-20 ans	9
s.o.	43	Coupe 20-50 ans	10
Forêt froide de décidus latifoliés	2	Peuplement feuillu	11
Décidus latifoliés : densité faible à moyenne	11	Peuplement feuillu	11
Décidus latifoliés : jeune régénération	12	Peuplement feuillu	11
Décidus mixtes : densité faible à moyenne	14	Peuplement feuillu	11
Couvert conifère tempéré ouvert avec lichens-roches, à faible densité des cimes	9	Végétation basse	12
Décidus hauts, dominance d'arbustes bas	16	Végétation basse	12
Herbacées : prairie	17	Végétation basse	12
Herbacées : couvert herbacé-arbustif-dénudé	18	Végétation basse	12

DESCRIPTION 1	CATÉGORIE 1	DESCRIPTION 2	CATÉGORIE 2
Herbacées : couvert - arbustif-herbacé avec mousse	20	Végétation basse	12
Prairie polaire : herbes-arbustes	21	Végétation basse	12
Prairie polaire : arbustes-herbacées-lichen-sol dénudé	22	Végétation basse	12
Prairie polaire : herbes-arbustes peu drainés	23	Végétation basse	12
Prairie polaire : lichen-arbustes-herbacées-sol dénudé	24	Végétation basse	12
Prairie polaire : couvert de végétation basse	25	Végétation basse	12
Lichen : toundra	30	Végétation basse	12
Lichen : terres humides avec carex-mousse-arbustes bas	31	Végétation basse	12
Végétation éparse : affleurement rocheux	33	Végétation basse	12
Herbacées : terres agricoles-boisés	26	Terres agricoles herbacées	13
Herbacées : terres agricoles	27	Terres agricoles herbacées	13
Herbacées : terres agricoles	28	Terres agricoles herbacées	13
Herbacées : terres agricoles	29	Terres agricoles herbacées	13
Forêt mixte -décidue : mature-ancienne, couvert fermé	3	Peuplement mixte dense	14
Forêt mixte: densité faible à moyenne	13	Peuplement mixte ouvert	15
Décidus mixtes : couvert mixte de faible génération à jeune	15	Peuplement mixte ouvert	15
Non végétalisé : mélange d'eau et de terres	38	Milieu riverain	16
Non végétalisé : neige et glace	39	Neige et glace	17
Non végétalisé : milieu urbain et construit	36	Milieu urbain	18
Non végétalisé : plans d'eau	37	Eau	19
Herbacées : terres humides	19	Milieu humide	20
Lichen : tourbière à épinettes	32	Milieu humide	20