



## **6.4 Analyse de la niche écologique – Prédire l'occurrence potentielle du caribou boréal menacé afin de soutenir le rétablissement de l'espèce au Canada.**

### **Introduction**

L'examen scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal a été réalisé selon quatre méthodes d'analyse complémentaires afin de tenir compte de l'interaction hiérarchique et entre les échelles des espèces et de leurs habitats; nous avons réalisé ici une analyse de la niche écologique. Nous avons modélisé l'étendue géographique des niches écologiques (fondamentales et réalisées, p. ex., abiotique et biotique) de la population boréale du caribou des bois dans sa zone d'occurrence actuelle au Canada. Bien qu'ils ne soient pas directement intégrés à l'analyse initiale, les résultats présentés dans ce document visent à confirmer la répartition actuelle à l'échelle nationale et à aider la gestion des populations locales à l'étape de la planification des mesures. Par exemple, les modèles de niches raffinés et validés pourraient fournir des informations à la direction sur les aires prioritaires pour la restauration de l'habitat lorsque la zone locale actuelle n'est pas assez étendue, et guider les programmes de surveillance dans toute la zone d'occurrence, pour le cadre de gestion adaptée. Les objectifs relatifs aux populations et à leur répartition de la stratégie nationale de rétablissement (Environnement Canada, 2007) sont de maintenir les populations locales actuelles de caribous boréaux qui sont autonomes et de stimuler la croissance des populations qui ne le sont pas dans la zone d'occurrence actuelle. La délimitation et la gestion de ces populations locales sont essentielles au rétablissement du caribou boréal (Environnement Canada, 2007).

La répartition géographique d'une espèce fait partie de son écologie et de son évolution, qui sont déterminées par divers facteurs agissant à différentes échelles spatiales, dont le climat (Case et Taper, 2000; Soberon, 2007). Nous supposons qu'une espèce sera présente à un point donné lorsque trois conditions sont remplies : a) des conditions abiotiques (comme le climat) favorables, b) des conditions biotiques (autres espèces) qui permettent à l'espèce de maintenir ses populations, et c) une région qui permet la dispersion des populations adjacentes (Soberon et Peterson, 2005; Soberon, 2007). Ces trois conditions décrivent la niche d'une espèce, l'une des théories fondamentales en écologie sur la façon dont les organismes utilisent leurs habitats. La théorie des niches suggère que l'adaptabilité ou la pertinence de l'habitat ne sont pas liées de façon monotone aux conditions ou aux ressources, mais diminuent d'un côté ou de l'autre d'une condition optimale (Hirzel *et coll.*, 2002). L'expression géographique de la niche fondamentale est une zone géographique qui possède la série de facteurs abiotiques appropriés et qui est dépourvue de compétition des facteurs biotiques pour une espèce pouvant survivre en théorie (Hutchinson, 1957). Au contraire, une zone où les conditions abiotiques sont favorables, malgré les interactions biotiques comme la compétition et la prédation, peut être considérée comme la représentation géographique d'une niche réalisée (Hutchinson, 1957). Une région qui possède la série de facteurs biotiques et abiotiques appropriés et qui est accessible à l'espèce (par la dispersion) constitue la



répartition géographique potentielle de l'espèce (MacArthur, 1967; Soberon, 2007). La disponibilité récente de données sur l'occurrence de l'espèce couvrant de grandes régions, par exemple, des levés sur la reproduction des oiseaux ou sur la faune à grande échelle, combinée à la disponibilité de données environnementales sur le climat et biotiques à grande échelle, a entraîné une augmentation des méthodes de modélisation de la répartition des espèces (Soberon, 2007). Les modèles de répartition des espèces sont un type de modèle empirique qui relie les observations spatiales d'un organisme aux variables explicatives environnementales, au moyen de diverses techniques statistiques, allant de la régression logistique à des méthodes de calcul plus complexes (Guisan et Zimmerman, 2000). Guisan et Thuiller (2005) ont proposé de choisir les variables environnementales des modèles de répartition des espèces pour connaître les trois principaux types d'influences sur la répartition de l'espèce : i) facteurs limitants ou régulateurs, définis comme étant les facteurs qui contrôlent l'écophysiologie d'une espèce (p. ex., la température, l'eau, le sol), ii) les perturbations (naturelles ou humaines) et iii) la disponibilité des ressources, définie comme étant tous les composés pouvant être assimilés par des organismes (p. ex., l'énergie et l'eau). Les tendances spatiales des liens entre les espèces et leur environnement varient selon l'échelle, souvent de façon hiérarchique (Johnson, 1980; Pearson *et coll.*, 2004). Les modèles de niches écologiques ont un concept semblable aux modèles de répartition des autres espèces couramment employés en écologie (fonctions de sélection des ressources (Boyce et McDonald, 1999), enveloppes bioclimatiques (Hijmans et Graham, 2006) etc.), mais les modèles de niches sont explicitement liés à la théorie sur les niches et traitent habituellement de la répartition dans les grandes échelles régionales (Anderson *et coll.*, 2002). Les modèles de niches écologiques reproduisent les besoins écologiques des espèces (conditions ou ressources) et prédisent la répartition géographique de ces besoins.

Les modèles de niches écologiques (MNE) ont été utilisés pour étudier des aspects de l'évolution (Peterson, 2001), de l'écologie (Anderson *et coll.*, 2002) et de la conservation (Peterson et Robins, 2003). Leurs modèles de prédiction de la répartition géographique des espèces sont importants pour diverses applications de conservation, comme la création de réserves de conservation (Wilson *et coll.*, 2005), et pour prédire la dissémination d'espèces envahissantes (Peterson, 2003) et les effets des changements climatiques sur la réaction des espèces aux climats futurs et passés (Pearson et Dawson, 2003; Hijmans et Graham; 2006; Peterson *et coll.* 2004). Les MNE ont été utilisés pour évaluer les tendances de la répartition des espèces menacées dans de nombreux pays, dont les États-Unis (Godown et Peterson, 2000), la Chine (Chen et Peterson, 2000) et l'est du Mexique (Peterson *et coll.*, 2002). Les MNE ont également été utilisés pour incorporer de multiples espèces et des interactions trophiques, par exemple, les conséquences pour les chouettes tachetées menacées (*Strix occidentalis*) par les chouettes rayées envahissantes (*S. varia*) et les perturbations d'origine humaine dans les états de Washington et de l'Oregon (Peterson et Robins, 2003). Guisan *et coll.* (2006) ont suggéré que les modèles basés sur les niches pouvaient améliorer l'échantillonnage d'espèces rares. Raxworthy *et coll.* (2003) ont utilisé les MNE pour cibler des études sur le terrain sur les reptiles peu étudiés et ont localisé des espèces de caméléons jamais découvertes au Madagascar.



Dans l'examen scientifique du caribou boréal, notre objectif était de soutenir la désignation de l'habitat essentiel en utilisant l'analyse de la niche écologique pour comprendre la tendance de l'occupation de la zone d'occurrence actuelle. Premièrement, nous avons examiné la répartition potentielle (niche fondamentale) en tant que fonction du climat et la topographie durant deux périodes de 30 ans : 1930 à 1960 et 1971 à 2000. L'aire de répartition du caribou boréal s'est rétrécie à la limite sud de cette aire; nous avons donc émis l'hypothèse voulant que la répartition potentielle du caribou des bois se soit déplacée vers le nord entre ces deux périodes. Cette analyse peut aider à déterminer la façon dont les changements climatiques limitent le caribou dans l'utilisation de son habitat. Deuxièmement, nous avons prédit la tendance de l'occupation (niche réalisée) dans la zone d'occurrence actuelle par les variables explicatives biotiques, provenant de l'imagerie satellite et d'autres sources explicites spatialement (p. ex., Petrorrelli *et coll.*, 2005). On suppose que le déclin du caribou des bois est causé par les effets indirects des perturbations d'origine anthropique dans son aire de répartition (McLoughlin *et coll.*, 2003; Laliberte et Ripple, 2004; Vors *et coll.*, 2007; Wittmer, 2007). D'un point de vue proximal, on croit que les perturbations d'origine humaine augmentent les densités des principales proies et donc, celles des prédateurs comme les loups et les ours noirs, ce qui entraîne le déclin des populations de caribous en raison de la compétition (Seip, 1992; James et Stuart Smith, 2000). Par conséquent, nous avons émis l'hypothèse selon laquelle la niche réalisée serait limitée par ces interactions biotiques répertoriées par des mesures spatiales des perturbations d'origine humaine dans la forêt boréale. Enfin, nous avons discuté des contributions potentielles de la modélisation des niches écologiques pour les divers aspects du processus d'adaptation continue de désignation de l'habitat essentiel tel qu'il est mentionné dans le plan fédéral de rétablissement des espèces, sous les auspices de la *Loi sur les espèces en péril*.

## Méthodes

Le caribou boréal est un écotype de caribou des bois sédentaire qui vit dans la forêt et dont la zone d'occurrence est d'environ 2,4 millions de km<sup>2</sup>, répartie dans huit provinces et territoires, et qui se trouve principalement dans cinq écozones (Environnement Canada, 2007 : figure 1, tableau 1). Souvent, l'habitat de la population boréale du caribou des bois est caractérisé par des complexes de tourbières et des peuplements matures et âgés de pins, d'épinettes noires et de mélèzes laricins (p. ex., Brown, 2005). Les complexes de tourbières boisées ayant abondamment de lichens corticoles et les hautes terres dominées par des conifères matures ayant des lichens terricoles denses sont typiques de l'habitat du caribou boréal. On croit qu'ils fournissent des aliments riches en nutriments et qu'ils sont des refuges contre les densités élevées de prédateurs associées à l'habitat typique des chevreuils et des orignaux (p. ex., feuillus et mixtes, Thomas *et coll.*, 1996; McLoughlin, 2003; 2005).

## Données sur l'occurrence

Des données de localisation géoréférencées basées sur l'observation du caribou boréal ont été obtenues de diverses sources et selon diverses méthodes d'acquisition dont : les colliers GPS (Global Positioning System), les colliers ARGOS, les colliers VHF, les levés aériens, les





levés au sol, les observations durant les années 1940 à 2007. La base de données contenait plus de un million de dossiers d'observations du caribou. Deux ensembles de données différents ont été utilisés pour la modélisation des niches, afin d'apprendre et de valider les modèles, respectivement. Pour le premier, les données provenant des colliers (GPS, ARGOS, VHF) ont été utilisées, alors que les données provenant d'autres sources que les colliers (levés) ont été retenues pour la validation indépendante des résultats (Fielding et Bell, 1997; Boyce *et coll.*, 2002).

Afin de diminuer l'autocorrélation spatiale et temporelle et de réduire au minimum les biais causés par le type de collier, les données d'apprentissage étaient limitées à un lieu par animal, par jour, par sélection au hasard, où de multiples acquisitions quotidiennes étaient obtenues (White et Garrott, 1990). Parce que les données sur l'occurrence comportaient souvent des erreurs de localisation, les entrées ayant une incertitude de plus de 1 km étaient exclues de l'étude, peu importe la méthode d'acquisition. L'ensemble des données d'apprentissage des analyses actuelles comprenaient plus de 217 000 points d'animaux munis de colliers, mais la répartition des lieux n'était pas uniforme dans l'aire géographique du caribou boréal (tableau 1, figure 1). Nous avons donc stratifié l'échantillonnage afin d'obtenir des ensembles de données représentatifs de la variabilité des habitats de l'espèce dans différentes écozones de la zone d'occurrence (Callaghan, 2008). Pour la modélisation, nous avons produit dix sous-ensembles comportant 10 000 points choisis au hasard dans 200 000 emplacements au même ratio que la proportion de l'aire du caribou boréal représentée par cette écozone (Boyce *et coll.*, 2002, Araujo et New, 2006). Les modèles de niches sont sensibles à la taille des échantillons et aux biais dans la répartition géographique des données (Peterson et Cohoon, 1999; Stockwell et Peterson, 2002). Les modèles d'échantillonnage statistique présentés ci-dessous ont été proposés pour limiter ces biais et accroître le rendement du modèle (Araujo et Guisan, 2006). Même s'ils ont équilibré la couverture des écozones, la répartition géographique des données sur l'occurrence comportait encore des écarts considérables dans (figure 1).

**Annexe 6.4 – Tableau 1.** Pourcentage de la zone d'occurrence du caribou boréal dans chaque écozone et répartition des localisations de colliers utilisés pour les sous-ensembles de données d'apprentissage.

Écozone	Pourcentage de la zone d'occurrence	Pourcentage des poses	Nombre de poses
Plaine boréale	13,5	21,4	46561
Bouclier boréal	41,1	43,5	94893
Plaines hudsoniennes	7,7	1,7	3809
Cordillère montagnarde	0,4	0,6	1207
Bas-Arctique	2,2	0,1	134
Taïga de la cordillère	0,1	0,0	29
Plaine de la taïga	19,6	26,7	58115
Bouclier de la taïga	15,3	6,1	13227



## Covariables environnementales

Pour prédire l'étendue géographique de la niche écologique du caribou boréal, nous avons utilisé les variables abiotiques et biotiques, y compris les surfaces du climat, la topographie et les variables biotiques provenant des satellites et des données vectorielles existantes. Des covariables du climat ont été créées au moyen d'une technique d'interpolation par splines de type plaque mince (Hutchinson, 1995). Des paramètres climatiques ayant une importance biologique (35 bioclimatiques) ont été établis à partir de données sur la température et les précipitations mensuelles dont la moyenne a été calculée sur deux périodes de 30 ans : 1930 à 1960 et 1971 à 2000. Les données ont été fournies par le Service canadien des forêts à des résolutions de 30 secondes d'arc (~ 1 km) et 300 secondes d'arc (~ 10 km) (voir McKenney *et coll.*, 2006). Des variables potentielles ont été choisies à partir d'hypothèses émises dans des analyses documentaires du caribou et d'autres ongulés du nord (tableau 2). Il a été démontré que les variables climatiques ont une incidence sur la dynamique des populations chez de nombreux ongulés nordiques de grande taille par des mécanismes directs et indirects à diverses échelles (Weladji *et coll.*, 2002). Les effets indirects comprennent par exemple, des précipitations à la fin de l'hiver, des températures et des précipitations printanières touchant

**Annexe 6.4 – Tableau 2.** Variables climatiques incluses dans les modèles de niches écologiques abiotiques combinées à l'élévation (de McKenney *et coll.*, 2006).

Variable	Hypothèse
Précipitations durant les périodes les plus sèches	Grande disponibilité de nourriture durant l'été et l'automne – meilleures conditions de procréation
Total des précipitations durant trois mois précédant le début de la période de croissance	Feuillaison printanière précoce – meilleure survie des daims
Degré-jour de croissance (DJC) au dessus de la température de base pendant une à six semaines avant la période de croissance	Feuillaison printanière précoce – meilleure survie des daims
Précipitations durant le trimestre le plus froid	Nourriture limitée en raison de la croûte ou de l'épaisseur de la neige
Degré-jour de croissance (DJC) au dessus de la température de base trois mois avant la période de croissance	Des fins d'hivers enneigés améliorent la qualité de la nourriture de l'été.
Température moyenne annuelle	Limite de l'aire de répartition basée sur la physiologie
Température maximale de la période la plus chaude	Limite de l'aire de répartition basée sur la physiologie
Plage annuelle de température	Limite de l'aire de répartition basée sur la physiologie



la qualité et la quantité de la nourriture en été, et les conditions de l'aire de l'été influent sur la taille et la reproduction des animaux (Finstad *et coll.*, 2000). Toutefois, la sévérité du climat en hiver a également des répercussions directes sur la dynamique des populations. Des chutes de neige abondantes peuvent entraîner une hausse de la mortalité des daims en hiver (Fancy et Whitten, 1991), une diminution de la masse corporelle des daims (Cederlund *et coll.*, 1991) et des animaux âgés de un an (Adams et Dale, 1998). Pour diminuer les variables explicatives colinéaires, nous avons échantillonné au hasard 10 000 cellules de grilles dans tout le pays et nous avons calculé les coefficients de corrélation de Pearson pour 35 paramètres bioclimatiques et élévations. Nous avons exclu les variables ayant un coefficient de corrélation de  $> 0,7$  (Parra *et coll.*, 2004).

Les modèles altimétriques numériques (MAN) provenaient des données de Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) et obtenues sur le site Web WorldClim ([www.worldclim.org](http://www.worldclim.org)) à une résolution des cellules de grilles de 1 km et de 10 km.

Pour modéliser les niches réalisées, nous avons tenté de trouver les caractéristiques liées à la compétition (p. ex., la disponibilité des ressources et la prédation) qui peuvent restreindre les niches occupées ou l'espace environnemental. Pour expliquer les ressources de nourriture, nous avons inclus : la fraction annuelle cumulative tirée de MODIS du rayonnement photosynthétiquement utilisable (fRPU) (Coops *et coll.*, 2007; Huete *et coll.*, Zhao *et coll.*, 2005), la fRPU minimale annuelle (Coops *et coll.*, 2007), la présence de couvertures terrestres (Latifovich, non publié) et de tourbières (Tarnocai, 2005). Les données de la fRPU provenaient d'un modèle matériel qui décrit la propagation de la lumière dans les couvertures végétales (Tian, 2000) et de bandes spectrales du MODIS. La fRPU annuelle cumulative indique la productivité annuelle du site alors que la fRPU annuelle minimale représente la couverture vivace minimale du site (Yang *et coll.*, 2006; Coops *et coll.*, 2007). Peu d'études incorporent l'information pour comptabiliser les prédateurs ou les compétiteurs directement dans la modélisation des niches et pour modéliser les niches écologiques du prédateur ou du compétiteur, et l'ont incluse parmi les covariables (Peterson et Robbins, 2003; Heikkinen, *et coll.*, 2008). Il existe peu de données sur la densité des principaux prédateurs du caribou dans la forêt boréale, mais la prédation par les loups et les ours noirs constitue le facteur limitant le plus souvent évoqué des populations de caribous (Bergerud et Elliot, 1989; Johnson *et coll.*, 2004). Toutefois, on croit que le principal facteur déterminant qui modifie la répartition des prédateurs à la limite sud de l'aire du caribou est la perturbation anthropique. La foresterie commerciale moderne crée de nouveaux peuplements forestiers aux premiers stades de succession écologique qui bénéficient aux espèces prédatrices primaires comme les orignaux (*Alces alces*) et les chevreuils (*Odocoileus spp*), suivis des loups (Fuller, 1981), ce qui cause une augmentation des taux de prédation des proies secondaires comme le caribou (Wittmer, 2007). Les activités humaines comprennent également des projets linéaires comme des routes, des lignes d'exploration sismiques, des pipelines et des corridors d'utilités publiques, qui tous accroissent les taux de prédation et l'efficacité des loups à capturer les caribous (James et Stuart-Smith, 2000; McKenzie, 2006). Par conséquent, nous avons évalué le risque de prédation avec : la densité des routes (calculées en tant que distance totale des routes dans un pixel de 1 km du Réseau routier actualisé (GéoBase), du réseau routier de



Statistique Canada (Statistique Canada) et de la base de données sur les routes de DMTI SpatialTMGFWC, 2007), les perturbations (de l'empreinte anthropique de GFWC (GFWC, 2007), la taille moyenne des parcelles forestières, le nombre de parcelles forestières, la déviation normale des superficies des parcelles forestières (provenant de L'observation de la Terre pour le développement durable des forêts (OTDF) calculée au moyen d'une grille oblique de 1 km (Wulder *et coll.*, 2008).

### **Modélisation des niches écologiques**

Les niches écologiques du caribou boréal ont été modélisées au moyen de l'entropie maximale (MaxEnt; Phillips *et coll.*, 2004; *et coll.*, 2006). MaxEnt évalue la répartition (entropie maximale) la plus uniforme des points d'occurrence dans la zone étudiée, en tenant compte du fait que la valeur attendue de chaque variable environnementale dans cette répartition correspond à sa moyenne empirique (Phillips *et coll.*, 2004; 2006). Le résultat brut est une valeur de probabilité (0-1) attribuée à chaque cellule de la carte de la zone étudiée, qui est ensuite convertie en un pourcentage des cellules ayant la valeur de probabilité la plus élevée. Cela s'appelle le résultat « cumulatif ». D'après des études comparatives effectuées au moyen de MaxEnt sur la modélisation de la répartition des espèces, qui utilisaient une performance de validation indépendante, il est plus exact que d'autres modèles (Elith *et coll.*, 2006, Hernandez *et coll.*, 2006) et ne nécessite ou n'incorpore pas les absences connues dans le cadre théorique (Phillips *et coll.* 2004). Dans MaxEnt, il n'est pas nécessaire de définir d'abord le seuil d'occupation. En fait, le résultat de la probabilité continue spatialement explicite peut être l'un des avantages les plus pertinents de MaxEnt pour la désignation de l'habitat essentiel, car il permet une distinction nette du caractère approprié de l'habitat dans différentes zones (Kirk, 2007). Nous avons examiné le résultat cumulatif continu afin de déterminer la possibilité de distinguer une continuité du caractère approprié de l'habitat dans différentes zones.

Pour une évaluation intrinsèque du modèle, la zone sous la courbe (AUC) de la fonction d'efficacité du récepteur (receiver operating characteristic curve ou ROC), fournit une seule mesure de rendement du modèle, indépendante de tout choix particulier de seuil (Fielding et Bell, 1997). La courbe ROC s'obtient en traçant la sensibilité (fraction de tous les cas positifs qui sont classifiés dans les taux positifs ou vrais positifs) sur l'axe-y et la spécificité-1 (fraction de tous les cas négatifs qui sont classifiés négatifs) de tous les seuils possibles. Étant donné que MaxEnt ne nécessite ou n'utilise pas de données sur l'absence (négatives), le programme considère le problème de la distinction de la présence au hasard plutôt que par l'absence. Dans notre analyse ROC, nous avons utilisé toutes les stations du test comme exemples de présence et un échantillon de 10 000 pixels pris au hasard du fond comme exemples aléatoires (Phillips *et coll.*, 2006). Une prédiction aléatoire correspond à une AUC de 0,5. Le meilleur modèle correspond à une AUC de 1,0.



## Scénarios de modèles

Nous avons produit des modèles de niches écologiques du caribou boréal à partir de trois ensembles de données environnementales indépendantes afin de répondre aux objectifs suivants :

- 1) Répartition potentielle basée sur les moyennes du climat de 1971 à 2000 et sur l'élévation (niche fondamentale actuelle).
- 2) Répartition potentielle basée sur les moyennes du climat de 1930 à 1960 et sur l'élévation (niche fondamentale historique).
- 3) Répartition réalisée basée sur des variables biotiques tirées d'une imagerie satellite récente (niche réalisée actuelle).

Lorsque les contractions observées des aires des caribous étaient causées, du moins en partie, par les changements climatiques, nous nous attendions à ce que la niche fondamentale actuelle diffère le plus de la niche fondamentale historique à l'extrême sud ou dans les régions où les caribous étaient présents historiquement. De plus, lorsque les interactions biotiques exacerbées par des perturbations anthropiques expliquaient les contractions des aires, nous nous attendions à ce que la niche réalisée actuelle soit plus petite que la niche fondamentale actuelle.

Tous les scénarios utilisaient l'ensemble de données provenant d'animaux munis d'un collier émetteur pour l'apprentissage des modèles. Dix sous-ensembles choisis au hasard fonctionnaient individuellement avec MaxEnt (v3.1) et les valeurs de pixels cumulatives de la répartition étaient réduites à une moyenne sur les dix sous-ensembles pour produire la carte finale.

## Résultats

### *Climat et topographie*

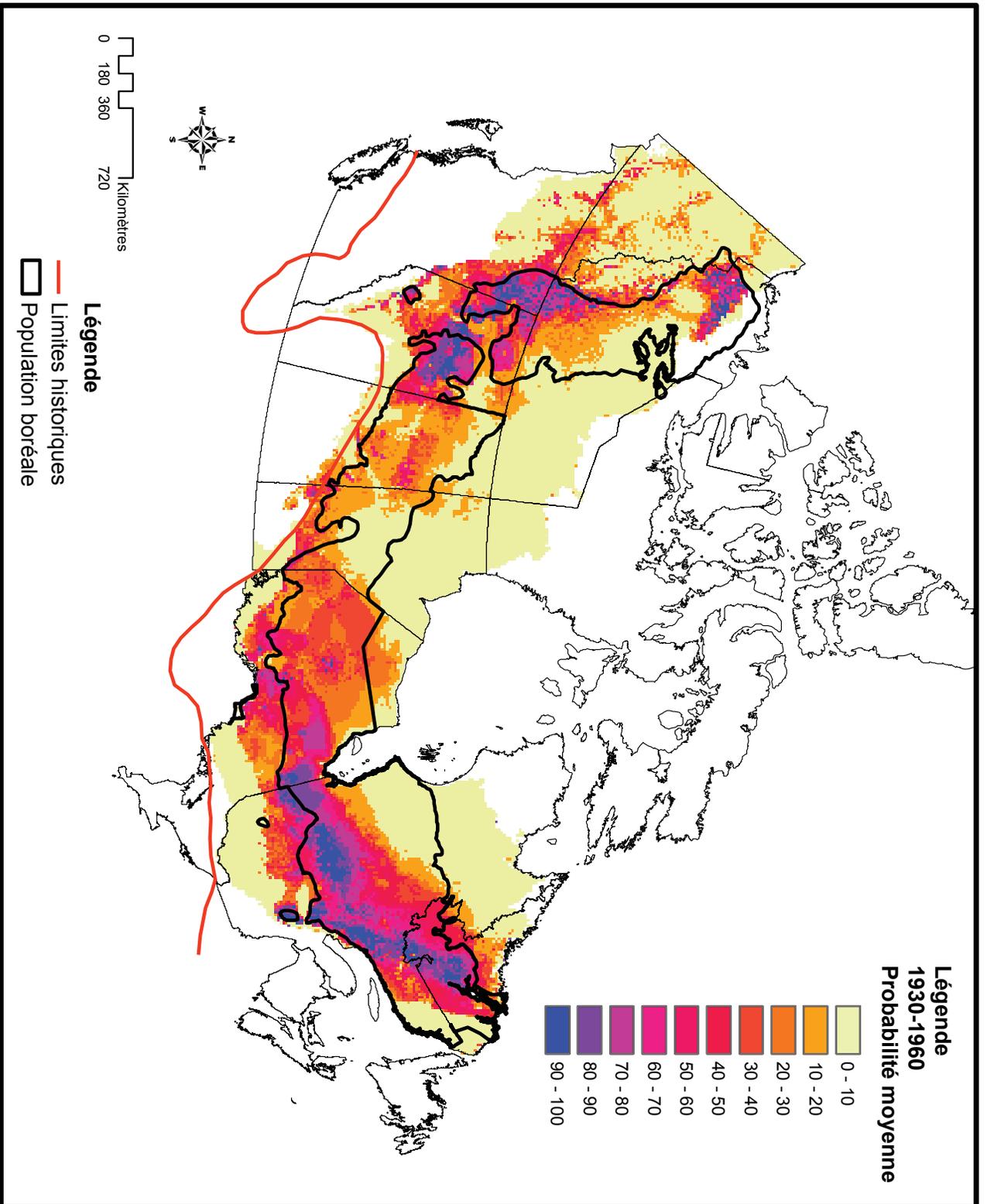
Les modèles finaux comprenaient les variables indiquées au tableau 2. Les notes moyennes de l'AUC parmi les sous-échantillons étaient de 0,95, ce qui indique que le résultat du modèle était de loin supérieur au hasard. Les figures 2 et 3 indiquent la moyenne du résultat MaxEnt cumulatif pour les modèles de variables climatiques et la topographie des niches, de 1930 à 1960 et de 1971 à 2000, respectivement. Les résultats ont montré que les zones où la probabilité était la plus élevée dans les deux cartes correspondent à des zones où les données des colliers émetteurs étaient disponibles pour apprendre le modèle (figure 1). De même, les zones n'ayant aucune présence d'exercice ne sont pas fortement prévues en aucune période (p. ex., les zones du Nord du Manitoba). Une inspection visuelle a permis de constater qu'au long du sud de la répartition, la niche fondamentale en Ontario et au Québec n'avait pas beaucoup changé au cours des deux périodes de temps. Toutefois, en Alberta, la répartition potentielle peut avoir monté vers le nord. La carte de répartition précédente indiquait une présence dans la population disjointe de Little Smoky, alors que la carte de la période plus récente n'en indiquait pas (figures 2 et 3).

**Annexe 6.4 – Tableau 3.** Covariables biotiques utilisées dans les modèles de niches écologiques.

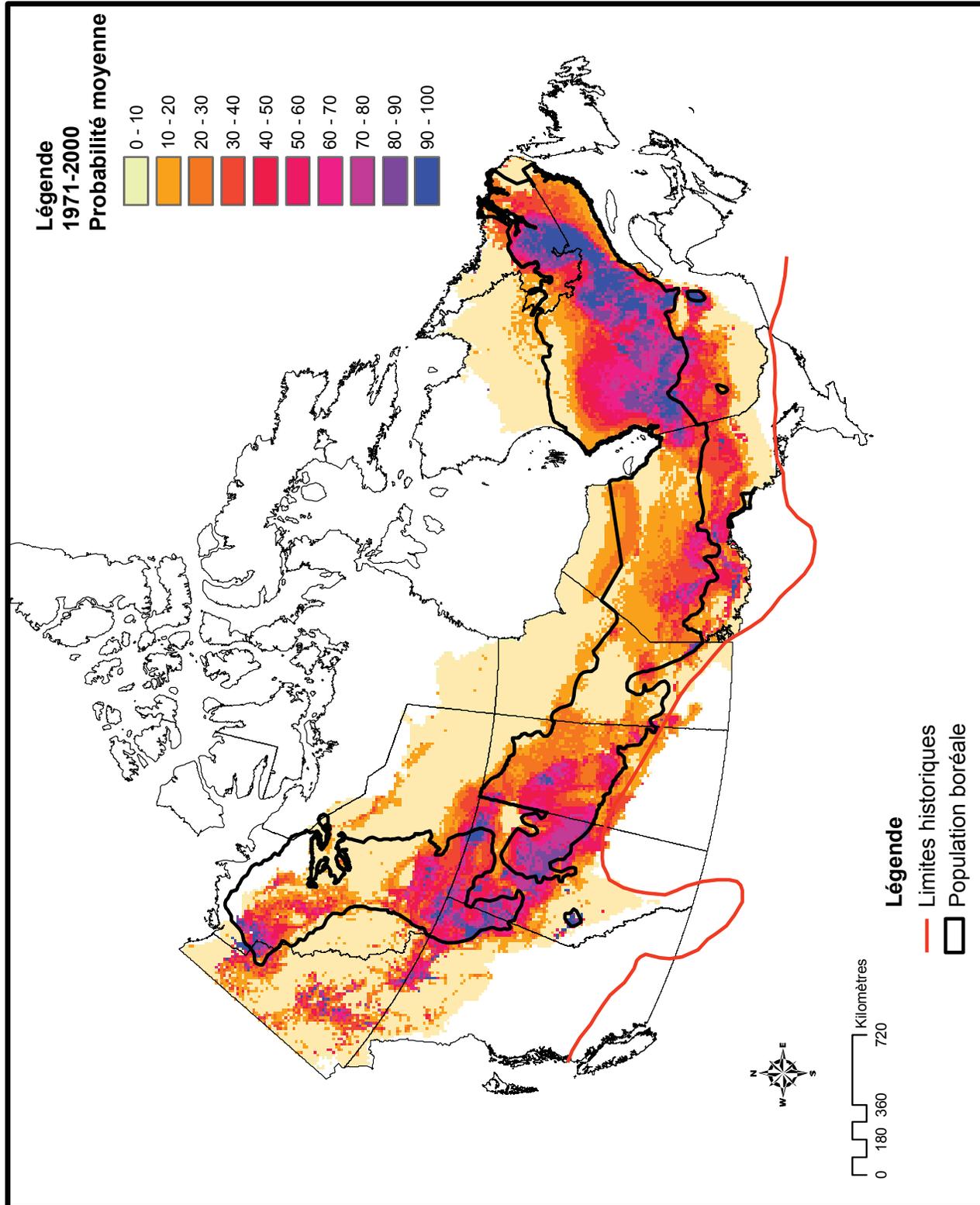
fRPU cumulative annuelle
fRPU minimale annuelle
Couverture du sol
Présence de tourbières
Densité des routes
Perturbations anthropiques
Taille moyenne des parcelles forestières
Nombre de parcelles forestières
Déviaton normale des tailles de parcelles forestières
Élévation

**Analyse biotique**

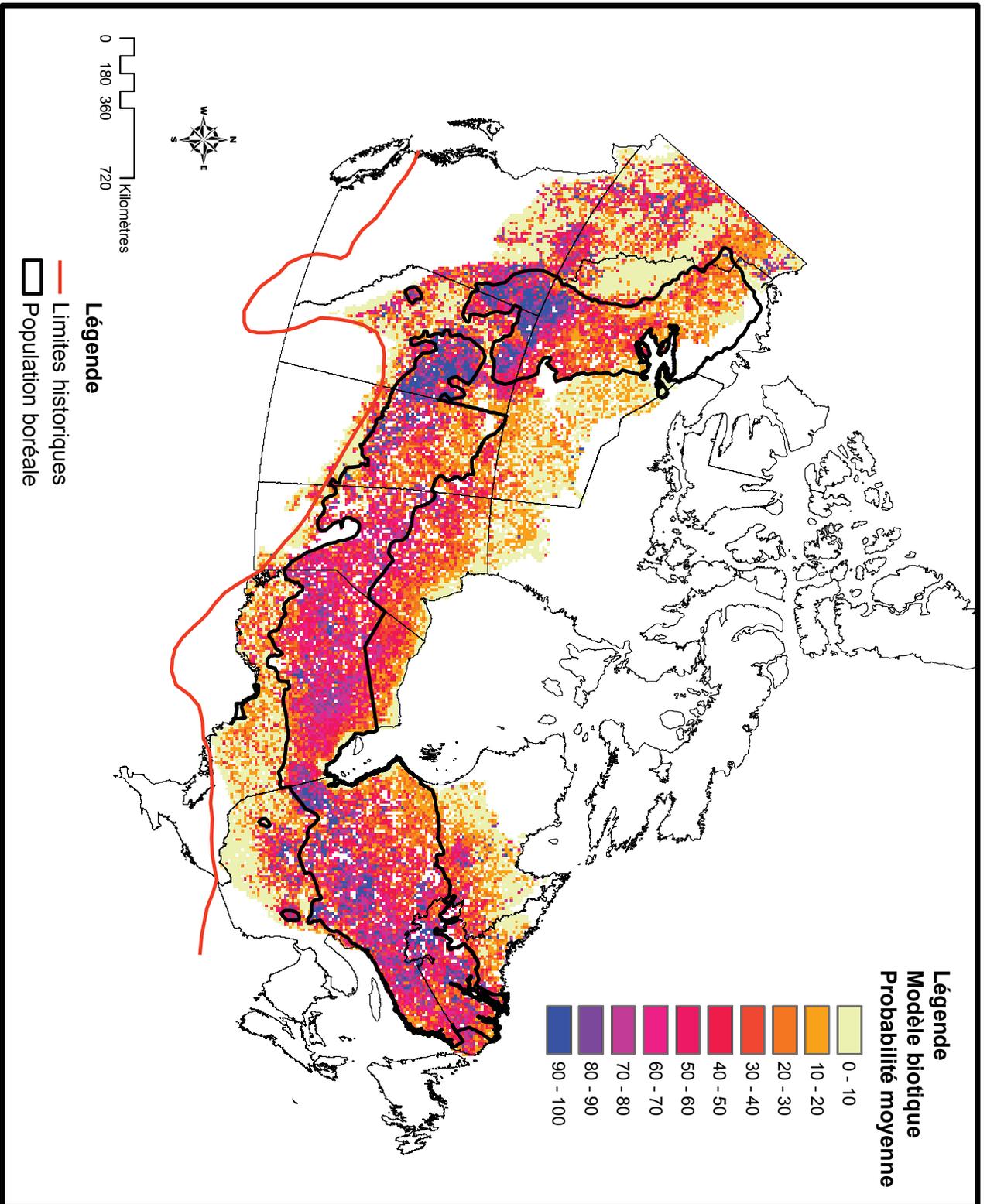
Les covariables ont été triées pour la colinéarité et celles qui sont incluses dans le modèle sont indiquées au tableau 3. Les résultats moyens de l'AUC pour les dix sous-ensembles étaient de 0,884. La figure 4 indique le résultat cumulatif MaxEnt des modèles biotiques. Les probabilités plus élevées étaient associées aux zones ayant un grand nombre de poses de colliers par satellite, mais un examen approfondi des troupeaux de l'Alberta et de la Colombie-Britannique a montré une congruence avec les polygones des populations locales dans la stratégie nationale de rétablissement (Environnement Canada, 2007; figure 5 a), où les données d'apprentissage n'étaient pas disponibles. Le modèle prédisait une probabilité élevée d'occurrence, conforme à la zone d'occurrence de l'aire de répartition, à l'exception de la répartition au nord de la Saskatchewan, des T.N.-O et du Québec (figure 4,5b).



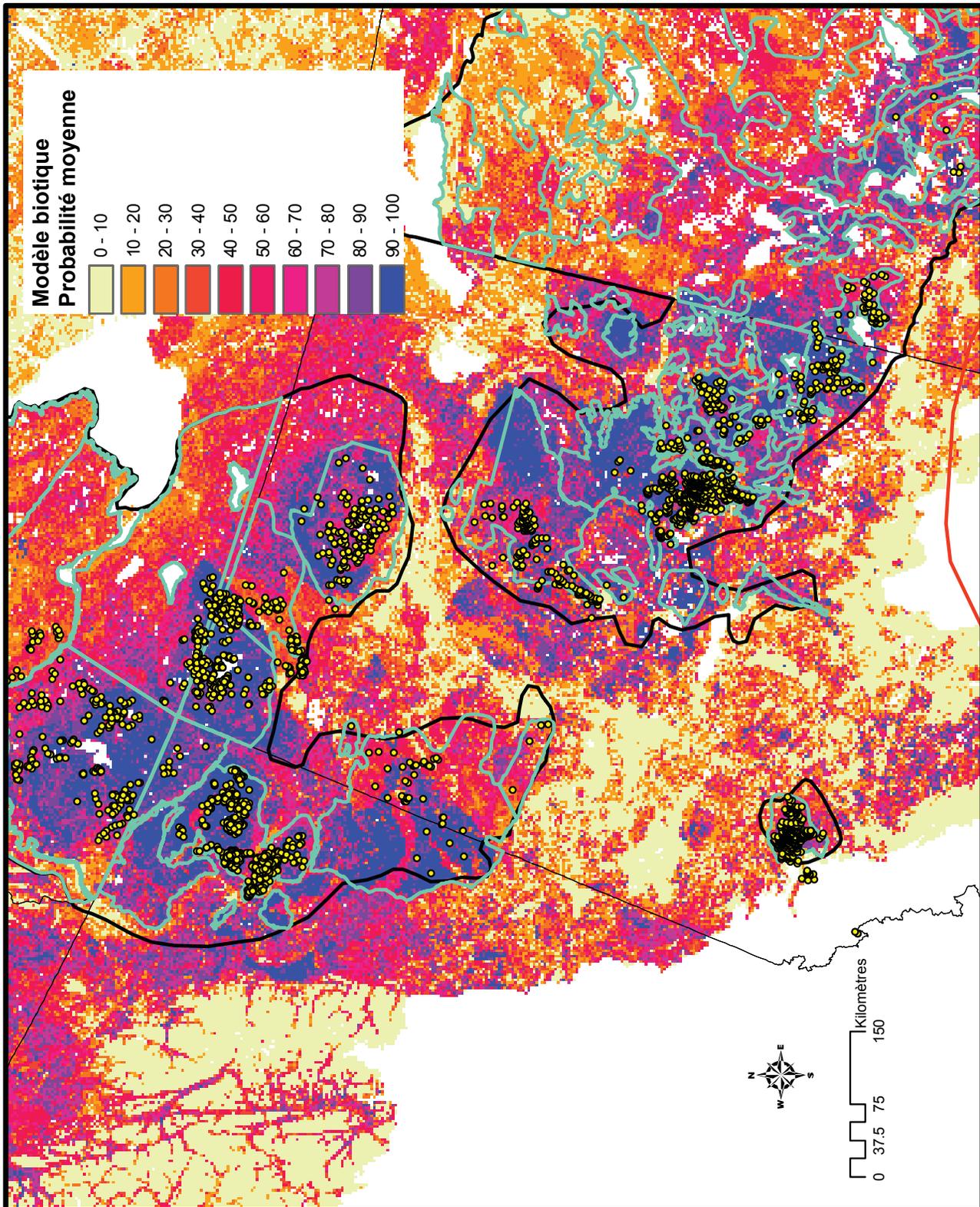
**Annexe 6.4 – Figure 2.** Répartition des résultats cumulatifs basés sur les variables climatiques de 1930 à 1960. Les valeurs de pixels sont des moyennes prises à partir de 10 séquences d'utilisation de modèles de sous-échantillons.



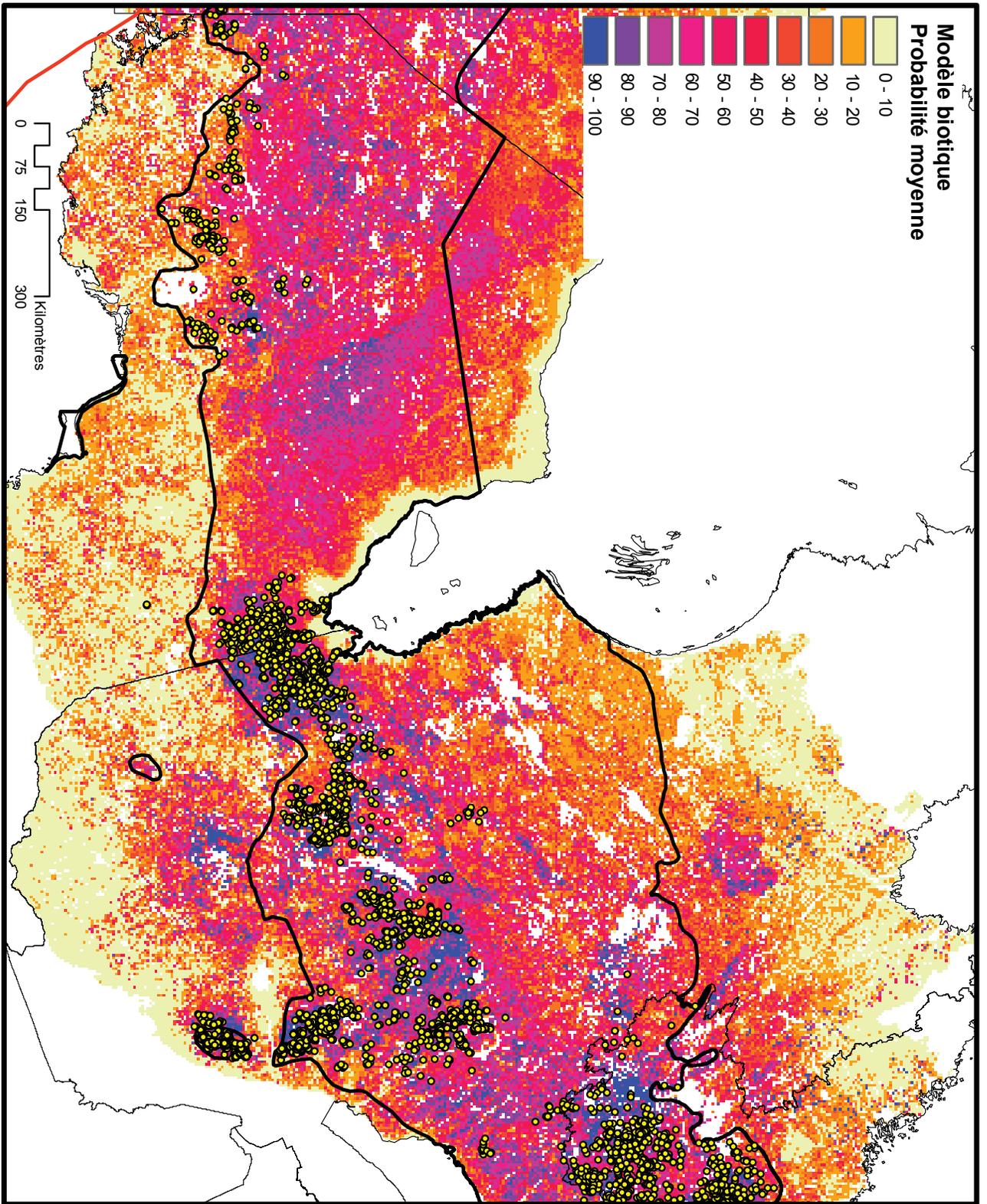
Annexe 6.4 – Figure 3. Répartition des résultats cumulatifs basés sur les variables climatiques de 1971 à 2000. Les valeurs de pixels sont des moyennes prises à partir de 10 séquences d'utilisation de modèles de sous-échantillons.



**Annexe 6.4 – Figure 4.** Résultats cumulatifs de MaxEnt au moyen de variables biotiques. Les valeurs de pixels sont des moyennes prises à partir de 10 séquences d'utilisation de modèles de sous-échantillons.



**Annexe 6.4 – Figure 5a.** Résultats du modèle biotique à l'ouest du Canada. Les lignes bleu pâle indiquent les polygones des populations locales des provinces respectives et les points jaunes indiquent la localisation des colliers utilisés pour les données d'apprentissage.



**Annexe 6.4 – Figure 5b.** Résultats du modèle biotique au centre du Canada. Les points jaunes indiquent la localisation des colliers utilisés pour les données d'apprentissage.



## Discussion

Notre première hypothèse a été appuyée dans une partie du pays. Par exemple, la niche fondamentale, ou répartition potentielle, du caribou des bois peut avoir rétréci le long du sud de sa frontière, en Alberta et en Saskatchewan. Donc, une contraction mineure de l'aire de répartition peut avoir eu lieu dans ces régions en raison des changements climatiques des 30 dernières années. En Ontario et au Québec, cependant, la niche fondamentale est demeurée relativement constante et, d'après des données sur le climat de la moitié du XX<sup>e</sup> siècle, elle ne s'étend pas au sud de l'écozone du bouclier boréal, comme l'indique la répartition historique du caribou des bois. Notre modèle d'étude nécessitait une compilation des ensembles de données d'apprentissage au moyen d'animaux munis de radios-émetteurs en raison de l'importance des ensembles de données disponibles et de l'étendue de la répartition géographique dans la zone d'occurrence, mais ces données n'existaient pas pour toute la période. Des estimations améliorées de la niche fondamentale historique peuvent être faites en incluant d'autres types de données de localisation (c.-à-d. autres que la télémétrie) qui correspondent à la période et qui peuvent inclure des animaux à l'extérieur (au sud) de la répartition actuelle. Il se peut que les habitats les plus au sud comportaient un espace biophysique de niches fondamentales qui n'est pas entré dans la répartition actuelle des animaux.

Notre seconde hypothèse selon laquelle la niche réalisée est plus petite que la niche fondamentale a été appuyée dans certaines parties du pays. En Ontario, par exemple, la figure 3 indique des aires continues d'habitat potentiel pour le caribou aussi loin au sud que toute la rive nord du lac Supérieur, y compris le parc national Pukaskwa. Les figures 4 et 5b ont révélé que des zones d'occupation continue potentielle qui seraient convenables sont limitées à 200 km à 300 km au nord du lac, ce qui correspond à la zone d'occurrence actuelle. Il existe un restant de population de cariboux boréaux dans le parc national Pukaskwa, probablement parce que les conditions favorables à leur survie continuent de persister le long des rives du lac, à l'intérieur du parc. Toutefois, un aménagement forestier du paysage entre le parc et la zone d'occurrence actuelle plus au nord a éliminé d'autres habitats convenables (Vors *et coll.*, 2007). Nos résultats ont également indiqué qu'il existe certaines parcelles d'habitat potentiel dans cette zone et que les déplacements des individus entre la zone continue actuelle et le parc Pukaskwa sont possibles. Un raffinement de ces types de modèles peut aider à déterminer les zones potentielles de connectivité et les zones prioritaires pour la réhabilitation potentielle par l'aménagement du paysage.

D'autres études ont modélisé la disparition des populations au moyen de modèles de niches en combinant les variables climatiques et les données sur les couvertures (Peterson *et coll.*, 2006). Les ensembles de données sur le climat, la végétation et l'élévation sont souvent liés (Hutchinson, 1998). Par exemple, au Canada, les zones plus « vertes » reçoivent plus de pluies et la température y est plus élevée (Ichii, 2002). L'élévation montre également un lien étroit avec la température, mais la nature de ce lien est variable dans l'espace et le temps (Ichii, 2002). Notre analyse a démontré une corrélation parmi les nombreux paramètres climatiques utilisés comme variables explicatives pour le caribou et la fraction annuelle de la



fraction du rayonnement photosynthétiquement utilisable (fPAR) de MODIS, comme prévu. L'inclusion des paramètres climatiques (à une résolution de 1 km) dans les modèles de niches réalisées a efficacement « lavé » la précision des prédictions. Dans les surfaces climatiques, les valeurs de pixels sont interpolées à partir des données des stations météorologiques, alors que les données obtenues par satellite sont recueillies de sorte qu'une mesure systématique est prise pour chaque pixel. D'après une couverture cohérente et récente effectuée par télédétection, des variables biotiques de 1 km devraient indiquer la variation spatiale et temporelle à une résolution supérieure aux données climatiques, et les modèles par satellite seront plus représentatifs des limites de la répartition actuelle (Parra *et coll.*, 2004). Dans l'aire de répartition d'une espèce, les modèles obtenus par satellite devraient comporter moins de surprédictions (erreurs de commission) ou une plus grande précision, c'est-à-dire une probabilité plus élevée de prédire correctement l'absence d'une cellule (Peterson *et coll.*, 2004; Parra *et coll.*, 2004). Une autre diminution des erreurs de commission dans les modèles biotiques peut venir de l'exclusion des anciens dossiers de localisation qui indiquent les habitats disponibles antérieurement, mais qui peuvent avoir été modifiés récemment. Notre ensemble de données d'apprentissage était limité à des localisations de points des 20 dernières années qui devaient correspondre aux calendriers utilisés dans les autres zones du document (Environnement Canada, 2007) alors que les variables biotiques étaient plus récentes (cinq dernières années). Les activités industrielles qui sont probablement nuisibles aux populations de caribous ont augmenté considérablement dans certaines zones au cours des 20 dernières années (McKenzie, 2006). La restriction des données de localisation pour qu'elles correspondent au calendrier peut améliorer le rendement des modèles obtenus par satellite.

Ce qui est quelque peu unique dans nos modèles de niches réalisés était l'inclusion de données (perturbations, densité des routes, paramètres de fragmentation) pour expliquer les interactions de haut en bas ou entre les prédateurs dans la limite des répartitions des espèces. Le concept de niche dimensionnelle- $n$  de Hutchinson suggère qu'une espèce occupe des zones de la niche fondamentale lorsque l'espèce est dominante dans la compétition. Toutefois, la compétition interspécifique doit aussi être considérée (Pulliam, 2000). Les preuves indiquent que la prédation est un facteur fondamental de la dynamique des populations de caribous boréaux et la probabilité de persistance, et elles devraient donc être prises en considération dans la modélisation de l'occupation de l'habitat du caribou (Sorenson, 2008). De nombreuses initiatives réalisées par satellite et des efforts déployés à l'échelle mondiale pour maintenir l'accès à des données de haute qualité sur la végétation et basées sur l'espace assurent la disponibilité économique et opportune de l'information de type ressources pour la modélisation à de grandes échelles géographiques (Yang *et coll.*, 2006). Toutefois, il est difficile et onéreux de calculer les couches de perturbation exactes et précises dans le temps, comme la densité des caractéristiques linéaires ou d'autres activités industrielles à l'échelle requise. Une amélioration du calcul et de la capacité inférentielle de ces données et de meilleurs liens définissant les échelles spatiale et temporelle auxquelles ces interactions entre prédateurs ont lieu dans les populations de caribou peuvent améliorer les prédictions sur l'occupation.



Une limite importante à toute analyse comme la nôtre est le biais géographique des données de localisation disponibles pour apprendre le modèle (Peterson et Cahoon, 1999; Johnson et Gillingham, 2008; Phillips, 2008). Notre modèle d'étude comprenait de nombreux protocoles cités pour améliorer sa précision et diminuer les biais dans ses résultats, dont le filtrage des données des colliers GPS (Rettie et McLoughlin, Friar *et coll.*, 2004), des sous-ensembles aléatoires, de multiples séquences d'utilisation de modèles (Araujo et New, 2006), et une stratification écologique (Reese *et coll.*, 2005; Araujo et Guisan, 2006). Néanmoins, malgré les importantes contributions des données de localisation de tout le pays, la zone d'occurrence décrite dans Environnement Canada (2007) n'est pas entièrement échantillonnée (figure 1). La localisation de zones d'échantillonnage met en évidence un autre important biais démontré en théorie et en pratique pour influencer sur le résultat de la modélisation des niches. La plupart des études ont été réalisées sur les populations de caribous au sud de l'aire de répartition alors que d'autres ont été réalisées sur des populations peu nombreuses ou en déclin (Environnement Canada, 2007). La théorie sur les niches et les études réalisées au moyen de modèles de niches écologiques donnent à penser que pour améliorer la précision des prédictions, les populations en déclin ne devraient pas être incluses, car cet habitat peut représenter un espace de niche marginal (ressources et conditions) pour des populations viables (Soberon, 2007; Pulliam, 2000). Il a été démontré que des biais dans la sélection des échantillons causés par des efforts d'échantillonnage (accessibilité) diminuent considérablement le succès des prédictions de modèles étudiant la présence seulement, comme MaxEnt (Phillips, 2008). Un modèle d'échantillonnage amélioré pour représenter toute la répartition géographique et la tentative en vue d'obtenir tout l'espace des niches du caribou boréal augmenteraient le rendement global des modèles et la valeur des résultats (Jimenez-Valverde et Lobo, 2006).

En résumé, les résultats préliminaires qui utilisent des modèles de niches écologiques pour étudier la répartition du caribou boréal à grande échelle sont importants pour la désignation de l'habitat essentiel. Les modèles de répartition des espèces sont de plus en plus utilisés en planification de la conservation et en gestion des espèces rares ou menacées afin de comprendre les tendances et les processus d'occurrence sur le paysage. La stratégie nationale de rétablissement vise à délimiter la zone d'occurrence du caribou boréal et révèle que certaines parties de la zone ombragée (figure 1) ont des probabilités plus élevées d'occurrence de caribous que d'autres (Environnement Canada, 2007). La stratégie considère également que les populations locales de caribous boréaux sont des unités de conservation et de gestion fondamentales pour le rétablissement et l'établissement d'un plan d'action. Une mise au point plus poussée et une validation plus rigoureuse des modèles présentés ici aideraient à comprendre les aires occupées et les aires de répartition des populations locales dans la zone d'occurrence plus étendue. Les indices vitaux nécessaires à la gestion et au rétablissement du caribou boréal sont difficiles à obtenir en raison de l'étendue des zones occupées par les animaux, des faibles densités auxquelles ils existent et parce qu'il est difficile de faire les levés des régions boisées qu'ils occupent à l'aide des techniques aériennes traditionnelles (Environnement Canada, 2007). Des prédictions spatiales à partir de modèles de répartition fondés sur des niches peuvent être utilisés pour stratifier l'échantillonnage en vue d'accroître l'efficacité. Les nouvelles données pourraient alors être utilisées pour améliorer le modèle



original et employées à répétition. Ce processus d'adaptation améliorerait les prédictions et aiderait la gestion et le rétablissement des populations locales à l'échelle régionale. Il existe maintenant un large éventail de techniques pour prédire la répartition des espèces, et plusieurs études ont démontré la capacité de prédiction et l'exactitude avec divers types d'espèces et la disponibilité des données d'entrées (p. ex., Elith *et coll.*, 2006). Des modèles uniquement basés sur la présence, comme maxEnt, peuvent être les plus appropriés pour les espèces rares ou menacées, particulièrement le caribou, car les absences ne sont probablement pas de véritables absences, mais des négatifs faux. Les prochaines analyses porteront sur des comparaisons de modèles et la diminution des biais des données afin de prédire correctement l'occupation du caribou boréal dans sa zone d'occurrence.

## Références

- Adams L.G. et B.W. Dale. 1998.** « Reproductive Performance of Female Alaskan Caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, p. 1184-1195
- Anderson, R.P., M. Gómez-Laverde et A.T. Peterson. 2002.** « Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 11, p. 131-141.
- Araújo, M.B. et A. Guisan. 2006.** « Five (or so) challenges for species distribution modelling », *Journal of Biogeography*, vol. 33, p. 1677-1688.
- Araújo, M.B., et M. New. 2006.** « Ensemble forecasting of species distributions », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 22, p. 42-47
- Bergerud A.T., et J.P. Elliott. 1989.** « Wolf predation in a multiple-ungulate system in northern British Columbia, *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 1551–1569
- Boyce, M.S., P.R Vernier, S.E. Nielsen et F.K.A. Schmiegelow. 2002.** « Evaluating resource selection functions », *Ecological Modelling*, vol. 157, p. 281 300.
- Boyce, M.S., et L.L. McDonald. 1999.** « Relating populations to habitats using resource selection functions », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, p. 268 272.
- Brown, G.S. 2005.** *Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario*, thèse de doctorat, Université de Guelph.
- Callaghan, C. 2008.** Habitat narrative. *Boreal Caribou Critical Habitat Science Review*, Annexe 4.3.
- Case T.J., et M.L. Taper 2000.** « Interspecific Competition, Environmental Gradients, Gene Flow, and the Coevolution of Species' Borders », *American Naturalist*, vol. 155, p. 583-605
- Cederlund G.N., H.K.G. Sand, A. Pehrson. 1991.** Body Mass Dynamics of Moose Calves in Relation to Winter Severity, *Journal of Wildlife Management*, vol. 55, p. 675-681



**Chen, G.J. et A.T. Peterson. 2000.** « A New Technique For Predicting Distribution of Terrestrial Vertebrates Using Inferential Modeling », *Zoological Research*, vol. 21, p. 231-237

**Coops, N.C., M.A. Wulder, D.C. Duro, T. Han et S. Berry. 2008.** « The development of a Canadian dynamic habitat index using multi-temporal satellite estimates of canopy light absorbance », *Ecological Indicators*, vol. 8, p. 754-766

**Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz et N.E. Zimmermann. 2006.** « Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data », *Ecography*, vol. 29, p. 129–151.

**Environnement Canada. 2007.** *Programme de rétablissement du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada, ébauche, juin 2007.* Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Ottawa : Environnement Canada, v + 48 p. plus appendices.

**Fancy, S.C., et K.R. Whitten. 1991.** « Selection of calving sites by Porcupine Herd caribou », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 69, p. 1736-1743

**Fielding, A.H., et J.F. Bell. 1997.** « A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models », *Environmental Conservation*, vol. 24, p. 38-49.

**Finstad G.L., M. Berger, K. Lielland, A.K. Prichard. 2000.** « Climatic influence on forage quality, growth and reproduction of reindeer on the Seward Peninsula I: climate and forage quality », *Rangifer Special Issue*, vol. 12, p. 144

**Friar, J.L., S.E. Neilson, E.H. Merrill, S.R. Lele, M.S. Boyce, R.H.M. Munro, G.B. Stenhouse et H.L. Beyer. 2004.** « Removing GPS collar bias in habitat selection studies », *Journal of Applied Ecology*, vol. 28, p. 491–500.

**Fuller, T.K., et L.B. Keith. 1981.** « Woodland Caribou Population Dynamics in Northeastern Alberta », *Journal of Wildlife*, vol. 45, p. 197-213.

**GFWC. 2007.** Recent Anthropogenic Changes within the Boreal Forests of Ontario and Their Potential Impacts on Woodland Caribou, <http://www.globalforestwatch.ca>

**Godown, M. E. et A. T. Peterson. 2000.** « Preliminary distributional analysis of U.S. endangered bird species », *Biodiversity and Conservation*, vol. 9, p. 1313-1322.

**Guisan, A., O. Broennimann, R. Engler, N.G. Yoccoz, M. Vust, N.E. Zimmermann et A. Lehmann. (2006).** « Using niche-based models to improve the sampling of rare species »,



*Conservation Biology*, vol. 20, p. 501–511.

**Guisan, A., et N. E. Zimmermann. 2000.** « Predictive habitat distribution models in ecology », *Ecological Modelling*, vol. 135, p. 147-186.

**Guisan, A. et W.Thuiller, 2005.** « Predicting species distribution: offering more than simple habitat models », *Ecology Letters*, vol. 8, p. 993–1009.

**Heikkinen R.K., M. Luoto, R. Virkkala, R.G. Pearson et J.H. Korber 2007.** « Biotic Interactions Improve Prediction of Boreal Bird Distributions at Macro Scales », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, p. 754-763

**Hernández, P.A., C.H. Graham, L.L. Master, D.L. Albert, 2006.** « The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods », *Ecography*, vol. 29, p. 773–785.

**Hijmans R.J., et C.H. Graham. 2006.** « The Ability of Climate Envelope Models to Predict the Effect of Climate Change on Species Distributions », *Global Change Biology*, vol. 12, p. 2272-2281.

**Hirzel, A.H., J. Hausser, D. Chessel et N. Perrin. 2002.** « Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? » *Ecology*, vol. 83, p. 2027-2036.

**Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao et L.G. Ferreira. 2002.** « Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the Modis Vegetation Indices », *Remote Sensing of Environment*, vol. 83, p. 195-213.

**Hutchinson, G. E. 1957.** « Concluding remarks », *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, vol. 22, p. 415-427.

**Hutchinson, M.F. 1995.** « Interpolation of mean rainfall using thin-plate smoothing splines », *International Journal of Geographic Information Systems*, vol. 9, p. 385 403.

**Hutchinson, M.F 1998.** « Hutchinson, Interpolation of rainfall data with thin plate smoothing splines. II. Analysis of topographic dependence », *Journal of Geographic Information Decision Analysis*, vol. 2, p. 168-185.

**Ichii, K., A. Kawabata, Y. Yamaguchi. 2002.** « Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990 », *International Journal of Remote Sensing*, vol. 23, p. 3873-3878.

**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.



**Jimenez-Valverde A., et J. M. Lobo. 2006.** « The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions », *Diversity and Distributions*, vol. 12, p. 521-524.

**Johnson D.H. 1980.** « The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference », *Ecology*, vol. 61, p. 65-71.

**Johnson C.J., D.R. Seip et M.S. Boyce. 2004.** « A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales », *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, p. 238-251.

**Johnson, C.J., et M.P. Gillingham. 2008.** « Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou », *Ecological Modelling*, vol. 213, p. 143-155.

**Kirk, D. 2007.** Comparing empirical approaches to modelling species' distributions and occurrence – relevance to critical habitat identification. Rapport non publié à l'Agence Parcs Canada.

**Laliberte, A.S., et W.J. Ripple. 2004.** « Range contractions of North American carnivores and ungulates », *BioScience*, vol. 54, p. 123-138.

**MacArthur, R.H. 1967.** The theory of the niche. *Population biology and evolution*, ed R. C. Lewontin. p. 159-176, Syracuse University Press, Syracuse, NY, USA.

**McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes et S. Boutin. 2003.** « Declines in populations of woodland caribou, *Journal of Wildlife*, vol. 67, p. 755-761.

**McLoughlin, P.D., J.S. Dunford et S. Boutin. 2005.** « Relating predation mortality to broad-scale habitat selection », *Journal of Animal Ecology*, vol. 74, p. 701-707.

**McKenney D.W., J.H. Pedlar, P. Papadopola, M.F. Hutchinson 2006.** « The development of 1901–2000 historical monthly climate models for Canada and the United States », *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 138, p. 69-81.

**McKenzie, H. 2006.** Linear features impact predator-prey encounters: analysis with first passage time, Université de l'Alberta

**Parra, J.L., C.C. Graham et J.F. Freile. 2004.** « Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes », *Ecography*, vol. 27, p. 350-360.

**Pearson R.G., et T.P. Dawson 2003.** « Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful? » *Global Ecology and Biogeography*, vol. 12, p. 361-371



**Pearson R.G., T.P. Dawson et C Liu. 2004.** « Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data », *Ecography*, vol. 27, p. 285-298.

**Peterson, A.T., 2001.** Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling, *Condor*, vol. 103p. 599-605.

**Peterson A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sanchez-Cordero, J. Soberon, R.H. Buddemeier et D.R.B. Stockwell. 2002.** « Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios », *Nature*, vol. 416, p. 626 629

**Peterson, A.T. 2003.** « Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences », *Global Change Biology*, vol. 9, p. 647–655.

**Peterson, A.T., et C.R. Robins. 2003.** « Using ecological niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation », *Conservation Biology*, vol. 17, p. 1161-1165

**Peterson, A.T., et K.C. Cohoon. 1999.** « Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness », *Ecological Modelling*, vol. 117, p. 159-164.

**Peterson A.T., E. Martinez-Meyer, C. Gonzalez-Salazar et P.W. Hall. 2004.** « Modeled Climate Change Effects on Distributions of Canadian Butterfly Species », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 82, p. 851-858

**Peterson, A.T., V. Sánchez-Corderob, E. Martínez-Meyerb, A. G. Navarro-Sigüenzac, 2006.** « Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information », *Ecological Modelling*, vol. 195, p. 229-236

**Pettorelli, N., J. O.Vik,, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C. J. Tucker et N. C. Stenseth, 2005.** « Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 20, p. 503-510.

**Phillips, S.J., M. Dudík, R.E. Schapire. 2004.** « A maximum entropy approach to species distribution modeling », actes du twenty-first international conference on Machine learning », *ACM International Conference Proceeding Series*, vol. 69 p. 83.

**Phillips, S.J., R.P. Anderson et R.E. Schapire. 2006.** « Maximum entropy modeling of species geographic distributions », *Ecological Modelling*, vol. 190, p. 231–259.

**Phillips S.J., et M. Dudík. 2008.** « Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation », *Ecography*, vol. 31, p. 161-175

**Pulliam, H.R. 2000.** « On the relationship between niche and distribution », *Ecology Letters*, vol. 3, p. 349.



**Raxworthy C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R.A. Nussbaum, G.E. Schneider M.A. Ortega-Huerta et A.T. Peterson. 2003.** « Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar », *Nature*, vol. 426, p. 837-841

**Reese, G.C., K.R. Wilson, J.A. Hoeting et C.H. Flather. 2005.** « Factors affecting species distribution predictions: A simulation modeling experiment », *Ecological Applications*, vol. 15, p. 554-564.

**Rettie W.J., et P.D. McLoughlin. 1999.** « Overcoming radiotelemetry bias in habitat selection Studies », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, p. 1175-1184.

**Seip, D.R. 1992.** « Factors limiting Woodland Caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 20, p. 1494-1503.

**Soberón, J., et A.T. Peterson. 2005.** « Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas », *Biodiversity Informatics*, vol. 2, p. 1-10.

**Soberon J. 2007.** « Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species », *Ecology Letters*, vol. 10, p. 1115 à 1123

**Sorensen T, P.D. McLoughlin, D. Hervieux, E. Dzus, J. Nolan, B. Wynes, S. Boutin. 2008.** « Determining Sustainable Levels of Cumulative Effects for Boreal Caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, p. 900-905

**Stockwell, D.R.B., et A.T. Peterson, 2002.** « Controlling bias in biodiversity data », dans : Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*, Island Press, Washington, DC, p. 537-546.

**Tarnocai, C., I.M. Kettles et B. Lacelle. 2005.** *Peatlands of Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Ottawa, échelle 1:6 500 000.*

**Thomas, D.C., E.J. Edmonds et W.K. Brown. 1996.** « The diet of Woodland Caribou populations in west-central Alberta », *Rangifer Special Issue*, vol. 9, p. 337-342.

**Thomas C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. Van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega Huerta, A.T. Peterson, S.L. Phillips et S.E. Williams. 2004.** « Extinction Risk From Climate Change », *Nature*, vol. 427, p. 145-148

**Thuiller, W., D.M. Richardson, P. Pysek, G.F. Midgley, G.O. Hughes et M. Rouget, 2005.** « Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale », *Global Change Biology*, vol. 11, p. 2234–2250.



- Tian Y, U. Zhang, Y. Knyazikhin, R.B. Myneni, J.M. Glassy, G. Dedieu et S.W. Running. 2000.** « Prototyping of MODIS LAI and FPAR algorithm with LASUR and LANDSAT data », *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 38, p. 2387-2401
- Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers et B.A. Patterson. 2007.** « Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape change in Ontario », *Journal of Wildlife*, vol. 71, p. 1249-1256
- R.B. Weladji, D.R. Klein, Ø. Holand et A. Mysterud. 2002.** « Comparative response of Rangifer tarandus and other northern ungulates to climatic variability », *Rangifer*, vol. 22, p. 33-50
- White, G.C., et R.A. Garrott. 1990.** Analysis of wildlife radio-tracking data, Academic Press, New York.
- Wilson K.A., M.I. Westphal, H.P. Possingham et J. Elith. 2005.** « Sensitivity of Conservation Planning to Different Approaches to using Predicted Species Distribution Data », *Biological Conservation*, vol. 22, p. 99-112.
- Wittmer, H.U., B.N. McLellan, R. Serrouya et C.D. Apps. 2007.** « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, p. 568-579.
- Wulder, M.A., J.C., White, T. Han, J.A. Cardille, T., Holland, N.C. Coops et D. Grills. 2008.** « Landcover mapping of Canada's forests: II. Forest fragmentation », *Canadian Journal of Remote Sensing*.
- Yang, W., B. Tan, D. Huang, M. Rautiainen, N.V. Shabanov, Y. Wang, J.L. Privette, K.F. Huemmrich, R. Fensholt, I. Sandholt, M. Weiss, D.E. Ahl, S.T. Gower, R.R. Nemani, Y. Knyazikhin et R.B. Myneni. 2006.** « MODIS Leaf Area Index Products: From Validation to Algorithm Improvement », *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 44, p. 1885-1898.
- Zhao, M. S., F.A. Heinsch, R.R. Nemani et S.W. Running, 2005.** Improvements of the MODIS Terrestrial Gross and Net Primary Production Global Data Set. *Remote Sensing of Environment*, vol. 95, p. 164-176.



## 6.5 Méta-analyse nationale de la démographie et des perturbations dans l'aire de répartition du caribou boréal

### Préface

Une étape essentielle du processus de désignation de l'habitat essentiel est de déterminer les caractéristiques d'une aire de répartition du caribou qui favorisent ou qui mettent en danger la persistance de la population (c.-à-d. la capacité de l'aire de faire vivre une population autonome). Cette méta-analyse est une compilation des données démographiques des populations de caribous boréaux dans tout le Canada en vue d'évaluer le lien hypothétique entre les paramètres des populations de caribous et les niveaux de perturbations anthropiques ou naturelles (feux) dans les aires de répartition du caribou. Les résultats de ce travail fournissent des lignes directrices quantitatives pour l'un des trois critères d'évaluation (perturbation de l'aire) utilisés dans l'évaluation des populations locales pour la désignation de l'habitat essentiel.

### Introduction

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) est classé parmi les espèces en péril à l'échelle nationale dans la plupart des provinces et territoires, dans son aire de répartition, en raison de son recul à grande échelle et du déclin des populations, associés en grande partie à l'établissement humain et aux perturbations (Bergerud, 1974; Mallory et Hillis, 1998; Schaefer, 2003; Vors *et coll.*, 2007). Cette espèce est étroitement associée aux forêts de conifères en fin de succession et aux tourbières (Rettie et Messier, 2000). Ces forêts sont une source de lichens, qui constituent la principale alimentation du caribou des bois, particulièrement en hiver, mais la disponibilité du lichen n'est généralement pas considérée comme un facteur limitant (Schaefer et Pruitt, 1991; Joly *et coll.*, 2003; Courtois *et coll.*, 2007). Mais surtout, ces forêts sont un refuge contre les prédateurs et d'autres ongulés (Bergerud et Elliott, 1986). De nombreuses populations de caribous des bois sont en déclin, et on croit que la principale cause est l'augmentation de la prédation. L'exploitation forestière et d'autres perturbations qui augmentent la quantité des forêts aux premiers stades de succession écologique favorisent des densités plus élevées d'espèces prédatrices comme l'orignal (*Alces alces*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), qui font vivre des densités plus élevées de prédateurs, particulièrement les loups (*Canis lupus*) (Bergerud et Elliott, 1986; Seip, 1992; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Racey et Armstrong, 2000; Wittmer *et coll.*, 2005; 2007). De plus, les perturbations linéaires (p. ex., les routes et les lignes sismiques) qui accompagnent le développement industriel dans la forêt boréale accroissent la mobilité des prédateurs et l'efficacité de la chasse (James et Stuart-Smith, 2000; Dyer *et coll.*, 2001; McLoughlin *et coll.*, 2003; James *et coll.*, 2004). Le caribou boréal, un écotype de caribou des bois, est en déclin dans la majeure partie de son aire en Amérique du Nord (McLoughlin *et coll.*, 2003). Étant donné les niveaux de plus en plus élevés de développement industriel dans les zones auparavant vierges, la prévention et l'atténuation du déclin des populations deviennent de plus en plus la priorité des mesures de gestion.



Dans cette étude, une seule question se pose : y a-t-il un lien évident entre la démographie du caribou et les niveaux de perturbation anthropique ou naturelle (feux) dans les aires de répartition du caribou boréal au Canada? Nous nous attendions à ce que la survie des adultes, le recrutement des daims et la croissance globale de la population aient un lien négatif avec les changements qui créent un habitat favorable pour les orignaux et les chevreuils, selon la logique voulant que l'augmentation des proies primaires augmente la densité des prédateurs qui contribuent au déclin des populations de caribous. L'évitement du développement industriel et des brûlis récents par le caribou (Bergerud, 1974; Mallory et Hillis, 1998; Dyer *et coll.*, 2001, Schaefer, 2003) (Schaefer et Pruitt, 1991; Joly *et coll.*, 2003; Dunford *et coll.*, 2006) a été bien documenté; il est donc raisonnable de penser que ces facteurs ont une incidence négative sur la condition des aires de répartition concernant la capacité d'une région à faire vivre une population locale autonome. Wittmer *et coll.* (2007) ont découvert que les conditions de l'aire de répartition expliquaient le mieux la variation du taux de survie des femelles adultes parmi dix populations de caribous des bois de l'écotype qui se nourrit de lichen corticole. De plus, dans un examen de 85 études portant sur l'incidence de l'activité humaine sur le caribou, Vistnes et Nellemann (2008) ont conclu que le choix de l'échelle spatiale pour examiner les incidences avait une influence considérable sur les conclusions, et recommandaient des études à l'échelle régionale pour obtenir une évaluation exacte. Enfin, dans une récente analyse de six populations de caribous boréaux en Alberta, Sorensen *et coll.* (2008) ont démontré un lien négatif entre la condition de l'aire de répartition et le taux de croissance d'une population. Leur modèle à deux variables, soit le niveau de perturbations anthropiques (% IND) et les feux (% FEU), expliquait 96 % des variations des taux de croissance des populations de caribous. Ainsi, notre sélection de l'aire de répartition du caribou comme unité d'analyse pertinente est justifiée.

Le modèle de régression de Sorensen *et coll.* (2008) représente un progrès important dans notre compréhension des effets des perturbations sur la démographie du caribou dans les aires des populations. Toutefois, l'étude était basée sur un petit nombre d'échantillons et une gamme de valeurs limitée pour les perturbations anthropiques (le niveau minimal de perturbation anthropique était de 31,6 %). Par conséquent, même si les données étaient suffisantes pour démontrer l'importance d'un lien entre les variables dépendantes et indépendantes, la portée du modèle est limitée pour les prédictions qui vont au-delà de la superficie et de l'espace des paramètres inclus dans cette étude, et il devrait être utilisé prudemment dans cette région pour la prédiction des niveaux minimaux des effets négatifs sur la croissance des populations de caribous. L'objectif de la présente analyse était d'étendre celle de Sorensen *et coll.* (2008) aux populations de caribous boréaux de tout le Canada afin de vérifier si le lien documenté était robuste dans un spectre plus large de conditions des aires de répartition, et d'orienter l'évaluation de la capacité des aires de répartition à faire vivre des populations autonomes. Les travaux originaux de cette étude ont été entamés en 2006, dans le cadre d'un travail indépendant pour étudier cette question. L'augmentation et le raffinement de cet effort ont été entrepris conjointement avec l'examen scientifique d'Environnement Canada de l'habitat essentiel du caribou boréal.



## Méthodes

### *Collecte de données – caribou*

On a demandé à des chercheurs et à des organismes de gestion de fournir des données démographiques sur les populations de caribous des bois qui avaient été étudiées pendant au moins deux ans (le plus petit intervalle inclus dans Sorensen *et coll.*, 2008), et pour lesquelles la survie des femelles adultes (déterminée par surveillance radiotélémétrie) ou le recrutement des daims (levés des populations de femelles et de daims à la fin de l'hiver) avaient été mesurés. L'objectif était de rassembler des données qui montraient un écart de variation important dans la géographie et le degré de changement anthropique des aires de répartition des populations. Un sondage tabulaire sur les données accompagné de directives a circulé parmi les collaborateurs potentiels. Des données sur 25 populations boréales de sept provinces et un territoire ont été obtenues (figure 1). Il y avait une variation considérable dans l'intensité et la durée de l'échantillonnage, et la disponibilité de l'information supplémentaire.

### *Estimations des conditions des populations*

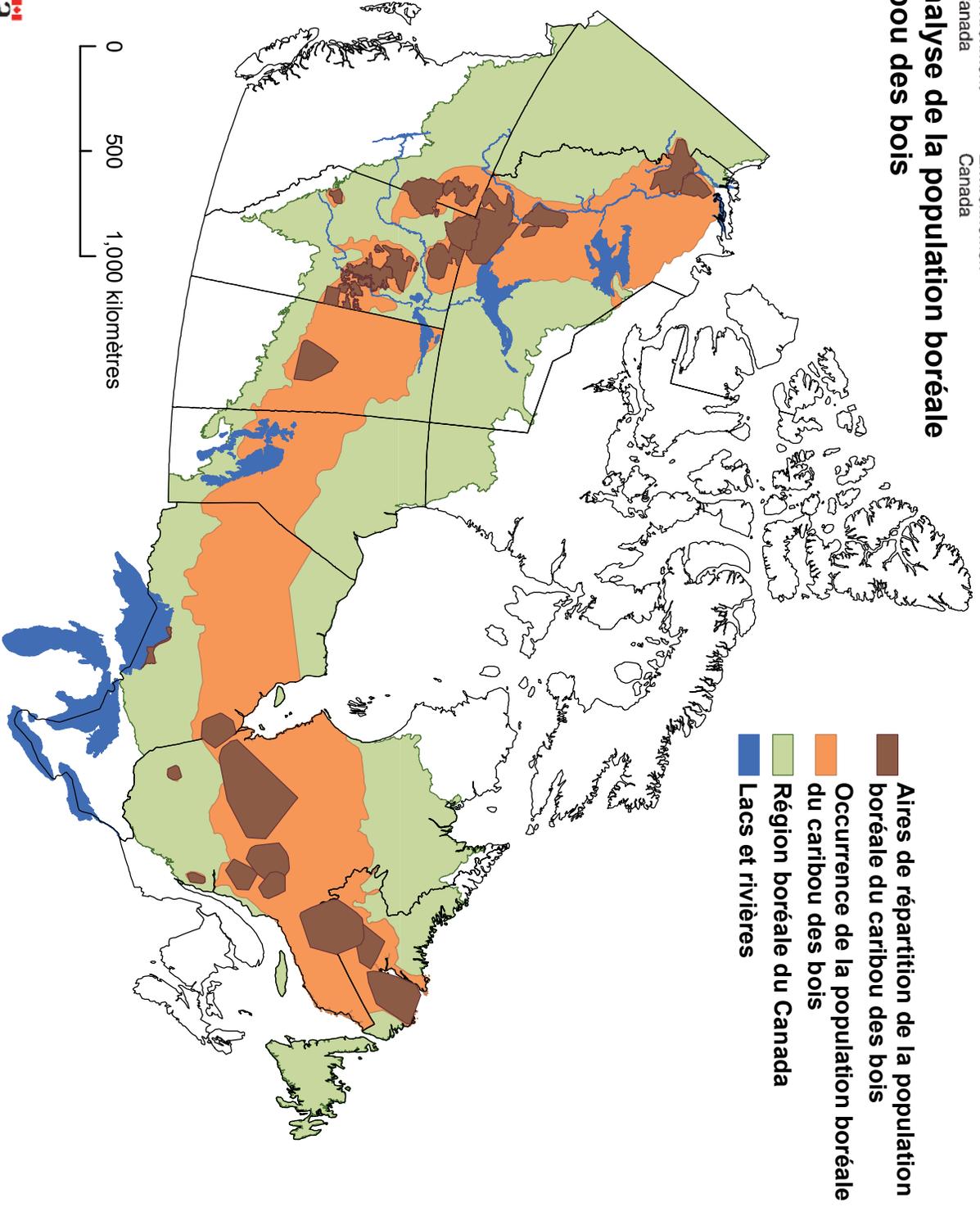
Sur les 25 populations incluses dans l'étude, des données permettant d'évaluer la survie des femelles et donc, d'estimer les taux de croissance des populations, étaient disponibles pour 15 d'entre elles (tableau 1). Dans certaines populations, seul un petit nombre de femelles étaient munis de colliers émetteurs, et il y avait donc une variation élevée dans l'estimation de leur survie. Dans le but de maximiser le nombre de populations disponibles pour l'analyse, les estimations des taux de recrutement, qui étaient disponibles pour toutes les populations, ont été utilisées à la place des « conditions des populations ». Bergerud et Elliot (1986; 1998) ont démontré que le recrutement était directement lié au taux de croissance des populations de caribous et des autres ongulés. De plus, le recrutement peut être un meilleur indicateur à court terme des conditions des populations dans des paysages qui changent rapidement que de la survie des femelles ou du taux de croissance des populations, étant donné que les daims sont plus vulnérables à la prédation que les adultes, et qu'une survie élevée des adultes pourrait initialement masquer les effets négatifs des changements de paysages.

Pour vérifier le lien entre le recrutement et la croissance des populations, et la pertinence de l'utilisation du recrutement comme variable dépendante de la condition de l'aire de répartition dans l'analyse de la régression, les données du sous-ensemble des populations pour lesquelles le recrutement et la survie étaient disponibles ont été utilisées pour estimer le taux de changement des populations ( $\lambda$ ) selon Hatter et Bergerud (1991); voir aussi McLoughlin *et coll.* (2003) et Sorensen *et coll.* (2008). Toutefois, parce que des moyennes ont été fournies plutôt que des données annuelles pour certaines populations locales, un moyen arithmétique plutôt que géométrique a été utilisé (McLoughlin *et coll.*, 2003; Sorensen *et coll.*, 2008) pour estimer les valeurs moyennes de chaque paramètre au cours des années étudiées incluses pour chaque population (tableau 1). Les données de certaines populations ont été sous-échantillonnées afin qu'elles correspondent temporellement avec les données

 Environnement  
Canada

 Environnement  
Canada

### Méta-analyse de la population boréale du caribou des bois



Annexe 6.5 – Figure 1. Localisation des 25 populations de caribous boréaux inclus dans cette étude.



disponibles sur le changement du paysage, particulièrement, pour éviter l'inclusion de données démographiques qui ont potentiellement précédé le changement. De plus, certaines populations ayant des données à long terme ont montré des tendances qui laissaient croire qu'une moyenne de tout le pas d'échantillonnage n'était pas représentative des conditions actuelles de la population. Lorsqu'elles étaient disponibles, des données les plus récentes, remontant jusqu'à quatre ans, couvrant un pas d'échantillonnage maximal de cinq ans et ayant la plus grande correspondance temporelle avec les données sur le changement du paysage, ont été utilisées pour estimer les paramètres démographiques de l'analyse (tableau 1). Les six populations de l'Alberta incluses dans Sorensen *et coll.* (2008) étaient également incluses dans cette étude; cependant, les pas d'échantillonnage étaient différents (1993-2001 comparativement à 2002-2006). Il était donc possible d'évaluer aussi le lien entre le recrutement et la croissance de la population pour un second sous-ensemble de données qui ne se chevauchent pas temporellement, à partir de Sorensen *et coll.*, 2008.

#### *Délimitation des aires de répartition des populations*

Les collaborateurs ont fourni les limites des aires de répartition pour les populations étudiées, obtenues de sources provinciales ou territoriales pour des aires de populations reconnues par elles, ou générées à 100 % à partir de polygones convexes minimaux (PCM) de données de télémessures fournies par les collaborateurs. La méthode de délimitation est indiquée au tableau 1 et illustrée à la figure 1. Lorsqu'une population étudiée correspondait étroitement à une aire de répartition reconnue à l'échelle provinciale-territoriale (c.-à-d. une correspondance de  $\geq 90$  %), les données étaient considérées comme représentatives de l'aire et la frontière provinciale-territoriale était utilisée pour la délimitation des populations et la caractérisation des conditions de l'aire.

#### *Caractérisation des conditions de l'aire et spécification du modèle*

Suivant Sorensen *et coll.* (2008), le lien entre le recrutement et les conditions de l'aire a été évalué en comparant trois modèles candidats. Le modèle 1 considérait le pourcentage de la superficie de l'aire brûlée au cours des 50 dernières années des données de recrutement les plus récentes pour chaque population. Les données sur les feux de  $> 200$  ha (RNCAN. 2008; GNWT. 2008) de la base de données sur les grands feux, augmentée par la couverture additionnelle des Territoires du Nord-Ouest, ont été utilisées. Le modèle 2 considérait le pourcentage de la superficie de l'aire touchée par les perturbations anthropiques, à partir de couches du SIG obtenues de Global Forest Watch Canada (GFWC). Le GFWC a compilé la seule couverture disponible des perturbations anthropiques dans les régions forestières du Canada. Toutes les perturbations anthropiques linéaires et polygonales ont été numérisées à partir des images de Landsat durant la période 1985 à 2003, et combinées à une couverture additionnelle de routes, de réservoirs et de mines provenant de données couvrant la période de 2002 à 2006. Les perturbations linéaires comprenaient des routes, des lignes sismiques, des pipelines et des corridors d'utilités publiques; les éléments polygonaux comprenaient les régions récemment touchées par l'activité humaine comme les établissements, les zones industrielles peuplées, les terres cultivées (nouvelles et abandonnées), les réservoirs, les



**Annexe 6.5 – Tableau 1.** Localisation, durée de l'échantillonnage, méthode de délimitation de l'aire (P/T = province/territoire; ZE = zone étudiée), ratio annuel de daims par 100 femelles (R), survie annuelle des femelles adultes (S) et taux de changement de la population ( $\lambda$ ) pour 25 populations de caribous boréaux au Canada.

Population locale	Prov./terr.	Années disponibles	Échantillon	Nombre d'années	Années utilisées	Aire	R	S	$\lambda$
Red Wine	T.-N.-L.	1981-1988, 1993-1997,	O	3	2001-2003	P/T	45.4	s.o.	s.o.
Wealy Mountain	T.-N.-L.	1971, 1974-1975, 1977, 1981, 1985, 1987, 1994,	O	2	2002, 2005	P/T	50.3	89.0	1.19
Lac Joseph	T.-N.-L.	2000-2002, 2005, 2007,	O	4	2000-2002, 2005	P/T	34.3	s.o.	s.o.
Val-d'Or	QC	1987-1988, 1990-1991, 1995-2002, 2004-2005	O	4	2001-2002, 2004-2005	P/T	15.3	87.0	0.94
Manicouagan	QC	1999-2001	N	3	1999-2001	P/T	50.5	75.0	1.00
Manouane	QC	1999-2001	N	3	1999-2001	P/T	28.1	86.0	1.00
Pimoucan	QC	1999-2001	N	3	1999-2001	P/T	40.6	82.0	1.03
Charlevoix	QC	2000-2001, 2004-2006	O	4	2001, 2004-2006	P/T	35.0	s.o.	s.o.
Jamesie	QC	2002-2003	N	2	2002-2003	ZE	27.4	s.o.	s.o.
James Bay	ON	1998-2000	N	3	1998-2000	ZE	21.3	79.0	0.88
Pukaskwa	ON	1973-1991, 1997, 1999,	O	3	1997, 1999, 2001	P/T	40.3	s.o.	s.o.
Smoothishstone-Wapawekka	SK	1993-1995	N	3	1993-1995	ZE	28.0	84.0	0.98
Caribou Mountain	AB	1995-2007	O	4	2003-2006	P/T	17.4	75.0	0.82
ESAR	AB	1994-1997, 1999-2007	O	4	2003-2006	P/T	13.4	86.6	0.93
Red Earth	AB	1995-1997, 1999-2007	O	4	2003-2006	P/T	13.6	81.9	0.88
WSAR	AB	1994-2007	O	4	2003-2006	P/T	20.9	84.2	0.94
Little Smoky	AB	2000-2007	O	4	2003-2006	P/T	12.3	82.2	0.88
Cold Lake	AB	1999-2002, 2004-2007	O	4	2002, 2004-2006	P/T	12.6	83.8	0.89
Chinchaga	AB	2002-2007	O	4	2003-2006	P/T	13.9	87.0	0.93
Snake-Sahaneh	C.-B.	2004-2005	N	2	2004-2005	P/T	7.2	94.0	0.97
Cameron Hills	T.N.-O.	2006-2008	N	3	2006-2008	ZE	16.4	s.o.	s.o.
Nord de Dehcho	T.N.-O.	2006-2008	N	3	2006-2008	ZE	20.7	s.o.	s.o.
Sud de Dehcho	T.N.-O.	2006-2008	N	3	2006-2008	ZE	32.3	s.o.	s.o.
Sud de la région visée par l'entente avec les Gwich'in	T.N.-O.	2004-2006	N	3	2004-2006	ZE	28.9	s.o.	s.o.
Nord de la région visée par l'entente avec les Gwich'in	T.N.-O.	2005-2006	N	2	2005-2006	ZE	45.4	s.o.	s.o.



blocs de coupes et l'activité minière. Tous les éléments de la base de données ont été tamponnés de 500 m afin de créer une « zone d'influence », et fusionnés pour éviter le chevauchement de toutes les perturbations anthropiques. La méthodologie détaillée est décrite dans Lee *et coll.* (2006). Sorensen *et coll.* (2008) ont utilisé un tampon de 250 m dans leur quantification des perturbations humaines. Toutefois, nous n'avons pas eu accès aux données brutes utilisées dans l'analyse du GFWC, et nous n'avons pu choisir une autre largeur tampon. Néanmoins, un examen de la réaction du renne et du caribou à l'activité humaine à partir d'études du paysage à l'échelle régionale, Vistnes et Nellemann (2008) ont indiqué que le caribou réduisait son utilisation des aires dans un rayon de 5 km des infrastructures et de l'activité humaine. Un tampon de 500 m n'est donc pas déraisonnable. Enfin, le modèle 3 considère l'effet combiné des feux et des perturbations anthropiques, appelé ici perturbation totale.

#### *Caractérisation de la perturbation totale et procédure de modélisation*

Sorensen *et coll.* (2008) ont utilisé un modèle à deux variables pour caractériser la perturbation totale (% FEU et % IND); ils ont toutefois trouvé une corrélation relativement élevée entre ces deux variables (corrélation de Pearson de 0,69) qui tend à produire des estimations des moindres carrés dont la valeur absolue est exagérée (Montgomery *et coll.*, 2001). La multicollinéarité entre ces deux variables peut aussi influencer sur le paramétrage en raison du lien probablement non linéaire entre la proportion de la zone perturbée et le niveau d'empiètement spatial. Plus particulièrement, à des niveaux faibles de perturbation, l'empiètement spatial est susceptible d'être bas alors que la probabilité d'empiètement devrait augmenter à des niveaux de perturbation plus élevés. Une inspection visuelle des données a révélé cette tendance. Donc, pour décrire la perturbation totale lors de l'essai de l'hypothèse prioritaire (c.-à-d. les effets combinés du feu et des perturbations anthropiques), la cartographie fusionnée des perturbations qui ne se recoupent pas a été utilisée pour calculer une simple mesure de perturbation totale. Cette méthode a permis d'obtenir l'information nécessaire de chaque variable en expliquant l'empiètement spatial, et d'augmenter le pouvoir du test en diminuant le nombre de variables dans le modèle.

La régression linéaire et d'autres diagnostics liés ont été utilisés pour évaluer le lien du recrutement à chaque mesure des conditions de l'aire de répartition précisée par les trois modèles. Semblable à Sorensen *et coll.* (2008), les troupeaux étaient considérés comme indépendants, et le critère d'information d'Akaike (CIA) avec une corrélation pour les petits échantillons (cCIA) a été utilisé entre les trois modèles candidats (Burnham et Anderson, 1998).

## **Résultats**

### *Estimations des conditions des populations*

Le recrutement a été corrélé positivement avec le taux de changement dans la population pour le sous-ensemble des données évaluées ici ( $r=0,75$ ;  $p<0,01$ ) et les données de



Sorensen *et coll.* (2008) ( $r=0,63$ ;  $p<0,01$ ). L'analyse de régression a donné des constantes et des coefficients très semblables (tableau 2). Le recrutement n'a été corrélé avec la survie des femelles adultes dans aucun ensemble de données. Une analyse exploratoire du sous-ensemble de 15 populations a également révélé que le recrutement était plus sensible au % de perturbations anthropiques et au % des perturbations totales que le taux de survie des femelles adultes ou de croissance des populations. L'utilisation du recrutement comme indice des conditions des populations pour les analyses ultérieures des principaux modèles semble donc raisonnable.

**Annexe 6.5 – Tableau 2.** Statistique de la régression pour l'analyse de la moyenne annuelle du recrutement comparativement au taux de croissance des populations pour un sous-ensemble de données de 15 populations compilé pour cette étude et à six populations de l'Alberta incluses dans Sorensen *et coll.* (2008)

Source des données	R <sup>2</sup>	Interception $\beta_0$	SE	P	$\beta_1$ (X <sub>1</sub> )	SE	P
15 sous-ensembles de populations	0,56	0,84	0,030	<0,001	0,005	0,001	0,001
Sorensen <i>et coll.</i> (2008)	0,40	0,84	0,033	<0,001	0,007	0,002	<0,001

#### *Diagnostic de régression et sélection de données pour les principaux modèles*

Pour l'ensemble de données complet, les observations aberrantes ont fait l'objet d'un examen visuel et le levier et l'influence ont été évalués (levier par rapport au reste des parcelles carrées normalisées) avec le DFBETA (STATA 8,0), qui évalue comment le coefficient est touché en supprimant chaque valeur d'observation (les valeurs dépassant 2 pieds carrés  $n = 0,4$  sont préoccupantes). Seul Charlevoix avait une valeur DFBETA supérieure au modèle coupé dans le modèle résumé dans le modèle 3 (DFBETA de Charlevoix = 0,70). Il a été exclu de l'analyse, car c'était le seul point des données qui influait considérablement sur le coefficient de régression et que c'était la seule population réintroduire.

Il n'y avait aucune preuve d'hétéroscédasticité dans les résidus des modèles (tests de White Breusch-Pagan, STATA 8.0). Les résidus des modèles 1 et 2 répondaient aux conditions de la normalité; toutefois, les résidus du modèle 3 déviaient considérablement de la normalité (test de normalité de Shapiro-Wilk,  $P = 0,01$ ). Les transformations de la perturbation totale variable ont été considérées, ainsi que l'addition d'un terme carré, afin d'examiner les formes non linéaires potentielles du lien. Aucune de ces options n'a accru l'ajustement du modèle. Donc, la forme linéaire a été retenue en raison de la facilité d'interprétation et de connaissances insuffisantes concernant la vraie forme de la répartition sous jacente.



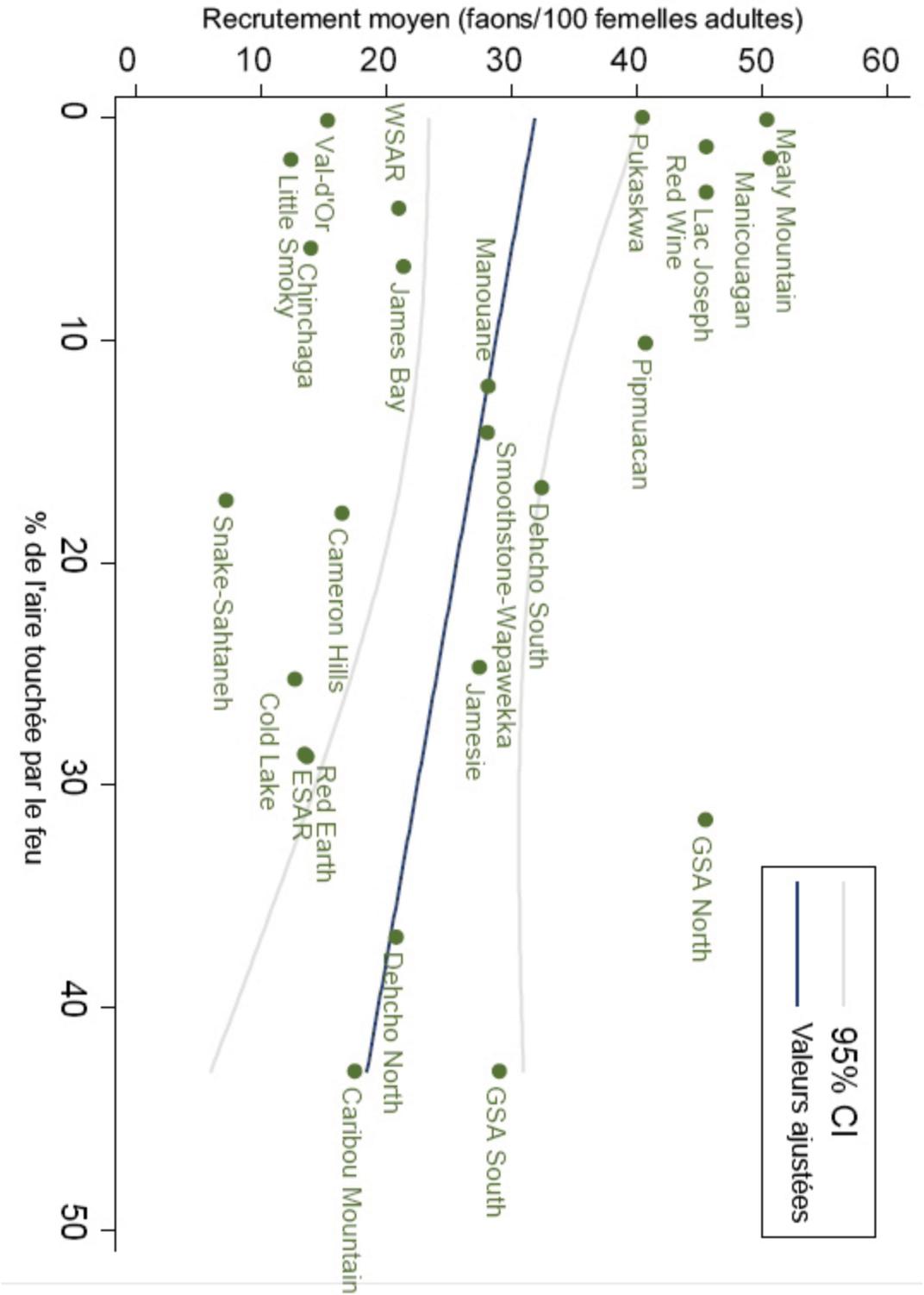
### Résultats de la régression

Il n'y avait pas de lien évident entre le taux de recrutement des caribous et le pourcentage de la zone perturbée par des feux ( $F_{1,22} = 2,52$ ,  $p = 0,13$ ; modèle 1, tableau 3; figure 3). Toutefois, il y avait des liens négatifs importants entre le recrutement et le pourcentage de la zone touchée par des perturbations anthropiques ( $F_{1,22} = 20,21$ ,  $p < 0,001$ ; modèle 2, tableau 3; figure 4) et avec la mesure fusionnée de la perturbation totale ( $F_{1,22} = 34,59$ ,  $p < 0,001$ ; modèle 3, tableau 3; figure 5). Le modèle 3, la mesure de la perturbation totale, avait la valeur cAIC la plus faible et correspondait le mieux aux taux de recrutement des populations (tableau 3, figure 5).

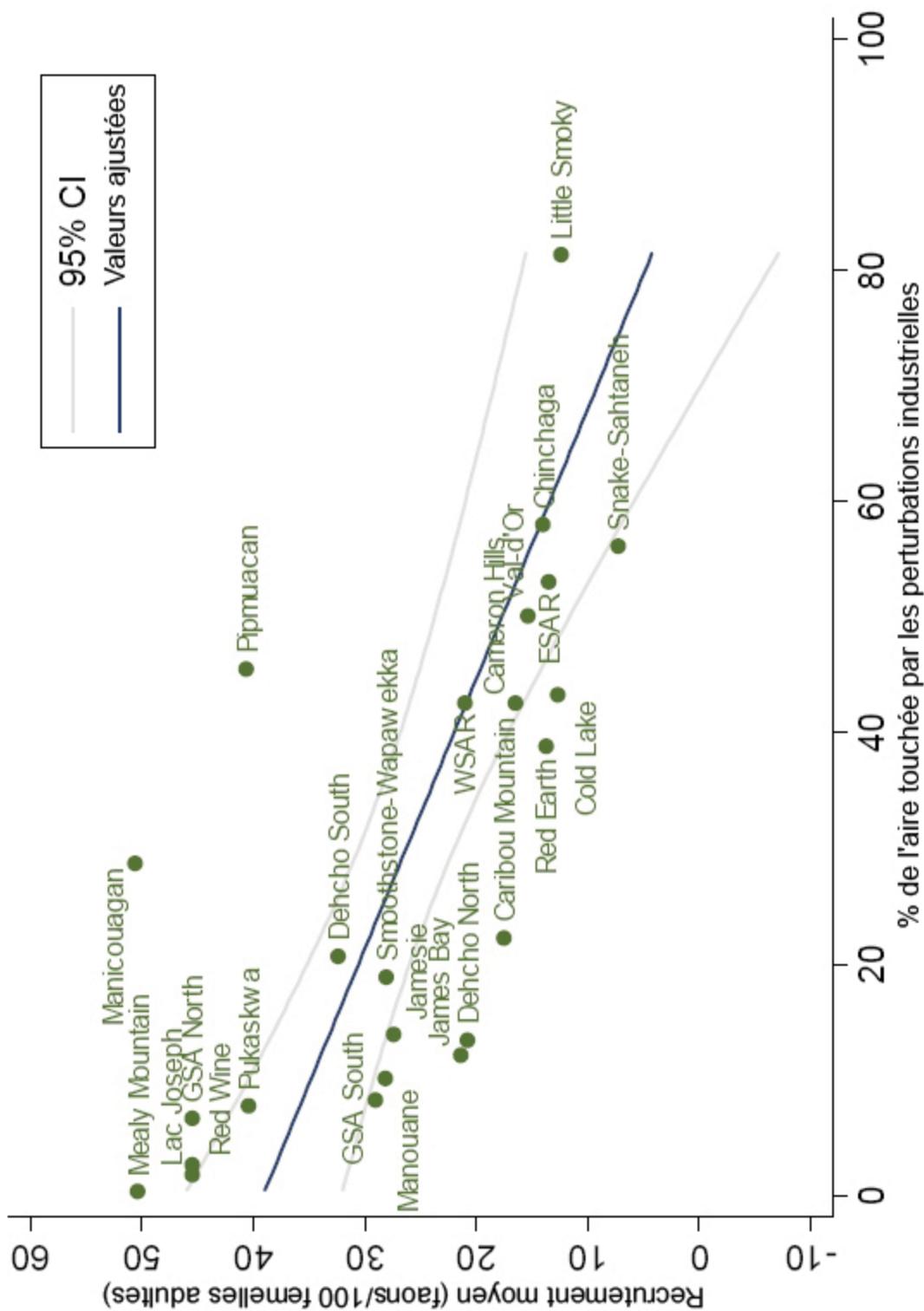
**Annexe 6.5 – Tableau 3.** Statistiques de régression pour l'analyse de la moyenne annuelle du recrutement comparées aux paramètres de la perturbation de l'aire de répartition des populations de caribous boréaux au Canada ( $n=24$ ).

Modèle	R <sup>2</sup>	interception β <sub>0</sub>	SE	P	β <sub>1</sub> (X <sub>1</sub> )	SE	P	AIC
1 - % feux	0,10	31,86	4,10	<0,001	-0,31	0,20	0,13	54,81
2 - % anthropique	0,49	39,13	3,40	<0,001	-0,43	0,10	<0,001	49,15
3- % perturbation totale	0,61	46,37	3,75	<0,001	-0,49	0,08	<0,001	46,09

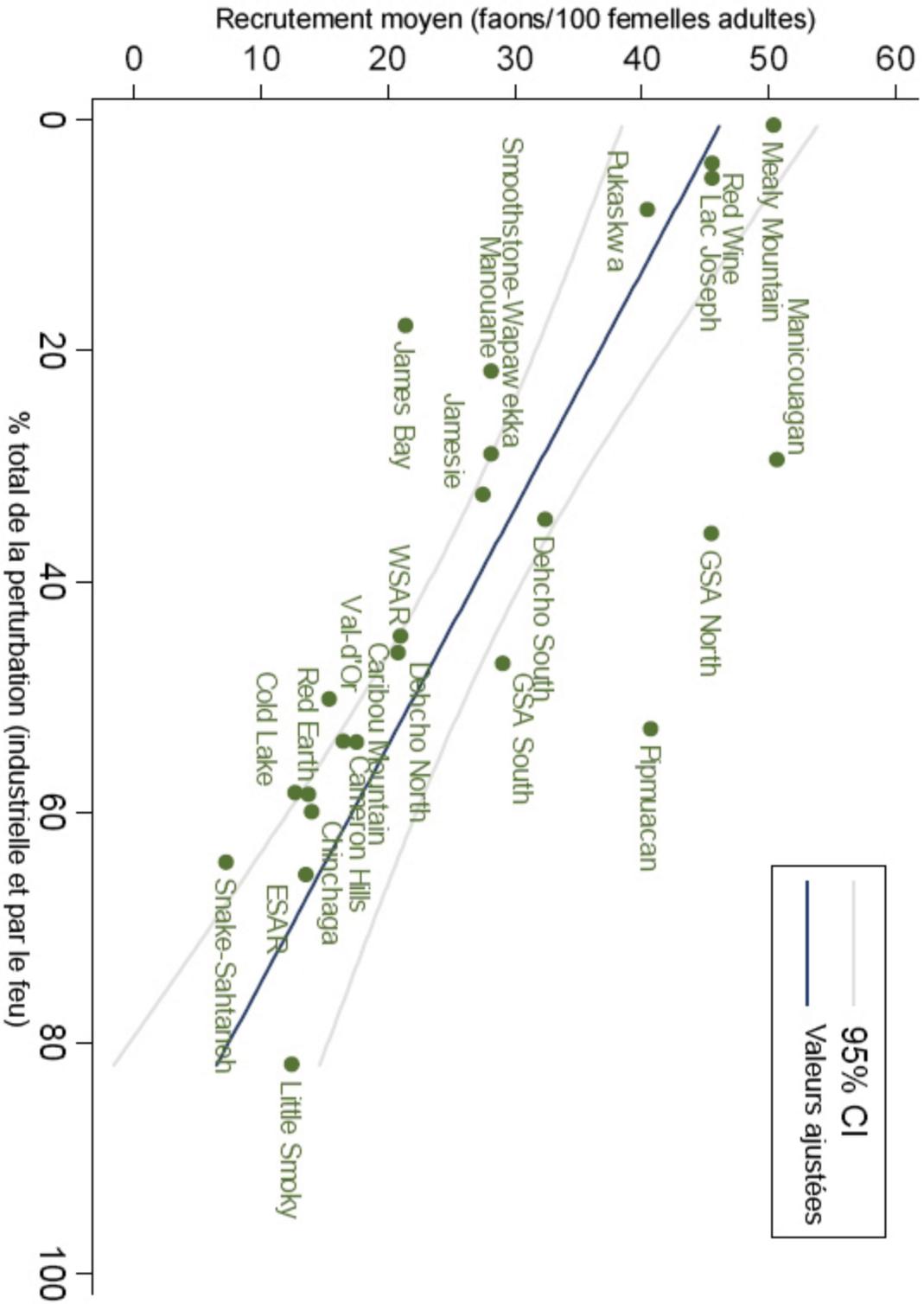
Il n'y avait pas de tendance claire entre la superficie des aires de répartition des populations, ou zones d'étude, et le lien observé entre le recrutement et la perturbation totale de l'aire (figure 6).



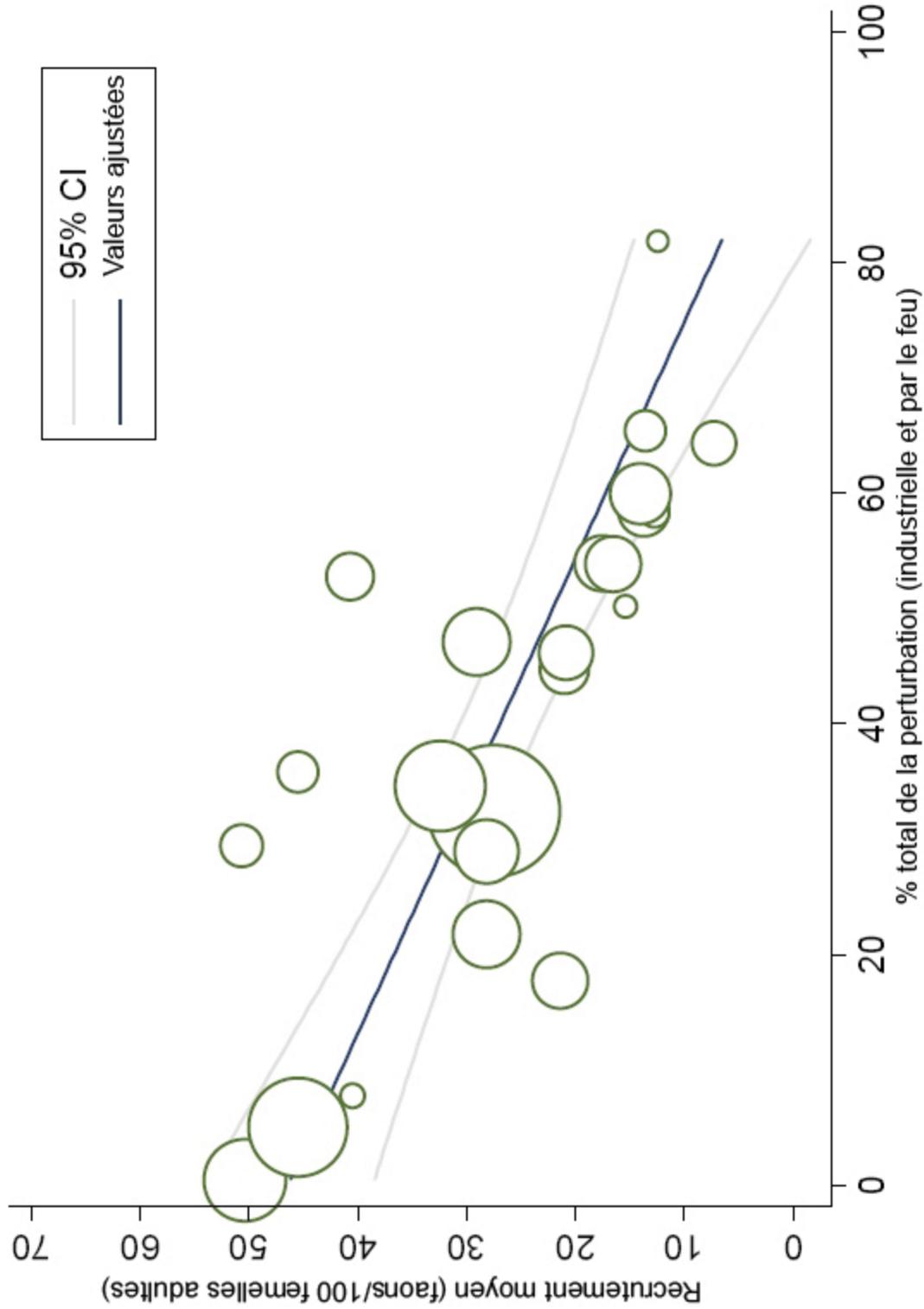
**Annexe 6.5 – Figure 3.** Régression linéaire de la moyenne du recrutement du caribou comparée au pourcentage de l'aire perturbée par des feux dans un délai de 50 années des données démographiques les plus récentes (n = 24). Le lien n'est pas important (P=0,13).



Annexe 6.5 – Figure 4. Régression linéaire de la moyenne du recrutement du caribou comparée au pourcentage de l'aire touchée par des perturbations anthropiques (n = 24).



Annexe 6.5 – Figure 5. Régression linéaire de la moyenne du recrutement du caribou comparée au pourcentage de l'aire touchée par des feux et des perturbations anthropiques (n = 24).



**Annexe 6.5 – Figure 6.** Régression linéaire du recrutement moyen de caribous comparée au pourcentage de l'aire touchée par des feux et des perturbations anthropiques, qui explique l'empilement spatial des variables (n=24). La grosseur des cercles représente la superficie relative des aires individuelles ou aires étudiées (voir tableau 1).



## Discussion

Il s'agit de la première analyse de la démographie et des perturbations de l'aire de répartition de la population boréale du caribou des bois à l'échelle nationale au Canada. Nous avons vu un lien négatif clair entre le recrutement de caribous, mesuré par les rapports faons/femelles, et le niveau de perturbation dans ses aires de répartition. La perturbation totale (brûlis et perturbations anthropiques qui ne se recoupent pas) était la meilleure variable explicative des taux de recrutement de caribous boréaux. Comme dans Sorensen *et coll.* (2008), l'étendue des perturbations anthropiques semblait être le principal moteur de ce lien, ce que révèlent également d'autres études où le niveau de ces perturbations influait sur la répartition et la persistance du caribou (Courtois *et coll.*, 2007; Schaefer et Mahoney, 2007; Vors *et coll.*, 2007; Wittmer *et coll.*, 2007).

Le lien entre le taux de recrutement et la proportion de l'aire perturbée par des feux n'était pas aussi clair. Le pourcentage de la zone brûlée dans les aires de répartition du caribou n'était pas en lui-même une variable explicative importante du taux de recrutement, mais sa fusion avec la couche des perturbations anthropiques a amélioré l'ajustement du modèle. Comme les perturbations anthropiques, les feux ont une incidence sur la quantité, la composition et la structure d'âge de la forêt accessible au caribou, même si l'effet sur la configuration peut être différent; la perturbation causée par les feux a tendance à être plus regroupée et cause donc une fragmentation moins importante des aires restantes (p. ex., Schmiegelow *et coll.*, 2004). La représentation spatiale des feux est représentée sous forme de polygones de perturbations, peu importe la sévérité; toutefois, les feux dans les forêts boréales sont très variables et font souvent des mosaïques de parcelles brûlées et non brûlées dans la limite du feu cartographiée (Smyth *et coll.*, 2005; Schmiegelow *et coll.*, 2006). Cette variabilité peut entraîner des effets différents sur la qualité de l'habitat du caribou, selon leurs effets immédiats sur le lichen et d'autres aliments, la trajectoire des aires brûlées après la perturbation, les effets indirects de la perturbation par le feu sur la qualité de l'habitat et la réponse numérique qui en découle par les prédateurs et les compétiteurs évidents. Néanmoins, la principale question est de connaître la différence entre la perturbation par les feux et les perturbations anthropiques dans la réponse démographique du caribou. Une différence évidente est l'absence de caractéristiques linéaires dans les aires perturbées naturellement. C'est pourquoi les feux sont peu susceptibles de déclencher la réponse fonctionnelle des prédateurs associée aux perturbations anthropiques linéaires, qui est l'accroissement de l'efficacité des déplacements et de la chasse (James et Stuart Smith, 2000; James *et coll.*, 2004, Dyer *et coll.*, 2001, McLoughlin *et coll.*, 2003). De nombreux autres aspects pourraient être examinés, comme les trajectoires successives après les perturbations causées par le feu ou les récoltes, mais un traitement complet va au-delà du champ d'application du présent exercice.

Un facteur d'ordre méthodologique est la fenêtre de 50 ans pour quantifier la perturbation causée par les feux. Cet intervalle de 50 ans est conforme à Sorensen *et coll.* (2008) et à la durée prévue des effets sur le caribou provenant de plusieurs études (Klein, 1982; Schaefer et Pruitt, 1991; Dunford *et coll.*, 2006), mais représente une coupure discrète lors de l'extraction des données sur les perturbations. Par exemple, un grand feu qui aurait



eu lieu 51 ans avant la dernière année à laquelle des données démographiques étaient disponibles n'aurait pas été inclus dans l'estimation des perturbations de l'aire de répartition de cette population locale. De même, les feux datant de 49 ans et de un an étaient considérés comme identiques dans une aire de répartition, et aucune importance n'a été accordée à la variabilité potentielle de la durée des impacts dans les aires. Les analyses futures devraient prendre en considération une variable, ou fenêtre, pour mesurer cette perturbation dans les aires de répartition individuelles, et compte tenu de l'étendue géographique dans laquelle l'espèce est répartie, dans la mesure du possible, intégrer l'information sur la variabilité dans la régénération et le rétablissement après le feu.

On peut soutenir que les mesures des perturbations anthropiques et naturelles dans cette étude étaient très simples en raison de l'exigence d'utiliser des ensembles de données normalisés à l'échelle nationale. Les données de Global Forest Watch Canada étaient limitées à la détection immédiate d'éléments à partir de l'imagerie satellite à résolution moyenne (échelle de 1:40 000–1:50 000; résolution globale des pixels de 28,5 m), et la base de données sur les grands feux ne comprend que les feux de plus de 200 ha. Les perturbations étroites et petites n'ont donc pas été entrées. De plus, les données les plus récentes sur les perturbations anthropiques remontaient à 2005, et certains éléments n'étaient valides que jusqu'en 2003. On a tenté de faire correspondre les données démographiques avec les couches de perturbations; toutefois, la disponibilité des données était limitée. Il se peut que dans les aires de répartition où le taux de changement était élevé, le niveau de perturbation ait été sous-estimé, particulièrement lorsque les données démographiques étaient très récentes. Toutefois, la force de nos analyses comprend la standardisation des mesures des perturbations dans les aires de répartition et la répétabilité de la procédure. Enfin, bien que nos analyses aient révélé certains liens fondamentaux avec une explication minimale, nos mesures des perturbations n'ont permis d'obtenir qu'un sous-ensemble de caractéristiques qui touchent les conditions de l'aire de répartition, et une meilleure compréhension des caractéristiques additionnelles des aires pourrait aider à expliquer la variation dans les liens observés à l'échelle nationale. Il est également important de signaler que nos mesures de perturbations n'expliquaient que les changements bien en vue de la couverture forestière qui pouvaient être calculés à partir de données à l'échelle nationale et cartographiés. Certaines aires de répartition du caribou au Canada subissent d'autres formes de perturbations qui peuvent avoir des répercussions sur les conditions de la population ou sur l'utilisation de l'aire. Par exemple, une circulation aérienne basse peut avoir des conséquences sur la reproduction du caribou (Luick *et coll.*, 1996; Maier *et coll.*, 1998) et la survie des faons (Harrington et Veitch, 1992). La chasse excessive peut aussi contribuer au déclin des populations (Bergerud, 1967; 1974).

Parmi les modèles évalués, la perturbation totale, exprimée en superficie proportionnelle de l'aire touchée était la meilleure variable explicative des niveaux de recrutement observés chez le caribou et expliquait 61 % de la variation dans ce paramètre. Une hypothèse implicite dans l'utilisation d'un modèle simple est que les secteurs dans les aires des populations, ou zones étudiées, qui ne sont pas brûlés ou touchés par des éléments anthropiques sont également bons pour le caribou, ce qui peut ou non être le cas. Une exploration de la variabilité de la



réponse dans les aires de répartition, un examen plus approfondi des conditions particulières dans les aires individuelles et une consultation avec des biologistes qui connaissent les conditions locales peuvent aider à déterminer les raisons pour lesquelles les populations se trouvent à l'extérieur des intervalles de confiance de la régression et à générer des hypothèses additionnelles sur les mesures touchant les conditions des aires pour l'évaluation dans les prochaines analyses. Une autre caractéristique évidente de la perturbation qui pourrait être quantifiée au moyen des données existantes est la configuration spatiale des perturbations dans les aires de répartition du caribou et son effet sur les mesures de la connectivité et la grandeur des parcelles. Il existe des preuves théoriques et empiriques qui laissent croire que, au même niveau de perturbation, une tendance spatiale plus dispersée mènerait à une plus grande fragmentation de l'aire de répartition, à une plus grande dissémination des habitats de haute qualité du caribou avec ceux qui conviennent à d'autres espèces, à une meilleure accessibilité de l'aire de répartition aux prédateurs et donc, à une diminution globale des aires de refuges disponibles pour le caribou, ce qui entraîne des conséquences sur les conditions des populations.

La mesure des conditions des populations utilisée dans cette étude est le recrutement, pour lequel les données les plus complètes étaient disponibles. Des analyses exploratoires ont révélé une bonne correspondance entre le recrutement et la croissance des populations pour un sous-ensemble de données disponible. Toutefois, le recrutement n'a pas été corrélé avec la survie des femelles, comme ce fut le cas pour les populations de caribous dans les études antérieures (p. ex., Bergerud, 1988). Nous avons déjà émis l'hypothèse selon laquelle il existe une disjonction. Les analyses futures devraient porter sur le lien entre le recrutement et d'autres paramètres des populations par des études empiriques et en simulation. Pour qu'elles soient utiles à la gestion, les analyses démographiques devraient porter sur la covariation entre les indices vitaux et les variables de l'habitat (Boyce *et coll.*, 2005), dans le présent cas, les mesures des conditions des aires de répartition. Ce travail comporte de nombreux résultats. Premièrement, il augmenterait la compréhension du lien entre les composantes de la croissance des populations et leur interaction avec les conditions de l'aire de répartition, et déterminerait les incertitudes qui pourraient devenir l'objet d'expériences futures de gestion par l'adaptation. Deuxièmement, il fournirait des informations sur les modèles de surveillance, de sorte que les données recueillies représenteraient les mesures les plus rentables et efficaces des conditions des populations. L'élaboration de programmes et de protocoles de surveillance normalisés à long terme produirait des estimations cohérentes qui maximiseraient l'information disponible pour des analyses futures.

Les travaux précédents indiquent que la réaction des populations peut se trouver derrière le changement du paysage depuis plusieurs décennies, en raison des facteurs immédiats responsables (Vors *et coll.*, 2007). Les effets sur les populations de caribous touchées par les changements de compétiteurs et de prédateurs peuvent prendre du temps à se manifester, car la réponse numérique de ces espèces n'est pas immédiate. Nos analyses n'ont pas porté sur les décalages potentiels de la réaction des populations aux conditions changeantes de l'aire de répartition, car les données sur les perturbations anthropiques de Global Forest Watch Canada (GFWC) ne pouvaient être scindées en intervalles de temps. Toutefois,



GFWC effectue actuellement une analyse du changement de paysage, afin de quantifier les changements anthropiques au cours des périodes de 1990 à 2000 et de 2001 à 2007. Ces données faciliteront la recherche sur la dynamique des populations de caribous relative aux taux de changement, et l'exploration des retards potentiels dans la réponse.

L'un des principaux objectifs de la présente étude était d'étendre l'analyse de Sorensen *et coll.* (2008) à un éventail plus large de conditions des populations et du paysage. La structure générale du modèle utilisée pour chaque étude était semblable; toutefois, différentes mesures des variables indépendantes et dépendantes ont été évaluées. Il n'est donc pas approprié d'effectuer une comparaison quantitative des résultats de modèles particuliers. Néanmoins, les deux études posaient la question : y a-t-il un lien entre les perturbations causées par les humains et le rendement des populations de caribous? La réponse est oui. Il existe un risque accru pour la persistance des populations de caribous, car le niveau de perturbations anthropiques augmente et les perturbations par le feu interagissent avec lui, et c'est pourquoi la perturbation totale sur une aire de répartition du caribou doit être considérée lors de l'établissement de lignes directrices de gestion. Les résultats révèlent également qu'il est possible d'établir des lignes directrices quantitatives pour les seuils de perturbations pour la probabilité de la persistance des populations, même si les mécanismes qui sous-tendent ce lien ne sont pas entièrement compris. Enfin, l'évaluation et la gestion de l'habitat doivent être liées aux réponses démographiques, comme le recrutement. La cueillette et l'analyse de l'information provenant de multiples populations, le produit de nombreuses années d'efforts déployés par de nombreuses personnes, sont un moyen de générer cette connaissance essentielle.



## Références

- Algina, J., et S. Olejnik. 2000.** « Determining sample size for accurate estimation of the squared multiple correlation coefficient », *Multivariate Behavioral Research*, vol. 35, p. 119-137.
- Bergerud, A.T. 1967.** « Management of Labrador caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 31, p. 621-642.
- Bergerud, A.T. 1974.** « Decline of caribou in North America following settlement », *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, p. 757-770.
- Bergerud, A.T. 1988.** « Caribou, wolves and man », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 3, p. 68-72.
- Bergerud, A.T., et J.P. Elliott. 1986.** « Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 64, p. 1515-1529.
- Boyce, M.S., L.L. Irwin et R. Barker. 2005.** « Demographic meta-analysis: synthesizing vital rates for spotted owls », *Journal of Applied Ecology*, vol. 42, p. 38-49
- Brooks, G.P., et R.S. Barcikowski. 1996.** « Precision power and its application of the selection of regression sample sizes », *Mid-Western Educational Researcher*, vol. 9, p. 10-17.
- Casciok, W.F., E.R. Valenzi et V. Silbey. 1978.** « Validation and statistical power: implications for applied research », *Journal of Applied Psychology*, vol. 63, p. 589-595.
- 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 », *Écoscience*, vol. 14, p. 491-498.
- Dunford, J.S., P.D. McLoughlin, F. Dalerum et S. Boutin. 2006.** « Lichen abundance in the peatlands of northern Alberta: implications for boreal caribou », *Écoscience*, vol. 13, p. 469-474.
- 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(3), p. 531-542.
- Harrington, F.H., et A.M. Veitch. 1992.** « Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador », *Arctic*, vol. 44, p. 318-327.
- Hatter, I.W., et A.T. Bergerud. 1991.** « Moose recruitment, adult mortality and rate of change », *Alces*, vol. 27, p. 65-73



**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.

**James, A.R.C., S. Boutin, D. Hebert et A.B. Rippin. 2004.** « Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves », *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, p. 799-809.

**Joly, K., B.W. Dale, W.B. Collins et L.G. Adams. 2003.** « Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, p. 1192-1201.

**Klein, D. R. 1982.** « Fire, lichens, and caribou », *Journal of Range Management*, vol. 35, p. 390-395.

**Lee P, JD Gysbers et Stanojevic Z. 2006.** Canada's Forest Landscape Fragments: A First Approximation (rapport de Global Forest Watch Canada), Edmonton, Alberta: *Global Forest Watch Canada*, 97 p.

**Luick, J.A., J.A. Kitchens, R.G. White et S.M. Murphy. 1996.** « Modelling energy and reproductive costs in caribou exposed to low flying military jetcraft », *Rangifer*, vol. 9, p. 209-211.

**Maier, J.A.K., S.M. Murphy, R.G. White et M.D. Smith. 1998.** « Responses of caribou to overflights by low-altitude jetcraft », *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, p. 752-766.

**Mallory, F.F. et T.L. Hillis. 1998.** « Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases and population dynamics », *Rangifer*, Special Issue, vol. 10, p. 49-60.

**Maxwell, S.E. 2000.** « Sample size and multiple regression analysis », *Psychological Methods*, vol. 5, p. 434-458.

**McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes et S. Boutin. 2003.** « Declines in populations of woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, p. 755-761.

**Montgomery, D.C., E.A. Peck et G.G. Vining. 2001.** *Introduction to linear regression analysis* (3rd ed.), John Wiley and Sons Inc., New York, New York.

**O'Brien, D., M. Manseau et A. Fall. 2006.** « Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory », *Biological Conservation*, vol. 130, p. 70-83

**Racey, G.D., et T. Armstrong. 2000.** « Woodland caribou range occupancy in northwestern Ontario: past and present », *Rangifer, Special Issue*, vol. 12, p. 173-184.



- Rettie, W.J., et F. Messier. 1998.** « Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 251-259.
- Schaefer, J.A. 2003.** « Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga », *Conservation Biology*, p. 17, p. 1435-1439.
- Schaefer, J.A., et S.P. Mahoney. 2007.** « Effects of progressive clearcut logging on Newfoundland Caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, p. 1753-1757.
- Schaefer, J.A., et W.O. Pruitt. 1991.** « Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba », *Wildlife Monographs*, vol. 116, p. 1-39.
- Schmiegelow, F.K.A., S.G. Cumming et B. Lessard. 2004.** Landscape issues in sustainable forest management: wildlife modeling, landscape simulation and model-based sampling, compte rendu de projet du Sustainable Forest Management Network 2003/04.
- Schmiegelow, F.K.A., C.A. Stambaugh, D.P. Stepnisky et M. Koivula. 2006.** « Reconciling salvage logging of boreal forests with a natural disturbance management model », *Conservation Biology*, vol. 20, p. 971-983
- Seip, D.R. 1992.** « Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 70, p. 1494-1503.
- Shepherd, L., F.K.A. Schmiegelow et E. Macdonald. 2007.** « Managing fire for woodland caribou in Jasper and Banff National Parks », *Rangifer*, vol. 17, p. 129-140.
- Smyth, C., J. Schieck, S. Boutin et S. Wasel. 2005.** « Influence of stand size on pattern of live trees in mixedwood landscapes following wildfire », *The Forestry Chronicle*, vol. 81, p. 125-132.
- 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, p. 900-905.
- Stuart-Smith, A.K., C.J. Bradshaw, S. Boutin, D.M. Hebert et A.B. Rippin. 1997.** « Woodland caribou distribution relative to landscape patterns in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 917-924.
- Thomas, D.C., S.J. Barry et G. Alaie. 1996.** « Fire-caribou-winter range relationships in northern Canada », *Rangifer*, vol. 16, p. 57-67.
- Vistnes, I., et C. Nellemann. 2008.** « The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity », *Polar Biology*, vol. 31, p. 399-407.



**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, p. 1249-1256.

**Wittmer, H.U., A.R. Sinclair et B.N. McLellan. 2005.** « The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou », *Oecologia*, vol. 114, p. 257-267.

**Wittmer, H.U., B.N. McLellan, R. Serrouya et C.D. Apps. 2007.** « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, p. 568-579.

**RNCan. 2008.** Canadian Large Fire Database, 1957–2007. Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Gouvernement du Canada.

**GNWT. 2008.** NWT Wildfire History Database, 1965-2007. Forest Management Division, Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories.



## 6.6 Analyse de la viabilité des populations non spatiale

### INTRODUCTION

Le **Comité sur la situation des espèces en péril au Canada** (COSEPAC) a classé l'écotype du caribou boréal parmi les espèces menacées en 2002 (Thomas et Gray, 2002). Les causes du déclin des populations de caribous boréaux comprennent les récoltes excessives par les humains et l'altération de l'habitat à l'échelle du paysage qui favorisent les forêts aux premiers stades de succession écologique, ainsi que les espèces-proies et les prédateurs qui leur sont associés (Environnement Canada, 2007). Les principaux objectifs du programme de rétablissement du caribou boréal sont d'empêcher la disparition des populations locales et de maintenir ou d'améliorer la condition de l'habitat afin de permettre à ces populations d'être autonomes (Environnement Canada, 2007). Quant à la persistance à long terme des populations de caribous boréaux, elle soulève des questions sur le rôle relatif des divers indices vitaux et de la taille des populations dans le maintien des populations de caribous boréaux.

Des processus déterministes et stochastiques peuvent être à l'origine du déclin des populations (Caughley, 1994). Les récoltes excessives, la perte et la fragmentation de l'habitat par l'homme et la prédation sont les facteurs déterministes qui peuvent diminuer la taille des populations (Diamond, 1984; 1989). Lorsque les populations sont petites et isolées, elles sont vulnérables à la stochasticité démographique et environnementale, qui peut diminuer encore plus leur nombre et causer un isolement génétique (Shaffer, 1981; 1987; Lande, 1988; 1993). L'interaction entre les facteurs déterministes et stochastiques peut accroître le danger de disparition, décrit comme un vortex d'extinction (Gilpin et Soule, 1986). Les facteurs stochastiques peuvent entraîner l'extinction des petites populations, et ce, même si la condition de l'habitat est bonne et que les causes déterministes du déclin sont supprimées (Shaffer, 1981). Les catastrophes (comme les grands incendies de forêts) sont considérées comme une forme extrême de stochasticité environnementale qui cause une diminution importante des populations et qui a donc d'importantes répercussions sur toutes les populations, peu importe leur taille (Lande, 1993).

La condition de l'habitat influe directement sur la démographie des populations de caribous boréaux. L'altération de l'habitat à l'échelle du paysage, qui favorise les forêts aux premiers stades de succession écologique ainsi que les espèces-proies et les prédateurs qui leur sont associés, peut entraîner une diminution du taux de survie du caribou boréal (Wittmer *et coll.*, 2007). La diminution de la survie des adultes et du recrutement accroît le risque d'extinction. Les recherches sur la façon dont le cycle biologique et les indices vitaux influent sur la persistance des populations dans différentes situations de l'habitat aident à comprendre la condition de l'habitat qui permet aux populations de caribous boréaux d'être autonomes.

L'examen scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal s'est fait selon quatre méthodes d'analytique visant à soutenir le cadre de décision relatif à l'habitat essentiel; nous exposons ici l'une d'entre elles : l'analyse de la viabilité des populations (AVP) non spatiale. L'objectif de



ce travail était d'utiliser des modèles non spatiaux pour évaluer les conséquences du cycle vital et de la structure de la population du caribou boréal sur la persistance des populations, au moyen des indices vitaux de l'aire de répartition des populations et de leurs variances, qui ont été notés pour le caribou boréal. Ce travail vise à informer l'analyse de la décision relative à l'habitat essentiel en évaluant la taille des populations nécessaire à la persistance dans diverses caractéristiques démographiques et en fournissant un outil pour rechercher les effets des indices vitaux altérés sur la dynamique des populations de caribous boréaux.

Au moyen d'un modèle comportant une matrice de Leslie, nous avons évalué les effets de la variation dans les indices vitaux du caribou boréal sur la dynamique et la persistance des populations. Nous avons particulièrement cherché à répondre aux questions suivantes :

- 1) Quelle est la taille critique d'une population qui assurera la persistance dans une stochasticité environnementale et démographique, et dans diverses combinaisons de taux de survie des adultes et des faons indiqués dans les publications?
- 2) Quel paramètre possède la plus grande contribution relative pour la probabilité d'extinction entre la survie des femelles adultes, celle des faons et leurs coefficients de variation (CV)?
- 3) Comment les taux de recrutement influent-ils sur le risque d'extinction relatif dans des populations de diverses tailles et divers scénarios de survie des femelles adultes?

## MÉTHODES

Nous avons utilisé un modèle comportant une matrice de Leslie à deux âges avec des femelles seulement. Le modèle, BWCSim1.0 (Boreal Woodland Caribou Simulator; J. Tew, non publié), a été élaboré au moyen du logiciel Borland C++ Builder 5.0 Professional. Le taux de croissance intrinsèque calculé ( $\lambda$ ) était fondé sur une projection déterministe de la matrice des âges (Caswell, 2001). La dépendance de la densité a été incorporée en tant qu'équation logistique de Ricker en supposant un taux fini maximal d'augmentation des populations ( $\lambda$ ) de  $\lambda = 1,3$ . La croissance des populations qui dépend de la densité est touchée lorsque l'abondance atteint la capacité de charge (K); les indices vitaux inférieurs à K de la matrice des âges demeurent inchangés. La fécondité a été modélisée par le recrutement des femelles faons jusqu'à l'âge d'un an par femelle adulte, et calculée à  $t+1$  comme ceci : taux de mise bas \* rapport des sexes \* taux de survie (0 – an).

Nous avons utilisé des données démographiques sur le caribou boréal selon les âges (faon, jeune d'un an et adulte) qui figurent dans les publications afin de garnir le modèle (tableau 1). Nous avons calculé les valeurs moyennes, minimales et maximales pour la survie des femelles, faons et adultes, et les coefficients de variation correspondants (CV; tableau 1). De chaque étude, nous avons calculé les CV de chaque individu au moyen de l'une des trois méthodes : 1) pour les études qui indiquaient SE ou des intervalles de confiance de 95 % (IC) qui étaient symétriques autour de l'estimation, nous avons calculé le CV par le SE/estimation des paramètres; 2) pour les études qui comportaient des IC de 95 % qui avaient été calculés au moyen de l'amorçage ou d'autres techniques (qui rendent impossible la marche arrière du



calcul des CV), nous avons divisé l'IC par 4 pour obtenir une estimation approximative du SE puis calculé le CV selon la formule susmentionnée; ou 3) pour les études qui avaient indiqué un IC asymétrique ou dont la borne supérieure avait été tronquée à 1 (c.-à-d. taux de survie), nous avons déterminé la différence entre la moyenne et les bornes de l'IC supérieures ou inférieures, selon celles qui étaient les plus élevées. Nous avons ensuite estimé l'IC comme étant égal au double de la valeur, puis calculé le CV correspondant.

Plusieurs paramètres additionnels étaient nécessaires pour utiliser les modèles (Tableau 2). Nous avons supposé que : les adultes représentaient 70 % de la population, les femelles représentaient 61 % des adultes, ceux âgés d'un an représentaient 14 % de la population, et que les faons représentaient 16 % de la population, et que les femelles adultes et âgées d'un an constituaient 50 % de la population<sup>1</sup>, à partir des moyennes des valeurs indiquées dans les publications (tableau 1). Nous avons fixé la proportion de faons femelles chaque année à 0,50 (Gustine *et coll.*, 2006) et en l'absence de données publiées sur la proportion des femelles âgées d'un an, nous avons aussi fixé cette valeur à 0,50. Le modèle a généré une répartition stable de l'âge de la population initiale ( $A_i$ ) basé sur les taux de survie et le  $N_i$ . Nous avons estimé que les femelles âgées d'un an et adultes représentaient ~ 50 % de la population. Étant donné que BWCSim1.0 ne prédit que l'abondance de femelles (c.-à-d. les adultes + celles âgées d'un an), nous avons doublé les valeurs d'abondance de femelles prédites par le modèle pour obtenir les tailles de populations totales (y compris les mâles, voir note, tableau 1 pour le calcul). Pour tous les résultats, nous avons indiqué la taille totale de la population.

Nous avons fixé le taux de mise bas pour les adultes (> 2 ans) à 0,76 à partir de la moyenne des valeurs mentionnées dans les publications (tableau 1). Habituellement, les caribous ont leur premier petit à l'âge de trois ans, mais une reproduction plus précoce a été observée (jusqu'à deux ans) (Bergerud, 1980). Par conséquent, nous avons fixé le taux de mise bas à 0. Bien que les variations du taux de mise bas et le rapport des sexes des faons n'aient pas été indiqués dans les publications, nous avons attribué un CV de 0,10 aux deux paramètres en supposant qu'ils varient.

Nous avons modélisé des populations sur plus de 100 ans avec 500 reprises d'essai. La capacité de charge a été fixée à trois fois l'abondance initiale de femelles ( $3A_i$ ) pour satisfaire à la croyance largement acceptée selon laquelle les populations de caribous boréaux se trouvent à des densités habituellement bien en deçà de la capacité de charge de leur habitat, probablement parce que la prédation limite de nombreuses populations de caribous d'Amérique du Nord à des niveaux inférieurs à la densité que la disponibilité de la nourriture peut faire vivre (Seip, 1991; Bergerud, 1996).

BWCSim1.0 incorpore la stochasticité démographique en utilisant un nombre aléatoire générateur pour attribuer des valeurs annuelles pour les indices vitaux dans l'écart de variation autour des valeurs moyennes indiquées dans les publications, simulant ainsi la variation des indices vitaux parmi les individus. La stochasticité environnementale est simulée par les reprises d'essai du modèle (c. à-d. une production de multiples matrices de Leslie), qui

<sup>1</sup> Adultes dans la population = population totale (100 %) – jeunes d'un an (14 %) – faons (16 %) = 70 %; femelles adultes = 70 % \* 61 % = 42,7 % de la population; femelles âgées d'un an = 50 % rapport des sexes \* 14 % = 7 % de la population; femelles adultes + femelles âgées d'un an = 42,7 % + 7 % = 49,7 ou 50 % de la population.



incorpore une gamme d'estimations de survie et de fécondité calculée à partir de la variation des indices vitaux.

BWCSim1.0 modélise la démographie des populations seules, alors qu'aucune immigration ou émigration n'a lieu entre les populations. Les catastrophes environnementales n'étaient pas incluses dans le modèle, et il n'y avait pas d'âge maximal ni d'âge maximal de reproduction. Pour compenser les estimations trop optimistes de la persistance des populations causées par les limites du modèle, nous avons indiqué le risque de quasi-extinction (risque que la population tombe sous les 10 femelles) pour l'évaluation de la taille critique des populations. Pour toutes les autres analyses, nous avons indiqué des prédictions de risque d'extinction. Les critères de classification des espèces de l'IUCN dans la catégorie vulnérable (équivalent à la catégorie menacée du COSEPAC) est un risque d'extinction de  $\geq 10\%$  sur 100 (SSC, 2001). Nous avons donc fixé le seuil de risque acceptable d'extinction à  $< 10\%$  sur 100 ans.



**Annexe 6.6 – Tableau 1.** Valeurs des paramètres relatifs aux populations moyenne, maximale et minimale des caribous boréaux du Canada

Région	Année	% d'adultes mâles	% jeunes d'un an	% faons	Survie des femelles adultes ( $S_{ad}$ )	CV de survie des femelles adultes (CV de $S_{ad}$ )	Survie des faons ( $S_{faon}$ )	CV de survie des faons (CV de $S_{faon}$ )	Mise bas	CV de mise bas	Étude
Qc	1999-2001	43,1 %			0,75	0,11					Courtois et coll., 2007
Qc	1999-2001	37,3 %			0,87	0,06					Courtois et coll., 2007
Qc	1999-2001	29,8 %			0,82	0,07					Courtois et coll., 2007
AB	1995	45,9 %		9,0 %	0,81						Stuart-Smith et coll., 1997
AB	1976-1978	46,0 %		13,0 %	0,85		0,25				Fuller et Keith, 1981
T.-N.	1995-1997				0,88	0,09	0,46	0,46	1		Mahoney et Virgi, 2003
T.-N.	1994-1997	43,2 %									Mahoney et Virgi, 2003
Sask.	1993-1996				0,80	0,12					Rettie et Messier, 1998
Sask.	1993-1996				0,87	0,10					Rettie et Messier, 1998
Sask.	1993-1996				0,79	0,13					Rettie et Messier, 1998
Sask.	1993-1996				0,78	0,13					Rettie et Messier, 1998
C.-B.	2003-2004				0,94	0,03			0,78		Culling et coll.
AB	1993-2002				0,89	0,01					McLaughlin et coll., 2003
AB	1993-2002				0,86	0,01					McLaughlin et coll., 2003
AB	1995-2002				0,87	0,04					McLaughlin et coll., 2003
AB	1995-2002				0,89	0,03					McLaughlin et coll., 2003
AB	1998-2002				0,93	0,01					McLaughlin et coll., 2003
AB	1998-2002				0,86	0,02					McLaughlin et coll., 2003
Labr.	1981-1988	38,9 %		18,5 %	0,80	0,07	0,38	0,12	0,74	0,10	Schaefer et coll., 1999
Labr.	1993-1997	28,6 %		8,9 %	0,70	0,07	0,17		0,71	0,09	Schaefer et coll., 1999
ONT.	1976-1984	52,0 %	15,7 %	22,0 %			0,67		0,81		Ferguson et coll., 1998
AB	1999-2003	26,0 %		10,9 %	0,85	0,04	0,23				Smith, 2004

1 Coefficient de variation



Annexe 6.6 – Tableau 1. Valeurs des paramètres relatifs aux populations moyenne, maximale et minimale des caribous boréaux du Canada

Région	Année	% d'adultes mâles	% jeunes d'un an	% faons	Survie des femelles adultes ( $S_{ad}$ )	CV de survie des femelles adultes (CV de $S_{ad}$ ) <sup>1</sup>	Survie des faons ( $S_{faon}$ )	CV de survie des faons (CV de $S_{faon}$ )	Mise bas	CV de mise bas	Étude
AB	1979-1984				0,75	0,14					Edmonds, 1988
AB	1993-2001										Sorensen et coll., 2008
AB	1993-2001										Sorensen et coll., 2008
AB	1993-2001										Sorensen et coll., 2008
AB	1993-2001										Sorensen et coll., 2008
AB	1993-2001										Sorensen et coll., 2008
AB	1993-2001										Sorensen et coll., 2008
ONT.	2005			15,5 %							Vors, 2006
ONT.	2005			11,9 %							Vors, 2006
Qc	1999			12,5 %	0,73	0,22					Courtois et coll., 2005
Qc	2000				0,82	0,14					Courtois et coll., 2005
Qc	2001				0,85	0,12					Courtois et coll., 2005
Qc	2002			20,9 %	0,79	0,15					Courtois et coll., 2007
Qc	2003			23,1 %	0,94	0,06					Courtois et coll., 2005
Qc	2004			26,7 %	0,87	0,10					Courtois et coll., 2005
Qc	2005			18,2 %	0,93	0,07					Courtois et coll., 2005
T.-N.	1957-1967		10,3 %	13,4 %							Bergerud, 1971
T.-N.	1957-1967		15,4 %	19,6 %							Bergerud., 1971
Amérique du Nord		36,0 %									Bergerud 1971
	Min.	26 %	10 %	9 %	0,70	0 %	0,17	12 %	0,71	9 %	
	Moyen	39 %	14 %	16 %	0,85	8 %	0,38	38 %	0,76	10 %	
	Max.	52 %	16 %	27 %	0,94	22 %	0,67	64 %	0,81	10 %	

1 Coefficient de variation



**Annexe 6.6 – Tableau 2.** Paramètres du modèle utilisés pour l'analyse de la viabilité des populations (AVP) de caribous boréaux non-spatiale

Paramètre	Valeur/Plage	Source
Classes d'âge		
Capacité de charge	2 (femelle adulte, femelle d'un an)	
% faons dans la population	3 fois l'abondance initiale des femelles (3Ai)	
% jeunes d'un an dans la population	16 %	2, 3, 5, 6, 10, 11, 13, 14
% femelles chez les adultes	14 %	2, 5
% femelles chez les faons	61 %	2, 3, 5, 6, 7, 10, 11, 13
% femelles chez les jeunes d'un an	50 %	
Taux de mise bas	50 %	
Recrutement (de faons femelles)	0,76	5, 10, 15, 16
Fécondité des femelles d'un an	Mise bas * rapport des sexes * survie des faons	
CV de fécondité des femelles d'un an	0	
Survie des femelles adultes	0	
CV de survie des femelles adultes	0,70, 0,85, 0,94	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13
Survie des femelles d'un an	1 %, 8 %, 22 %	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13
CV de survie des femelles d'un an	0,70, 0,85, 0,94	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13
Survie des faons	1 %, 8 %, 22 %	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13
CV de survie des faons	0,17, 0,38, 0,67	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13
	12 %, 38 %, 64 %	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13

1 Edmonds 1988; 2 Bergerud 1971; 3 Courtois et coll., 2007; 4 Courtois et coll., 2005; 5 Ferguson et coll., 1988; 6 Fuller et Keith, 1981; 7 Gustine et coll., 2006; 8 Mahoney et Virgl, 2003; 9 McLoughlin et coll., 2003; 10 Schaefer et coll., 1999; 11 Smith 2004; 12 Sorenson et coll., 2008; 13 Stuart Smith et coll., 1997; 14 Vors 2006; 15 Rettie et Messier, 1998; 16 Culling et coll., document non daté



## Évaluation des tailles de population critiques

Nous avons modélisé une combinaison des taux de survie des faons ( $S_{\text{faon}}$ ) et de survie des femelles ( $S_{\text{ad}}$ ) afin d'évaluer la taille de la population requise pour réduire la probabilité d'une quasi-extinction à  $< 0,10$  sur une période de 100 ans. Les valeurs que nous avons utilisées étaient les taux de survie faible (F), moyen (M) et élevé (E) ainsi que les CV de faons et de femelles adultes, qui ont été compilées à l'aide de la moyenne ainsi que du maximum et du minimum de la moyenne des valeurs publiées (tableau 1). Nous avons évalué les quatre combinaisons d'indices vitaux suivants :

- i)  $S_{\text{daim}}$  faible, CV de  $S_{\text{daim}}$  élevé,  $S_{\text{ad}}$  moyenne, CV de  $S_{\text{ad}}$  moyen (FEMM);
- ii)  $S_{\text{daim}}$  moyenne, CV de  $S_{\text{daim}}$  élevé,  $S_{\text{ad}}$  moyenne et CV de  $S_{\text{ad}}$  moyen (MEMM);
- iii)  $S_{\text{daim}}$  moyenne; CV de  $S_{\text{daim}}$  élevé;  $S_{\text{ad}}$  moyenne, CV de  $S_{\text{ad}}$  élevé (MEME);
- iv)  $S_{\text{daim}}$  faible, CV de  $S_{\text{daim}}$  élevé,  $S_{\text{ad}}$  élevée et CV de  $S_{\text{ad}}$  moyen (FEEM);
- v) 75<sup>e</sup> centile de  $S_{\text{daim}}$ , CV de  $S_{\text{daim}}$ ,  $S_{\text{ad}}$  et CV de  $S_{\text{ad}}$  (75<sup>e</sup> centile; tableau 3).

Nous n'avons pas modélisé une combinaison de  $S_{\text{faon}}$  élevée et de  $S_{\text{ad}}$  faible, car nous avons présumé qu'il était peu probable que ce scénario se produise dans les populations naturelles.

Pour chaque scénario, nous avons accru l'abondance initiale des femelles jusqu'à ce que le risque de quasi-extinction soit de  $< 10\%$ . Le risque de quasi-extinction a été calculé par la moyenne du nombre d'années, sur 500 reprises d'essai, auquel l'abondance était égale à moins de 10 caribous femelles sur une période de plus de 100 ans.



**Annexe 6.6 – Tableau 3.** Valeurs des paramètres utilisés dans les scénarios visant à évaluer les seuils de populations de caribous boréaux, en fonction de la variation (CV = coefficient de variation) et de la survie (S) des femelles adultes et des faons.

Scénario	Description du scénario	Survie des faons ( $S_{faon}$ )	CV de survie des faons CV de $S_{faon}$	Survie des femelles adultes ( $S_{ad}$ )	CV de survie des femelles adultes (CV de $S_{ad}$ )
FEMM	$S_{daim}$ faible, CV de $S_{daim}$ élevé, $S_{ad}$ moyenne, CV de $S_{ad}$ moyen	0,17	64 %	0,85	8 %
FEEM	$S_{daim}$ faible, CV de $S_{daim}$ élevé, $S_{ad}$ élevée, CV de $S_{ad}$ moyen	0,17	64 %	0,94	8 %
MEMM	$S_{daim}$ moyenne, CV de $S_{daim}$ élevé, $S_{ad}$ moyenne, CV de $S_{ad}$ moyen	0,38	64 %	0,85	8 %
MEME	$S_{daim}$ moyenne, CV de $S_{daim}$ élevé, $S_{ad}$ moyenne, CV de $S_{ad}$ élevé	0,38	64 %	0,85	22 %
75 <sup>e</sup> centile	75 <sup>e</sup> C_ $S_{daim}$ , 75 <sup>e</sup> C_ CV de $S_{daim}$ ; 75 <sup>e</sup> C_ $S_{ad}$ , 75 <sup>e</sup> C_ CV de $S_{ad}$	0,44	51 %	0,88	15 %



## Modèles de trajectoires des populations

Nous avons modélisé des trajectoires de populations à l'aide de données tirées des seules études portant à la fois sur la survie des faons et des femelles adultes de quatre populations de caribous boréaux (tableau 1), y compris deux périodes d'étude sur une population au Labrador (dont l'indice vital diffère considérablement des autres populations), pour un total de cinq modèles (tableau 4). Pour ce faire, nous avons utilisé des taux de survie moyens, des CV de taux de survie ainsi que les tailles de population de ces études. Dans le cas des études qui n'indiquaient pas la variation des estimations de survie, nous avons utilisé les CV compilés dans le tableau 1 pour les valeurs manquantes. Nous avons assigné le CV max. (tel qu'il est indiqué au tableau 1) aux CV de  $S_{\text{faon}}$  manquants, car les taux de  $S_{\text{faon}}$  correspondant aux valeurs manquantes étaient sous la moyenne globale de 0,38 et les estimations de survie faibles sont associées à une variation plus élevée d'une année à l'autre (tableau 1). Nous avons utilisé le CV moyen de 8 % indiqué dans le tableau 1 pour le CV de  $S_{\text{ad}}$  manquant étant donné que la valeur de  $S_{\text{ad}}$  correspondante était égale à la moyenne globale de  $S_{\text{ad}}$  compilée au tableau 1. Les estimations de la taille des populations étaient identiques dans toutes les études. Nous avons utilisé 50 % de ces estimations pour la modélisation de l'abondance initiale des femelles, étant donné que nous avons calculé les adultes femelles et que les jeunes d'un an représentaient environ 50 % de la population totale. Nous avons utilisé les valeurs présentées dans le tableau 2 pour la mise bas, la proportion de jeunes d'un an dans la population et le rapport des sexes des faons.

**Annexe 6.6 – Tableau 4.** Paramètres estimés utilisés pour modéliser les populations de caribous boréaux

Étude	Population	Population Taille	$A_i^*$	$S_{\text{ad}}$	CV de $S_{\text{ad}}$	$S_{\text{faon}}$	CV $S_{\text{faon}}$
Fuller et Keith, 1981	Birch Mountains (Alb.), 1976-1978	59	30	0,85	8 %**	0,25	64 %
Mahoney et Virgl, 2003	Corner Brook Lakes (T.-N.), 1994-1997	584	292	0,88	6 %	0,45	17 %
Schaefer <i>et coll.</i> , 1999	Red Wine Mountains (Labr.), 1981-1988	710	355	0,80	7 %	0,38	12 %
Schaefer <i>et coll.</i> , 1999	Red Wine Mountains, Labr. 1993-1997	151	76	0,70	7 %	0,17	64 %
Smith 2004	Little Smokey (Alb.), 1993-2003	80	40	0,85	4 %	0,23	64 %

\* L'abondance initiale des femelles ( $A_i$ ) a été établie à 50 % des populations estimées dans ces études.

\*\* Les données en italique signifient que les valeurs ont été assignées à partir de la plage de valeurs moyennes figurant dans le tableau 1



## Analyse de sensibilité

Nous avons réalisé des analyses de sensibilité afin de déterminer l'importance relative de la survie des femelles adultes ( $S_{ad}$ ), de la survie des faons ( $S_{faon}$ ) et des coefficients de variation s'y rattachant ( $CV-S_{ad}$  et  $CV-S_{faon}$ ) par rapport au risque d'extinction, en modélisant la plage des valeurs moyennes de chaque paramètre que nous avons compilé à partir des études (tableau 1). Nous avons modifié un paramètre à la fois, en maintenant les valeurs moyennes pour les autres paramètres (tableau 5). Nous avons ensuite calculé le risque d'extinction en pourcentage pour chacun des scénarios, selon le nombre moyen de fois que la population atteignait 0 sur une période de 100 ans, en reprenant l'essai plus de 500 fois. Nous avons appliqué des modèles dans lesquels il y avait trois valeurs d'abondance initiale de femelles ( $A_i$ ), soit 100, 200 et 400 individus, afin d'évaluer l'effet potentiel de la taille de la population sur le risque d'extinction.

**Annexe 6.6 – Tableau 5.** Valeurs des paramètres utilisés dans les scénarios visant à évaluer l'importance relative des paramètres d'une population par rapport au risque d'extinction des caribous boréaux

Paramètre modifié	$S_{faon}$	CV de $S_{faon}$	$S_{ad}$	CV de $S_{ad}$
$S_{ad}$	0,38	38 %	0,70-0,94	8 %
$S_{faon}$	0,17-0,67	38 %	0,85	8 %
CV de $S_{ad}$	0,38	38 %	0,85	1-22 %
CV de $S_{faon}$	0,38	12-64 %	0,85	8 %

## Analyse du recrutement

Nous avons modélisé l'effet du recrutement sur le risque d'extinction à l'aide de différents taux de survie chez les femelles (0,80, 0,84 et 0,88) et les valeurs 200, 400, 600 et 800 pour l'abondance initiale des femelles (valeurs correspondant aux tailles de population de 400, de 800, de 1 200 et de 1 600 caribous; tableau 5). Nous avons calculé les taux de survie des faons correspondants à partir des valeurs moyennes de recrutement tirées de la méta-analyse National Meta analysis of Boreal Caribou Demography and Range Disturbance (tableau 6; voir également l'annexe 4.5). La survie des faons a été calculée comme suit, en supposant un taux de mise bas de 0,76 :

$$S_{faon} = (\text{recrutement moyen}/0,76)/100$$

**Annexe 6.6 – Tableau 6.** Recrutement des caribous boréaux et valeurs de survie des faons correspondantes

<b>Recrutement (faons/100 femelles adultes)</b>	<b>Faons/femelles adultes</b>	<b>S<sub>faon</sub><sup>1</sup></b>
7,15	0,072	0,09
12,30	0,123	0,16
12,60	0,126	0,17
13,40	0,134	0,18
13,60	0,136	0,18
13,90	0,139	0,18
15,25	0,153	0,20
16,38	0,164	0,22
17,40	0,174	0,23
20,71	0,207	0,27
20,90	0,209	0,28
21,30	0,213	0,28
27,35	0,274	0,36
28,00	0,280	0,37
28,05	0,281	0,37
28,94	0,289	0,38
32,28	0,323	0,42
40,33	0,403	0,53
40,58	0,406	0,53
45,37	0,454	0,60
45,40	0,454	0,60
45,40	0,454	0,60
50,25	0,503	0,66
50,54	0,505	0,67

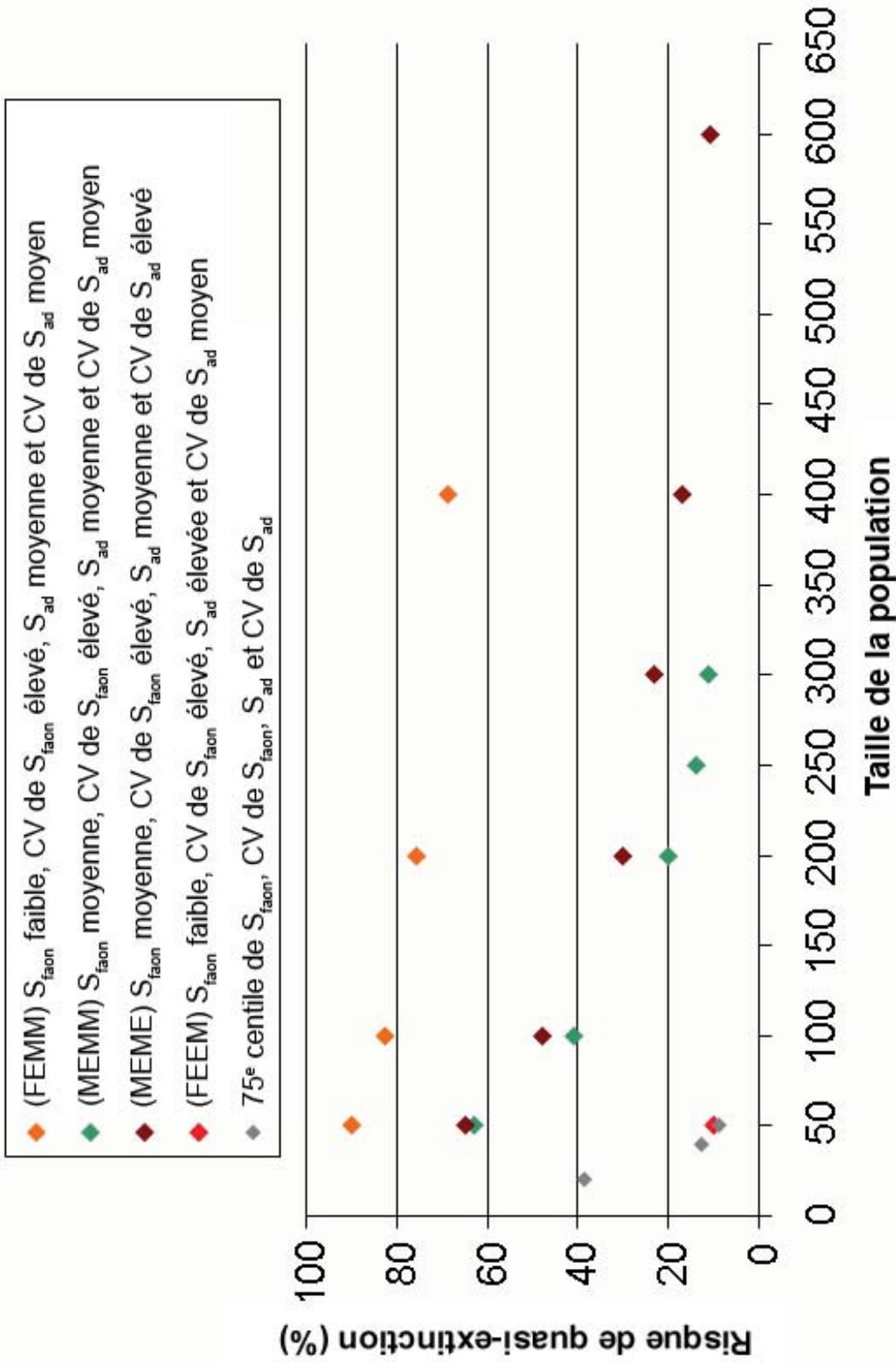
<sup>1</sup>La survie des faons est calculée ainsi :  $S_{\text{faon}} = \text{Recrutement/mise bas}$ . Nous supposons que le taux de mise bas est de 0,76.



## RÉSULTATS

### Évaluation des tailles de population critiques

Les résultats de l'analyse de la viabilité des populations non spatiale indiquent 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 (figure 1; FEMM). Les populations dont la survie des faons était moyenne (CV élevé) et la survie des femelles adultes était également moyenne (CV moyen) devaient se composer d'au moins 300 individus pour réduire le risque de quasi-extinction à < 10 % (figure 1; MEMM). Si nous utilisons les mêmes taux de survie moyens, mais des CV élevés pour la survie des faons et des femelles adultes, il faut une population comptant 600 individus pour compenser le risque de quasi-extinction. Toutefois, lorsque la survie des faons est faible (CV élevé, mais survie des femelles adultes élevée et CV moyen), une population de 50 animaux présentait un risque de quasi-extinction < 10 %, laissant supposer que la survie élevée des femelles adultes compensait le faible taux de survie des faons (figure 1; FEEM). Lorsque les caractéristiques démographiques sont bonnes (c.-à-d. survie relativement élevée des femelles adultes et des faons, correspondant au 75<sup>e</sup> centile des taux de survie et des CV), une population de 50 caribous présentait un risque de quasi-extinction de 10 % sur une période de 100 ans (figure 1; 75<sup>e</sup> centile).



**Annexe 6.6 – Figure 1.** Effet de la taille de la population sur le risque de quasi-extinction dans des modèles combinant différentes valeurs pour le taux de survie des faons, le CV de la survie des faons, la survie des femelles adultes et le CV de la survie des femelles adultes. La quasi-extinction se définit comme le risque que le nombre de femelles d'une population diminue à moins de 10 sur une période de 100 ans. Voir le tableau 3 pour une description de ces modèles.

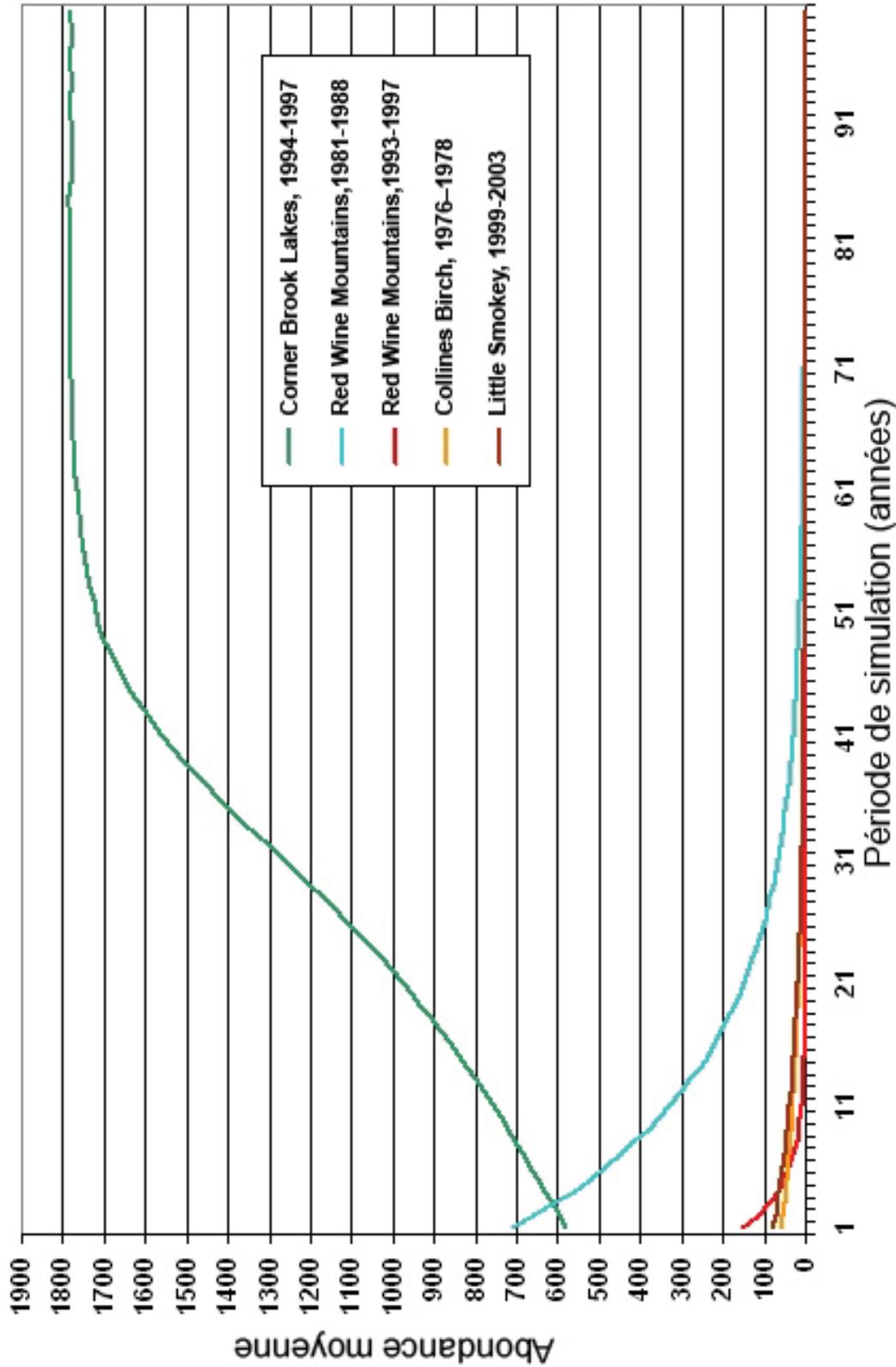


## Modèles de trajectoires des populations

Toutes les populations, à l'exception de la population de Corner Brook Lakes à Terre-Neuve (Mahoney et Virgl, 2003), ont disparu en moins de 100 ans, bien que le temps nécessaire à la disparition variait dans les différentes études (figure 2). Les trois populations ayant les caractéristiques démographiques les moins bonnes (Red Wine Mountains [fin de période], Birch Mountains et Little Smokey) ont décliné jusqu'au seuil de quasi-extinction de 10 femelles sur une période de 20 ans, alors que la population antérieure de Red Wine Mountains avait décliné moins rapidement. Le risque d'extinction  $P(e)$  et de quasi-extinction  $P(qe)$  de toutes les populations à l'exception de la population de Corner Brook Lakes était  $> 10 \%$  (tableau 7).

**Annexe 6.6 – Tableau 7.** Probabilités d'extinction ( $P[e]$ ) et de quasi-extinction ( $P[qe]$ ) sur une période de 100 ans de quatre populations de caribous boréaux étudiées

Population à l'étude	$P(e)$	$P(qe)$
Birch Mountains, 1976-1978	0,52	0,82
Corner Brook Lakes, 1994-1997	0,00	0,00
Red Wine Mountains, 1981-1988	0,30	0,55
Red Wine Mountains, 1993-1997	0,83	0,93
Little Smokey, 1999-2003	0,53	0,80



**Annexe 6.6 – Figure 2.** Changements prévus de l'abondance totale moyenne de quatre populations de caribous boréaux sur une période de 100 ans, en fonction de la taille de la population, de la survie moyenne des femelles adultes, de la survie des faons et des CV s'y rattachant tirés des études démographiques sur chaque population. Nous avons utilisé les valeurs de 15 études sur des populations de caribous boréaux pour estimer la mise bas, la proportion de jeunes d'un an dans la population et le rapport des sexes des faons.



## Analyse de sensibilité

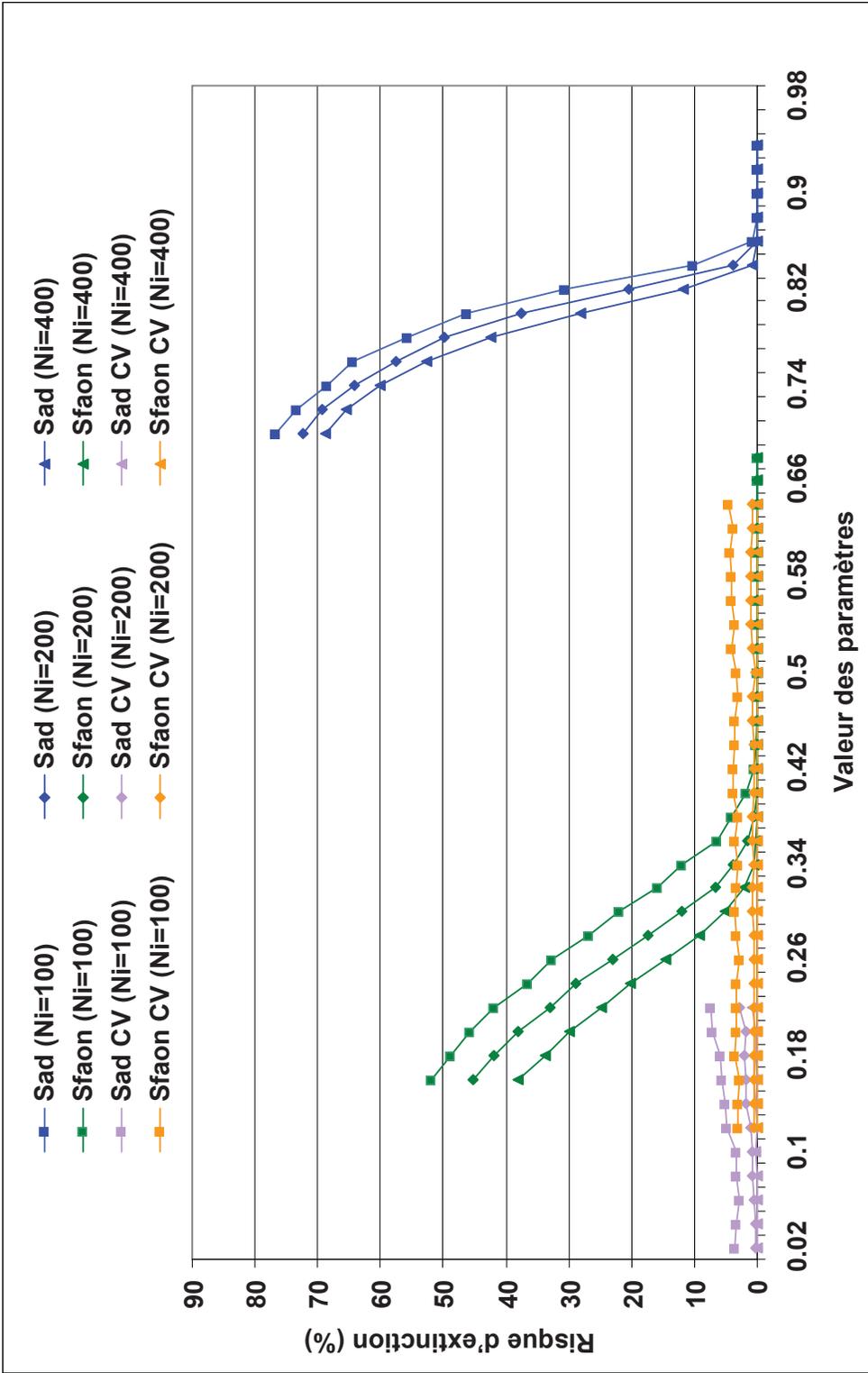
Les essais que nous avons effectués sur les indices vitaux ont indiqué que la survie des femelles adultes et la survie des faons avaient l'effet le plus marqué sur la probabilité d'extinction (figure 3). Le CV de  $S_{ad}$  et le CV de  $S_{faon}$  avaient des effets peu marqués sur la probabilité d'extinction, selon la taille de la population modélisée (figure 3). En ce qui a trait au taux de survie, la taille de la population pour la plage modélisée (100 à 400 femelles d'un an et adultes au départ) avait peu d'effet sur le risque d'extinction (figure 3)

La variation cumulative en pourcentage du risque d'extinction était beaucoup plus marquée lorsque la survie des femelles adultes était plus élevée que lorsque la survie des faons était plus élevée (figure 4). Dans le cas où la  $S_{ad}$  passait de moyenne à faible, la probabilité d'extinction augmentait de 72 %, alors que le changement de la  $S_{faon}$  de moyenne à faible augmentait la probabilité d'extinction de 42 %. En revanche, la probabilité d'extinction ne variait pas de plus de 5 % lorsque le CV de  $S_{faon}$  ou de  $S_{ad}$  passait de moyen à faible. En ce qui a trait au taux de survie, la taille de la population pour la plage modélisée (100 à 400 femelles d'un an et adultes au départ) avait peu d'effet sur le risque d'extinction (figure 3).

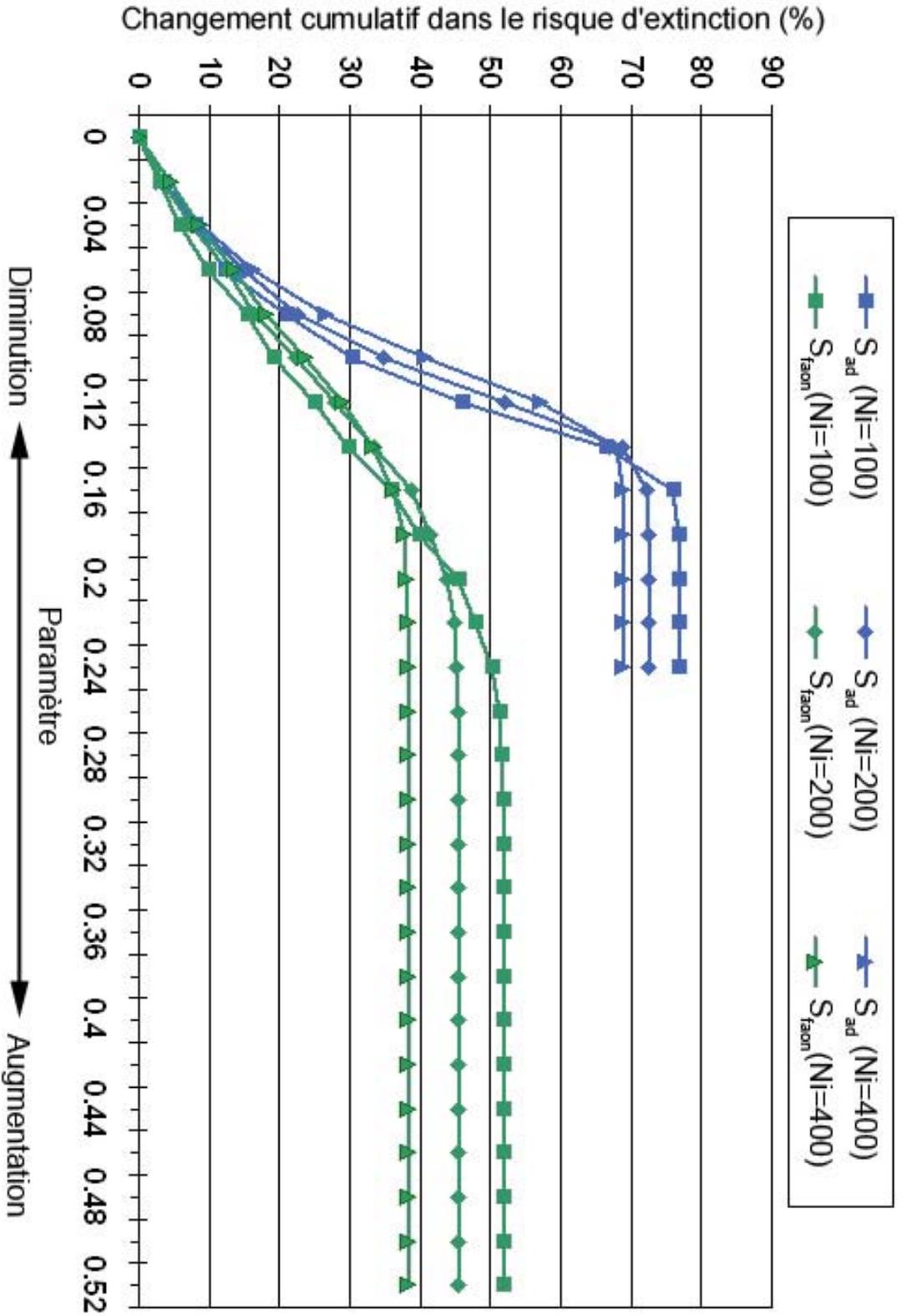
Bien que la plage de la survie des femelles adultes modélisée était plus restreinte (de 0,70 à 0,94) que la plage de survie des faons modélisée (de 0,17 à 0,67), la variation cumulative du risque d'extinction était largement plus grande pour la survie des femelles adultes (78 %; figure 4) que pour la survie des faons (52 %), laissant ainsi supposer l'importance de la survie des femelles adultes dans la dynamique des populations de caribous boréaux.

## Recrutement

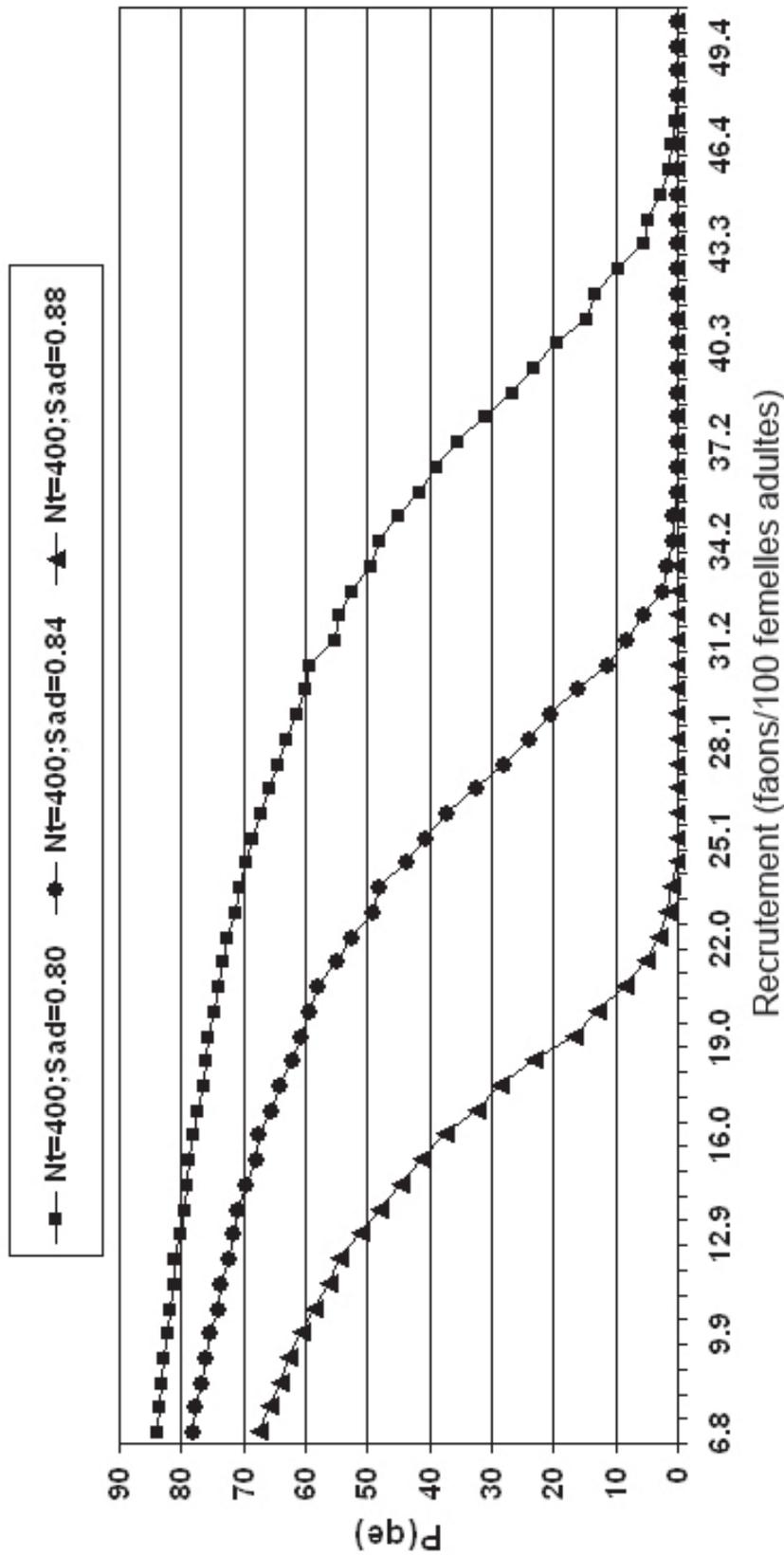
La probabilité d'extinction diminuait lorsque les taux de recrutement augmentaient (figure 5). Lorsque le taux de survie des femelles adultes était relativement élevé (0,88), il fallait un taux de recrutement de 20 faons/100 femelles adultes chez les populations de 400 individus pour réduire le risque de quasi extinction à < 10 % (figure 1). Par ailleurs, lorsque le taux de survie des femelles adultes était plus faible (de 0,80 à 0,84), il fallait un taux de recrutement de 30 à 43 faons/100 femelles adultes chez les populations de 400 individus pour réduire le risque de quasi-extinction à < 10 % (figure 5).



**Annexe 6.6 – Figure 3.** Variation du risque d'extinction (%) selon l'augmentation du taux des paramètres suivants : survie des femelles adultes ( $S_{ad}$ ) et des femelles faons ( $S_{faon}$ ), et l'augmentation des coefficients de variation (CV) de la survie des femelles adultes (CV de  $S_{ad}$ ) et des femelles faons (CV de  $S_{faon}$ ), dans des populations de diverses tailles (Ai; 100, 200, 400 femelles).



Annexe 6.6 – Figure 4. Variation cumulative du risque d'extinction selon le changement du taux de survie des femelles adultes et de survie des faons chez les caribous boréaux. Les paramètres représentent les taux de survie des femelles adultes ( $S_{ad}$ ) et de survie des faons femelles ( $S_{faon}$ ).



**Annexe 6.6 – Figure 5.** Effet du recrutement de caribous boréaux (faons/100 femelles) sur la probabilité de quasi-extinction selon une analyse de viabilité des populations non spatiale. Le risque de quasi-extinction est exprimé par le nombre moyen d'années (500 reprises d'essai) requis pour que le nombre de femelles d'une population atteigne 10 sur une période de 100 ans (en fonction d'une population initiale de 400 femelles).



## DISCUSSION

Nos modèles indiquent que les populations de caribous boréaux présentant de mauvaises caractéristiques démographiques (c.-à-d. taux de survie des faons faible et taux de survie des femelles adultes moyen) courent un risque élevé de quasi-extinction, et ce, peu importe la taille de la population. Lorsque les caractéristiques démographiques étaient moyennes (taux de survie des faons moyen et taux de survie des femelles adultes moyen), la taille de la population est un facteur important en ce qui a trait à la réduction du risque de quasi-extinction. En outre, lorsque les caractéristiques démographiques sont bonnes (c.-à-d. taux de survie relativement élevé des faons et des femelles adultes ou taux de survie des femelles adultes élevé et taux de survie des faons moyen) et en absence de tout autre facteur pouvant augmenter le risque d'extinction, la pérennité des petites populations de 50 individus était assurée pour de plus longues périodes. Sur les 57 populations locales de caribous boréaux au Canada qui sont considérées comme menacées, 46 % sont des petites populations (moins de 300 animaux), 28 % sont considérées comme en déclin et 19 % sont des petites populations et considérées comme en déclin. Nos modèles indiquaient que les petites populations boréales de caribous en déclin doivent faire l'objet d'une gestion accrue immédiate afin d'augmenter leurs chances de persistance.

Nos résultats ont indiqué que la survie des femelles adultes a une influence marquée sur la trajectoire des populations de caribous boréaux et qu'un taux de survie élevé des femelles adultes peut compenser les effets d'un faible recrutement de faons. Cette conclusion est appuyée par des études sur le terrain qui ont démontré la forte influence de la survie des femelles adultes sur la démographie des ongulés (Nelson et Peek, 1984; Eberhardt, 1985, Hern *et coll.*, 1990. Walsh *et coll.*, 1995; Crête *et coll.*, 1995, Arthur *et coll.*, 2003, Wittmer *et coll.*, 2005). Nos résultats ont également démontré l'influence de la survie des faons sur la trajectoire des populations de caribous boréaux, résultats qui sont semblables à ceux de Bergerud (1971), qui ont montré une forte corrélation entre la survie des faons et la croissance des populations. Raithel *et coll.* (2007) ont montré que, malgré l'élasticité relativement faible de la survie des faons, la variation de la survie des faons permettait d'expliquer une grande partie de la variation du lambda dans une population de wapitis donnée.

Nos modèles ont indiqué que, selon les caractéristiques démographiques mentionnées dans les publications pour quatre populations de caribous boréaux, trois de ces populations courent un risque élevé de disparition. Lorsque les caractéristiques démographiques sont relativement mauvaises (c.-à-d. taux de survie des femelles adultes et des faons relativement faible), la taille de la population ne peut éliminer le risque d'extinction, bien que l'extinction serait retardée dans le cas des populations plus importantes. La population qui présente de bonnes caractéristiques démographiques vit sur l'île de Terre-Neuve (Mahoney et Virgl, 2003) en absence de loups, un prédateur dont les réponses numérique et fonctionnelle augmentent avec la perturbation des habitats (Seip, 1991). Il est irréaliste de s'attendre à ce que les indices vitaux du caribou boréal demeurent les mêmes sur une période de 100 ans. Par exemple, la survie des femelles adultes de la population de Red Wine Mountains a augmenté d'environ 0,70 entre 1993 et 1997 et a atteint 0,90 au cours de la période de



2000 à 2005 (données non publiées, Wildlife Division du gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador). La prévision d'extinction de l'analyse de viabilité des populations (AVP) a donc été infirmée pour cette population vu l'augmentation du taux de survie des femelles adultes. Nos résultats ont toutefois indiqué que des taux de survie des femelles adultes et des faons de faibles à moyens accroissent le risque d'extinction et que les populations ayant de mauvaises caractéristiques démographiques déclinent rapidement, peu importe la taille de la population. Cependant, une modification positive des indices vitaux, particulièrement de la survie des femelles adultes, peut changer les résultats des prévisions de l'AVP de façon significative. Par conséquent, il faudra réévaluer les modèles à mesure que des nouvelles connaissances et données deviennent disponibles.

Nos résultats ont démontré que la probabilité d'extinction chez les populations de caribous boréaux diminue avec l'augmentation du taux de recrutement. Selon Bergerud (1992), le rapport de 27,7 faons/100 femelles adultes produisait une valeur de 1 pour le taux de croissance de la population ( $\lambda$ ), taux calculé à partir de 32 années d'études de populations de caribous des bois et de caribous des toundras. Nos résultats ont indiqué que ce seuil peut varier, en fonction de la survie des femelles adultes.

Dans notre modèle, la dépendance de la densité est incorporée comme une équation de Ricker logistique (compétition par exploitation), en supposant un taux de croissance de la population maximum ( $\lambda$ ) de  $R_{max} = 1,3$ . L'abondance a un effet sur la croissance de la population lorsqu'elle atteint la capacité de charge  $K$ ; lorsque l'abondance est inférieure à la valeur  $K$ , les indices vitaux de la matrice demeurent inchangés (c.-à-d. dépendance de la densité nulle). Bien que cela semble indiquer qu'il y aurait un certain plafond pour la dépendance de la densité, toute forme de dépendance de la densité sous la valeur  $K$  augmenterait le risque d'extinction et un risque d'extinction trop élevé pour être réaliste.

L'établissement d'un lien entre la capacité de charge et la taille de la population (c. à-d.  $K = 3A_i$ ) biaisait vraisemblablement la dépendance de la densité, particulièrement dans le cas des populations importantes, ce qui pourrait produire une surestimation des taux de croissance des populations importantes. Le CV de survie devient plus important lorsque l'abondance de la population se rapproche de la valeur  $K$ , car un CV élevé fait fluctuer davantage l'abondance, de sorte que la population se rapproche de la valeur  $K$  ou la dépasse plus rapidement lorsque des effets de la dépendance de la densité se produisent.

Les principales limites de notre modèle étaient l'absence d'un âge maximum et d'un âge minimum de reproduction. Ces limites ont entraîné des prévisions optimistes du risque d'extinction et ont vraisemblablement amplifié l'importance de la survie des femelles adultes par rapport au risque d'extinction, en plus de sous estimer les tailles de population critiques. L'ajout d'un modèle de matrice à plusieurs âges, incorporant un âge maximum et des composantes de sénescence, réglerait ces problèmes et produirait des estimations plus réalistes du risque d'extinction en fonction de la taille de la population.

Les modélisations futures devraient évaluer le lien entre la structure d'âge de la population initiale et la taille de population ainsi que sa tendance au fil du temps. Des données sur le



degré de dominance des femelles permettraient de modérer le déclin lié à une plus grande proportion d'individus reproducteurs et le fait de savoir comment le rapport entre les jeunes d'un an et les adultes peut influencer sur les tendances aiderait à planifier la gestion de la conservation de la population boréale du caribou des bois. Une étude sur la corrélation entre la survie des faons et des adultes permettrait d'élucider l'importance relative de ces facteurs et de contribuer à l'élaboration de stratégies de gestion ayant une influence sur ces indices vitaux.

D'après le programme de rétablissement de la population boréale de caribous, le besoin de grandes étendues de forêt boréale ayant une quantité suffisante d'habitats adéquats et de faibles taux de prédation est une exigence nécessaire à la conservation de la population boréale du caribou des bois au Canada (Environnement Canada, 2007). Étant donné que les indices vitaux des populations sont influencés par la perturbation de l'habitat qui favorise les autres proies et leurs prédateurs, l'AVP non spatiale a fourni des données relatives aux effets d'un éventail de caractéristiques démographiques sur la persistance des populations et aux objectifs de rétablissement des populations boréales du caribou autosuffisantes.

## Références

**Arthur, S.M., K.R. Whitten, F.J. Mauer et D. Cooley. 2001.** « Modeling the decline of the Porcupine caribou herd, 1989 – 1998: the importance of survival vs. recruitment », *Rangifer*, Special Issue, no 14 (2001), p. 123-130.

**Bergerud, A.T. 1971.** « The population dynamics of Newfoundland caribou », *Wildlife Monographs*, vol. 25, p. 1-55.

**Bergerud, A.T. 1996.** « Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet? », *Rangifer*, Special Issue, vol. 9, p. 95-116.

**Caswell, H. 2000.** « Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology », *Ecology*, no 81, p. 619–627. *Ecology*, vol. 81, p. 619-627.

**Caswell, H. 2001.** Matrix population models: construction, analysis, and interpretation, deuxième édition, Sinauer, Sunderland. Massachusetts, USA.

**Caughley, G., 1994.** « Directions in conservation biology », *Journal of Animal Ecology*, vol.63, p. 215-244.

**Courtois, R., A. Sebbane, A. Gingras, B. Rochette, L. Breton et D. Fortin. 2005.** Changement d'abondance et adaptations du caribou dans un paysage sous aménagement, rapport technique, ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord.

**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,



p. 491-498.

**Crête, M.S. Couturier, B.J. Hern et T.E. Chubbs. 1996.** « Relative contribution of decreased productivity and survival to recent changes in the demographic trend of the Riviere George caribou herd », *Rangifer*, Special Issue, no 9, p. 27-36.

**Diamond, J.M. 1984.** Normal extinction of isolated populations, P. 191-246 dans M. H. Nitecki, ed. *Extinctions*, Chicago University Press, Chicago.

**Diamond, M.M. 1989.** « Overview of recent extinctions », p. 376-341 dans D. Western et M. Pearl, éditeurs. *Conservation for the twenty first century*, Oxford University Press, New York.

**Eberhardt, L.L. 1985.** « Assessing the dynamics of wild populations », *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, p. 997-1012.

**Edmonds, E.J. 1988.** « Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 66, p. 817-826.

**Ellner, S.P., J. Fieberg, D. Ludwig et C. Wilcox. 2002.** « Precision of population viability analysis », *Conservation Biology*, vol. 16, p. 258-261.

**Environnement Canada, 2007.** Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada, ébauche, juin 2007, Loi sur les espèces en péril, série sur le programme de rétablissement. Ottawa : Environnement Canada. v + 48 p. plus annexes.

**Ferguson, S.H., A.T. Bergerud et R.S. Ferguson. 1988.** « Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population », *Oecologia*, vol. 76, p. 236-245.

**Fuller, T.K., et L.B. Keith. 1981.** « Woodland caribou population dynamics in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 45, p. 197-213.

**Gustine, D.D., K.L. Parker, R.J. Lay, M.P. Gillingham et D.C. Heard. 2006.** « Calf survival of woodland caribou in a multi-predator ecosystem », *Wildlife Monographs*, vol. 165, p. 1-32.

**Hern, B.J. S.N. Luttich, M. Crete et M.B. Berger. 1990.** « Survival of radio collared caribou (*Rangifer tarandus caribou*) from the George River herd, Nouveau-Quebec-Labrador », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 68, p. 276-283.

**Lande, R. 1993.** « Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity, and random catastrophes », *American Naturalist*, vol 142, p. 911-927.

**Mahoney, S.P., et J.A. Virgl. 2003.** « Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, p. 321-334.



**McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes et S. Boutin. 2003.** « Declines in populations of woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, p. 755-761.

**Nelson, L.J., et J.M. Peek. 1984.** « Effect of survival and fecundity on rate of increase of elk », *Journal of Wildlife Management*, vol. 46, p. 535-540.

**Rettie, W. J., et F. Messier. 1998.** « Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 251-259.

**Schaefer, J. A., A. M. Veitch, F.H. Harrington, W.K. Brown, J.B. Theberge et S.N. Luttich. 1999.** « Demography of decline of the Red Wine Mountains caribou herd », *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, p. 1336–1343.

**Shaffer, M. 1981.** « Minimum population sizes for species conservation », *BioScience*, vol. 31, p. 131-141.

**Shaffer, M. 1987.** « Minimum viable populations: coping with uncertainty », p. 69 86 dans M. Sould, editor. *Viable populations for conservation*, Cambridge University Press, New York.

**Seip, D.R. 1991.** « Predation and caribou populations », *Rangifer*, Special Issue, no 7, p. 46-52.

**Smith, K.G. 2004.** *Woodland caribou demography and persistence relative to landscape change in west-central Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta. Edmonton, Alberta, Canada

**SSC. 2001.** Species Survival Commission, International Union for Conservation of Nature Red list of threatened species, 2001 categories and criteria, [http://www.iucnredlist.org/info/categories\\_criteria2001](http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001)

**Sorensen, T., P.D. McLoughlin, E.D. Hervieux, Dzus, J. Nolan, B. Wynes et S. Boutin. 2008.** « Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou » *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, p. 900-905.

**StuartSmith, A.K., C.J.A. Bradshaw, S. Boutin, D.M. Hebert et A.B. Rippin. 1997.** « Woodland Caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 917–924.

**Vors L.S. 2006.** *Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario*, thèse, Université Trent. Peterborough, Ontario, Canada

**Wittmer, H.U., B.N. McLellan, R. Serrouya et C.D. Apps. 2007.** « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, p. 568–579.



## 6.7 Étude de cas de l'analyse de la viabilité des populations spatiale

Carlos Carroll, Ph.D.

### Introduction

Le grand but du programme national de rétablissement de la population boréale de caribous est la conservation et le rétablissement des populations boréales de caribous et de leur habitat, c'est-à-dire empêcher l'extinction imminente des populations locales et de maintenir ou d'améliorer la condition de l'habitat afin d'assurer l'autosuffisance de ces populations (EC, 2007). Le lien entre la viabilité de la population et la quantité ainsi que la condition de l'habitat constitue une partie importante de l'objectif de rétablissement. La question « Combien d'**habitats** sont nécessaires pour atteindre l'objectif d'autosuffisance (viabilité) des **populations** et quelle doit être leur configuration? » établit le lien entre le processus de délimitation de la désignation des habitats essentiels à l'aide d'une approche analytique ou une série de méthodes connues sous le nom d'analyse de la viabilité des populations (AVP).

L'analyse de viabilité des populations comprend souvent l'utilisation de modèles analytiques pour produire des estimations quantitatives du temps nécessaire à l'extinction et des probabilités d'extinction. Selon la plupart des articles de synthèse récents sur les AVP, ces mesures ne sont pas très robustes pour la modélisation et l'incertitude des données (McCarthy *et coll.*, 2003). Ce type d'AVP a également été critiqué pour sa pertinence limitée en ce qui a trait aux contextes de planification de la conservation dans le monde réel, car il est axé sur les facteurs du « paradigme des petites populations » (p. ex. dépression de consanguinité) plutôt que sur les facteurs du « paradigme de population en déclin » (p. ex. perte d'habitat) (Caughley, 1994). Nous utilisons ici une définition plus large de l'AVP, qui comprend un éventail de méthodologies visant à intégrer de façon structurée les connaissances et les modèles actuels plus ou moins complexes. Les résultats les plus importants d'une telle AVP offrent souvent une meilleure compréhension de la façon dont les tendances de répartition de l'espèce à de plus grandes échelles temporelles et spatiales sont liées aux tendances des changements (développement) du paysage, qui serait difficile à évaluer sans le recours à une certaine forme de modélisation. Ainsi, l'AVP peut être utilisée comme outil d'évaluation de divers scénarios de gestion plutôt que d'attribution de probabilité de persistance absolue. Il y a des lacunes importantes dans l'application de ce modèle d'AVP pour les caribous boréaux, telle la dynamique relativement complexe des populations locales de cette espèce. Il est possible d'utiliser diverses méthodes analytiques précises, et la méthode la plus appropriée pour le caribou boréal dépendrait de facteurs comme l'échelle spatiale de la question à l'étude ainsi que la nature des données d'entrée disponibles. Quatre approches analytiques complémentaires ont été utilisées dans le cadre de l'examen scientifique de l'habitat essentiel : analyse de la niche écologique, méta-analyse à grande échelle du lien entre l'habitat et la démographie, AVP non spatiale (heuristique) et AVP spatiale. Nous analysons ici les résultats initiaux de l'AVP spatiale. Le calendrier de l'examen scientifique de l'habitat essentiel ne permettait pas de réaliser une AVP complète. Ces résultats ont plutôt servi de



validation de principe pour évaluer la pertinence de l'AVP spatiale pour le processus de rétablissement et l'analyse de l'habitat essentiel du caribou boréal. Bien que les méthodes de modélisation d'AVP spatiale soient plus complexes, chronophages et nécessitent davantage de données d'entrée que les autres méthodes, le fait qu'elles puissent éclairer la planification et la désignation des habitats essentiels peut justifier leur utilisation comme complément aux autres méthodes, soit des outils d'aide à la décision à moins grand volume de données. Les principales questions abordées dans le présent rapport sont notamment :

- Pertinence des données spatiales (habitat) – Quel type et quelle qualité de données spatiales doit-on utiliser pour réaliser une AVP?
- Pertinence des données démographiques – Est-il possible d'estimer les taux démographiques de différents habitats de façon suffisamment précise pour une AVP?
- Pertinence des résultats – Les résultats d'une AVP spatiale permettent-ils d'éclaircir la planification du rétablissement d'une façon qui serait impossible avec les autres méthodes?
- Intégration avec d'autres outils – Quelle est la meilleure façon d'intégrer les résultats d'une AVP spatiale dans un contexte d'aide à la décision avec les résultats d'autres méthodes d'analyse utilisées dans le cadre de l'examen scientifique de l'habitat essentiel (analyse de la niche écologique, méta analyse et AVP heuristique)?

## Motivation

Les participants à l'examen scientifique de l'habitat essentiel ont choisi l'AVP spatiale comme l'une des quatre méthodologies à évaluer dans le cadre du processus d'examen scientifique. Tout comme l'analyse de la niche écologique, l'AVP comprend des données spatiales. Les modèles spatiaux sont des aides importantes aux analyses de l'habitat essentiel en ce sens qu'ils fournissent un sommaire à grande échelle des conditions du paysage. Contrairement à l'analyse de niche écologique, qui traite principalement l'habitat à l'échelle spatiale la plus large, l'AVP spatiale est axée sur certains aspects de l'habitat, tels que le type de forêt et la distance à partir des routes qui représente une échelle spatiale intermédiaire correspondant à l'étendue de la population locale.

Vu l'échelle d'analyse adoptée, plusieurs approches plus ou moins complexes pourraient être utilisées. Les données d'entrée utilisées pour réaliser l'AVP spatiale pourraient également être utilisées pour créer un modèle d'habitat « statique » (p. ex. indice de la qualité de l'habitat ou fonctions de sélection des ressources). Toutefois, même si de tels modèles statiques étaient adoptés au lieu d'un modèle dynamique des populations, un processus de type AVP pourrait être utile dans l'élaboration de la structure d'une méta-analyse à grande échelle des données relatives à l'habitat et dans la prise en compte de la façon dont les relations avec l'habitat se traduisent à l'échelle spatiale, c'est-à-dire les relations entre les parcelles d'habitat et les paysages ainsi que les relations entre les fluctuations temporelles à court terme, les tendances à long terme et les seuils de persistance.



Le modèle utilisé ici (« HexSim » [Schumaker *et coll.*, 2004; Schumaker, en prép.]) est un modèle de population spatialement explicite (aussi appelé modèle individuel) dans lequel la qualité de l'habitat a des effets sur les individus lorsqu'ils vieillissent, mettent bas, se dispersent et meurent. Les individus peuvent avoir des territoires exclusifs ou vivre en groupes. Afin de tenir compte de ce facteur complexe supplémentaire, une AVP spatiale doit fournir des données qu'un modèle d'habitat statique ne pourrait pas fournir. L'un des avantages du modèle de population spatialement explicite (MPSE) est qu'il peut incorporer les changements de paysage à la planification de la conservation, ce qui permet de faciliter l'évaluation des effets de divers scénarios futurs. Les planificateurs doivent considérer une multitude de scénarios de paysages futurs en raison de l'incertitude concernant les effets des changements climatiques, de l'incertitude inhérente aux processus écosystémiques tels que les incendies et des diverses options relatives aux processus de gestion qui transforment les habitats.

Selon la recherche antérieure dans laquelle des MPSE ont été appliqués relativement à la planification du rétablissement des espèces menacées, ces modèles fournissaient des données allant au-delà de celles fournies par les modèles statiques, car ils permettaient d'évaluer les effets des aires et de la connectivité (p. ex. dynamique entre les populations et dynamique sources-puits) qui influent grandement sur la persistance des espèces examinées (Carroll *et coll.*, 2006). Cela pourrait également s'appliquer à la population boréale du caribou. Autrement, un MPSE du caribou pourrait donner des conclusions semblables à celles d'un modèle plus simple, tel qu'un modèle d'indice de la qualité de l'habitat, qui serait donc préférable d'utiliser. Ou encore, un MPSE du caribou pourrait potentiellement fournir de nouvelles données, mais nécessiterait des données spatiales ainsi que des paramètres démographiques qui sont très rares. Chacun de ces trois résultats s'appliquerait sans doute dans différentes régions et une étude de cas comme celle décrite dans ce rapport peut aider les planificateurs à déterminer dans quelles circonstances un MPSE serait un outil d'aide à la décision approprié. Même si les données sur une aire précise fréquentée par les caribous ne sont pas appropriées pour obtenir des prévisions de seuils de persistance quantitatifs fondées sur un MPSE, ce modèle peut tout de même être utile sur le plan heuristique en fournissant des données relatives aux nouveaux processus ainsi qu'aux effets de la structure et des conditions du paysage sur la persistance du caribou.

On s'attend à ce qu'un MPSE du caribou soit plus complexe qu'un MPSE d'autres espèces, telles que la chouette tachetée, dont les individus défendent leur territoire exclusif. Comme les populations boréales du caribou sont divisées en groupes sociaux, la dynamique des populations locales doit être ajoutée au MPSE. Le déplacement entre les habitats saisonniers doit également être ajouté au modèle pour les populations locales, le cas échéant. En outre, un MPSE multi-espèces qui tiendrait compte de l'interaction entre les prédateurs et le caribou et, indirectement, de l'interaction avec d'autres espèces prédatrices telles que l'orignal, devrait exister et pourrait fournir des données importantes. Cependant, il est important de ne pas perdre de vue la ligne directrice suivante : quel est le modèle le plus simple pour appuyer efficacement la planification de la conservation et quelles complexités du monde réel peuvent être ignorées dans le modèle sans toutefois compromettre la qualité des résultats relatifs à la question traitée?



L'échelle spatiale des études de cas présentées dans ce rapport a été établie de façon opportune en fonction des données spatiales disponibles sur l'habitat. Idéalement, comme c'était le cas ici, les données spatiales utilisées devraient englober le paysage élargi plutôt que se limiter aux aires qu'occupe actuellement le caribou. Cet élargissement permettrait de traiter de questions telles que « Comment les conditions d'habitat du paysage élargi soutiennent-elles ou ne soutiennent-elles pas la présence du caribou? » Cependant, contrairement aux méthodes qui évaluent les statistiques sommaires sur la quantité d'habitats regroupés dans l'aire de répartition d'une population locale (p. ex. la proportion du paysage dans une zone tampon établie de séparation avec les routes), un MPSE est également axé sur la composition et les tendances de l'habitat à plus petite échelle. À cette échelle, le modèle traite la question suivante « Comment la configuration des parcelles d'habitat de l'ensemble d'une population locale influe-t-elle sur la persistance et la démographie de cette population? » (p. ex. influe sur le mouvement dans l'aire occupée et, par conséquent, l'exposition aux prédateurs).

### **Relation avec d'autres composantes de l'examen scientifique**

Les quatre composantes de l'examen scientifique de l'habitat essentiel forment une hiérarchie de méthodes spatiale et analytique. Au fur et à mesure que l'on descend dans la hiérarchie, les résultats perdent en généralité et gagnent en complexité (« réalisme biologique »). L'analyse de la niche écologique ainsi que la méta analyse à grande échelle peuvent être considérées comme les méthodes au sommet de la hiérarchie, suivies de l'AVP heuristique et finalement de l'AVP spatiale. Les résultats des analyses au sommet révèlent les contraintes importantes des processus analysés aux niveaux inférieurs de la hiérarchie. Cette approche permet de faire la synthèse des quatre composantes de l'examen. Les résultats des niveaux inférieurs font état des facteurs manquants des analyses des niveaux supérieurs et, en retour, les analyses des niveaux supérieurs font état de la mesure dans laquelle les conclusions d'une AVP spatiale, par exemple, peuvent être trop pointues pour certaines parties de l'aire de répartition.

L'analyse de la niche écologique (ANE) illustre la répartition de la population boréale du caribou en examinant quels facteurs abiotiques (climat et topographie) caractérisent la répartition des zones observées. Ces modèles peuvent être particulièrement pertinents pour prédire les effets possibles des changements climatiques. Les variables biotiques à grande échelle (couverture terrestre et degré d'impact des activités humaines) sont ajoutées à la deuxième étape de l'ANE afin d'améliorer les modèles. Toutefois, comme ces variables constituent le plus petit dénominateur commun de données précises à grande échelle, elles ne peuvent intégrer les données sur l'habitat à petite échelle qu'il est possible d'intégrer dans l'AVP spatiale. La deuxième méthode à grande échelle est une méta-analyse des liens entre la démographie et l'habitat. Ces deux approches, contrairement à l'AVP spatiale, peuvent produire des résultats essentiellement généraux en ce qui a trait à la présence et à la persistance du caribou en fonction des conditions biotiques et abiotiques. Cependant, aucune de ces approches n'est mécaniste en ce sens qu'elles ne tiennent pas compte des mécanismes biotiques (p. ex. le climat qui limite la répartition). L'AVP heuristique, en revanche, utilise des modèles non spatiaux pour évaluer comment les aspects de la structure



de la population boréale du caribou et son cycle biologique influent sur la persistance de la population (p. ex. structure d'âge, survie et fécondité en fonction de l'âge, stochasticité environnementale, structure de reproduction et dépendance de la densité). Étant donné qu'une telle AVP non spatiale comporte beaucoup moins de paramètres et requiert moins de calculs qu'un MPSE, l'AVP heuristique peut explorer l'espace des paramètres plausible de façon plus exhaustive et évaluer la sensibilité des résultats du modèle à l'égard des paramètres choisis. L'AVP spatiale explore seulement un sous-ensemble de cet espace des paramètres, mais tient compte de la structure du paysage et du déplacement des individus.

L'AVP spatiale est liée à la composante de la méta-analyse en ce sens que les résultats de la méta-analyse peuvent être utilisés pour expliquer, et dans une certaine mesure valider, les résultats de l'AVP. L'AVP peut aider à interpréter les résultats de la méta-analyse, car elle peut fournir des données heuristiques relativement aux mécanismes par lesquels une aire occupée par des caribous peut passer de l'échelle de la parcelle à l'échelle du paysage. De plus, les outils d'AVP spatiale permettent de réaliser des simulations de tendances à long terme ainsi que d'extrapoler les paysages futurs à partir des relations obtenues de la méta-analyse.

La comparaison des résultats de l'AVP spatiale et heuristique aide à évaluer : 1) dans quelle mesure le comportement du modèle d'AVP spatiale est un artéfact attribuable à des hypothèses précises à l'égard de paramètres; 2) si les effets spatiaux produisent des résultats différents relativement aux prévisions de la persistance des populations. Une évaluation intégrée incorporant les quatre approches pourrait fournir l'ébauche de conclusions générales en ce qui a trait aux conditions climatiques et aux caractéristiques de l'habitat à grande échelle qui sont associées à la présence d'une population boréale de caribous (ANE) et de sa persistance (méta-analyse), et la précision de ces conclusions à l'aide d'une évaluation des caractéristiques du cycle biologique (AVP heuristique) et de la dynamique de la population spatiale (exigences relatives à l'aire minimale ou limites de la répartition) pourrait expliquer ces tendances et limiter davantage la répartition et la persistance.

## Méthodes

Les modèles de population spatialement explicites (MPSE), comme les modèles statiques d'indice de la qualité de l'habitat, utilisent des données d'entrée sur les facteurs liés à l'habitat qui influencent la survie et la fécondité des espèces visées. Toutefois, le MPSE intègre ensuite des données additionnelles sur des caractéristiques telles que les taux démographiques et la dispersion. Par exemple, les groupes de carnivores sociaux ont souvent besoin d'un plus grand territoire que les plus petites espèces solitaires, ce qui les rend plus vulnérables à la fragmentation du paysage dans un MPSE (Carroll *et coll.*, 2006). Contrairement à un modèle d'indice de la qualité de l'habitat plus simple, un MPSE peut fournir des données sur les effets de la taille d'une population et de la connectivité sur la viabilité, en plus de cerner les sources et les puits de population.



HexSim, le MPSE utilisé ici, établit le lien entre la survie et la fécondité des groupes d'animaux ou des individus aux données du SIG sur le risque de mortalité et la productivité des habitats (Schumaker *et coll.*, 2004; Schumaker, en prép.). Les territoires individuels ou les aires de répartition des groupes sont assignés en croisant les données du SIG avec un ensemble de cellules hexagonales. Les différents types d'habitat sur les cartes du SIG sont des valeurs assignées en fonction des taux de fécondité et de survie relatifs prévus pour ces classes d'habitat. Les taux de reproduction et de survie de base, tirés d'études sur le terrain publiées, sont ensuite incorporés au modèle sous forme de matrice de projection démographique. Le modèle met ces valeurs de base de la matrice à l'échelle en fonction de la moyenne des valeurs d'habitat dans chaque hexagone, les moyennes les plus faibles se traduisant en taux de survie et de reproduction plus faibles. On effectue le suivi de chaque individu de la population sur un cycle d'un an relativement à la survie, à la fécondité et à la dispersion. La stochasticité environnementale peut être incorporée au modèle en créant une matrice de la population de base à chaque année à partir d'un ensemble aléatoire de matrices dont les éléments sont fondés sur une distribution bêta (survie) et normale (fécondité). Les adultes sont classés soit comme migrant soit comme territorial. Les migrants doivent toujours chercher des lieux d'accouplement possible ou des groupes existants auxquels ils peuvent se joindre. Il est possible de paramétrer les décisions de déplacement de différentes façons, en établissant différents degrés d'hasardisation, de corrélation (tendance qui se maintient dans la même direction que la dernière étape) et d'attraction envers un habitat de meilleure qualité (Schumaker *et coll.*, 2004). Compte tenu de la difficulté à paramétrer des règles de déplacement directement à partir des données sur le terrain (mais voir Fryxell et Shuter, 2008), il est important d'évaluer la sensibilité des résultats du modèle à l'aide d'un éventail de paramètres de déplacement plausibles.

Le MPSE peut produire un large éventail de résultats sous forme de données spatiales (cartes) et de statistiques sommaires (p. ex. séries temporelles). Ces résultats peuvent être utilisés pour évaluer une région en ce qui concerne la probabilité d'occurrence des espèces (similaire aux résultats du modèle d'indice de la qualité de l'habitat) ainsi que le rôle démographique de la région (source ou puits) et pour faire des prévisions de la taille de la population relativement à l'extinction imminente ou à la persistance à long terme.

Étant donné que les estimations absolues du risque calculées à l'aide d'un MPSE ne sont pas nécessairement fiables en raison de l'incertitude quant aux données et aux modèles, les résultats du MPSE devraient plutôt être utilisés pour classer les stratégies de rétablissement possibles relativement à la viabilité (ou risque d'extinction) et à la répartition (expansion ou contraction de l'aire).

## **Données spatiales**

Deux régions ayant fait l'objet de l'étude de cas ont été sélectionnées de façon opportune pour effectuer l'analyse du MPSE reposant sur la disponibilité des données. La première région est située dans le nord-est de l'Alberta; il s'agit de terres avec des forêts appartenant aux Alberta Pacific Forest Industries (ALPAC). Cette région comprend les hardes de caribous



(populations locales) du côté est de la rivière Athabasca (CERA) et du côté ouest de la rivière Athabasca (CORA). La région est principalement un mélange de tourbière et de milieux secs et les industries primaires les plus importantes sont la récolte de bois et l'exploitation du pétrole et du gaz. La deuxième région est située dans le sud-est du Manitoba et comprend la harde du lac Owl. L'industrie primaire principale de cette région est la récolte de bois. Les données utilisées pour cette région à l'étude ont été fournies par le Comité consultatif sur le caribou des bois de l'est du Manitoba. Bien que ces deux régions faisant l'objet de l'étude de cas ne représentent pas l'éventail complet des paysages de l'aire occupée par les populations boréales du caribou, elles montrent des différences entre l'utilisation des habitats et les types de menaces à la persistance des populations. On note, par exemple, qu'une importante expansion des éléments linéaires liée au secteur de l'énergie se produit dans la région à l'étude en Alberta. L'étude de cas du Manitoba permet d'examiner les effets des scénarios de la récolte de bois (ainsi que des taux plus faibles d'expansion des éléments linéaires) sur la persistance de la population. L'utilisation de deux régions mises en contraste dans l'étude de cas permet de réaliser une évaluation plus générale de la quantité minimale de données sur l'habitat (végétation et éléments linéaires) requise pour effectuer une analyse de MPSE.

En Alberta, les données de l'Alberta Vegetation Inventory (AVI) ont été classées selon la qualité de l'habitat du caribou, soit bonne, moyenne et médiocre. Un habitat de bonne qualité a été défini comme des peuplements purs d'épinettes noires, des peuplements purs de mélèzes et des peuplements mixtes d'épinettes noires et de mélèzes. Un habitat de qualité moyenne a été défini comme des peuplements dominés par les épinettes noires et les mélèzes mélangés avec trois autres espèces.

Un habitat de qualité médiocre a été défini comme toutes les autres régions. Une seconde couche d'habitats a été créée à l'aide des données sur les éléments linéaires. Les zones se trouvant à moins de 250 m des routes ou des lignes sismiques ont été considérées comme de moins bonne qualité, selon des recherches antérieures (Dyer *et coll.*, 1999). Nous avons reçu les données spatiales de la région de l'étude du Manitoba plus tard que celles de l'Alberta et, en raison de l'échéance serrée, nous n'avons pu qu'effectuer une évaluation initiale de leur pertinence pour la modélisation du MPSE. On prévoit que les données spatiales utilisées pour prévoir la qualité de l'habitat pendant l'été et l'hiver (modèle d'indice de la qualité de l'habitat) seront l'entrée clé dans le MPSE. On dispose également de données sur les éléments linéaires (routes et transmission) et celles-ci pourraient être mises dans un registre tampon, comme dans le cas de l'étude de cas de l'Alberta.

## Paramètres

Les taux de survie ont été paramétrés pour la région d'étude d'Alberta, selon ce qui a été discuté dans le cadre d'un atelier d'experts auquel a participé un sous-ensemble du Groupe consultatif scientifique à Vancouver (C.-B.), les 11 et 12 février 2008. Les taux ont été configurés de façon à varier selon le type d'habitat et les groupes d'âge. Les taux de survie dans les habitats de bonne et moyenne qualité variaient selon la proportion, dont la moyenne a été calculée à l'aide d'une fenêtre de 10 km<sup>2</sup>, de la zone située à une distance de



moins de 250 m de la perturbation linéaire. L'équation utilisée pour calculer le taux de survie annuel des adultes [ $S_{ad}$ ] dans les habitats de bonne et de moyenne qualités était :  $S_{ad} = 0,98 - (\text{proportion dans la zone tampon} * 23)$ (figure 1). L'équation utilisée pour calculer le taux de survie annuel des faons [ $S_{faon}$ ] dans les habitats de bonne et de moyenne qualité était :

$S_{faon} = 0,50 - (\text{proportion dans la zone tampon} * 40)$ . Le taux de survie annuel des adultes dans les habitats de qualité médiocre (milieux secs) a été établi à 0,65, sans égard à la proportion de la zone tampon pour les perturbations linéaires. Le taux de survie annuel des faons dans les habitats de qualité médiocre (milieux secs) a été établi à 0, sans égard à la proportion de la zone tampon pour les perturbations linéaires. Nous avons établi le taux de fécondité à 0,5 de progéniture femelle/femelle/année. Une plage de valeurs pour les paramètres de la distance maximale de déplacement a été évaluée. La valeur de base utilisée dans ces simulations est de 112 km (longueur totale de la distance parcourue et non le déplacement net total). Afin de produire un outil d'aide à la décision crédible, tous les paramètres utilisés ci-dessus feraient l'objet d'une évaluation, d'une révision et d'une analyse de sensibilité plus approfondies dans le cadre d'une étude d'AVP complète.

## Résultats

Ce rapport initial est axé sur les tendances qualitatives des résultats, car les prévisions quantitatives devraient changer lorsque les simulations exploratrices initiales feront l'objet d'une révision et d'une analyse de sensibilité dans le cadre d'une étude d'AVP complète. Les aires d'occupation élevée prévues dans les simulations initiales sont relativement réparties dans la région d'étude de l'Alberta lorsque les effets des perturbations linéaires ne sont pas pris en compte (figure 2a). On peut conceptualiser cette simulation comme un paysage dont l'état se rapproche des conditions historiques (état initial des lieux). Dans les simulations, ces zones sont beaucoup moins étendues lorsque les taux de survie sont influencés par des zones tampons associées aux perturbations linéaires (figure 2b). La représentation conceptuelle de cette simulation pourrait être l'évaluation de la condition actuelle du paysage. La harde du CERA est plus touchée par les perturbations linéaires que celle du CORA. Selon nos données, 63 % de l'aire occupée du CERA se situe à moins de 250 m des perturbations linéaires, alors que du CORA, cette proportion est de 44,93 %. La comparaison entre les simulations HexSim avec et sans perturbations linéaires montre, pour la harde du CERA, un déclin de la probabilité d'occupation de 76,7 % contre 58,7 % pour celle du CORA. Bien qu'aucune des populations locales ne coure de risque élevé d'extinction imminente (s'il n'y a pas davantage de perte d'habitat) dans ces simulations initiales, une évaluation plus réaliste des probabilités de persistance devrait comprendre des simulations qui incorporent mieux la dynamique de groupe.

Les taux d'occupation indiqués plus haut correspondent aux résultats de la dernière décennie de simulations portant sur une période de 200 ans (moyenne de 10 reprises de simulation). Bien que les simulations aient été effectuées pour une période de 200 ans, le paysage ne change pas dans cette analyse. Par conséquent, les prévisions montrent la « capacité de charge » équilibrée du paysage actuel et non les probabilités de persistance future de



la population en fonction des changements de paysage. Les changements stochastiques du paysage, comme les changements causés par le feu, de même que les tendances déterministes de l'habitat, comme l'augmentation des perturbations linéaires, modifieraient la capacité de charge équilibrée. Des simulations futures incluront ces deux aspects.

Malgré le fait que le paysage demeure statique, la taille de la population varie grandement quant à la capacité de charge. La figure 3 présente un graphique d'une série de cinq populations en fonction du temps tiré des simulations de l'étude d'Alberta incluant les perturbations linéaires (figure 2b). Des fluctuations démographiques relativement importantes (~ 20 %) sur des périodes de plusieurs décennies se dessinent clairement, bien que la tendance à long terme soit stable. La stochasticité démographique et la tendance de l'habitat sont à l'origine de ces fluctuations. La possibilité que la structure du cycle de vie et la stochasticité du caribou, dans des populations relativement petites, entraîne des fluctuations à long terme devrait être évidente dans un modèle d'AVP non spatiale (heuristique). Toutefois, un modèle spatial comme le MPSE permet que la fragmentation de l'habitat et la limite de dispersion accentuent les effets sur les petites populations et accroissent l'importance des fluctuations. Une population plus grande qui habite le paysage « historique » (figure 2a) montre des fluctuations plus petites en raison de sa taille et d'une fragmentation moins importante. Les résultats du modèle indiquent clairement qu'il est difficile d'interpréter les données à partir des programmes de surveillance des populations des vertébrés dont la durée de vie est longue, et les simulations du MPSE pourraient donner des renseignements sur la conception de programmes de surveillance de paysages plus intacts. Cependant, les changements déterministes de l'habitat dans l'aire d'étude de l'Alberta à court terme supprimeront probablement les effets de la stochasticité démographique.

Même si le délai de l'étude ne permettait pas d'effectuer des simulations HexSim pour la région étudiée du Manitoba, les entrées sur les couches de l'habitat semblaient être utilisables dans des simulations HexSim. La figure 4 indique les prédictions du modèle de l'IQH du Comité consultatif sur le caribou des bois de l'est du Manitoba (CCCBEM) (dont la moyenne a été calculée d'après une fenêtre de 100 km<sup>2</sup>) pour la région étudiée du Manitoba relativement à a) l'habitat estival du caribou, et b) l'habitat hivernal, auxquelles sont superposées les caractéristiques linéaires. Même si HexSim permet une variation de la valeur de l'habitat selon les saisons, le contraste entre les valeurs des IQH hivernal et estival est relativement faible (corrélation = 0,944). Bien qu'ici, la moyenne des valeurs de l'IQH ait été calculée d'après une fenêtre mobile afin d'afficher graphiquement la tendance du paysage à grande échelle, les valeurs d'IQH ont été utilisées telles quelles comme entrées dans HexSim. Même si la densité des caractéristiques linéaires est beaucoup moins importante que dans la région étudiée de l'Alberta, il y a suffisamment de séparation entre les blocs d'habitats de haute qualité pour supposer qu'un modèle spatial intégrant les effets de la structure du paysage peut être instructif.



## Discussion

Le modèle HexSim a été utilisé antérieurement dans des analyses de viabilité de populations d'espèces dont les individus détiennent des territoires exclusifs (Carroll *et coll.*, 2003; Schumaker *et coll.*, 2004). Le caribou boréal est la première espèce ayant des dynamiques de déplacements en groupes plutôt qu'individuels, à laquelle HexSim a été appliqué. La difficulté d'adapter le modèle HexSim au cycle biologique et à la dynamique de groupe du caribou a ralenti le progrès initial dans la création de simulations réalistes. Toutefois, malgré ces difficultés, l'élaboration d'un modèle avec HexSim est utile, car il peut fournir des données uniques sur le lien entre l'habitat et la viabilité des populations de caribous boréaux.

En même temps que l'examen scientifique de l'habitat essentiel, une AVP spatiale des populations de caribous boréaux de l'Ontario a été réalisée (Fryxell et Shuter, 2008). Ce travail consistait à appliquer les modèles antérieurs de simulation des caribous (p. ex., Lessard, 2005) dans plusieurs régions, notamment en paramétrant les sentiers de déplacements à partir d'une analyse statistique des données détaillées sur les déplacements plutôt que de modèles conceptuels (p. ex., attirance vers un habitat de haute qualité). Le modèle de Fryxell et Shuter (2008) n'est pas entièrement spatial ni axé sur les individus, car les taux démographiques des caribous sont fondés sur un modèle analytique prédateur proie loup-orignal-caribou. Le modèle est très bien adapté à l'exploration des caractéristiques du paysage et des paramètres démographiques généraux qui favorisent la persistance du caribou, et a donc un niveau de complexité intermédiaire entre l'AVP non spatiale heuristique et le modèle HexSim. Par contre, la force du modèle HexSim réside dans le fait qu'il est entièrement axé sur les individus et peut donc déterminer les liens qui émergent des interactions spatiales entre le caribou, ses prédateurs (p. ex., les loups) et les autres espèces-proies (p. ex., les orignaux). Il est inévitable qu'un logiciel ordinaire comme HexSim n'a pas la flexibilité d'un programme créé pour une espèce spécifique; il permet toutefois de mieux standardiser et comparer les régions d'étude et les espèces qu'un programme créé sur demande comme celui qu'ont utilisé Fryxell et Shuter (2008).

Bien qu'il ne soit pas possible, dans le présent rapport, d'effectuer une évaluation définitive du potentiel d'un MPSE d'être un outil de soutien à une décision dans le processus de planification de la conservation du caribou boréal, les premiers résultats permettent de mieux répondre aux quatre questions posées dans l'introduction (qualité de l'habitat et données démographiques, comparaison et intégration aux résultats des autres méthodes). Les données spatiales (sur l'habitat) des deux régions étudiées semblent valables pour effectuer des simulations d'AVP. Toutefois, même si le modèle de la qualité de l'habitat basé sur le type de végétation et les caractéristiques linéaires correspond généralement avec la répartition du caribou observée dans la région étudiée de l'Alberta, il existe des contrastes dans certaines régions (habitats de haute qualité dépourvus de hardes) qui ont besoin d'être évalués davantage. Les données démographiques disponibles pour la région étudiée de l'Alberta semblent également valables pour le paramétrage HexSim, car il est possible d'estimer la survie des adultes et des faons par principale classe d'habitat, dans des habitats perturbés ou non perturbés, à partir de données de terrain. Les méthodes proposées pour



intégrer les résultats de l'AVP spatiale à ceux de l'analyse de la niche écologique, de la méta-analyse et de l'AVP heuristique ont été décrites plus haut. Bien qu'il ne soit pas encore possible de déterminer de façon concluante si les outils du MPSE serviront à la planification du rétablissement de façons impossibles avec les autres méthodes, les avantages qu'ils peuvent procurer justifient qu'on les explore davantage.

Le processus de planification de la conservation du caribou boréal comprend au moins trois étapes : 1) l'examen scientifique de l'habitat essentiel, maintenant terminé, 2) une évaluation de ce qui constitue une protection efficace, qui aura lieu au cours des prochains mois, et 3) des mesures de planification de la conservation à long terme à l'échelle provinciale et fédérale. Dans les deux premières étapes de la planification, il semble évident, d'après les obstacles rencontrés jusqu'à maintenant dans le paramétrage du modèle HexSim pour le caribou, qu'il est préférable d'élaborer le MPSE en tant qu'outil heuristique pour connaître les effets de la région et de la connectivité dans les régions étudiées représentatives. Cette limite est causée par l'insuffisance de données disponibles sur l'habitat. C'est également une stratégie visant à concentrer les efforts sur la mise au point du MPSE avant de l'appliquer à un grand nombre de régions d'étude. Bien que les prédictions initiales puissent être faites à partir d'un MPSE à une étape relativement précoce dans le processus de modélisation, elles ne devraient pas être utilisées dans un contexte de soutien à une décision tant qu'une analyse de sensibilité exhaustive n'a pas été réalisée. Entre-temps, des modèles d'habitats statiques (IQH ou FSR) (p. ex., Sorenson *et coll.*, 2008) devraient être créés et utilisés pour surveiller la quantité et la qualité de l'habitat à l'échelle locale et à la grandeur des aires, et être raffinés en examinant la structure du paysage (superficie de l'aire principale, etc.) en plus de la quantité d'habitats. Ces modèles statiques constituent le fondement et le complément de la création d'un MPSE.

À long terme (étape 3), le MPSE semble être une approche prometteuse pour régler les problèmes qui se sont posés à l'examen scientifique de l'habitat essentiel. En effet, les résultats du MPSE traitent directement du risque relatif, pour la persistance, des populations des autres stratégies de conservation, et donc, de ce qui constitue une protection efficace. En évaluant la persistance selon des scénarios où l'habitat est maintenu, amélioré ou diminué, les résultats du MPSE permettent de mettre les populations dans un cadre de qualité et de résilience des aires de répartition comme celui élaboré dans l'examen scientifique de l'habitat essentiel. Le MPSE est également l'outil idéal pour évaluer rigoureusement l'importance de la connectivité à l'intérieur des populations et entre elles pour la persistance du caribou boréal, comme dans les cas où le développement industriel à grande échelle peut fragmenter l'habitat de populations qui étaient auparavant continues.

Les prochaines étapes de la création d'un MPSE pour les deux régions étudiées décrites ici tombent dans plusieurs catégories. Initialement, l'accent sera mis sur la mise au point des paramètres et l'analyse de sensibilité dans le paysage statique actuel. La disponibilité de modèles d'IQH saisonniers comme au Manitoba permettra au MPSE d'incorporer les aires saisonnières et les déplacements entre elles. Les dynamiques des populations plus complexes (p. ex., les effets Allee) seront intégrées dans les simulations. Lorsqu'une série satisfaisante

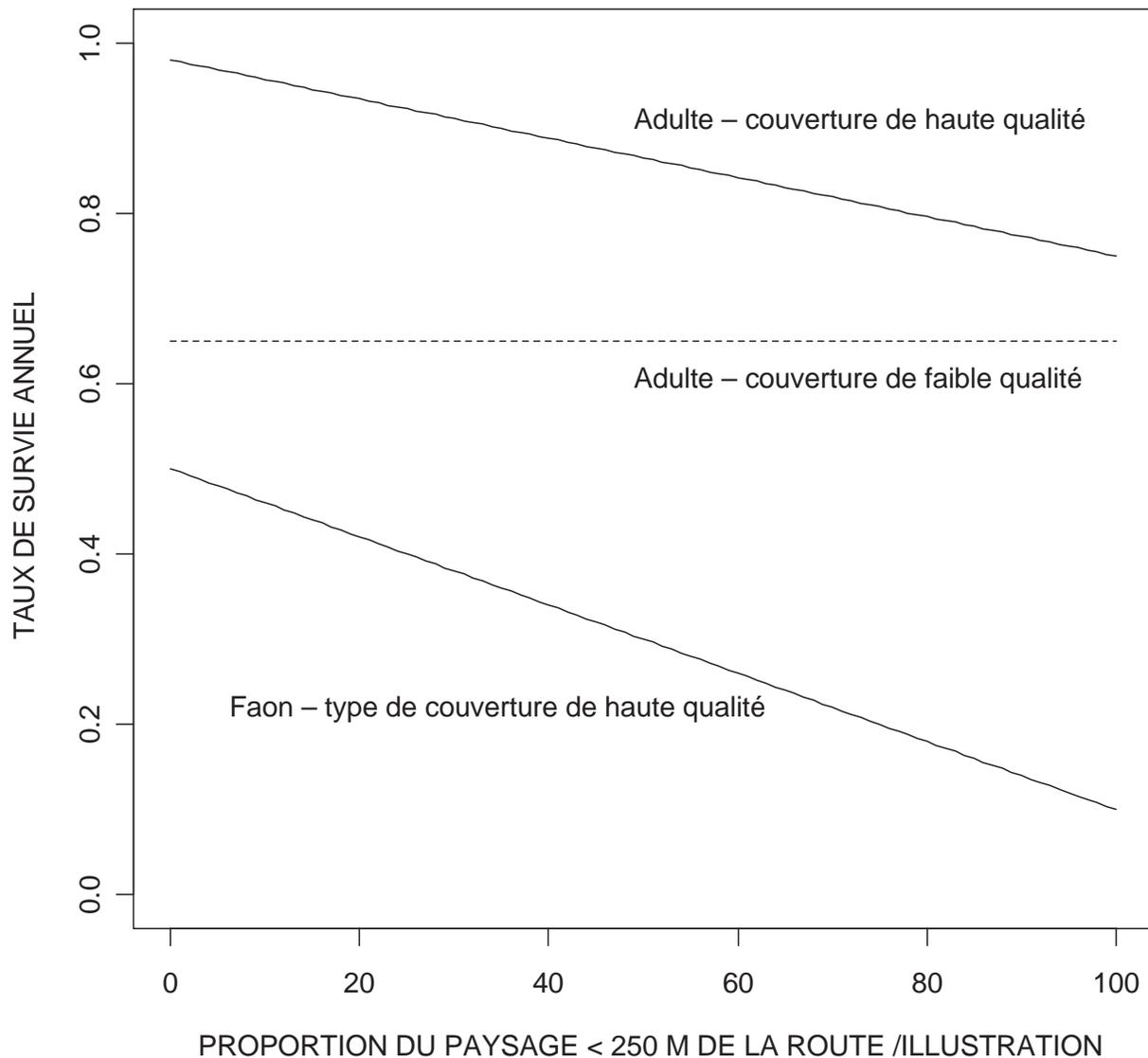


de paramètres pour les paysages actuels aura été créée, les simulations incorporeront les scénarios futurs, dont les menaces provenant du développement et des changements climatiques, et la simulation de la dynamique du paysage causée par la succession des forêts et des feux. La valeur de l'analyse du MPSE sera accrue par une interaction continue et une intégration de l'AVP spatiale avec les trois autres facettes de l'examen scientifique (l'analyse de la niche écologique, la méta-analyse et l'AVP non spatiale).

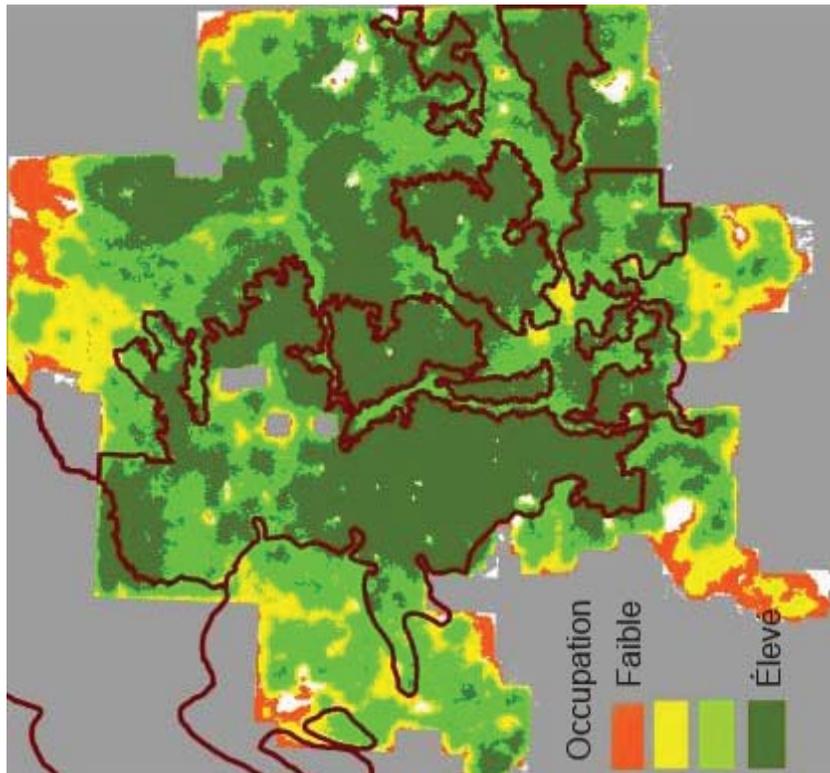
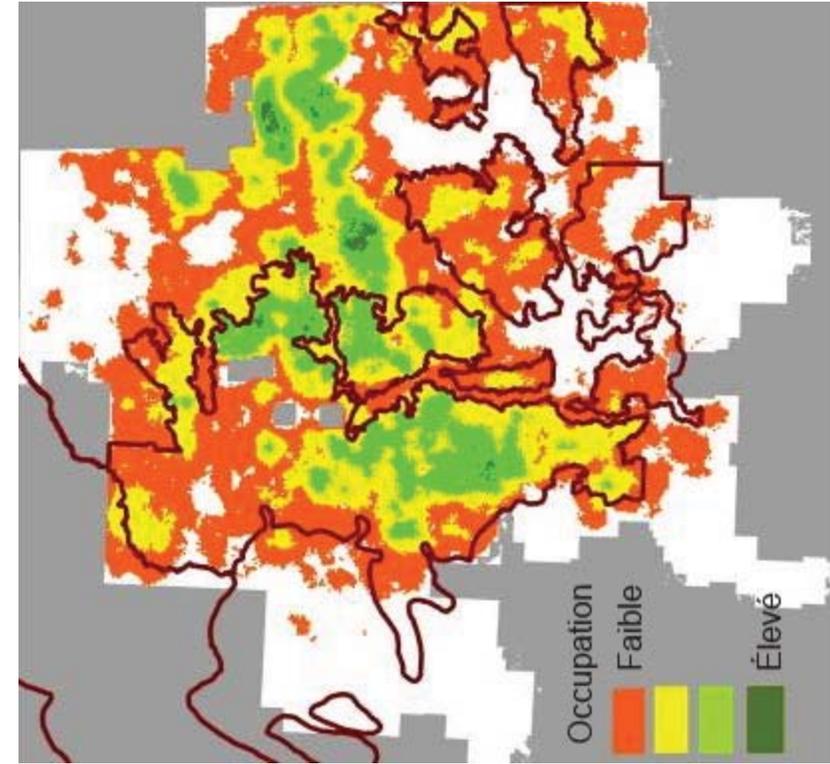


## Références

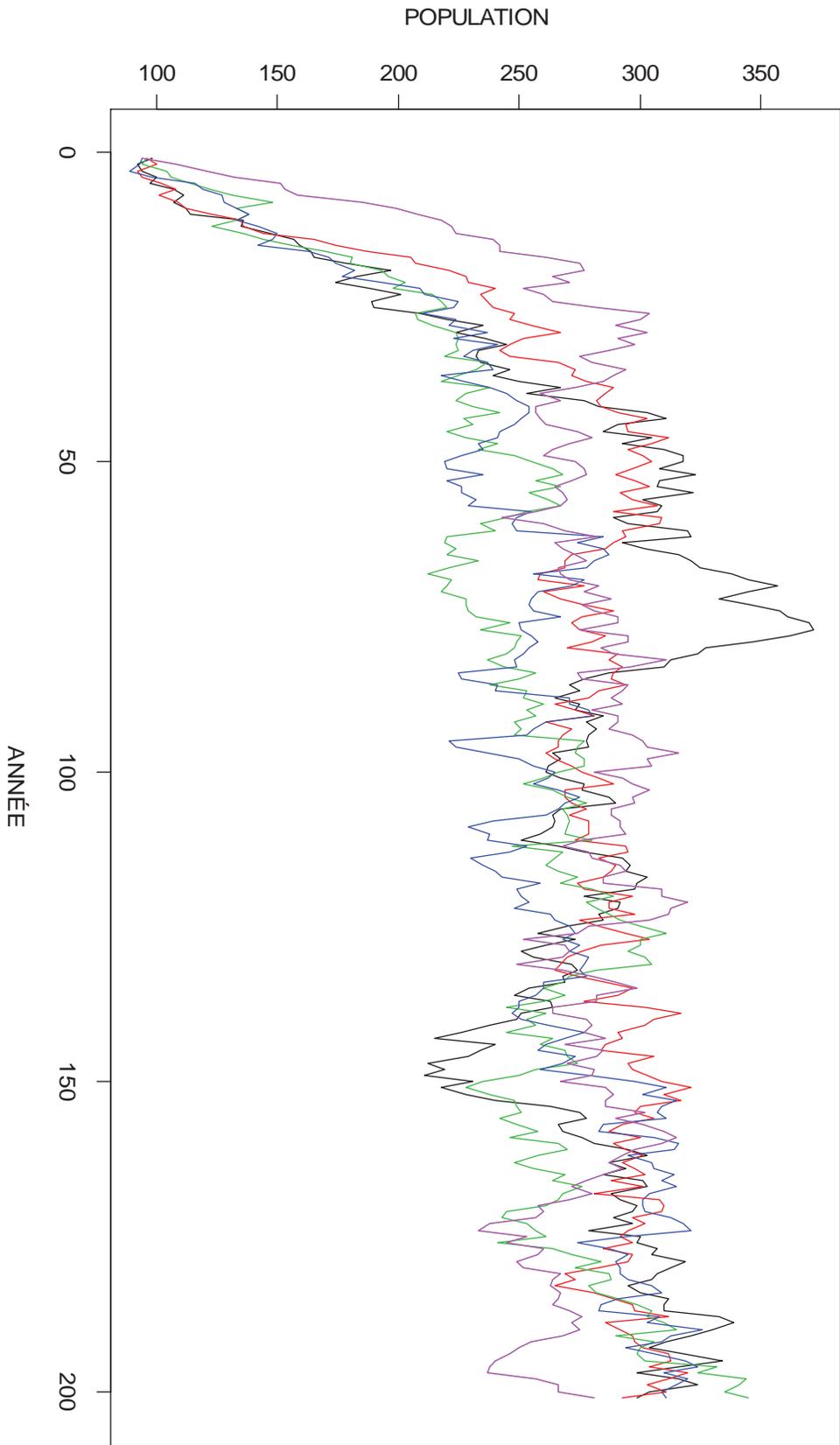
- Carroll, C., M.K. Phillips, C.A. Lopez-Gonzalez et N.H. Schumaker. 2006.** « Defining recovery goals and strategies for endangered species: the wolf as a case study », *Bioscience*, vol. 56, p. 25-37.
- Caughley, G.1994.** « Directions in Conservation Biology », *Journal of Animal Ecology*, vol. 6, p. 215-244.
- Environnement Canada. 2007.** *Programme de rétablissement du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada*, ébauche, juin 2007, Loi sur les espèces en péril; série de programmes de rétablissement, Ottawa : Environnement Canada. v + 48 p. plus annexes.
- Fryxell, J., et J. Shuter. 2008.** *Development of a Population Viability Analysis model of Boreal Woodland Caribou in Ontario*, rapport non publié.
- Lessard, R.B. 2005.** « *Conservation of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in west-central Alberta: a simulation analysis of multi-species predator prey systems* », thèse de doctorat, Université de l'Alberta.
- McCarthy, M.A., S.J. Andelman et H.P. Possingham. 2003.** « Reliability of Relative Predictions in Population Viability Analysis », *Conservation Biology*, vol. 17, p. 982-989.
- Schumaker, N.H., T. Ernst, D. White, J. Baker et P. Haggerty. 2004.** « Projecting wildlife responses to alternative future landscapes in Oregon's Willamette basin », *Ecological Applications*, vol. 14, p. 381-400.
- Schumaker, N.H. HexSim, version 1.2.** US Environmental Protection Agency, Corvallis, OR.
- Sorensen, T., P.D. McLoughlin, E. D. Hervieux, Dzus, J. Nolan, B. Wynes et S. Boutin. 2008.** « Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, p. 900-905.



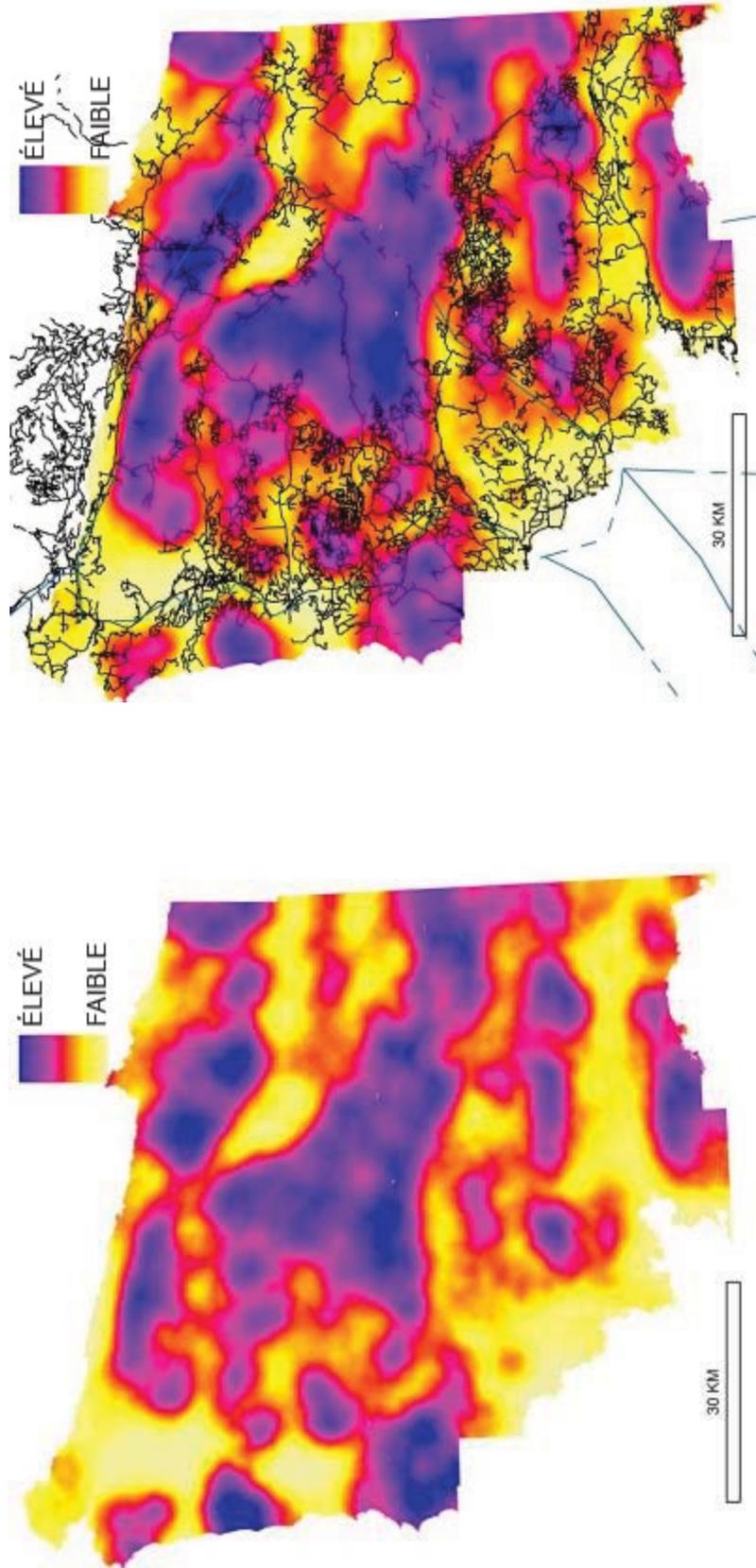
**Annexe 6.7 – Figure 1.** Paramétrage initial, dans la région étudiée de l'Alberta, du lien entre le taux de survie du caribou et la proportion du paysage à une distance de 250 m des éléments de perturbation linéaire (routes et lignes sismiques).



**Annexe 6.7 – Figure 2.** Résultats des simulations HexSim initiales dans la région étudiée du nord-est de l'Alberta, dans a) un habitat dépourvu de perturbations linéaires, b) un habitat ayant des niveaux de perturbations linéaires.



**Annexe 6.7 – Figure 3.** Série de période des populations tirée des simulations HexSim pour la région étudiée du nord-est de l'Alberta montrant des fluctuations à long terme dans une tendance stable. Ces fluctuations sont causées par une combinaison de stochasticité démographique et de limite de dispersion liées à la tendance de l'habitat.



**Annexe 6.7 – Figure 4.** Prédications du modèle d'IQH du CCCBEM (dont la moyenne a été calculée sur une fenêtre de 100 km<sup>2</sup>) pour la région étudiée du Manitoba pour a) l'habitat hivernal, et b), l'habitat estival du caribou, auxquelles sont superposées les caractéristiques linéaires.



## 6.8 Tableau de probabilité conditionnelle

Le tableau de probabilité conditionnelle sur la répartition conjointe des critères, et les attributions de probabilité antérieures indiquées à la section 2.6.5. ASfA indique la probabilité d'une population locale qu'elle soit autosuffisante dans les conditions actuelles de l'aire et des populations.

Tendance	Taille	Perturbation	ASfA	Évaluation de l'aire
En déclin 0,1	Très petite 0,1	Très élevée 0,1	0,1	$A_{NAS}$
		Élevée 0,3	0,2	$A_{NAS}$
		Moyenne 0,5	0,2	$A_{NAS}$
		Faible 0,7	0,3	$A_{NAS}$
		Très faible 0,9	0,4	$A_{NAS}$
En déclin 0,1	Petite 0,3	Très élevée 0,1	0,2	$A_{NAS}$
		Élevée 0,3	0,2	$A_{NAS}$
		Moyenne 0,5	0,3	$A_{NAS}$
		Faible 0,7	0,4	$A_{NAS}$
		Très faible 0,9	0,4	$A_{NAS}$
En déclin 0,1	Supérieure à la taille critique 0,5	Très élevée 0,1	0,2	$A_{NAS}$
		Élevée 0,3	0,3	$A_{NAS}$
		Moyenne 0,5	0,4	$A_{NAS}$
		Faible 0,7	0,4	$A_{NAS}$
		Très faible 0,9	0,5	$A_{AS}/A_{NAS}$
Stable 0,7	Très petite 0,1	Très élevée 0,1	0,3	$A_{NAS}$
		Élevée 0,3	0,4	$A_{NAS}$
		Moyenne 0,5	0,4	$A_{NAS}$
		Faible 0,7	0,5	$A_{AS}/A_{NAS}$
		Très faible 0,9	0,6	$A_{AS}$
Stable 0,7	Petite 0,3	Très élevée 0,1	0,4	$A_{NAS}$
		Élevée 0,3	0,4	$A_{NAS}$
		Moyenne 0,5	0,5	$A_{AS}/A_{NAS}$
		Faible 0,7	0,6	$A_{AS}$
		Très faible 0,9	0,6	$A_{AS}$
Stable 0,7	Supérieure à la taille critique 0,9	Très élevée 0,1	0,6	$A_{AS}$
		Élevée 0,3	0,6	$A_{AS}$
		Moyenne 0,5	0,7	$A_{AS}$
		Faible 0,7	0,8	$A_{AS}$
		Très faible 0,9	0,8	$A_{AS}$



Tendance	Taille	Perturbation	ASfA	Évaluation de l'aire
En augmentation 0,9	Très petite 0,1	Très élevée 0,1	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Élevée 0,3	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Moyenne 0,5	0,5	A <sub>AS</sub> /A <sub>NAS</sub>
		Faible 0,7	0,6	A <sub>AS</sub>
		Très faible 0,9	0,6	A <sub>AS</sub>
En augmentation 0,9	Petite 0,3	Très élevée 0,1	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Élevée 0,3	0,5	A <sub>AS</sub> /A <sub>NAS</sub>
		Moyenne 0,5	0,6	A <sub>AS</sub>
		Faible 0,7	0,6	A <sub>AS</sub>
		Très faible 0,9	0,7	A <sub>AS</sub>
En augmentation 0,9	Supérieure à la taille critique 0,9	Très élevée 0,1	0,6	A <sub>AS</sub>
		Élevée 0,3	0,7	A <sub>AS</sub>
		Moyenne 0,5	0,8	A <sub>AS</sub>
		Faible 0,7	0,8	A <sub>AS</sub>
		Très faible 0,9	0,9	A <sub>AS</sub>
Inconnue 0,5	Très petite 0,1	Très élevée 0,1	0,2	A <sub>NAS</sub>
		Élevée 0,3	0,3	A <sub>NAS</sub>
		Moyenne 0,5	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Faible 0,7	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Très faible 0,9	0,5	A <sub>AS</sub> /A <sub>NAS</sub>
Inconnue 0,5	Petite 0,3	Très élevée 0,1	0,3	A <sub>NAS</sub>
		Élevée 0,3	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Moyenne 0,5	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Faible 0,7	0,5	A <sub>AS</sub> /A <sub>NAS</sub>
		Très faible 0,9	0,6	A <sub>AS</sub>
Inconnue 0,5	Supérieure à la taille critique 0,5	Très élevée 0,1	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Élevée 0,3	0,4	A <sub>NAS</sub>
		Moyenne 0,5	0,5	A <sub>AS</sub> /A <sub>NAS</sub>
		Faible 0,7	0,6	A <sub>AS</sub>
		Très faible 0,9	0,6	A <sub>AS</sub>



## 6.9 Estimations des nombres et des tendances de la population boréale de caribous des bois fournies par régions

*Remarque* : Il est possible que les estimations de populations locales de caribous indiquées dans le tableau suivant ne tiennent pas entièrement compte des déplacements des caribous entre les régions, à l'intérieur des aires partageant des frontières (c.-à-d. que certains caribous qui traversent les frontières provinciales ou territoriales sont représentés plus d'une fois). De plus, certaines estimations de la taille des populations locales de caribous et données sur les tendances sont entièrement fondées sur le jugement professionnel et des données limitées, et non sur des données de terrain recueillies rigoureusement.

*Population locale* renvoie aux 39 populations locales distinctes reconnues; unité d'analyse renvoie aux unités restantes, dont six aux T.N.-O. qui résultent de la subdivision d'une grande zone d'habitat relativement continu considéré comme étant occupé par une grosse population dans les unités d'analyse. Huit unités de la Saskatchewan représentent des unités d'analyse de multiples populations locales dans une aire d'habitat relativement continu. Les quatre unités d'analyse restantes qui se trouvent en partie au Manitoba, en Ontario, au Québec et au Labrador comprennent de possibles populations locales multiples dans une grande aire d'habitat relativement continu. Lorsque les populations locales et les unités d'analyse de ces secteurs n'étaient pas définies, on supposait que la zone d'occurrence comprenait l'unité d'analyse de ces quatre unités.



N° de la carte	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture du levé	Estimation de la taille de la population locale	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
<b>Régions partagées</b>						
1	Chinchaga, Alb./C.-B.	Alb. – annuel C.-B., 2004	Alb. – Population précise. Estimation de la tendance seulement (l'Alberta ne dénombre pas les caribous) C.-B. – Incomplet	250-300 (y compris l'ancienne population locale de Hotchkiss)	Alb.- Estimation de la taille fondée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles C.-B. – Moyenne fondée sur plusieurs extrapolations différentes de couvertures d'inventaires partielles	Alb. – Déclin rapide (λ moyenne = 0,93 de 2002-2006; λ plage = 0,80-1,06) C.-B. – Déclin présumé d'après le jugement professionnel
2	Bistcho, Alb./T.-N.-O.	Alb. – 2005 T.-N.-O. – inconnue	Alb. – Population précise Estimation de la tendance seulement (l'Alberta ne dénombre pas les caribous) T.-N.-O – incomplet	300	Alb.- Estimation de la taille fondée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles T.-N.-O – Estimations fondées sur les nombres minimaux observés en avion	Déclin présumé d'après le jugement professionnel convenu par les deux régions
3	Steen River/Yates, Alb./T.-N.-O.	Alb. – 2005 T.-N.-O. – inconnue	AB – Population précise Estimation de la tendance seulement (l'Alberta ne dénombre pas les caribous) T.-N.-O. – inconnue	300	Alb.- Estimation de la taille fondée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles T.-N.-O – inconnue	Inconnue



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture du levé	Estimation de la taille de la population locale	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
<b>Territoires du Nord-Ouest</b>						
Données indiquées : Les estimations des unités qui représentent des populations locales continuellement réparties proviennent d'estimations de la densité entourant des animaux munis de colliers émetteurs, extrapolées dans des aires géographiques plus grandes. Dans la région de North Slave, une estimation de la densité a été faite à partir des levés aériens. Les tendances indiquées proviennent de l'opinion de spécialistes des T.N.-O. à partir d'estimations de la taille avec le temps.						
4	Inuvialuit, T.N.-O.	2005	Incomplet	Inconnu	Inconnu	Inconnu
5	Gwich'in, T.N.-O.	2005	Incomplet	500	L'estimation de la population est fondée sur l'extrapolation de densités des nombres minimaux observés dans les autres secteurs des T.N.-O. sur des animaux munis de colliers émetteurs.	En augmentation d'après le jugement professionnel.
6	Sahtu, T.N.-O.	2005	Incomplet	2000	L'estimation de la population est fondée sur l'extrapolation de densités des nombres minimaux observés dans les autres secteurs des T.N.-O. sur des animaux munis de colliers émetteurs.	Inconnu
7	North Slave, T.N.-O.	2005	Incomplet	700	L'estimation de la population est fondée sur l'extrapolation de densités des nombres minimaux observés dans les autres secteurs des T.N.-O. sur des animaux munis de colliers émetteurs.	Inconnu
8	Dehcho, T.N.-O. (N/SO)	2005	Incomplet	2000	L'estimation de la population est fondée sur l'extrapolation de densités des nombres minimaux observés dans les autres secteurs des T.N.-O. sur des animaux munis de colliers émetteurs.	Probablement en déclin d'après le jugement professionnel.
9	South Slave/SE Dehcho, T.N.-O.	2005	Incomplet	600	L'estimation de la population est fondée sur l'extrapolation de densités des nombres minimaux observés dans les autres secteurs des T.N.-O. sur des animaux munis de colliers émetteurs.	Probablement en déclin, d'après le recrutement et la survie des femelles adultes – selon cinq ans de données sur les tendances.



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
<b>Colombie-Britannique</b>						
10	Maxhamish, C.-B.	2004	Incomplet	306	Moyenne basée sur plusieurs extrapolations différentes provenant de couvertures d'inventaire partielles	Inconnu
11	Calendar, C.-B.	2004	Incomplet	291 (meilleure estimation)	Moyenne basée sur plusieurs extrapolations différentes provenant de couvertures d'inventaire partielles	Inconnu
12	Snake Sahtaneh, C.-B.	2004	Incomplet	365 (meilleure estimation)	Moyenne basée sur plusieurs extrapolations différentes provenant de couvertures d'inventaire partielles	Déclin présumé Le rapport sur la population de Snake Satehan indiquait une survie de femelles adultes de 94 % et un recrutement de faons de 5-9 faons/100 femelles adultes, ce qui donne essentiellement un lambda de 1, mais le faible recrutement de faons laissait croire à un déclin. Cependant, l'étude était trop courte pour tirer des conclusions certaines.
13	Parker Core, C.-B.	2007	Incomplet	24 (meilleure estimation)	Moyenne basée sur plusieurs extrapolations différentes provenant de couvertures d'inventaire partielles	Inconnu
14	Prophet Core, C.-B.	2004	Incomplet	54 (meilleure estimation)	Moyenne basée sur plusieurs extrapolations différentes provenant de couvertures d'inventaire partielles	Inconnu
<b>Alberta</b>						
15	Deadwood, Alb.	2005	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	40	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin présumé. Tendance de la population locale non mesurée.
16	Caribou Mountains, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	400-500	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin rapide ( $\lambda$ moyenne = 0,92 de 1995 – 2007; plage $\lambda$ = 0,73 – 1,14)



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
17	Red Earth, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	250-350	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin rapide ( $\lambda$ moyenne = 0,94 de 1995 – 2007; plage $\lambda$ = 0,81 – 1,30)
18	Côté est de la rivière Athabasca, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	300-400	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin ( $\lambda$ moyenne = 0,99 de 1993 – 2007; plage $\lambda$ = 0,83 – 1,14)
19	Richardson, Alb.		Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	<100	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Inconnu Tendance de la population locale non mesurée
20	Côté est de la rivière Athabasca, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	150-250	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin ( $\lambda$ moyenne = 0,95 de 1993 – 2007; plage $\lambda$ = 0,80 – 1,08)
21	Polygone de tir aérien de Cold Lake, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	100-150	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin rapide ( $\lambda$ moyenne = 0,93 de 1998 – 2007; plage $\lambda$ = 0,75 – 1,05)
22	Nipisi, Alb.			60-70		Inconnu
23	Slave Lake, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	75	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Inconnu
24	Little Smoky, Alb.	Annuel	Estimation de la tendance de la population locale (l'Alberta ne dénombre pas les caribous)	80	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Déclin rapide ( $\lambda$ moyenne = 0,89 de 1999 – 2007; plage $\lambda$ = 0,77 – 1,04)



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
<b>Saskatchewan</b>						
Données indiquées : Le levé utilisé par la direction générale de la faune de la Saskatchewan durant les années 1980 et au début des années 1990 a été réalisé par le personnel d'après des conseils donnés par des chercheurs sur le caribou de l'époque. Des levés ont été effectués à la fin novembre et au début de décembre, (mais ils n'ont jamais été réussis pour plusieurs raisons). Le personnel a alors choisi de survoler la région la plus tôt possible après une chute de neige, et d'effectuer un levé de transect chaque matin au moyen de lignes très serrées pour trouver des signes frais de caribous et les consigner. Chaque après-midi, le personnel y retournait en hélicoptère pour chercher le signe, localiser et dénombrer les animaux et déterminer l'âge et le sexe. Dans un levé en 1992, l'hélicoptère était utilisé pour tout et sortait simplement du transect chaque fois que des signes frais de caribou étaient constatés – on suivait le signe, le consignait et retournait au transect. Les journées ensoleillées jetant des ombres pour montrer les pistes étaient préférables, contrairement à un levé habituel des originaux. Le personnel stratifiait également les zones des levés au sud qui se trouvaient en dehors du terrain. En rétrospection, il calculait les dénombrements minimaux plutôt que les estimations totales de la population locale, et il n'a jamais tenté de définir les limites de confiance. (T. Trotter, commentaire personnel)						
25	Davy-Athabasca, Sask.	2006	Sans objet	310	Estimation basée sur l'habitat d'après une densité estimée à 0,031 (Al Arsenault, commentaire personnel)	Inconnu
26	Clearwater, Sask.	2006	Sans objet	425	Estimation basée sur l'habitat basé sur une densité estimée à 0,036 (moyenne des estimations de la densité provenant de deux WCMU adjacents)	Inconnu
27	Highrock-Key, Sask.	2006	Incomplet	1060	Estimation basée sur des levés de l'habitat de parties de l'aire d'après une densité estimée à 0,041 (moyenne de deux levés)	Inconnu
28	Steephill-Foster, Sask.	2006	Incomplet	1075	Estimation basée sur des levés d'habitat et aériens de parties de l'aire et d'un levé aérien à la fin des années 1980, d'après une densité estimée à 0,033	Inconnu



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
29	Primrose- lac Cold, Sask.	2006	Incomplet	350	Estimation basée sur des levés d'habitat et aériens datant du début des années 1990, et de données recueillies par l'Alberta, d'après une densité estimée à 0,047 (moyenne de deux levés)	Inconnu
30	Smoothstone-Wapawekka, Sask.	2006	Incomplet	700	Estimation basée sur des levés de l'habitat et aériens de parties de l'aire datant du début des années 1990 et d'une récession documentée de l'aire d'après une densité estimée à 0,027 (moyenne de trois levés)	En déclin avec le changement de l'habitat d'après le jugement professionnel
31	Suggi-Amisk-Kississing, Sask.	2006	Incomplet	430	Estimation basée sur des levés de l'habitat et aériens sur des parties de l'aire à datant de la fin des années 1980, d'après une densité estimée à 0,055 (moyenne de deux levés)	Inconnu
32	Pasquia-Bog, Sask.	2006	Incomplet	30	Estimation basée sur de récents travaux génétiques en collaboration avec le Manitoba. Récession de l'aire documentée d'après une densité estimée à 0,012 (AI Arsenault, commentaire personnel)	Menace de déclin d'après le jugement professionnel
<b>Manitoba</b>						
Données indiquées : Les années du recensement (sauf pour Owl Flinstone) et l'étendue de la couverture du levé n'ont pas été déclarées. Les données sur la tendance sont basées sur les estimations de la population locale effectuées au cours des années 1970 et 1980 (2007 pour Owl Flinstone), qui indiquaient des estimations semblables.						
33	Kississing, Man.	Sans objet Non disponible	Sans objet	50-75	Basée sur le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
34	Naosap, Man.	Sans objet	Sans objet	100-200	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
35	Reed, Man.	Sans objet	Sans objet	100-150	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
39	William Lake, Man.	Sans objet	Sans objet	25-40	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
37	Wapisu, Man.	Sans objet	Sans objet	100-125	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
36	The Bog, Man.	Sans objet	Sans objet	50-75	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
38	Wabowden, Man.	Sans objet	Sans objet	200-225	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
40	North Interlake, Man.	Sans objet	Sans objet	50-75	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
41	Atikaki-Berens, Man.	Sans objet	Sans objet	300-500	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
42	Owl Flintstone, Man.	2007	Sans objet	71-85	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales



Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal

N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
43	Manitoba (restes de caribous boréaux au Manitoba)	Sans objet	Sans objet	775-1585	D'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales	Stable d'après le jugement professionnel et des dénombrements périodiques de populations locales
<b>Ontario</b>						
44	North East Superior, Ont. (comprend Pukaskwa, Gargantua et Pic Islands)	Sans objet Non disponible	Sans objet	42	L'estimation est basée sur une compilation d'opinions de spécialistes et de diverses techniques de levés dans la province.	En déclin d'après l'opinion de spécialistes
45	Michipicoten, Ont.	Sans objet	Sans objet	200	L'estimation est basée sur une compilation d'opinions de spécialistes et de diverses techniques de levés dans la province.	En augmentation d'après l'opinion de spécialistes
46	Îles Slate, Ont.	Sans objet	Sans objet	250	L'estimation est basée sur une compilation d'opinions de spécialistes et de diverses techniques de levés dans la province.	Inconnu
47	Ontario (restes de caribous boréaux en Ontario)	1996 (enquête par questionnaire)	Incomplet	5000	L'estimation est basée sur une compilation d'opinions de spécialistes et de diverses techniques de levés dans la province.	Inconnu
<b>Québec</b>						
48	Vai d'Or, Qc	Sans objet Non disponible	Terminé	30	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	En déclin d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles
49	Charlevoix, Qc	1998	Terminé	75	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Stable d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
50	Pipmuacan, Qc	Sans objet	Sans objet	134	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Stable d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles
51	Manouane, Qc	Sans objet	Sans objet	358	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	Stable d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles
52	Manicouagan, Qc	Sans objet	Sans objet	181	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données de terrain disponibles	En augmentation d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles
53	Québec (restes de caribous boréaux au Qc)	Incomplet	Incomplet	6000-12 000	Estimation de la taille de la population locale basée sur le jugement professionnel et les données d'inventaires disponibles pour la partie sud de l'aire	Présumée stable Appuyé par le Comité de rétablissement du Québec à partir de zones ayant fait l'objet de levés et de données confirmant que l'étendue de l'aire n'a pas changé.



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
<b>Terre-Neuve-et-Labrador</b>						
Données indiquées : Aucune population locale de Terre-Neuve n'est incluse dans la désignation « menacé ». Les populations locales suivantes se trouvent au Labrador, et non à Terre-Neuve, et c'est pourquoi l'abréviation « Labr. » a été utilisée au début du nom des populations locales. Lac Joseph – recensé en 2000. Aire totale (38 000 km <sup>2</sup> ), au moyen de la méthode de marquage et de recapture et d'un estimateur du maximum de vraisemblance de Lincoln-Peterson et hypergéométrique. Chaque année depuis 2000, nous avons effectué des classifications à la fin de l'hiver (le mois de mars est le meilleur indicateur du recrutement, car les faons sont âgés de 9,5 mois). Les faons comptaient entre 15 % et 20 % au cours de cette période, et les rapports des sexes étaient d'environ 50 mâles adultes pour 100 femelles (soit environ 33 % de mâles). Entre 1999 et 2006, le taux de survie des adultes se situait entre 0,788 et 0,913 et une valeur moyenne de 0,852, et le taux de survie moyen des faons au cours de cette période était de 0,4. Cela laisse croire que collectivement, cette harde est stable ou légèrement en déclin. Le recrutement des faons est bon, mais la survie des femelles adultes pourrait être meilleure.						
Monts Red Wine : Le levé de 2001 couvrait l'aire totale de cette harde, soit 29 900 km <sup>2</sup> . L'estimateur utilisé était également un estimateur du maximum de vraisemblance (méthode de marquage et de recapture). Le dénombrement minimal (nombre d'animaux uniques observés) était de 67, et révisé à 87 en 2003 d'après un levé partiel des animaux associés avec des groupes de femelles munies de colliers émetteurs, en 2003. Le recrutement des faons est semblable au LJ, tout comme la survie des femelles adultes. Toutefois, les taux de survie doivent être ajustés pour tenir compte des pertes d'animaux adultes casées par le braconnage.						
Monts Mealy : Le levé de 2005 couvrait une superficie de 62 000 km <sup>2</sup> (aire totale). Le levé était de type répartition-densité (d'après Gasaway 1986). Il a été réalisé selon les méthodes et l'étendue du recensement de 2002, et les estimations de la taille de la population n'étaient pas très différentes (d'un point de vue statistique), ce qui laisse croire que la population est stable. Cette harde a décliné soudainement de 2600 à 284 entre 1958 et 1975, et a augmenté à plus de 2000 depuis 2002. En 2005, le recrutement des faons était de 16 % et le taux de survie des femelles adultes était en moyenne de 89 % entre 2002 et 2006. Le taux de croissance actuel dans cette harde semble être de 0. Toutefois, les calendriers observés de mise bas, de recrutement et de survie laissent croire que cette harde a le potentiel d'augmenter. Il se peut que les gains acquis dans le recrutement soient annulés par une mortalité accrue des animaux adultes (non munis de colliers émetteurs).						
54	Lac Joseph, Labr.	2000	Terminé	1101	756-1933 ( $\alpha = 0,10$ )	Inconnu
55	Monts Red Wine, Labr.	2001	Terminé	97	72-189 ( $\alpha = 0,10$ )	En déclin d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles; déclin d'environ 800 animaux en 1997 à moins de 100, et changement correspondant dans la taille et l'utilisation de l'aire ont été répertoriés
56	Monts Mealy, Labr.	2005	Terminé (densité élevée d'îles aux larges non incluses ~ 300 caribous)	2106	765-3447 ( $\alpha = 0,10$ )	Stable d'après le jugement professionnel et les données de terrain disponibles



N° de la carte LP	Population locale ou unité d'analyse	Année du recensement	Étendue de la couverture des levés	Estimation de la taille de la population	Limites de confiance	Tendance actuelle de la population locale
57	Labrador (restes de caribous boréaux au Labrador)	Sans objet	Incomplet	Inconnu	Sans objet	Inconnu





## 7.0

# ÉTUDES CITÉES ET RÉFÉRENCES ADDITIONNELLES

(Remarque : études citées et références de toutes les sections du rapport, y compris des annexes)



- Adams L.G., et B.W. Dale. 1998.** « Reproductive Performance of Female Alaskan Caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, p. 1184-1195.
- Algina, J., et S. Olejnik. 2000.** « Determining sample size for accurate estimation of the squared multiple correlation coefficient », **Multivariate Behavioral Research**, vol. 35, p. 119-137.
- Anderson, R.B. 1999.** *Peatland habitat use and selection by woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in Northern Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.
- Anderson, R.B., B. Wynes et S. Boutin. 2000.** « Permafrost, lichen, and woodland caribou: late-winter habitat use in relation to forage availability », *Rangifer*, vol. 2, p. 191.
- Anderson, R.P., M. Gómez-Laverde et A.T. Peterson. 2002.** « Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 11, p. 131-141.
- Antoniak, K., et H.G. Cumming. 1998.** « Analysis of forest stands used by wintering woodland caribou in Ontario », *Rangifer*, vol. 10, p. 157-168.
- Araújo, M.B., et A. Guisan. 2006.** « Five (or so) challenges for species distribution modelling », *Journal of Biogeography*, vol. 33, p. 1677-1688.
- Araújo, M.B., et M. New. 2006.** « Ensemble forecasting of species distributions », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 22, p. 42-47.
- Armstrong, T., G. Racey et N. Bookey. 2000.** « Landscape-level considerations in the management of forest-dwelling woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in north western Ontario », *Rangifer*, vol. 12, p. 187-189.
- Arsenault, A.A. 2003.** « Status and conservation management framework for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Saskatchewan », *Fish and Wildlife Technical Report 2003-3*, Regina, Saskatchewan, 40 p.
- Arsenault, D., N. Villeneuve, C. Boismenu, Y. Leblanc et J. Deshaye. 1997.** « Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Québec: An application of fire history and Landsat data », *Journal of Applied Ecology*, vol. 34, p. 65-78.
- Arthur, S.M., K.R. Whitten, F.J. Mauer et D. Cooley.** « Modeling the decline of the Porcupine caribou herd, 1989 – 1998: the importance of survival vs. recruitment », *Rangifer*, Special Issue, no 14, p. 123-130.
- Belovsky, G.E., J.A. Bissonette, R.D. Dueser, T.C. Edwards, C.M. Luecke, M.E. Ritchie, J.B. Slade et F.H. Wagner. 1994.** « Management of small populations – concepts affecting the recovery of endangered species », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 22, p. 307-316.



**Bergerud, A.T. 1967.** « Management of Labrador caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 31, p. 621-642.

**Bergerud, A.T. 1971.** « The population dynamics of Newfoundland caribou », *Wildlife Monographs*, vol. 25, p. 1-55.

**Bergerud, A.T. 1972.** « Food Habits of Newfoundland Caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 36, p. 913-923.

**Bergerud, A.T. 1974.** « Decline of caribou in North America following settlement », *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, p. 757-770.

**Bergerud, A.T. 1980.** « A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America », Actes du Second Annual Reindeer/Caribou Symposium, Roros, Norvège, E. Reimers, E. Garre, and S. Skjenneberg, editors, p. 556-581.

**Bergerud, A.T., R.D. Jakimchuk et D.R. Carruthers. 1984.** « The buffalo of the north: caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments », *Arctic*, vol. 37, p. 7-22.

**Bergerud, A.T. 1985.** « Anti-predator strategies of caribou: dispersion along shorelines », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 63, p. 1324-1329.

**Bergerud, A.T., et J.P. Elliot. 1986.** « Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, p. 64, p. 1515-1529.

**Bergerud, A.T. 1988.** « Caribou, wolves and man », *Trends in Ecology and Evolution*, vol.3, p. 68-72.

**Bergerud A.T., et J.P. Elliott. 1989.** « Wolf predation in a multiple-ungulate system in northern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 1551-1569.

**Bergerud, A.T., R. Ferguson et H.E. Butler. 1990.** « Spring migration and dispersion of woodland caribou at calving », *Animal Behaviour*, vol. 39, p. 360-368.

**Bergerud, A.T. 1992.** « Rareness as an antipredator strategy to reduce predation risk for moose and caribou », dans *Wildlife 2001: populations*, publié par D.R. McCullough et R.B. Barrett. Elsevier, London, p. 1008-1021.

**Bergerud, A.T. 1996.** « Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet? », *Rangifer, Special Issue*, vol. 9, p. 95-116.

**Bethke, R., M. Taylor, S. Amstrup et F. Messier. 1996.** « Population delineation of polar bears using satellite collar data », *Ecological Applications*, vol. 6, p. 311-317.



- Boyce, M.S., et L.L. McDonald. 1999.** « Relating populations to habitats using resource selection functions », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, p. 268-272.
- Boyce, M.S., P.R Vernier, S.E. Nielsen et F.K.A. Schmiegelow. 2002.** « Evaluating resource selection functions », *Ecological Modelling*, vol. 157, p. 281-300.
- Boyce, M.S., L.L. Irwin et R. Barker. 2005.** « Demographic meta-analysis: synthesizing vital rates for spotted owls », *Journal of Applied Ecology*, vol. 42, p. 38-49.
- Bradshaw, C.J.A. 1994.** *An assessment of the effects of petroleum exploration on woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in northeastern Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.
- Bradshaw, C.J.A., D.M. Hebert, A.B. Rippin et S. Boutin. 1995.** « Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 73, p. 1567-1574.
- Brox, P.A.J. 1965.** *The Hudson Bay Lowland as caribou habitat*, thèse de M.Sc., Université de Guelph.
- Brooks, G.P., et R.S. Barcikowski. 1996.** « Precision power and its application of the selection of regression sample sizes », *Mid-Western Educational Researcher*, vol. 9, p. 10-17.
- Brown, G.S. 2005.** *Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario*, thèse de doctorat, Université de Guelph.
- Brown, G.S., F.F. Mallory et W.J. Rettie. 2003.** « Range size and seasonal movement for female woodland caribou in the boreal forest of northeastern Ontario », *Rangifer*, vol. 14, p. 227-233.
- Brown, G.S., W.J. Rettie, R.J. Brooks et F.F. Mallory. 2007.** « Predicting the impacts of forest management on woodland caribou habitat suitability in black spruce boreal forest », *Forest Ecology and Management*, vol. 245, p. 137-147.
- Brown, K.G., C. Elliott et F. Messier. 2000.** « Seasonal distribution and population parameters of woodland caribou in central Manitoba: implications for forestry practices », *Rangifer*, Special Issue, vol. 12, p. 85-94.
- Brown, W.K., et J.B. Theberge. 1985.** *The calving distribution and calving-area fidelity of a woodland caribou herd in central Labrador*, Actes du 2nd North American Caribou Workshop, McGill Subarctic Research Paper, vol. 40, p. 57-67, Université McGill, Montréal.



**Brown, W.K., J. Huot, P. Lamothe, S. Luttich, M. Paré, G.St. Martin et J.B. Theberge. 1986.** « The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Québec and Labrador », *Rangifer*, vol. 1, p. 43-49.

**Brown, W.K., et J.B. Theberge. 1990.** « The effect of extreme snow cover on feeding site selection by woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 54, p. 161-168.

**Brown, W.K., W.J. Rettie, B. Wynes et K. Morton. 2000.** « Wetland habitat selection by woodland caribou as characterized using the Alberta Wetland Inventory », *Rangifer*, vol. 12, p. 153-157.

**Callaghan, C. 2008.** « Habitat narrative », *Boreal Caribou Critical Habitat Science Review*, Annexe 4.3.

**Carr, N.L., A.R. Rodgers et S.C. Walshe. 2007.** « Caribou nursery site habitat characteristics in two northern Ontario parks », *Rangifer*, vol. 17, p. 167-179.

**Carroll, C., M.K. Phillips, C.A. Lopez-Gonzalez et N.H. Schumaker. 2006.** « Defining recovery goals and strategies for endangered species: the wolf as a case study », *Bioscience*, vol. 56, p. 25-37.

**Casciok, W.F., E.R. Valenzi et V. Silbey. 1978.** « Validation and statistical power: implications for applied research », *Journal of Applied Psychology*, vol. 63, p. 589-595.

**Case T.J., et M.L. Taper 2000.** « Interspecific Competition, Environmental Gradients, Gene Flow, and the Coevolution of Species' Borders » *American Naturalist*, vol. 155, p. 583-605.

**Caswell, H. 2000.** « Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology », *Ecology*, vol. 81, p. 619–627.

**Caswell, H. 2001.** *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation, deuxième édition*, Sinauer, Sunderland, Massachusetts, É.-U..

**Caughley, G., et A. Gunn. 1996.** *Conservation Biology in Theory and Practice*, Blackwell Science, Oxford, 459 p.

**Caughley, G. 1994.** « Directions in conservation biology », *Journal of Animal Ecology*, vol. 63, p. 215-244.

**Cederlund G.N., H.K.G. Sand et A. Pehrson. 1991.** « Body Mass Dynamics of Moose Calves in Relation to Winter Severity », *Journal of Wildlife Management*, vol. 55, p. 675-681.



**Chen, G.J., et A.T. Peterson. 2000.** « A New Technique For Predicting Distribution of Terrestrial Vertebrates Using Inferential Modeling », *Zoological Research*, vol. 21, p. 231-237.

**Coops, N.C., M.A. Wulder, D.C. Duro, T. Han et S. Berry. 2008.** « The development of a Canadian dynamic habitat index using multi-temporal satellite estimates of canopy light absorbance », *Ecological Indicators*, vol. 8, p. 754-766.

**Courtois, R. 2003.** *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec.

**Courtois, R., J.P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J. McNicol. 2003.** « Historical changes and current distribution of caribou, Rangifer tarandus, in Québec », *Canadian Field Naturalist*, vol. 117, p. 399-413.

**Courtois, R., J.P. Ouellet, C. Dussault et A. Gingras. 2004.** « Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec », *The Forestry Chronicle*, vol. 80, p. 598-607.

**Courtois, R., A. Sebbane, A. Gingras, B. Rochette, L. Breton et D. Fortin. 2005.** *Changement d'abondance et adaptations du caribou dans un paysage sous aménagement, rapport technique*, ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord.

**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, p. 491-498.

**Crête, M.S. Couturier, B.J. Hern et T.E. Chubbs. 1996.** « Relative contribution of decreased productivity and survival to recent changes in the demographic trend of the Riviere George caribou herd », *Rangifer*, Special Issue, no 9, p. 27-36.

**Crête, M., L. Marzell et J. Peltier. 2004.** Indices de préférence d'habitat des caribous forestiers sur la Côte-Nord entre 1998 et 2004 d'après les cartes écoforestières 1:20 000. Examen sommaire pour aider l'aménagement forestier, Société de la faune et des parcs du Québec.

**Cringan, A.T. 1957.** « History, food habits and range requirements of the woodland caribou of continental North America », *Transactions of the North American Wildlife Conference*, vol. 22, p. 485-501.

**Culling, D.E., B.A. Culling, T.J. Raabis et A.C. Creagh. 2006.** Ecology and seasonal habitat selection of boreal caribou in the Snake-Sahtaneh Watershed, British Columbia to 2004, Canadian Forest Products Ltd., Fort Nelson, C.-B.



**Cumming, H.G., et D.B. Beange. 1987.** « Dispersion and movements of woodland caribou near Lake Nipigon, Ontario », *Journal of Wildlife Management*, vol. 51, p. 69-79.

**Cumming, H.G., D.B. Beange et G. Lavoie. 1996.** « Habitat partitioning between woodland caribou and moose in Ontario: the potential role of shared predation risk », *Rangifer Special Issue*, vol. 9, p. 81-94.

**Cumming, H.G., et B.T. Hyer. 1998.** « Experimental log hauling through a traditional caribou wintering area », *Rangifer*, vol. 10, p. 241-258.

**Dalerum, F., S. Boutin et J.S. Dunford. 2007.** « Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in Alberta, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 85, p. 26-32.

**Darby W.R., Pruitt W.O. 1984.** « Habitat use, movements, and grouping behaviour of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in southeastern Manitoba », *Canadian Field Naturalist*, vol. 98, p. 184-190.

**Darby, W.R., et W.O. Pruitt. 1984.** « Habitat use, movements and grouping behaviour of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in southeastern Manitoba », *Canadian Field Naturalist*, vol. 98, p. 184-190.

**Dey, S., S. Dabholkar et A. Joshi. 2006.** « The effect of migration on metapopulation stability is qualitatively unaffected by demographic and spatial heterogeneity », *Journal of Theoretical Biology*, vol. 238, p. 78-84.

**Diamond, J.M. 1984.** Normal extinction of isolated populations, p. 191-246 dans M. H. Nitecki, éd. *Extinctions*. Chicago University Press, Chicago.

**Diamond, M.M. 1989.** « Overview of recent extinctions », p. 376-341 dans D. Western and M. Pearl, éditeurs. *Conservation for the twenty first century*, Oxford University Press, New York.

**Downes, C.M., J.B. Theberge et S.M. Smith. 1986.** « The influence of insects on the distribution, microhabitat choice, and behaviour of the Burwash caribou herd », *Canadian Journal of Zoology*, p. 64, p. 622-629.

**Duchesne, M., S.D Côte et C. Barrette. 2000.** « Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada », *Biological Conservation*, vol. 96, p. 311-317.

**Dunford, J.S. 2003.** *Woodland caribou–wildfire relationships in northern Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta, Edmonton, Alberta, Canada.



**Dunford, J.S., P.D. McLoughlin, F. Dalerum et S. Boutin. 2006.** « Lichen abundance in the peatlands of northern Alberta: implications for boreal caribou », *Écoscience*, vol. 13, p. 469-474.

**Dyer, S.J. 1999.** *Movement and distribution of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in response to industrial development in northeastern Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.

**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(3), p. 531-542.

**Eberhardt, L.L. 1985.** « Assessing the dynamics of wild populations », *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, p. 997-1012.

**Edmonds, E.J. 1988.** « Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 66, p. 817-826.

**Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz et N.E. Zimmermann. 2006.** « Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data », *Ecography*, vol. 29, p. 129-151.

**Ellner, S.P., J. Fieberg, D. Ludwig et C. Wilcox. 2002.** « Precision of population viability analysis », *Conservation Biology*, vol. 16, p. 258-261.

**Environnement Canada. 2007.** *Programme de rétablissement du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada*, ébauche, juin 2007, Loi sur les espèces en péril; série de programmes de rétablissement, Ottawa : Environnement Canada, v + 48 p. plus annexes.

**Esler, D., S.A. Iverson et D.J. Rissolo. 2006.** « Genetic and demographic criteria for defining population units for conservation: the value of clear messages », *Condor*, vol. 108, p. 480-483.

**GTSE. 1995.** Groupe de travail sur la stratification écologique, Cadre écologique national pour le Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques et Environnement Canada, Direction de l'état de l'environnement, Direction générale de l'analyse des écozones, Ottawa/Hull, rapport et cartes nationales à une échelle de 1:7 500 000.

**Fancy, S.C., et K.R. Whitten. 1991.** « Selection of calving sites by Porcupine Herd caribou », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 69, p. 1736-1743.



**Ferguson, S.H., A.T. Bergerud et R. Ferguson. 1988.** « Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population », *Oecologia*, vol. 76, p. 236-245.

**Ferguson, S.H., et P.C. Elkie. 2004a.** « Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons », *Basic and Applied Ecology*, vol. 5, p. 465-474.

**Ferguson, S.H., et P.C. Elkie. 2004b.** « Seasonal movement patterns of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) », *Journal of Zoology*, Londres, vol. 262, p. 125-134.

**Ferguson, S.H., et P.C. Elkie. 2005.** « Use of lake areas in winter by woodland caribou », *Northeastern Naturalist*, vol. 12, p. 45-66.

**Ferguson, S.H., A.T. Bergerud et R.S. Ferguson. 1988.** « Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population », *Oecologia*, vol. 76, p. 236-245.

**Fielding, A.H., et J.F. Bell. 1997.** « A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models », *Environmental Conservation*, vol. 24, p. 38-49.

**Finstad G.L., M. Berger, K. Lielland et A.K. Prichard. 2000.** « Climatic influence on forage quality, growth and reproduction of reindeer on the Seward Peninsula I: climate and forage quality », *Rangifer, Special Issue*, vol. 12, p. 144.

**Friar, J.L., S.E. Neilson, E.H. Merrill, S.R. Lele, M.S. Boyce, R.H.M. Munro, G.B. Stenhouse et H.L. Beyer. 2004.** « Removing GPS collar bias in habitat selection studies », *Journal of Applied Ecology*, vol. 42, p. 201-212.

**Fryxell, J., et J. Shuter. 2008.** *Development of a Population Viability Analysis model of Boreal Woodland Caribou in Ontario*, Rapport non publié à Environnement Canada, région de l'Ontario.

**Fuller, T.K., et L.B. Keith. 1981.** « Woodland caribou population dynamics in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 45, p. 197-213.

**Girard, I., C. Dussault, J.-P. Ouellet, R. Courtois et A. Caron. 2005.** « Balancing numbers of locations with numbers of individuals in telemetry studies », *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, p. 1249-1256.

**Godown, M.E., et A.T. Peterson. 2000.** « Preliminary distributional analysis of U.S. endangered bird species », *Biodiversity and Conservation*, vol. 9, p. 1313-1322.

**Gouvernement de la Colombie-Britannique. 2005.** Recovery implementation plan for the threatened woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the Hart and Cariboo Mountains recovery area, British Columbia. <http://www.centralbccaribou.ca/crg/24/rap>.



- Guisan, A., et N. E. Zimmermann. 2000.** « Predictive habitat distribution models in ecology », *Ecological Modelling*, vol. 135, p. 147-186.
- Guisan, A., et W.Thuiller, 2005.** « Predicting species distribution: offering more than simple habitat models », *Ecology Letters*, vol. 8, p. 993-1009.
- Guisan, A., O. Broennimann, R. Engler, N.G. Yoccoz, M. Vust, N.E. Zimmermann et A.Lehmann. 2006.** *Using niche-based models to improve the sampling of rare species.*
- Gunn, A., J. Antoine, J. Boulanger, J. Bartlett, B. Croft et A. D'Hont. 2004.** *Boreal caribou habitat and land use planning in the Deh Cho region, Northwest Territories*, ministère des Ressources, de la Faune et du Développement économique. 47 p.
- Gustine, D.D., K.L. Parker, R.J. Lay, M.P. Gillingham et D.C. Heard. 2006.** « Calf survival of woodland caribou in a multi-predator ecosystem », *Wildlife Monographs*, vol. 165, p. 1-32.
- Harrington, F.H., et A.M. Veitch. 1992.** « Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador », *Arctic*, vol. 44, p. 318-327.
- Harris L.D. 1984.** *The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*, University of Chicago Press, Chicago, É.-U.
- Hasting, A. 1993.** « Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations », *Ecology*, vol. 74, p. 1362-1372.
- Hatter, I.W., et A.T. Bergerud. 1991.** « Moose recruitment, adult mortality and rate of change », *Alces*, vol. 27, p. 65-73.
- Heikkinen R.K., M. Luoto, R. Virkkala, R.G. Pearson et J.H. Korber 2007.** « Biotic Interactions Improve Prediction of Boreal Bird Distributions at Macro-Scales », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, p. 754-763.
- Hern, B.J., S.N. Luttich, M. Crete et M.B. Berger. 1990.** « Survival of radio-collared caribou (*Rangifer tarandus caribou*) from the George River herd, Nouveau-Quebec-Labrador », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 68, p. 276-283.
- Hernández, P.A., C.H. Graham, L.L. Master et D.L. Albert, 2006.** « The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods », *Ecography*, vol. 29, p. 773-785.
- Hijmans R.J., et C.H. Graham. 2006.** « The Ability of Climate Envelope Models to Predict the Effect of Climate Change on Species Distributions », *Global Change Biology*, vol. 12, p. 2272-2281.



**Hillis, T.L., F.F. Mallory, W.J. Dalton et A.J. Smiegielski. 1998.** « Preliminary analysis of habitat utilization by woodland caribou in north-western Ontario using satellite telemetry », *Rangifer*, vol. 10, p. 195-202.

**Hirai, T. 1998.** *An evaluation of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) calving habitat in the Wabowden area, Manitoba*, thèse de M.Sc., Université du Manitoba.

**Hirzel, A. H., J. Hausser, D. Chessel et N. Perrin. 2002.** « Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? », *Ecology*, vol. 83, p. 2027-2036.

**Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao et L.G. Ferreira. 2002.** « Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the Modis Vegetation Indices », *Remote Sensing of Environment*, vol. 83, p. 195-213.

**Hutchinson, G.E. 1957.** « Concluding remarks », *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, vol. 22, p. 415-427.

**Hutchinson M.F. 1995.** « Interpolation of mean rainfall using thin-plate smoothing splines », *International Journal of Geographic Information Systems*, vol. 9, p. 385-403.

**Hutchinson, M.F. 1998.** « Hutchinson, Interpolation of rainfall data with thin plate smoothing splines. II. Analysis of topographic dependence », *Journal of Geographic Information Decision Analysis*, vol. 2, p. 168-185.

**Ichii, K., A. Kawabata, Y. Yamaguchi. 2002.** « Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990 », *International Journal of Remote Sensing*, vol. 23, p. 3873-3878.

**James, A.R.C. 1999.** *Effects of industrial development on the predator-prey relationship between wolves and caribou in northeastern Alberta*, thèse de doctorat, Université de l'Alberta.

**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.

**James, A.R.C., S. Boutin, D. Hebert et A.B. Rippin. 2004.** « Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves », *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, p. 799-809.

**Jimenez-Valverde A., et J. M. Lobo. 2006.** « The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions », *Diversity and Distributions*, vol. 12, p. 521-524.



- Johnson, C.J., K.L. Parker et D.C. Heard. 2001.** « Foraging across a variable landscape: behavioural decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales », *Oecologia*, vol. 127, p. 590-602.
- Johnson C.J., D.R. Seip et M.S. Boyce. 2004.** « A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales », *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, p. 238-251.
- Johnson, C.J., et M.P. Gillingham. 2008.** « Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou », *Ecological Modelling*, vol. 213, p. 143-155.
- Johnson D.H. 1980.** « The Comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference », *Ecology*, vol. 61, p. 65-71.
- Joly, K., B.W. Dale, W.B. Collins et L.G. Adams. 2003.** Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, p. 1192-1201.
- Kirk, D. 2007.** Comparing empirical approaches to modelling species' distributions and occurrence – relevance to critical habitat identification, rapport non publié pour l'Agence Parcs Canada.
- Klein, D.R. 1982.** « Fire, lichens, and caribou », *Journal of Range Management*, vol. 5, p. 390-395.
- Krausman, P.R., et B.D. Leopold. 1986.** « Habitat components for desert bighorn sheep in the harquahala mountains, arizona », *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, p. 504-508.
- Krausman, P.R., R.C. Etchberger et R.M. Lee. 1993.** « Persistence of mountain sheep », *Conservation Biology*, vol. 7, p. 219-219.
- Krebs, C.J. 2002.** « Beyond population regulation and limitation », *Wildlife Research*, vol. 29, p. 1-10.
- Laliberte, A.S., et W.J. Ripple. 2004.** « Range contractions of North American carnivores and ungulates », *BioScience*, vol. 54, p. 123-138.
- Lande, R. 1993.** « Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity, and random catastrophes », *American Naturalist*, vol. 142, p. 911-927.
- Lander, C.A. 2006.** *Distribution and movements of woodland caribou on disturbed landscapes in west-central Manitoba: implications for forestry*, thèse de M.NRM, Université du Manitoba.



**Lantin, É., P. Drapeau, M. Paré, Y. Bergeron. 2003.** « Preliminary assessment of habitat characteristics of woodland caribou calving areas in the Claybelt region of Québec and Ontario, Canada », *Rangifer*, vol. 14, p. 247-254.

**Larter, N.C., et D.G. Allaire. 2006.** Trout Lake boreal caribou study progress report, février 2006. Fort Simpson, Environment and Natural Resources.

**Lee P, J.D. Gysbers et Z. Stanojevic. 2006.** *Canada's Forest Landscape Fragments: A First Approximation (A Global Forest Watch Canada Report)*, Edmonton, Alberta : Global Forest Watch Canada, 97 p.

**Lefort, S., R. Courtois, M. Poulin, L. Breton et A. Sebbane. 2006.** *Sélection d'habitat du caribou forestier de Charlevoix d'après la télémétrie GPS Saison 2004-2005*, Société de la faune et des parcs du Québec.

**Lessard, R.B. 2005.** *Conservation of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in west-central Alberta: a simulation analysis of multi-species predator-prey systems.*

**Levins R. 1970.** « Extinction », p. 77-107 dans M. Gesternhaber, éditeur. *Some mathematical problems in biology*, American Mathematical Society, Providence, É.-U.

**Luick, J.A., J.A. Kitchens, R.G. White et S.M. Murphy. 1996.** « Modelling energy and reproductive costs in caribou exposed to low flying military jetcraft », *Rangifer*, vol. 9, p. 209-211.

**MacArthur, R.H. 1967.** *The theory of the niche. Population biology and evolution*, éd. R. C. Lewontin, p. 159-176. Syracuse University Press, Syracuse, NY, É.-U.

**Magoun, A.J., K.F. Abraham, J.E. Thompson, J.C. Ray, M.E. Gauthier, G.S. Brown, G. Woolmer, C.J. Chenier et F.N. Dawson. 2005.** « Distribution and relative abundance of caribou in the Hudson Plains Ecozone of Ontario », *Rangifer*, vol. 16, p. 105-121.

**Mahoney, S.P., et J.A. Virgl. 2003.** « Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, p. 321-334.

**Maier, J.A.K., S.M. Murphy, R.G. White et M.D. Smith. 1998.** « Responses of caribou to overflights by low-altitude jetcraft », *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, p. 752-766.

**Malasiuk, J.A. 1999.** *Aboriginal Land Use Patterns in the Boreal Forest of North Central Manitoba: Applications for Archaeology*, thèse de M.A., Université du Manitoba.



- Mallory, F.F., et T.L. Hillis. 1998.** « Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases and population dynamics », *Rangifer*, Special Issue, vol. 10, p. 49-60.
- Martinez, I.M. 1998.** *Winter habitat use by woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in the Owl Lake region of Manitoba*, thèse de M.N.R.M., Université du Manitoba.
- Maxwell, S.E. 2000.** « Sample size and multiple regression analysis », *Psychological Methods*, vol. 5, p. 434-458.
- Mayor, S.J., J.A. Schaefer, D.C. Schneider et S.P. Mahoney. 2007.** « Spectrum of selection: new approaches to detecting the scale-dependent response to habitat », *Ecology*, vol. 88, p. 1634-1640.
- McCarthy, M.A., S.J. Andelman et H.P. Possingham. 2003.** « Reliability of Relative Predictions in Population Viability Analysis », *Conservation Biology*, vol. 7, p. 982-989.
- McCutchen, N.A. 2007.** *Factors affecting caribou survival in northern Alberta: the role of wolves, moose, and linear features*, thèse de doctorat, Université de l'Alberta.
- McKenney D.W., J.H. Pedlar, P. Papadopola, M.F. Hutchinson. 2006.** « The development of 1901-2000 historical monthly climate models for Canada and the United States », *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 138, p. 69-81.
- McKenzie, H.W. 2006.** *Linear features impact predator-prey encounters: analysis with first passage time*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.
- McLoughlin, P., D. Cluff, R.Gau, R. Mulders, R. Case et F. Messier. 2002.** « Population delineation of barren-ground grizzly bears in the centrally Canadian Arctic. 2002 », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, p. 728 -737.
- McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes et S. Boutin. 2003.** « Declines in populations of woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, p. 755-761.
- McLoughlin, P.D., D. Paetkau, M. Duda et S. Boutin. 2004.** « Genetic diversity and relatedness of boreal caribou populations in western Canada », *Biological Conservation*, vol. 118, p. 593-598.
- McLoughlin, P.D., J.S. Dunford et S. Boutin. 2005.** « Relating predation mortality to broad-scale habitat selection », *Journal of Animal Ecology*, vol. 74, p. 701-707.
- Metsaranta, J.M., F.F. Mallory et D.W. Cross. 2003.** « Vegetation characteristics of forest stands used by woodland caribou and those disturbed by fire or logging in Manitoba », *Rangifer*, vol. 4, p. 255-266.



**Metsaranta, J.M. 2007.** « Assessing the length of the post-disturbance recovery period for woodland caribou habitat after fire and logging in west-central Manitoba », *Rangifer*, vol. 17, p. 103-109.

**Metsaranta, J.M., et F. F. Mallory. 2007.** « Ecology and habitat selection of a woodland caribou population in west-central Manitoba, Canada », *Northeastern Naturalist*, vol. 14, p. 571-588.

**Mitchell, S.C. 2005.** « How useful is the concept of habitat? A critique », *Oikos*, vol. 110, p. 634-638.

**Montgomery, D.C., E.A. Peck et G.G. Vining. 2001.** Introduction to linear regression analysis (3e éd.), John Wiley and Sons Inc. New York, New York.

**Nagy, J.A., A.E. Derocher, S.E. Nielsen, W.H. Wright et J.M. Heikkila. 2006.** Modelling seasonal habitats of boreal woodland caribou at the northern limits of their range: a preliminary assessment of the Lower Mackenzie River Valley, Northwest Territories, Canada, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest.

**Nelson, L.J., et J.M. Peek. 1984.** « Effect of survival and fecundity on rate of increase of elk », *Journal of Wildlife Management*, vol. 46, p. 535-540.

**Neufeld, L.M. 2006.** *Spatial Dynamics of Wolves and Woodland Caribou in an Industrial Forest Landscape in West-Central Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.

**RNCAN. 2002.** Base de données sur les grands feux de forêt dépassant les 200 h au Canada entre 1959 et 1999 inclusivement, [http://fire.cfs.nrcan.gc.ca/research/climate\\_change/lfdb/lfdb\\_download\\_f.htm](http://fire.cfs.nrcan.gc.ca/research/climate_change/lfdb/lfdb_download_f.htm).

**O'Brien, D., M. Manseau et A. Fall. 2006.** « Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory », *Biological Conservation*, vol. 130, p. 70-83.

**O'Flaherty, R.M., I. Davidson-Hunt, M. Manseau et M. Keeping. 2007.** Woodland Caribou in the Whitefeather Forest, Sustainable Forest Management Network Research Note Series, no 27.

**Parra, J.L., C.C. Graham et J.F. Freile. 2004.** « Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes », *Ecography*, vol. 27, p. 350-360.

**Pearce, J., et G. Eccles. 2004.** Characterizing forest-dwelling woodland caribou distribution in Ontario, Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie, Ontario.



**Pearson R.G., et T.P. Dawson 2003.** « Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful? », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 12, p. 361-371.

**Pearson R.G., T.P. Dawson et C Liu. 2004.** « Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data », *Ecography*, vol. 27, p. 285-298.

**Peterson A.T., E. Martinez-Meyer, C. Gonzalez-Salazar et P.W. Hall. 2004.** « Modeled Climate Change Effects on Distributions of Canadian Butterfly Species », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 82, p. 851-858.

**Peterson, A.T., et K.C. Cohoon. 1999.** « Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness », *Ecological Modelling*, vol. 117, p. 159-164.

**Peterson, A.T. 2001.** « Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling », *Condor*, vol. 103, p. 599-605.

**Peterson A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sanchez-Cordero, J. Soberon, R.H. Buddemeier et D.R.B. Stockwell. 2002.** « Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios », *Nature*, vol. 416, p. 626-629

**Peterson, A.T., et C.R. Robins. 2003.** « Using ecological niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation », *Conservation Biology*, vol. 17, p. 1161-1165

**Peterson, A.T. 2003.** « Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences », *Global Change Biology*, vol. 9, p. 647-655.

**Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer, A.G. Navarro-Sigüenzac. 2006.** « Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information », *Ecological Modelling*, vol. 195, p. 229-236

**Pettorelli, N., J.O. Vik, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C. J. Tucker et N.-C. Stenseth. 2005.** « Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 20, p. 503-510.

**Phillips, S.J., M. Dudík et R.E. Schapire. 2004.** A maximum entropy approach to species distribution modeling. Actes du twenty-first international conference on Machine learning, ACM International Conference Proceeding Series, vol. 69 p. 83.

**Phillips, S.J., R.P. Anderson et R.E. Schapire. 2006.** « Maximum entropy modeling of species geographic distributions », *Ecological Modelling*, vol. 190, p. 231-259.



**Phillips S.J., et M. Dudík. 2008.** « Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation », *Ecography*, vol. 31, p. 161-175.

**Proceviat, S.K., F.F. Mallory et W.J. Rettie. 2003.** « Estimation of arboreal lichen biomass available to woodland caribou in Hudson Bay lowland black spruce sites », *Rangifer*, vol. 14, p. 95-99.

**Pulliam, H.R. 2000.** « On the relationship between niche and distribution », *Ecology Letters*, vol. 3, p. 349.

**Racey, G.D., et T. Armstrong. 2000.** « Woodland caribou range occupancy in northwestern Ontario: past and present », *Rangifer*, vol. 12, p. 173-184.

**Racey, G.D., et A.A. Arsenault. 2007.** « In search of a critical habitat concept for woodland caribou, boreal population », *Rangifer, Special Issue*, vol. 17, p. 29-37.

**Raxworthy C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R.A. Nussbaum, G.E. Schneider M.A. Ortega-Huerta et A.T. Peterson. 2003.** « Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar », *Nature*, p. 426, p. 837-41.

**Reese, G.C., K.R. Wilson, J.A. Hoeting et C.H. Flather. 2005.** « Factors affecting species distribution predictions: A simulation modeling experiment », *Ecological Applications*, vol. 15, p. 554-564.

**Rettie, W.J. 1998.** *The ecology of woodland caribou in central Saskatchewan*, thèse de doctorat, Université de la Saskatchewan.

**Rettie, W.J., et F. Messier. 1998.** « Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 251-259.

**Rettie W.J., et P.D. McLoughlin. 1999.** « Overcoming radiotelemetry bias in habitat selection Studies », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, p. 1175-1184.

**Rettie, W.J., et F. Messier. 2000.** « Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors », *Ecography*, vol. 23, p. 466-478.

**Rettie, W.J., et F. Messier. 2001.** « Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan », *Canadian Journal of zoology*, vol. 79, p. 1933-1940.

**Rowe, J.S. 1972.** *Forest regions of Canada*, Service canadien des forêts, Ottawa, 172 pages.



- Schaefer, J.A. 1988.** Fire and woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*): an evaluation of range in southeastern Manitoba, thèse de M.Sc., Université du Manitoba, Winnipeg, Manitoba.
- Schaefer, J.A., et W.O. Pruitt 1991.** « Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba », *Wildlife Monographs*, vol. 16, p. 1-39.
- Schaefer, J.A., A.M. Veitch, F.H. Harrington, W.K. Brown, J.B. Theberge et S.N. Luttich. 1999.** « Demography of decline of the Red Wine Mountains caribou herd », *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, p. 580-587.
- Schaefer, J.A., C.M. Bergman et S.N. Luttich. 2000.** « Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales », *Landscape Ecology*, vol. 15, p. 731-739.
- Schaefer, J.A., M. Veitch, F.H. Harrington, W.K. Brown, J.B. Theberge et S.N. Luttich. 2001.** « Fuzzy structure and spatial dynamics of a declining woodland caribou population », *Oecologia*, vol. 126, p. 507-514.
- Schaefer, J.A. 2003.** « Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga », *Conservation Biology*, vol. 17, p. 1435-1439.
- Schaefer, J.A., et S. P. Mahoney. 2007.** « Effects of progressive clearcut logging on Newfoundland Caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, p. 1753-1757.
- Schindler, D. 2005.** Determining Woodland Caribou Home Range and Habitat Use in Eastern Manitoba, Centre for Forest Interdisciplinary Research, Université de Winnipeg, 72 p.
- Schindler, D.W., D. Walker, T. Davis et R. Westwood. 2007.** « Determining effects of an all weather logging road on winter woodland caribou habitat use in southeastern Manitoba », *Rangifer, Special Issue*, no 17, p. 209 -217.
- Schmelzer, I., J. Brazil, J., T. Chubbs, S. French, B. Hearn, R. Jeffery, L. LeDrew, H. Martin, A. McNeill, R. Nuna, R. Otto, F. Phillips, G. Mitchell, G. Pittman, N. Simon et G. Yetman. 2004.** *Programme de rétablissement de trois hardes de caribous des bois (Rangifer tarandus caribou; population boréale) au Labrador*, ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador Corner Brook, Terre-Neuve.
- Schmiegelow, F.K.A., C.A. Stambaugh, D.P. Stepnisky et M. Koivula. 2006.** « Reconciling salvage logging of boreal forests with a natural disturbance management model », *Conservation Biology*, vol. 20, p. 971-983.
- Schmiegelow, F.K.A., S.G. Cumming et B. Lessard. 2004.** « Landscape issues in sustainable forest management: wildlife modeling, landscape simulation and model based sampling », *Sustainable Forest Management Network Project Report 2003/2004*.



**Schneider, R.R., Wynes, B., Dzus, E., Hiltz, M. 2000.** « Habitat use by caribou in northern Alberta, Canada », *Rangifer*, vol. 20, p. 43-50.

**Schumaker, N.H., HexSim, version 1.2.** US Environmental Protection Agency, Corvallis, OR, en prép.

**Schumaker, N.H., T. Ernst, D. White, J. Baker et P. Haggerty. 2004.** « Projecting wildlife responses to alternative future landscapes in Oregon's Willamette basin », *Ecological Applications*, vol. 14, p. 381-400.

**Scotter, G.W. 1967.** « The winter diet of barren-ground caribou in northern Canada », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 81, p. 33-39.

**Sebbane, A., R. Courtois, S. St-Onge, L. Breton et P.É. Lafleur. 2002.** Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou de Charlevoix, entre l'automne 1998 et l'hiver 2001, Société de la faune et des parcs du Québec.

**Seip, D.R. 1991.** « Predation and caribou populations », *Rangifer, Special Issue*, no 7, p. 46-52.

**Seip, D.R. 1992.** « Factors limiting Woodland Caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 20, p. 1494-1503.

**Senft, R.L., M.B. Coughenour, D.W. Bailey, L.R. Rittenhouse, O.E. Sala et D.M. Swift. 1987.** « Large herbivore foraging and ecological hierarchies », *BioScience*, vol. 37, p. 789-799.

**Shaffer, M. 1981.** « Minimum population sizes for species conservation », *BioScience*, vol. 31, p. 131-141.

**Shaffer, M. 1987.** « Minimum viable populations: coping with uncertainty, p. 69-86 dans M. Sould, éditeur. *Viable populations for conservation*, Cambridge University Press, New York.

**Shaffer, M.L. et F.B. Samson. 1985.** « Population size and extinction: a note on determining critical population sizes », *American Naturalist*, vol. 125, p. 144-152.

**Shepherd, L., F.K.A. Schmiegelow et E. Macdonald. 2007.** « Managing fire for woodland caribou in Jasper and Banff National Parks », *Rangifer*, vol. 17, p. 129-140.

**Shoemith, M.W., et D.R. Storey. 1977.** Movements and associated behaviour of woodland caribou in central Manitoba, Manitoba Department Renewable Resources and Transportation Services, Research MS Rep.



- Smith, K.G., E.J. Ficht, D. Hobson, T.C. Sorenson et D. Hervieux. 2000.** « Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 78, p. 1433-1440.
- Smith, K.G. 2004.** *Woodland caribou demography and persistence relative to landscape change in west-central Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.
- Smyth, C., J. Schieck, S. Boutin et S. Wasel. 2005.** « Influence of stand size on pattern of live trees in mixedwood landscapes following wildlife », *The Forestry Chronicle*, vol. 81, p. 125-132.
- Soberon, J. 2007.** « Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species », *Ecology Letters*, vol. 10, p. 1115–1123
- Soberón, J., et A. T. Peterson. 2005.** « Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas », *Biodiversity Informatics*, vol. 2, p. 1-10.
- 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, p. 900-905.
- CSE. 2001.** Commission de la sauvegarde des espèces, Liste rouge des espèces menacées, catégories et critères 2001, Union Internationale pour la Conservation de la Nature. [http://www.iucnredlist.org/info/categories\\_criteria2001](http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001)
- Stardom, R.R.P. 1975.** « Woodland caribou and snow conditions in southeast Manitoba », Actes du First International Reindeer and Caribou Symposium. Biological papers, University of Alaska, Special Report Number 1. J. R. Luick, P. C. Lent, D. R. Klein, and R. G. White (éd). p. 324-341.
- Stockwell, D.R.B., et A.T. Peterson, 2002.** « Controlling bias in biodiversity data », dans Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L. (éd.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*, Island Press, Washington, DC, p. 537-546.
- Stuart-Smith, A.K., C.J.A. Bradshaw, S. Boutin, D.M. Hebert et A.B. Rippin. 1997.** « Woodland Caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 622-633.
- Szkorupa, T.D. 2002.** *Multi-scale Habitat Selection by Mountain Caribou in West Central Alberta*, thèse de M.Sc., Université de l'Alberta.
- Tarnocai, C., I.M. Kettles et B. Lacelle. 2005.** Terres humides du Canada, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Ottawa, échelle 1:6 500 000.



**Taylor, M.K., S. Akeagok, D. Andriashek, W. Barbour, E.W. Born, W. Calvert, H.D. Cluff, S. Ferguson, J. Laake, A.Rosing-Asvid, I.Stirling et F.Messier. 2001.** « Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 79, p. 690-709.

**Thomas C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B.Huntley, A.S.Van Jaarsveld, G.F.Midgley, L.Miles, M.A.Ortega Huerta, A.T.Peterson, S.L. Phillips et S.E.Williams. 2004.** « Extinction risk from climate change », *Nature*, vol. 427, p. 145-148.

**Thomas, D.C., et H.J. Armbruster. 1996.** *Woodland caribou habitat studies in Saskatchewan: second annual report including some preliminary recommendations.* Environnement Canada – Direction de la conservation de l’environnement, Division de la recherche écologique– Service canadien de la faune, Edmonton, Alberta.

**Thomas, D.C., E.J. Edmonds et W.K. Brown. 1996.** « The diet of woodland caribou populations in west-central Alberta », *Rangifer, Special Issue*, vol. 9, p. 337-342.

**Thomas, D.C., S.J. Barry et G. Alaie. 1996.** « Fire-caribou-winter range relationships in northern Canada », *Rangifer*, vol. 16, p. 57-67.

**Thomas, D.C., et Gray, D.R. 2002.** *Mise à jour – Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois, Rangifer tarandus caribou, au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.

**Thuiller, W., D.M. Richardson, P. Pysek, G.F. Midgley, G.O. Hughes et M. Rouget, 2005.** « Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale », *Global Change Biology*, vol. 11, p. 2234-2250.

**Tian Y, U. Zhang, Y. Knyazikhin, R.B. Myneni, J.M. Glassy, G. Dedieu, S.W. Running. 2000.** « Prototyping of MODIS LAI and FPAR algorithm with LASUR and LANDSAT data », *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 38, p. 2387-2401.

**Tillman, D., R.M. May, C.L. Lehman et M.A. Nowak. 1994.** « Habitat destruction and the extinction debt », *Nature*, vol. 371, p. 65-66.

**Vandal, D., et C. Barrette. 1985.** « Snow depth and feeding interaction at snow craters in woodland caribou », *McGill Subarctic Research Paper*, no 40, p. 199-212.

**Vistnes I., et C. Nellemann. 2008.** « The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity », *Polar Biology*, vol. 31, p. 399-407.



**Vors, L.S. 2006.** *Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario*, thèse de M.Sc., Université Trent.

**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, p. 1249-1256.

**Walsh, N.E., S.G. Fancy, T.R. McCabe et L.F. Pank. 1992.** « Habitat use by the porcupine caribou herd during predicted insect harassment », *Journal of Wildlife Management*, vol. 56, p. 465-473.

**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.

**Webb, E.T. 1998.** « Survival, persistence, and regeneration of the reindeer lichens, *Cladina stellaris*, *C. rangiferina*, *C. mitis* following clear cut logging and forest fire in north-western Ontario », *Rangifer, Special Issue*, vol. 10, p. 41-47.

**Wehausen, J.D. 1999.** « Rapid extinction of mountain sheep populations revisited », *Conservation Biology*, vol. 13, p. 378-384.

**Weladji R.B., D.R. Klein, Ø. Holand et A. Mysterud 2002.** « Comparative response of *Rangifer tarandus* and other northern ungulates to climatic variability », *Rangifer*, vol. 22, p. 33-50.

**White, G.C., et R.A. Garrott. 1990.** « Analysis of wildlife radio-tracking data », Academic Press, New York.

**Wilson K.A., M.I. Westphal, H.P. Possingham et J. Elith. 2005.** « Sensitivity of Conservation Planning to Different Approaches to using Predicted Species Distribution Data », *Biological Conservation*, vol. 22, p. 99-112.

**Wilson, J.E. 2000.** *Habitat characteristics of late wintering areas used by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Northeastern Ontario*, thèse de M.Sc., Université Laurentienne.

**Wittmer, H.U., A.R. Sinclair et B.N. McLellan. 2005.** « The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou », *Oecologia*, vol. 14, p. 257-267.

**Wittmer, H.U., B.N. McLellan, D.R. Seip, J. A. Young, T.A. McKinley, G.S. Watts et D. Hamilton. 2005.** « Population dynamics of the endangered mountain ecotype of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 83, p. 407-418.



**Wittmer, H.U., B.N. McLellan, R. Serrouya et C.D. Apps. 2007.** « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, p. 568-579.

**Wulder, M.A., J.C., White, T. Han, J.A. Cardille, T., Holland, N.C. Coops et D. Grills. 2008.** « Landcover mapping of Canada's forests: II. Forest fragmentation », présenté au *Canadian Journal of Remote Sensing*.

**Yang, W., B. Tan, D. Huang, M. Rautiainen, N.V. Shabanov, Y. Wang, J.L. Privette, K.F. Huemmrich, R. Fensholt, I. Sandholt, M. Weiss, D.E. Ahl, S.T. Gower, R.R. Nemani, Y., Knyazikhin et R. B. Myneni, 2006.** « MODIS Leaf Area Index Products: From Validation to Algorithm Improvement », *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 44, p. 1885-1898.

**Zhao, M.S., F.A. Heinsch, R.R. Nmani et S.W. Running, 2005.** « Improvements of the MODIS Terrestrial Gross and Net Primary Production Global Data Set », *Remote Sensing of Environment*, vol. 95, p. 164-176.

**RNCan. 2008.** Canadian Large Fire Database, 1957–2007. Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Gouvernement du Canada.

**GNWT. 2008.** NWT Wildfire History Database, 1965-2007. Forest Management Division, Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories.

