



Examen scientifique

aux fins de la désignation de
l'habitat essentiel de la population boréale
du caribou des bois

(Rangifer tarandus caribou) au Canada





Pour obtenir un exemplaire de la version intégrale du rapport, veuillez contacter :

Informathèque

Environnement Canada

Ottawa (Ontario) K1A 0H3

Téléphone : 819-997-2800, ou 1-800-668-6767 (sans frais au Canada)

Télécopieur : 819-994-1412

Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

Site Web : www.ec.gc.ca

Référence recommandée

Environnement Canada. 2008. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Août 2008. Ottawa: Environnement Canada. 80p + 192 p annexes.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada,
représentée par le ministre de l'Environnement, 2008.
Tous droits réservés.

978-0-662-04892-3

En14-7/2008F-PDF

Crédit photographique :

Dr Vince Crichton

Gestionnaire

Conservation Manitoba

Direction de la faune et de la
protection des écosystèmes

C.P. 24, 200 Saulteaux Crescent

Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3

Courriel : Vince.Crichton@gov.mb.ca

Téléphone : 1-204-945-6815

Télécopieur : 1-204-945-3077

<http://www.gov.mb.ca/conservation/wildlife/>

Also available in English



Environnement
Canada

Environment
Canada

Préface

L'Examen scientifique pour la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada a été effectué dans le but d'éclairer l'élaboration d'un programme de rétablissement pour cette population de caribous. Bien que cet examen fournisse une analyse de l'état des connaissances relatives à l'habitat de la population boréale du caribou des bois et propose un cadre pour appuyer le processus décisionnel, il ne nous renseigne pas assez sur l'ampleur ou la répartition spatiale des perturbations de l'habitat qui peuvent être tolérées. Il n'a pas non plus intégré les connaissances autochtones traditionnelles de façon systématique. L'information qu'il apporte est insuffisante et ne permet pas d'identifier l'habitat essentiel. Environnement Canada est déterminé à désigner l'habitat essentiel de la population boréale du caribou dans le programme de rétablissement. La réalisation d'une série d'études de la science occidentale est prévue à cette fin. Ces études formeront la base, avec d'autres renseignements sur le paysage, pour la désignation de l'habitat essentiel. Ces travaux devraient être terminés d'ici décembre 2010.

Ces études de la science occidentale seront éclairées par les connaissances traditionnelles autochtones qu'Environnement Canada a l'intention de recueillir au cours d'une série d'ateliers régionaux tenus avec les peuples autochtones, dont le point culminant sera un atelier national. Le but de ces ateliers sera d'éclairer la planification et la mise en œuvre du rétablissement. Environnement Canada collaborera étroitement avec des organisations autochtones nationales pour la mise sur pied et la tenue de ces ateliers.

Environnement Canada prévoit aussi des consultations sur les éléments importants d'un programme de rétablissement, entre autres les buts et les objectifs du rétablissement, les activités éventuelles d'atténuation des menaces, notamment les modes de gestion des terres, les pratiques de gestion exemplaires de l'industrie, les pratiques autochtones traditionnelles et d'autres activités de rétablissement éventuelles. Les provinces et territoires, les conseils de gestion des ressources fauniques, les groupes autochtones, les organisations non gouvernementales environnementales, les associations industrielles et le public seront consultés.

La diffusion du programme de rétablissement est prévue en 2011. Pendant que ces différents volets du travail visant à éclairer son élaboration sont en cours, l'information recueillie jusqu'à maintenant sur les populations et les menaces sera largement communiquée aux gestionnaires des terres pour que ceux-ci gèrent prudemment le paysage entre-temps.

Le point sur l'état d'avancement du travail décrit ci-dessus sera fourni à intervalles réguliers dans le Registre public de la LEP.



Examen scientifique
aux fins de la désignation de
l'habitat essentiel de la population
boréale du caribou des bois
(*Rangifer tarandus caribou*)
au Canada



RÉSUMÉ

La population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) (ci-après désignée sous le nom de caribou boréal; il est à noter que l'équivalent utilisé au Québec est le nom « caribou forestier ») est inscrite officiellement comme espèce menacée en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral. La *Loi* demande au ministre de l'Environnement d'élaborer, pour cette espèce, un programme de rétablissement incluant, dans la mesure du possible et selon la meilleure information accessible, la désignation de son habitat essentiel ou, s'il n'y a pas suffisamment d'information accessible, un calendrier des études qui permettront d'obtenir cette information. En août 2007, Environnement Canada (EC) a lancé un examen scientifique ayant pour mandat de désigner l'habitat essentiel dans la mesure du possible, en utilisant les meilleurs renseignements scientifiques disponibles ou de préparer un calendrier d'études.

Cet examen scientifique était structuré comme l'examen d'une analyse des décisions transparente et d'une gestion adaptative. Ainsi, le Calendrier d'études produit est une exigence clé du processus; il est conçu pour permettre l'amélioration continue des résultats au fil du temps. La désignation proposée pour l'habitat essentiel relativement aux unités spatiales associées à chaque population locale du caribou boréal se fonde sur les données quantitatives disponibles et les documents scientifiques publiés ainsi que sur les suppositions associées à la méthodologie appliquée. D'autres facteurs, tels que l'incorporation des connaissances traditionnelles autochtones et le degré de correspondance entre les suppositions faites dans le présent rapport et les directives politiques sur l'habitat essentiel d'Environnement Canada, peuvent influencer sur la désignation finale potentielle de l'habitat essentiel dans le Programme de rétablissement national.

Des spécialistes de premier rang en écologie du paysage, en biologie du caribou, en modélisation spatiale de l'habitat et en analyse démographique ont été embauchés pour offrir des conseils scientifiques pour la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal. Dix-huit de ces spécialistes de premier rang faisaient partie du groupe consultatif scientifique officiel établi pour fournir à EC un examen par les pairs, tout au long du processus. Un groupe plus étendu de spécialistes a contribué à l'examen scientifique au moyen d'un atelier qui a eu lieu à Toronto, en novembre 2007. Un ensemble de principes directeurs a été établi pour déterminer clairement les éléments fondamentaux du processus d'évaluation.

L'article 2 de la LEP définit l'habitat essentiel comme « *l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce* ». De ce fait, pour désigner l'habitat essentiel, il faut d'abord établir une cible en matière de rétablissement. Dans ce cas, cette cible a été exprimée dans l'ébauche du *Programme de rétablissement du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada* (Environnement Canada, 2007) et fournie à l'équipe d'EC dirigeant l'examen scientifique. Aux fins de l'examen scientifique de l'habitat essentiel, le but du rétablissement était donc le suivant, par définition : « *La conservation du caribou boréal est assurée et cette population est rétablie à des*



niveaux d'autosuffisance dans toute sa répartition actuelle (zone d'occurrence) au Canada », et l'objectif plus précis en matière de population et de répartition était de « maintenir les populations locales du caribou boréal qui sont actuellement autosuffisantes et accroître les effectifs des populations locales qui ne sont pas autosuffisantes actuellement, dans la mesure du possible, et ce, dans toute la répartition actuelle (zone d'occurrence) du caribou boréal au Canada ».

L'habitat essentiel du caribou boréal a, par conséquent, été défini comme les ressources et les conditions environnementales requises pour la persistance des populations locales du caribou boréal dans toute leur répartition actuelle au Canada. La désignation de l'habitat essentiel des populations locales a été structurée comme un exercice d'analyse des décisions et de gestion adaptative. L'un des éléments centraux de l'approche était l'établissement d'un processus systématique, transparent et reproductible. Le rapport est structuré autour de trois grandes questions auxquelles il faut répondre pour désigner l'habitat essentiel : 1) Quelle est la répartition actuelle du caribou boréal au Canada? 2) Où se trouvent les populations locales dans la répartition actuelle du caribou boréal au Canada? 3) Quelles conditions de l'habitat sont nécessaires à la persistance des populations locales du caribou boréal au Canada?

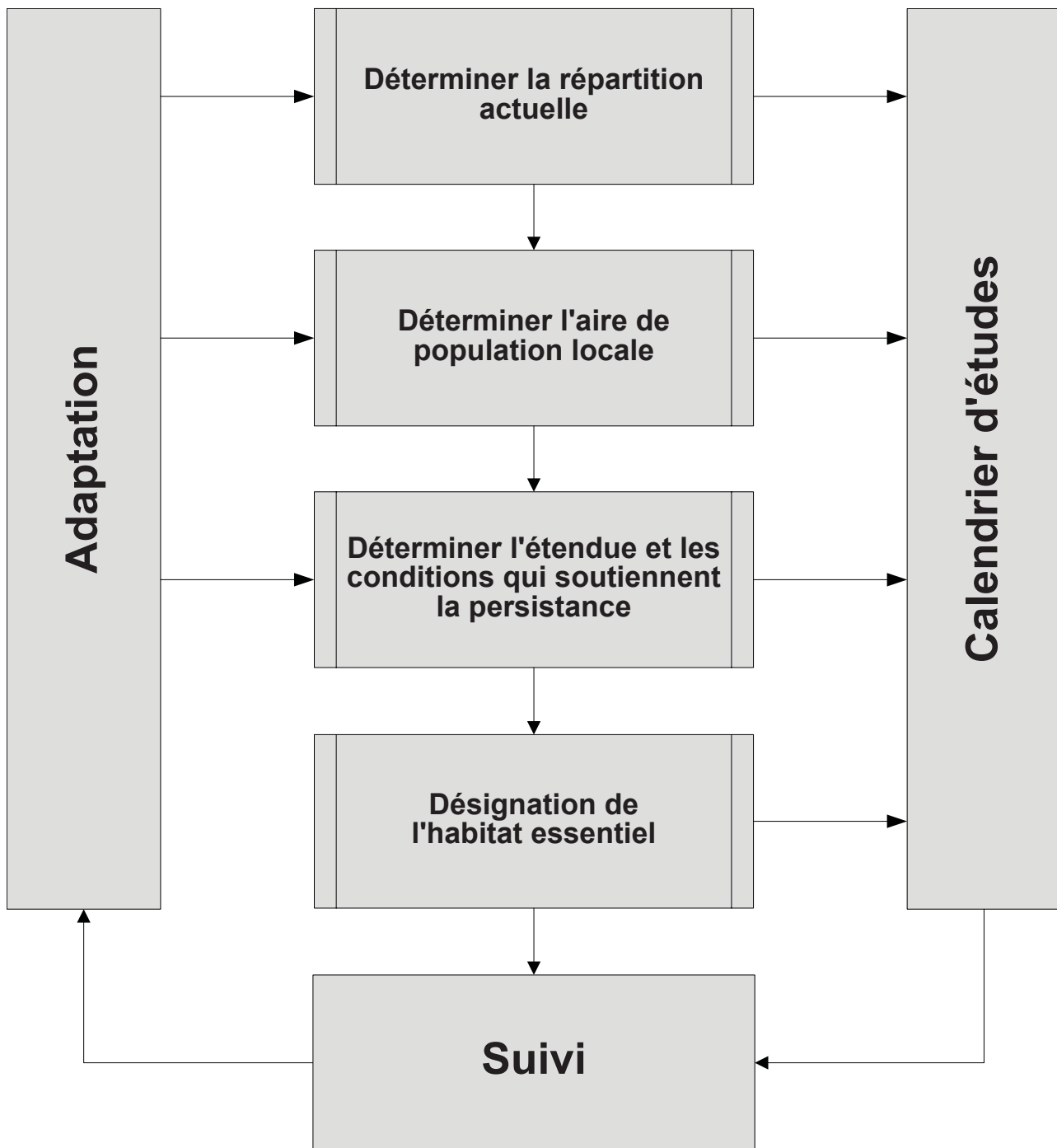
L'étude de l'échelle est essentielle à la désignation des ressources et des conditions environnementales requises pour la persistance des populations locales du caribou boréal dans toute leur répartition actuelle. Le caribou choisit l'habitat à de multiples échelles spatiales, afin de satisfaire aux exigences de son cycle biologique. À des échelles spatiales précises, le microclimat et la disponibilité de nourriture sont des facteurs importants qui influencent le choix de l'habitat par le caribou. Toutefois, le principal facteur limitatif des populations du caribou boréal est la prédation, qui est associée aux conditions du paysage naturelles et d'origine anthropique qui favorisent les premiers stades de succession écologique ainsi que l'augmentation des densités des autres proies, ce qui se traduit par une augmentation du risque de prédation pour le caribou. À l'échelle des aires de répartition de populations locales, les conditions de l'habitat touchent la démographie du caribou boréal (p. ex. la survie et la reproduction), ce qui détermine finalement si la population persistera ou pas. Par conséquent, dans le contexte du but du rétablissement de cette espèce, **l'aire de répartition de la population locale est l'échelle spatiale pertinente pour la désignation de l'habitat essentiel, qui comprend les conditions de l'habitat (quantité, qualité et configuration spatiale) requises par le caribou.** Par conséquent, ceci ne revient pas à dire que chaque élément de l'aire de répartition est dans tous les cas essentiel au soutien d'une population du caribou boréal autosuffisante. Toutefois, cette prémisse fournit une délimitation spatiale de la zone étudiée lorsque l'on évalue les conditions actuelles et que l'on quantifie les risques relatifs au but du rétablissement visant à maintenir ou à rétablir les populations locales autosuffisantes, lorsque l'on attribue les résultats potentiels relativement à l'habitat essentiel et que l'on planifie la gestion des conditions de l'habitat nécessaire au soutien de la persistance de la population (c.-à-d. maintenir les attributs fonctionnels de l'aire de répartition).



Voici les conclusions générales de l'examen :

- 1) l'habitat essentiel du caribou boréal est désigné de la façon la plus appropriée à l'échelle de l'aire de répartition de la population locale et il est exprimé relativement à la probabilité que l'aire de répartition soutienne une population locale autosuffisante;
- 2) l'aire de répartition dépend de l'étendue et de la condition de l'habitat, dans le cadre desquels l'habitat comprend la série de ressources et de conditions environnementales qui déterminent la présence, la survie et la reproduction d'une population;
- 3) l'application du Cadre de désignation de l'habitat essentiel des 57 populations locales ou unités d'analyse reconnues pour le caribou boréal au Canada a donné les trois résultats proposés suivants : Aire de répartition actuelle, Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions ou Aire de répartition actuelle et résilience potentielle;
- 4) comme la sélection de l'habitat par le caribou, la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal est un processus hiérarchique qui prend en compte de multiples échelles spatiales et temporelles. Sur des périodes spécifiques, il est possible de préciser les résultats relatifs à l'habitat essentiel à des échelles spatiales plus précises que l'aire de répartition, au moyen de l'analyse de la viabilité de la population spatiale liée à la modélisation dynamique du paysage;
- 5) sachant que les connaissances actuelles et la nature dynamique des paysages comprennent une part d'incertitude, les résultats présents doivent faire l'objet d'un suivi et être évalués aux fins de perfectionnement et d'ajustement au fil du temps, à mesure que de nouvelles connaissances sont acquises (c.-à-d. Calendrier d'études dans le cadre de la gestion adaptative).

Le produit majeur de cet examen scientifique est le Cadre de l'habitat essentiel qui peut soutenir l'analyse des décisions, axer les futures activités de recherche et structurer la désignation de l'habitat essentiel dans le contexte de la gestion adaptative (Résumé - Figure 1). Il est arrimé sur la synthèse ainsi que l'analyse des données quantitatives disponibles et des renseignements scientifiques publiés sur le caribou boréal et l'écologie de l'habitat, y compris la répartition, les tendances, l'utilisation de l'habitat et les conditions nécessaires à la persistance de la population. Les connaissances autochtones ont été prises en compte lorsqu'elles étaient disponibles dans des documents publiés. Toutefois, un processus séparé visant à rassembler les connaissances traditionnelles autochtones n'a pas été entrepris dans le cadre de cet examen. Le Cadre a été structuré autour des grandes questions indiquées ci-dessus et conçu de façon à intégrer les étapes importantes de la gestion adaptative. L'application du Cadre et l'analyse des décisions associée impliquaient une désignation claire des lacunes dans les connaissances, des suppositions nécessaires et des incertitudes clés tout au long du processus, lesquelles ont été circonscrites dans un Calendrier d'études, au besoin. Comme dans n'importe quel cadre de gestion adaptative, sa force réside non seulement dans ses résultats particuliers à un moment donné, mais également dans sa capacité à prendre en compte les différentes suppositions ou les nouvelles données, ce qui



Résumé – Figure 1 : Cadre de l'habitat essentiel



comprend, sans toutefois s'y limiter, les connaissances autochtones et traditionnelles qui peuvent être utilisées dans le Cadre pour donner des résultats en constante amélioration.

La première étape de l'application du Cadre de l'habitat essentiel consistait à déterminer la répartition actuelle du caribou boréal au Canada, afin de définir la portée nationale de la désignation de l'habitat essentiel. Les renseignements tirés du *Programme de rétablissement du caribou bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada* ont été utilisés pour la présente délimitation, mais une analyse de la niche écologique a également été entreprise pour déterminer les zones d'incertitude et guider les futurs perfectionnements liés à la répartition.

La deuxième étape du Cadre de l'habitat essentiel consistait à délimiter les unités d'analyse au sein de la répartition actuelle. L'objectif en matière de population et de répartition de l'ébauche du Programme de rétablissement indique que les populations locales constituent l'unité d'analyse qui convient en ce qui concerne le but du rétablissement. Les aires de répartition de populations locales délimitent cette unité d'analyse sur le plan spatial. Les renseignements sur les aires de répartition de populations locales ont été compilés auprès des compétences de l'ensemble de la répartition actuelle. Lorsque les populations locales faisaient partie d'une répartition continue ou n'avaient pas été définies, les unités d'analyse comprises dans la zone d'occurrence du caribou au sein des régions ont été délimitées.

La troisième étape du Cadre de l'habitat essentiel consistait à déterminer l'habitat nécessaire à la persistance des populations locales du caribou boréal au moyen de l'évaluation de critères mesurables de la condition de la population et de l'habitat pour chaque aire de répartition de population locale. Trois critères mesurables liés à la probabilité de persistance ont été évalués : 1) *la tendance de la population*, qui indique si la population est autosuffisante sur une période de mesure relativement courte; 2) *la taille de la population*, qui indique la capacité d'une population à résister aux événements stochastiques et à persister à long terme; et 3) *la perturbation de l'aire de répartition*, qui indique la capacité d'une aire de répartition donnée à soutenir une population locale autosuffisante.

Ces trois critères (tendance de la population, taille de la population et perturbation de l'aire de répartition) représentent les trois sources de données utilisées pour évaluer les aires de répartition de populations locales relativement à leur capacité à soutenir des populations autosuffisantes. De façon empirique, des catégories d'état ont été définies pour chaque critère : *la tendance de la population* était « À la baisse », « Stable », « À la hausse » ou « Inconnue »; les catégories relatives à la taille de la population étaient « Très petite », « Petite » ou « Au-delà du niveau critique », selon une analyse de la viabilité de la population non spatiale; et les catégories de *perturbation* étaient « Très faible », « Faible », « Modérée », « Élevée » ou « Très élevée », selon une méta-analyse nationale de la démographie du caribou boréal et de la perturbation de l'aire de répartition. Une probabilité de persistance de la population locale a été associée à chaque catégorie d'état, pour chaque critère. Des catégories ont ensuite été assignées à chaque population locale en fonction des données disponibles, puis elles ont été combinées dans une évaluation intégrée visant à déterminer si



Numéro	Population locale/Unité d'analyse	Probabilité intégrée
1	AB/C-B, Chinchaga	0.2
2	AB/T.N.-O./Bistcho	0.2
3	AB/T.N.-O./Steen River/Yates	0.4
4	T.N.-O./Inuvalluit	0.6
5	T.N.-O./YK Gwich'in	0.8
6	T.N.-O./Sajtu	0.6
7	T.N.-O./North Slave	0.5
8	T.N.-O./Deicho (NSO)	0.4
9	T.N.-O./South Slave/Deicho SE	0.4
10	C.-B./Maxhamish	0.5
11	C.-B./Calendar	0.4
12	C.-B./Snake Sahtaneh	0.2
13	C.-B./Peiker Core	0.4
14	C.-B./Prophet Core	0.3
15	AB Deadwood	0.1
16	AB Caribou Mountains	0.3
17	AB Red Earth	0.2
18	AB Rive ouest de la rivière Athabasca	0.4
19	AB Richardson	0.4
20	AB Rive est de la rivière Athabasca	0.2
21	AB Lac Cold Polygone de tir aérien	0.2
22	AB Nipisi	0.4
23	AB Slave Lake	0.3
24	AB Little Smoky	0.2
25	SK Day-Athabasca	0.5
26	SK Cleanwater	0.4
27	SK Highrock-Key	0.5
28	SK Steephill-Foster	0.5
29	SK Primrose-Cold Lake	0.4
30	SK Smoothstone-Wapawekka	0.4
31	SK Suggi-Amisk-Kississing	0.6
32	SK Pasquia-Bog	0.2
33	MB Kississing	0.4
34	MB Naosap	0.5
35	MB Reed	0.5
36	MB The Bog	0.5
37	MB Wapisi	0.6
38	MB Wabowden	0.5
39	MB William Lake	0.4
40	MB North Interlake	0.6
41	MB Aitkaki-Berens	0.7
42	MB Owl-Flinstone	0.5
43	Manitoba	0.7
44	ON North East Superior	0.4
45	ON Michipicoten	0.6
46	ON Slate Islands	0.6
47	Ontario	0.6
48	QC Val d'Or	0.2
49	QC Charlevoix	0.4
50	QC Pimpuacan	0.4
51	QC Manouane	0.7
52	QC Manicouagan	0.6
53	Québec	0.7
54	LAB Lac Joseph	0.6
55	LAB Red Wine Mountain	0.4
56	LAB Mealy Mountain	0.8
57	Labrador	0.6

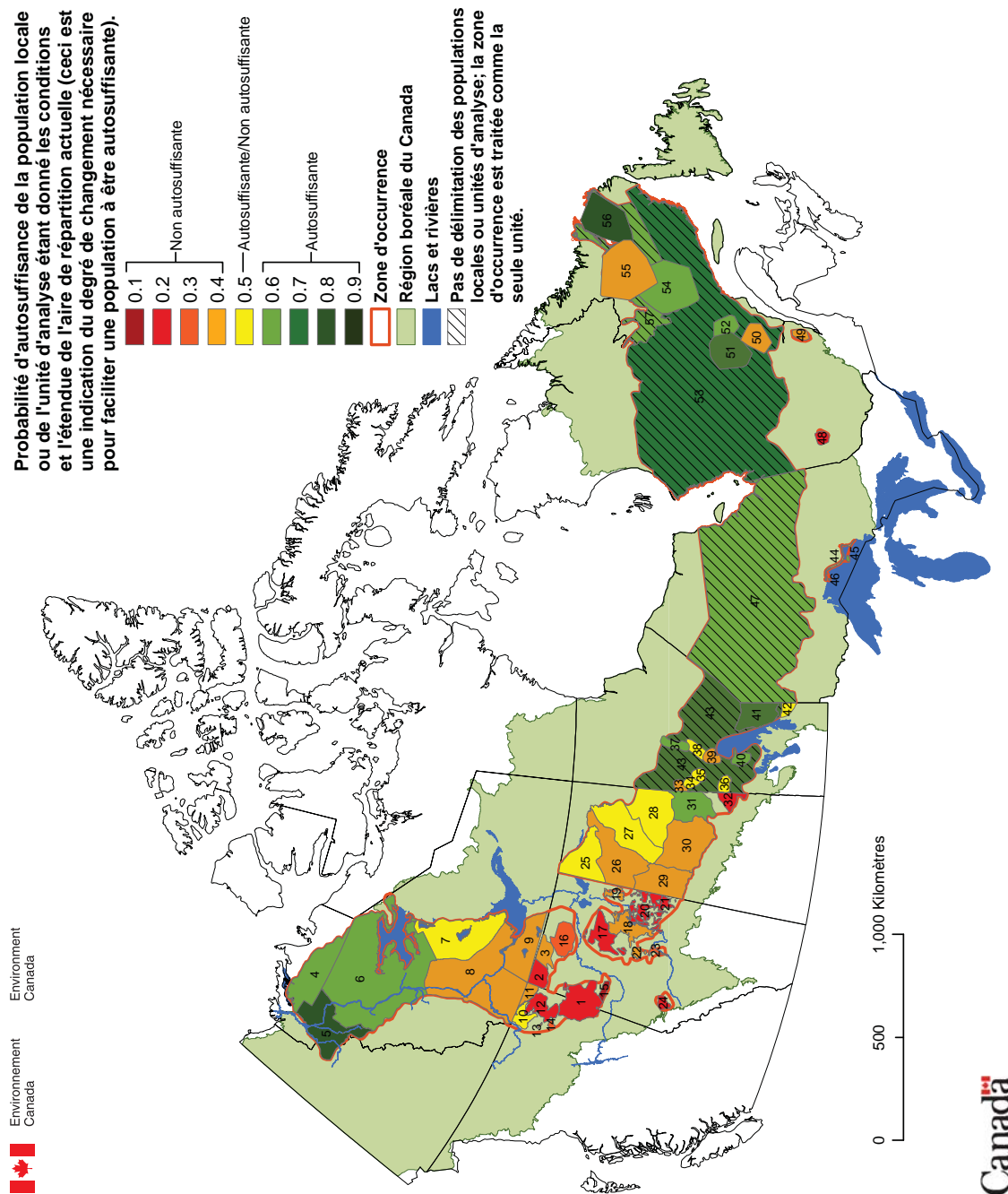
Probabilité d'autosuffisance de la population locale ou de l'unité d'analyse étant donné les conditions et l'étendue de l'aire de répartition actuelle (ceci est une indication du degré de changement nécessaire pour faciliter une population à être autosuffisante).

0.1
0.2
0.3
0.4
0.5 — Autosuffisante/Non autosuffisante
0.6
0.7
0.8
0.9

Non autosuffisante
Autosuffisante

Zone d'occurrence
Région boréale du Canada
Lacs et rivières

Pas de délimitation des populations locales ou unités d'analyse; la zone d'occurrence est traitée comme la seule unité.



Résumé – Figure 2 : Probabilité que l'aire de répartition actuelle soutienne une population autosuffisante du caribou boréal, selon l'attribution de la probabilité intégrée qui prendrait en compte la tendance et la taille de la population ainsi que le degré de perturbation associé aux activités anthropiques et au feu (voir la section 2.6.5). Cette figure n'indique pas si une population peut être rétablie ou non, mais elle indique plutôt le degré de changement de l'habitat nécessaire pour permettre à une population d'être autosuffisante (c.-à-d. persister sans nécessiter d'intervention de gestion continue).



les données étayaient la conclusion que l'aire de répartition actuelle suffisait ou non à soutenir une population locale autosuffisante. Les résultats de cette évaluation sont présentés dans le Résumé – Figure 2.

La quatrième étape du Cadre de l'habitat essentiel consistait à proposer une désignation pour l'habitat essentiel, selon les résultats de l'évaluation de la probabilité que l'aire de répartition actuelle soutienne une population locale autosuffisante. L'évaluation a permis de proposer une désignation pour l'habitat essentiel en suivant un ensemble de règles de décision; elle est exprimée par la condition ou l'étendue de l'aire de répartition requise relativement à la condition et à l'étendue de l'aire de répartition actuelle. Les résultats potentiels pour chaque population locale ou unité d'analyse comprenaient : *Aire de répartition actuelle* – la condition et l'étendue de l'aire de répartition actuelle sont requises pour maintenir le potentiel de population autosuffisante; *Aire de répartition actuelle et résilience potentielle* – la condition et l'étendue de l'aire de répartition actuelle peuvent suffire à absorber la perturbation supplémentaire, tout en maintenant la capacité à soutenir une population autosuffisante; *Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions* – la condition ou l'étendue de l'aire de répartition actuelle devraient être améliorées pour restaurer le potentiel de soutien d'une population autosuffisante.

Voici la désignation qui a donc été proposée pour l'habitat essentiel des 57 populations locales ou unités d'analyse reconnues étudiées :

- Aire de répartition actuelle pour 25 populations locales ou unités d'analyse;
- Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions pour 21 populations locales ou unités d'analyse;
- Aire de répartition actuelle et résilience potentielle pour 11 populations locales ou unités d'analyse.

Il est possible de préciser les résultats relatifs à l'habitat essentiel des populations locales au moyen de l'analyse de la viabilité de la population spatiale liée à la modélisation dynamique du paysage (voir la section 2.6.6 et l'annexe 6.7). Il est nécessaire d'intégrer les dynamiques du paysage pour comprendre les conditions et les options de gestion associées au rétablissement (Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions) et à la résilience (Aire de répartition actuelle et résilience potentielle) ainsi qu'aux risques supplémentaires associés aux présentes conditions (Aire de répartition actuelle). De telles évaluations peuvent être entreprises avec divers degrés de complexité et d'exigences concomitantes pour ce qui est des données. À partir du présent examen, il est clair que les exigences minimales en matière de données pourraient être respectées pour la plupart des zones au sein de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada, en particulier lorsqu'elles sont étudiées dans le contexte de la gestion adaptative.

L'application du Cadre de l'habitat essentiel a fourni une évaluation de toutes les populations locales ou unités d'analyse au sein de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada. Comme la sélection de l'habitat par le caribou, la désignation de l'habitat essentiel est un



processus hiérarchique qui doit prendre en compte les besoins à de multiples échelles spatiales et temporelles. L'évaluation nationale était axée sur l'échelle la plus appropriée pour l'étude de la persistance des populations locales : l'aire de répartition de la population locale. Il est possible d'étudier les composantes de l'habitat essentiel à des échelles plus précises dans les endroits où des renseignements supplémentaires peuvent être obtenus relativement à la population locale.

En résumé, cet examen se fondait sur un ensemble de principes directeurs et était entrepris par Environnement Canada, avec l'aide d'un groupe consultatif scientifique de spécialistes qui a fourni continuellement un examen par les pairs. L'élaboration d'un Cadre de l'habitat essentiel a fourni une structure officielle pour l'assemblage et l'analyse des données pertinentes à la désignation de l'habitat essentiel et le fondement de l'amélioration continue des connaissances au moyen du processus de gestion adaptative. Une approche fondée sur des données a été utilisée pour déterminer le résultat le plus plausible des combinaisons des conditions de la population et de l'habitat relativement au but de rétablissement lié aux populations locales autosuffisantes.



TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	i
1.0 INTRODUCTION	1
1.1 Contexte	1
2.0 MÉTHODOLOGIE	2
2.1 Structuration de la question de l'habitat essentiel du caribou boréal	2
2.1.1 LEP : Habitat essentiel	2
2.1.2 Programme de rétablissement national	2
2.2 Définitions	2
2.2.1 Répartition actuelle (zone d'occurrence)	2
2.2.2 Population locale	3
2.2.3 Habitat	3
2.2.4 Autosuffisance	3
2.2.5 Persistance	3
2.2.6 Aire de répartition	3
2.2.7 Habitat essentiel	3
2.3 Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal	4
2.3.1 Principes directeurs	4
2.3.2 Le Cadre de désignation de l'habitat essentiel	5
2.4 Habitat et persistance	8
2.4.1 Habitat et échelle	8
2.4.2 Échelle et persistance	10
2.5 Activités scientifiques visant à soutenir l'application du Cadre	11
2.5.1 Description de l'habitat	12
2.5.2 Analyse de la niche écologique	12
2.5.3 Méta-analyse de la condition de la population et de l'aire de répartition	13
2.5.4 Analyse de la viabilité de la population non spatiale	13
2.5.5 Analyse de la viabilité de la population localisée	13
2.6 Analyse des décisions visant à soutenir la désignation de l'habitat essentiel	14
2.6.1 Détermination de la répartition actuelle	16
2.6.2 Détermination de l'aire de répartition de la population locale (les unités d'analyse)	16



2.6.3	Évaluation de la population et de l'habitat	20
2.6.4	Détermination des catégories des critères d'évaluation	21
2.6.4.1	Tendance de la population	22
2.6.4.2	Taille de la population	22
2.6.4.3	Perturbation de l'aire de répartition	25
2.6.5	Probabilités intégrées attribuées aux aires de répartition de populations locales	27
2.6.6	Désignation proposée pour l'habitat essentiel	29
3.0	RÉSULTATS	33
3.1	Désignation proposée pour l'habitat essentiel des populations locales du caribou boréal au Canada	33
4.0	DISCUSSION	56
4.1	Interprétation des résultats relatifs à l'habitat essentiel proposé	51
4.2	Analyse des décisions et gestion adaptative	60
4.3	Passage au plan d'action et à la mise en œuvre du rétablissement	61
4.4	Conclusions	62
4.5	Traitement de l'incertitude – Calendrier d'études	63
5.0	REMERCIEMENTS	67
6.0	ANNEXE	68
6.1	Membres du groupe consultatif scientifique	69
6.2	Délimitation des unités d'analyse aux fins de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal	70
6.3	Examen des documents sur l'utilisation de l'habitat du caribou boréal (<i>Rangifer tarandus caribou</i>) dans les écozones de sa répartition au Canada	81
6.4	Analyse de la niche écologique – Prévoir l'occurrence potentielle du caribou boréal menacée pour soutenir le rétablissement de l'espèce au Canada	133
6.5	Méta-analyse nationale de la démographie du caribou boréal et de la perturbation de l'aire de répartition	159
6.6	Analyse de la viabilité de la population non spatiale	179
6.7	Étude de cas de l'analyse de la viabilité de la population spatiale	204
6.8	Tableau de probabilité conditionnelle	221
6.9	Estimations du nombre et des tendances du caribou boréal des bois fournies par les compétences	223
7.0	DOCUMENTS CITÉS ET RÉFÉRENCES SUPPLÉMENTAIRES	236



1.0 INTRODUCTION

1.1 Contexte

En mai 2002, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) (ci-après désignée sous le nom de caribou boréal; il est à noter que l'équivalent utilisé au Québec est le nom « caribou forestier ») comme étant menacée. Le caribou boréal a été ajouté à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et, conformément à cette loi, le ministre de l'Environnement doit élaborer, pour cette espèce, un programme de rétablissement qui inclut la désignation de son habitat essentiel ou comportant, s'il n'y a pas suffisamment de renseignements disponibles, un calendrier des études qui permettent d'obtenir cette information. Un programme de rétablissement national de la population boréale du caribou des bois devait être affiché dans le Registre public de la LEP avant le 5 juin 2007. La désignation de l'habitat essentiel est un élément clé des programmes de rétablissement affichés dans le Registre public de la LEP (alinéa 41(1)c) de la LEP).

En février 2002, un comité directeur technique national sur la population boréale du caribou des bois, où les dix compétences participant aux activités de rétablissement du caribou boréal étaient représentées, a été créé et chargé de préparer un programme de rétablissement national. Le Comité a terminé l'ébauche de ce programme en juin 2007 et l'a déposée à titre d'avis aux dix compétences responsables du caribou. Les premières ébauches du Programme de rétablissement national documentaient les longues délibérations sur le concept d'habitat essentiel du caribou boréal (voir également Racey et Arsenault, 2007). L'habitat essentiel n'a pas été désigné dans l'ébauche finale du Programme de rétablissement national.

En août 2007, Environnement Canada (EC) a lancé un examen scientifique, effectué par des spécialistes, de l'état des connaissances sur l'habitat essentiel du caribou boréal et ayant pour mandat d'élaborer une désignation unifiée et scientifiquement justifiable de l'habitat essentiel ou un calendrier valable d'études qui permettraient sa désignation. Pour s'acquitter de cette tâche, EC a mis sur pied une équipe de gestion interne dont le mandat consiste à procéder à l'examen ainsi qu'à compiler et à analyser tous les renseignements pertinents dans le cadre de cette initiative. Environnement Canada a également embauché des spécialistes de premier rang en écologie du paysage, en biologie du caribou, en modélisation spatiale de l'habitat et en analyse démographique pour offrir des conseils scientifiques pour la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal. Dix-huit de ces spécialistes faisaient partie du groupe consultatif scientifique (GCS) ayant pour mandat de procéder constamment à un examen par les pairs, tout au long du processus (voir l'annexe 6.1 pour obtenir la liste des membres du GCS). Un groupe supplémentaire de spécialistes a participé à l'examen scientifique pendant un atelier de deux jours qui a eu lieu à Toronto, les 19 et 20 novembre 2007. Le présent rapport est le résultat de l'examen scientifique complet.



2.0 MÉTHODOLOGIE

2.1 Structuration de la question de l'habitat essentiel du caribou boréal

2.1.1 LEP : Habitat essentiel

L'article 2 de la LEP définit l'habitat essentiel de la façon suivante : « l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce ».

Remarque : La LEP ne limite pas la désignation de l'habitat essentiel à l'habitat occupé à l'heure actuelle par l'espèce en péril.

2.1.2 Programme de rétablissement national

Pour désigner l'habitat essentiel, il faut établir une cible en matière de rétablissement de la population. Cette cible est exprimée sous forme qualitative dans l'ébauche du Programme de rétablissement national, par le truchement du but du rétablissement et de l'objectif en matière de population et de répartition suivants :

But du rétablissement :

La conservation du caribou boréal est assurée et cette population est rétablie à des niveaux d'autosuffisance dans toute sa répartition actuelle (zone d'occurrence) au Canada.

Objectif en matière de population et de répartition :

Maintenir les populations locales du caribou boréal qui sont actuellement autosuffisantes et accroître les effectifs des populations locales qui ne sont pas autosuffisantes actuellement, dans la mesure du possible, et ce, dans toute la répartition actuelle (zone d'occurrence) du caribou boréal au Canada.

Remarque : L'expression « dans la mesure du possible » apparaît dans l'objectif en matière de population et de répartition pour reconnaître que la faisabilité technique et biologique peut toucher la probabilité de conservation ou de rétablissement de certaines populations locales individuelles décrites dans l'ébauche du Programme de rétablissement du caribou des bois, population boréale, au Canada (Environnement Canada, 2007).

2.2 Définitions

Les définitions suivantes ont été établies pour l'examen scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal. L'élaboration de ces définitions a pris appui sur l'évaluation de la situation réalisée en 2002 par le COSEPAC et sur l'ébauche du Programme de rétablissement du caribou des bois, population boréale, au Canada (Environnement Canada, 2007), de même que sur un examen des travaux scientifiques pertinents et des consultations avec le groupe consultatif scientifique quant à l'examen.

2.2.1 Répartition actuelle (zone d'occurrence)

La zone comprise dans un polygone englobant la répartition géographique de toutes les populations locales connues du caribou boréal (COSEPAC – adapté de l'UICN, 2001), fondée



sur les cartes provinciales et territoriales de la répartition élaborées à l'aide des données de l'observation et de la télémétrie, des connaissances locales (y compris, dans certains cas, des connaissances autochtones et traditionnelles) et des analyses biophysiques. La zone peut contenir des habitats qui ne conviennent pas ou qui sont inoccupés (voir l'annexe 6.2 pour obtenir une explication de la période relative au terme « actuel »).

2.2.2 Population locale

Groupe de caribous qui occupent une zone définie pouvant être distinguée spatialement des zones occupées par d'autres groupes de caribous. Les populations locales ont un échange limité d'individus avec d'autres groupes, de façon telle que la dynamique de la population est principalement déterminée par des facteurs locaux qui influent sur les taux de naissance et de décès plutôt que par l'immigration ou l'émigration entre les groupes (voir l'annexe 6.2).

2.2.3 Habitat

La série de ressources (la nourriture, l'abri) et de conditions environnementales (les variables abiotiques telles que la température et les variables biotiques telles que les compétiteurs ainsi que les prédateurs) qui déterminent la présence, la survie et la reproduction d'une population (Caughlet et Gunn, 1996).

2.2.4 Autosuffisance

Population locale du caribou boréal qui croît, en moyenne, de façon stable ou positive ($\lambda \geq 1,0$) à court terme, et qui est suffisamment importante pour résister aux phénomènes stochastiques et persister à long terme, sans nécessiter constamment de mesures de gestion intensives (p. ex. la gestion des prédateurs ou individus provenant d'autres populations).

2.2.5 Persistance

La survie d'une population, exprimée par la probabilité donnée sur une période spécifique. La probabilité de ne pas parvenir aux niveaux de persistance précisés est une mesure du risque d'extinction. Le critère de l'UICN relatif à la classification des espèces dans la catégorie « vulnérable » (équivalente à la catégorie « menacée » du COSEPAC) correspond à un risque d'extinction supérieur ou égal à 10 % sur 100 ans (SSC, 2001).

2.2.6 Aire de répartition

Une aire géographique occupée par des individus d'une population locale qui sont soumis aux mêmes influences touchant les indices vitaux sur une période définie (voir l'annexe 6.2 : Délimitation des unités d'analyse aux fins de la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal). L'aire de répartition dépend de l'étendue spatiale et des conditions de l'habitat.

2.2.7 Habitat essentiel

Les ressources et les conditions environnementales (l'habitat, défini à la section 2.2.3) requises pour la persistance des populations locales du caribou boréal dans toute leur répartition actuelle au Canada. La quantité, la qualité et la configuration spatiale des ressources et des conditions peuvent être influencées par des facteurs naturels et anthropiques.



2.3 Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal

Un *Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal* (appelé le Cadre) a été élaboré pour appuyer la désignation générale scientifiquement justifiable de l'habitat essentiel du caribou boréal et un calendrier des études complémentaires. Le Cadre n'est pas le produit unique, mais plutôt un modèle logique soutenant le processus. L'élaboration de ce Cadre a tiré profit des approches appliquées au Canada et ailleurs pour la désignation de l'habitat essentiel. Sa structure systématique et transparente permet une analyse des décisions dans le contexte de la gestion adaptative. Cette approche était arrimée sur l'analyse et la synthèse des données quantitatives disponibles ainsi que des renseignements scientifiques publiés sur la population et l'écologie de l'habitat, de même que sur la répartition, les tendances, l'utilisation de l'habitat et les conditions nécessaires à la persistance du caribou boréal. Les lacunes dans les connaissances ainsi que les incertitudes sont circonscrites tout au long du processus et alimentent un Calendrier d'études conçu de manière à améliorer, avec le temps, la connaissance et la compréhension de l'habitat essentiel. Les connaissances autochtones n'ont pas été incluses dans le présent examen de même que les besoins particuliers à cet ensemble de connaissances n'ont pas été inclus dans le Calendrier d'études.

L'élaboration du Cadre et la désignation proposée pour l'habitat essentiel ont été orientées par l'ensemble de principes qui suit.

2.3.1 Principes directeurs

- 1) Examiner les renseignements scientifiques publiés disponibles et chercher plusieurs sources de données pour étayer les conclusions.
- 2) Tenir nécessairement compte de la nature dynamique des systèmes boréaux et des effets qui en résultent sur l'habitat du caribou boréal.
- 3) Reconnaître et prendre en compte le fait que les besoins de cette espèce en matière d'habitat se déploient sur de multiples échelles spatiales et temporelles, ce qui comprend à la fois des propriétés physiques et fonctionnelles.
- 4) Être conscient du fait que la variation de la structure de la population, des conditions de la population et du paysage ainsi que de l'état des connaissances peut justifier l'utilisation de différentes approches pour désigner l'habitat essentiel dans toute la répartition nationale de l'espèce.
- 5) Lorsque les données semblent indiquer des dommages graves ou irréversibles, appliquer une approche de précaution, selon laquelle l'absence de certitude scientifique ne doit pas être utilisée comme raison pour retarder la prise de décisions.
- 6) Considérer l'approche de précaution comme une mesure provisoire qui exige des activités de suivi, comme des recherches et du suivi, pour réduire les incertitudes scientifiques importantes et améliorer la prise de décisions.
- 7) Appliquer la gestion adaptative pour circonscrire et réduire les principales incertitudes et pour atteindre des objectifs en matière de gestion, tout en acquérant des connaissances sûres.



- 8) 8. Reconnaître que les considérations socioéconomiques n'entrent pas dans la désignation de l'habitat essentiel, mais qu'elles sont prises en compte comme il se doit à d'autres phases du processus général de planification du rétablissement dans le cadre de la LEP.

2.3.2 Le Cadre de désignation de l'habitat essentiel

Le Cadre est utilisé comme un modèle logique visant à organiser l'acquisition et l'analyse des meilleures connaissances disponibles, afin de désigner l'habitat essentiel, tout en reconnaissant l'incertitude. En harmonie avec un processus de gestion adaptative, il est reconnu que la recherche et le suivi continu fourniront de nouvelles connaissances qui peuvent être utilisées pour peaufiner la désignation de l'habitat essentiel au fil du temps. Le Cadre (voir la figure 1) découle des trois grandes questions suivantes auxquelles il faut répondre pour désigner l'habitat essentiel :

- Quelle est la répartition actuelle du caribou boréal au Canada?
- Quelles sont les populations locales au sein de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada?
- Quelles conditions sont requises pour la persistance à long terme des populations locales du caribou boréal au Canada?

La désignation de l'habitat essentiel est le résultat de ces questions, de telle sorte que :

L'habitat essentiel se compose des ressources et des conditions environnementales requises pour la persistance des populations locales du caribou boréal dans toute leur répartition actuelle au Canada. La quantité, la qualité et la configuration spatiale des ressources et des conditions peuvent être influencées par les conditions naturelles et d'origine anthropique.

Chaque composante du Cadre (figure 1) s'appuie sur les données quantitatives disponibles et les renseignements scientifiques publiés qui ont été acquis ou assemblés dans le cadre de l'examen scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal.

Chaque étape du Cadre est décrite ci-après :

i) Quelle est la répartition actuelle du caribou boréal au Canada?

Le but du rétablissement précise que la portée géographique du rétablissement du caribou boréal est la répartition actuelle de l'espèce. La répartition actuelle du caribou boréal au Canada a été décrite et cartographiée pour définir la portée spatiale nationale de la désignation de l'habitat essentiel. La délimitation de la répartition actuelle se fonde sur les renseignements fournis par les compétences. Les zones d'incertitude et les besoins en matière d'évaluation supplémentaire ont été déterminés et inclus dans le Calendrier d'études.

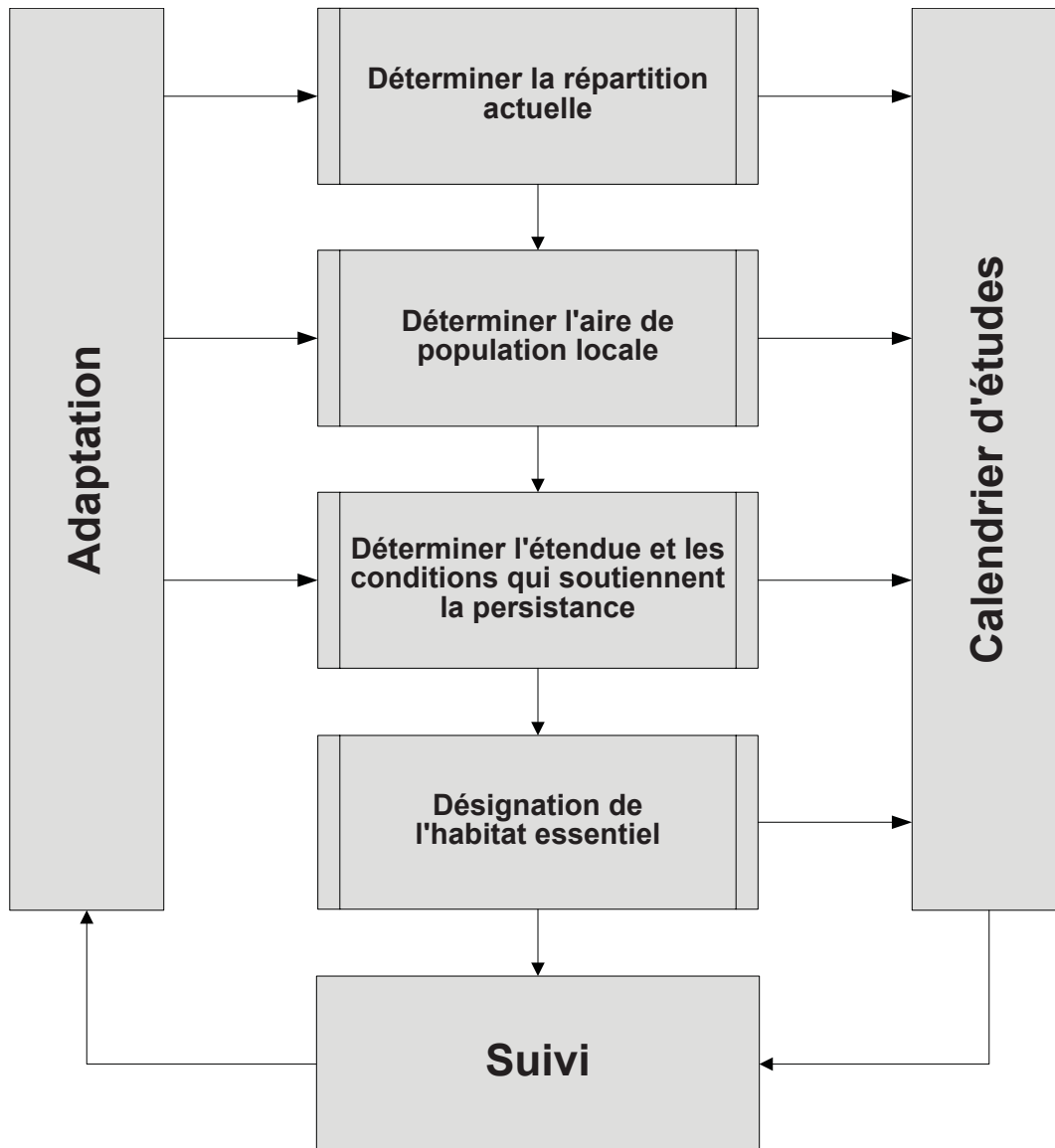


Figure 1 : Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal.

ii) Quelles sont les populations locales (ou les unités d'analyse) au sein de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada?

L'objectif de l'ébauche du Programme de rétablissement national en matière de population précise que les populations locales constituent l'unité d'analyse pertinente en ce qui concerne la réalisation du but du rétablissement. Aux fins de la désignation de l'habitat essentiel, l'aire de répartition associée à chaque population locale est considérée comme l'unité d'analyse. Plusieurs tendances de la population ont été reconnues et les méthodes de délimitation de l'aire de répartition variaient selon la tendance de la population et la quantité de données disponibles quant à l'emplacement des individus et à leurs déplacements. Les zones d'incertitude concernant les unités d'analyse ont été mises en évidence et incluses dans le Calendrier d'études.



iii) Quelles conditions de l'habitat sont requises pour la persistance à long terme des populations du caribou boréal?

L'objectif de rétablissement des populations autosuffisantes est exprimé quantitativement comme la probabilité qu'un ensemble donné de conditions de l'habitat soutienne des populations locales autosuffisantes (persistantes). La baisse de la probabilité ou de la certitude est généralement associée à l'augmentation du risque. Bien que le rôle de la science ne soit pas de déterminer quels sont les niveaux de risque « acceptables », une approche scientifique peut être appliquée à l'examen d'un éventail de paramètres de la persistance, à supposer que les connaissances existent. En l'absence de certitude scientifique, la désignation de l'habitat essentiel peut donc être considérée **comme reflétant l'état actuel de nos connaissances et l'expression explicite du risque**, qui tous deux doivent être évalués et peaufinés à mesure que de nouvelles connaissances voient le jour.

iv) Désignation de l'habitat essentiel

La prémisse centrale du Cadre est une définition de l'habitat qui englobe les attributs physiques et fonctionnels à une échelle en harmonie avec le but lié à l'autosuffisance des populations locales. Dans ce contexte, l'« habitat » comprend les attributs physiques (p. ex. les plantes fourragères ou la couverture thermique) utilisés par le caribou pour soutenir ses fonctions vitales ainsi que les conditions (telles que le degré de perturbation naturelle et anthropique) de la mosaïque du paysage qui comprend l'aire de répartition d'une population locale. Cette approche traitait l'influence des conditions du paysage sur les mécanismes, tels que la prédation, qui ont une incidence sur les tendances de la population à court terme et la persistance à long terme.

L'ébauche du Programme de rétablissement (Environnement Canada, 2007; voir également Racey et Arsenault, 2007) reconnaissait que l'habitat essentiel du caribou boréal était conceptualisé de la façon qui convient, comme les aires de répartition du caribou et leurs composantes. En accord avec cette reconnaissance, la désignation de l'habitat essentiel au sein du Cadre était axée sur l'aire de répartition de population locale comme l'échelle à laquelle l'étendue et les conditions de l'habitat ont la plus grande influence sur la persistance de la population (voir la section 2.5.2). Le Cadre de désignation de l'habitat essentiel intègre le besoin de peaufiner davantage la désignation de l'habitat essentiel où cela s'avère nécessaire pour les populations locales.

v) Suivi, adaptation et Calendrier d'études

Parce que l'habitat essentiel du caribou boréal n'est pas une entité fixe, mais une propriété émergente de paysages dynamiques, un programme solide de recherche et de suivi est une composante importante de la désignation et de la gestion de l'habitat essentiel. Les nouvelles connaissances soutiennent les mesures de gestion appliquées aux meilleurs renseignements disponibles obtenus au moyen d'un processus structuré de gestion adaptative. Les incertitudes et les lacunes dans les connaissances sont circonscrites, compilées et évaluées, et se



reflètent dans le Calendrier d'études recommandé. Dans le Calendrier d'études, l'accent est mis sur la désignation des principales incertitudes qui empêchent de choisir entre les différents modèles conceptuels représentant notre compréhension de ce qui constitue l'habitat essentiel du caribou boréal.

Avec le temps, le fait de s'assurer que la désignation de l'habitat essentiel peut être évaluée et peaufinée permettra de mieux comprendre les conditions nécessaires à la persistance. La boucle de la gestion adaptative est, par conséquent, fondamentale pour répondre à la question : « Qu'est-ce que l'habitat essentiel? », et une composante essentielle du cadre en tant qu'outil d'analyse des décisions visant à peaufiner la désignation de l'habitat essentiel lorsque l'on est confronté à des incertitudes.

2.4 Habitat et persistance

Il est fondamental de comprendre la relation entre la sélection et l'échelle de l'habitat, et en quoi cette approche hiérarchique est liée à la persistance pour désigner l'habitat essentiel du caribou boréal.

2.4.1 Habitat et échelle

En général, l'habitat qui convient au caribou boréal se caractérise par de grandes parcelles de forêts de conifères matures à anciens accueillant des lichens en abondance, ou par des tourbières entremêlées de hautes terres dominées par des conifères matures à anciens (Darby et Pruitt, 1984; Brown *et coll.*, 1986; Bradshaw *et coll.*, 1995; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Rettie et Messier, 2000; Courtois, 2003). Il y a toutefois une variabilité entre les régions quant aux types de végétation utilisés.

Le caribou boréal a des besoins à différentes échelles spatiales et temporelles pour ce qui est de l'habitat (Rettie et Messier, 2000; Johnson *et coll.*, 2001; O'Brien et Manseau, 2003), comme le montre la figure 2. Les échelles moins précises comprennent de grandes zones (c.-à-d. aires de répartition) et de grandes périodes (p. ex. les saisons, les années, les décennies), alors que les échelles plus précises couvrent de petites zones (p. ex. les peuplements forestiers ou les parcelles d'habitat) et de courtes périodes (p. ex. les heures et les jours). Le caribou boréal choisit son habitat de façon à éviter la prédation à des échelles moins précises (Bergerud, 1988; Johnson *et coll.*, 2001), puis choisit son habitat de façon à répondre à ses besoins en matière de nourriture à des échelles plus précises (Schaefer et Pruitt, 1991; Rettie et Messier, 2000).

À des échelles moins précises, les populations locales du caribou boréal ont besoin de grandes aires de répartition qui contiennent un habitat convenable suffisant et qui réduisent la prédation en permettant au caribou d'éviter les zones à haut risque de prédation. (Rettie et Messier, 2001; Brown *et coll.*, 2003). À des échelles plus précises, le caribou boréal choisit des parcelles d'habitat individuelles (dans les aires de répartition) qui fournissent de



la nourriture, en particulier du lichen terricole et corticole à la fin de l'hiver et au début du printemps, et évite les forêts aux premiers stades de succession écologique ainsi que les zones récemment perturbées (Schaefer et Pruitt, 1991; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Rettie et Messier, 2000). Même si les feux de forêt détruisent le lichen et d'autre végétation à court terme, il s'agit d'un facteur important de régénération de la nourriture du caribou à long terme (Dunford, 2003). Pendant les hivers où la neige est profonde ou croûtée, le caribou boréal a besoin d'habitats où la neige est moins épaisse ou non croûtée (comme dans les peuplements de conifères matures à couvert fermé) et des lichens corticoles pour avoir accès à la nourriture (Vandal et Barrette, 1985; Thomas et Armbruster, 1996).

En général, le caribou boréal a besoin d'habitats qui fournissent les attributs fonctionnels nécessaires (les conditions et les ressources qui répondent à tous les besoins de son cycle de vie), y compris la santé physiologique, la dispersion des femelles adultes pendant les périodes de mise bas et d'élevage et un abri de la prédation.

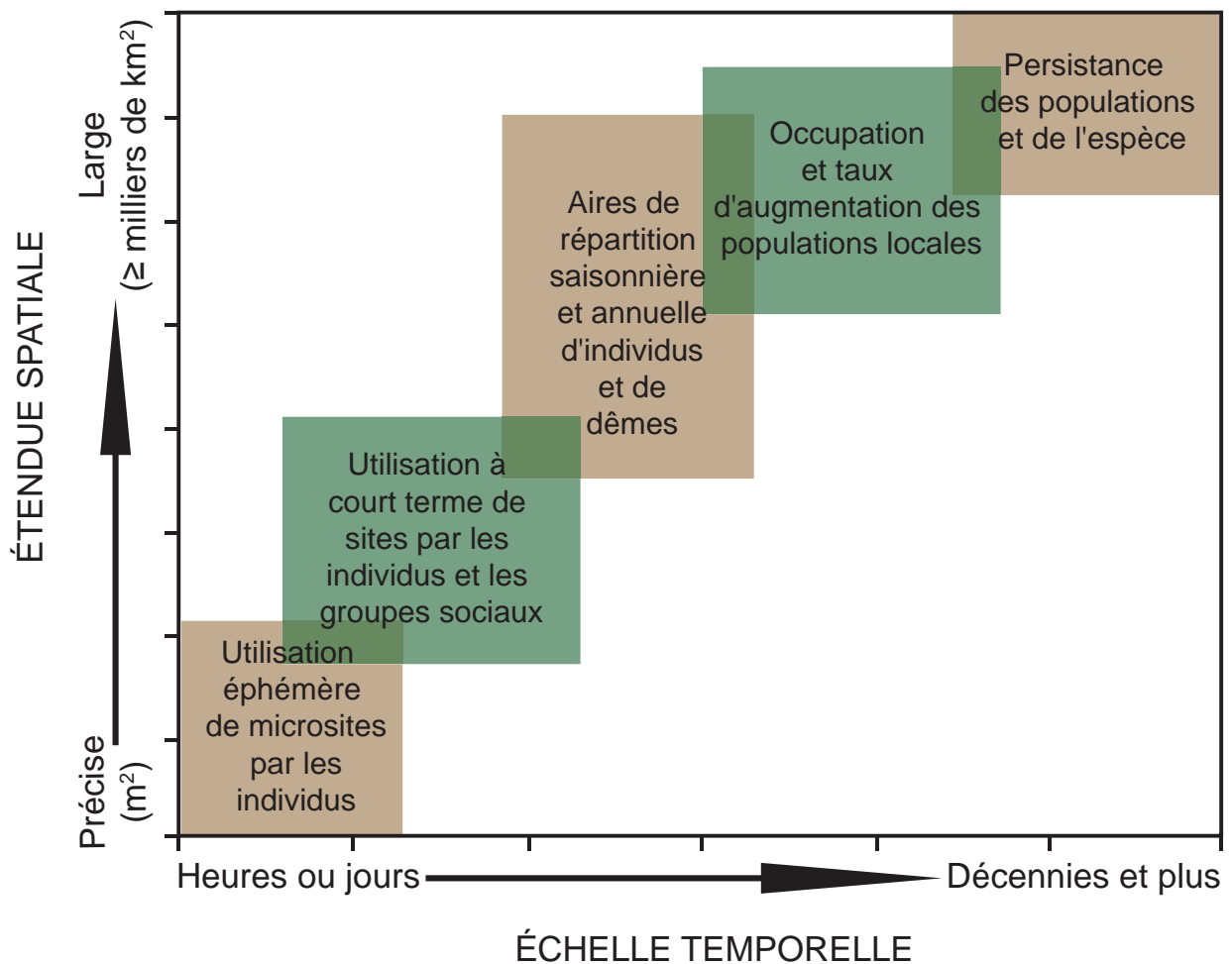


Figure 2 : L'habitat du caribou boréal se déploie à de multiples échelles spatiales et temporelles, et comprend à la fois des propriétés physiques et des propriétés fonctionnelles. La magnitude absolue des échelles spatiales et temporelles de l'habitat peut varier selon la répartition nationale du caribou boréal.



2.4.2 Échelle et persistance

Le milieu scientifique et celui de la gestion reconnaissent de plus en plus que les facteurs influençant les populations du caribou doivent être pris en compte à des échelles régionales (voir Vistnes et Nellemann, 2008, pour un examen récent). Les changements relatifs aux conditions qui touchent le nombre et la répartition des autres espèces prédatrices et les prédateurs associés, ce qui se traduit par une réduction de l'efficacité de l'habitat pour le caribou, ont une incidence sur la viabilité des populations du caribou boréal à l'échelle de leur aire de répartition. Ces changements sont liés aux perturbations qui augmentent la quantité de forêts aux premiers stades de succession écologique, favorisent l'augmentation de la densité des espèces de proies, telles que l'orignal (*Alces alces*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), qui, en retour, favorisent l'augmentation de la densité des prédateurs, en particulier du loup (*Canis lupus*) (Bergerud et Elliott, 1986; Seip, 1992; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Racey et Armstrong, 2000; Wittmer *et coll.*, 2005, 2007). L'aire de répartition d'une population locale donnée de caribous peut contenir diverses composantes de l'habitat qui sont utilisées de façon différente par les caribous ainsi qu'une matrice de paysage entre ces zones. Que les composantes de l'habitat d'une aire de répartition soient choisies ou évitées par le caribou, elles ont toutes une incidence sur la viabilité de la population, qu'elle soit positive ou négative; par conséquent, elles sont importantes lorsque l'on étudie les conditions nécessaires à la persistance.

Par conséquent, **l'aire de répartition de la population locale est l'échelle pertinente pour la désignation de l'habitat essentiel visant à soutenir les populations locales autosuffisantes du caribou boréal**, de façon telle que l'aire de répartition est une zone géographique occupée par des individus d'une population locale qui subissent les mêmes influences touchant les indices vitaux sur une période définie. L'aire de répartition dépend de l'étendue spatiale et des conditions de l'habitat. L'étendue renvoie à la zone physique de l'aire de répartition et les conditions de l'habitat renvoient à la quantité, à la qualité et à la configuration spatiale des ressources (y compris la présence d'autres espèces) au sein de l'aire de répartition. Une discussion plus détaillée du concept d'aire de répartition et des méthodes de délimitation est présentée à l'annexe 6.2.



2.5 Activités scientifiques visant à soutenir l'application du Cadre

La grande quantité de renseignements scientifiques qui existent relativement au caribou boréal au Canada a facilité l'examen scientifique de l'habitat essentiel et le processus de désignation. Les renseignements pertinents relativement au caribou boréal ont été compilés, analysés et synthétisés pour soutenir le Cadre (figure 3).

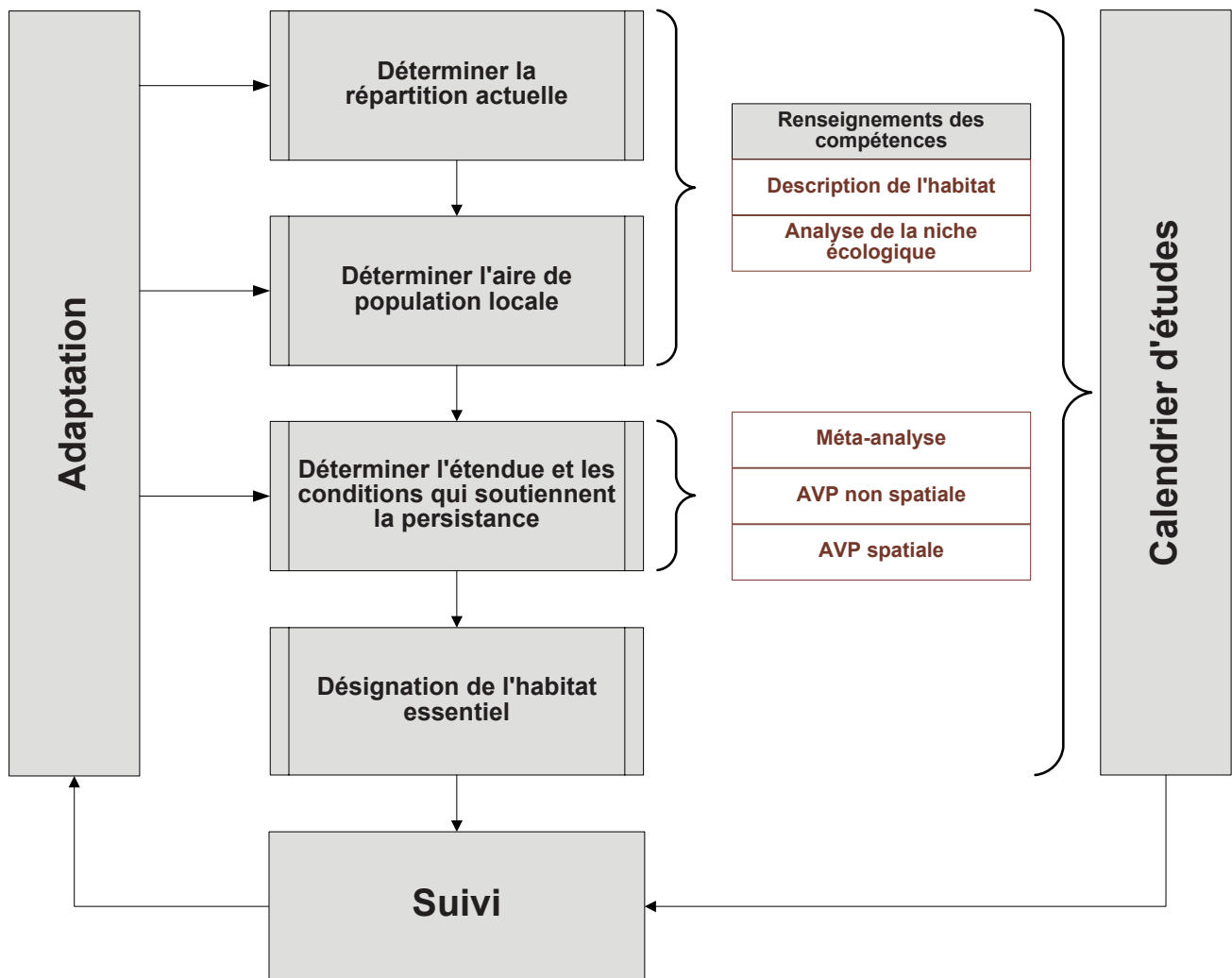


Figure 3 : Composantes scientifiques à l'appui du Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal.

Les activités scientifiques se composaient de cinq composantes principales présentées en annexe du rapport et résumées ici : une description de l'habitat, une analyse de la niche écologique (ANE), une méta-analyse de la condition de la population et de l'aire de répartition, une analyse de la viabilité de la population (AVP) non spatiale et une analyse de la viabilité de la population localisée. La description de l'habitat résumait les connaissances existantes relatives à l'utilisation et aux besoins liés à l'habitat du caribou boréal à diverses échelles spatiales et temporelles, dans toute sa répartition au Canada. Les quatre autres composantes représentent une hiérarchie spatiale et analytique des méthodes de diminution



de la généralité et d'augmentation de la complexité. L'analyse de la niche écologique ainsi que la méta-analyse à l'échelle de l'aire de répartition ont fourni des renseignements de niveau supérieur, suivies de l'AVP non spatiale et finalement de l'AVP spatiale. Les résultats des analyses de niveau supérieur révèlent des contraintes globales relativement aux processus qui peuvent être examinés à des niveaux inférieurs; les résultats de niveau inférieur suggèrent les facteurs manquants des analyses de niveau supérieur et, en suivant le cycle d'apprentissage, les analyses de niveau supérieur suggèrent la mesure dans laquelle les conclusions des résultats de niveau inférieur manquent de généralité. Ces composantes ont soutenu le processus de désignation de l'habitat essentiel en alimentant un arbre de décision relatif à l'habitat essentiel (présenté à la section 2.6).

2.5.1 Description de l'habitat (annexe 6.3)

La description de l'habitat du caribou boréal indiquait les aspects spatiaux et temporels des attributs biophysiques utilisés tout au long du cycle biologique de l'espèce, et tenait compte à la fois des caractéristiques physiques et des caractéristiques fonctionnelles de l'habitat. Ce travail résumait la littérature principale et grise relative à l'utilisation de l'habitat du caribou dans la répartition actuelle. Les renseignements relatifs à l'utilisation de l'habitat du caribou boréal étaient abondants dans certaines régions et plutôt limités dans d'autres. La description soutenait l'analyse de la niche écologique au moyen de la désignation des variables influençant la zone d'occurrence et les zones potentielles d'occupation du caribou boréal dans toute sa répartition. La description fournissait également des renseignements détaillés visant à mieux comprendre les composantes de l'habitat essentiel qui varient entre les aires de répartition de population locale et au sein de ces aires. Les renseignements sont classés en fonction des régions écologiques.

2.5.2 Analyse de la niche écologique (annexe 6.4)

L'analyse de la niche écologique est un outil visant à mieux comprendre la répartition géographique historique et actuelle du caribou boréal ainsi que les tendances de l'occupation relativement aux facteurs abiotiques et biotiques. L'ANE utilisait les facteurs abiotiques (le climat et la topographie) pour caractériser la répartition potentielle des emplacements où le caribou boréal a été observé, puis elle intégrait des variables biotiques de grande échelle (la couverture terrestre et les niveaux d'incidence humaine) pour prévoir la tendance d'occupation au sein de la zone d'occurrence actuelle. L'ANE soutient le Cadre et l'analyse des décisions associée, en déterminant les zones d'incertitude et en générant des hypothèses sur les facteurs limitatifs, qui guident les activités d'échantillonnage et de peaufinage déterminées dans le Calendrier d'études. Les résultats indiquent également les zones soutenant des conditions potentiellement convenables pour la restauration de l'habitat adjacent aux aires de répartition actuelles ou des corridors potentiels de déplacement entre les aires de répartition.



2.5.3 Méta-analyse de la condition de la population et de l'aire de répartition (annexe 6.5)

Un élément clé du Cadre de l'habitat essentiel est de déterminer les attributs d'une aire de répartition du caribou qui soutiennent ou compromettent la persistance de la population (c.-à-d. la capacité de l'aire de répartition à soutenir une population autosuffisante). La méta-analyse compilait des données démographiques relatives aux populations du caribou boréal dans tout le Canada, afin d'évaluer la relation hypothétique entre les paramètres liés à la population du caribou (l'indice de la condition de la population) et les niveaux de perturbation anthropique ou naturelle (le feu) des aires de répartition du caribou (l'indice de la condition de l'aire de répartition). Les perturbations naturelles pourraient également comprendre des pullulations d'insectes et leurs effets sur le niveau de peuplement associés aux projections du changement climatique, qui peuvent en réalité se traduire par une perturbation par le feu; toutefois, les pullulations d'insectes n'ont pas été directement prises en compte dans le cadre de cette analyse. Les résultats de la méta-analyse ont fourni des lignes directrices quantitatives pour l'un des trois critères d'évaluation (i.e. la condition de l'aire de répartition) utilisés dans l'évaluation des populations locales aux fins de désignation de l'habitat essentiel (voir les sections 2.6.3 et 2.6.4).

2.5.4 Analyse de la viabilité de la population non spatiale (annexe 6.6)

Le Cadre de l'habitat essentiel nécessite des renseignements sur la persistance de la population. L'AVP non spatiale évaluait en quoi la persistance de la population était touchée par les divers aspects du cycle biologique du caribou boréal ainsi que par la répartition par âge et par sexe de la population, à l'aide de l'éventail des indices vitaux publiés relativement à la population et leur variation pour le caribou boréal au Canada. Les résultats de ces travaux ont fourni des lignes directrices quantitatives relativement à la taille de la population requise aux fins de persistance dans les différentes conditions démographiques; le deuxième des trois critères évaluait la désignation de l'habitat essentiel (voir les sections 2.6.3 et 2.6.4) et soutenait l'AVP localisée, en fournissant des renseignements sur les indices vitaux qui influent le plus sur la dynamique du caribou boréal.

2.5.5 Analyse de la viabilité de la population localisée (annexe 6.7)

Les modèles de population localisée ont beaucoup plus de paramètres et d'exigences informatiques que les AVP non spatiales, tel que la simulation d'un paysage dynamique au fil du temps; ils peuvent donc seulement étudier un sous-ensemble du paramètre pour les populations locales. Les AVP spatiales prennent également en compte la structure du paysage et les déplacements individuels et, lorsque les résultats sont comparés à ceux d'une AVP non spatiale, elles aident à évaluer si les effets spatiaux produisent différentes prévisions relativement à la persistance de la population. L'application d'une AVP spatiale peut également aider à interpréter les résultats de la méta-analyse, en proposant un aperçu heuristique des mécanismes, selon lesquels la capacité d'une zone à soutenir les échelles se déploie sur le plan spatial – de l'échelle de la parcelle à l'échelle du paysage (l'aire de



répartition) – et permet une simulation des tendances et scénarios à plus long terme visant à extrapoler les relations avec les futurs paysages. Les travaux effectués dans le cadre de cet examen prouvaient le concept relatif aux applications des méthodes étudiant en quoi la condition du paysage touche la persistance du caribou boréal pour deux populations faisant l'objet d'études de cas. Sur des périodes spécifiques, il est possible de préciser les résultats relatifs à l'habitat essentiel à des échelles spatiales plus précises que l'aire de répartition, au moyen de l'analyse de la viabilité de la population localisée liée à la modélisation dynamique du paysage.

2.6 Analyse des décisions visant à soutenir la désignation de l'habitat essentiel

Comme cela a été conclu dans la section 2.4.2, l'aire de répartition de la population locale (y compris l'étendue et les conditions de l'habitat) est l'échelle pertinente pour la désignation de l'habitat essentiel visant à soutenir les populations locales autosuffisantes du caribou boréal. La désignation de l'habitat essentiel demande de comprendre la capacité de l'habitat existant (en ce qui concerne l'étendue et la condition) à soutenir des populations locales autosuffisantes du caribou boréal. En prolongement du Cadre de l'habitat essentiel (figures 1 et 3), l'Arbre de décision relatif à l'habitat essentiel (ci-après appelé Arbre de décision, figure 4) est un outil d'analyse des décisions plus détaillé. L'Arbre de décision souligne l'ordre logique des étapes nécessaires à la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal, prenant en compte la variabilité et l'incertitude associées aux processus écologiques se déroulant à l'échelle des aires de répartition de populations locales. L'Arbre de décision représente les méthodes disponibles, l'incertitude associée et les mesures d'évaluation appliquées pour soutenir la désignation. Dans la mesure du possible, les incertitudes ont été représentées au moyen de probabilités (voir les sections 2.6.4 et 2.6.5) et les lacunes dans les connaissances ont été placées dans un Calendrier d'études. Le processus de désignation de l'habitat essentiel a été structuré comme un exercice de gestion adaptative, intégrant la recherche et le suivi dans un cycle d'évaluation qui traite les lacunes dans les connaissances et les incertitudes clés, puis intègre les nouvelles connaissances pour peaufiner la désignation de l'habitat essentiel au fil du temps.

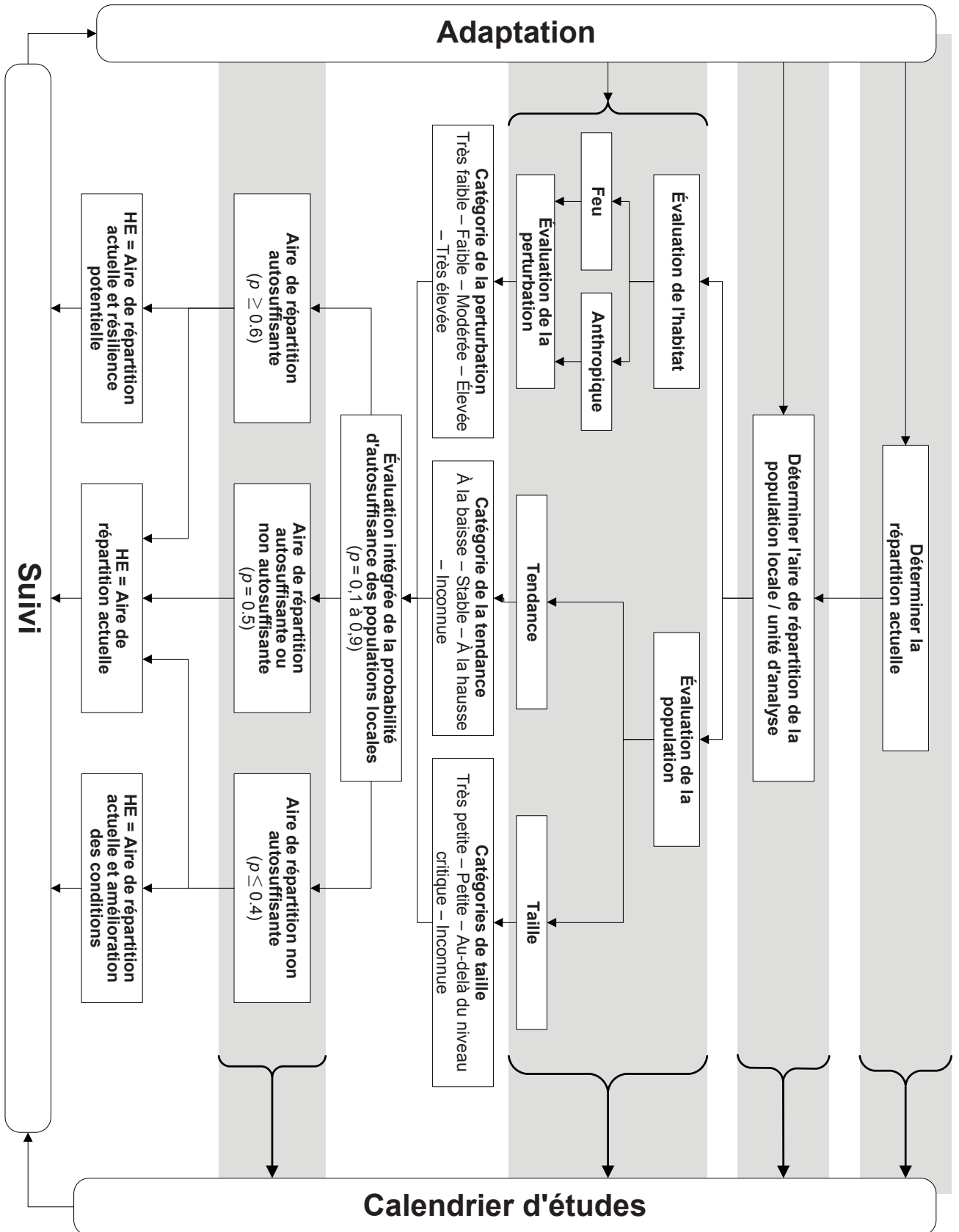


Figure 4 : Arbre de décision relatif à l'habitat essentiel (HE) du caribou boréal.



Les étapes de l'Arbre de décision sont décrites ci-après.

2.6.1 Détermination de la répartition actuelle

Le but du rétablissement du caribou boréal précise que la portée géographique est la répartition actuelle de l'espèce. Le caribou boréal est réparti dans la forêt boréale parmi sept écozones, comprenant neuf provinces et territoires, du territoire du Yukon à l'ouest, au Labrador à l'est et jusqu'au lac Supérieur, au sud. La figure 5 illustre la répartition actuelle du caribou boréal décrite dans l'ébauche du Programme de rétablissement, selon les renseignements fournis par les compétences. Cette étendue géographique a été utilisée dans le présent cadre de désignation de l'habitat essentiel et l'Arbre de décision relatifs au caribou boréal.

La répartition actuelle (zone d'occurrence) est mise à jour avec les nouvelles connaissances, et des méthodes standard doivent être appliquées dans la zone pour s'assurer de la cohérence de la représentation de la compréhension. L'analyse de la niche écologique (annexe 6.4) peut être utilisée pour déterminer les zones d'incertitude selon les données abiotiques et biotiques disponibles et, par conséquent, elle guide les efforts d'échantillonnage visant une meilleure compréhension (l'échantillonnage fondé sur un modèle) dans le cadre du Calendrier d'études. Les révisions se reflètent dans l'Arbre de décision sous forme d'ajustements apportés aux futures évaluations dans le cadre de la boucle de la gestion adaptative.

2.6.2 Détermination de l'aire de répartition de la population locale (les unités d'analyse)

L'application de l'Arbre de décision demandait la délimitation des populations locales et de leurs aires de répartition associées. Il a été reconnu que, sur le plan démographique, les populations fonctionnent souvent à des échelles différentes de celles suggérées par les indicateurs génétiques (p. ex. Esler *et coll.*, 2006; voir l'annexe 6.2 pour obtenir de plus amples détails). Les populations locales définies sur le plan démographique constituent les unités de population qui conviennent pour la désignation de l'habitat essentiel visant à traiter l'objectif du Programme de rétablissement national en ce qui concerne les populations locales autosuffisantes.

Les populations locales sont définies comme des groupes de caribous qui occupent une zone définie pouvant être distinguée spatialement des zones occupées par d'autres groupes. Les populations locales ont un échange limité d'individus avec d'autres groupes, de façon telle que la dynamique des populations est déterminée par des facteurs locaux qui influent sur les taux de naissance et de décès plutôt que par l'immigration ou l'émigration entre les groupes. Les conditions écologiques ainsi que les tendances et l'intensité des perturbations anthropiques varient considérablement au sein de la répartition nationale du caribou boréal au Canada, ce qui se traduit par une variation des tendances des populations locales. Certaines populations locales peuvent être distinctes sur le plan spatial et connaître peu ou pas d'échange d'individus; il peut exister d'autres populations locales dans une répartition

¹ Le caribou boréal situé sur l'île de Terre-Neuve est exclu du présent rapport et du Programme de rétablissement, car la population insulaire de Terre-Neuve a été désignée comme espèce non en péril par le COSEPAC.



 Environnement
Canada
Répartition actuelle du caribou boréal

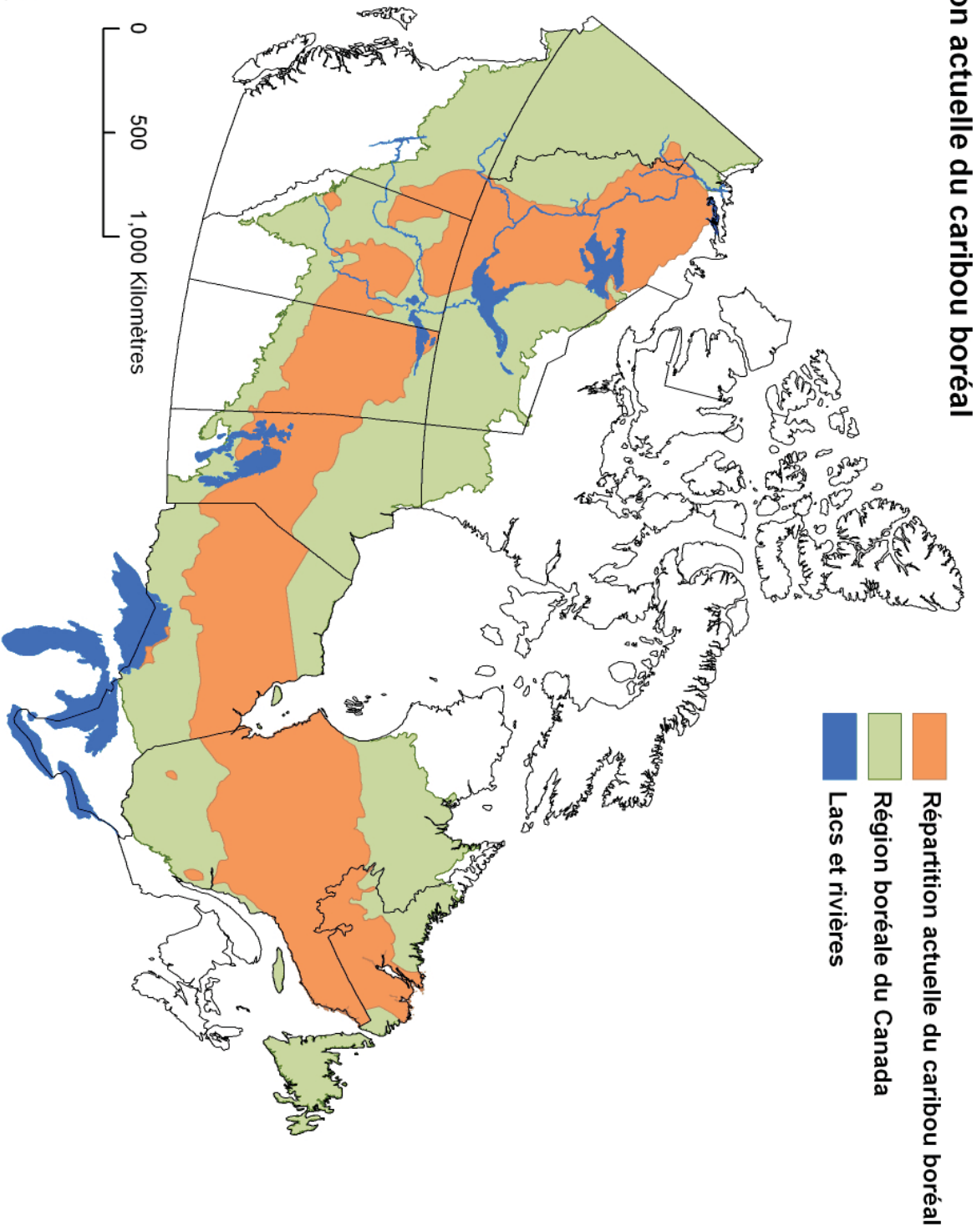


Figure 5 : La répartition actuelle du caribou boréal au Canada.



continue plus importante, où les échanges périodiques d'individus sont plus importants. Par contre, une population locale pourrait exister dans une grande répartition continue, où des échanges d'individus se produisent régulièrement.

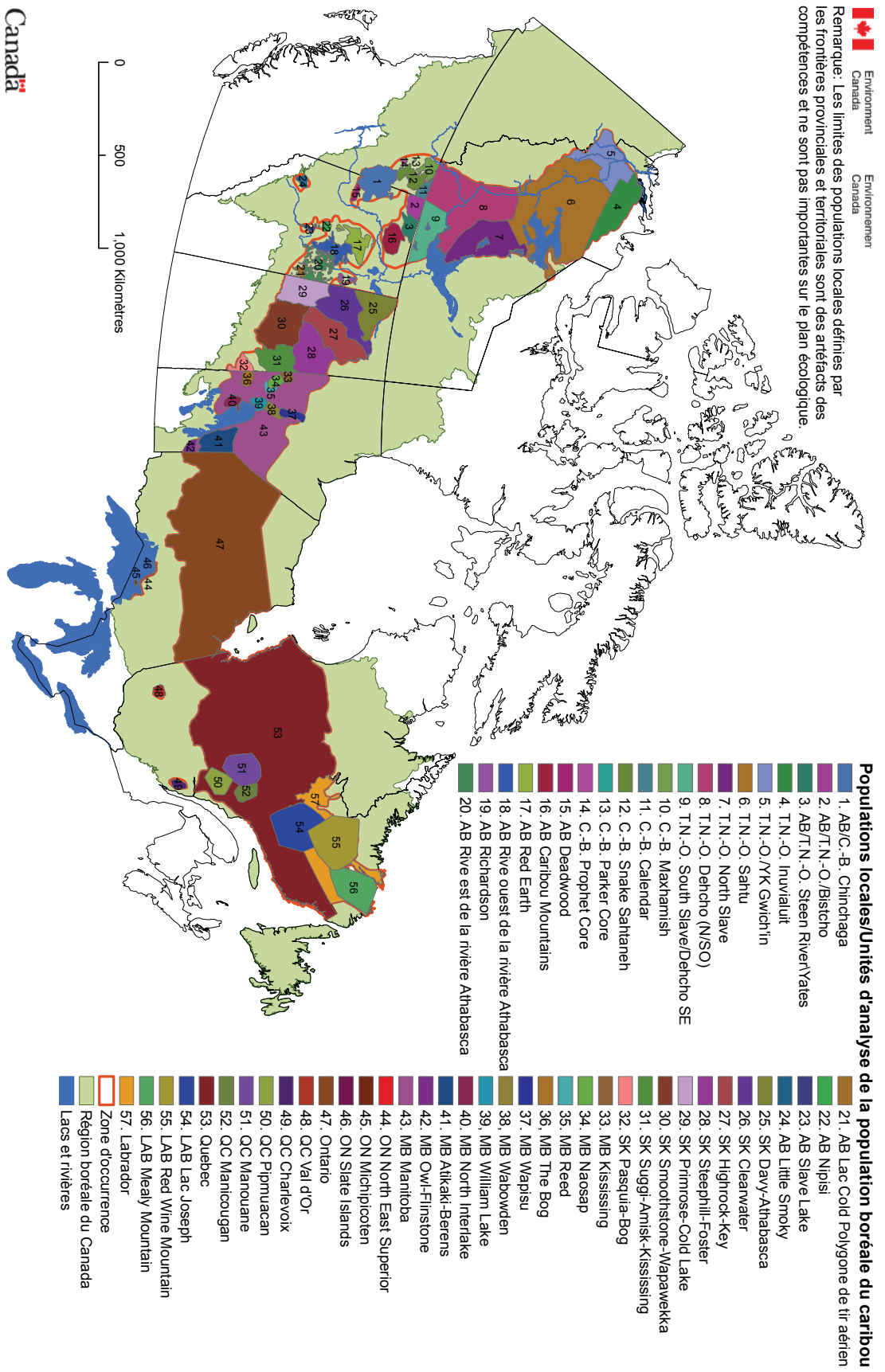
Trois tendances ont été reconnues relativement aux populations locales du caribou boréal :

- 1) Une population locale distincte avec des aires de répartition distinctes sur le plan spatial.
- 2) Plusieurs populations locales à l'intérieur d'une grande zone d'habitat relativement continu.
- 3) Une seule grande population locale dans une grande zone d'habitat relativement continu.

Les données sur les déplacements peuvent être utilisées pour déterminer les taux d'immigration et d'émigration, et pour évaluer les tendances en matière de population du caribou boréal (Bethke *et coll.*, 1996; McLoughlin *et coll.*, 2002). Toutefois, pour de nombreuses régions, les données couvrant une période adéquate à l'évaluation des taux d'immigration et d'émigration aux fins de détermination de la structure spatiale de la population sont insuffisantes. En l'absence de données suffisantes sur l'immigration et l'émigration, les données disponibles sur les déplacements des individus et celles tirées de relevés ainsi que le degré de séparation géographique de la zone d'occupation peuvent être utilisés pour suggérer la tendance de la population locale du caribou boréal qui est la plus plausible (voir Schaefer *et coll.*, 2001; Courtois *et coll.*, 2007). L'incertitude doit être traitée au moyen d'un Calendrier d'études et les ajustements qui en résultent doivent être apportés au fil du temps à la désignation de la population locale et à l'unité d'analyse associée.

Lorsque les limites géographiques naturelles ou la perturbation de l'habitat ont entraîné la formation de populations locales distinctes et que les limites de l'aire de répartition ont été délimitées selon les données sur les déplacements des individus et les données sur la dynamique de la forêt, la population locale qui en résulte et l'aire de répartition associée ont été désignées comme l'unité d'analyse aux fins de désignation de l'habitat essentiel.

Lorsque les populations locales de caribous ne sont pas restreintes par des limites géographiques naturelles ou la perturbation de l'habitat, qu'elles sont réparties sur de grandes zones d'habitat relativement continu et que les données sur les déplacements des individus ne sont pas disponibles, la délimitation de l'aire de répartition des populations locales est plus difficile. L'ébauche du Programme de rétablissement national (Environnement Canada, 2007) précise que l'objectif en matière de population et de répartition est de parvenir à des populations du caribou boréal qui sont autosuffisantes dans toute la répartition actuelle (zone d'occurrence) au Canada (voir la section 2.1.2). De ce fait, dans le cas des répartitions continues où les populations locales n'ont pas été déterminées, la zone d'occurrence a été considérée comme étant l'aire de répartition aux fins de la présente évaluation. Pour les futures évaluations, l'annexe 6.2 fournit des critères potentiels de subdivision des grandes zones d'habitat continu en aires de répartition de population locale selon les critères écologiques et



Remarque : Les limites des populations locales définies par les frontières provinciales et territoriales sont des artefacts des compétences et ne sont pas importantes sur le plan écologique.

Figure 6 : Populations locales du caribou boréal et unités d'analyses aux fins de désignation de l'habitat essentiel.



les données relatives aux déplacements ou celles tirées des relevés. Lorsque les études ont montré que de grandes zones d'habitat relativement continu étaient occupées par une seule population locale (plus de 10 % d'émigration et d'immigration entre les groupes d'individus), la zone d'occurrence peut être divisée en unités de sous-échantillonnage contiguës, afin de s'assurer que les conditions moyennes ne masquent pas la variation qui pourrait se produire dans l'aire de répartition.

Les aires de répartition de populations locales déterminées par les compétences ont été utilisées dans la présente application de l'Arbre de décision. La figure 6 indique les unités d'analyse qui en résultent. Plusieurs compétences ayant de grandes zones d'habitat continu n'ont pas encore terminé le processus de délimitation des populations locales et ont donc seulement fourni la zone d'occurrence du caribou boréal pour la zone de répartition continue qui se trouve au sein des limites de la compétence. La désignation des populations locales et l'aire de répartition associée au sein des grandes zones de répartition continues sont hautement prioritaires, comme cela est indiqué dans le Calendrier d'études. Une fois cette désignation terminée, l'habitat essentiel proposé pour ces unités doit être réévalué.

Parmi les 57 unités d'analyses reconnues qui ont été évaluées dans le présent rapport, 39 représentent des populations locales distinctes et sont appelées « populations locales » dans les figures et tableaux suivants. Parmi les unités d'analyse restantes, six unités dans les T.N.-O. résultaient de la subdivision d'une grande zone d'habitat relativement continu considérée occupée par une seule grande population en unités de gestion reconnues; huit unités en Saskatchewan représentent des populations locales multiples et des unités de gestion reconnues au sein d'une zone d'habitat relativement continu. Les quatre unités d'analyse restantes, qui se trouvent au Manitoba, en Ontario, au Québec et au Labrador, peuvent comprendre des populations locales multiples au sein d'une grande zone d'habitat relativement continu. En l'absence de populations locales ou unités d'analyse définies pour ces zones, la zone d'occurrence a été utilisée en tant qu'unité d'analyse.

2.6.3 Évaluation de la population et de l'habitat

Après avoir déterminé les populations locales ou unités d'analyse et les aires de répartition associées, l'étape suivante de l'Arbre de décision consistait à déterminer et à évaluer les critères mesurables de la situation de la population et de l'habitat pour chaque aire de répartition de la population locale. Le but du rétablissement (et l'objectif en matière de population) est de parvenir à des populations locales autosuffisantes, interprétées ici avec la probabilité de persistance. Trois critères mesurables liés à la probabilité de persistance ont été évalués :

Tendance de la population : elle indique si une population est autosuffisante sur une période de mesure relativement courte (environ 3 à 5 ans). Quatre catégories qualitatives ont été reconnues : Stable – À la hausse – À la baisse – Inconnue. Des renseignements sur la tendance des populations locales ont été fournis par les compétences à l'annexe 1 de l'ébauche du Programme de rétablissement national. Des mises à jour ont été sollicitées



dans le cadre du présent examen (voir l'annexe 6.8). L'élaboration de normes relatives à la mesure de ce critère est indiquée dans le Calendrier d'études.

Taille de la population : elle indique la capacité d'une population à résister aux événements stochastiques et à persister à long terme. Les résultats de l'analyse de la viabilité de la population (AVP) non spatiale ont été utilisés pour élaborer des lignes directrices empiriques concernant les catégories de taille liées à la probabilité de persistance (voir la section 2.6.4.2 Taille de la population et l'annexe 6.6). Trois catégories ont été reconnues dans cet examen : Très petite (< 50) – Petite (≥ 50 et ≤ 300) – Au-delà du niveau critique (> 300). Des renseignements sur la taille des populations locales ont été fournis par les compétences à l'annexe 1 de l'ébauche du Programme de rétablissement national. Des mises à jour ont été sollicitées dans le cadre du présent examen (voir l'annexe 6.8). L'élaboration de normes relatives à la mesure de ce critère est indiquée dans le Calendrier d'études.

Perturbation de l'aire de répartition : elle indique la capacité d'une aire de répartition à soutenir une population autosuffisante. Les résultats d'une méta-analyse de la démographie et de la perturbation de l'aire de répartition (voir l'annexe 6.5) ont été utilisés pour élaborer des catégories empiriques pour le pourcentage de la perturbation de l'aire de répartition totale (anthropique et par le feu) liée à la réponse démographique (voir la section 2.6.4.3 Perturbation de l'aire de répartition). Cinq catégories ont été reconnues dans cet examen : Très faible – Faible – Modérée – Élevée – Très élevée. Les renseignements sur la perturbation de l'aire de répartition totale des populations locales ont été mesurés à partir de sources de données indépendantes à l'échelle nationale qui sont cohérentes avec les méthodes appliquées dans la méta-analyse.

Des critères supplémentaires ont été pris en compte au cours de l'examen, en particulier les mesures de la condition de l'aire de répartition en plus de la perturbation. La quantité, la qualité et la répartition spatiale des composantes de l'habitat essentielles au caribou, tels que l'aire de répartition hivernale et estivale ainsi que les zones de mise bas et d'élevage influent également sur la capacité d'une aire de répartition à soutenir une population autosuffisante. Répartir la perturbation en composantes naturelles et anthropiques, selon le type, la gravité et la répartition relativement aux composantes de l'habitat pourrait également aider à peaufiner les évaluations. D'autres types de perturbation, qui ne peuvent pas être immédiatement extraits des cartes, peuvent également influencer sur la condition de l'aire de répartition. Toutefois, l'accès à des données immédiatement disponibles et standardisées sur lesquelles fonder une évaluation nationale constituait un facteur limitatif de l'examen actuel. L'élaboration d'un arbre de décision complet et des analyses associées est indiquée dans le Calendrier d'études. Des renseignements supplémentaires (c.-à-d. de nouvelles connaissances) peuvent également compléter la désignation de l'habitat essentiel au moyen du processus de gestion adaptative.

2.6.4 Détermination des catégories des critères d'évaluation

Les critères d'évaluation de la population et de l'habitat : tendance de la population, taille de la population et perturbation de l'aire de répartition représentent les trois sources de



données utilisées pour évaluer les aires de répartition de populations locales relativement à leur potentiel de soutien de populations autosuffisantes. Cette section décrit les méthodes utilisées pour déterminer les catégories des critères d'évaluation.

2.6.4.1 Tendances de la population

Les catégories reconnues de la tendance de la population qui ont été utilisées dans l'Arbre de décision et dans les analyses associées n'ont pas été rationalisées au-delà de l'interprétation littérale de la catégorie de la tendance. Par exemple, une population affichant une tendance à la baisse sur un intervalle de mesure donné n'est pas autosuffisante par définition et donc, a une faible probabilité de persistance étant donné la baisse continue. Par contre, une population stable ou à la hausse est, par définition, autosuffisante sur l'intervalle de mesure et a une probabilité modérée à élevée de persistance étant donné la stabilité ou la croissance continue. Lorsque la tendance a été classée dans la catégorie « Inconnue », il a été considéré que la population avait une probabilité égale d'autosuffisance ou non et qu'elle pouvait donc persister ou non (tableau 1)

Tableau 1 : Catégories de la tendance de la population avec les valeurs correspondantes relativement à la croissance de la population et à la probabilité de persistance attribuée.

Catégorie de la tendance	Lambda (λ)	Prob. Persistance
À la baisse	$\leq 0,98$	0,1
Stable	0,99 à 1,01	0,7
À la hausse	$> 1,01$	0,9
Inconnue	-----	0,5

2.6.4.2 Taille de la population

Les petites populations ont un risque élevé d'extinction, en raison de la stochasticité démographique, des effets d'Allee, et de l'émigration (Levins, 1970; Shafer et Samson, 1985). La situation est exacerbée lorsque les populations deviennent isolées (Harris, 1984; Belovsky *et coll.*, 1994), comme c'est le cas pour la plupart des petites populations de caribous du Canada, en raison de la diminution d'origine anthropique de l'aire de répartition.

L'analyse de la viabilité de la population non spatiale (AVP; annexe 6.6) suggérait que, dans le cadre de bonnes conditions démographiques (c.-à-d. le taux de survie relativement élevé de la femelle adulte et du faon, le scénario 75e centile, tableau 1), une population de 50 individus avait plus ou moins 10 % de risque de quasi-extinction dans les 100 ans, définie comme la probabilité de déclin jusqu'à une taille de population de 10 individus ou moins (figure 7). Cette analyse suggérait par ailleurs qu'une population de 300 individus avec un taux de survie moyen des faons et des femelles adultes (MEMM, tableau 1) avait une probabilité de quasi-extinction de 10 %. Finalement, les grandes populations (≥ 300) avaient une probabilité élevée de persistance dans le cadre de conditions démographiques favorables; toutefois, aucune taille de population n'était suffisante pour amortir les mauvaises conditions démographiques (un faible taux de survie des faons, un taux de survie moyen des femelles adultes; FEMM, tableau 2; figure 7).



Tableau 2 : Valeurs des paramètres utilisés dans les scénarios pour évaluer les seuils de la taille de la population du caribou boréal aux fins d'évaluation de la population et de désignation de l'habitat essentiel, en fonction de la survie (S) des femelles adultes et des faons, et de la variation (CV = coefficient de variation).

Scénario	Description du scénario	Survie des faons (S_{faon})	CV ¹ de la survie des faons $CV S_{faon}$	Survie des femelles adultes (S_{ad})	CV de la survie des femelles adultes ($CV S_{ad}$)
FEMM	S_{faon} faible; $CV S_{faon}$ élevé; S_{ad} moyenne; $CV S_{ad}$ moyen	0,17	64%	0,85	8%
MHMM	S_{faon} moyenne; $CV S_{faon}$ élevé; S_{ad} moyenne; $CV S_{ad}$ moyen	0,38	64%	0,85	8%
75 ^e centile	75 ^e c_ S_{faon} , 75 ^e c_ $CV S_{faon}$; 75 ^e c_ S_{ad} , 75 ^e c_ $CV S_{ad}$	0,44	51%	0,88	15%

¹ Coefficient de variation

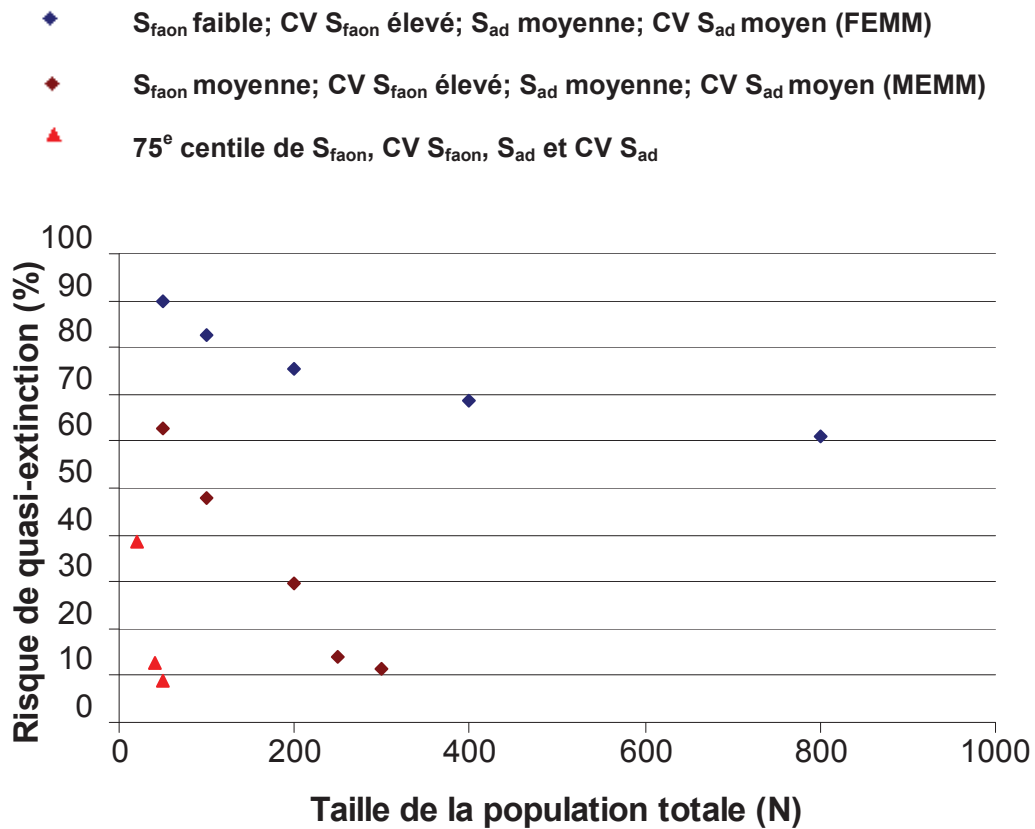


Figure 7 : L'effet de la taille de la population sur le risque de quasi-extinction dans le cadre de divers taux de survie des femelles adultes et des faons appartenant au caribou boréal. La quasi-extinction est définie comme le risque que la population diminue pour atteindre 10 individus ou moins en 100 ans.



Même si certaines petites populations peuvent persister pendant de longues périodes et même croître selon les conditions de l'aire de répartition (p. ex. Krausman *et coll.*, 1993; Wehausen, 1999), on convient de manière générale qu'elles ont habituellement besoin d'interventions de gestion spéciales pour le faire (Krausman et Leopold, 1986; Krausman *et coll.*, 1993; Wehausen, 1999). Par ailleurs, il y a habituellement une longue période (deux décennies ou plus) entre le déclin d'une population au-dessous du seuil critique et sa disparition éventuelle (Tillman *et coll.*, 1994; Vors *et coll.*, 2007), et la période pour laquelle les données sur les tendances relatives aux populations de caribous sont disponibles est souvent plus courte que la période de probabilité associée avec la perturbation de l'aire de répartition la plus probable dans le cadre des conditions naturelles (p. ex. le feu).

Par conséquent, la composante d'évaluation de la population de la désignation de l'habitat essentiel reconnaissait que de très petites populations (< 50) étaient vulnérables aux événements et phénomènes stochastiques, ce qui entraîne une probabilité de persistance particulièrement faible, alors que les populations locales de 50 à 300 caribous sont moins vulnérables, mais ont toujours un risque de quasi-extinction, et que les populations supérieures de plus de 300 caribous peuvent persister indéfiniment lorsque les conditions de l'aire de répartition soutiennent un taux de survie moyen des femelles adultes et des faons. Toutefois, aucune taille de population ne peut amortir les mauvaises conditions démographiques. Trois catégories avec les tailles de population et les probabilités de persistance correspondantes ont donc été prises en compte dans cette composante de l'évaluation de la population (tableau 3).

Tableau 3 : Les catégories relatives à la taille de la population sont définies à partir de l'analyse de la viabilité de la population non spatiale (annexe 6.6) avec les tailles de population et la probabilité de persistance correspondantes.

Catégorie de la population	Taille de la population	Probabilité de persistance
Très petite	< 50	0,1
Petite	50 - 300	0,3
Au-delà du niveau critique	> 300	0,5 / 0,9*
Inconnue	-----	0,5

* À la baisse ou Inconnue, $p = 0,5$; mauvaises conditions démographiques ou de référence
Stable ou À la hausse, $p = 0,9$

Étant donné que l'AVP ne comprenait ni la sénescence (c.-à-d. pas de contraintes relativement à l'âge de reproduction maximal et à l'âge maximal) ni les sources importantes de stochasticité environnementale, telles celles causées par les incendies, les seuils relatifs à la taille de la population pourraient être considérés comme libéraux (c.-à-d. conférant une probabilité supérieure de persistance à celle qui peut avoir lieu). Toutefois, l'AVP a également uniquement modélisé des populations seules, fermées (c.-à-d. pas d'immigration ou d'émigration). Ceci est une supposition raisonnable pour les très petites populations et pour les petites populations distinctes. Cependant, lorsqu'il existe un potentiel d'immigration, le risque d'extinction peut être modéré par l'immigration de source.



2.6.4.3 Perturbation de l'aire de répartition

La méta-analyse nationale de la démographie du caribou et de la perturbation de l'aire de répartition (annexe 6.5) a révélé une relation négative entre le taux de recrutement – reflété dans le ratio faons-femelles adultes dans les relevés de la population de la fin de l'hiver – et le niveau de perturbation de l'aire de répartition. Le pourcentage de l'aire de répartition perturbée par une mesure non recoupée de la zone totale brûlée et perturbée par des activités anthropiques expliquait les 61 % de variation des taux de recrutement moyens des 24 populations du caribou boréal. Pour que les populations de caribous soient autosuffisantes, les taux de croissance de la population doivent être stables ou à la hausse. Le taux de croissance de la population (λ) dépend du recrutement (R) et de la survie des adultes (S), de façon telle que $\lambda = S / (1 - R)$ (adapté de Hatter et Bergerud, 1991). Ainsi, pour que λ soit $\geq 1,0$ (stable ou à la hausse), R doit être $\geq S$.

L'AVP non spatiale a indiqué un taux de survie des femelles annuel moyen de 85 %, selon un examen des études sur le caribou boréal dans tout le Canada. Avec ce taux de survie des femelles adultes, un taux de recrutement de 15 % de faons femelles dans la population totale est nécessaire pour obtenir une population stable, soit $\lambda = 1,0$, ce qui est interprété ici comme la condition nécessaire pour une population autosuffisante ou persistante. Pour atteindre les 15 % de faons femelles dans une population totale de 100 individus, en supposant un ratio égal quant au sexe des faons, 14 % d'individus âgés d'un an dans la population, une estimation de 61 % de femelles dans la population adulte et un taux moyen de parturition de 0,76 (le pourcentage d'individus âgés d'un an, le ratio relatif au sexe des adultes et le taux de parturition de l'AVP non spatiale, voir l'annexe 6.6), un taux de recrutement minimal de 28,9 faons pour 100 femelles est requis. L'AVP non spatiale suggérait une probabilité positive de persistance de la population au-delà de cette valeur, dans le cadre d'un scénario de survie des femelles modérée et une taille de population au-delà du niveau critique (> 300 individus). Bergerud (1992) a également indiqué qu'un ratio de 27,7 faons pour 100 femelles adultes entraînait une valeur λ de 1 selon 32 déterminations (les années de relevés de la population) de hardes de caribou des toundras et de caribou des bois. En clair, la cible de 15 % et le ratio faon/femelle adulte associé conviennent en fonction de la survie réelle des femelles adultes dans une population donnée. Toutefois, le taux ou le seuil de recrutement minimal de 28,9 faons pour 100 femelles fournissait une ligne directrice pour l'évaluation de la probabilité de persistance (c.-à-d. la capacité de l'aire de répartition à soutenir une population autosuffisante) des populations locales associées aux divers niveaux de perturbation de l'aire de répartition, aux fins d'utilisation dans la composante d'évaluation de l'habitat de l'Arbre de décision.

Les résultats de la méta-analyse ont été extrapolés pour prévoir la probabilité de persistance à différents niveaux de perturbation de l'aire de répartition totale pour les populations locales individuelles. Pour ce faire, il était nécessaire de prendre en compte l'incertitude de la réponse mesurée (la relation empirique estimée selon les populations faisant l'objet de l'échantillon) et la réponse prévue (la valeur attendue pour une nouvelle observation). L'incertitude de la réponse prévue doit être incluse si l'intervalle utilisé pour résumer le résultat de la prévision doit contenir la nouvelle observation avec la confiance précise. Comme avec les intervalles de confiance conventionnels, qui quantifient la certitude liée à la relation empirique estimée, un

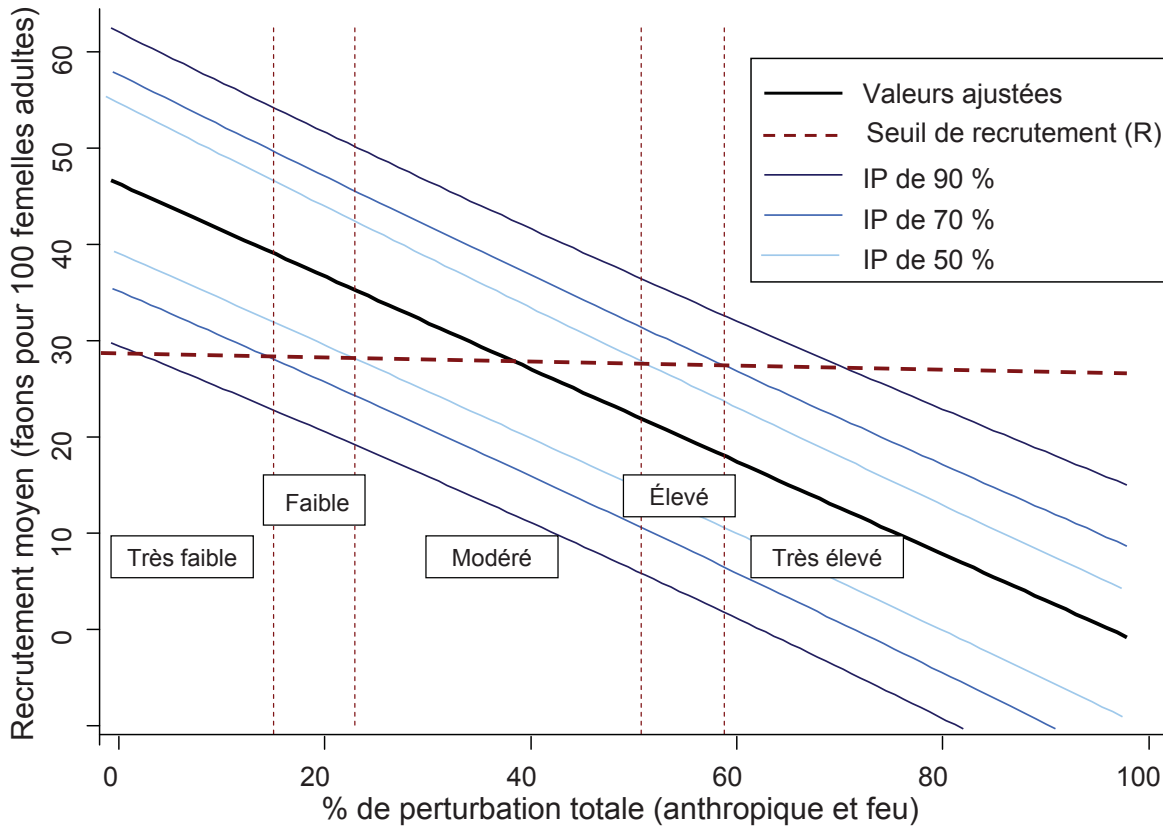


Figure 8 : Les catégories de perturbation élaborées à partir des intervalles de prévision (IP) concernant la relation entre la perturbation de l'aire de répartition totale et le recrutement du caribou boréal, fondée sur un seuil de recrutement de 28,9 faons pour 100 femelles adultes (15 % de faons dans la population totale).

intervalle probabiliste est utilisé lorsque l'on prédit une nouvelle observation. Pour différencier les types de prévision, ces dernières probabilités sont néanmoins appelées des intervalles de prévision. Les intervalles de prévision liés à la valeur du seuil de recrutement de 28,9 faons pour 100 femelles adultes ont été utilisés pour élaborer les catégories de perturbation utilisées dans l'évaluation de l'habitat (figure 8).

Tableau 4 : Catégories de perturbation élaborées à partir de la méta-analyse de la démographie des caribous et de la perturbation de l'aire de répartition (annexe 6.5), avec les valeurs correspondantes relativement à la perturbation totale (le pourcentage anthropique et causé par le feu) et à la probabilité de persistance, selon le seuil de recrutement de 28,9 faons pour 100 femelles adultes pour une population stable.

Catégorie de perturbation	Perturbation totale	Probabilité de persistance
Très faible	≤ 15 %	0,9
Faible	16 - 23 %	0,7
Modérée	24 - 49 %	0,5
Élevée	50 - 58 %	0,3
Très élevée	≥ 59 %	0,1



Les limites inférieures et supérieures des intervalles de prévision de 50 %, de 70 % et de 90 % définissaient cinq catégories de perturbation : Très faible – Faible – Modérée – Élevée – Très élevée, correspondant à des valeurs de perturbation totale associées à différents niveaux de probabilité de persistance (tableau 4).

Même si la perturbation totale a été utilisée pour évaluer la catégorie de perturbation aux fins d'attribution de la probabilité de persistance, les résultats de la méta-analyse indiquaient que la majeure partie de la variation expliquée relativement au recrutement était attribuée à la composante anthropique de la mesure de la perturbation totale. Ainsi, lorsque la perturbation totale est modérée ou supérieure, mais que la majeure partie de la perturbation est liée au feu, il se pourrait que l'aire de répartition de la population locale puisse soutenir une probabilité de persistance supérieure à celle suggérée par la mesure composite.

2.6.5 Probabilités intégrées attribuées aux aires de répartition de populations locales

Une fois que les catégories des critères d'évaluation individuels ont été attribuées aux populations locales du caribou boréal, l'étape suivante de l'Arbre de décision intégrait ces critères pour attribuer une probabilité relative de persistance de la population à chaque aire de répartition de la population locale. Les autres hypothèses ou résultats évalués au niveau de la population locale étaient les suivants :

A_{NAS} (aire de répartition non autosuffisante) : Les conditions ou l'étendue de l'aire de répartition actuelle ne conviennent pas pour soutenir une population autosuffisante; la probabilité de persistance est faible.

A_{AS} (aire de répartition autosuffisante) : Les conditions et l'étendue de l'aire de répartition actuelle conviennent pour soutenir une population autosuffisante; la probabilité de persistance est modérée à élevée.

L'Arbre de décision fournissait un moyen systématique d'évaluer la probabilité de persistance d'une population locale à partir de la catégorie observée pour la tendance de la population, la taille de la population et la perturbation de l'aire de répartition. Que les catégories des trois critères soient connues ou inconnues, une probabilité « *a priori* » a été attribuée à chaque critère pour exprimer les données quantitatives disponibles et les renseignements scientifiques publiés. Une probabilité *a priori*, qui varie entre 0 et 1 est la probabilité déduite qu'une hypothèse soit correcte ou la plausibilité d'un résultat étant donné les connaissances incomplètes. Lorsqu'une catégorie est inconnue, une probabilité de référence *a priori* est attribuée. Ceci est fonctionnellement équivalent à la probabilité déduite d'autres hypothèses ou à une plausibilité égale des différents résultats.

L'attribution de probabilités *a priori* aux catégories possibles de chaque critère se fondait sur la probabilité de persistance déduite (la tendance de la population), sur la répartition statistique des résultats de simulation directement liés à la probabilité de persistance (la taille de la population) et sur une combinaison de mesure et d'incertitude de la prévision à partir des



propriétés statistiques de la relation recrutement et perturbation (la perturbation de l'aire de répartition). La détermination des catégories a été décrite dans la section précédente (2.6.4). L'attribution de probabilités *a priori* reflète la probabilité d'une catégorie observée soutenant une population locale autosuffisante (AS), étant donné les renseignements disponibles.

Un tableau de probabilité conditionnelle a été généré pour l'ensemble des catégories de critère, en faisant la moyenne des probabilités *a priori* individuelles ou marginales pour parvenir à attribuer une probabilité *a priori* intégrée à chaque ensemble de combinaison (tableau 5). Les probabilités *a priori* intégrées représentent la probabilité *a priori* pour les hypothèses A_{NAS} et A_{AS} . La variable ASfA (la probabilité qu'une population locale soit autosuffisante dans les conditions de l'aire de répartition actuelle) est continue de 0 à 1, les valeurs inférieures ou égales à 0,4 indiquant que les données soutiennent une A_{NAS} , la valeur 0,5 indiquant que la probabilité d' A_{NAS} et d' A_{AS} est égale (des conditions particulières sont évaluées pour aider à l'interprétation), et les valeurs supérieures ou égales à 0,6 soutenant une A_{AS} .

Tableau 5 : Exemple d'une partie d'un tableau de probabilité conditionnelle pour l'ensemble des catégories de critères avec les probabilités *a priori* intégrées attribuées. ASfA est la probabilité qu'une population locale soit autosuffisante étant donné les conditions de l'aire de répartition actuelle et de la population (voir l'annexe 6.8 pour consulter le tableau complet).

Tendance		Taille		Perturbation		ASfA	Évaluation de l'aire de répartition
À la baisse	0,1	Très petite	0,1	Très élevée	0,1	0,1	A_{NAS}
				Élevée	0,3	0,2	A_{NAS}
				Modérée	0,5	0,2	A_{NAS}
				Faible	0,7	0,3	A_{NAS}
				Très faible	0,9	0,4	A_{NAS}
Stable	0,7	Petite	0,3	Très élevée	0,1	0,4	A_{NAS}
				Élevée	0,3	0,4	A_{NAS}
				Modérée	0,5	0,5	A_{AS}/A_{NAS}
				Faible	0,7	0,6	A_{AS}
				Très faible	0,9	0,6	A_{AS}
À la hausse	0,9	Au-delà du niveau critique	0,9	Très élevée	0,1	0,6	A_{AS}
				Élevée	0,3	0,7	A_{AS}
				Modérée	0,5	0,8	A_{AS}
				Faible	0,7	0,8	A_{AS}
				Très faible	0,9	0,9	A_{AS}



L'évaluation intégrée avait pour résultat l'attribution d'un résultat probabiliste à chaque population locale ou unité d'analyse, selon les données étayant la conclusion que la population était autosuffisante ou non, selon les conditions et l'étendue de l'aire de répartition actuelle.

2.6.6 Désignation proposée pour l'habitat essentiel

L'étape finale de l'Arbre de décision consiste à proposer une désignation pour l'habitat essentiel, selon la probabilité que l'aire de répartition actuelle soutienne une population locale autosuffisante (voir la section 2.6.5). La désignation de l'habitat essentiel est exprimée relativement à la condition et à l'étendue de l'aire de répartition actuelle de chaque population locale ou unité d'analyse. La condition et l'étendue déterminent les attributs fonctionnels de l'aire de répartition. Pour ce qui est de l'habitat essentiel, trois résultats ont été envisagés selon l'interprétation des probabilités intégrées et individuelles attribuées ainsi que les données associées indiquant que l'aire de répartition est autosuffisante (A_{AS}) ou non (A_{NAS}). Les résultats étaient les suivants :

- *Aire de répartition actuelle* – La condition et l'étendue de l'aire de répartition actuelle sont requises pour maintenir le potentiel de population autosuffisante.
- *Aire de répartition actuelle et résilience potentielle* – La condition et l'étendue de l'aire de répartition actuelle peuvent suffire à absorber la perturbation supplémentaire, tout en maintenant la capacité à soutenir une population autosuffisante.
- *Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions* – La condition ou l'étendue de l'aire de répartition actuelle devraient être améliorées pour restaurer le potentiel de soutien d'une population autosuffisante.

Les règles de décision suivantes ont été appliquées dans le cadre de la désignation proposée pour l'habitat essentiel pour chaque population locale ou unité d'analyse.

- **L'aire de répartition était autosuffisante (A_{AS}) selon les données de l'évaluation intégrée ($p \geq 0,6$) :**
 - Si les populations locales ou unités d'analyses étaient définies et que les catégories de tous les critères étaient connues, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle et résilience potentielle ».**
 - Si les populations locales ou les unités d'analyse n'étaient pas définies pour les grandes zones d'habitat continu ou si les deux critères relatifs à la population (la tendance et la taille) étaient inconnus, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle »**, avec une note indiquant que la délimitation de la population ou les données sur la population étaient nécessaires pour que la résilience potentielle puisse être évaluée.
 - Si la tendance de la population était inconnue et que la taille de la population était petite ou très petite, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle »**, avec une remarque demandant de traiter les lacunes en matière de données.



- Si la tendance de la population était inconnue et que la taille de la population était au-delà du niveau critique, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle et résilience potentielle »**, avec une remarque demandant de traiter les lacunes en matière de données.
- **L'aire de répartition n'était pas autosuffisante (A_{NAS}) selon les données de l'évaluation intégrée ($p \leq 0,4$) :**
 - Si le niveau de perturbation totale était très faible ou faible, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle »**, avec une remarque demandant d'examiner les autres mesures de la condition de l'habitat et les stressseurs qui ne sont pas liés à l'habitat, et de prendre en compte l'étendue de l'aire de répartition, au besoin.
 - Si le niveau de perturbation totale était modéré, élevé ou très élevé et que la tendance était stable, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle »**, avec une remarque demandant d'assurer un étroit suivi de la tendance.
 - Si le niveau de la perturbation totale était modéré, élevé ou très élevé et que la tendance de la population était à la baisse, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions »**.
 - Si la tendance de la population était inconnue et que la perturbation totale était modérée ou que la perturbation totale était élevée ou très élevée avec une composante de perturbation anthropique faible ou très faible, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle »**, avec une remarque demandant de traiter les lacunes en matière de données.
 - Si la tendance de la population était inconnue et que la perturbation totale était élevée ou très élevée avec une composante anthropique modérée ou plus, **la désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions »**, avec une remarque demandant de traiter les lacunes en matière de données.
- **Lorsque l'aire de répartition était (A_{AS}/A_{NAS}) selon les données équivalentes de l'évaluation intégrée ($p = 0,5$) :**
 - La désignation proposée pour l'habitat essentiel était « Aire de répartition actuelle ».
 - Si un critère de l'évaluation intégrée ou plus était inconnu, il était demandé de traiter les lacunes en matière de renseignements.
 - Si les catégories de tous les critères étaient connues, la situation était considérée comme marginale et un étroit suivi de la situation était recommandé.

Lorsque la désignation proposée pour l'habitat essentiel est « Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions » ou « Aire de répartition actuelle et résilience potentielle », cela ne signifie pas que l'habitat essentiel est inconnu ou non désignable. Cela signifie plutôt que, selon la méthodologie actuelle, les suppositions et les données associées utilisées,



l'habitat essentiel proposé est l'« Aire de répartition actuelle » et que les considérations supplémentaires nécessaires pour peaufiner l'évaluation sont indiquées. En fin de compte, pour respecter toutes les exigences de « l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement » (LEP, paragraphe 2(1)), l'amélioration des conditions ou l'augmentation de l'étendue peuvent être requises (Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions) ou l'« Aire de répartition actuelle » pourrait absorber la perturbation supplémentaire, sans compromettre la persistance de la population locale (Aire de répartition actuelle et résilience potentielle).





3.0 RÉSULTATS

3.1 Désignation proposée pour l'habitat essentiel des populations locales du caribou boréal au Canada

Le résultat de l'application de l'Arbre de décision est décrit au tableau 6. Selon cet examen scientifique, les désignations proposées pour l'habitat essentiel sont décrites pour chaque population locale par « Aire de répartition actuelle », « Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions » ou « Aire de répartition actuelle et résilience potentielle », selon la probabilité intégrée attribuée (section 2.6.5) et l'application des règles de décision (section 2.6.6). La colonne des remarques fournit des explications et des considérations pour chaque population locale. Ces notes pourraient être complétées par les renseignements supplémentaires disponibles auprès des compétences. Au moment de cette évaluation, des renseignements limités étaient disponibles relativement à la population locale et, aux fins de cohérence, les résultats présentés dans la présente évaluation comprenaient uniquement les renseignements disponibles pour toutes les populations. Une description générale des composantes de l'habitat essentiel à étudier au sein des aires de répartition de populations locales se trouve dans la Description de l'habitat (annexe 6.3) et est référencée dans le tableau 6 par écozones et écorégions pertinentes à chaque population locale.

L'application du Cadre de désignation de l'habitat essentiel de chaque population locale ou unité d'analyse se fondait sur les renseignements les plus récents disponibles fournis par les compétences aux fins de délimitation des populations locales ou unités d'analyse (lorsqu'elles ont été définies) ainsi que sur les données sur la tendance et la taille de la population. Les données sur la perturbation ont été élaborées à l'aide d'une méthode uniforme à l'échelle nationale dans le cadre de l'examen scientifique. L'examen scientifique ne comprenait pas d'évaluation de la qualité des données pour les données fournies par les compétences, bien que l'annexe 6.9 fournisse une indication du niveau de confiance fourni par les compétences. Il n'existe pas de critères et de méthodes nationales normalisées pour les évaluations de populations du caribou boréal et ils ont fait l'objet d'une recommandation dans le Calendrier d'études (section 4.4, tableau 7), sous forme d'activités visant à améliorer la comparabilité relative à la production de rapports.



Tableau 6 : Désignation proposée pour l'habitat essentiel, selon la population locale ou l'unité d'analyse, pour le caribou boréal au sein de sa répartition actuelle au Canada.

¹ Les populations locales renvoient aux 57 unités d'analyse reconnues évaluées dans le présent rapport; 39 représentent des populations locales distinctes, six unités dans les T.N.-O. résultaient de la subdivision d'une grande zone d'habitat relativement continu considérée occupée par une seule grande population en des unités de gestion reconnues; huit unités en Saskatchewan représentent des populations locales multiples et des unités de gestion reconnues au sein d'une zone d'habitat relativement continu. Les quatre unités d'analyse restantes, qui se trouvent au Manitoba, en Ontario, au Québec et au Labrador, peuvent comprendre des populations locales multiples au sein d'une grande zone d'habitat relativement continu. En l'absence de populations locales ou d'unités d'analyse définies pour ces zones, la zone d'occurrence était l'unité d'analyse.

² Données : voir l'annexe 6.9 pour connaître la source et la qualité des données utilisées dans l'évaluation de la population; les sources des données sur la perturbation sont décrites à l'annexe 6.5.

³ Évaluation de l'aire de répartition : A_{AS} = Aire de répartition autosuffisante; A_{NAS} = Aire de répartition non autosuffisante; A_{AS}/A_{NAS} = Aire de répartition autosuffisante/Aire de répartition non autosuffisante (voir la section 2.6.5)

N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion
		Tendance de la population		Taille de la population		Perturbation de l'aire de répartition											
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie	Probabilité individuelle					
1	AB/C.-B. Chinchaga	Baisse rapide/ Baisse présumée	A la baisse	0,1	250-300	Petite	0,3	10,9	58,5	62,8	Très élevée	0,1	A_{NAS}	Population transfrontalière AB/C.-B. Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la PL qui baisse rapidement et qui est petite ainsi que la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 58 % suggère qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4, 9	64, 66, 137, 138
2	AB/T.N.-O. Bistcho	Baisse présumée	A la baisse	0,1	300	Petite	0,3	24,3	40,1	57,5	Élevée	0,3	A_{NAS}	Population transfrontalière AB/T.N.-O. Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population qui est présumée en baisse et petite ainsi que la perturbation totale élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 40 % suggère qu'il faut améliorer les conditions. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4	64, 65



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

N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ²	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Écozone	Écoregion	
		Tendance de la population			Taille de la population				Perturbation de l'aire de répartition									
		Indiquée dans le rapport ³	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ³	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie	Probabilité Individuelle						
3	AB/T.N.-O. Steen River \ Yates	Inconnue	Inconnue	0,5	300	Petite	0,3	29,6	32,2	57,0	Élevée	0,3	0,4	A _{NAS}	Unité d'analyse transfrontalière AB/T.N.-O. Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la taille de la population au-dessous du niveau critique ainsi que la perturbation totale élevée. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4	64, 65
4	T.N.-O. Inuvialuit	Inconnue	Inconnue	0,5	Inconnue	Inconnue	0,5	2,5	0,6	3,1	Très faible	0,9	0,6	A _{AS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante étant donné la très faible perturbation totale. Il faut des données sur la tendance et sur la taille de la population pour pouvoir évaluer la résilience potentielle.	Aire de répartition actuelle	3, 4	33, 34, 35, 37, 50, 52
5	T.N.-O./YK Gwich'in	Hausse	À la hausse	0,9	500	Au-delà du niveau critique	0,9	30,1	7,5	36,0	Moderée	0,5	0,8	A _{AS}	Population transfrontalière T.N.-O./YK. Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante avec une résilience potentielle étant donné la tendance à la hausse, la taille de la population au-delà du niveau critique et la perturbation totale modérée, surtout causée par le feu.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	3, 4, 11	33, 35, 50, 51, 52, 53, 165, 170



N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Évaluation de l'aire de répartition ²	Probabilité Intégrée (P)	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
6	T.N.-O. Sahtu	Inconnue	Inconnue	0,5	2000	Au-delà du niveau critique	0,5	20,4	4,6	23,4	0,7	0,6	A _{AS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante avec une résilience potentielle étant donné la forte population et la faible perturbation totale. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	3, 4, 5, 11	35, 36, 37, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 68, 170					
7	T.N.-O. North Slave	Inconnue	Inconnue	0,5	700	Au-delà du niveau critique	0,5	36,0	1,2	36,9	0,5	0,5	A _{AS} /A _{NAS}	Les données équivalentes indiquent que l'aire de répartition actuelle peut être ou ne pas être autosuffisante étant donné la taille importante de la population et la perturbation totale modérée, mais la tendance est inconnue. Perturbation anthropique très faible. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	4, 5	52, 59, 60, 63, 68, 69					
8	T.N.-O. Dehcho (N/SO)	Baisse probable	À la baisse	0,1	2000	Au-delà du niveau critique	0,5	28,2	17,7	43,3	0,5	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la baisse présumée et la perturbation totale modérée. La perturbation anthropique est faible. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4, 12	51, 55, 56, 58, 59, 60, 62, 63, 64, 65, 66, 182					



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

N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
9	T.N.-O. South Slave/ SE Déhcho	Baisse probable	À la baisse	0,1	Indiquée dans le rapport ²	Au-delà du niveau critique	0,5	34,6	16,0	46,7	Moderée	0,5	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas auto-suffisante étant donné la baisse présumée et la perturbation totale modérée. La perturbation anthropique est faible. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4, 9	64, 65, 136				
10	C.-B. Maxhamish	Inconnue	Inconnue	0,5	306	Au-delà du niveau critique	0,5	1,0	45,9	46,4	Moderée	0,5	0,5	A _{NAS} /A _{NAS}	Les données équivalentes indiquent que l'aire de répartition actuelle peut être ou ne pas être auto-suffisante étant donné la tendance inconnue, la forte population et la perturbation totale modérée. La perturbation totale se trouve à l'extrémité supérieure de la classe modérée, avec 46 % de perturbation anthropique. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	4	64, 65				
11	C.-B. Calendar	Inconnue	Inconnue	0,5	291	Petite	0,3	9,4	47,4	52,2	Élevée	0,3	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas auto-suffisante étant donné la petite population et la perturbation totale élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 47 % suggère qu'il faut améliorer les conditions. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4	64, 65				



N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité Intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion
		Tendance de la population			Taille de la population			Perturbation de l'aire de répartition									
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie						
12	C.-B. Snake Sahtaneh	Baisse	À la baisse	0,1	365	Au-delà du niveau critique	0,5	14,2	56,3	63,1	Très élevée	0,1	ANAS	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la tendance à la baisse et la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 56 % suggère qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4	64, 65
13	C.-B. Parker Core	Inconnue	Inconnue	0,5	24	Très petite	0,1	0,5	31,1	34,6	Moderée	0,5	ANAS	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la très petite population et la perturbation anthropique totale modérée à 31 %. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	4	64
14	C.-B. Prophet Core	Inconnue	Inconnue	0,5	54	Petite	0,3	0,2	71,8	71,9	Très élevée	0,1	ANAS	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 71 % indique qu'il faut améliorer les conditions. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4	64



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

N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Ecartement	Ecozone	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecartement		
		Tendance de la population			Taille de la population			Perturbation de l'aire de répartition								Probabilité intégrée (P)	Evaluation de l'aire de répartition
Indiquée dans le rapport	Catégorie	Probabilité individuelle	Indiquée dans le rapport	Catégorie	Probabilité individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie	Probabilité individuelle							
15	AB Deadwood	Baisse présumée	À la baisse	0,1	40	Très petite	0,1	10,3	63,1	66,5	Très élevée	0,1	A _{NAS}	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la baisse présumée, la très petite population ainsi que la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 63 % suggère qu'il faut améliorer les conditions. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	137, 138
16	AB Caribou Mountains	Baisse rapide (λ = 0,92)	À la baisse	0,1	400-500	Au-delà du niveau critique	0,5	43,8	24,0	54,7	Élevée	0,3	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la baisse rapide et la perturbation totale élevée.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	4, 9	64, 65, 138
17	AB Red Earth	Baisse rapide (λ = 0,94)	À la baisse	0,1	250-350	Petite	0,3	28,8	39,0	58,6	Élevée	0,3	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la baisse de la PL et la perturbation anthropique élevée à 39 % suggère qu'il faut potentiellement améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	136, 139, 142
18	AB Rive ouest de la rivière Athabasca	Baisse (λ = 0,99)	À la baisse	0,1	300-400	Au-delà du niveau critique	0,5	4,1	42,7	44,8	Moderée	0,5	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la tendance à la baisse et la perturbation totale modérée. La perturbation anthropique s'élevant à 43 % suggère qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	139, 142



N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité Intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition	REMARQUES	Désignation proposée pour l'habitat essentiel	Écozone	Écoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
19	AB Richardson	Inconnue	Inconnue	0,5	<100	Petite	0,3	19,7	19,9	37,1	Modérée	0,5	0,4	A _{NMS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale modérée. La perturbation anthropique est faible. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	9	136, 139				
20	AB Rive est de la rivière Athabasca	Baisse (λ = 0,95)	À la baisse	0,1	150-250	Petite	0,3	26,5	49,5	61,9	Très élevée	0,1	0,2	A _{NMS}	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population qui est petite et en baisse ainsi que la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 49 % suggère qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	139, 142, 149				
21	AB Lac Cold Polygone de tir aérien	Baisse rapide (λ = 0,93)	À la baisse	0,1	100-150	Petite	0,3	35,0	45,7	65,9	Très élevée	0,1	0,2	A _{NMS}	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population qui est petite et en baisse ainsi que la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 46 % suggère qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	139				



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

N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Écozone	Écoregion	
		Tendance de la population			Taille de la population			Perturbation de l'aire de répartition										
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité individuelle
22	AB Nipisi	Inconnue	Inconnue	0,5	60-70	Petite	0,3	6,0	46,1	49,9	Élevée	0,3	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 46 % suggère qu'il faut améliorer les conditions. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	139, 142
23	AB Slave Lake	Inconnue	Inconnue	0,5	75	Petite	0,3	46,8	67,7	81,9	Très élevée	0,1	0,3	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 68 % suggère qu'il faut améliorer les conditions. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	138, 139, 145
24	AB Little Smoky	Baisse rapide (A = 0,89)	À la baisse	0,1	80	Petite	0,3	0,2	81,5	81,5	Très élevée	0,1	0,2	A _{NAS}	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population qui est petite et qui baisse rapidement ainsi que la perturbation totale très élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 82 % suggère fortement qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9, 14	145, 207



N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion		
		Tendance de la population			Taille de la population				Perturbation de l'aire de répartition										
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité individuelle	
25	SK Davy-Athabasca	Inconnue	Inconnue	0,5	310	Au-delà du niveau critique	0,5	34,6	1,1	35,4	Modérée	0,5	A_{WS}/A_{MWS}	Les données équivalentes indiquent que l'aire de répartition actuelle peut être ou ne pas être autosuffisante étant donné la tendance inconnue, la taille importante de la population et la perturbation totale modérée. La perturbation anthropique est extrêmement faible; la perturbation est liée au feu. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	5, 6	69, 87		
26	SK Cleanwater	Inconnue	Inconnue	0,5	425	Au-delà du niveau critique	0,5	53,6	1,2	54,0	Élevée	0,3	A_{WS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la perturbation totale élevée et la tendance inconnue. La taille importante de la population et la perturbation anthropique extrêmement faible (1,2 %) suggèrent que la population pourrait être autosuffisante. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	5, 6, 9	69, 71, 87, 88, 139		



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

N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion
		Tendance de la population			Taille de la population				Perturbation de l'aire de répartition								
		Indiquée dans le rapport	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie	Probabilité Individuelle					
27	SK Highrock-Key	Inconnue	Inconnue	0,5	1060	Au-delà du niveau critique	0,5	45,6	3,0	47,3	Moderée	0,5	A _{MS} /A _{NMS}	Probabilité égale, que l'aire de répartition actuelle soit ou ne soit pas autosuffisante étant donné la taille importante de la population et la perturbation modérée. La perturbation totale se trouve à l'extrémité supérieure de la classe modérée, mais la perturbation anthropique est très faible (4 %), ce qui suggère que la population pourrait être autosuffisante. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	5, 6, 9	71, 87, 88, 139
28	SK Steephill-Foster	Inconnue	Inconnue	0,5	1075	Au-delà du niveau critique	0,5	38,6	1,9	39,9	Moderée	0,5	A _{MS} /A _{NMS}	Les données équivalentes indiquent que l'aire de répartition actuelle peut être ou ne pas être autosuffisante étant donné la taille importante de la population et la perturbation totale modérée ainsi que la tendance inconnue. La perturbation totale se trouve à l'extrémité supérieure de la classe modérée, mais la perturbation anthropique est extrêmement faible (2 %), ce qui suggère que la population pourrait être autosuffisante. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	6	88



N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité Intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion	
		Tendance de la population			Taille de la population				Perturbation de l'aire de répartition									
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité individuelle
29	SK Primrose-Cold Lake	Inconnue	Inconnue	0,5	350	Au-delà du niveau critique	0,5	38,6	19,5	52,0	Élevée	0,3	0,4	A _{MAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la perturbation totale élevée. La perturbation se trouve à l'extrémité supérieure de la classe modérée; la composante anthropique est relativement faible (14 %). Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	6, 9	88, 139, 149
30	SK Smoothstone-Wapawekka	Baisse/ changement de l'habitat	À la baisse	0,1	700	Au-delà du niveau critique	0,5	14,7	18,2	29,5	Modérée	0,5	0,4	A _{MAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la tendance à la baisse et la perturbation totale modérée. Les conditions doivent être améliorées.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	6, 9	88, 139, 148, 149
31	SK Suggi-Amisk-Kississing	Inconnue	Inconnue	0,5	430	Au-delà du niveau critique	0,5	12,6	7,9	19,8	Faible	0,7	0,6	A _{AS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante et qu'elle a une résilience potentielle étant donné la taille de la population au-delà du niveau critique et la très faible perturbation totale. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	6, 9	88, 148
32	SK Pasquia-Bog	Menace de baisse	À la baisse	0,1	30	Très petite	0,1	12,1	25,5	35,6	Modérée	0,5	0,2	A _{MAS}	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la très petite taille de la population; la baisse présumée ainsi que la perturbation totale modérée. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	9	139, 148, 149, 155



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

N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité Intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ²	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion
		Tendance de la population			Taille de la population			Perturbation de l'aire de répartition									
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie						
33	MB Kissinging	Stable	Stable	0,7	Indiquée dans le rapport ²	Petite	0,3	39,2	12,5	50,8	Élevée	0,3	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale élevée. La composante anthropique de la perturbation est faible (13 %). Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	6	88
34	MB Neosap	Stable	Stable	0,7	100-200	Petite	0,3	15,0	28,1	41,2	Modérée	0,5	A _{AS} /A _{NAS}	Les données équivalentes suggèrent que l'aire de répartition actuelle est marginale et stable ainsi que la perturbation totale modérée. La composante anthropique de la perturbation est modérée (28 %). Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	6, 9	88, 148
35	MB Reed	Stable	Stable	0,7	100-150	Petite	0,3	6,9	22,0	28,0	Modérée	0,5	A _{AS} /A _{NAS}	Les données équivalentes suggèrent que l'aire de répartition actuelle est marginale et stable ainsi que la perturbation totale modérée. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	6, 9	88, 148



N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion		
		Tendance de la population			Taille de la population			Perturbation de l'aire de répartition										Indiquée dans le rapport	Catégorie
Indiquée dans le rapport	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie	Probabilité Individuelle									
39	MB William Lake	Stable	Stable	0,7	Indiquée dans le rapport	25-40	Très petite	0,1	4,1	24,2	27,6	Modérée	0,5	0,4	ANAS	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la très petite population et la perturbation totale modérée. La perturbation est surtout anthropique (24 %). Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	9	148
37	MB Wapisi	Stable	Stable	0,7	100-125	Petite	Petite	0,3	10,6	12,9	23,3	Faible	0,7	0,6	ANAS	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante et potentiellement résiliente étant donné la tendance stable et la faible perturbation. Le fait que ce soit une petite population présente un risque. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	6	88, 89
36	MB The Bog	Stable	Stable	0,7	50-75	Petite	Petite	0,3	10,0	19,6	28,1	Modérée	0,5	0,5	ANAS/ANAS	Les données équivalentes suggèrent que l'aire de répartition actuelle est marginale étant donné la population petite et stable ainsi que la perturbation totale modérée. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	6, 9	88, 89, 148



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

N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ³	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
38	MB Wabowden	Stable	Stable	0,7	200-225	Petite	0,3	16,9	15,2	29,3	Moderée	0,5	0,5	A _{us} /A _{mas}	Les données équivalentes suggèrent que l'aire de répartition actuelle est marginale étant donné la population petite et stable ainsi que la perturbation totale modérée. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	6, 9	89, 148				
40	MB North Interlake	Stable	Stable	0,7	50-75	Petite	0,3	3,2	14,7	16,6	Faible	0,7	0,6	A _{as}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante étant donné la tendance stable et la faible perturbation. La population est potentiellement résiliente, toutefois le risque associé au fait qu'il s'agisse d'une petite population (50 à 75) doit être pris en compte. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	9	148, 155				
41	MB Atikaki-Berens	Stable	Stable	0,7	300-500	Au-delà du niveau critique	0,9	25,9	5,4	29,2	Moderée	0,5	0,7	A _{as}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante, avec une résilience potentielle étant donné la population importante et stable ainsi que la perturbation totale modérée. La perturbation anthropique est très faible (5 %). Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	6, 9	90, 148				



N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition	REMARQUES	Désignation proposée pour l'habitat essentiel	Écozone	Écoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
42	MB Owl Flintstone	Stable	Stable	0,7	71-85	Petite	0,3	23,9	23,8	43,8	0,5	0,5	A _{MS} /A _{MS}	Les données équivalentes suggèrent que l'aire de répartition actuelle est marginale étant donné la PL petite et stable ainsi que la perturbation totale modérée. Les conditions actuelles doivent être maintenues.	Aire de répartition actuelle	6	90					
43	Manitoba (Reste du caribou boréal au MB)	Stable	Stable	0,7	775-1585	Au-delà du niveau critique	0,9	20,5	9,9	29,3	0,5	0,7	A _{MS}	Les populations locales ou unités d'analyse n'ont pas encore été délimitées. Les données suggèrent que la zone d'occurrence est autosuffisante étant donné la population importante et stable ainsi que la perturbation totale modérée. La résilience ne peut être prise en compte avant que les unités d'analyse soient définies et réévaluées.	Aire de répartition actuelle	6, 9, 15	88, 89, 90, 139, 148, 155, 216					
44	ON North East Superior	Baisse	À la baisse	0,1	42	Très petite	0,1	0,0	0,0	0,0	0,9	0,4	A _{MS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population très petite et en baisse. La très faible perturbation suggère que d'autres facteurs contribuent à la baisse. L'étendue de l'aire de répartition, les autres mesures de la condition de l'habitat et les facteurs qui ne sont pas liés à l'habitat doivent être évalués.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions (étendue)	6	94, 96, 97					



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

N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité Intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion	
		Tendance de la population			Taille de la population			Perturbation de l'aire de répartition										Individuelle
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie	Probabilité Individuelle						
45	ON Michipicoten	Hausse	À la hausse	0,9	200	Petite	0,3	0,0	20,8	20,8	Faible	0,7	0,6	A _{AS}	Population insulaire. Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante étant donné la population petite et en hausse et la faible perturbation totale. La population est potentiellement résiliente, toutefois le risque associé au fait qu'il s'agisse d'une petite population doit être pris en compte.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	6	96
46	ON Slate Islands	Inconnue	Inconnue	0,5	250	Petite	0,3	0,0	0,0	0,0	Très faible	0,9	0,6	A _{AS}	Population insulaire. Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale très faible. Il faut des données sur la tendance pour pouvoir évaluer la résilience.	Aire de répartition actuelle	6	94



N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ⁵	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ⁶	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ⁶	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
47	Ontario (Estimation du nombre total d'écotypes forestiers)	Inconnue	Inconnue	0,5	~5000	Au-delà du niveau critique	0,5	12,6	6,3	18,5	Faible	0,7	0,6	A _{AS}	Les populations locales ou unités délimitées; la zone d'occurrence a été évaluée. Les données suggèrent que la zone d'occurrence est autosuffisante étant donné la population importante ainsi que la faible perturbation. Les unités de population doivent être déterminées et évaluées avant que la résilience puisse être évaluée. La tendance de la perturbation affiche un gradient nord/sud; la perturbation anthropique étant plus élevée dans la partie sud de la zone. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle	6, 15	89, 90, 91, 94, 95, 96, 216, 217				
48	QC Val d'Or	Baisse	À la baisse	0,1	30	Très petite	0,1	0,2	50,3	50,3	Élevée	0,3	0,2	A _{NA}	Les données indiquent fortement que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population très petite et en baisse ainsi que la perturbation totale élevée. La perturbation anthropique s'élevant à 50 % suggère qu'il faut améliorer les conditions.	Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions	6	96				



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

N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Evaluation de l'aire de répartition ²	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion		
		Tendance de la population				Taille de la population				Perturbation de l'aire de répartition									
		Indiquée dans le rapport ³	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle	
49	QC Charlevoix	Stable	Stable	0,7	75	Petite	0,3	3,6	68,4	70,3	0,1	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale très élevée. La tendance stable et la perturbation anthropique très élevée (68 %) indiquent qu'il faut mieux comprendre la nature de la perturbation dans cette zone. La tendance doit faire l'objet d'un étroit suivi.	Aire de répartition actuelle	6	99		
50	QC Pimouacan	Stable	Stable	0,7	134	Petite	0,3	10,5	45,7	53,1	0,3	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la petite population et la perturbation totale élevée. La tendance stable indique qu'il faut mieux comprendre la nature de la perturbation dans cette zone. La tendance doit faire l'objet d'un étroit suivi.	Aire de répartition actuelle	6	101		
51	QC Manouane	Stable	Stable	0,7	358	Au-delà du niveau critique	0,9	17,9	10,2	25,4	0,5	0,7	A _{US}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante, avec une résilience potentielle étant donné la population importante et stable ainsi que la perturbation totale modérée. La composante anthropique de la perturbation est très faible (10 %).	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	6	101		



N°	Population locale ¹ ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ²	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ³	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
52	QC Manicouagan	Hausse	À la hausse	0,9	181	Petite	0,3	3,0	28,8	30,5	Moderée	0,5	0,6	A _{US}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante étant donné la tendance à la hausse et la perturbation totale modérée. La population est potentiellement résiliente, le risque associé au fait qu'il s'agisse d'une petite population doit être pris en compte.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	6	101				
53	Québec (Reste du caribou boréal au QC)	Stabilité présumée	Stable	0,7	6000-12000	Au-delà du niveau critique	0,9	16,7	12,9	25,9	Moderée	0,5	0,7	A _{US}	Les unités de population n'ont pas encore été délimitées; la zone d'occurrence a été évaluée. Les données suggèrent que la zone d'occurrence actuelle est autosuffisante étant donné la population très importante et stable ainsi que la perturbation totale modérée. Les unités d'analyse doivent être définies et évaluées avant que la résilience puisse être évaluée. Il faut des données supplémentaires en ce qui concerne la tendance.	Aire de répartition actuelle	5, 6, 15	72, 73, 74, 78, 80, 96, 99, 100, 101, 103, 217				
54	LAB Lac Joseph	Inconnue	Inconnue	0,5	1101	Au-delà du niveau critique	0,5	4,1	1,9	5,9	Très faible	0,9	0,6	A _{US}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante et potentiellement résiliente étant donné la population importante et la très faible perturbation totale. Il faut des données sur la tendance.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	5, 6	78, 80, 84, 101, 103, 105				



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

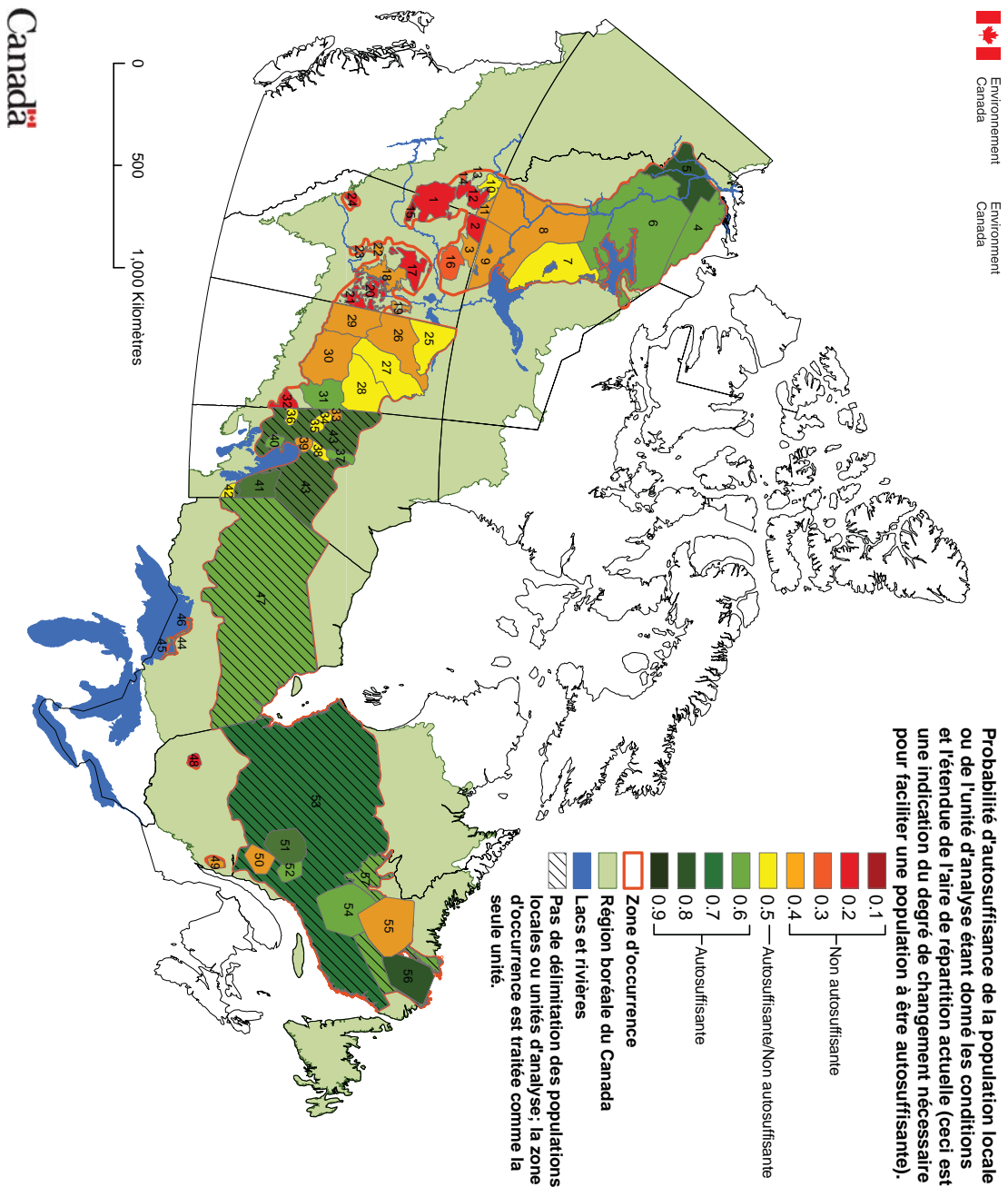
N°	Population locale ou unité d'analyse	Critères d'évaluation										Probabilité intégrée (P)	Évaluation de l'aire de répartition ¹	REMARQUES	Designation proposée pour l'habitat essentiel	Ecozone	Ecoregion					
		Tendance de la population					Taille de la population											Perturbation de l'aire de répartition				
		Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	Indiquée dans le rapport ²	Catégorie	Probabilité Individuelle	% feu	% anthropique	% total	Catégorie							Probabilité Individuelle				
55	LAB Red Wine Mountain	Baisse	À la baisse	0,1	Indiquée dans le rapport ²	Petite	0,3	2,4	8,5	10,8	Très faible	0,9	0,4	A _{NAS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle n'est pas autosuffisante étant donné la population petite et en baisse. La très faible perturbation indique que les autres mesures de la condition de l'habitat et les facteurs qui ne sont pas liés à l'habitat doivent être évalués et traités. La mortalité d'origine anthropique et les autres formes de perturbation anthropique peuvent être importantes.	Aire de répartition actuelle	5, 6	78, 80, 84, 85, 105				
56	LAB Mealy Mountain	Stable	Stable	0,7	2106	Au-delà du niveau critique	0,9	0,2	0,4	0,6	Très faible	0,9	0,8	A _{AS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante, avec une résilience potentielle étant donné la population stable et très forte ainsi que la très faible perturbation totale.	Aire de répartition actuelle et résilience potentielle	5, 6	77, 79, 80, 82, 104, 105				
57	Labrador (Reste du caribou boréal au LAB)	Inconnue	Inconnue	0,5	Inconnue	Inconnue	0,5	5,0	5,3	10,0	Très faible	0,9	0,6	A _{AS}	Les données suggèrent que l'aire de répartition actuelle est autosuffisante étant donné la très faible perturbation totale. Il faut des données sur la tendance et la taille de la population pour pouvoir évaluer la résilience.	Aire de répartition actuelle	5, 6	74, 75, 78, 79, 80, 82, 101, 103, 104, 105				



Pour aider à l'interprétation des résultats, la figure 9 illustre la probabilité intégrée attribuée à chaque population locale ainsi que l'évaluation du résultat le plus plausible en ce qui concerne la probabilité que l'aire de répartition actuelle soit autosuffisante. Il est important de signaler que la probabilité intégrée attribuée ne doit pas être interprétée comme une probabilité de persistance absolue, en raison de la variation de la génération des probabilités pour chaque critère et de la méthode selon laquelle les critères ont été intégrés. Toutefois, il s'agit d'une mesure qui permet de déduire si une aire de répartition donnée (la délimitation spatiale d'une population locale ou d'une unité d'analyse) est susceptible de soutenir une population autosuffisante en tant que fonction des conditions de l'aire de répartition actuelle et de la population. Par ailleurs, elle n'indique pas si une population peut être rétablie ou non, mais elle exprime plutôt le degré de rétablissement de l'habitat ou d'intervention de gestion nécessaire pour restaurer la capacité de la population à être autosuffisante (c.-à-d. persister sans nécessiter d'intervention de gestion continue, section 2.2.4).

Voici la désignation qui a donc été proposée pour l'habitat essentiel des 57 populations locales ou unités d'analyse reconnues et prises en compte dans l'analyse des décisions :

- Aire de répartition actuelle pour 25 populations locales ou unités d'analyse;
- Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions pour 21 populations locales ou unités d'analyse;
- Aire de répartition actuelle et résilience potentielle pour 11 populations locales ou unités d'analyse.



Numéro	Population locale/Unité d'analyse	Probabilité Intégrée
1	ABC-B, Chinchaga	0.2
2	AB/T.N.-O./Bischo	0.2
3	AB/T.N.-O. Steen River/Vases	0.4
4	T.N.-O. Inuvaiuit	0.6
5	T.N.-O./YK Gwich'in	0.8
6	T.N.-O. Sahtu	0.6
7	T.N.-O. North Slave	0.5
8	T.N.-O. Dencho (N/SO)	0.4
9	T.N.-O. South Slave/Dencho SE	0.4
10	C.-B. Mathaminish	0.5
11	C.-B. Calendar	0.4
12	C.-B. Slika's Sahtah	0.2
13	C.-B. Parker Core	0.4
14	C.-B. Prophet Core	0.3
15	AB Deadwood	0.1
16	AB Caribou Mountain	0.3
17	AB Red Earth	0.2
18	AB Rive ouest de la rivière Athabasca	0.4
19	AB Richardson	0.4
20	AB Rive est de la rivière Athabasca	0.2
21	AB Lac Cold Polygone de l'ir adrien	0.2
22	AB Nisipi	0.4
23	AB Silver Lake	0.3
24	AB Little Smoky	0.2
25	SK Day-Athabasca	0.5
26	SK Clearwater	0.4
27	SK Highrock-Kiv	0.5
28	SK Sheephill-Center	0.5
29	SK Primrose-Cold Lake	0.4
30	SK Smoothstone-Wapawetka	0.4
31	SK Sudge-Amisk-Kississing	0.6
32	SK Pasquia-Bog	0.2
33	MB Kississing	0.4
34	MB Neosap	0.5
35	MB Reed	0.5
36	MB The Bog	0.5
37	MB Wapsu	0.6
38	MB Wabowden	0.5
39	MB William Lake	0.4
40	MB North Inerlake	0.6
41	MB Atkasik-Berens	0.7
42	MB OW-Firstone	0.5
43	Mantoba	0.7
44	ON North East Superior	0.4
45	ON Michipicoten	0.6
46	ON State Islands	0.6
47	Ontario	0.6
48	QC Val d'Or	0.2
49	QC Charlevoix	0.4
50	QC Pimicuan	0.4
51	QC Manouane	0.7
52	QC Manicouagan	0.6
53	Québec	0.7
54	LAB Lac Joseph	0.6
55	LAB Red Wine Mountain	0.4
56	LAB Mealy Mountain	0.8
57	Labrador	0.6

Figure 9 : Probabilité que l'aire de répartition actuelle soutienne une population autosuffisante du caribou boréal, selon l'attribution de la probabilité intégrée qui prenait en compte la tendance et la taille de la population ainsi que le degré de perturbation associé aux activités anthropiques et au feu (voir la section 2.6.5). Cette figure n'indique pas si une population peut être rétablie ou non, mais elle indique plutôt le degré de changement de l'habitat nécessaire pour permettre à une population d'être autosuffisante (c.-à-d. persister sans nécessiter d'intervention de gestion continue).



4.0 DISCUSSION

4.1 Interprétation des résultats relatifs à l'habitat essentiel proposé

L'application du Cadre de l'habitat essentiel et de l'analyse des décisions associée a fourni une évaluation de toutes les populations locales ou unités d'analyse au sein de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada. Comme la sélection de l'habitat par le caribou, la désignation de l'habitat essentiel est un processus hiérarchique qui doit prendre en compte les besoins à de multiples échelles spatiales et temporelles. L'analyse nationale a été axée sur l'échelle qui convient le plus à l'étude de la persistance des populations locales, soit l'aire de répartition de la population locale. Les facteurs intervenant à cette échelle agissent à titre de contraintes sur la dynamique de la population et déterminent si une population est susceptible d'être soutenue ou non. Il a été démontré auparavant que la prédation agit à titre de facteur limitatif pour les populations du caribou boréal; ceci est implicite dans la présente évaluation. Les conditions de l'aire de répartition d'une population locale déterminent le type, la quantité ainsi que la répartition de l'habitat du caribou et d'autres espèces proies qui ont les mêmes prédateurs que le caribou et donc, l'abondance et la répartition de ces prédateurs au sein de l'aire de répartition. Par conséquent, la prémisse de la présente évaluation (que l'habitat essentiel est désigné de la façon la plus appropriée à l'échelle de l'aire de répartition de la population locale) ne revient pas à dire que chaque élément de l'aire de répartition est dans tous les cas essentiel au soutien d'une population du caribou boréal autosuffisante. Toutefois, cette prémisse fournit une délimitation spatiale de la zone étudiée lorsque l'on évalue les conditions actuelles et que l'on quantifie les risques relatifs au but du rétablissement visant à maintenir ou à rétablir les populations locales autosuffisantes, lorsque l'on attribue les résultats potentiels relativement à l'habitat essentiel et que l'on planifie la gestion des conditions de l'habitat nécessaire au soutien de la persistance de la population (c.-à-d. maintenir les attributs fonctionnels de l'aire de répartition). Sur des périodes spécifiques, il est possible de peaufiner les besoins à des échelles spatiales plus précises, en tenant compte des contraintes liées à la désignation du niveau de l'aire de répartition. Des lignes directrices sur les considérations importantes sont fournies dans la description de l'habitat (annexe 6.3). Les paramètres généraux associés aux résultats relatifs à l'habitat essentiel sont décrits ci-après.

Pour chaque population locale ou unité d'analyse, l'habitat essentiel proposé a été exprimé sous la forme de l'un des trois résultats, selon les données de l'évaluation intégrée (l'aire de répartition autosuffisante ou l'aire de répartition non autosuffisante, section 2.6.5) et l'application des règles de décision (section 2.6.6). Ces résultats comprenaient : « Aire de répartition actuelle », « Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions » ou « Aire de répartition actuelle et résilience potentielle ». Une interprétation de chaque résultat est fournie ci-après.



Aire de répartition actuelle – La condition et l'étendue de l'aire de répartition actuelle sont requises pour maintenir le potentiel de population autosuffisante. Une dégradation plus importante de l'aire de répartition actuelle peut compromettre la capacité d'atteindre le but du rétablissement. Cinq scénarios se sont produits dans le cadre de ce résultat.

- 1) Les populations locales ou unités d'analyse de plusieurs grandes zones relativement continues au sein de la répartition actuelle du caribou boréal n'ont pas encore été délimitées. La présente évaluation considérait la zone d'occurrence au sein de la compétence pertinente comme une seule unité d'analyse. Dans certains cas, cela indiquait une probabilité modérée à élevée que la zone soutienne une population autosuffisante ($p \geq 0,6$). Toutefois, les caribous de la zone peuvent comprendre plus d'une population locale. Par conséquent, la condition moyenne parmi ces populations pourrait masquer une variation importante au sein de l'étendue de la zone étudiée, ce qui pourrait avoir des répercussions sur la durabilité de la population et l'évaluation de l'habitat essentiel. Les unités de population doivent être déterminées et évaluées, ce qui pourrait mener à d'autres résultats.
- 2) L'incertitude liée à la condition de la population (tendance inconnue) conjointement à la perturbation modérée n'indiquait pas clairement si l'aire de répartition actuelle pouvait soutenir une population autosuffisante ($p = 0,5$). La première priorité consiste à traiter les lacunes en matière de renseignements, puis à réévaluer la population locale.
- 3) Lorsque tous les paramètres étaient connus, une probabilité intégrée de $p = 0,5$ était interprétée comme une situation marginale. Les critères auxquels le plus fort risque a été attribué (la probabilité individuelle la plus faible) doivent être examinés, et des renseignements locaux supplémentaires doivent être pris en compte.
- 4) Les données indiquaient que l'aire de répartition n'était pas autosuffisante ($p \leq 0,4$) pour un certain nombre de populations locales, mais il n'était pas clairement indiqué qu'il fallait améliorer la condition de l'aire de répartition, car : a) la perturbation était très faible ou faible, ou b) la tendance de la population était stable. Le maintien de l'aire de répartition actuelle est recommandé conjointement avec : a) l'étude des autres facteurs qui ont une incidence négative sur la population, ou b) l'étroit suivi de la tendance relative aux effets retardateurs potentiels. Les situations correspondant au cas b) doivent également être examinées pour mieux comprendre la résilience potentielle devant différentes formes de perturbations.
- 5) Dans plusieurs cas, les données indiquaient que l'aire de répartition n'était pas autosuffisante ($p \leq 0,4$), mais la perturbation totale était principalement causée par le feu (c.-à-d. que la quantité de perturbation anthropique était faible ou très faible) et la tendance de la population était inconnue. Il n'était pas clairement indiqué qu'il fallait améliorer la condition de l'aire de répartition étant donné que le pourcentage d'aire de répartition brûlée indiquait peu de variations dans la relation sous-jacente aux catégories de perturbation, au moins jusqu'à l'extrémité supérieure du niveau de perturbation modéré. Il a été déterminé qu'il fallait plus amplement étudier les effets différentiels du feu et des perturbations anthropiques sur la démographie des caribous pour mieux les comprendre.



Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions – Les conditions ou l'étendue de l'aire de répartition actuelle devraient être améliorées pour restaurer le potentiel de soutien d'une population autosuffisante. Une dégradation plus importante de l'aire de répartition peut avoir de graves conséquences sur la persistance de la population locale. Trois scénarios se sont produits dans le cadre de ce résultat.

- 1) Pour la plupart des populations locales ou unités d'analyse pour lesquelles les données indiquent que l'aire de répartition n'est pas autosuffisante ($p \leq 0,4$), les niveaux de perturbation anthropique associés à la tendance de la population suggèrent que des activités de rétablissement sont requises pour rétablir les conditions qui soutiennent la persistance (c.-à-d. que la réduction de la perturbation anthropique et le rétablissement de l'habitat perturbé sont nécessaires). La nature et l'ampleur de la restauration pourraient être déterminées au moyen d'une modélisation spatiale de la population combinée avec une simulation dynamique du paysage.
- 2) Pour plusieurs populations locales ou unités d'analyse, le degré élevé de perturbation totale était principalement dû au feu, avec de faibles degrés de perturbation anthropique, mais était associé à une tendance de la population à la baisse. Le pourcentage de zone brûlée n'était pas compris dans la tranche de valeurs de la méta-analyse (annexe 6.5), les déductions fondées sur la relation documentée étaient donc faibles. Le rétablissement naturel peut suffire à améliorer la condition de l'aire de répartition, mais des stressseurs supplémentaires sur la population doivent être pris en compte, y compris les interactions potentielles entre le feu et les perturbations anthropiques à des niveaux élevés de feu, et les facteurs qui ne sont pas liés à l'habitat (p. ex. les sources de mortalité).
- 3) Dans deux cas, les degrés de perturbation totale mesurés étaient faibles ou très faibles, mais la tendance de la population négative indiquait qu'il fallait améliorer les conditions ou l'étendue de l'aire de répartition. Par conséquent, les divers aspects de la condition de l'habitat autres que la perturbation pourraient toucher la population locale. Les facteurs qui ne sont pas liés à l'habitat, tels le braconnage, la diminution de la qualité de l'habitat due par exemple aux avions volant à basse altitude ou à d'autres formes de perturbation, ne sont pas compris ici, et la santé de la population (la maladie et les parasites) doit également être prise en compte. Il est également possible que l'étendue de l'aire de répartition actuelle ait diminué de façon telle qu'elle ne suffit pas à soutenir une population locale autosuffisante et l'habitat adjacent doit être restauré pour permettre à la population de persister. L'isolation de la population et le besoin de restaurer la connectivité doivent être examinés.



Aire de répartition actuelle et résilience potentielle – La condition et l'étendue de l'aire de répartition actuelle peuvent suffire à absorber la perturbation supplémentaire, tout en maintenant la capacité à soutenir une population autosuffisante. Deux scénarios se sont produits dans le cadre de ce résultat.

- 1) Les populations locales ou unités d'analyse, dont la taille de la population est importante ou très importante (c.-à-d. au-delà du niveau critique selon l'analyse de la viabilité de la population non spatiale), la tendance de la population est stable ou à la hausse et les degrés de perturbation totale sont modérés, faibles ou très faibles. Cette situation présente le moins de risque en ce qui concerne la réalisation de l'objectif en matière de population du but du rétablissement et représente le plus fort potentiel d'application de la gestion adaptative active pour évaluer la résilience (c.-à-d. la gestion expérimentale pour vérifier d'autres hypothèses concernant les réactions de la population aux différents types et niveaux de perturbation).
- 2) Les populations locales ou unités d'analyse pour lesquelles la taille de la population est petite, les tendances sont stables ou à la hausse et les degrés de perturbation totale sont faibles ou très faibles. Cette situation représente également une probabilité relativement élevée de réalisation du but du rétablissement. Toutefois, les risques inhérents associés à une population de petite taille demandent une approche prudente lorsque l'on étudie la résilience potentielle devant n'importe quelle perturbation supplémentaire. Cependant, cette situation peut également présenter une possibilité de gestion adaptative active.

L'un des principes directeurs de l'examen scientifique était de reconnaître et de traiter la nature dynamique des systèmes boréaux ainsi que les effets qui en résultent sur l'habitat du caribou boréal au fil du temps et sur le plan spatial. Les paysages boréaux sont naturellement dynamiques, influencés par des processus tels que le feu et autres perturbations ainsi que la succession de la forêt qui en résulte. Des dynamiques de paysage similaires peuvent être associées à certains types de perturbations anthropiques. La reconnaissance de telles dynamiques et l'échelle prise en compte pour la désignation de l'habitat essentiel sont commensurables (l'aire de répartition de la population locale), échelle qui reflète des dynamiques de plusieurs décennies du système et la réaction de l'espèce. Cependant, les dynamiques spatiales ou temporelles des aires de répartition de la population locale n'étaient pas directement abordées par la présente évaluation.

L'analyse de la viabilité de la population non spatiale prenait en compte des composantes temporelles de la persistance associées à la démographie et, dans une certaine mesure, la stochasticité environnementale. De même, l'intervalle de 50 ans pris en compte par la méta-analyse pour la zone brûlée reconnaissait de façon limitée les propriétés dynamiques de la perturbation par le feu, relativement au rétablissement de l'habitat et à la réaction du caribou. Néanmoins, la présente évaluation représente une évaluation ponctuelle de l'aire de répartition actuelle relativement au but de rétablissement lié aux populations locales autosuffisantes.



Il est possible de préciser les résultats relatifs à l'habitat essentiel pour les populations locales au moyen de l'analyse de la viabilité de la population spatiale liée à la modélisation dynamique du paysage (voir la section 2.6.6 et l'annexe 6.7). Il est nécessaire d'intégrer les dynamiques du paysage pour comprendre les conditions et les possibilités de gestion associées au rétablissement (Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions) et à la résilience (Aire de répartition actuelle et résilience potentielle) ainsi qu'aux risques supplémentaires associés aux présentes conditions (Aire de répartition actuelle). De telles évaluations peuvent être entreprises avec divers niveaux de complexité et d'exigences concomitantes pour ce qui est des données. Grâce au présent examen, il est clair que les exigences minimales en matière de données pourraient être respectées pour la plupart des zones au sein de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada, en particulier lorsqu'elles sont étudiées dans le contexte de la gestion adaptative.

4.2 Analyse des décisions et gestion adaptative

L'Arbre de décision fournissait une méthode structurée et transparente pour évaluer les populations locales individuelles et déterminer les probabilités a priori des diverses hypothèses concernant la définition de l'habitat essentiel, au moyen des catégories attribuées aux critères mesurables selon les données quantitatives disponibles et les renseignements scientifiques publiés. Les probabilités a priori indiquaient le résultat le plus plausible, relativement à la probabilité de persistance, pour chaque population locale ou unité d'analyse. À chaque étape de l'Arbre de décision, les suppositions faites étaient explicitement décrites et on a déterminé les incertitudes qui pouvaient être traitées au moyen d'un Calendrier d'études pour améliorer la compréhension.

L'approche relative à la désignation de l'habitat essentiel appliquée ici suit les méthodes établies pour l'analyse des décisions dans la recherche opérationnelle et la science de la gestion. Dans ce cas, la fonction de l'objectif est la persistance de la population exprimée comme l'ensemble de conditions nécessaires pour soutenir des populations locales autosuffisantes. Les synthèses des renseignements existants, l'évaluation des résultats probables et l'amélioration de la compréhension sont également des composantes fondamentales du cadre de gestion adaptative. Même si un arbre de décision plus détaillé pourrait être élaboré pour élucider les relations entre les critères (les variables) et déterminer les mécanismes sous-jacents, le modèle simple pris en compte ici est une « case blanche », qui peut être facilement appliquée, évaluée et communiquée avec les renseignements disponibles et qui soutient une composante scientifique du processus menant à la désignation finale potentielle de l'habitat essentiel proposée pour un éventail de conditions de la population locale.

L'assignation de probabilités *a priori* et leur utilisation dans la désignation de l'habitat essentiel représentent le point de départ du cycle de gestion adaptative (figure 4). Lorsque les incertitudes sont traitées au moyen du Calendrier d'études et que de nouveaux renseignements sont disponibles, les probabilités assignées aux populations locales peuvent être mises à jour. L'Arbre de décision peut également être interprété en tant que Réseau de décision bayésienne



(RDB). Les critères d'évaluation sont équivalents à des nœuds du RDB, représentant des variables auxquelles on peut attribuer de multiples catégories. À chaque nœud, on associe un tableau de probabilité qui exprime la probabilité de chaque catégorie, en fonction de la catégorie des nœuds qui l'alimente. Des pondérations pourraient être attribuées aux nœuds pour représenter l'importance relative de la variable relativement au résultat. Le processus actuel ne traite pas les interactions entre critères ou leur influence relative sur les résultats; par conséquent, aucune pondération n'a été appliquée aux critères d'évaluation (la tendance de la population, la taille de la population et la perturbation de l'aire de répartition) et aucune probabilité conditionnelle n'a été attribuée aux critères individuels. Cependant, il existe des méthodes d'estimation pour générer ces probabilités et elles peuvent être intégrées au fil du temps au moyen du processus de gestion adaptative. L'élaboration d'un RDB plus complet est recommandée dans le cadre du Calendrier d'études, afin d'assurer une meilleure compréhension et de fournir un processus officiel de mise à jour des probabilités *a priori* attribuées pour le but de rétablissement des populations locales autosuffisantes.

4.3 Passage au plan d'action et à la mise en œuvre du rétablissement

Comme cela a été signalé précédemment, cette analyse nationale et la désignation proposée pour l'habitat essentiel ont été effectuées à l'échelle spatiale qui convient au traitement de la persistance des populations locales, selon le but et les objectifs de rétablissement pour cette espèce. Toutefois, la sélection de l'habitat par le caribou boréal est hiérarchique où, si on le juge nécessaire, les évaluations peuvent être davantage peaufinées au sein des aires de répartition de populations locales, afin de déterminer l'habitat nécessaire au rétablissement de l'espèce à des échelles temporelles et spatiales plus précises.

Diverses approches pourraient être appliquées au niveau de la population locale pour définir le degré de changement requis relativement à la condition ou à l'étendue de l'aire de répartition pour soutenir la persistance, les stratégies de gestion qui conviennent pour maintenir les conditions lorsque l'aire de répartition actuelle est autosuffisante et la quantité de perturbation supplémentaire qui pourrait être absorbée par les populations locales avec résilience potentielle. Par exemple, l'analyse de la viabilité de la population localisée peut servir à quantifier davantage la probabilité de persistance au cours de périodes de temps données pour modéliser le devenir des populations par rapport aux conditions de l'habitat changeantes, et circonscrire les résultats probables dans un éventail de scénarios de l'habitat. En associant une population localisée et des modèles de simulation du paysage, on peut intégrer des éléments dynamiques du système (voir l'annexe 6.7 – AVP spatiale). D'autres métaanalyses pourraient être appliquées relativement à plusieurs populations pour associer les conditions actuelles (p. ex. la composition et la structure de la végétation) créées par les facteurs naturels et les facteurs d'origine anthropique à la situation démographique, et pour prévoir les tendances futures. De même, une approche rétrospective pourrait être utilisée pour étudier les conditions de persistance, en quantifiant la variation historique des systèmes naturels et en examinant les circonstances qui ont contribué à la persistance ainsi qu'en reconnaissant l'incertitude liée à la persistance, les perturbations historiques et le



changement de l'habitat. De telles études pourraient également donner un aperçu des effets différentiels du feu et de la perturbation anthropique sur la démographie du caribou, une distinction importante lorsque l'on étudie l'application de telles approches à la gestion des caribous.

4.4 Conclusions

L'examen scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal effectué par Environnement Canada a été entrepris avec le soutien d'un groupe consultatif scientifique indépendant qui a fourni un examen par les pairs, tout au long du processus. L'élaboration d'un Cadre de l'habitat essentiel et l'Arbre de décision ont fourni une structure officielle pour l'assemblage et l'analyse des données pertinentes à la désignation de l'habitat essentiel ainsi que le fondement de l'amélioration continue des connaissances au moyen du processus de gestion adaptative. Une approche fondée sur les données a été utilisée pour déterminer le résultat le plus plausible des combinaisons des conditions de la population et de l'habitat relativement au but de rétablissement lié aux populations locales autosuffisantes.

Le présent rapport contient la désignation proposée pour l'habitat essentiel, selon les suppositions scientifiques et inhérentes empiriques associées à la méthodologie utilisée pour chacune des unités analytiques spatiales associées à chaque population locale. D'autres facteurs, tels que l'incorporation des connaissances autochtones et traditionnelles ainsi que le degré de correspondance entre les suppositions faites dans le présent rapport et les directives politiques sur l'habitat essentiel d'Environnement Canada, peuvent influencer sur la désignation finale potentielle de l'habitat essentiel dans le Programme de rétablissement.

Voici les conclusions générales de l'examen :

- 1) l'habitat essentiel du caribou boréal est désigné de la façon la plus appropriée à l'échelle de l'aire de répartition de la population locale et il est exprimé relativement à la probabilité que l'aire de répartition soutienne une population locale autosuffisante;
- 2) l'aire de répartition dépend de l'étendue et de la condition de l'habitat, dans le cadre desquels l'habitat comprend la série de ressources et de conditions environnementales qui déterminent la présence, la survie et la reproduction d'une population;
- 3) l'application du Cadre de désignation de l'habitat essentiel des 57 populations locales ou unités d'analyse reconnues pour le caribou boréal au Canada a donné les trois résultats proposés suivants : « Aire de répartition actuelle », « Aire de répartition actuelle et amélioration des conditions » ou « Aire de répartition actuelle et résilience potentielle »;
- 4) comme la sélection de l'habitat par le caribou, la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal est un processus hiérarchique qui prend en compte de multiples échelles spatiales et temporelles. Il est possible de préciser les résultats relatifs à l'habitat essentiel à des échelles



spatiales plus précises que l'aire de répartition sur des périodes spécifiques, au moyen de l'analyse de la viabilité de la population spatiale liée à la modélisation dynamique du paysage;

- 5) En sachant que les connaissances actuelles et la nature dynamique des paysages comprennent une part d'incertitude, les présents résultats doivent faire l'objet d'un suivi et être évalués aux fins de perfectionnement et d'ajustement au fil du temps, à mesure que de nouvelles connaissances sont acquises (c.-à-d. le Calendrier d'études dans le cadre de la gestion adaptative).

L'examen scientifique était structuré comme l'examen d'une analyse des décisions transparente et de la gestion adaptative. Ainsi, le Calendrier d'études produit est une exigence clé du processus qui est conçu pour produire des résultats qui sont continuellement améliorés au fil du temps.

Les connaissances autochtones et traditionnelles n'ont pas été incluses dans le présent examen et les besoins particuliers à cet ensemble de connaissances n'ont pas non plus été indiqués dans le Calendrier d'études.

4.5 Traitement de l'incertitude – Calendrier d'études

Toute l'information facilement accessible, y compris les documents examinés par les pairs et la littérature grise, les données sur l'emplacement et la population du caribou ainsi que les données biophysiques et sur l'utilisation des terres a été examinée pour soutenir l'analyse des décisions sur l'habitat essentiel. Un Calendrier d'études est requis en vertu de la LEP (alinéa 41(1)c.1) si les renseignements disponibles ne sont pas suffisants pour parvenir à désigner l'habitat essentiel. Ainsi, le Calendrier d'études demeure une exigence du processus, comme cela est décrit tout au long du présent document. Le Calendrier d'études est un aperçu des activités (p. ex. les travaux d'enquête, la cartographie, l'analyse de la viabilité de la population) conçu pour traiter les lacunes dans les connaissances et les incertitudes, afin d'améliorer le processus de désignation de l'habitat essentiel. Ces activités comprennent les nouvelles études, l'amélioration ou la poursuite des études existantes et la collecte de données normalisées au moyen du suivi et de l'évaluation. Les connaissances traditionnelles autochtones n'ont pas été prises en compte dans le présent examen scientifique, sauf lorsqu'elles étaient accessibles dans des documents publiés; les besoins particuliers à cet ensemble de connaissances n'ont pas été traités dans le Calendrier d'études. Les connaissances autochtones et traditionnelles fournissent des renseignements importants, qui pourraient compléter cet examen et permettre de mieux comprendre l'habitat essentiel du caribou boréal.



Le Calendrier d'études suivant est conçu pour traiter les incertitudes déterminées à chaque étape de l'Arbre de décision (voir figure 4).

Tableau 7 : Calendrier d'études

Activité	Description
<i>Déterminer la répartition actuelle :</i> La répartition actuelle du caribou boréal au Canada est décrite et cartographiée pour définir la portée nationale de la désignation de l'habitat essentiel.	
Analyse de la niche écologique	L'analyse de la niche écologique (annexe 6.4) doit être davantage développée et appliquée pour déterminer les zones d'incertitude selon les données abiotiques et biotiques disponibles et, par conséquent, guider les activités d'échantillonnage pour mieux comprendre (l'échantillonnage fondé sur un modèle) les facteurs de la répartition actuelle ainsi que les tendances d'occupation au sein de la répartition. Cette méthode pourrait également être utilisée pour déterminer les zones où le potentiel de restauration est élevé et les zones d'amélioration de la connectivité de la population, au besoin.
<i>Déterminer l'unité d'analyse :</i> Les aires de répartition de populations locales constituent l'unité d'analyse de la désignation de l'habitat essentiel.	
Élaborer une norme de cartographie de l'aire de répartition de populations locales	Élaborer une approche normalisée pour délimiter les aires de répartition de populations locales (unités d'analyse) qui peuvent être appliquées dans tout le Canada par les compétences responsables de la gestion du caribou boréal.
Déterminer les populations locales	Déterminer ou mettre à jour les aires de répartition de populations locales à l'aide des critères et de la méthodologie normalisés. Remarque : La délimitation des populations locales est hautement prioritaire pour les grandes zones de répartition continue pour lesquelles il manque actuellement ce renseignement.



Tableau 7 : Calendrier d'études

Activité	Description
<p><i>Évaluation de la population et de l'habitat :</i> L'application d'un processus systématique d'évaluation de la probabilité de persistance d'une population locale selon les catégories observées en ce qui concerne la condition de la population et de l'aire de répartition.</p>	
<p>Élaborer un réseau de décision bayésienne (RDB) global</p>	<p>Déterminer et intégrer les paramètres mesurables (les variables) qui influent sur la persistance de la population en un RDB global qui indique les probabilités conditionnelles des variables et fournit une méthode officielle de mise à jour de la désignation de l'habitat essentiel, en fonction des nouvelles connaissances. Cette activité s'appuiera sur les résultats des méta-analyses supplémentaires et des analyses de viabilité de la population non spatiales et spatiales.</p>
<p>Effectuer des métaanalyses supplémentaires de la démographie et de la condition de l'aire de répartition du caribou</p>	<p>Étendre les analyses des données nationales pour intégrer des mesures supplémentaires de la condition de la population et de l'aire de répartition (p. ex. la survie des adultes, la fragmentation de l'habitat, la composition forestière), comprendre la variation des relations attribuables aux différents types de perturbation, les autres mesures relatives à l'habitat ou les contextes régionaux et compléter ou peaufiner les critères utilisés pour évaluer la condition de l'aire de répartition aux fins de la désignation de l'habitat essentiel.</p>
<p>Peaufiner les seuils relatifs à la taille de la population relativement à la probabilité de persistance</p>	<p>Développer davantage l'AVP non spatiale en :</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ intégrant l'âge maximal et la sénescence; ■ évaluant les interactions entre les paramètres démographiques sélectionnés et l'influence de la taille de la population sur ces relations, relativement au risque d'extinction et à la durée prévue avant l'extinction.
<p>Élaborer des normes d'enquête</p>	<p>Élaborer des critères et des méthodes normalisés pour les évaluations de populations du caribou boréal, y compris des renseignements sur la taille et la tendance de la population locale.</p>
<p>Déterminer les tendances de la population locale</p>	<p>Il faut les données démographiques de la population pour calculer le lambda et évaluer les tendances des populations locales, y compris des données démographiques plus détaillées (provenant des analyses de la survie, de la composition de la population et des enquêtes sur le recrutement).</p>



Tableau 7 : Calendrier d'études

Activité	Description
Déterminer la taille des populations locales	Il faut les données sur le recensement de la population pour déterminer la taille de la population actuelle.
<i>Désignation de l'habitat essentiel :</i> Déterminer la quantité, la qualité et la configuration spatiale de l'habitat nécessaires à la persistance du caribou boréal dans toute sa répartition actuelle au Canada.	
Peaufiner la quantité, la qualité et la configuration spatiale de l'habitat essentiel des populations locales	Déterminer et effectuer des études de cas à l'aide d'une modélisation de la population localisée pour étudier un éventail de conditions de la population et de de l'habitat ainsi que de scénarios de gestion, pour mieux comprendre les contraintes liées à l'habitat qui ont une incidence sur la persistance de la population (la quantité, la qualité et la configuration spatiale) et soutenir l'élaboration du Réseau de décision bayésienne. Diverses approches de modélisation doivent être étudiées pour aider à la désignation de l'habitat essentiel et à la planification du rétablissement (c.-à-d. la protection efficace et la mise en œuvre du rétablissement). D'autres approches analytiques, telles que des méta-analyses supplémentaires peuvent également soutenir cette activité.
Élaborer ou appliquer des méthodes pour déterminer les besoins et les conditions pour soutenir la connectivité de la population	L'habitat essentiel a été désigné à l'échelle de l'aire de répartition des populations locales en supposant que les populations locales avaient un échange limité d'individus avec d'autres groupes. Il peut être nécessaire d'augmenter la connectivité de la population pour soutenir la persistance des petites populations, et le maintien de la connectivité existante est un élément important de l'habitat essentiel des grandes populations. Il est nécessaire d'élaborer ou d'appliquer des méthodes visant à évaluer la connectivité de la population et sa relation aux attributs de l'habitat ou du paysage. Ces travaux pourraient être entrepris conjointement avec la modélisation de la population localisée.
Déterminer les possibilités de gestion adaptative active	Les incertitudes concernant la résilience potentielle des populations locales devant différents degrés et types de perturbation pourraient être le plus efficacement traitées au moyen de la gestion adaptative active conçue pour vérifier d'autres hypothèses en ce qui concerne la réaction de la population. Les paramètres visant à soutenir ceci pourraient être déterminés au moyen d'une modélisation de la population localisée.



5.0 REMERCIEMENTS

La présente évaluation scientifique a été possible grâce aux contributions des personnes et des organisations suivantes :

Membres du groupe consultatif scientifique :

M^{me} Fiona Schmiegelow, Ph.D. (présidente), M. Stan Boutin (Ph.D.), M. Carlos Carroll (Ph.D.), M. Réhaume Courtois (Ph.D.), M. Vince Crichton (Ph.D.), M^{me} Marie-Josée Fortin (Ph.D.), M. Mark Hebblewhite (Ph.D.), M. Dave Hervieux, M. John Nagy, M. Tom Nudds (Ph.D.), M. Richard Pither (Ph.D.), M. Gerry Racey, M^{me} Justina Ray (Ph.D.), M. Jim Schaefer (Ph.D.), M^{me} Isabelle Schmelzer (Ph.D.), M. Dale Seip (Ph.D.), M. Don Thomas (Ph.D.), M. Tim Trottier.

Comité de gestion :

M^{me} Fiona Schmiegelow (Ph.D.), et M. Stephen Virc (coprésidents), M^{me} Cathy Nielsen, M^{me} Carolyn Callaghan (Ph.D.), M. Ian Thompson (Ph.D.), M. Jason Duffe, M. Jean-François Gobeil, M. Ken Harris.

Personnel de soutien :

M^{me} Sophie Czetwertynski (Ph.D.), M^{me} Jennifer Dacosta, M^{me} Deborah Durigon, M^{me} Kim Lisgo, M^{me} Erin Neave, M^{me} Lise Picard, M. Mark Richardson, M. Robert Vanderkam.

Participants à l'atelier et autres spécialistes :

M^{me} Lija Bickis (Ph.D.), M. Glen Brown, M. Kent Brown, M. Matt Carlson, M. Bernard Chamberland, M. Brian Collins, M. Nick DeCesare, M. Andrew Devries, M. Christian Dussault, M. Elston Dzus (Ph.D.), M. Daniel Fortin (Ph.D.), M^{me} Gloria Goulet, M. Scott Grindal, M. Larry Innes, M^{me} Deborah Johnson, M. Peter Lee, M. Louis Lesage, M^{me} Andrée Mailloux, M. Jean Maltais, M. Luigi Morgantini (Ph.D.), M. Aran O'Carroll, M^{me} Rachel Plotkin, M^{me} Mary Rothsfield, M. Doug Schindler (Ph.D.), M^{me} Jennifer Simard, M. Darren Sleep (Ph.D.), M. Rob Staniland, M. Jim Stritholt (Ph.D.), M. Joerg Tews (Ph.D.), M. François Verret et M^{me} Liv Vors.

Partage des données :

Données fournies et publiées avec la permission du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Environnement et Ressources naturelles; du gouvernement de la Colombie-Britannique; de Développement durable des ressources de l'Alberta; du Comité sur le caribou de l'Alberta; de Saskatchewan Environment; de Conservation Manitoba (MC) et du Eastern Manitoba Woodland Caribou Advisory Committee (EMWCAC) (© 2008 MC et EMWCAC); du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (© 2008 Queen's Printer Ontario); du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec; de l'Université du Québec à Montréal; de l'Université du Québec à Rimouski; de l'Université Laval; du gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, Division de la faune; du ministère de l'Environnement et de la Conservation; du ministère de la Défense nationale, Goose Bay et du Comité national de direction technique sur le caribou boréal.



6.0

ANNEXE



6.1 Membres du Groupe consultatif scientifique

Mandat

Le Groupe consultatif scientifique sur le caribou boréal a pour mandat de donner des conseils scientifiques et techniques à Environnement Canada pour l'examen et la préparation d'une désignation d'habitat essentiel intégrée et scientifiquement défendable, ou un calendrier des études acceptable permettant d'obtenir cette information, qui sera affichée dans le cadre d'un programme de rétablissement sur le registre public (LEP, alinéa 41(1)c)).

Responsabilités

Le Groupe consultatif scientifique fournira continuellement des conseils ainsi qu'un examen par les pairs ouvert et transparent durant l'examen scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal. Le Groupe consultatif scientifique n'a pas la responsabilité de gérer ou de diriger la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal.

Membres du groupe consultatif scientifique

M^{me} Fiona Schmiegelow, présidente du groupe consultatif scientifique

M. Stan Boutin

M. Carlos Carroll

M. Réhaume Courtois

M. Vince Crichton

M^{me} Marie-Josée Fortin

M. Mark Hebblewhite

M. Dave Hervieux

M. John Nagy

M. Tom Nudds

M. Richard Pither

M. Gerry Racey

M^{me} Justina Ray

M. Jim Schaefer

M^{me} Isabelle Schmelzer

M. Dale Seip

M. Don Thomas

M. Tim Trottier



6.2 Délimitation des unités d'analyse pour la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal

Contexte

L'application du cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal et de l'arbre de décision qui y est lié nécessite une délimitation des unités d'analyse de la population et des aires de répartition qui leur sont associées. Ces unités d'analyse constituent le fondement de l'analyse afin de déterminer la probabilité de la persistance à partir de la qualité de l'aire de répartition et des paramètres de la population.

Aux fins de la désignation de l'habitat essentiel, les gouvernements ont fourni les unités d'analyse, qui ont été acceptées comme étant la meilleure connaissance disponible. Plusieurs provinces dotées de très grands secteurs continus d'habitats occupés n'ont pas effectué la délimitation des populations locales et n'ont fourni que la zone d'occurrence des aires de répartition continues. Selon le calendrier des études, la délimitation des populations locales de ces secteurs constitue une priorité.

Pendant l'examen scientifique, la nécessité d'un protocole normalisé est devenue évidente pour désigner les populations locales et délimiter les aires de répartition. Il est également nécessaire d'harmoniser les méthodes de délimitation des populations locales et des aires de répartition avec la variation des tendances des populations locales, la fragmentation de l'habitat et la disponibilité des données dans et entre les provinces. La discussion ci-dessous contient des directives qui devraient être utilisées pour l'élaboration d'un protocole de désignation des populations locales et de délimitation des aires de répartition aux fins du calendrier des études.

Tendance des populations locales

Souvent, le fonctionnement démographique des populations comporte des échelles différentes de celles suggérées par les indicateurs génétiques. Il nous faut donc distinguer les **unités d'analyse qui sont fondées sur la démographie** de celles qui comportent une différence génétique (p. ex., Esler *et coll.*, 2006). À partir d'une modélisation par simulation, Hastings (1993) a suggéré un seuil de migration de < 10 % pour la définition des unités démographiques indépendantes. Dey *et coll.* (2006) ont également utilisé la modélisation par simulation pour démontrer que les sous-populations agissent comme une grande population lorsque les taux de migration atteignent 20 %. Bien que cette question soit fondamentale pour comprendre l'activité des populations, elle a été peu étudiée (Waples et Gaggiotti, 2006).

Pour les besoins du cadre de désignation de l'habitat essentiel, nous avons défini la population locale comme étant un groupe de caribous qui occupent un secteur défini pouvant être distingué spatialement des secteurs occupés par d'autres groupes. (Remarquez que dans la plupart des cas, l'unité d'analyse est la population locale.) Les populations locales



ont peu d'échanges d'individus avec les autres groupes, de sorte que la dynamique des populations est déterminée par des facteurs locaux qui influent sur les taux de naissances et de décès plutôt que par l'immigration ou l'émigration entre les groupes. Les conditions écologiques, de même que les tendances et l'intensité de la perturbation anthropogénique, varient considérablement au sein de la répartition du caribou boréal à l'échelle nationale, ce qui entraîne une variation dans les tendances des populations locales. Une population locale est la plus petite unité démographique ayant un taux d'émigration et d'immigration annuel de $\leq 10\%$. Certaines populations locales peuvent être distinctes spatialement et avoir peu d'échanges d'individus, voire aucun ($\leq 5\%$). Les populations locales peuvent également exister dans une répartition plus grande et continue où l'échange périodique d'individus peut être plus important ($> 5\%$ mais $\leq 10\%$). Par contre, une population locale peut occuper une grande répartition continue comportant un échange régulier d'individus ($> 10\%$ d'immigration et d'émigration).

Par conséquent, trois hypothèses sont proposées sur les tendances des populations locales du caribou boréal, basées sur la tendance des déplacements :

- 1) Des populations locales distinctes et des aires de répartition spatialement distinctes;
- 2) De multiples populations locales à l'intérieur d'un grand secteur d'habitat relativement continu;
- 3) Une importante population locale dans un grand secteur d'habitat relativement continu.

Du point de vue de la dynamique des populations, les hypothèses 1 et 3 sont identiques et ne diffèrent que dans l'étendue du secteur occupé par une population donnée. Toutefois, certaines conséquences de la désignation de l'habitat essentiel et de la délimitation des unités d'analyse nécessitent que ces deux situations soient considérées comme des tendances de la population différentes.

La documentation contient des exemples d'utilisation de données sur les déplacements des animaux pour déterminer les taux d'immigration et d'émigration, qui peuvent servir à l'évaluation des tendances de la population. McLoughlin *et coll.* (2002) ont été en mesure de déterminer un taux d'échange annuel de 3,4 à 13 % chez les femelles et de 7 à 35 % chez les mâles, et ont conclu que les populations d'ours bruns (déterminées par des analyses typologiques de données sur les déplacements) dans leur secteur étudié devraient être considérées comme des populations continues (ouvertes). Bethke *et coll.* (1996) ont conclu, dans leur analyse des ours bruns de l'Arctique de l'Ouest canadien, que trois populations identifiées dans leur étude étaient relativement fermées (c.-à-d. qu'il y avait peu d'immigration et d'émigration des femelles dotées d'un collier relié à un émetteur radio chez les populations qui se côtoyaient durant une partie de l'année). Les exemples donnés ci-dessus sont basés sur des études à court terme. La dynamique des écosystèmes boréaux et la biologie des caribous doivent être examinées dans des études visant à évaluer les taux d'immigration et d'émigration du caribou boréal à long terme. Il convient également de signaler que les populations qui correspondent à une hypothèse peuvent correspondre à une autre hypothèse dans des conditions environnementales différentes, comme d'importants



brûlis, des barrières imposées par l'activité humaine, ou si des nouvelles données sont fournies. Il est donc important de réévaluer et de mettre à jour régulièrement les tendances de la population et les aires de répartition.

D'un point de vue pratique, l'absence de données sur les déplacements du caribou dans certaines régions rendra impossible le calcul des taux d'immigration et d'émigration pour déterminer la structure spatiale des populations. En l'absence de données suffisantes sur l'immigration et l'émigration, il faut utiliser les données disponibles sur les déplacements des animaux et sur les levés, et le degré de séparation géographique du secteur d'occupation pour déterminer l'hypothèse la plus plausible relative à la tendance des populations locales. La quantité et la qualité des données utilisées pour délimiter les populations locales et les aires qui y sont associées varient dans et selon les provinces, et le niveau de certitude pour corroborer la délimitation des populations locales varie en conséquence. La certitude doit être rétablie par un calendrier des études, et avec le temps, des ajustements devraient être apportés à la désignation des populations locales et à l'unité d'analyse qui y est associée.

Quel est le lien entre l'aire de répartition et l'unité d'analyse pour l'application de l'arbre de décision de l'habitat essentiel?

Lorsque des limites géographiques naturelles ou des altérations de l'habitat ont donné lieu à des populations locales distinctes et que les limites de l'aire de répartition ont été délimitées à partir des données sur les déplacements des animaux et les dynamiques de la forêt, les populations locales et l'aire qui leur est associée sont désignées et elles constituent l'unité d'analyse pour la désignation de l'habitat essentiel.

La délimitation des aires de répartition des populations locales de caribou est plus difficile dans les secteurs dépourvus de limites géographiques naturelles ou d'altérations de l'habitat et lorsqu'elles sont réparties dans de grands secteurs d'habitat relativement continus. La zone d'occurrence entière d'une aire de répartition de l'habitat relativement continue devrait être incluse dans la délimitation des unités d'analyse. Cela résout la préoccupation voulant que la définition des aires de répartition non continues entraîne la fragmentation de la répartition continue et une perte de connectivité entre les populations locales. En l'absence de preuve du contraire, cette mesure correspond aussi à une approche prudente.

Désignation de l'aire de répartition

La désignation des aires de répartition peut être confondue par de multiples facteurs qui peuvent différer d'une population locale à l'autre, et elle peut être mal comprise :

- La définition de l'aire de répartition comprend les facteurs qui limitent les indices vitaux comme la prédation, l'abondance de nourriture et d'autres composantes de la qualité de l'habitat;
- Souvent, le caribou occupe des aires saisonnières distinctes, particulièrement durant l'été et l'hiver; il faut comprendre les conditions nécessaires au maintien de la connectivité entre les paysages terrestres utilisés durant les différentes saisons;



- Dans ses aires de répartition, le caribou peut occuper des secteurs différents et changeants sur des périodes de temps relativement courtes, même si les « secteurs centraux » peuvent être constants au cours de ces périodes;
- Le caribou peut occuper des aires de répartition différentes et changeantes pendant de longues périodes en raison de facteurs qui sont probablement liés aux perturbations, à l'approvisionnement en nourriture et à l'abondance de prédateurs, à des perturbations anthropogéniques directes et indirectes, et à d'autres stressseurs qui contribuent à altérer les régimes de perturbations naturelles et la disponibilité de la nourriture;
- Les aires de répartition des populations locales de caribou ont changé au cours de l'histoire et ont perdu du terrain dans de nombreuses parties du pays; il faut donc déterminer une « date de début » pour la délimitation de l'aire de répartition;
- Les forêts boréales changent en réaction aux perturbations naturelles (feu, infestations d'insectes, vent) et à la succession de la végétation naturelle avec le temps. Les changements climatiques peuvent aussi influencer sur les conditions de l'aire de répartition, à court et à long terme. Même en l'absence d'humains, le caribou réagit à ces changements en changeant d'aire de répartition. C'est pourquoi l'aire de répartition ne doit pas être vue comme statique dans le temps ou l'espace;
- Il peut exister un petit reste de populations de caribous dans des aires de répartition plus petites que ce dont ils ont besoin pour une persistance à long terme; par conséquent, les aires futures peuvent être plus étendues que les aires présentes; et
- selon leur sexe, les caribous peuvent avoir différentes stratégies d'utilisation des aires de répartition. Les différences sexuelles dans l'aire de répartition (ou l'aire totale) ne peuvent être comprises si les deux sexes ne sont pas observés.

Par conséquent, l'« utilisation de l'aire de répartition » est un concept dynamique et la délimitation nécessitera une évaluation et une mise à jour régulières (p. ex., Racey et Arsenault, 2007).

Compte tenu de ces dynamiques, l'aire de répartition pourrait être définie en termes probabilistes à partir de diverses sources d'information, mais particulièrement à partir de données sur l'emplacement des animaux. Les aires de répartition devraient être attribuées d'une manière semblable aux domaines vitaux provenant des données sur l'emplacement pour les animaux individuels. Dans le cas présent, des lignes directrices sont nécessaires pour un nombre minimal d'animaux à partir duquel des données sont recueillies, y compris des données sur les deux sexes et la dispersion des colliers dans l'aire de répartition visée. Trois méthodes de délimitation de l'aire de répartition sont couramment utilisées; elles sont fondées sur les données relatives à l'emplacement : polygone convexe minimal, estimateur noyau de probabilité paramétrique ou estimateur noyau de probabilité non paramétrique. La première méthode (PCM) est la moins prudente, alors que les deux autres indiquent une « probabilité des surfaces d'occupation » qui sont influencées par le nombre d'observations dans l'ensemble des données. Lorsque l'aire de répartition est fondée sur un nombre d'observations limité, il peut être possible d'attribuer aux composantes de l'habitat environnant une probabilité d'occupation basée sur la modélisation des niches puis d'utiliser cette information pour améliorer l'estimation de l'aire de répartition. D'autres travaux sont



nécessaires pour assurer que les protocoles de délimitation des aires de répartition tiennent compte adéquatement des facteurs à grande échelle qui influent sur les déplacements et l'occupation du caribou.

Considérations dans la définition de l'aire de répartition d'une population locale

1. Qu'est-ce qu'une « aire de répartition actuelle »?

Une aire de répartition actuelle est une zone géographique dans laquelle il y a une grande probabilité d'occupation par des individus d'une population locale qui sont tous soumis aux mêmes influences touchant les indices vitaux durant une période donnée. Cette définition englobe les idées d'occupation probabiliste, d'influences fonctionnelles, de temps et d'espace.

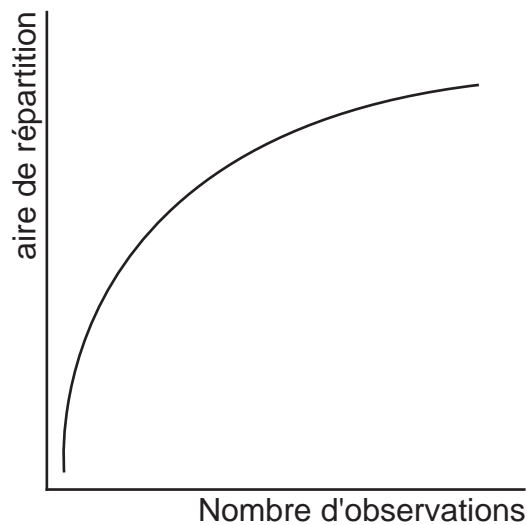
2. Combien d'observations sont nécessaires, et pendant combien de temps, pour fournir une probabilité élevée que l'aire de répartition définie soit exacte?

Le nombre d'observations requis peut changer selon la taille de la population et sa situation. Une réponse approximative peut être déterminée en marquant la superficie de l'aire de répartition en fonction du nombre d'observations et en cherchant une asymptote (figure 1). La probabilité que l'aire de répartition soit définie correctement dépend également de la qualité des données utilisées (observation épisodique et levé aérien versus étude par radiotélémétrie et dispersion des observations dans la population, spatialement et entre les sexes).

Les observations faites au cours des 20 dernières années devraient être considérées comme une preuve pour la délimitation de l'aire de répartition d'une population locale. Cette période permet une variabilité temporelle dans les secteurs occupés pendant des années et des effets retardateurs causés par les changements. Cependant, la décision sans appel sur la période indiquée pour inclure les observations devrait être fondée sur la dynamique du paysage terrestre pour la population locale visée.

3. Parmi les estimateurs du secteur (PCM, noyau paramétrique et non paramétrique), quelle méthode devrait être utilisée (en tenant compte des facteurs liés à la taille de l'échantillon)?

L'application du noyau paramétrique et du noyau non paramétrique définirait un secteur plus petit qu'un PCM en raison du retrait des valeurs aberrantes. Une approche prudente serait celle du polygone convexe minimal pour fournir un estimateur prudent de l'aire de répartition. Il importe de signaler que toutes les méthodes sont influencées dans une certaine mesure par le nombre d'emplacements (Girard *et coll.*, 2005).



Annexe 6.2 – figure 1. Marquage hypothétique de la superficie de l'aire de répartition par rapport à plusieurs observations animales nécessaires pour définir avec exactitude l'aire de répartition.

4. Après combien de temps une aire de répartition devrait-elle être réexaminée?

Les aires de répartition définies devraient être réexaminées aussitôt que de nouvelles données deviennent disponibles et au moins tous les cinq ans.

Quels facteurs additionnels devraient être pris en considération dans la délimitation d'aires de répartition en tant qu'unités d'analyse pour de multiples populations locales au sein d'un grand secteur d'habitat continu?

Les directives ci-dessous contiennent essentiellement les critères recommandés pour subdiviser une répartition continue dans des aires de répartition de populations locales. La priorité réside donc dans les décisions relatives à l'emplacement des limites de l'aire de répartition des populations locales dans un grand secteur d'habitat continu. Il convient de signaler que dans les secteurs où peu de données sont disponibles, les populations du caribou boréal peuvent sembler manquer de structure évidente. Dans ce cas, cette directive serait également pertinente durant le processus d'acquisition de nouvelles connaissances.

1. Données sur les déplacements et le levé des animaux

La méthode la plus défendable et solide pour délimiter les unités d'analyse pour de multiples populations locales dans un habitat continu est de supposer des « surfaces » à partir de la surveillance des déplacements des animaux (des animaux choisis parmi une grande variété d'emplacements dans le paysage terrestre). Pour les multiples populations locales d'un habitat continu, une analyse typologique des déplacements peut être utilisée pour définir l'effectif d'un groupe (Taylor *et coll.*, 2001). Bethke *et coll.* (1996) ont utilisé des données de radiotélémétrie et l'analyse typologique pour délimiter les populations d'ours polaires (*Ursus maritimus*) dans le haut Arctique canadien. Ils ont recherché la présence de regroupements



spatiaux d'animaux à partir des données sur les déplacements, puis ils ont appliqué un estimateur du domaine vital pour déterminer l'aire de répartition géographique des populations à des fins de conservation. Schaefer *et coll.* (2001) et Courtois *et coll.* (2007) ont utilisé des analyses typologiques floues pour délimiter les populations de caribous.

Des levés aériens et au sol systématiques ou non systématiques peuvent aussi être utilisés pour délimiter l'aire de répartition saisonnière et totale lorsque des données de télémétrie ne sont pas disponibles. Cependant, parce que les caribous forestiers se dispersent surtout au printemps et à l'été, les observations durant l'hiver seulement peuvent entraîner une sous-estimation de l'aire de répartition.

Le critère suivant devrait être considéré en plus, ou en l'absence, des données adéquates de type baguage ou de données sur le levé des animaux dans la délimitation d'une aire de répartition pour de multiples populations locales dans une répartition d'habitat occupé continu.

2. Étendue spatiale

L'étendue de l'aire physique déterminée comme une aire de répartition pour une population locale dans une répartition continue est essentielle pour fournir une aire suffisamment grande pour soutenir une population locale du caribou boréal autosuffisante.

Les données disponibles sur les déplacements des animaux ou sur les levés devraient d'abord être considérées dans la détermination de l'étendue spatiale de l'aire de répartition. Il est possible de trouver une orientation plus poussée de niveau commun pour l'étendue spatiale de l'aire de répartition des populations locales dans une répartition continue en déterminant l'aire nécessaire pour soutenir une population persistante selon des hypothèses de densité et de taille de la population-cible. Les résultats de l'AVP heuristique et de la documentation (Callaghan, commentaire personnel) suggèrent un peu plus de 300 animaux pour une viabilité de la population à long terme, étant donné les taux moyens de survie des petits et des femelles. Par exemple, si les densités de toute l'aire de répartition du caribou boréal sont de 2 à 3 par 100 km² et si la population est de 300 animaux, une directive raisonnable pour une unité d'analyse pourrait être de l'ordre de 10 000 km² à 15 000 km².

Il est possible de trouver des données additionnelles sur la superficie des aires de répartition nécessaires en examinant la superficie des aires de répartition occupées par des populations locales qui montrent $\lambda \geq 1$, qui ont une population supérieure à 300 et qui occupent des zones géographiques ou des habitats semblables.

3. Modificateurs de l'étendue spatiale

L'étendue spatiale doit être suffisamment grande pour contenir la dynamique des forêts naturelles et la présence d'habitats successifs. La fréquence et l'importance des perturbations naturelles devraient être prises en considération, et de plus grandes aires devraient être définies si le cycle de la dynamique naturelle est très agressif.



4. Preuve du partage de la géographie

Considérer toute preuve, le baguage ou autre, qui démontre que le caribou se déplace d'un lieu à un autre chaque saison, ou partage une géographie pendant une partie de l'année. La connaissance autochtone peut être très utile pour connaître ces liens. Le fait que les animaux partagent un lien signifie qu'il faut probablement les considérer comme appartenant à la même aire de répartition.

5. Fonctions de l'habitat et réponses comportementales

Les grands secteurs dont l'expression des fonctions de l'habitat et les réponses comportementales sont semblables justifient qu'on les garde dans la même aire de répartition. Cela avantagerait les caribous dont les modèles comportementaux sont adaptés à certaines caractéristiques ou fonctions du paysage terrestre et cela faciliterait la prise de mesures de protection efficaces. Les fonctions de l'habitat associées au cycle biologique du caribou s'expriment de nombreuses façons au Canada selon la topographie, l'hydrologie et la géologie superficielle. Finalement, cela indique la façon dont les animaux semblent trouver leurs refuges (éviter des prédateurs), leur nourriture (ressources pour la subsistance) et d'autres exigences durant un cycle annuel. Pour les refuges et la nourriture, il faut prendre en considération les principales réponses comportementales du caribou envers les montagnes, les contreforts ou d'autres terrains accidentés, les lacs ayant des îles, les tourbières, les grandes aires composées de vieilles forêts de conifères, les reliefs pauvres en nutriments, les grandes aires d'exposition de substratum, etc. dans la délimitation de l'aire de répartition.

Des variations dans les fonctions de l'habitat surviennent à toutes les échelles, et seules les tendances très grandes et importantes devraient être considérées ici. Un bon exemple en Ontario serait le lien et l'interaction évidents entre les animaux qui partagent le lac Nipigon et le continent, ou les animaux qui dépendent des basses terres de la baie d'Hudson et du bouclier.

6. Facteurs de risques prédominants

Il faut considérer les grands types de facteurs de risques, naturels et humains, dans la délimitation de l'aire de répartition. Les régimes de perturbation anthropogéniques et leurs contributions cumulatives aux moteurs écologiques naturels devraient être considérés, mais ils ne remplacent pas les facteurs écologiques. Les facteurs de risques dominants comprennent la foresterie, l'huile et le gaz et les routes associées; le feu ou la succession, la prédation par les loups, la maladie (p. ex., ver des méninges); ou les récoltes de subsistance des Autochtones. La reconnaissance de l'existence possible des facteurs de risques dans de nombreuses combinaisons et la prise en considération des grandes tendances qui peuvent survenir dans des zones géographiques spécifiques fourniront de l'information additionnelle pour les décisions relatives à l'endroit où subdiviser une plus grande partie de répartition continue dans les aires de répartition des populations locales.



L'aire de répartition d'une population locale unique ayant une grande répartition continue devrait-elle être sous-échantillonnée afin de désigner l'habitat essentiel?

La délimitation des aires d'une population locale unique qui sont très grandes (c. à d. la répartition dans les T.N.-O. en tant qu'unité d'analyse unique d'une population locale, ou dans tout le Québec) peut entraîner une condition moyenne qui masque la variation au sein de la grande aire de répartition d'une population continue. Cela pourrait entraîner la perte d'une importante aire de répartition occupée (récession importante d'une aire) et une érosion de la population nationale tout en soutenant une population locale autosuffisante. Cela irait à l'encontre du but et des objectifs du programme de rétablissement, qui vise le maintien de la répartition actuelle. Ces grandes aires seraient également dépourvues de liens démographiques solides dans leur étendue, un important facteur pratique et théorique dans la désignation de l'habitat essentiel. Par conséquent, il pourrait être nécessaire de subdiviser les grandes aires de populations continues en petites unités d'analyse contiguës pour appliquer le principe de précaution. L'idéal serait de les subdiviser le long des frontières écologiques.

Les limites de l'unité d'aménagement forestier (UAF) devraient-elles être utilisées pour délimiter les unités d'échantillonnage au sein de l'aire des populations locales dans une répartition continue?

Notre recommandation est de délimiter de grandes unités d'analyse uniquement à partir des données sur les déplacements des animaux et des facteurs écologiques énumérés ci-dessus. Les objectifs généraux pour l'habitat du caribou (particulièrement la composition de la forêt et la connectivité) pourraient être déterminés à l'échelle de l'aire de répartition avec des objectifs précis attribués à chaque UAF partiellement ou totalement inclus dans l'aire. En d'autres termes, intégrer les UAF dans les aires définies pour les populations locales à l'intérieur d'une répartition continue plutôt que le contraire. Si l'UAF est conforme à la plupart des facteurs considérés comme des critères pour la délimitation de l'aire de répartition, comme il est indiqué ci-dessus, il s'agit probablement d'une unité raisonnable. Lorsque l'UAF ne répond pas au critère susmentionné, il devient moins acceptable.

La justification de cette formule est appuyée par les éléments suivants :

- Les unités semblent très différentes d'une province à l'autre (et même au sein d'une même province) et varient considérablement de dimension et de forme, et sont rarement conformes aux moteurs écologiques. Dans certaines provinces, il est surprenant de constater qu'elles sont dynamiques et qu'elles ont souvent de nouvelles configurations et amalgamations. Dans certains cas, les unités d'aménagement forestier peuvent représenter plus d'un bloc de terre distinct séparé par de grandes distances.
- Des facteurs de planification sociale ne devraient pas l'emporter sur les moteurs écologiques essentiels. Toutefois, si les moteurs écologiques et les facteurs relatifs à la planification sociale sont proches d'un point de vue géographique, il est possible de faire concorder les limites de l'aire avec d'autres limites d'unités de gestion existantes.



Références

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Hasting, A. 1993.** « Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations », *Ecology*, vol. 74, p. 1362-1372.
- 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., 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.
- 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.
- 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.
- 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.



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.



6.3 Analyse documentaire de l'utilisation de l'habitat du caribou boréal (*Rangifer tarandus caribou*) dans les écozones au sein de leur répartition au Canada

INTRODUCTION

Les caribous des bois (*Rangifer tarandus caribou*) sont répartis dans neuf écozones de la forêt boréale du Canada. Plusieurs écotypes de caribous des bois ont été classifiés, dont le caribou boréal, toundrique, montagnard du Nord et montagnard du Sud, selon leur adaptation à divers environnements (Thomas et Gray, 2002). En 2002, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a inclus le caribou boréal parmi les espèces menacées (Thomas et Gray, 2002). Le caribou boréal est un écotype de caribou des bois sédentaire qui vit dans la forêt. L'aire de répartition du caribou boréal s'étend dans toute la forêt boréale, dans neuf provinces et territoires, du sud-ouest des Territoires du Nord Ouest au Labrador (figure 1).

L'habitat comprend l'ensemble des ressources et des conditions biotiques et abiotiques qui gouvernent la survie, la reproduction et la présence d'une espèce (Caughley et Gunn, 1996). Les facteurs limitants des populations de caribou comprennent la prédation (Bergerud, 1974, 1980; Bergerud et Elliot, 1986; Seip, 1991; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Rettie et Messier, 1998; Whittmer *et coll.*, 2005), les conditions météorologiques (Brown et Theberge, 1990), la disponibilité de la nourriture (Schaefer, 1988), le harcèlement des insectes (Downes *et coll.*, 1986; Walsh *et coll.*, 1992) et les récoltes des humains (Bergerud, 1967; Edmonds, 1988).

La clé de la compréhension de l'habitat est l'échelle. Les animaux individuels choisissent leur habitat à de multiples échelles afin de répondre aux besoins de leur cycle vital et d'éviter les dangers. Johnson (1980) a proposé une hiérarchie de sélections d'habitats, y compris une échelle des aires d'une espèce, une échelle du domaine vital dans les habitats des aires de répartition (saisonniers), et des échelles plus fines de sélection de ressources, en s'efforçant de réduire au minimum les effets des facteurs limitants.

Rettie et Messier (2000) ont émis l'hypothèse voulant que, dans les échelles spatiales, les facteurs limitant les populations puissent être liés à la sélection de l'habitat. Cet argument comporte deux éléments : premièrement, la sélection de l'habitat peut se faire sur plusieurs échelles simultanément, et souvent sous la forme d'une hiérarchie. Par exemple, les animaux peuvent choisir un domaine vital, des lieux d'alimentation dans ce domaine vital et des aliments dans un lieu (Senft *et coll.*, 1987). Deuxièmement, la sélection à chacune de ces échelles représente un classement de facteurs limitants. Les animaux choisiraient des ressources (ou évitent certaines conditions) en vue de surmonter la principale limite à chaque échelle; s'ils sont incapables de le faire, ils continuent de choisir cette ressource à des échelles de plus en plus fines. Les échelles de sélection de l'habitat peuvent donc révéler une liste ordonnée de facteurs limitants. Les échelles plus larges sont les plus pertinentes pour la survie et la reproduction (Rettie et Messier, 2000).



Il y a consensus à l'idée que le principal facteur limitant immédiat des populations de caribous boréaux est la prédation, déterminée par des changements de paysages naturels ou causés par les humains qui favorisent les premiers stades de succession écologique et des densités plus élevées de proies alternatives (Bergerud et Elliott, 1986; Bergerud, 1988; Ferguson *et coll.*, 1988; Seip, 1992; Cumming *et coll.*, 1997; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Rettie et Messier, 1998; Schaefer *et coll.*, 1999; Courtois, 2003; Courtois *et coll.*, 2007; Vors *et coll.*, 2007). La répartition du caribou des bois semble se faire en refuge, souvent loin des densités élevées de prédateurs et de leurs proies alternatives (Bergerud *et coll.*, 1984; Bergerud, 1985; Cumming *et coll.*, 1996; Rettie, 1998; James, 1999; Racey et Armstrong, 2000). Si le caribou peut trouver ce refuge, la neige semble agir comme facteur à des échelles légèrement plus fines, comme les secteurs de nourriture ayant une couche de neige plus légère et moins épaisse (Stardom, 1975; Brown et Theberge, 1990). Enfin, la sélection des lichens a lieu à des échelles encore plus fines, comme des cratères d'alimentation choisis pour leur contenu élevé en lichen (Schaefer et Pruitt, 1991) ou les graminées et la prêle.

L'échelle de sélection de l'habitat doit indiquer l'importance relative des facteurs limitants, alors qu'un facteur limitant doit déterminer le comportement de sélection à des échelles de plus en plus fines jusqu'à ce que le prochain facteur limitant le plus dominant remplace la sélection (Rettie et Messier, 2000). Bergerud *et coll.* (1984) ont émis l'hypothèse selon laquelle la diminution de l'exposition à la prédation est le moteur le plus fort de sélection de l'habitat du caribou à l'échelle brute. Par exemple, à grande échelle, le caribou boréal choisit les forêts de conifères matures et les complexes de tourbières, qui hébergent peu de prédateurs ou de proies alternatives. Durant la saison de mise bas, les femelles choisissent habituellement les îles arborées entourées d'eau libre dans les tourbières ou les lacs afin de réduire davantage le risque de prédation. On croit que l'eau libre facilite la fuite contre les prédateurs. Bien que certaines de ces îles puissent favoriser une qualité et une quantité de nourriture sous-optimale, l'inférence est que le risque de prédation dépasse le besoin de nourriture de haute qualité et que la prédation demeure le principal facteur limitant dans un domaine vital.

Aux échelles spatiales fines, la disponibilité de la nourriture et les facteurs liés au microclimat sont considérés comme d'importants moteurs de sélection de l'habitat du caribou (Rettie et Messier, 2000). Au printemps, les femelles se nourrissent de nutriments importants pour la lactation (prêle et graminées), et durant l'hiver, elles se nourrissent de carex riches en protéines (*Carex spp.*), de prêle, de lichens terrestres et, dans certains secteurs, de lichens corticoles (p. ex., *Bryoria spp.* et *Alectoria sarmentosa*; Helle, 1980, dans Rettie et Messier, 2000). Durant l'été, lorsque les insectes piqueurs sont abondants, le caribou boréal utilise les crêtes peu boisées près des lacs, censément pour échapper au harcèlement des insectes (Shoesmith et Storey, 1977; Hillis *et coll.*, 1998).

Bien que les caribous boréaux soient considérés comme non migrants, leurs déplacements entre les aires de répartition saisonnières (particulièrement avant la mise bas et le rut) varient considérablement, allant de presque aucun déplacement entre les saisons en Alberta, au centre de la Saskatchewan et au sud-est du Manitoba (Fuller et Keith, 1981; Darby et Pruitt,

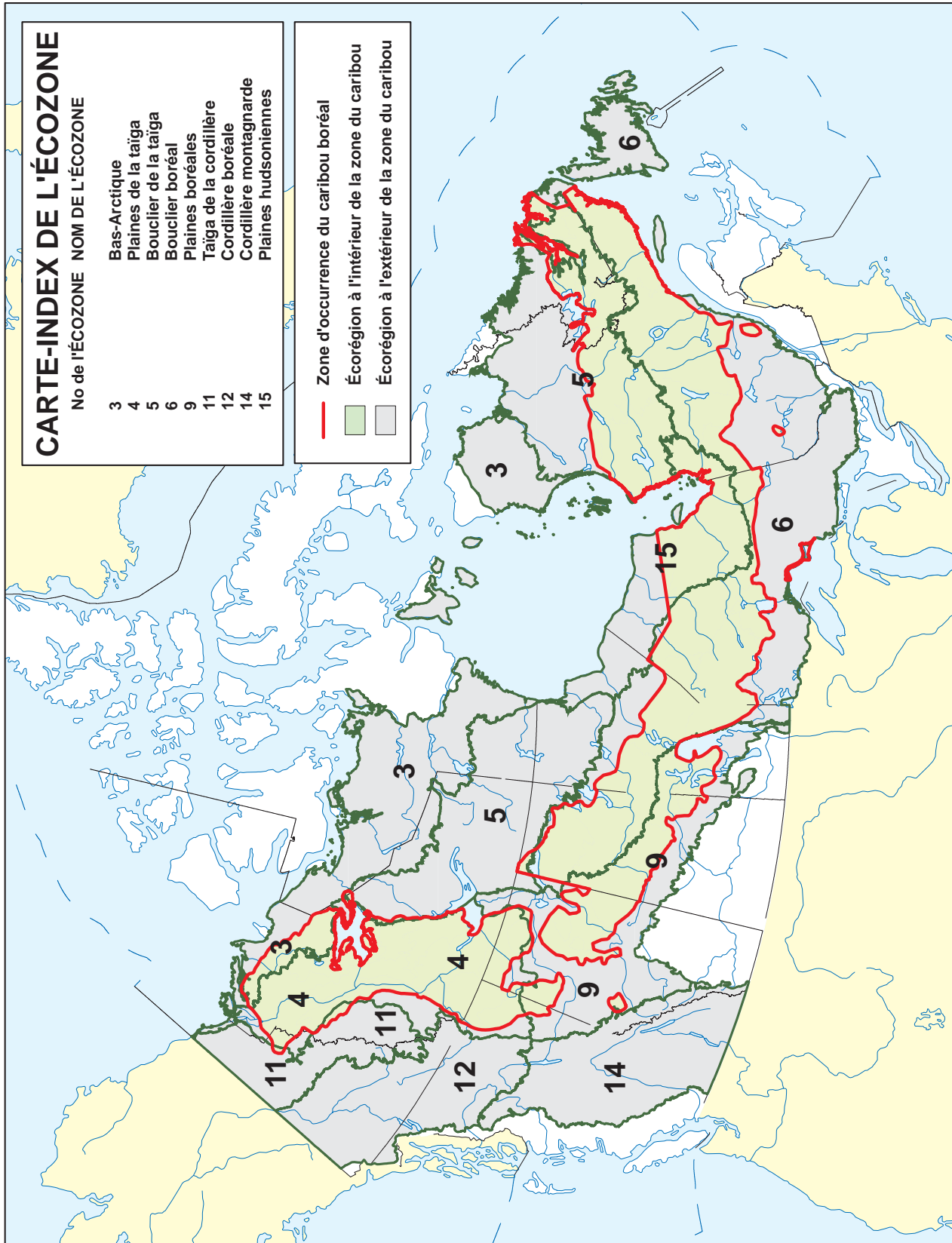


1984; Bergerud, 1985; Edmonds, 1988; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Rettie et Messier, 2000), à des déplacements de plus de 20 km au nord-ouest de l'Ontario (Ferguson et Elkie, 2004a) ou de 40,5 km de distance moyenne (aire de 12 à 119 km) au nord-est de la C.-B. (Culling *et coll.*, 2006) et de 75 km au Labrador (aire de 10 à 520 km; Brown *et coll.*, 1986). Les caribous boréaux du Manitoba se déplaçaient à des distances de plus de 200 km (V. Crichton, commentaire personnel). La connectivité entre les habitats saisonniers remplit une fonction essentielle dans la réduction du risque de prédation du caribou boréal durant les périodes de déplacements accrus. Les caribous qui migrent en provenance et à destination des aires d'hivernage utilisent les forêts de conifères (Ferguson et Elkie, 2004a; Darby et Pruitt, 1984; Lefort *et coll.*, 2006). Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous évitaient habituellement les eaux libres, les zones perturbées et ouvertes, et ils utilisent les forêts de conifères durant la migration en provenance et à destination de leurs aires d'hivernage (Ferguson et Elkie, 2004a).

Les conditions de l'habitat dans toute l'aire de répartition ont une incidence sur la viabilité des populations du caribou boréal. La plus grande menace du caribou boréal est l'augmentation de la prédation, apparemment liée aux changements d'habitats qui accroissent le nombre et la répartition d'espèces prédatrices alternatives et des prédateurs qui leur sont associés dans l'habitat du caribou. Par conséquent, même si des pratiques de gestion spéciales peuvent être nécessaires pour protéger les habitats de nourriture saisonniers, les terrains de mise bas et la connectivité de la migration, il est également important de gérer les habitats environnants afin de diminuer les risques de prédation, même si le caribou n'« utilise » que rarement sinon jamais ces habitats. Le caribou ne réagit pas au paysage terrestre à des échelles humaines; leur « utilisation » des habitats semble s'étendre sur des kilomètres (Mayor *et coll.*, 2007), bien au-delà des limites de la perception humaine traditionnelle. L'importance de la gestion de l'habitat dominant entourant l'habitat principal pour diminuer le risque de prédation est reconnue pour l'écotype du caribou montagnard, qui est également aux prises avec un risque accru de prédation lorsque le nombre et la répartition d'ongulés aux premiers stades de succession a été modifié à la suite d'un changement d'habitat (gouvernement de la Colombie-Britannique, 2005).

L'objectif du présent rapport est de faire la synthèse de l'utilisation de l'habitat du caribou boréal à partir d'études publiées dans la documentation spécialisée et de rapports gouvernementaux et non gouvernementaux.

La description de l'utilisation de l'habitat est organisée par écozone (figure 1), la classification la plus généralisée du cadre canadien de hiérarchie de l'unité écologique (Groupe de travail sur la stratification écologique (GTSE), 1995). La plus grande écozone, le bouclier boréal, est divisée en cinq régions forestières adaptées à partir de Rowe (1972). L'utilisation de l'habitat a été étudiée chez les populations vivant à l'extérieur de l'aire de répartition du caribou boréal (c. à d. les montagnes du sud ou Terre-Neuve) lorsque les résultats étaient considérés comme utiles pour la définition de l'habitat essentiel du caribou boréal. Pour chaque écozone, l'habitat du caribou à grande échelle est décrite, suivi de l'habitat à plus petite échelle pour chaque saison (mise bas, élevage, rut, hiver [début et fin]) et les périodes de déplacements entre les saisons.



Annexe 6.3 – Figure 1. La répartition du caribou boréal dans neuf écozones au Canada.



Dans la mesure du possible, les noms communs et uniformes d'espèces végétales et les types d'habitat ont été mentionnés. Dans certains cas, les noms communs variaient d'une écozone à l'autre (p. ex., bog, bog structuré, bog de bassin, complexe de tourbière, muskeg arboré, zone humide arborée, etc.).

ÉCOZONE DU BOUCLIER DE LA TAÏGA

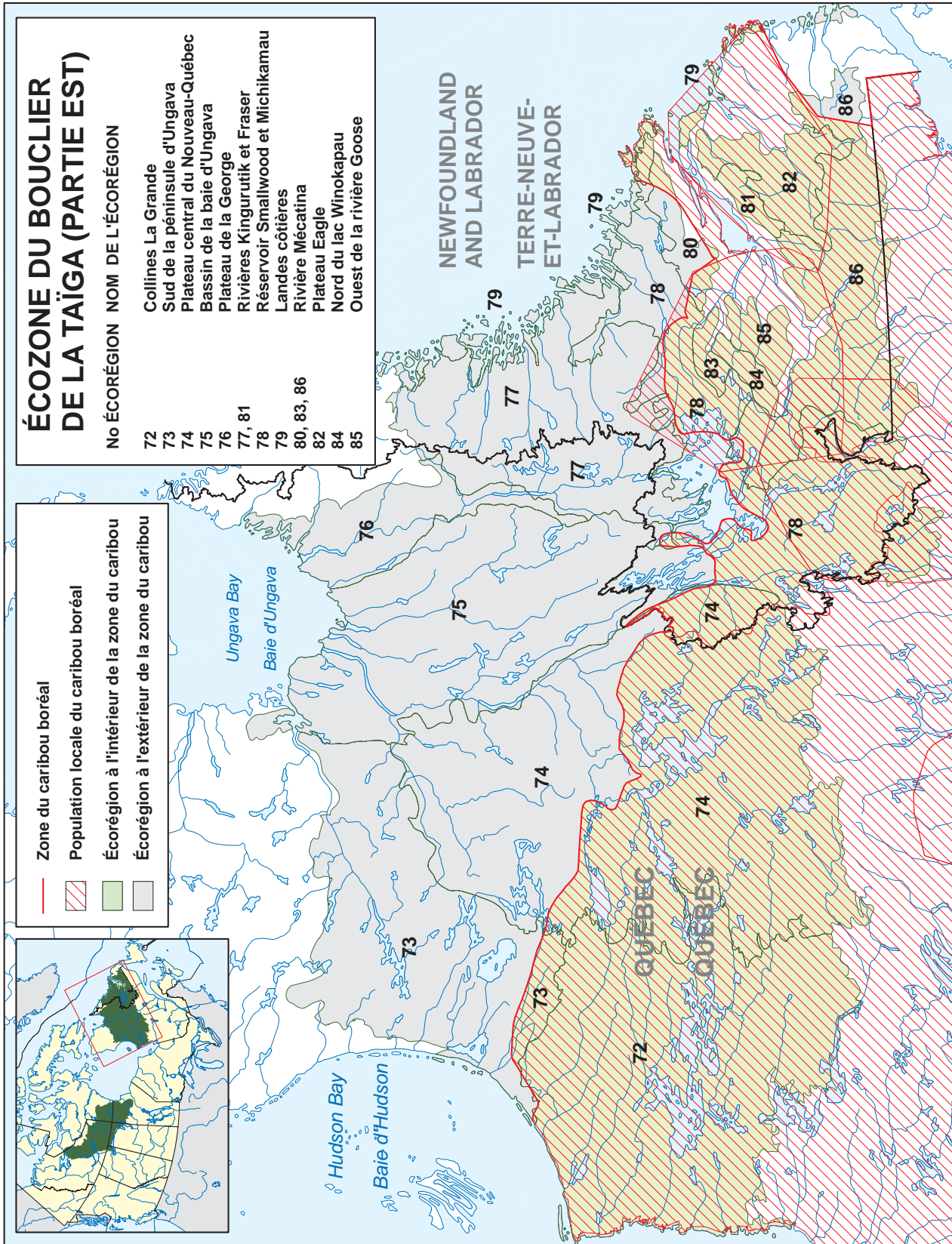
Hautes terres de la rivière Coppermine, hautes terres du lac Tazin, hautes terres du lac Selwyn, collines La Grande, sud de la péninsule d'Ungava, Plateau central du Nouveau-Québec, bassin de la baie d'Ungava, rivières Kingurutik et Fraser, réservoir Smallwood et Michikamau, landes côtières, nord du lac Winokapau, ouest de la rivière Goose, rivière Mécatina, Plateau Eagle, lac Harp, lac Nipishish (68, 69, 71, 72, 73, 74, 75, 77 (81), 78, 79, 80 (83, 86), 82, 84, 85)

L'écozone du bouclier de la taïga se trouve à l'est de la baie d'Hudson, au nord du Québec et au sud du Labrador (figure 2) et comprend la forêt de la taïga et le Bouclier canadien sur un relief vallonné (GTSE, 1995). Le paysage terrestre est dominé par des erratiques du substratum, des eskers et des dépôts de morainiques en bosses et en crêtes. Cette écozone contient de nombreux lacs, tourbières et forêts claires parsemés de forêts d'arbustes et de prés. L'épinette noire (*Picea mariana*) est l'espèce dominante dans cette écozone, sauf au sud, où dominent les peuplements mixtes d'épinettes blanches (*Picea glauca*), de sapins baumiers (*Abies balsamea*), de peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides*), de peupliers baumiers (*Populus balsamifera*), et de bouleaux à papier (*Betula papyrifera*). La toundra arctique ouverte domine au nord de l'écozone. Les forêts claires d'épinettes noires et de pins gris (*Pinus banksiana*) dominent au centre de l'écozone, et les lichens (*Cladonia* et *Cladina*) constituent les principales espèces en sous-étage. Les forêts à lichens apparaissent généralement dans les sols légers et pauvres en nutriments des dépôts glaciaires.

Les hautes terres sont bien drainées et vulnérables aux incendies. Le bouleau à papier et le mélèze laricin (*Larix laricina*) sont considérés comme les espèces pionnières dominantes après les incendies et elles sont remplacées peu à peu par l'épinette noire. Au sud et au centre de l'écozone, les élévations sont dominées par la toundra arctique ouverte et de petits arbustes. Les précipitations vont de 500 mm à plus de 1 000 mm par année. La moyenne annuelle de la superficie brûlée par les incendies de forêt est de 0,14 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Six populations locales de caribous boréaux vivant dans le bouclier de la taïga sont décrites dans la documentation. La zone d'occurrence de certaines de ces populations locales empiète sur l'écozone du bouclier boréal. Les populations locales suivantes sont énumérées dans la documentation portant sur l'utilisation de l'habitat : QC : *Magpie, Caniapiscau et Lac Bienville*; Labrador : *lac Joseph, rivière McPhadyen, monts Red Wine, monts Mealy*. La population de la rivière McPhadyen était associée à celle du lac Joseph, mais elle n'existe plus. La population des monts Red Wine était associée à deux populations locales qui n'existent plus



Annexe 6.3 – Figure 2. Répartition du caribou boréal dans l'écozone du bouclier de la taiga.



: lac Dominion et rivière Saint-Augustin. Lac Joseph et Magpie ont la même population, qui partage la frontière entre le Québec et le Labrador

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou dans le bouclier de la taïga se décrit comme une toundra en milieu sec composée de collines chauves et rondes dominées par des arbustes éricacés (*Ericaceae spp.*), des lichens, des herbes (graminées), des carex, et des basses terres composées de nombreux lacs et de nombreuses tourbières (muskegs et bogs structurés), rivières et vallées riveraines. Les habitats du milieu humide forestier et les forêts de conifères denses sont nombreux (Brown *et coll.*, 1986). Courtois *et coll.* (2004) ont décrit l'habitat du caribou comme étant des forêts de conifères denses et matures et des forêts de conifères claires ayant beaucoup de lichens. À l'est du bouclier de la taïga, les caribous ont accès aux zones côtières et aux îles situées au large (Schmelzer, 2004).

Habitat saisonnier et nourriture

Terrain de mise bas

Bergerud (1963, dans Schmelzer *et coll.*, 2004) a indiqué que les aires de mise bas traditionnelles étaient les bogs structurés et les grands muskegs. L'utilisation des péninsules ou des îles varie selon la quantité d'eau libre dans l'aire de répartition. Les femelles ont tendance à mettre bas sur des îles plus souvent dans les populations de Caniapiscau et du lac Bienville, où il y a plus d'eau libre.

La fidélité aux sites de mise bas semble varier chez les caribous individuels; certains retournent au même site d'une année à l'autre, d'autres ont leurs aires de mise bas séparées de plusieurs centaines de kilomètres d'une année à l'autre, et plusieurs retournent dans un secteur général dans leur aire de répartition. La fidélité au site de mise bas général a été citée par Brown *et coll.* (1986; ~87 % des 103 caribous munis d'un collier émetteur dans trois populations ont choisi un site de mise bas dans un rayon de 10 km de celui de l'année précédente et 33 % ont mis bas dans un rayon de 3 km du site de l'année précédente), et Hearn et Lutich (1987; dans un rayon de 15 km du site de mise bas de l'année précédente, dans Schmelzer *et coll.*, 2004).

Certaines femelles ont parcouru plusieurs centaines de kilomètres pour se rendre à ces aires de mise bas générales. Brown *et coll.* (1986) ont constaté que des femelles de la population de Caniapiscau parcourent entre 200 et 500 kilomètres pour se rendre à leurs aires de mise bas chaque année. Les aires de mise bas représentent une petite partie de l'aire de répartition; Brown et Theberge (1985) ont indiqué que l'aire cumulative de tous les emplacements de mise bas représentait moins de 3 % de l'aire disponible.

Durant la période de mise bas, le caribou se disperse dans toute l'aire de répartition. Les densités ont été estimées à moins de 0,03 caribou par km² (Brown *et coll.*, 1986). Les



caribous de la population des monts Red Wine choisissaient leurs sites de mise bas dans des tourbières arborées (Brown et Theberge, 1985) ou de petites zones humides (< 1 km²) et habituellement, il y avait une femelle par zone humide (Brown *et coll.*, 1986). De nombreux sites de mise bas étaient situés sur des îles ou des péninsules (Brown *et coll.*, 1986).

Habitat d'élevage

Les caribous étaient relativement sédentaires pendant tout l'été et demeuraient dans les zones humides boisées (Brown *et coll.*, 1986). La fidélité des femelles adultes peut être plus prononcée durant cette période de l'année. Les femelles des troupeaux des monts Red Wine retournaient, en moyenne, à un rayon de 6,7 km du site de l'année précédente (Schaefer *et coll.*, 2000).

Habitat de rut

Les caribous se déplaçaient à de plus grandes distances durant la saison de rut et formaient de plus grands groupes de rut. Ils ont été observés dans des milieux humides ouverts durant la saison du rut (Brown *et coll.*, 1986).

Habitat hivernal

Bergerud (1994, cité dans Schmelzer *et coll.*, 2004) a décrit l'aire de répartition hivernale comme des hautes terres et des plaines de sable à proximité des rivières. Durant l'hiver, les caribous du lac Joseph utilisaient davantage les milieux humides boisés que la toundra des hautes terres (Brown *et coll.*, 1986; Saint Martin et Theberge, 1986; dans Schmelzer *et coll.*, 2004). L'extrême épaisseur de la neige dans l'écozone de la taïga limite la capacité des caribous d'accéder au lichen terrestre. Brown et Theberge (1990) ont constaté qu'aucune activité de creusage de cratères n'avait lieu dans la population des monts Red Wine lorsque l'épaisseur de la neige atteignait 125 cm et des valeurs de dureté d'environ 500 kg. Lorsque la neige est très épaisse, les caribous recherchent des erratiques de substratum où la neige se défait facilement (I. Schmelzer, commentaire personnel). Les caribous formaient de petits groupes et choisissaient des lacs pour le repos et la rumination durant l'hiver, où ils maintenaient une vue claire des prédateurs (I. Schmelzer, commentaire personnel). Lorsque l'épaisseur de la neige était inférieure au seuil, les caribous formaient des groupes et creusaient ensemble des cratères pour accéder à la nourriture. Durant l'hiver, les caribous des monts Red Wine du Labrador choisissaient les bords des tourbières et les erratiques glaciaires, où les lichens terrestres étaient abondants (Brown et Theberge, 1990). Durant les années 1980, certaines populations des monts Red Wine hivernaient dans des peuplements matures d'épinettes blanches et de sapins qui fournissaient une importante source de nourriture de remplacement sous forme de lichens corticoles (Brown, 1986). Folinsbee (1975, 1978; cité dans Schmelzer, 2004) a constaté que l'épaisseur de la neige dans les aires utilisées durant l'hiver étaient beaucoup moins importante que celle des aires non utilisées, et que la neige sous le couvert forestier était plus molle et moins épaisse que la neige à l'extérieur des forêts. Durant les années où l'épaisseur de la neige était importante, les caribous des monts Mealy formaient



des groupes et se rendaient aux monts Mealy alpins bercés par le vent ou dans les bogs le long des lacs ou de l'océan (Bergerud, 1967; Hearn et Luttich, 1987). Durant les hivers où les chutes de neige étaient peu abondantes, les caribous ne se rassemblaient pas en groupes et utilisaient les régions très boisées (Bergerud, 1967).

Habitat de la fin de l'hiver

Les caribous dont l'aire de répartition comprend des habitats montagneux se déplaçaient vers les habitats de la toundra des montagnes à la fin de l'hiver, probablement pour éviter la neige épaisse des élévations plus basses (Brown *et coll.*, 1986; Brown et Theberge, 1990). Les déplacements entre l'habitat des milieux humides forestiers et les hautes terres de la toundra étaient de 16 km à 86 km.

Habitat et saison des déplacements

Avant la mise bas, les regroupements de la fin de l'hiver laissaient place à la dispersion des caribous, et les plus grands déplacements des femelles munies d'un collier émetteur entre les réinstallations successives avaient lieu durant la saison des déplacements, avant la mise bas (Brown *et coll.*, 1986). Les déplacements quotidiens les plus élevés avaient lieu avant la mise bas (jusqu'à 38 km) et durant l'automne, après la saison du rut (jusqu'à 51 km, I. Schmelzer, commentaire personnel).

ÉCOZONE DES PLAINES HUDSONIENNES

Basses terres de la baie d'Hudson, basses terres de la baie James (216, 217)

L'écozone des plaines hudsoniennes comprend des parties du nord de l'Ontario, de l'ouest du Québec et du nord-est du Manitoba (figure 3) et consiste en une plaine peu élevée appelée basses terres de la baie James. Cette région est une zone de transition entre les forêts de conifères au sud et la toundra au nord. Les zones mal drainées comportent des bogs et des fens sont nombreuses et parsemées de crêtes couvertes d'épinettes noires ou de peuplements de mélèzes laricins. Des carex, des mousses et des lichens dominent la couverture végétale. La moyenne annuelle des précipitations est de 400 mm au nord-ouest à 800 mm au sud-est (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,09 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Trois populations locales de caribous boréaux vivant dans l'écozone des plaines hudsoniennes sont décrites dans la documentation en plus de la répartition continue de caribous boréaux dans toute l'écozone. La zone d'occurrence de certaines de ces populations locales empiète sur l'écozone du bouclier boréal. Les populations locales suivantes sont énumérées dans la documentation sur l'utilisation de l'habitat : *La Sarre, Rupert et Michipicoton*.



Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou le plus convenable dans cette région comprend tous les âges de muskegs arborés riches en arbustes et les résineux mûrs (Brown, 2005). Magoun *et coll.* (2005) ont décrit l'habitat du caribou comme étant des paysages terrestres mal drainés dominés par des carex, des mousses et des lichens et des peuplements ouverts et dispersés d'épinettes noires et de mélèzes laricins. Les domaines vitaux du caribou dans cette région étaient plus grands que ceux qui sont mentionnés dans la documentation pour les autres régions du Canada (Brown *et coll.*, 2003).

Habitat saisonnier et nourriture

Durant toute l'année, les caribous des basses terres de la baie d'Hudson évitaient les fens de mélèzes laricins (Magoun *et coll.*, 2005). Courtois (2003) a constaté qu'à l'échelle du domaine vital, le caribou préférait les habitats susceptibles de diminuer le risque de prédation en choisissant des conifères matures, des plans d'eau, des secteurs comportant du lichen et des milieux humides, et en évitant les habitats perturbés. Toutefois, la fragmentation de la forêt contraignait les habitudes de sélection de l'habitat du caribou. Les individus vivant dans des paysages très fragmentés ne choisissaient pas leur habitat dans des endroits perturbés, probablement parce qu'ils ne pouvaient trouver suffisamment d'habitats convenables dans ces paysages ou parce qu'ils accordaient la priorité à la dispersion comme stratégie antiprédateurs. Les zones d'activité principales de l'hiver et de l'été ne se recoupaient pas dans cette région (Brown *et coll.*, 2003).

Terrain de mise bas

Durant la mise bas, les caribous préféraient les peuplements de conifères matures sans lichens, les peuplements de conifères avec du lichen et les zones humides (Courtois, 2003). Les caribous ont été vus plus souvent en haute altitude durant la mise bas que durant les autres périodes.

Élevage

Dans la zone de rétablissement nord-est de l'Ontario, les caribous étaient associés aux fens, aux bogs et aux lacs durant l'été (Pearce et Eccles, 2004).

Habitat de rut

Durant le rut, les caribous préféraient les peuplements de conifères ayant du lichen et les zones humides, suivis des conifères matures et des conifères en régénération (Courtois, 2003).



Habitat hivernal

Durant l'hiver, les caribous préféraient les conifères denses (Pearce et Eccles, 2004), les zones humides et les conifères matures ayant du lichen (Courtois, 2003). Les caribous choisissaient des zones où les lichens terrestres abondaient sur des dépôts de tourbes ombrotrophiques (Brokx, 1965). Ils évitaient les forêts à lichens et les bruyères à lichens. La plupart des caribous hivernaient dans des bogs élevés, particulièrement dans des complexes de tourbières dotés de nombreux bogs (Brokx, 1965).

Habitat de la fin de l'hiver

À la fin de l'hiver, les caribous utilisaient de grandes parcelles d'épinettes noires d'âge moyen et mûr, les muskegs arborés riches en arbustes et les forêts de conifères mixtes, et évitaient les forêts comportant d'abondantes espèces de feuillus (Brown *et coll.*, 2007). À la fin de l'hiver, les caribous choisissaient des zones où l'épinette noire mature était abondante et où les parcelles contiguës d'habitat préféré étaient plus étendues. Les caribous évitaient les forêts où abondaient les feuillus (Brown *et coll.*, 2007).

Habitat durant la saison des déplacements

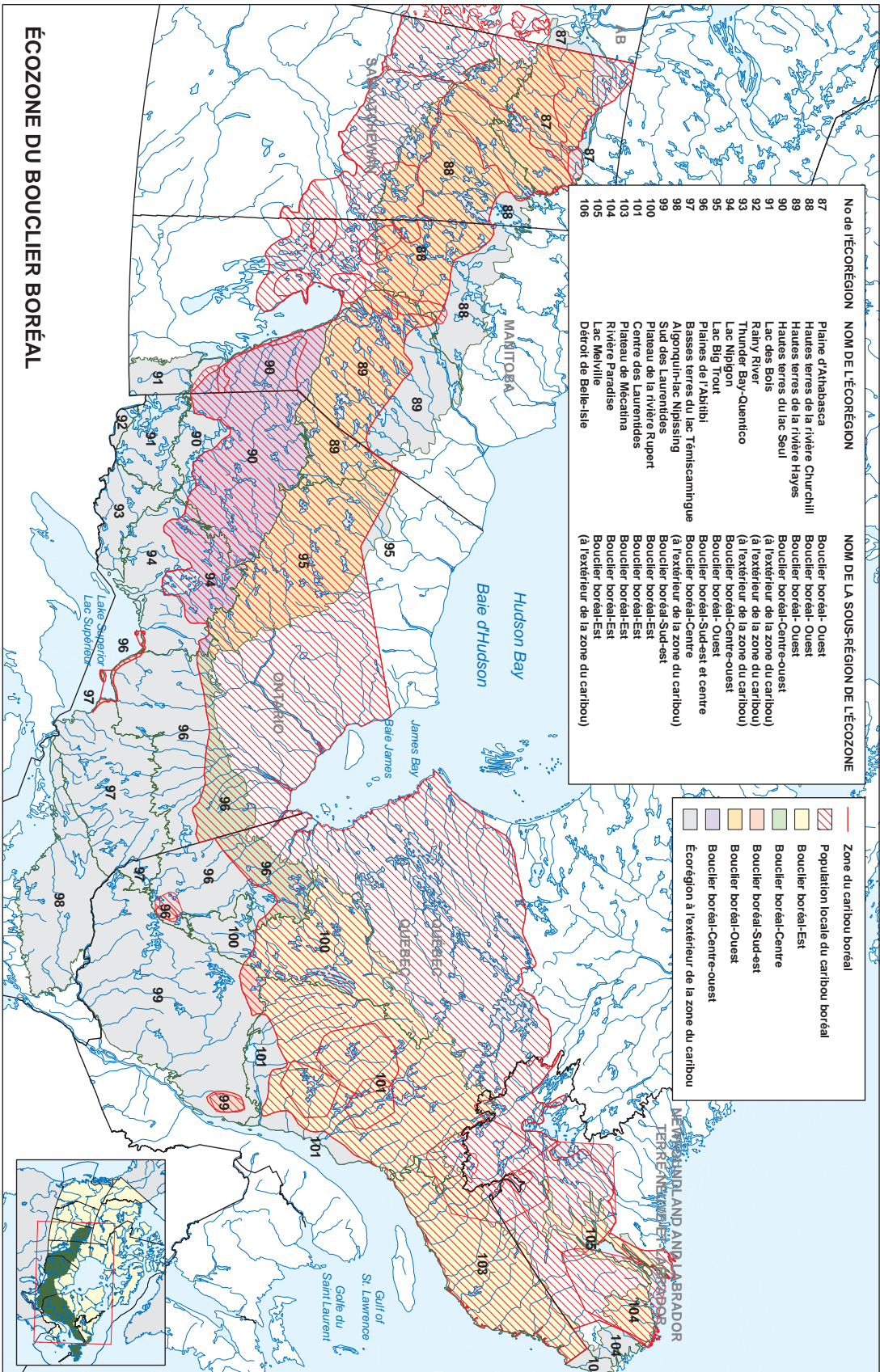
Dans les basses terres de la baie James, une corrélation positive a été établie entre la superficie du domaine vital du caribou et la densité des orignaux (*Alces alces*) durant les périodes de déplacements à grande échelle, et une corrélation négative a été établie avec la densité des orignaux durant les périodes sédentaires, ce qui indique que l'évitement des orignaux réduit le risque de prédation pendant la majeure partie de l'année (Brown, 2005). Les déplacements étaient plus importants durant l'automne et à la fin de l'hiver, lorsque les caribous se rendaient dans leurs aires de répartition de l'été et du début de l'hiver, et en revenaient (Brown *et coll.*, 2003).

ÉCOZONE DU BOUCLIER BORÉAL

L'écozone du bouclier boréal est vaste. Elle s'étend du nord de la Saskatchewan jusqu'à Terre-Neuve, au nord du lac Winnipeg, aux Grands Lacs et au fleuve Saint Laurent (GTSE, 1995; figure 4). Le paysage est vallonné et contient une abondance de hautes terres et de zones humides. Les tourbières prédominent dans les zones humides du centre du Manitoba, du nord-ouest de l'Ontario et du Labrador. L'écozone contient également des lacs petits et moyens. Les conifères constituent la végétation dominante au nord de l'écozone, alors qu'au sud, il y a davantage de forêts mixtes de résineux et de feuillus. Les affleurements rocheux exposés et le lichen qui leur est associé dominent le paysage. Les arbustes et les plantes herbacées non graminoides dominent les zones non boisées. La moyenne annuelle des précipitations est de 400 mm à 1600 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,36 % (RNCAN, 2002).



Annexe 6.3 – Figure 4. Répartition du caribou boréal dans l'écozone du bouclier boréal.





En raison de l'immensité du bouclier boréal et de la variation du climat, de la topographie et des types de végétation, les descriptions de l'habitat du caribou boréal dans cette écozone ont été délimitées en cinq sous-régions :

- 1) Est du bouclier boréal (Labrador/NE du Québec) : écorégions du plateau de la rivière Rupert, du centre des Laurentides, du plateau de Mécantina, de la rivière Paradise et du lac Melville (100, 101, 103, 104, 105)
- 2) Sud-est du bouclier boréal (sud du Québec) : écorégions des plaines de l'Abitibi et du sud des Laurentides (96, 99)
- 3) Centre du bouclier boréal (ouest du Québec, NE de l'Ontario) : écorégions des plaines de l'Abitibi et des basses terres du lac Témiscamingue (96, 97)
- 4) Centre-ouest du bouclier boréal du lac Supérieur : (écorégions des hautes terres du lac Seul et du lac Nipigon (90, 94)
- 5) Ouest du bouclier boréal (NO de l'Ontario, Manitoba, Saskatchewan) : écorégions de la plaine de l'Athabaska, des hautes terres de la rivière Churchill, des hautes terres de la rivière Hayes, du lac Big Trout (87, 88, 89, 95)

EST DU BOUCLIER BORÉAL

Écorégions du plateau de la rivière Rupert, du centre des Laurentides, du plateau de Mécantina, de la rivière Paradise, du lac Melville (100, 101, 103, 104, 105)

Cette région s'étend du centre-ouest du Québec à l'est de la partie nord-est du Québec (figure 4). Des peuplements denses d'épinettes noires et de sapins baumiers dominent à l'ouest de cette sous-région (GTSE, 1995). On trouve des peuplements ouverts d'épinettes blanches avec du lichen et de bouleaux à papier dans les sites bien drainés. Des peuplements denses d'épinettes noires et de sapins baumiers dominent les basses terres alors que des peuplements clairs d'épinettes noires et d'épinettes blanches, et les lichens et hypnum qui leur sont associés, dominent les sites bien drainés. Ces sites contiennent également des bouleaux à papier et des trembles. Le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et l'épinette noire dominent dans les milieux humides. Des peuplements denses d'épinettes noires et blanches, et de sapins baumiers dominent les sites humides le long de l'habitat riverain. Les affleurements sont dominés par le lichen. Les bogs dominent dans les basses terres et les vallées, et des hauts marais en dôme se trouvent à l'est de la sous-région. On trouve de la végétation rabougrie sur les sommets des collines exposées. La moyenne annuelle des précipitations est de 650 mm à 100 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,24 % (RNCAN, 2002).



Populations locales de caribous

Les noms de populations et de régions locales suivants sont mentionnés dans la documentation sur l'utilisation de l'habitat pour cette région : *lac Joseph/Magpie*, *Petit lac Manicouagan (Manic)* et *Manouane-Manicouagan (Manou)*; *Pipmuacan (Pipmu)*.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou boréal dans le nord de son aire de répartition du Québec comprend des forêts continues de conifères et d'hypnums sur les sites mal drainés et des hautes terres de conifères ayant une couverture de lichen terrestre presque continue (*Cladina spp.*, *Cladonia spp.* et *Cetraria spp.*; Arseneault *et coll.*, 1997). Les caribous préféraient les conifères matures ayant du lichen, les plans d'eau et les milieux humides, et évitaient les habitats perturbés (Courtois, 2003).

Habitat saisonnier et nourriture

Habitat durant toute l'année

Pendant toute l'année, les caribous vivant au sud de cette région évitaient les brûlis et les coupes à blanc, les forêts de feuillus et mixtes et les bruyères sans lichens (Courtois *et coll.*, 2007) ainsi que les peuplements de pins gris de moins de 40 ans (Crête *et coll.*, 2004).

Terrain de mise bas

Les caribous des quatre populations de l'est du bouclier boréal choisissaient des tourbières, des péninsules et des îles ouvertes pour la mise bas (Brown *et coll.*, 1986). Au printemps, les caribous de Terre-Neuve choisissaient des carex, des éricacées, des bryophytes, des aulnes (*Alnus spp.*) et des mélèzes (Bergerud, 1972). Dans l'ouest de la région, les caribous choisissaient les peuplements denses de sapins baumiers, d'épinettes noires, les forêts mixtes d'épinettes et de sapins âgées de plus de 40 ans et les terrains secs et nus qui contenaient des densités élevées de lichens (Crête *et coll.*, 2004). Durant la saison de mise bas, les caribous évitaient les peuplements récemment brûlés ou coupés, les peuplements de pins âgés de moins de 40 ans et les peuplements de pins gris. Au sud de la région, les femelles préféraient les peuplements de conifères matures avec et sans lichens, et les tourbières durant la saison de mise bas (Courtois, 2003). Les femelles n'utilisaient pas les îles ni les plans d'eau pour la mise bas, mais se trouvaient à des altitudes plus élevées que durant les autres périodes.

Habitat d'élevage

Durant l'été, les caribous choisissaient les zones humides ouvertes et boisées au nord-est du Québec, et continuaient de fréquenter les îles et les péninsules (Brown *et coll.*, 1986). À Terre-Neuve, les caribous choisissaient les plantes aquatiques, les bouleaux glanduleux



(*Betula glandulosa*), les arbustes à feuilles caduques, les éricacées et les mousses (Bergerud, 1972).

Habitat de rut

À l'est du bouclier boréal, les caribous se déplaçaient sur de plus grandes distances durant la saison du rut et formaient de plus grands groupes de rut. Les caribous ont été observés dans les zones humides ouvertes durant la saison du rut (Brown *et coll.*, 1986). À Terre-Neuve, les caribous choisissaient les lichens terrestres et corticoles, les plantes herbacées non graminoides, les carex, les mousses et les arbustes résineux et feuillus durant l'automne (Bergerud, 1972). Au sud de la région, le rut avait lieu dans les peuplements de sapins baumiers, d'épinettes denses, les forêts d'épinettes et de sapin âgées de plus de 40 ans et les terrains secs et nus (Crête *et coll.*, 2004). Les peuplements comportant abondamment de lichens et de milieux humides étaient préférés, suivis des résineux mûrs et des jeunes résineux aux premiers stades de succession écologique (Courtois, 2003).

Habitat hivernal

Les caribous dans cette région évitaient les lichens corticoles, peut-être parce que le lichen disponible était non pendant (Brown et Theberge, 1990). Les caribous des autres populations du Labrador et du Nord du Québec choisissaient des zones humides boisées durant l'hiver (Brown *et coll.*, 1986). Certains caribous utilisaient la toundra en milieu sec pour se reposer, mais retournaient aux forêts à lichens pour se nourrir (Brown *et coll.*, 1986). Au sud de la région, les caribous choisissaient les peuplements de sapins baumiers, les peuplements denses d'épinettes et les peuplements mixtes d'épinettes et de sapins âgés de plus de 40 ans, les terrains secs et nus (Crête *et coll.*, 2004), les résineux mûrs et les zones humides (Courtois, 2003).

SUD-EST DU BOUCLIER BORÉAL

Écorégions des plaines de l'Abitibi et du sud des Laurentides (96, 99)

Cette région comprend deux populations de caribous boréaux isolées au sud ouest du Québec et dans les Laurentides du Centre-Sud du Québec (figure 4). Cette région est caractérisée par une forêt mixte d'épinettes blanches, de sapins baumiers, de bouleaux à papier et de trembles (GTSE, 1995). Dans les sites secs, les forêts de pins gris ou les forêts mixtes de pins gris, de bouleaux à papier et de trembles prévalent, et les sites humides contiennent des peuplements d'épinettes noires et de sapins baumiers ou de mélèzes laricins. Le sous-étage de la forêt est en grande partie composé de mousse ou de lichen. Les bogs de bassins sont abondants au nord de la sous-région alors que les affleurements sont plus fréquents au sud. L'est de la région est plus vallonné. Les précipitations annuelles sont de 725 mm à 1000 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,06 % (RNCAN, 2002).



Populations locales de caribous

Cette sous-région ne contient que deux populations de caribous boréaux isolées : *Charlevoix et Val-d'Or*.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou boréal dans cette région comprend des basses terres dominées par des épinettes noires au dernier stade de succession écologique et des hautes terres où domine le pin gris (Duchesne *et coll.*, 2000). Dans l'aire de répartition de la population de Charlevoix, au sud de l'aire de répartition continue du caribou boréal, les forêts claires d'épinettes noires composées de bouleaux glanduleux et d'éricacées dominant (Duchesne *et coll.*, 2000). Les nombreux types de lichens, la base de l'alimentation hivernale de la population, comprennent *Cladina spp.*, *Cladonia spp.* et *Cetraria spp.* (Duchesne *et coll.*, 2000).

Habitat saisonnier et nourriture

Terrain de mise bas

Au printemps, les caribous choisissaient les forêts de résineux claires et semi claires (Lefort *et coll.*, 2006).

Habitat avant et pendant le rut

Avant la période de rut, les caribous choisissaient des forêts de résineux denses, matures et claires, entre autres, d'épinettes, de mélèzes laricins, de pins gris, ainsi que des forêts de résineux plus jeunes âgées de 30 à 50 ans (Lefort *et coll.*, 2006). Pendant les périodes de rut et d'élevage, les caribous choisissaient des jeunes forêts matures et claires de résineux.

Habitat hivernal

Du début à la fin de l'hiver, les caribous de la population de Charlevoix choisissaient des peuplements ouverts âgés de plus de 70 ans constitués des espèces suivantes : sapin baumier, sapin baumier-épinette noire, épinette noire, épinette noire-mélèze et pin gris (Lefort *et coll.*, 2006). Les caribous choisissaient également les terrains secs et nus et les peuplements de sapins baumiers ou de sapins-épinettes noires âgés de 30 à 50 ans, de jeunes pins gris de 50 ans et les peuplements denses de 70 ans (Lefort *et coll.*, 2006). Sebbane *et coll.*, (2002) ont indiqué que les caribous de Charlevoix choisissaient les résineux mûrs et les lichens corticoles et terrestres durant l'hiver.



CENTRE DU BOUCLIER BORÉAL

Écorégions des plaines de l'Abitibi et des basses terres du lac Témiscamingue (96, 97)

Cette région englobe la population de caribous boréaux voisine de la région de la ceinture d'argile du nord-est de l'Ontario et de l'ouest du Québec, ainsi que les populations isolées le long de la rive nord du lac Supérieur (figure 4). Le paysage est dominé par une forêt mixte d'épinettes blanches, de sapins baumiers, de bouleaux blancs et de peupliers faux-trembles (GTSE, 1995). Sur les sites plus secs se trouvent des peuplements purs de pins gris ou des peuplements mixtes de pins gris, de bouleaux à papier ou de peupliers faux-trembles. Les sites plus humides sont caractérisés par l'épinette noire, le sapin baumier, le thuya occidental et le mélèze laricin. À proximité du lac Supérieur se trouvent également le pin blanc (*Pinus strobus*), le pin rouge (*Pinus resinosa*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et l'érable rouge (*Acer rubrum*). Dans toute la région, le sous-étage est composé de mousses et de lichens. Les affleurements sous les lichens sont prédominants au sud de la région alors que les bogs de bassins prédominent au nord. La moyenne annuelle des précipitations est de 725 mm à 1000 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par les incendies de forêt est de 0,04 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Les populations locales suivantes sont décrites dans la documentation pour cette région : *Pukaskwa*, *îles Slate* et *îles Pen*. La région comprend également les populations locales Rupert et La Sarre dans la région de la ceinture d'argile du Québec et des populations non identifiées dans la région de la ceinture d'argile de l'Ontario.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou boréal dans cette région comprend des basses terres dominées par l'épinette noire au dernier stade de succession écologique et des hautes terres dominées par le pin gris (Arseneault *et coll.*, 1997; Courtois *et coll.*, 2003; Lantin *et coll.*, 2003). Près de la frontière du Québec et de l'Ontario, l'habitat du caribou boréal est semblable à celui de l'Ontario voisin et consiste principalement en des basses terres ouvertes d'épinettes noires (Lantin *et coll.*, 2003). L'habitat du caribou boréal en Ontario est surtout composé de forêt peu dense de pins gris ou d'épinettes noires au dernier stade de succession écologique, et de tourbières dominées par l'épinette noire et le mélèze avec abondamment de lichens terrestres et un peu de lichens corticoles (Bergerud, 1985; Cumming *et coll.*, 1996; Antoniak et Cumming, 1998; Cumming et Hyer, 1998; Webb, 1998; Proceviat *et coll.*, 2003; Brown, 2005; Carr *et coll.*, 2007; Vors, 2006; Wilson, 2000). Les caribous utilisaient des secteurs aux sols secs, sablonneux humides, ou loameux et des sols minces sur un substratum (Wilson, 2000).



Habitat saisonnier et nourriture

Habitat durant toute l'année

Les caribous de la population des îles Slate se nourrissaient de lichens corticoles et semblaient être à leur capacité de charge ou près d'elle (Cringan, 1957; Bergerud, 1996).

Terrain de mise bas

Les caribous de la région de la ceinture d'argile qui traverse le Québec et l'Ontario choisissaient des couverts clairs d'épinettes noires mûres et des tourbières mésoïques dotées d'éricacées pour l'habitat de mise bas, et évitaient les débris de bois récemment coupés, les arbustes denses et les mélèzes (Lantin *et coll.*, 2003). Les arbustes éricacés et les lichens terrestres étaient plus abondants dans les aires de mise bas où les femelles étaient observées avec un daim durant l'été que dans les secteurs où les femelles étaient vues seules (Lantin *et coll.*, 2003). La quantité de couverture végétale, qui servait de protection contre les prédateurs, était semblable entre les aires de mise bas avec ou sans daims.

Habitat hivernal

À la fin de l'hiver, la probabilité de l'occurrence du caribou était plus grande où les épinettes noires mûres étaient abondantes et où les endroits contigus d'habitats préférés étaient plus étendus. Les caribous évitaient les forêts de résineux et de feuillus mixtes (Brown *et coll.*, 2007). Dans le parc national Pukaskwa, les caribous fréquentaient les forêts claires de résineux ayant du lichen le long des côtes et évitaient les secteurs où la neige était épaisse (Bergerud, 1985). Les caribous du nord-est de l'Ontario préféraient les secteurs dont les densités de peuplement relatives étaient moins grandes dotées de lichens terrestres et corticoles relativement abondants et ayant beaucoup moins de neige que dans les secteurs non fréquentés (Wilson, 2000).

CENTRE-OUEST DU BOUCLIER BORÉAL

Écorégions des hautes terres du lac Seul et du lac Nipigon (90, 94)

Cette région va de l'est du lac Winnipeg au Manitoba au nord-est du lac Nipigon, en Ontario (figure 4). Cette région est caractérisée par des peuplements denses d'épinettes noires et de quelques pins gris, d'épinettes blanches, de sapins baumiers, de bouleaux à papier et de peupliers faux-trembles, ainsi que des arbustes éricacés, des mousses et des lichens (GTSE, 1995). Au sud de la région, le peuplier faux-tremble, le bouleau à papier, l'épinette blanche et le sapin baumier dominant. De nombreuses aires de substratum exposé supportant quelques arbres et une abondance de lichens se trouvent dans toute la région. Les basses terres comprennent des tourbières, des peuplements d'épinettes noires clairs ou denses et de la sphaigne (*Sphagnum spp.*). Les sites plus secs sont habituellement constitués de peuplements ouverts de pins gris, de peupliers faux-trembles, de bouleaux à papier et de



quelques épinettes noires et blanches. La région regorge de lacs et de zones humides. La moyenne annuelle des précipitations est de 450 mm à 800 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,38 % (RNCAN, 2002).

Populations locales

Les populations locales mentionnées dans la documentation comprennent : *lac Owl*, *Aikaki Berens*, *l'ancienne population du lac Aikens*, *lac Nipigon* et une partie de la population voisine du nord-ouest de l'Ontario.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou au nord-ouest de l'Ontario, de la frontière Ontario-Manitoba au lac Nipigon, comprend des hautes terres de résineux mûrs et les basses terres dominées par des résineux et des mélèzes laricins (Bergerud *et coll.*, 1990; Cumming et Beange, 1987; Ferguson et Elkie, 2004a, 2004b; Carr *et coll.*, 2007; Vors, 2006). L'habitat du caribou boréal dans les aires de répartition des lacs Owl et Aikens, au Manitoba, est caractérisé par des tourbières dominées par des résineux et des mélèzes laricins et une abondance de lichens corticoles, des hautes terres dominées par des résineux mûrs, une couverture dense de lichens terrestres et des rochers partiellement boisés (Darby et Pruitt, 1984; Schaefer, 1988; Metsaranta *et coll.* 2003; O'Brien *et coll.*, 2006).

Habitat saisonnier et nourriture

Habitat durant toute l'année

Les caribous du nord-ouest de l'Ontario fréquentaient les bogs et les grandes parcelles de forêt mûre toute l'année (Racey et Armstrong, 2000). Les caribous de la population du lac Owl, au Manitoba, fréquentaient les muskegs arborés, les forêts dominées par l'épinette noire et le pin gris de plus de 50 ans et ayant une fermeture du couvert supérieure à 50 % (Schindler, 2005).

Terrain de mise bas

Le terrain de mise bas du caribou boréal du nord-ouest de l'Ontario est décrit comme étant des zones humides boisées et des tourbières arborées, des anciens brûlis, des résineux dispersés et des épinettes denses (Hillis *et coll.*, 1998). Les caribous utilisaient des tourbières constituées d'îles boisées comme terrain de mise bas (Armstrong *et coll.*, 2000). Les caribous boréaux du nord-ouest de l'Ontario utilisaient fréquemment les rives et les îles des grands lacs pour la mise bas; ces zones servent probablement de refuge spatial contre la prédation (Bergerud *et coll.*, 1990; Cumming et Beange, 1987; Ferguson et Elkie, 2004a; Carr *et coll.*, 2007). Certaines femelles montraient une grande fidélité saisonnière aux aires de mise bas, et d'autres non (Ferguson et Elkie, 2004b). Les caribous des parcs provinciaux Wabakimi et Caribou utilisaient des tourbières ayant des îles boisées pour la mise bas (Armstrong *et*



coll., 2000). Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous choisissaient des tourbières arborées et évitaient les fens riches en arbustes durant la saison de mise bas (Hillis *et coll.*, 1998). Dans la forêt Whitefeather, les sites importants de mise bas étaient les grands lacs et les collines élevées dans les grandes zones de muskegs (O'Flaherty *et coll.*, 2007).

Dans l'ancienne aire de répartition du lac Aikens, au Manitoba, les caribous utilisaient les résineux mûrs des hautes terres, les bogs très arborés et les forêts de pins gris ou de pins gris et d'épinettes noires comme terrain de mise bas (Darby et Pruitt, 1984). Les caribous choisissaient également les îles, les rives des lacs et les bogs très arborés comme terrain de mise bas (Darby et Pruitt, 1984).

Habitat d'élevage

Au nord-ouest de l'Ontario, durant l'été, les caribous utilisaient les tourbières comportant des îles boisées, ainsi que les littoraux et les rives. (Armstrong *et coll.*, 2000). Les caribous du nord-ouest de l'Ontario choisissaient les littoraux aux peuplements denses d'épinettes noires mûres comportant des arbustes moins denses et une abondance de lichens terrestres pour l'habitat d'allaitement et d'élevage (Carr *et coll.*, 2006). Les caribous du lac Nipigon choisissaient des îles durant l'été et évitaient les fens de mélèzes laricins (Cumming et Beange, 1998). Durant l'été, les caribous de la zone de rétablissement nord-ouest, en Ontario, utilisaient les forêts denses et matures et les îles (Pearce et Eccles, 2004). Les caribous de l'ancienne population du lac Aikens, au Manitoba, utilisaient les hautes terres de résineux mûrs plus souvent que les autres types d'habitat durant l'été (Darby et Pruitt, 1984).

Habitat de rut

Les caribous de la population du lac Aikens, au Manitoba, choisissaient des bogs semi-ouverts et ouverts et des hautes terres de résineux mûrs durant la saison du rut (Darby et Pruitt, 1984). Leur alimentation était composée de lichens terrestres et corticoles, de carex et d'éricoïdes de bogs (*Andromeda glaucophylla*, *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia polifolia*, *Ledum groenlandicum*).

Habitat au début de l'hiver

Les caribous de la région du lac Owl, au Manitoba, choisissaient des peuplements de pins gris mûrs et évitaient les peuplements qui étaient au stade pionnier et les peuplements de résineux mixtes (Martinez, 1998).

Habitat hivernal

Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous choisissaient des peuplements de résineux mûrs et peu densément peuplés (Armstrong *et coll.*, 2000). Les caribous choisissaient des secteurs ayant une plus grande proportion de lacs de cinq à dix hectares ainsi qu'un périmètre et une dimension fractale plus grands que dans la distribution relative de lacs disponibles,



probablement pour diminuer la détection par les prédateurs et augmenter la probabilité de fuite (Ferguson et Elkie, 2005). Les caribous se nourrissaient dans des secteurs constitués de beaucoup plus de lichens (en moyenne, 39 % de la couverture végétale) et moins d'arbustes dans les peuplements de pins gris et d'épinettes noires ayant des densités d'arbres moindres (en moyenne, 1552 arbres/ha), des surfaces terrières peu nombreuses (en moyenne, 14,1 m²/ha), et de hauteur courte (12 m ou moins; Antoniak et Cumming, 1998). Les caribous de la zone de rétablissement nord-ouest, en Ontario, choisissaient des peuplements de résineux denses et mûrs, des résineux dispersés des hautes terres constitués de lichens terrestres (Pearce et Eccles, 2004). Les caribous et les orignaux du nord-ouest de l'Ontario partageaient l'habitat durant l'hiver, mais pas les orignaux et les loups (*Canis lupus*). Le partage de l'habitat offrait aux caribous un refuge spatial contre les loups, ce qui diminuait sans doute le risque de prédation (Cumming *et coll.*, 1996). Dans la forêt Whitefeather, les caribous étaient associés aux peuplements de résineux mûrs ayant abondamment de lichens terrestres (*Cladina spp.*, mais particulièrement *C. ragiferina*) et aux peuplements d'épinettes noires sur les basses terres mal drainées ayant abondamment de lichens corticoles (*Bryoria spp.*; O'Flaherty *et coll.*, 2007). Dans le secteur du lac Nipigon, les caribous choisissaient des habitats au sol sablonneux, des îles et des forêts d'épinettes noires, d'épinettes et de mélèzes, et de pins gris et d'épinettes (Cumming et Beange, 1998). Les caribous ont été déplacés de leur habitat hivernal au cours d'une opération expérimentale de transport de billes (Cumming et Hyer, 1998). Les caribous adultes munis d'un collier se sont déplacés à une distance de 8 km à 60 km après le début des activités de coupe, et les auteurs ont indiqué qu'une exposition chronique des caribous à des perturbations peut entraîner l'abandon de leurs aires d'hivernage traditionnelles, même si l'habitat lui-même n'est pas touché par les récoltes forestières ou les routes. Dans tout le nord de l'Ontario, les espèces de lichens identifiées comme étant de la nourriture hivernale pour le caribou boréal comprennent *Cladina spp.*, *Cladonia spp.* et *Usnea spp.* (Antoniak et Cumming, 1998; Cumming et Hyer, 1998).

Les caribous de l'ancienne population du lac Aikens au Manitoba, choisissaient des bogs plus souvent durant l'hiver, ce qui coïncidait avec un changement de leur alimentation (Darby et Pruitt, 1984). Les caribous fréquentaient assidûment les bogs durant l'hiver, et les sites d'alimentation se trouvaient habituellement dans des habitats des bogs ouverts et de pins gris où l'accès aux lichens était facile (Schaefer, 1988). Ils évitaient les aires de résineux mixtes et celles où des arbres étaient déracinés par le vent (Schaefer et Pruitt, 1991). Les caribous choisissaient les erratiques glaciaires, les lichens corticoles, les carex et les éricacées. Les caribous continuaient d'utiliser des aires qui venaient d'être brûlées, mais les abandonnaient graduellement (Schaefer et Pruitt, 1991). Les caribous utilisaient les lacs gelés pour se déplacer, pour fuir et les cratères pour boire l'eau de débordement (Darby et Pruitt, 1984). Les caribous du sud-est du Manitoba choisissaient des bogs ouverts de mélèzes laricins ou d'épinettes noires, des crêtes de rochers de pins gris d'âge moyen ou mûr et des lacs durant l'hiver (Stardom, 1975). Les caribous évitaient la glace vésiculaire, la neige dont l'épaisseur dépassait 65 cm et la neige croûtée dont la dureté dépassait 400 g/cm² durant tout l'hiver (Stardom, 1975). Les caribous de la population du lac Owl utilisaient moins souvent que prévu les habitats dans un rayon de 1 km d'une route de transport hivernale et traversaient la route moins souvent que prévu (Schindler *et coll.*, 2007).



Habitat de la fin de l'hiver

À la mi-février, lorsque la dureté et la profondeur de la neige empêchaient l'alimentation dans les bogs, les caribous de la population du lac Aikens, au Manitoba, se déplaçaient vers les crêtes de rochers de pins gris dans les peuplements de résineux mûrs, où ils se nourrissaient de *Cladonia sp.* et de *Vaccinium myrtilloides* (Darby et Pruitt, 1984). Les caribous utilisaient les lacs pour se reposer à la fin de l'hiver. Les caribous du lac Owl, au Manitoba, fréquentaient des peuplements dominés par le pin gris, les rochers peu arborés et des hautes terres dominées par des résineux mûrs plus souvent que les résineux aux premiers stades évolutifs, les résineux mixtes et tous les peuplements de bois dur (Martinez, 1998; O'Brien *et coll.*, 2006). En mars, les caribous du sud-est du Manitoba choisissaient leur habitat le long des lacs, au sud et au sud-est, face aux pentes rocheuses au bord des lacs (Stardom, 1975).

Habitat durant la saison des déplacements

Durant leur migration en direction et en provenance des aires d'hivernage au nord ouest de l'Ontario, les caribous étaient plus portés à éviter les eaux libres, les secteurs perturbés et ouverts, et fréquentaient surtout les forêts de résineux (Ferguson et Elkie, 2004a). Au début du printemps, avant la fonte de la glace, les caribous de la région du lac Nipigon migraient vers 31 îles sur le lac Nipigon (Bergerud *et coll.*, 1990; Cumming et Beange, 1987). Les déplacements au printemps ne se limitaient pas à des itinéraires précis (Cumming et Beange, 1987). Les caribous utilisaient également les grands lacs au début du printemps dans la forêt Whitefeather lorsqu'ils migraient des aires d'alimentation hivernales vers les aires de mise bas (O'Flaherty *et coll.*, 2007). Les caribous de la population d'Atikaki-Berens, au Manitoba, utilisaient les mêmes sentiers de migration à l'automne et au printemps (V. Crichton, commentaire personnel).

QUEST DU BOUCLIER BORÉAL

Écorégions de la plaine d'Athabasca, des hautes terres de la rivière Churchill, des hautes terres de la rivière Hayes et du lac Big Trout (87, 88, 89, 95)

Cette région s'étend du lac Athabaska au nord-ouest de la Saskatchewan, au sud est de la rive nord du lac Winnipeg et à l'est de l'écozone des plaines hudsoniennes (figure 4). Le paysage de cette région est dominé par des forêts de pins gris et d'épinettes noires accompagnées d'arbustes éricacés, de mousses et de lichens (GTSE, 1995). Les versants sud hébergent des bouleaux à papier, des épinettes blanches, des sapins baumiers et des peupliers faux-trembles. Les affleurements rocheux couverts de lichens sont courants. L'épinette noire et la sphaigne se trouvent en abondance dans les tourbières, et les zones humides sont nombreuses à l'ouest de la région. Les lacs sont nombreux dans toute la région. Dans l'ouest, la moyenne annuelle des précipitations est inférieure (350 mm à 600 mm) à celle de l'est (550 mm à 775 mm; GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 1,00 % (RNCAN, 2002).



Populations locales de caribous

Douze populations locales de caribous boréaux vivant à l'ouest du bouclier boréal sont décrites dans la documentation. La zone d'occurrence de certaines de ces populations locales empiète sur l'écozone des plaines boréales. Les populations locales suivantes sont mentionnées dans la documentation sur l'utilisation de l'habitat : *Saskatchewan* : *Davy Athabaska*, *Highrock-Key*, *Steephill-Foster*, *Smoothstone-Wapaweka*, *Suggi-Amisk*, *Manitoba* : *Sisipuk-Kamuchawie*, *Kississing*, *Naosap*, *Reed*, *Wabowden*, *Wapisu*, *lac Island* et *lacs Gunisao-Hudwin*, et la population continue au nord-ouest de l'Ontario.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou boréal dans cette région se caractérise par des complexes de tourbières dominées par des résineux et des mélèzes laricins et des forêts de résineux semi-denses et denses sur des hautes terres ayant du lichen en abondance (Arsenault, 2003; O'Brien *et coll.*, 2006; Hillis *et coll.*, 1998). Les caribous dans cette région fréquentent des hautes terres dominées par des rochers au boisé dispersé et des résineux mûrs (O'Brien *et coll.*, 2006) et préfèrent la forêt claire qui comportant du lichen (Malasiuk, 1999). Les caribous évitent habituellement les habitats riches en arbustes, les secteurs perturbés et fragmentés et les peuplements dominés par les feuillus pouvant héberger de plus grandes populations d'originaux et de chevreuils (*Odocoileus spp.*) et, par conséquent, de plus grandes populations de prédateurs (Rettie, 1998; Arsenault, 2003; Hillis *et coll.*, 1998).

Habitat saisonnier et alimentation

Habitat durant toute l'année

Les caribous de la région de Smoothstone-Wapaweka, en Saskatchewan, préféraient les tourbières ouvertes et arborées, les épinettes noires des basses terres et les peuplements d'épinettes noires et de pins des hautes terres (Rettie, 1998). Dans la région du lac Weyakwin, en Saskatchewan, les caribous choisissaient les peuplements de pins gris, d'épinettes blanches, les épinettes noires des hautes terres et des basses terres, et les tourbières ouvertes, et évitaient les zones brûlées (Rettie et Messier, 2000). Dans l'aire de répartition de Naosap, au Manitoba, les caribous étaient associés positivement au lichen corticole, aux épinettes et aux arbres de gros diamètre, et associés négativement aux peupliers faux-trembles et à des densités élevées de bois mort (Metsaranta, 2007). Les caribous des populations de Kississing, de Naosap et de Reed choisissaient des peuplements de résineux mûrs et évitaient les perturbations dans les multiples échelles (Lander, 2006). Les caribous des régions Wabowden et Gormley fréquentaient de grands complexes ouverts et arborés durant l'hiver et l'été (Brown *et coll.*, 2000).

Terrain de mise bas

Les caribous de la région Smoothstone-Wapaweka, en Saskatchewan, utilisaient les tourbières et les peuplements dominés par l'épinette noire pour la mise bas et l'élevage (Rettie, 1998).



Dans la région de Wabowden, au centre du Manitoba, les caribous choisissaient les basses terres d'épinettes noires, les tourbières ayant des îles boisées et des muskegs arborés pour leur habitat de mise bas, et évitaient les autres espèces de résineux et les couvertures de feuillus (Hirai, 1998). Dans la région du lac Reed, au Manitoba, les caribous utilisaient les îles durant la mise bas (Shoesmith et Storey, 1977). Les femelles qui venaient de mettre bas étaient sédentaires près du littoral des îles. Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous choisissaient les tourbières arborées composées d'îles boisées (Hillis *et coll.* 1998, Armstrong *et coll.*, 2000) ainsi que les îles et le bord des lacs durant la saison d'élevage (Armstrong *et coll.*, 2000). Les caribous évitaient les forêts de feuillus, les fens riches en arbustes et les zones humides durant la saison d'élevage (Hillis *et coll.*, 1998).

Habitat d'élevage

Dans l'aire de répartition de Naosap, au Manitoba, les caribous fréquentaient les boisés des bords de lacs, les résineux des hautes terres et les muskegs arborés, et évitaient les forêts de feuillus durant l'été (Metsaranta et Mallory, 2007; Malasiuk, 1999). Dans l'aire de répartition du lac Reed, au Manitoba, les caribous utilisaient les îles, les bords des lacs et les rochers peu boisés durant l'été (Shoesmith et Storey, 1977). Les caribous des populations de Kississing, de Naosap et de Reed choisissaient des sites ayant une couverture de lichens corticoles plus importante durant l'été (Lander, 2006). Dans la zone de rétablissement nord-ouest, en Ontario, les caribous fréquentaient les îles, les grands lots contigus de forêts de résineux denses et matures (Pearce et Eccles, 2004). Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous fréquentaient les tourbières arborées comportant des îles boisées (Hillis *et coll.*, 1998; Armstrong *et coll.*, 2000), la forêt dense de résineux et mixte, et évitaient les brûlis récents, les fens riches en arbustes et les forêts de feuillus ou les arbustes denses durant l'été (Hillis *et coll.*, 1998).

Habitat de rut

Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous fréquentaient les forêts de résineux denses et claires, et les forêts mixtes, et évitaient les brûlis récents, les fens riches en arbustes et les forêts de feuillus denses ou les arbustes durant la saison du rut (Hillis *et coll.*, 1998). Dans l'aire de répartition d'Atikaki-Berens, au Manitoba, les caribous en rut fréquentaient les habitats riverains ouverts, et les mâles parcouraient de grandes distances (> 100 km) en une courte période durant la saison du rut (V. Crichton, commentaire personnel).

Habitat hivernal

Dans l'aire de répartition de Naosap, au Manitoba, les caribous choisissaient des peuplements mûrs d'épinettes et de pins des hautes terres et des muskegs arborés, et évitaient les forêts de feuillus durant l'hiver (Metsaranta et Mallory, 2007; Malasiuk, 1999). Dans l'aire de Kississing, au Manitoba, les caribous se tenaient dans les forêts dominées par le pin gris durant l'hiver (O'Brien *et coll.*, 2006). Les caribous des populations de Kississing, de Naosap et de Reed choisissaient des secteurs ayant une plus grande visibilité et plus éloignés de la



lisière des forêts durant l'hiver (Lander, 2006). Au nord-ouest de la zone de rétablissement, en Ontario, les caribous utilisaient les grands lots contigus de forêt mature et dense de résineux et des résineux épars des hautes terres (Pearce et Eccles, 2004). Au nord-ouest de l'Ontario, les caribous fréquentaient les forêts de résineux peu denses (Hillis *et coll.*, 1998, Armstrong *et coll.*, 2000), les forêts de résineux denses, la forêt mixte, les tourbières arborées, et évitaient les brûlis récents, les fens riches en arbustes et la forêt de feuillus ou les arbustes denses durant l'hiver (Hillis *et coll.* 1998). Les caribous dans les secteurs de Wabowden et de Gormley se rassemblaient après le rut et avant la mise bas, en groupes unisexes dans un secteur précis de leur aire de répartition (Brown *et coll.*, 2000).

Saisons des déplacements

Les caribous des secteurs de Wabowden et de Gormley empruntaient les itinéraires traditionnels pour se déplacer entre les aires de l'été et de l'hiver dans de grands complexes de tourbières (Brown *et coll.*, 2000).

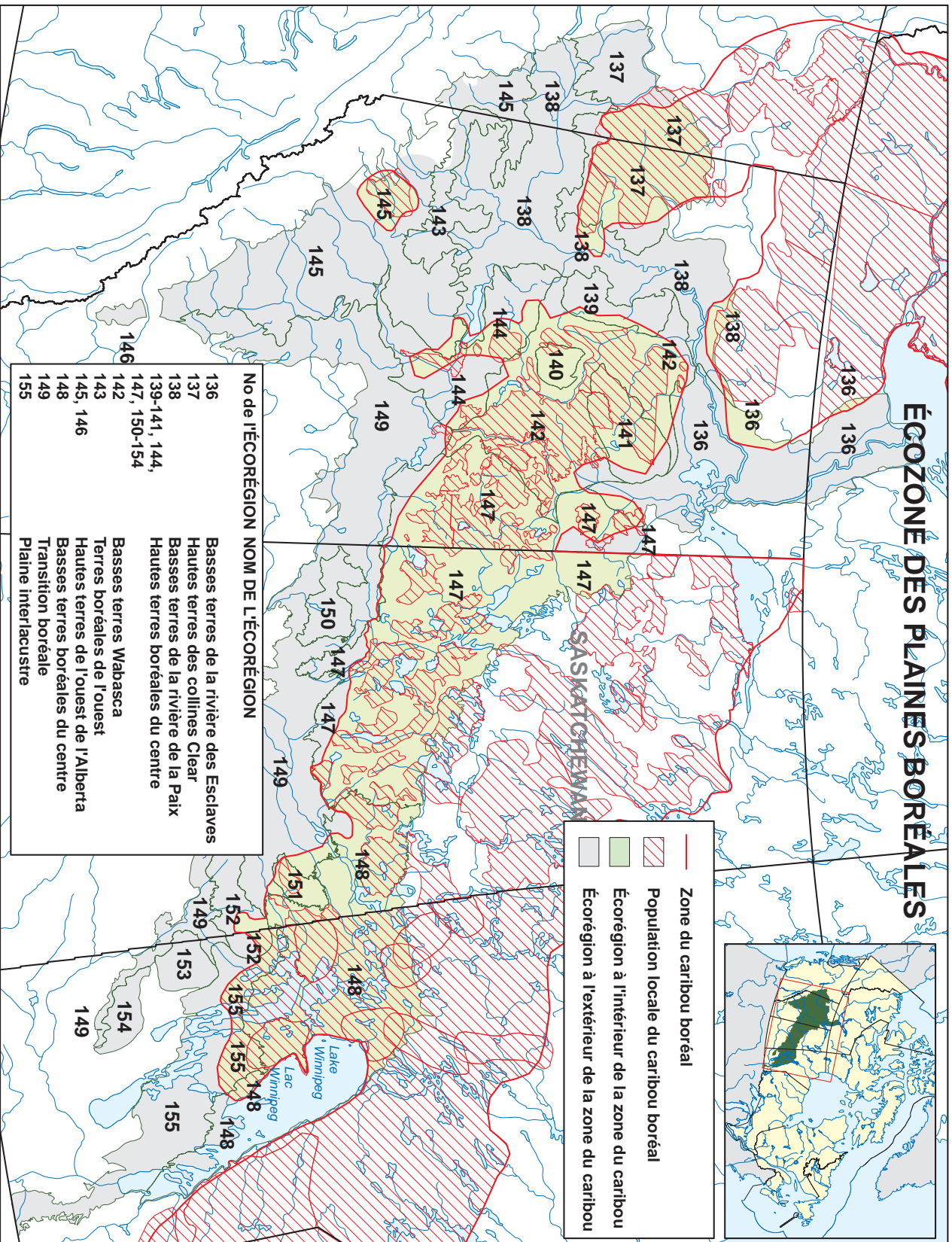
ÉCOZONE DES PLAINES BORÉALES

Écorégions des basses terres de la rivière des Esclaves, des hautes terres des collines Clear, des basses terres de la rivière de la Paix, des hautes terres boréales du centre, des basses terres Wabasca, des hautes terres de l'ouest de l'Alberta, des basses terres boréales du centre et de la plaine interlacustre (136, 137, 138, 139 (140, 141, 144, 147, 150, 151, 152, 153, 154) 142, 145, 148, 155)

L'écozone des plaines boréales s'étend du nord-est de la Colombie-Britannique et du sud des Territoires du Nord-Ouest au sud-est du Manitoba (figure 5). Elle comprend quelques lacs ou affleurements rocheux et est plate à légèrement vallonnée. Les tourbières et les milieux humides sont nombreux dans toute l'écozone, et les résineux dominants sont l'épinette blanche et noire, le pin gris et le mélèze laricin (GTSE, 1995). L'épinette noire et le mélèze laricin dominent davantage au nord de l'écozone, alors que les feuillus, dont le bouleau à papier, le peuplier faux-tremble et le peuplier baumier dominant dans la zone de transition adjacente à l'écozone des Prairies. La moyenne annuelle des précipitations est de 300 mm à 625 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,44 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Vingt populations locales de caribous boréaux vivant dans les plaines boréales sont décrites dans la documentation. La zone d'occurrence de certaines de ces populations locales empiète sur les écozones du bouclier boréal ou des plaines de la taïga. Les populations locales suivantes sont mentionnées dans la documentation sur l'utilisation de l'habitat : *Colombie-Britannique* : *Chinchaga*; *Alberta* : *Chinchaga, Hotchkiss, Deadwood, Little Smoky, lac Slave, lac Cold, côté est de la rivière Athabasca, côté ouest de la rivière Athabasca, Red Earth, Richardson, monts Caribou*; *Saskatchewan* : *Primrose, Smoothstone-Wapaweka, Pasquia-*



Annexe 6.3 – Figure 5. Répartition du caribou boréal dans l'écozone des plaines boréales.



Porcupine, Suggi-Amis; Manitoba : The Bog, North Interlake, William Lake, Naosap-Reed, Wabowden.

Habitat du caribou à grande échelle

Les caribous boréaux des plaines boréales de l'Alberta sont associés aux forêts de résineux au dernier stade de succession écologique (>50 ans) et aux tourbières arborées, et évitent les habitats de type matrice comme les divers types d'habitats et de lisières (Stuart-Smith *et coll.*, 1997, Smith, 2004; Neufeld, 2006). L'épinette noire et le mélèze laricin sont typiques des complexes de tourbières mal drainés dans les aires de répartition du caribou (Edmonds, 1988; James, 1999; Smith *et coll.*, 2000; McLoughlin *et coll.*, 2003; Dalerum *et coll.*, 2007) et constitue la principale source de lichens, dont *Cladonia spp.*, *Cladina spp.* et *Peltigera spp.*, des aliments importants pour les caribous. Les caribous boréaux peuvent utiliser les tourbières comme refuge contre les densités supérieures de prédateurs associées aux populations importantes d'orignaux et de chevreuils dans les forêts de feuillus et mixtes des hautes terres (Bradshaw, 1994; McLoughlin *et coll.*, 2005; McCutchen, 2007). Les caribous des bois du nord-est de l'Alberta se limitent à des populations locales dans des complexes de tourbières (Bradshaw *et coll.*, 1997; Stuart-Smith *et coll.*, 1997).

L'habitat du caribou boréal dans l'écozone des plaines boréales de la Saskatchewan est caractérisé par des complexes de tourbières dominés par des résineux et des forêts de résineux des hautes terres ayant du lichen en abondance (Arsenault, 2003). Comme en Alberta, les caribous de la Saskatchewan évitent généralement les habitats riches en arbustes, les secteurs perturbés et fragmentés, et les peuplements dominés par des feuillus pouvant contenir des populations plus importantes de proies alternatives et par conséquent, plus de populations de prédateurs (Rettie, 1998; Arsenault, 2003).

L'habitat du caribou boréal dans l'écozone des plaines boréales du Manitoba est caractérisé par des tourbières dominées par des résineux ayant abondamment de lichens corticoles, principalement *Alectoria spp.*, *Evernia spp.*, *Parmelia spp.*, *Ramalina spp.* et *Usnea spp.*, et des hautes terres dominées par des résineux au dernier stade de succession écologique ayant une couverture dense de lichens terricoles, principalement *Cladonia spp.* et *Cladina spp.* (Darby et Pruitt, 1984; Schaefer, 1988; Metsaranta *et coll.*, 2003; O'Brien *et coll.*, 2006).

Habitat saisonnier et alimentation

Habitat durant toute l'année

Durant toute l'année, les caribous du nord-est de l'Alberta choisissaient des fens ouverts, et des fens et des bogs boisés (Brown *et coll.*, 2000). Les caribous choisissaient des tourbières plutôt que les hautes terres et les habitats des lisières (Schneider *et coll.*, 2000; McLaughlin *et coll.*, 2005). Dans les tourbières, ils choisissaient des bogs plutôt que des fens lorsque la proportion des bogs dans les habitats autres que les tourbières était supérieure à 30 % (Schneider *et coll.*, 2000). Ils évitaient les aires autres que les tourbières dans les paysages où leur proportion atteignait plus de 50 % et leur utilisation diminuait avec la distance



des tourbières (Schneider *et coll.*, 2000). Les caribous de la population de Naosap Reed choisissaient les peuplements de résineux mûrs et évitaient les perturbations dans les multiples échelles (Lander, 2006).

Une population locale dans les contreforts du centre-ouest de l'Alberta, utilise fréquemment les peuplements de pins tordus (*Pinus contorta*) des hautes terres et les peuplements mixtes et d'épinettes noires (Smith, 2004; Neufeld, 2006) contrairement à d'autres populations de caribous boréaux en Alberta qui montrent une préférence durant toute l'année pour les tourbières arborées (Stuart-Smith *et coll.*, 1997). La biomasse accrue de lichens est associée aux forêts claires, matures (plus de 80 ans) dominées par le pin (Szkorupa, 2002). Bien que l'habitat des hautes terres dans les aires de répartition du caribou boréal de l'Alberta soit principalement constitué de pins gris et d'épinettes blanches ayant beaucoup de lichens (Edmonds, 1988; Stuart-Smith *et coll.*, 1997; Dyer, 1999; James, 1999; Smith, 2004; McLoughlin *et coll.*, 2003; Dalerum *et coll.*, 2007), le risque de prédation est plus élevé dans les habitats des hautes terres que dans ceux des tourbières (McLoughlin *et coll.*, 2005).

De récentes recherches réalisées en Alberta révèlent que la perturbation du paysage et les changements qui s'ensuivent dans les interactions entre les prédateurs et les proies ont des conséquences sur l'utilisation de l'habitat du caribou boréal. Les caribous du nord-est de l'Alberta diminuaient leur utilisation d'un habitat convenable à proximité des lignes sismiques, des routes et des emplacements de puits. Les caribous évitaient les routes et les emplacements de puits d'environ 230 m et 1 km, respectivement (Dyer, 1999). La quantité de caribous qui traversaient les routes était moins importante que prévu durant toutes les saisons, sauf durant la mise bas (Dyer *et coll.*, 2002). Compte tenu de cet évitement, les routes peuvent agir comme des obstacles semi-perméables au déplacement des caribous, ce qui peut les empêcher d'utiliser d'autres secteurs convenables (Dyer, 1999; Dyer *et coll.*, 2002; Smith, 2004). Les corridors linéaires comme les routes et les lignes sismiques peuvent également faciliter le déplacement des loups et la chasse dans les aires de répartition des caribous (Dyer, 1999; James, 1999; McCutchen, 2007).

Durant toute l'année, les caribous de cinq sous-populations de la région de Smoothstone-Wapaweka de la Saskatchewan choisissaient des tourbières ouvertes et arborées, les épinettes noires des basses terres et des peuplements d'épinettes noires et de pins des hautes terres (Rettie, 1998).

Dans la région de Kississing-Naosap, au Manitoba, les caribous étaient associés aux épinettes, aux lichens corticoles relativement abondants, et évitaient les peupliers faux-trembles et le bois mort (Metsaranta *et coll.* 2003). Les auteurs ont suggéré que le bois mort, qui est abondant plusieurs années après un incendie, empêche les caribous et les proies alternatives de se déplacer, ce qui démontre un important mécanisme des incendies, celui d'empêcher un changement faunique dans la communauté des ongulés, ce qui prévient l'augmentation du risque de prédation pour les caribous.



Terrain de mise bas

Les caribous du nord-est de l'Alberta choisissaient les bogs et évitaient les hautes terres et les frontières des fens et des hautes terres durant la saison de mise bas (James, 1999). Au printemps, ils évitaient les habitats près des lignes sismiques, des routes et des emplacements de puits dans les zones humides claires et denses de résineux (Dyer *et coll.*, 2001). Les effets d'évitement (secteurs d'utilisation réduite) se faisaient sentir jusqu'à 500 m des développements. Les caribous du centre-ouest de l'Alberta utilisaient les peuplements mûrs comme terrain de mise bas et évitaient la forêt jeune, les secteurs ayant une densité élevée de blocs de coupes, les lignes sismiques, les peuplements dominés par les trembles et les grosses rivières (Neufeld, 2006).

Les caribous de la région de Smoothstone-Wapaweka choisissaient les tourbières et les peuplements dominés par l'épinette noire pour la mise bas (Rettie, 1998). Dans le secteur de Wabowden du Centre-Nord du Manitoba, les caribous choisissaient les peuplements d'épinettes noires des basses terres dans des muskegs (muskegs arborés) durant la saison de mise bas. Les caribous n'utilisaient pas les îles pour la mise bas, et évitaient les forêts de feuillus, les peuplements immatures et les peuplements de résineux autres que l'épinette noire (Hirai, 1998).

Habitat d'élevage

Dans les monts Caribou du nord-ouest de l'Alberta, les caribous utilisaient les peuplements âgés de plus de 50 ans et évitaient les peuplements de moins de dix ans durant l'été (Dalerium *et coll.*, 2007). Durant l'été, les caribous du nord-est de l'Alberta évitaient les habitats près des lignes sismiques, des routes et des emplacements de puits dans les zones humides ouvertes et denses de résineux (Dyer *et coll.*, 2001). Les caribous du centre-ouest de l'Alberta fréquentaient les forêts matures durant l'été et évitaient les peuplements dominés par l'épinette blanche et le tremble, les aires ayant une densité élevée de blocs de coupes, de lignes sismiques, les peuplements dominés par les trembles et les grosses rivières (Neufeld, 2006). Dans la région de Smoothone-Wapaweka de la Saskatchewan, les caribous choisissaient les forêts d'épinettes noires et de pins gris des hautes terres, les épinettes noires des basses terres, les jeunes pins gris et les tourbières ouvertes et arborées durant la saison d'élevage (Rettie, 1998; Rettie et Messier, 2000). Dans la région de Naosap, au Manitoba, les caribous choisissaient les peuplements d'épinettes et de pins des hautes terres et les muskegs arborés, et évitaient les forêts de feuillus durant l'été (Metsaranta et Mallory, 2007). Les caribous des populations de Naosap-Reed choisissaient également des sites ayant une plus grosse couverture de lichen corticole durant l'été (Lander, 2006).

Habitat de rut

Au nord-est, les caribous choisissaient et évitaient les frontières de fens et des hautes terres à l'automne (James, 1999). Les caribous au nord-est de l'Alberta évitaient les habitats près des lignes sismiques, les routes et les emplacements de puits dans les zones humides claires et denses de résineux à l'automne (Dyer *et coll.*, 2001). Les caribous du centre-



ouest de l'Alberta utilisaient les forêts matures durant l'automne et évitaient les peuplements dominés par l'épinette blanche et le tremble, les secteurs ayant une densité élevée de blocs de coupes, de lignes sismiques, les peuplements dominés par les trembles et les grosses rivières (Neufeld, 2006).

Durant la saison du rut, dans la région de Smoothone-Wapaweka, en Saskatchewan, les caribous choisissaient les forêts d'épinettes noires et de pins gris des hautes terres, d'épinettes noires des basses terres, et les tourbières ouvertes et arborées, et évitaient les coupes à blanc et les secteurs brûlés (Rettie, 1998; Rettie et Messier, 2000).

Habitat hivernal

Au nord-est de l'Alberta, les caribous choisissaient des tourbières arborées durant l'hiver (Anderson, 1999). Les caribous choisissaient les complexes de fens ouverts constituant > 50 % de la couverture des tourbières et les bogs boisés constituant > 85 % des tourbières, et évitaient les hautes terres et les fens ouverts non structurés (Bradshaw *et coll.*, 1995). Durant l'hiver, ils choisissaient les peuplements au dernier stade de succession écologique de > 50 ans (Dalerum *et coll.*, 2007)

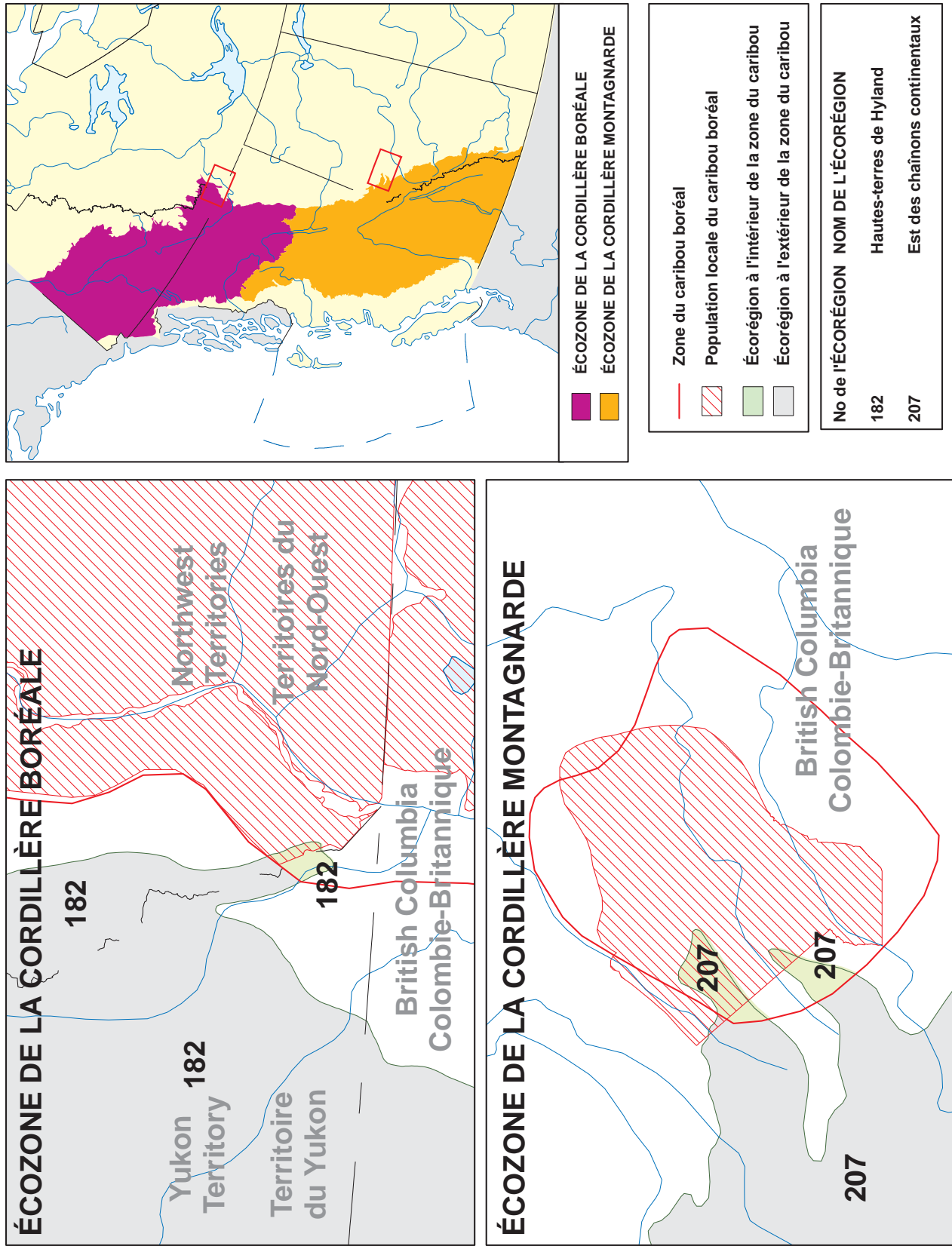
Au centre-ouest de l'Alberta, les caribous fréquentaient la forêt mature durant l'hiver et évitaient les peuplements dominés par l'épinette blanche et le tremble, et les secteurs ayant une densité élevée de blocs de coupe, de lignes sismiques et de grosses rivières (Neufeld, 2006). Dans la région de Smoothone-Wapaweka, en Saskatchewan, les caribous choisissaient les forêts d'épinettes noires et de pins gris des hautes terres, l'épinette noire des basses terres, et les tourbières ouvertes et arborées, et évitaient les coupes à blanc et les zones brûlées durant l'hiver (Rettie, 1998; Rettie et Messier, 2000). Dans la région de Naosap, au Manitoba, les caribous choisissaient les peuplements mûrs d'épinettes et de pins des hautes terres et les muskegs arborés, et évitaient les forêts de feuillus durant l'hiver (Metsaranta et Mallory, 2007). Les caribous de la population de Naosap-Reed choisissaient également les zones ayant la meilleure visibilité et s'éloignaient des lisières des forêts durant l'hiver (Lander, 2006).

Fin de l'hiver

Au nord-est de l'Alberta, l'habitat de la fin de l'hiver consistait en des bogs arborés, des fens arborés et des tourbières arborées (Anderson *et coll.*, 2000). Les sites d'alimentation des caribous se trouvaient dans des zones où abondaient les *Cladina* spp. Le plus gros effet d'obstacle des routes était évident à la fin de l'hiver, alors que les caribous traversaient les routes dont la circulation était modérée six fois moins souvent que dans les réseaux de routes simulées (Dyer *et coll.*, 2002).

ÉCOZONE DE LA CORDILLÈRE MONTAGNARDE

Est des chaînons continentaux (207)



Annexe 6.3 – Figure 6. Répartition du caribou boréal dans l'écozone de la cordillère montagnarde.



L'écozone de la cordillère montagnarde couvre la plus grande partie de la Colombie-Britannique et une partie du sud-ouest de l'Alberta (GTSE, 1995). La zone d'occurrence du caribou boréal empiète légèrement sur l'écorégion de l'est des chaînons continentaux au sud-ouest de l'Alberta. La topographie est accidentée, montagneuse et vallonnée (contreforts), et est entrecoupée de vallées fluviales. Le caribou boréal occupe la région du contrefort très boisé. Les lieux secs sont dominés par des peuplements de pins tordus ou de pins tordus et d'épinettes noires. Les coteaux plus élevés sont dominés par des forêts mixtes de sapins, d'épinettes et de pins tordus. Des prés de saules (*Salix spp.*) et de bouleaux glanduleux, et des replats herbeux se trouvent le long des bassins versants des rivières. Le tremble domine dans les contreforts, sur les pentes face au sud (Edmonds et Bloomfield, 1984). La moyenne annuelle des précipitations est de 600 mm à 800 mm dans l'écorégion de l'est des chaînons continentaux (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,03 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Une population locale de caribous boréaux se trouve dans l'écozone de la cordillère montagnarde, celle de Little Smoky, et sa zone d'occurrence empiète sur l'écozone des plaines boréales.

Habitat du caribou à grande échelle

La population de Little Smoky passe toute l'année dans les régions du contrefort subalpin supérieur (Edmonds, 1988). Au centre-ouest de l'Alberta, les caribous boréaux sont associés aux forêts claires dominées par les pins de plus de 80 ans (Thomas *et coll.*, 1996; Szkorupa, 2002). Les lichens terrestres sont les plus abondants dans les vieux peuplements semi-ouverts de pins tordus (Szkorupa, 2002).

Habitat durant toute l'année

Les caribous munis d'un collier émetteur de la région de la rivière Little Smoky se trouvaient majoritairement dans les peuplements de pins tordus, de résineux mixtes de pins tordus et d'épinettes noires, et les muskegs arborés des zones sèches (Johnson, 1980; Edmonds, 1993). Durant toute l'année, les caribous évitaient les zones ayant une proportion importante de blocs de coupes à l'échelle de 1 km (Neufled, 2006). Ils évitaient également l'épinette blanche et les grosses rivières à toutes les échelles. Les lichens terrestres sont associés négativement à l'épinette blanche (Saher, 2005), et les rivières et les épinettes blanches sont de bons habitats pour les loups (Neufled, 2006). Les caribous évitaient également à tout prix les peuplements dominés par les trembles toutes les saisons, probablement parce que ces peuplements hébergent d'autres espèces prédatrices ongulées alternatives et comportent très peu de lichens (Neufeld, 2006).



Terrain de mise bas

Les caribous de la population de Little Smoky évitaient les aires situées près des lignes sismiques et réagissaient le plus fortement aux lignes sismiques durant les saisons autres que l'hiver (Neufeld, 2006). Au printemps et à l'été, les caribous choisissaient des habitats situés dans des zones plus près des blocs de coupes. La proportion de mélèzes dans un rayon de 1 km² était un important indicateur prévisionnel d'occurrence du caribou durant l'hiver et le printemps (Neufeld, 2006).

Habitat d'élevage

Durant l'été, les caribous évitaient les zones ayant des proportions importantes de peuplements dominés par les résineux (augmentation de l'homogénéité; Neufled, 2006).

Habitat hivernal

La proportion de mélèzes dans un rayon de 1 km² était un important indicateur prévisionnel d'occurrence du caribou durant l'hiver (Neufled, 2006). Les caribous choisissaient des lieux ayant une plus grande proportion de forêts de pins à l'échelle de 1 km² durant l'hiver (Neufled, 2006).

ÉCOZONE DES PLAINES DE LA TAÏGA

Delta du Mackenzie, plateau de la rivière Peel, plaine du Grand lac de l'Ours, plaine Fort McPherson, collines Colville, chaînon Norman, plaine du Mackenzie, plaines Grandin, monts Franklin, plaine du lac Keller, plaine du Grand lac des Esclaves, plaine du lac Sibbeston, plateau Horn, basses terres de la rivière au Foin, hautes terres du Nord de l'Alberta, plateau Muskwa (50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 62, 63, 64, 65, 66, 67).

L'écozone des plaines de la taïga se trouve au sud-ouest des Territoires du Nord Ouest, au nord-est de la Colombie-Britannique et au nord de l'Alberta (figure 7). Cette écozone est bordée par le Grand lac de l'Ours et le Grand lac des Esclaves et est dominée par le fleuve Mackenzie et ses affluents. En général, la topographie est plate à légèrement vallonnée. Le paysage est dominé par des tourbières et des hautes terres de conifères, de peuplements mixtes et de feuillus, et d'habitats riverains. Les forêts d'épinettes noires ayant un sous-étage de raisins d'ours, de mousses et de carex dominent l'écozone. Les hautes terres sont constituées de forêts mixtes d'épinettes blanches et noires, de pins tordus, de mélèzes laricins, de bouleaux à papier, de peupliers faux-trembles et de peupliers baumiers (GTSE, 1995). Les formations arbustives sont nombreuses et sont constituées de bouleaux glanduleux, de thé du Labrador (*Rhododendron groenlandicum*) et de saules. Les petits lacs de moins d'un hectare sont nombreux dans tout le paysage. La moyenne annuelle des précipitations est de 200 mm à 500 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,44 % (RNCAN, 2002).



Populations locales de caribous

Six populations locales de caribous boréaux vivant dans les plaines de la taïga sont mentionnées dans la documentation. La zone d'occurrence de certaines d'entre ellesempiète sur l'écozone des plaines boréales. Les populations locales suivantes sont mentionnées dans la documentation portant sur l'utilisation de l'habitat : *Bistcho*, *Maxhamish*, *Calendar*, *Snake-Sahtahneh*, *Steen River et monts Caribou*.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou dans les plaines de la taïga consiste en de grands lots de tourbières d'épinettes (Culling *et coll.*, 2006) et de forêts d'épinettes noires ayant abondamment de lichens (Gunn *et coll.*, 2002). Gunn *et coll.*, (2004) ont comparé une base de données des lieux d'abattage dans la mémoire vivante des Premières nations Deh Cho avec des visualisations de caribous à partir d'un levé aérien en mars 2002 et ont déterminé que l'occupation du caribou boréal ne changeait pas à l'échelle régionale. Les caribous boréaux étaient étroitement associés à l'épinette noire et au lichen des hautes terres et des basses terres.

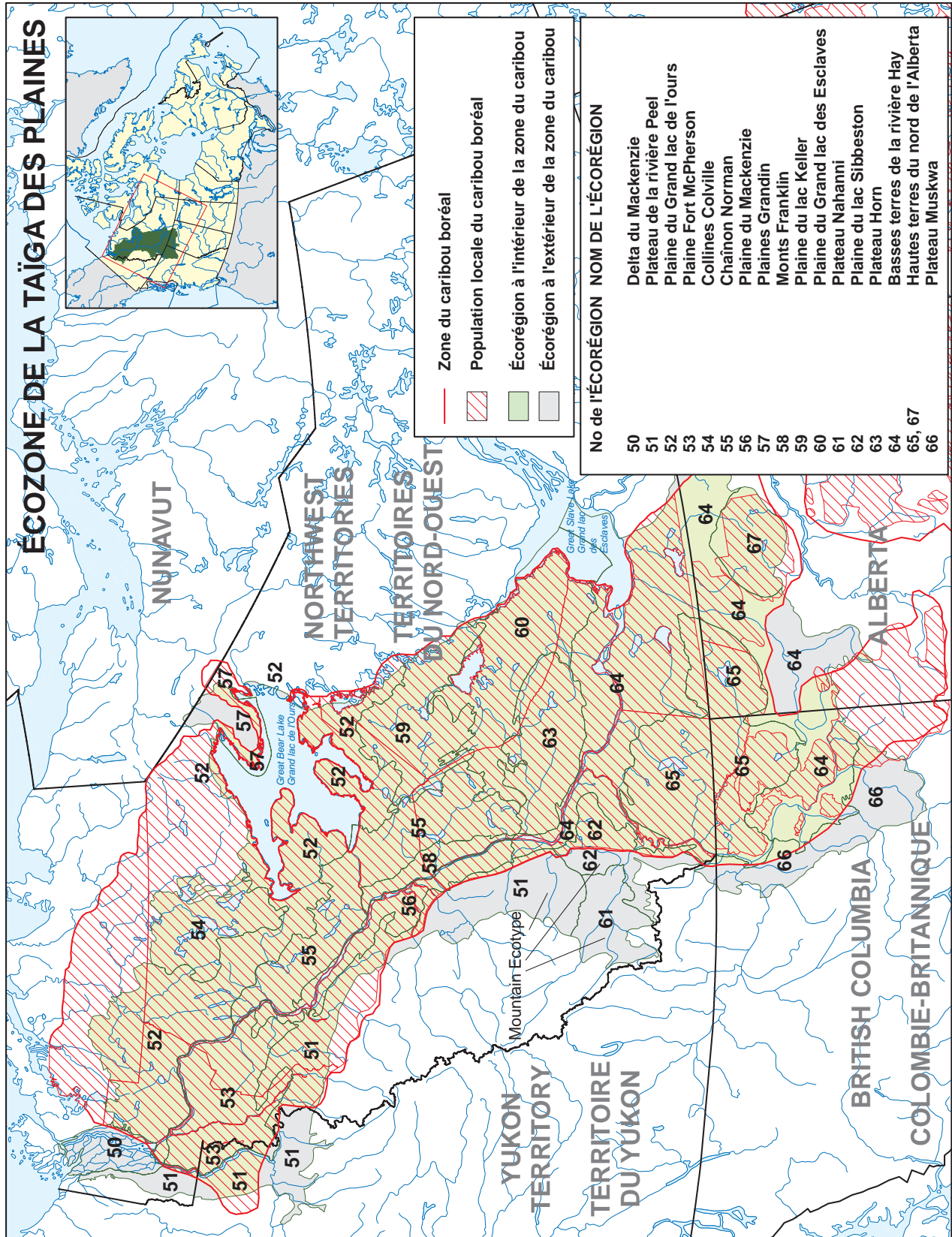
Habitat saisonnier et alimentation

Habitat durant toute l'année

Dans les monts Caribou du nord-est de l'Alberta, les caribous préféraient les tourbières aux hautes terres et aux chaînons (McLaughlin *et coll.*, 2005). Dans les tourbières, ils préféraient les bogs aux fens lorsque leur proportion dans les habitats autres que les tourbières était de > 30 % (Schneider *et coll.*, 2000). Ils évitaient les aires autres que les tourbières dans les paysages où leur proportion était de > 50 % et leur utilisation diminuait avec la distance des tourbières (Schneider *et coll.*, 2000).

Terrain de mise bas

Dans la région du lac Trout, aux Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), les femelles étaient très dispersées durant la saison de mise bas et se trouvaient habituellement seules ou en groupes de deux (Larter et Allaire, 2006). Larter et Allaire (2006) ont constaté une grande fidélité à l'aire de mise bas d'une année à l'autre. Dans la vallée du fleuve Mackenzie, aux T.N.-O., les caribous choisissaient les forêts claires de résineux, la toundra parsemée de mottes de gazon, les arbustes, les rives, les brûlis récents, et les directions sud et ouest (Nagy *et coll.*, 2006). Les caribous évitaient les forêts denses mixtes, l'eau et les directions nord et est. Dans le bassin versant de Snake-Sahtaneh, en C.-B., les caribous ont été observés sur de petites îles d'épinettes noires matures ou d'arbres mixtes dans des tourbières, dans des vieux brûlis au bord des zones humides, dans des taillis d'aulnes ayant abondamment d'eau stagnante et au bord des lacs (Culling *et coll.*, 2006). Les caribous ont montré une grande fidélité aux sites de mise bas (dans un rayon de 14,5 km) au cours des années (Culling *et coll.*, 2006).



Annexe 6.3 – Figure 7. Répartition du caribou boréal dans l'écozone des plaines de la taïga.



Habitat d'élevage

Dans la vallée du cours inférieur du fleuve Mackenzie, aux T.-N.-O. les caribous choisissaient les forêts claires de résineux ayant abondamment de lichens, les arbustes, les rives, la toundra parsemée de mottes de gazon, les habitats à couverture végétale clairsemée, les brûlis récents et la direction ouest, et évitaient les forêts denses de feuillus et mixtes (Nagy *et coll.*, 2006). Les caribous du bassin versant de Snake-Sahtaneh, en C.-B. utilisaient les anciens brûlis et les restants de forêt non brûlée dans le périmètre d'anciens brûlis à la fin du printemps et au début de l'été (Culling *et coll.*, 2006). Aux monts Caribou du nord-ouest de l'Alberta, les caribous évitaient les peuplements forestiers de moins de dix ans durant l'été (Dalerum *et coll.*, 2007).

Habitat de rut

Dans la région du lac Trout, aux Territoires du Nord-Ouest, la taille des groupes de caribous et les taux de déplacements quotidiens augmentaient durant la saison du rut (Larter et Allaire, 2006). Dans la vallée du cours inférieur du fleuve Mackenzie, aux T.N.-O., les caribous choisissaient les forêts claires de résineux et mixtes, les arbustes, les rives, la toundra parsemée de mottes de gazon, les brûlis récents et la direction ouest, et évitaient les forêts denses de feuillus et les forêts mixtes, l'eau et les directions nord et ouest (Nagy *et coll.*, 2006). Dans le bassin versant de Snake-Sahtaneh, en C.-B., les caribous fréquentaient les forêts claires de résineux, les brûlis régénérés et les couvertures végétales clairsemées durant la saison du rut (Culling *et coll.*, 2006). Le rut était réparti dans les habitats principaux de toute l'aire d'étude, et la fidélité à des aires de rut particulières était grande chez certains caribous, mais pas chez tous.

Habitat hivernal

Dans la région du lac Trout, aux Territoires du Nord-Ouest, la taille des groupes et le taux des déplacements étaient les plus élevés durant l'hiver; la taille des groupes était habituellement de 10 à 15 animaux (Larter et Allaire, 2006).

Habitat du début de l'hiver

Au début de l'hiver, les caribous de la vallée du cours inférieur du fleuve Mackenzie, aux T.N.-O., choisissaient les forêts claires de résineux et mixtes, les arbustes, les rives, l'eau, et évitaient les forêts denses d'épinettes, de feuillus et mixtes, les arbustes hauts et les directions nord, ouest et est (Nagy *et coll.*, 2006). Dans le bassin versant de Snake-Sahtaneh, en C.-B., les caribous étaient souvent observés sur les lacs et au bord des lacs ainsi que dans les fens (Culling *et coll.*, 2006).

Habitat du milieu de l'hiver

Au milieu de l'hiver, les caribous de la vallée du cours inférieur du fleuve Mackenzie, aux T.N.-



O., choisissaient les forêts claires de conifères ayant abondamment de lichens et les habitats riverains, et évitaient les forêts denses d'épinettes, les forêts claires de résineux ayant peu de lichens, les forêts denses de feuillus et mixtes, les forêts claires mixtes, les arbustes, les arbrisseaux, les arbustes nains, les rives, la toundra parsemée de mottes de gazon, l'eau, les habitats à la couverture végétale clairsemée et la direction est (Nagy *et coll.*, 2006).

Habitat de la fin de l'hiver

À la fin de l'hiver, les caribous de la vallée du cours inférieur du fleuve Mackenzie, aux T.N.-O., choisissaient les forêts claires de conifères et mixtes, les habitats riverains et l'eau, et évitaient les forêts denses de feuillus et mixtes, les arbrisseaux, les arbustes nains, les habitats à la couverture végétale clairsemée et les brûlis récents (Nagy *et coll.*, 2006). Dans la région de Deh Cho, aux T.N.-O., les caribous choisissaient les forêts d'épinettes noires et de lichens, les habitats régénérés par les feux, les habitats à la couverture végétale clairsemée, la sphaigne comportant des épinettes dispersées, les habitats herbacés et les arbrisseaux (Gunn *et coll.*, 2004).

ÉCOZONE DE LA CORDILLÈRE BORÉALE

Écorégion des hautes terres de Hyland (182)

L'écozone de la cordillère boréale couvre le Nord de la Colombie-Britannique et le sud du Yukon (figure 1). La zone d'occurrence du caribou boréal empiète légèrement sur l'écorégion des hautes terres de Hyland à la frontière de la Colombie-Britannique et du Yukon (figure 6). La topographie est accidentée à vallonnée et comporte des sommets plats et des vallées larges. Les lieux secs sont dominés par des peuplements d'épinettes blanches et de pins tordus, de bouleaux à papier et de trembles. Les lieux plus humides sont dominés par des peuplements ouverts d'épinettes noires et blanches ayant un sous-étage de lichens et de mousse. Des bogs, des fens et des prés d'arbustes se trouvent dans toute l'écorégion. La moyenne annuelle des précipitations est de 300 mm à 600 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,41 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Une population locale de caribous boréaux se trouve dans l'écozone de la cordillère boréale, la Deh Cho, et sa zone d'occurrence empiète sur l'écozone des plaines de la taïga.

Habitat du caribou à grande échelle

L'habitat du caribou dans la cordillère boréale consiste en de grands lots de tourbières d'épinettes (Culling *et coll.*, 2006) et en des forêts d'épinettes noires sur des basses terres ayant abondamment de lichens (Gunn *et coll.*, 2002). Gunn *et coll.* (2004) ont comparé une base de données des lieux d'abattage dans la mémoire vivante des Premières nations Deh Cho avec des visualisations de caribous à partir d'un levé aérien en mars 2002 et ont



déterminé que l'occupation du caribou boréal ne changeait pas à l'échelle régionale. Les caribous boréaux étaient étroitement associés à l'épinette noire et au lichen des hautes terres et des basses terres.

Habitat saisonnier et alimentation

Habitat durant toute l'année

Tout au long de l'année, les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères ayant abondamment de lichens et évitaient les forêts de feuillus ou mixtes (Nagy *et coll.*, 2006). Gunn *et coll.* (2004) ont constaté un lien étroit entre la probabilité d'occurrence des caribous et la proportion d'épinettes noires et de lichens dans des cellules de 10 km par 10 km. Des liens relativement étroits ont été constatés entre la probabilité de l'occurrence du caribou et la proportion de sphaigne, d'arbrisseaux et d'habitats herbacés, et les proportions moindres d'habitats régénérés par les feux. La présence de bisons et d'originaux diminuait la probabilité de la présence de caribous boréaux (Gunn *et coll.*, 2004).

Terrain de mise bas

Les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères, la toundra parsemée de mottes de gazon, les arbustes, les rives, les brûlis récents, et les directions sud et ouest (Nagy *et coll.*, 2006). Les caribous évitaient les forêts denses mixtes, l'eau et les directions nord et est.

Habitat d'élevage

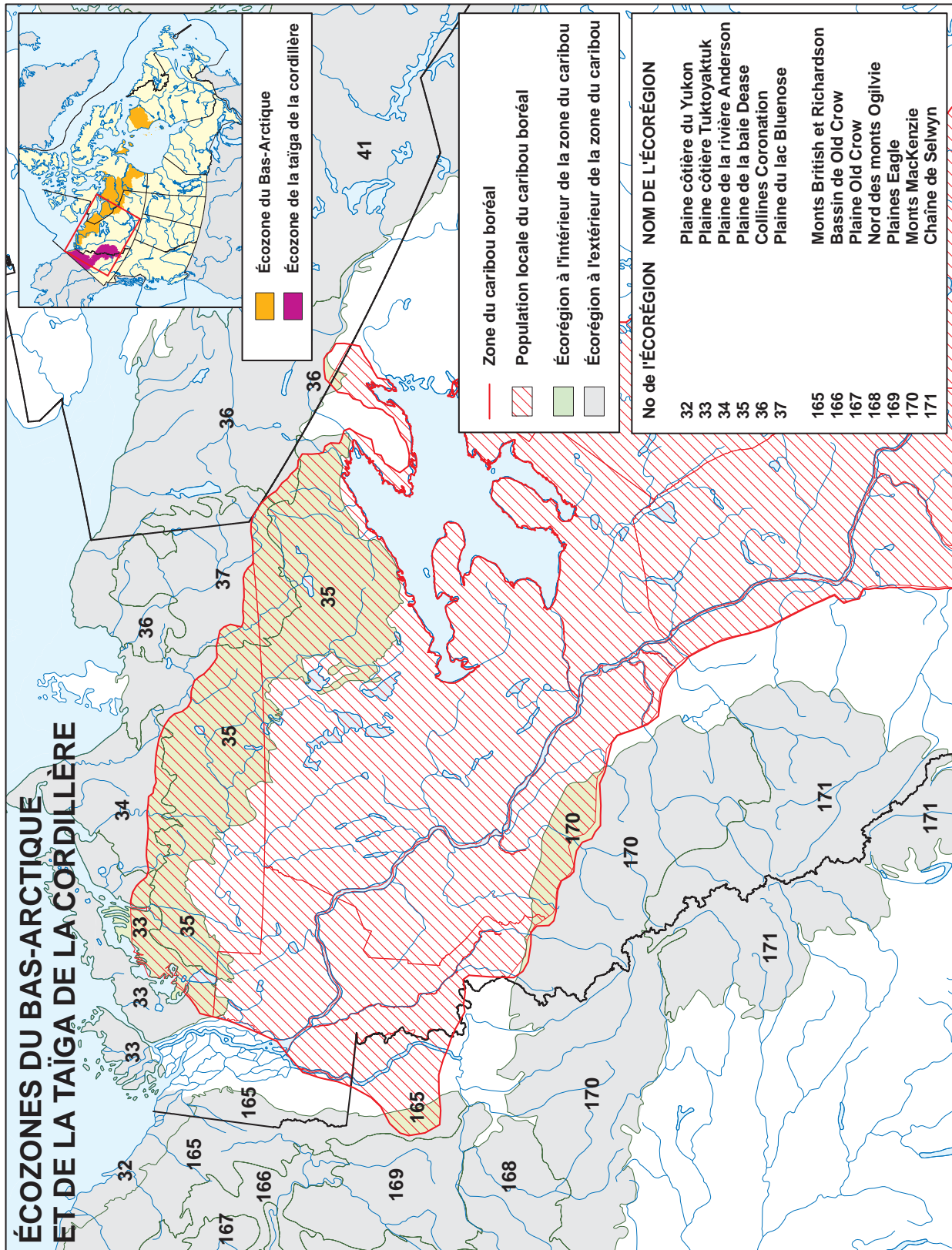
Les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères ayant abondamment de lichens, les arbustes, les rives, la toundra parsemée de mottes de gazon, les habitats à la couverture végétale clairsemée, les brûlis récents et la direction ouest, et évitaient les forêts denses de feuillus et mixtes (Nagy *et coll.*, 2006).

Habitat de rut

Les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères et mixtes, les arbustes, les rives, la toundra parsemée de mottes de gazon, les brûlis récents et la direction ouest, et évitaient les forêts denses de feuillus et mixtes, l'eau et les directions nord et ouest (Nagy *et coll.*, 2006).

Habitat du début de l'hiver

Au début de l'hiver, les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères et mixtes, les arbustes, les rives, l'eau, et évitaient les forêts denses d'épinettes noires, de feuillus et mixtes, les arbrisseaux et les directions nord, ouest et est (Nagy *et coll.*, 2006).



Annexe 6.3 – Figure 8 Répartition du caribou boréal dans les écozones du Bas Arctique et de la taïga de la cordillère.



Habitat du milieu de l'hiver

Au milieu de l'hiver, les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères ayant du lichen en abondance et les habitats riverains, et évitaient les forêts denses d'épinettes, les forêts claires de conifères ayant peu de lichens, les forêts denses de feuillus et mixtes, les forêts claires mixtes, les arbustes, les arbrisseaux, les arbustes nains, les rives, la toundra parsemée de mottes de gazon, l'eau, les habitats à la couverture végétale clairsemée et la direction est (Nagy *et coll.*, 2006).

Habitat de la fin de l'hiver

À la fin de l'hiver, les caribous de Deh Cho choisissaient les forêts claires de conifères et mixtes, les habitats riverains et l'eau, et évitaient les forêts denses de feuillus et mixtes, les arbrisseaux, les arbustes nains, les habitats à la couverture végétale clairsemée et les brûlis récents (Nagy *et coll.*, 2006). Les caribous choisissaient les forêts d'épinettes noires et de lichens, les habitats régénérés par les feux, les habitats à la couverture végétale clairsemée, la sphaigne avec des épinettes dispersées, les habitats herbacés et les arbrisseaux (Gunn *et coll.*, 2004).

ÉCOZONE DU BAS-ARCTIQUE

Écorégions des plaines côtières Tuktoyaktuk, des plaines de la rivière Anderson, de la plaine du bras Dease, des collines Coronation et de la plaine du lac Bluenose (33, 34, 35, 36, 37) L'écozone du Bas-Arctique se trouve au nord des Territoires du Nord-Ouest (figure 7). Bien que cette écozone couvre la terre de chaque côté de la baie d'Hudson, seule l'extrême ouest de l'écozone empiète sur la zone d'occurrence du caribou boréal (figure 1). La topographie comporte des hautes terres et des basses terres vallonnées et contient de nombreux lacs, étangs et zones humides. Cette écozone est une transition entre la végétation de la taïga et celle de la toundra arctique. Les vallées des principales rivières peuvent héberger des massifs d'épinettes rabougries, et les arbustes de cette écozone consistent en des bouleaux glanduleux, des aulnes et des bruyères. Les zones humides comportent des carex et des mousses. La moyenne annuelle des précipitations est d'environ 200 mm au nord-ouest (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,03 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Aucune population locale de caribous boréaux vivant dans l'écozone du Bas Arctique n'est décrite dans la documentation. D'autres recherches sont nécessaires pour décrire l'habitat du caribou boréal dans cette écozone.

ÉCOZONE DE LA TAÏGA DE LA CORDILLÈRE

Écorégions des monts British et Richardson, et des monts Mackenzie (165, 170)



L'écozone de la taïga de la cordillère borde le nord des montagnes Rocheuses et couvre la majeure partie du Nord du Yukon et le nord-ouest des Territoires du Nord-Ouest (figure 7). L'écozone est dominée par une topographie montagneuse abrupte, des contreforts et des bassins. Des zones humides et des tourbières dominent le paysage. La végétation est composée d'arbustes, de mousses et de lichens de la toundra arctique, d'arbustes nains, de lichens et de saxifrages de la toundra alpine, et d'épinettes blanches et de bouleaux à papier des zones arborées de la taïga. La moyenne annuelle des précipitations est de 300 mm à 700 mm (GTSE, 1995). La moyenne annuelle de la superficie brûlée par des incendies de forêt est de 0,06 % (RNCAN, 2002).

Populations locales de caribous

Aucune population locale de caribous boréaux vivant dans l'écozone de la taïga de la cordillère n'est décrite dans la documentation. D'autres recherches sont nécessaires pour décrire l'utilisation de l'habitat du caribou boréal dans cette écozone.

SOMMAIRE

Dans tout le Canada, la répartition du caribou boréal est associée aux forêts matures, au dernier stade de succession écologique de conifères des hautes terres et des basses terres, et aux complexes de tourbières. Les lichens terrestres constituent la principale alimentation hivernale du caribou boréal, et les lichens sont les plus abondants dans les peuplements mûrs ouverts à mi-ouverts de conifères et les tourbières. Durant les saisons où il n'y a pas de neige, le caribou se nourrit d'une variété beaucoup plus riche de plantes, dont des herbes, des carex, des plantes herbacées et des lichens.

Les principales stratégies qu'emploient les caribous boréaux pour se défendre des prédateurs sont de s'éloigner d'eux et de se séparer spatialement des proies alternatives (Bergerud, 1996). Par conséquent, les caribous boréaux ont besoin de lots étendus et contigus d'habitats pour maintenir des densités de populations basses dans leur aire de répartition. L'utilisation des habitats situés dans les muskegs et des forêts de conifères matures permet aux caribous de se séparer spatialement des autres ongulés communs boréaux et sub-boréaux, des signaux et des cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*).

Durant les saisons de mise bas et d'élevage, les femelles sont dispersées dans le paysage et se trouvent habituellement seules avec un daim. La fidélité aux sites de mise bas semble varier chez les femelles; certaines reviennent au même site d'une année à l'autre, d'autres choisissent des lieux de mise bas séparés de plusieurs centaines de kilomètres d'une année à l'autre et de nombreuses retournent vers une aire générale dans leur aire de répartition (p. ex., dans un rayon de 10 km). Les femelles parcourent plusieurs centaines de kilomètres pour se rendre à ces aires générales, qui constituent une petite partie de l'aire globale.

Dans leur répartition, les femelles choisissent les muskegs arborés ayant des eaux libres. On croit que la présence d'eau libre diminue le risque de prédation en permettant aux



caribous de fuir rapidement par l'eau (Bergerud, 1996). Dans l'écozone du bouclier boréal, les femelles choisissent également les forêts matures et claires de conifères sur les littoraux, et les péninsules et les littoraux des îles des grands lacs pour mettre bas.

Durant la saison du rut, les caribous boréaux se réunissent en petits groupes dans des tourbières ouvertes ou des forêts de résineux claires, matures ou jeunes. En hiver, le caribou se nourrit dans des forêts claires et matures de conifères et des tourbières arborées. Lorsqu'il y a de grands lacs, les caribous se nourrissent le long des rives et utilisent les lacs gelés pour fuir les prédateurs. Lorsque les hivers sont durs, les caribous peuvent choisir des forêts de conifères denses et âgées où la neige est moins épaisse que dans les forêts claires de conifères. Dans les régions où la neige est très épaisse, comme le bouclier de la taïga, les caribous se réunissent et creusent des cratères pour trouver du lichen terrestre, des graminées ou de la prêle. Lorsque l'épaisseur et la dureté de la neige dépassent la capacité des caribous à creuser dans la neige, ils cherchent des erratiques glaciaires ou des zones balayées par le vent pour trouver du lichen.

En général, les caribous évitent les habitats riches en arbustes, les zones perturbées ou fragmentées, les peuplements mixtes ou dominés par des feuillus et les habitats des lisières pouvant héberger de plus grandes populations de proie alternative et, par conséquent, plus de populations de prédateurs.

Le caribou boréal a évolué en s'adaptant à des écosystèmes forestiers dynamiques dans lesquels les incendies de forêt sont la principale cause de perturbation de l'habitat et de renouveau. Dans toute la forêt boréale du Canada, la fréquence et l'importance des incendies de forêt varient, et les populations de caribous boréaux changent d'aires de répartition avec le temps en réaction aux changements de la qualité des habitats causés par les feux. Par conséquent, le caribou boréal a besoin d'aires relativement étendues pour compenser les parties qui sont aux premiers stades de succession écologique.

Le caribou boréal a besoin d'habitats dont les conditions lui permettent de répondre aux besoins de son évolution biologique, comme une qualité et une quantité suffisantes d'aliments pour soutenir la reproduction et le recrutement de daims, et des lots suffisamment grands d'habitats préférés pour permettre une séparation spatiale des prédateurs et des proies alternatives pendant toute l'année. Les corridors de déplacements qui relient les habitats saisonniers remplissent une fonction potentiellement essentielle dans la réduction du risque de prédation des caribous boréaux durant leurs périodes de déplacements accrus, et les corridors de déplacements entre les aires des populations peuvent apporter une aide démographique aux petites populations en offrant une source d'immigrants.

Bien que le caribou puisse choisir certains types d'habitats dans son aire de répartition pour répondre à des besoins saisonniers précis, les conditions d'habitat dans toute son aire ont une incidence sur la viabilité des populations de caribous boréaux. Les conditions de l'habitat dans l'habitat-matrice du caribou boréal au delà de son habitat principal peuvent avoir des incidences importantes sur le risque de prédation. Par conséquent, même si des



pratiques de gestion spéciales peuvent être nécessaires pour protéger ou maintenir les habitats d'alimentation saisonniers, les terrains de mise bas et les corridors de migration, il est également important de gérer les habitats environnants afin de diminuer le risque de prédation, même si le caribou « utilise » rarement, sinon jamais ces habitats.

Références

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. 12, p. 191.

Antoniak, K., et H.G. Cumming. 1998. « Analysis of forest stands used by wintering woodland caribou in Ontario », *Rangifer*, vol. 10, p. 157-168.

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 (Sask.), 40 p.

Arsenault, D., N. Villeneuve, C. Boismenu, Y. Leblanc et J. Deshye. 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.

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

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 », p. 556-581 dans E. Reimers, E. Garre et S. Skjenneberg, editors, Actes du 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., Roros, 1979.

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*, vol. 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., 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. 1996.** « Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet? », *Rangifer Special Issue*, vol. 9, p. 95-116.
- 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, 121 p.
- 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.
- 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. 2005.** *Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario*, thèse de doctorat, Université de Guelph.
- 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. 242, p. 606-618.
- 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*, no 12.
- 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.

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.

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

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. 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, 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., 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(4), p. 491-498.

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 », *Trans. North Am. Wildlife Conf.*, 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. 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. 84-190.

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*, vol. 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.

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'Neil, S.M. Wasel et S. Boutin. 2001. « Avoidance of industrial development by woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, p. 531-542.

Dyer, S.J., J.P. O'Neil, S.M. Wasel et S. Boutin. 2002. « Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 80, p. 839-845.

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.

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.

Fuller, T.K. et L.B. Keith. 1981. « Woodland Caribou Population Dynamics in Northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 45(1), p. 197-213.

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>.

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

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. N.W.T. », Dept. of Resources, Wildlife and Economic Development. 47 p.

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. 127 p.

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.

Johnson, D.H. 1980. « The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference », *Ecology*, vol. 61, p. 65-71.

Krebs, C.J. 2002. « Beyond population regulation and limitation », *Wildlife Research*, vol. 29, p. 1-10.

Lander, C.A. 2006. *Distribution and movements of woodland caribou on disturbed landscapes in west-central Manitoba: implications for forestry*, thèse de maîtrise en GRN, Université du Manitoba.

Lantin, É., Drapeau, P., Paré, M., Bergeron, Y. 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.

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.

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.

Martinez, I.M. 1998. *Winter habitat use by woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in the Owl Lake region of Manitoba,* thèse de maîtrise en GRN, Université du Manitoba.

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

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.

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.

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., J.S. Dunford et S. Boutin. 2005. « Relating predation mortality to broad-scale habitat selection », *J. Anim. 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. 14, p. 255-266.

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.

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.

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



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.

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 forêts, sur les feux dépassant les 200 ha au Canada entre 1959 et 1999. http://fire.cfs.nrcan.gc.ca/research/climate_change/lfdb/lfdb_download_f.htm

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

O'Flaherty, R.M., I. Davidson-Hunt et M. Manseau. « Keeping Woodland Caribou in the Whitefeather Forest », 27. 2007. *Sustainable Forest Management Network Research Note Series*.

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

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.

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

Rettie, W.J., T. Rock et F. Messier. 1998. « Status of woodland caribou in Saskatchewan », *Rangifer*, vol. 10, p. 105-109.

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

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

Rowe, J.S. 1972. *Régions forestières du Canada*, Service canadien des forêts 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 (Man.)

Schaefer, J.A., et W.O. Pruitt Jr. 1991. « Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba », *Wildl. Monogr.*, vol. 116, 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 », *J. Wildl. Manage.*, 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.

Schindler, D. 2005. *Determining Woodland Caribou Home Range and Habitat Use in Eastern Manitoba*, Centre de recherche interdisciplinaire sur les forêts, 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, 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. *Recovery strategy for three woodland caribou herds (Rangifer tarandus caribou; Boreal population) in Labrador*, ministère de l'Environnement et de la Conservation, Gouvernement de Terre Neuve et Labrador, Corner Brook (Terre-Neuve)

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

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 », *Rangifer Special Issue*, no 7, p. 46-52.

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.

Shoesmith, 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.

Stardom, R.R.P. 1975. « Woodland caribou and snow conditions in southeast Manitoba », Pages 324-334 dans J. R. Luick, P. C. Lent, D. R. Klein et R. G. White (éd.), actes du First International Reindeer/Caribou Symposium.

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.

Thomas, D.C. et Gray, D.R. 2002. Mise à jour du rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois *Rangifer tarandus caribou* au Canada, dans 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 (COSEPAC)

Vors, L.S. 2006. *Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario*, thèse de M.Sc., Université Trent, 146 p.

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*, vol. 71(4), 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 », *J. Wildl. Manage*, vol. 56, p. 465-473.

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.

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

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.



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.



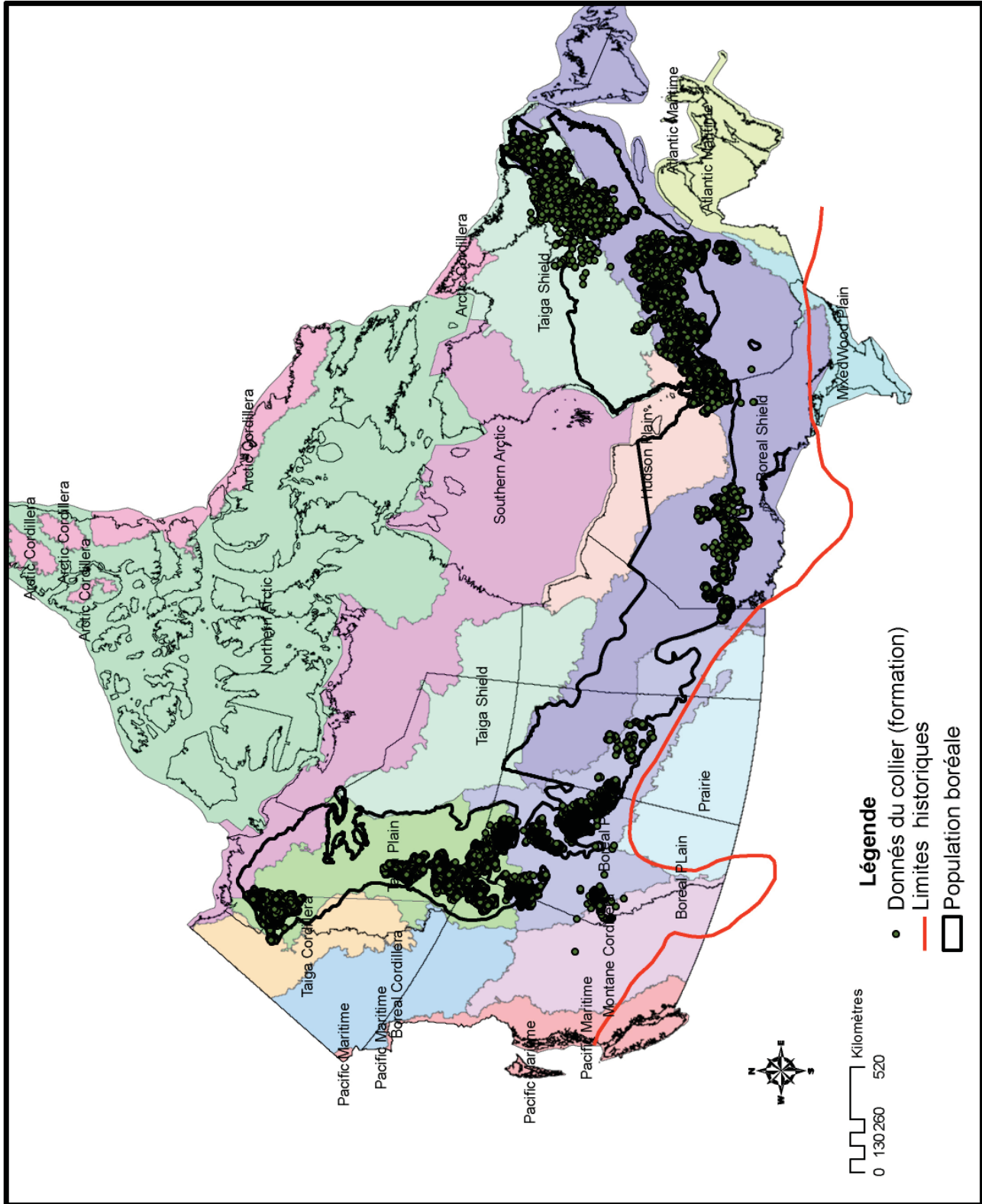
Dans l'examen scientifique du caribou boréal, notre objectif était de soutenir la désignation de l'habitat essentiel en utilisant l'analyse de la niche écologique pour comprendre la tendance de l'occupation de la zone d'occurrence actuelle. Premièrement, nous avons examiné la répartition potentielle (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 km², 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



Annexe 6.4 – Figure 1. Carte des écozones au Canada montrant la zone d'occurrence actuelle du caribou boréal et les données d'apprentissage (colliers). La ligne noire indique la zone d'occurrence actuelle de l'écozone du caribou boréal selon la stratégie nationale de rétablissement, et la ligne rouge indique l'ancienne zone sud du caribou des bois (Environnement Canada, 2007).



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) 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

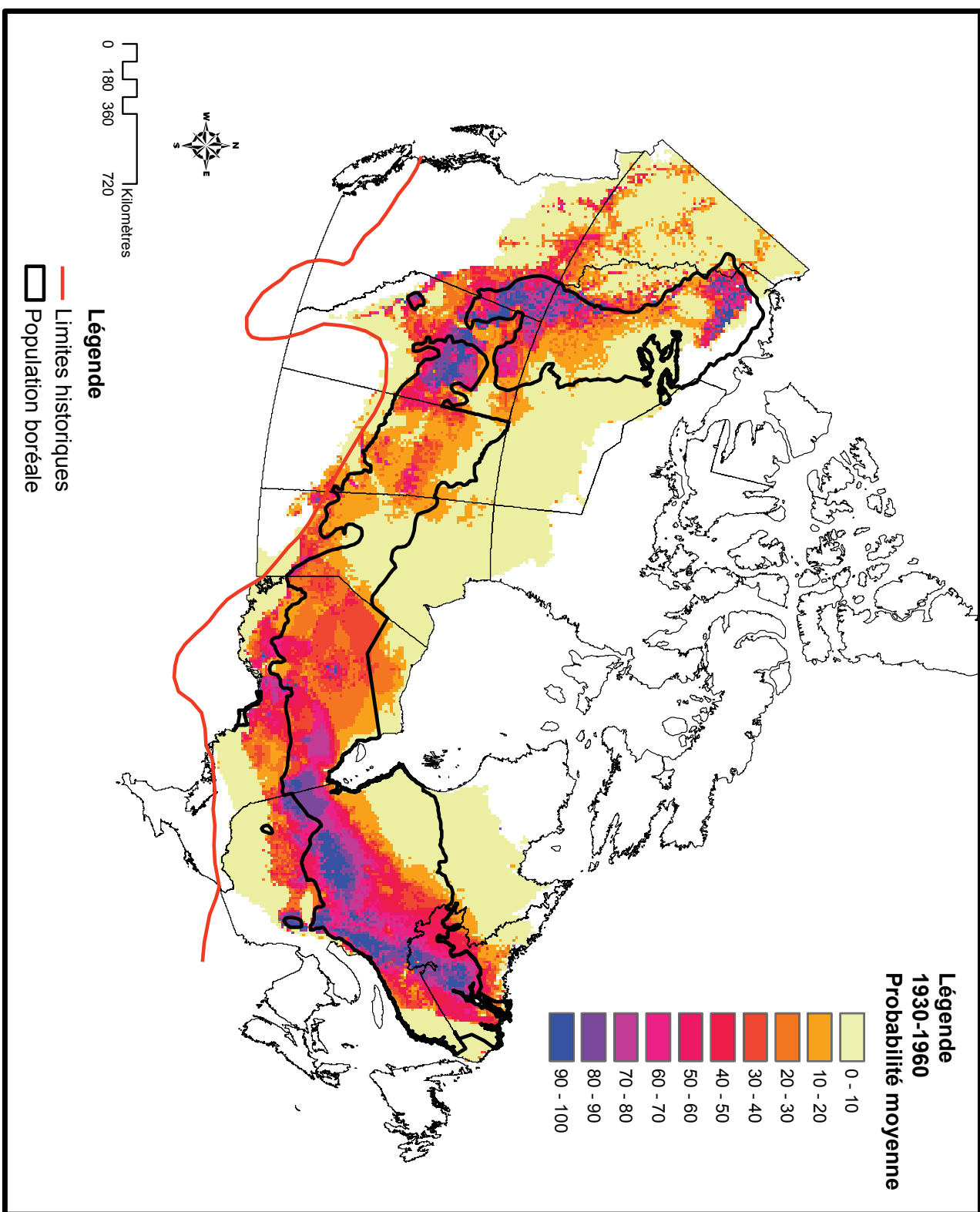
Les modèles finaux comprenaient les variables indiquées au tableau 2. Les notes moyennes de l'AUC parmi les sous-échantillons étaient de 0,95, ce qui indique que le résultat du modèle était de loin supérieur au hasard. Les figures 2 et 3 indiquent la moyenne du résultat MaxEnt cumulatif pour les modèles 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.

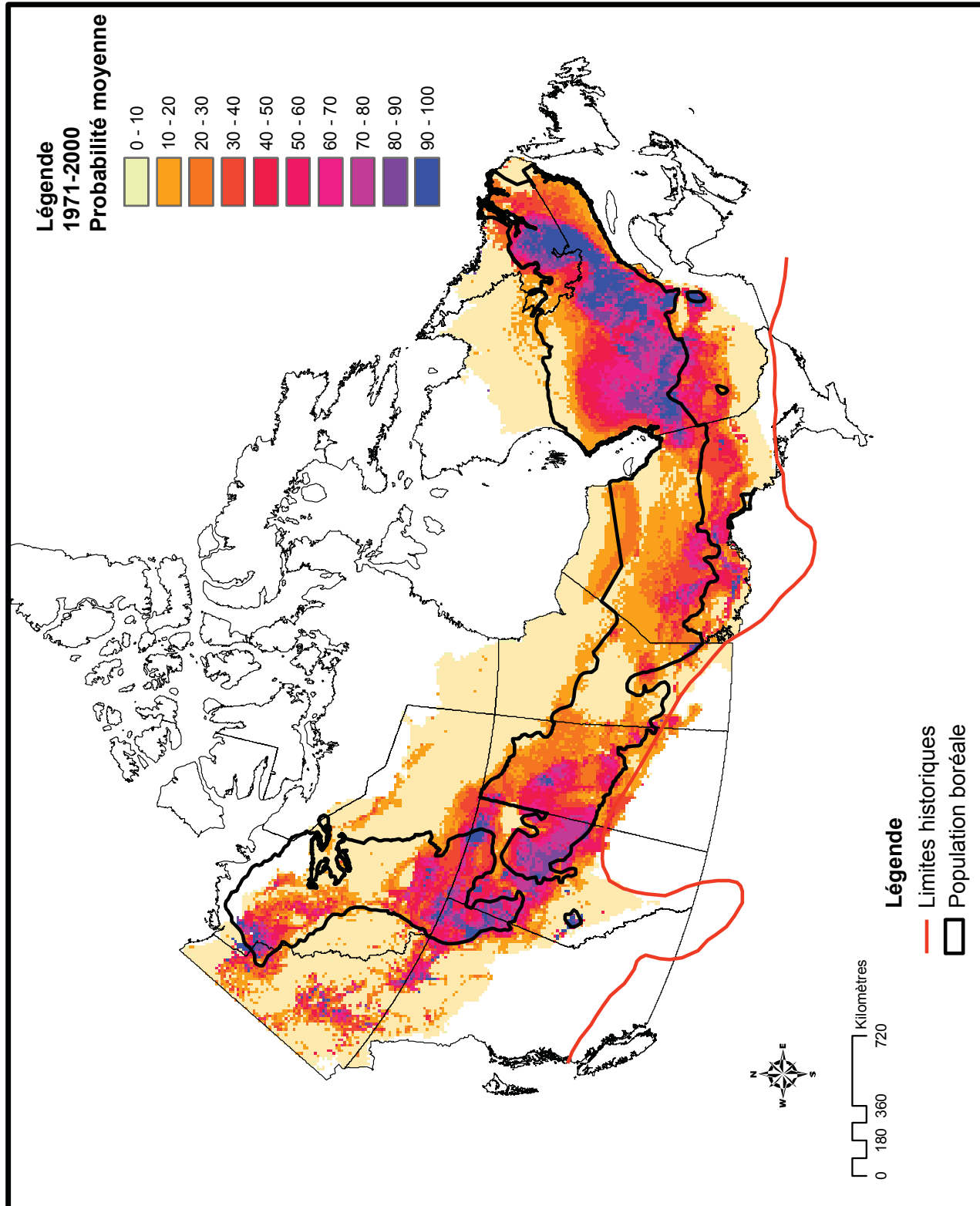
fRPU cumulative annuelle
fRPU minimale annuelle
Couverture du sol
Présence de tourbières
Densité des routes
Perturbations anthropiques
Taille moyenne des parcelles forestières
Nombre de parcelles forestières
Déviation normale des tailles de parcelles forestières
Élévation

Analyse biotique

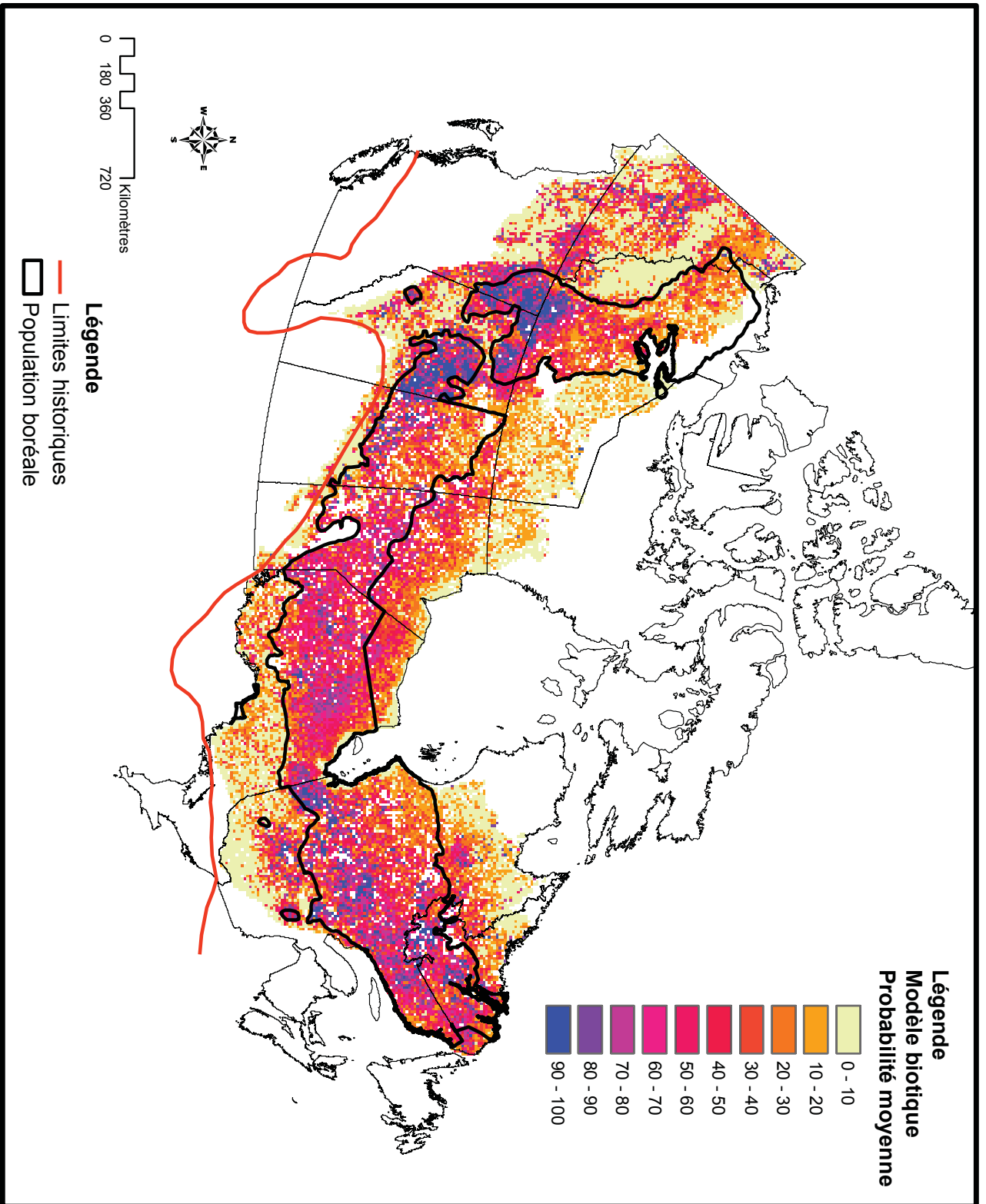
Les covariables ont été triées pour la colinéarité et celles qui sont incluses dans le modèle sont indiquées au tableau 3. Les résultats moyens de l'AUC pour les dix sous-ensembles étaient de 0,884. La figure 4 indique le résultat cumulatif MaxEnt des modèles biotiques. Les probabilités plus élevées 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).



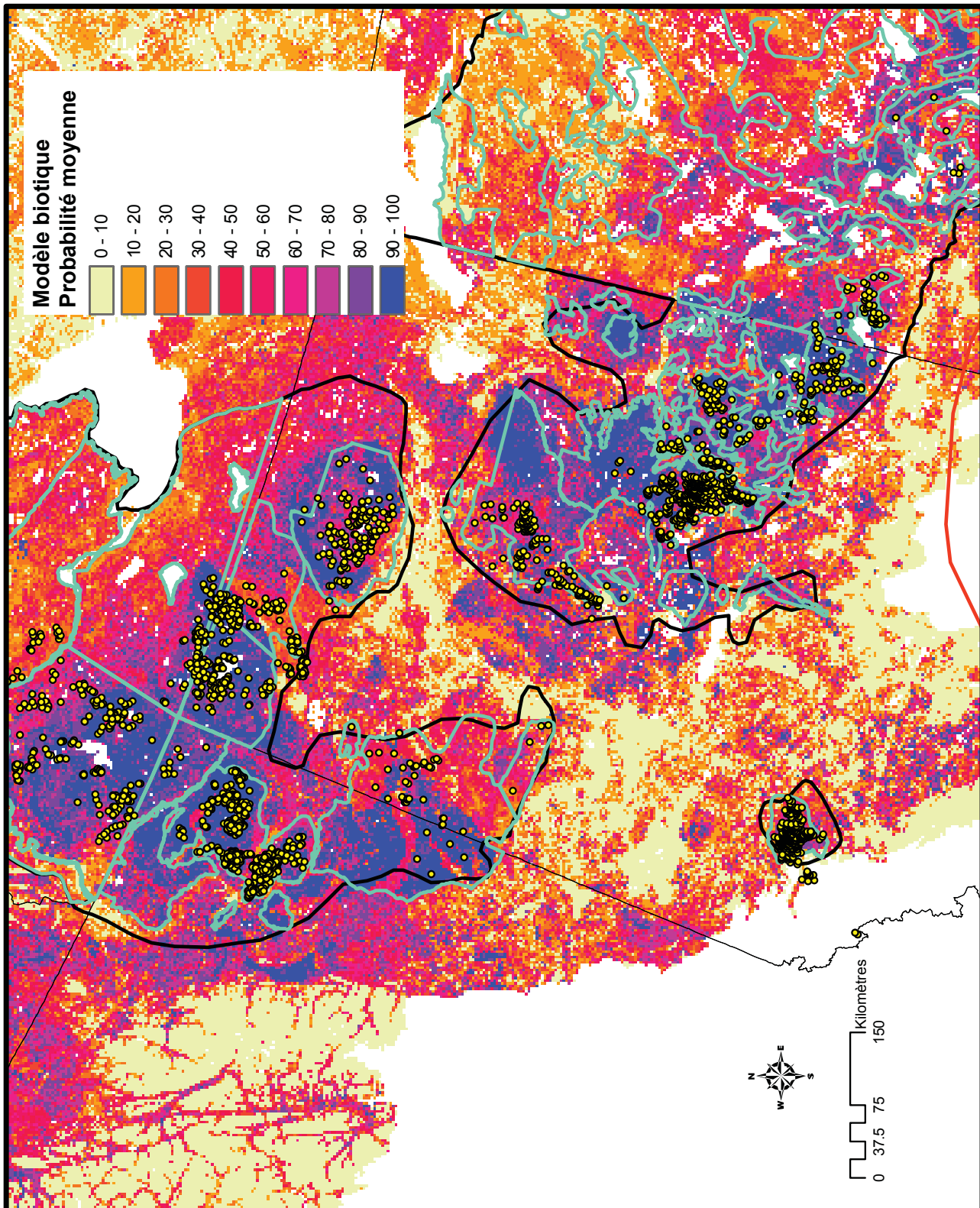
Annexe 6.4 – Figure 2. Répartition des résultats cumulatifs basés sur les variables climatiques de 1930 à 1960. Les valeurs de pixels sont des moyennes prises à partir de 10 séquences d'utilisation de modèles de sous-échantillons.



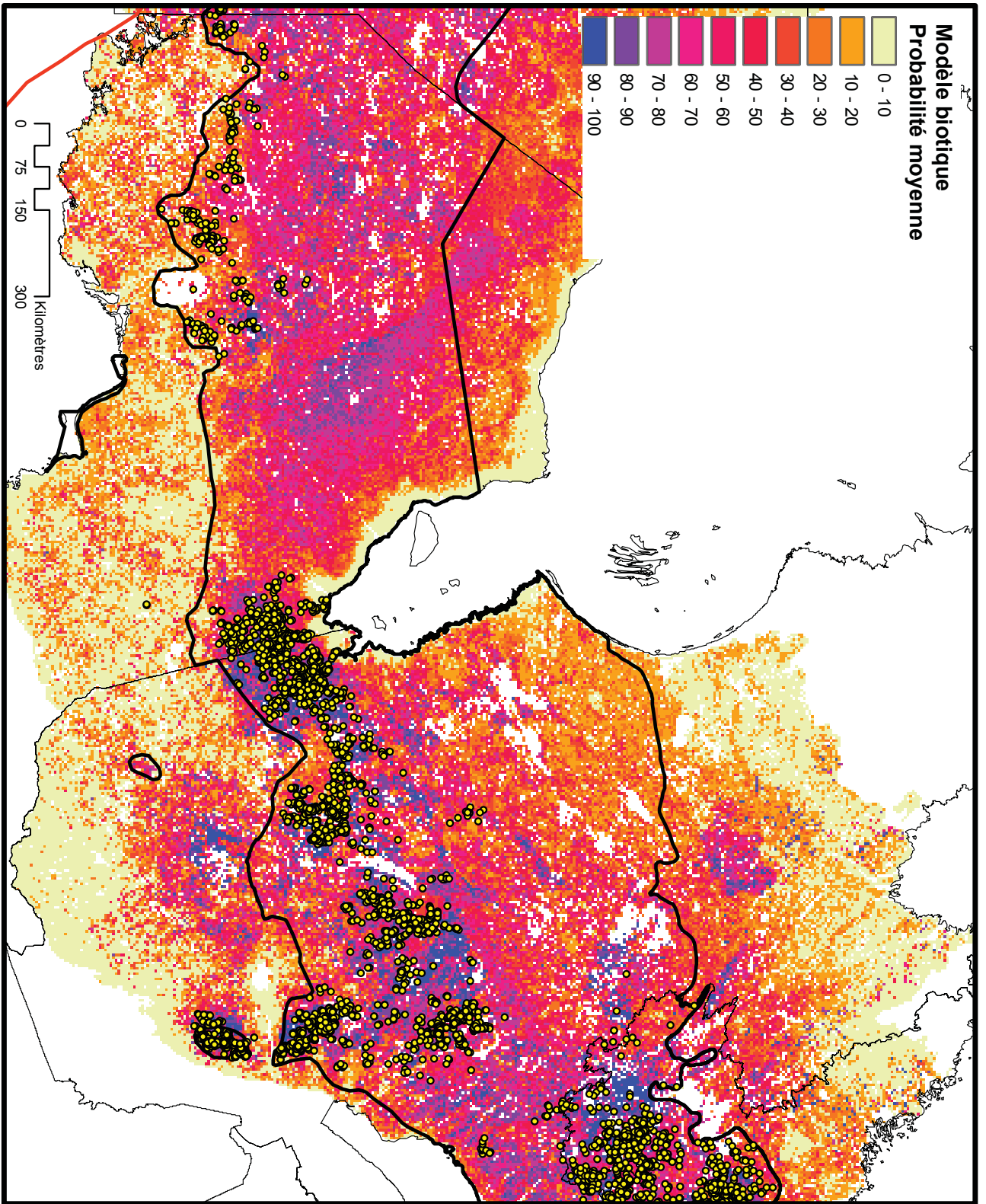
Annexe 6.4 – Figure 3. Répartition des résultats cumulatifs basés sur les variables climatiques de 1971 à 2000. Les valeurs de pixels sont des moyennes prises à partir de 10 séquences d'utilisation de modèles de sous-échantillons.



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^e 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.

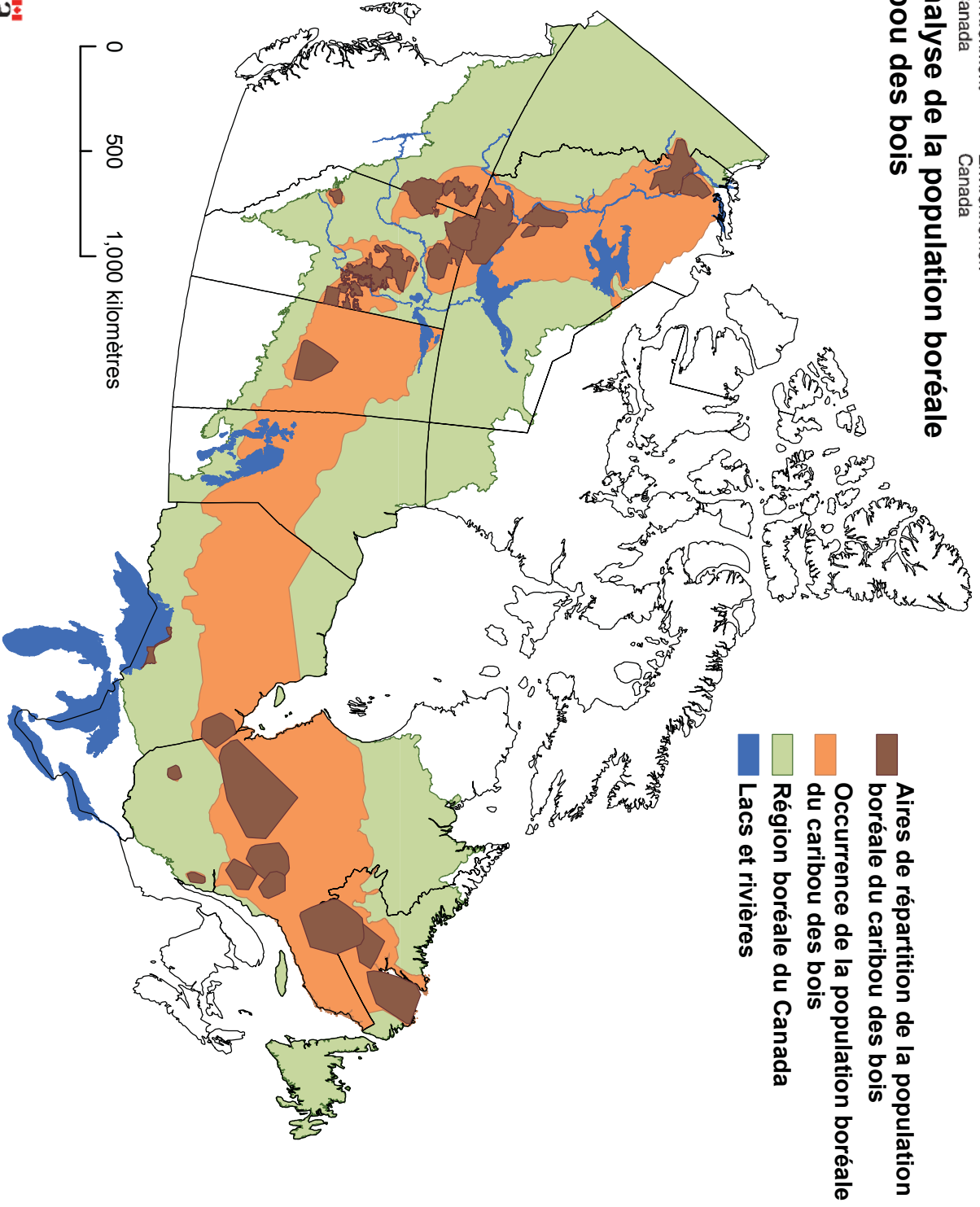
Pour vérifier le lien entre le recrutement et la croissance des populations, et la pertinence de l'utilisation du recrutement comme variable dépendante de la condition de l'aire de répartition dans l'analyse de la régression, les données du sous-ensemble des populations pour lesquelles le recrutement et la survie étaient disponibles ont été utilisées pour estimer le taux de changement des populations (λ) 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



Canada

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 ≥ 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 (λ) pour 25 populations de caribous boréaux au Canada.

Population locale	Prov./terr.	Années disponibles	Échantillon	Nombre d'années	Années utilisées	Aire	R	S	λ
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 ²	Interception β_0	SE	P	β_1 (X ₁)	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.



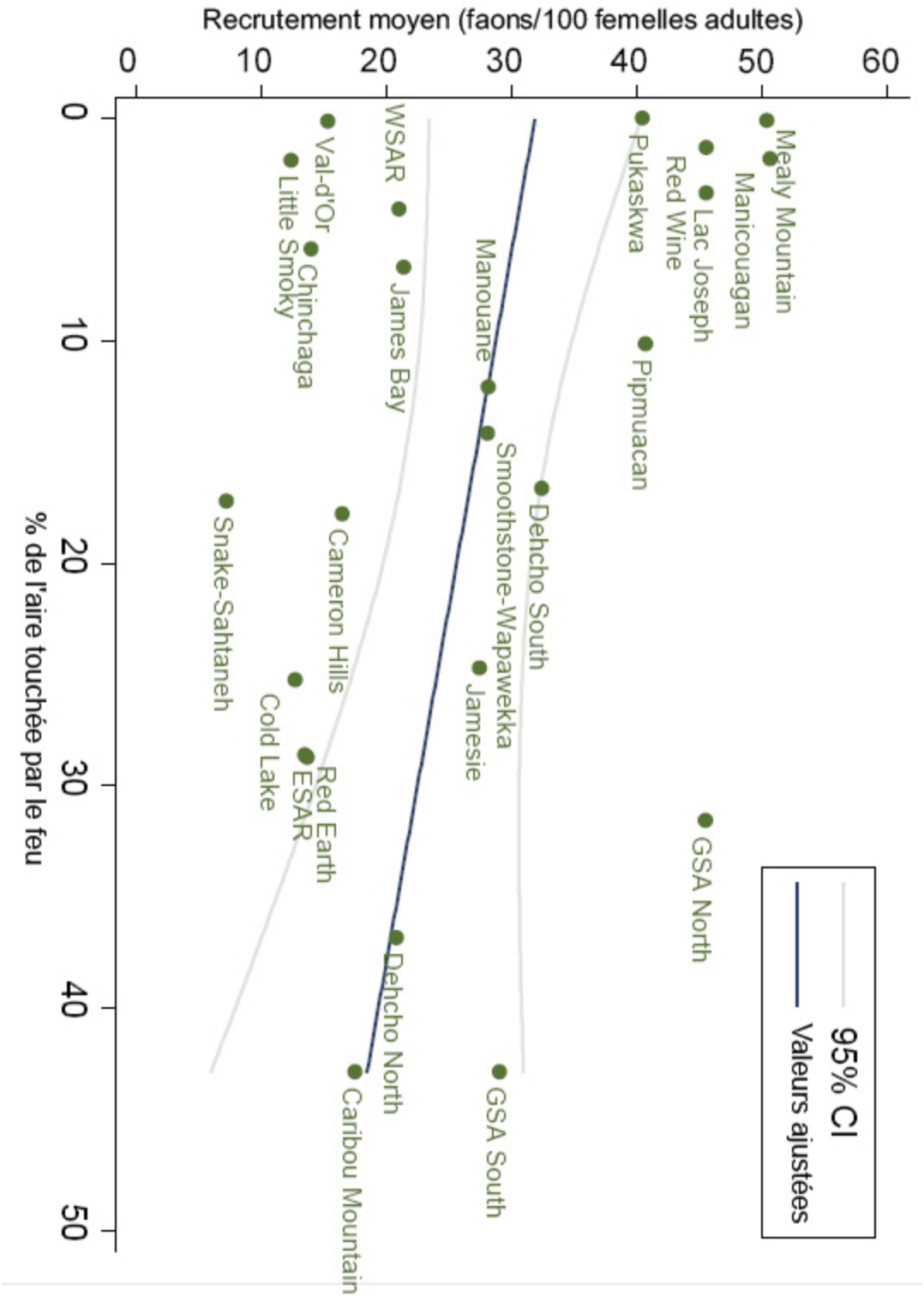
Résultats de la régression

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).

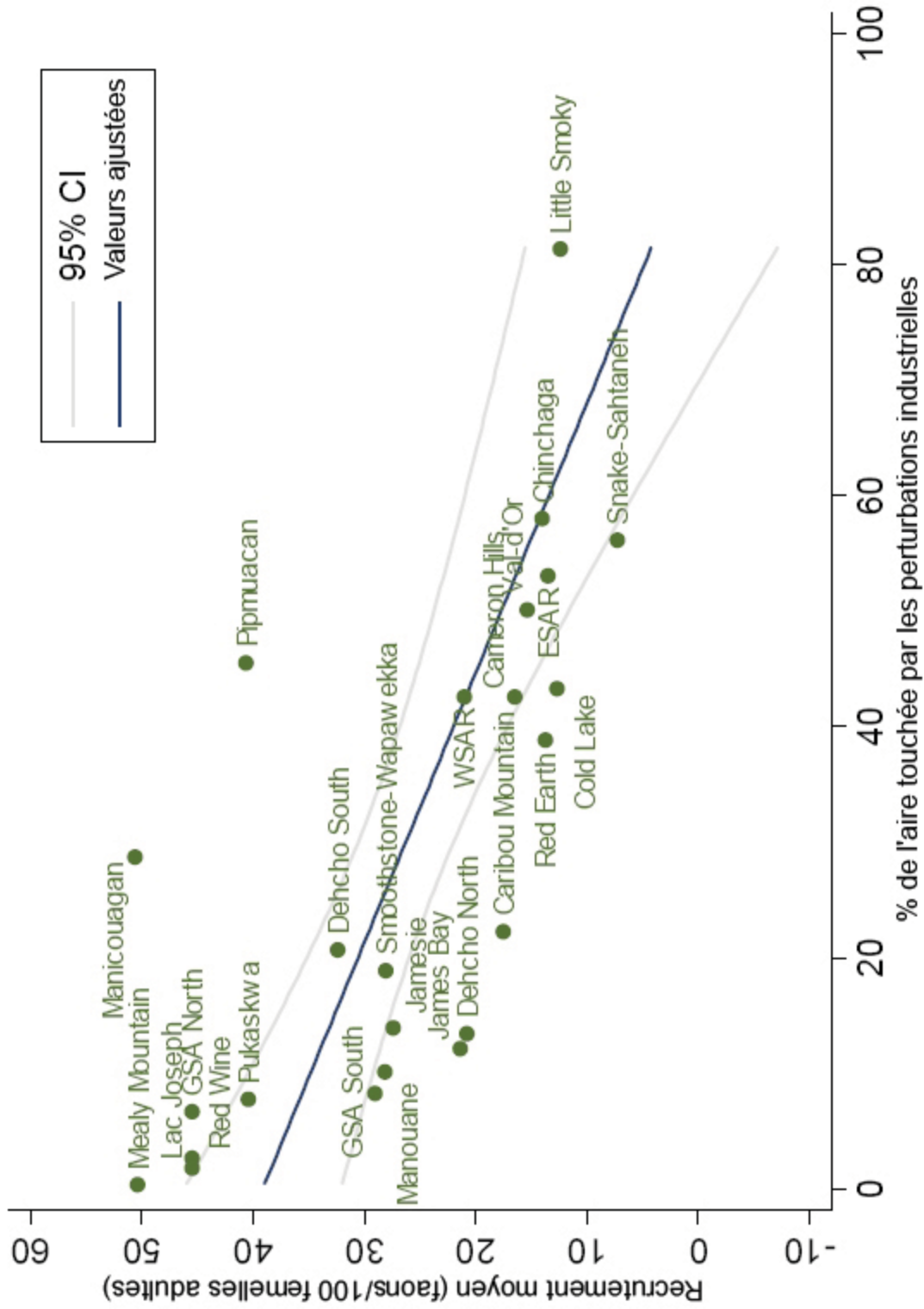
Annexe 6.5 – Tableau 3. Statistiques de régression pour l'analyse de la moyenne annuelle du recrutement comparées aux paramètres de la perturbation de l'aire de répartition des populations de caribous boréaux au Canada ($n=24$).

Modèle	R ²	interception β ₀	SE	P	β ₁ (X ₁)	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

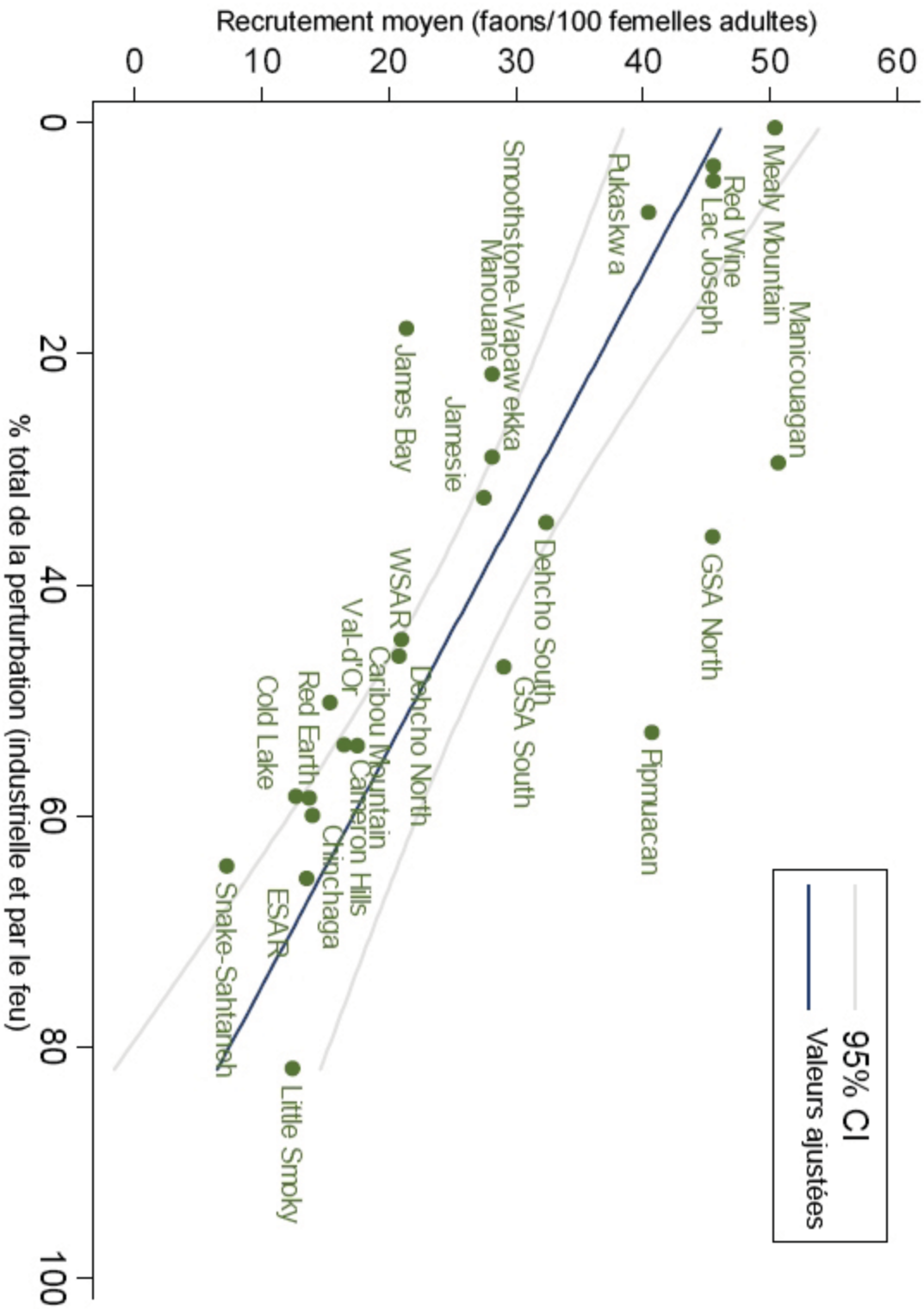
Il n'y avait pas de tendance claire entre la superficie des aires de répartition des populations, ou zones d'étude, et le lien observé entre le recrutement et la perturbation totale de l'aire (figure 6).



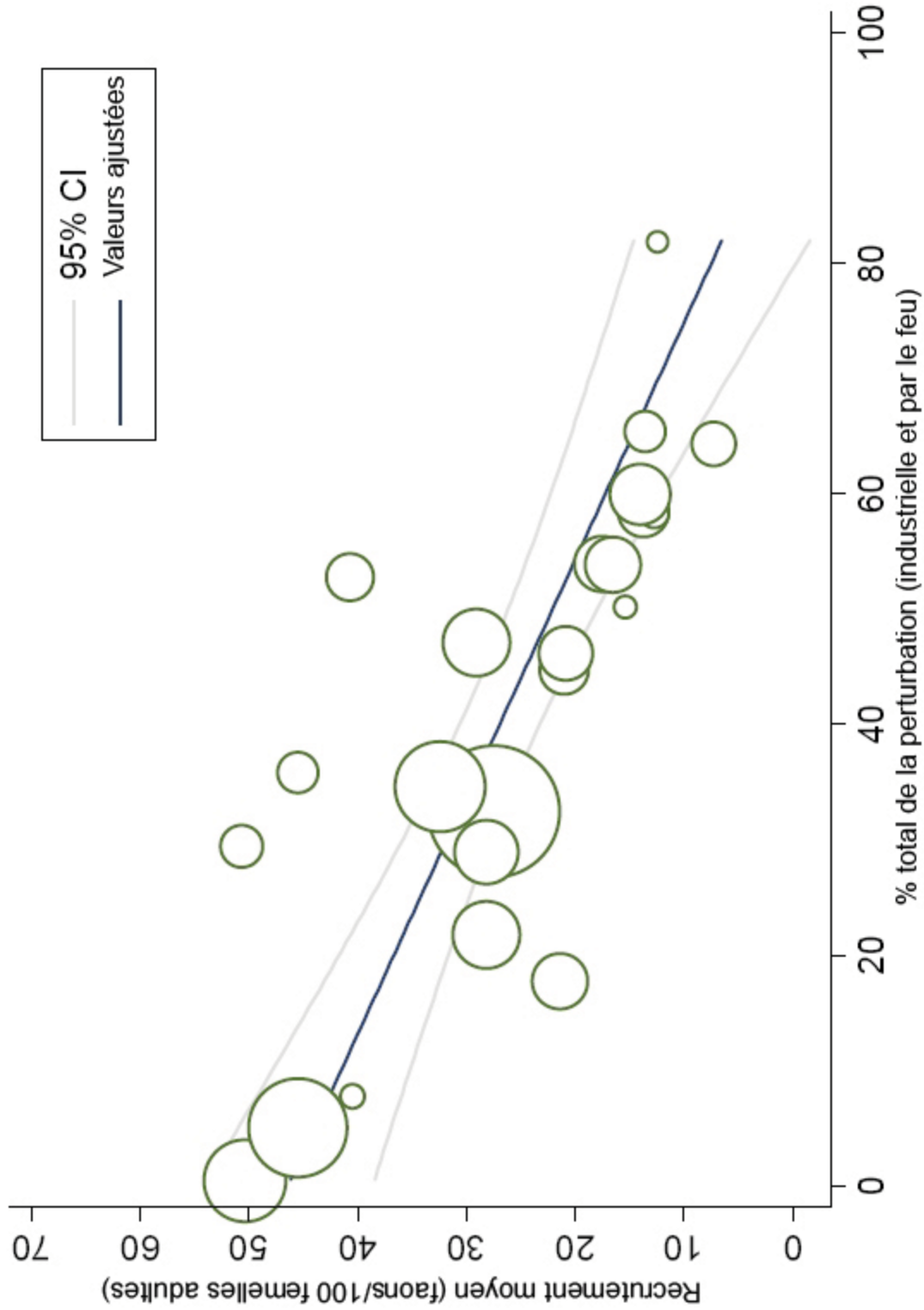
Annexe 6.5 – Figure 3. Régression linéaire de la moyenne du recrutement du caribou comparée au pourcentage de l'aire perturbée par des feux dans un délai de 50 années des données démographiques les plus récentes (n = 24). Le lien n'est pas important (P=0,13).



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 (λ) 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 (λ) 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 population¹, 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

¹ 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}) ¹	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_{faon}) et de survie des femelles (S_{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_{daim} faible, CV de S_{daim} élevé, S_{ad} moyenne, CV de S_{ad} moyen (FEMM);
- ii) S_{daim} moyenne, CV de S_{daim} élevé, S_{ad} moyenne et CV de S_{ad} moyen (MEMM);
- iii) S_{daim} moyenne; CV de S_{daim} élevé; S_{ad} moyenne, CV de S_{ad} élevé (MEME);
- iv) S_{daim} faible, CV de S_{daim} élevé, S_{ad} élevée et CV de S_{ad} moyen (FEEM);
- v) 75^e centile de S_{daim} , CV de S_{daim} , S_{ad} et CV de S_{ad} (75^e centile; tableau 3).

Nous n'avons pas modélisé une combinaison de S_{faon} élevée et de S_{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 ^e centile	75 ^e C_ S_{daim} , 75 ^e C_ CV de S_{daim} ; 75 ^e C_ S_{ad} , 75 ^e 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_{faon} manquants, car les taux de S_{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_{ad} manquant étant donné que la valeur de S_{ad} correspondante était égale à la moyenne globale de S_{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_{ad}	CV de S_{ad}	S_{faon}	CV S_{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

Recrutement (faons/100 femelles adultes)	Faons/femelles adultes	S_{faon}¹
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

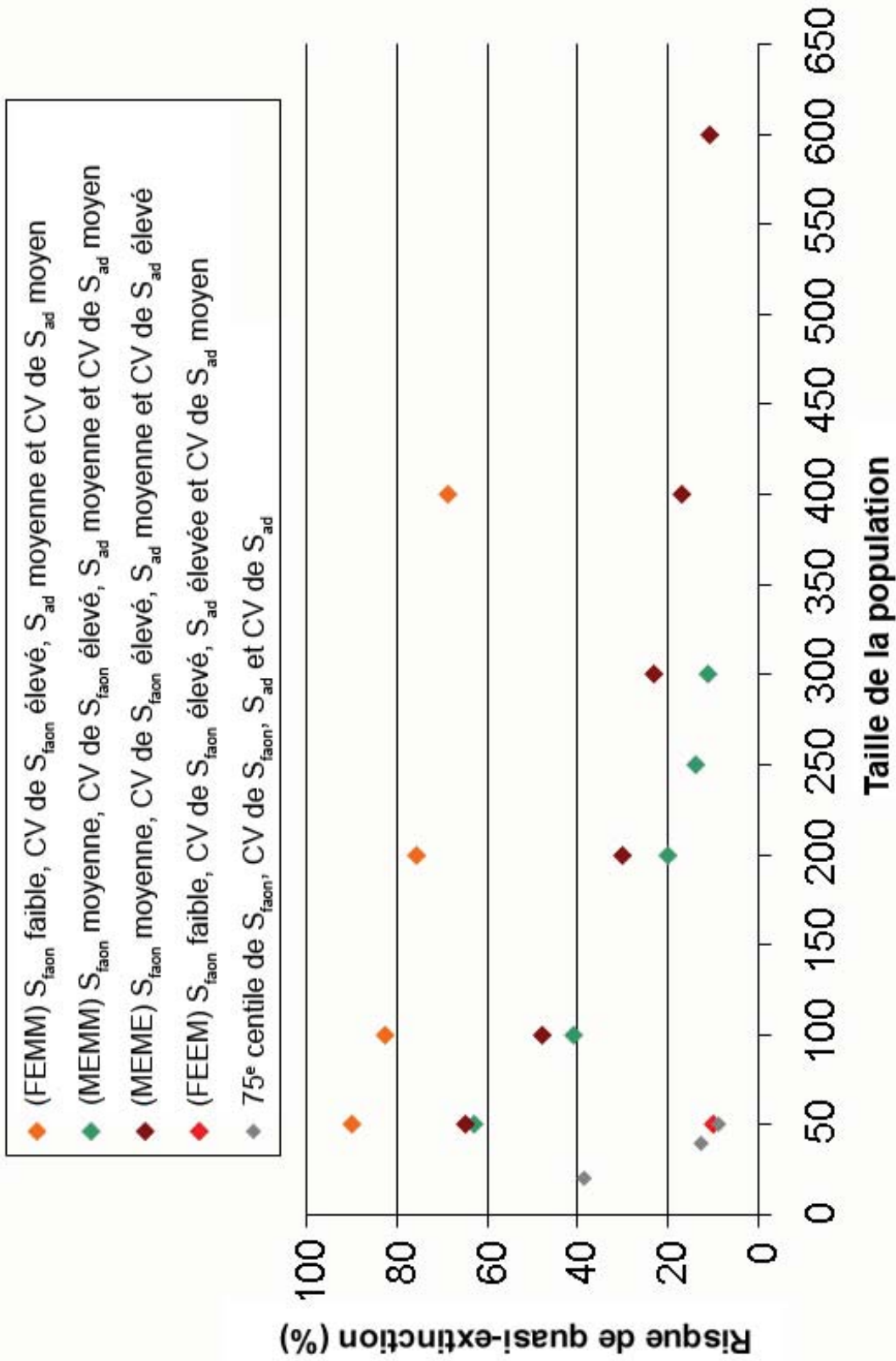
¹La survie des faons est calculée ainsi : $S_{\text{faon}} = \text{Recrutement/mise bas}$. Nous supposons que le taux de mise bas est de 0,76.



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^e 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^e 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.

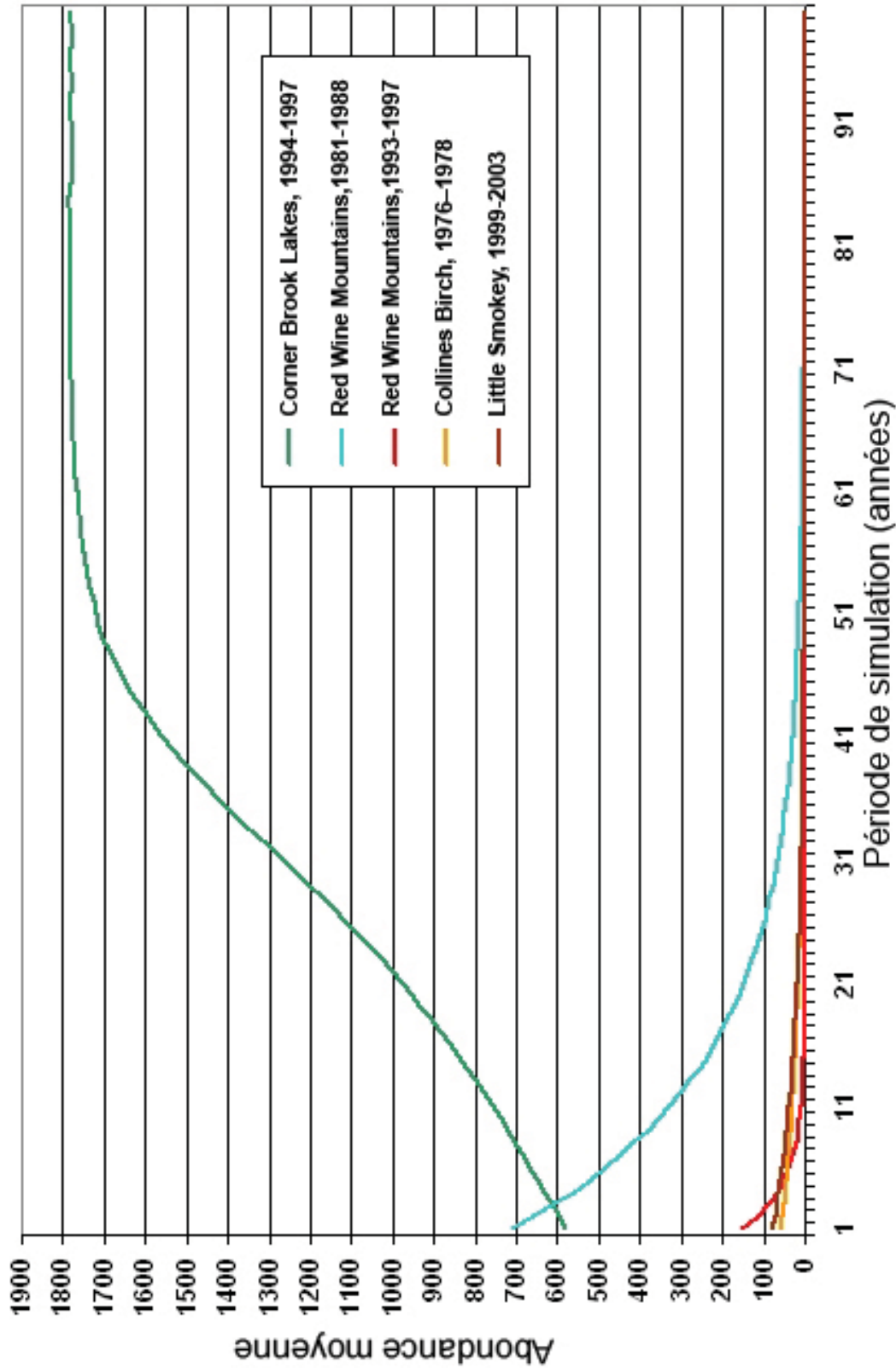


Modèles de trajectoires des populations

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

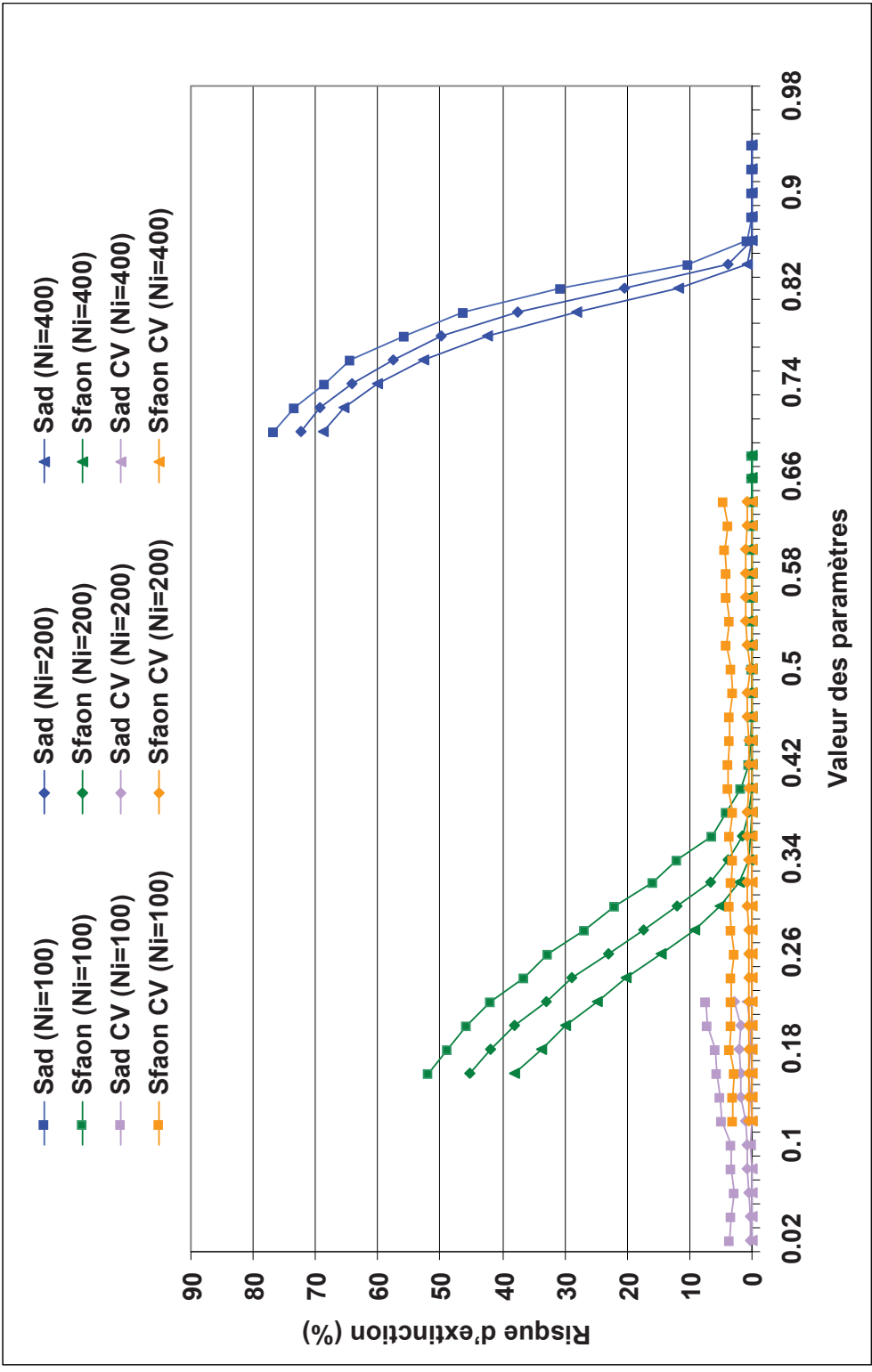
Les essais que nous avons effectués sur les indices vitaux ont indiqué que la survie des femelles adultes et la survie des faons avaient l'effet le plus marqué sur la probabilité d'extinction (figure 3). Le CV de S_{ad} et le CV de S_{faon} avaient des effets peu marqués sur la probabilité d'extinction, 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).

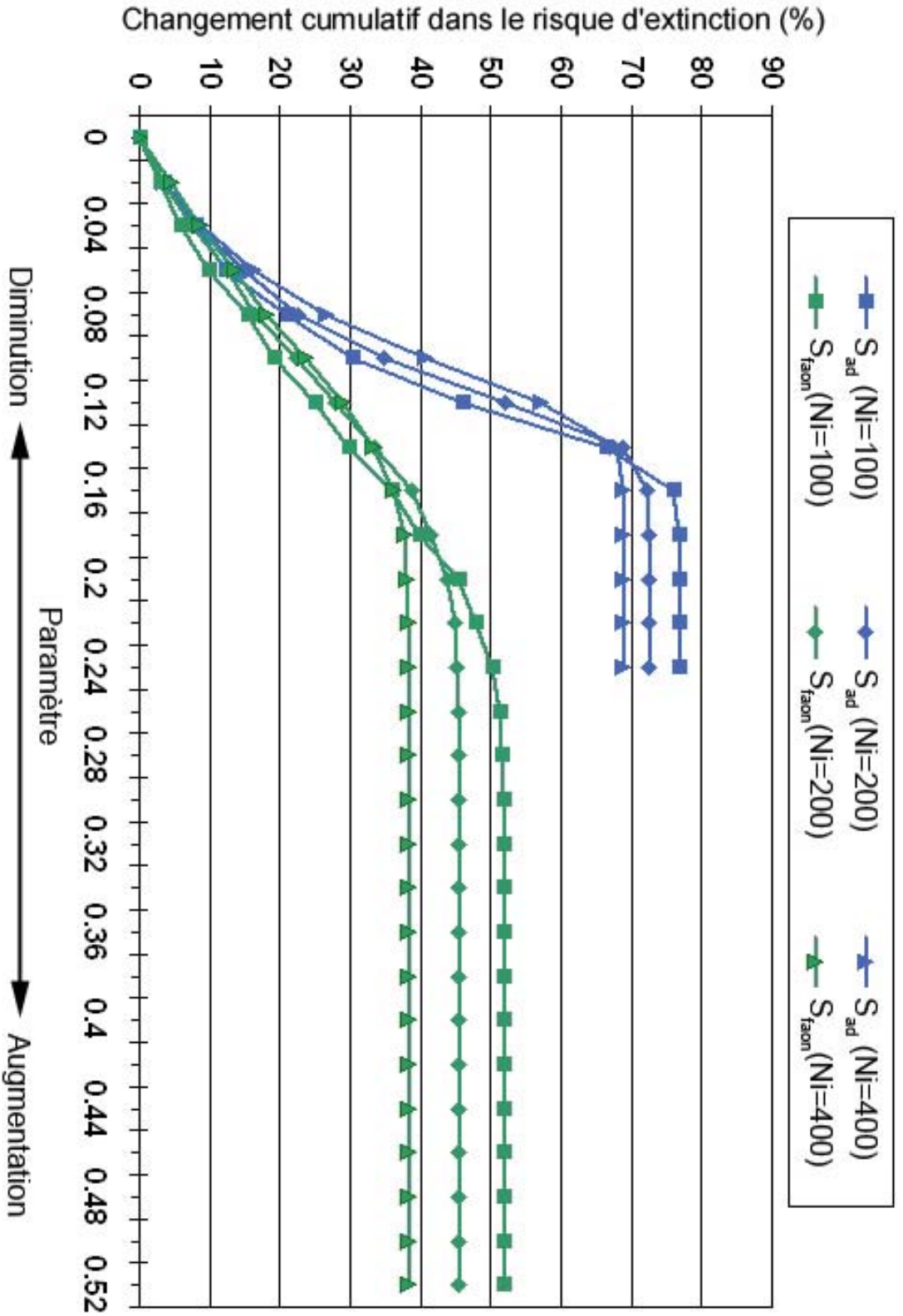
Bien que la plage de la survie des femelles adultes modélisée était plus restreinte (de 0,70 à 0,94) que la plage de survie des faons modélisée (de 0,17 à 0,67), la variation cumulative du risque d'extinction était largement plus grande pour la survie des femelles adultes (78 %; figure 4) que pour la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

Recrutement

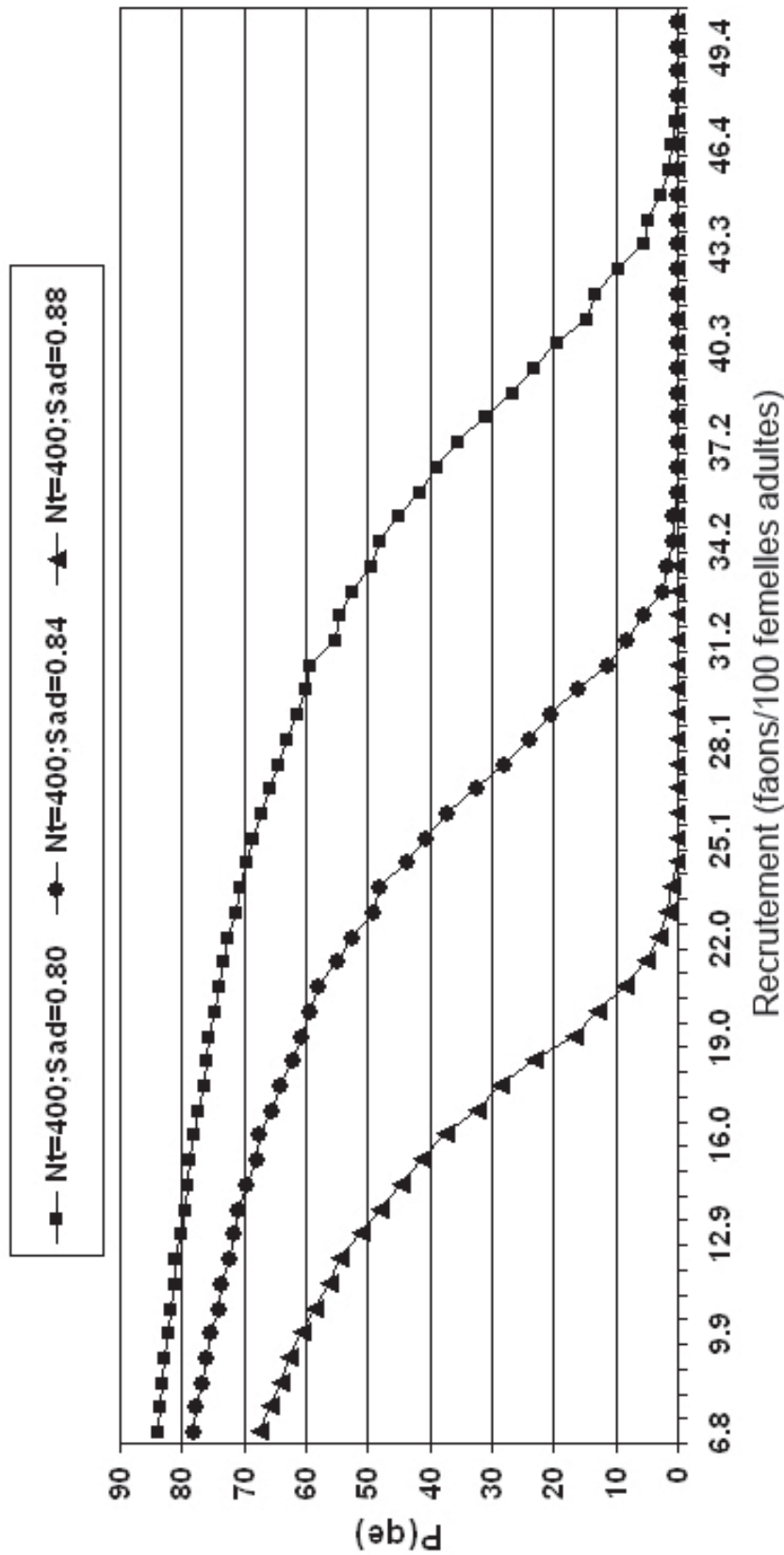
La probabilité d'extinction diminuait lorsque les taux de recrutement augmentaient (figure 5). Lorsque le taux de survie des femelles adultes était relativement élevé (0,88), il fallait un taux de recrutement de 20 faons/100 femelles adultes chez les populations de 400 individus pour réduire le risque 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 (λ), 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 (λ) 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

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 km², 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 km²) 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.

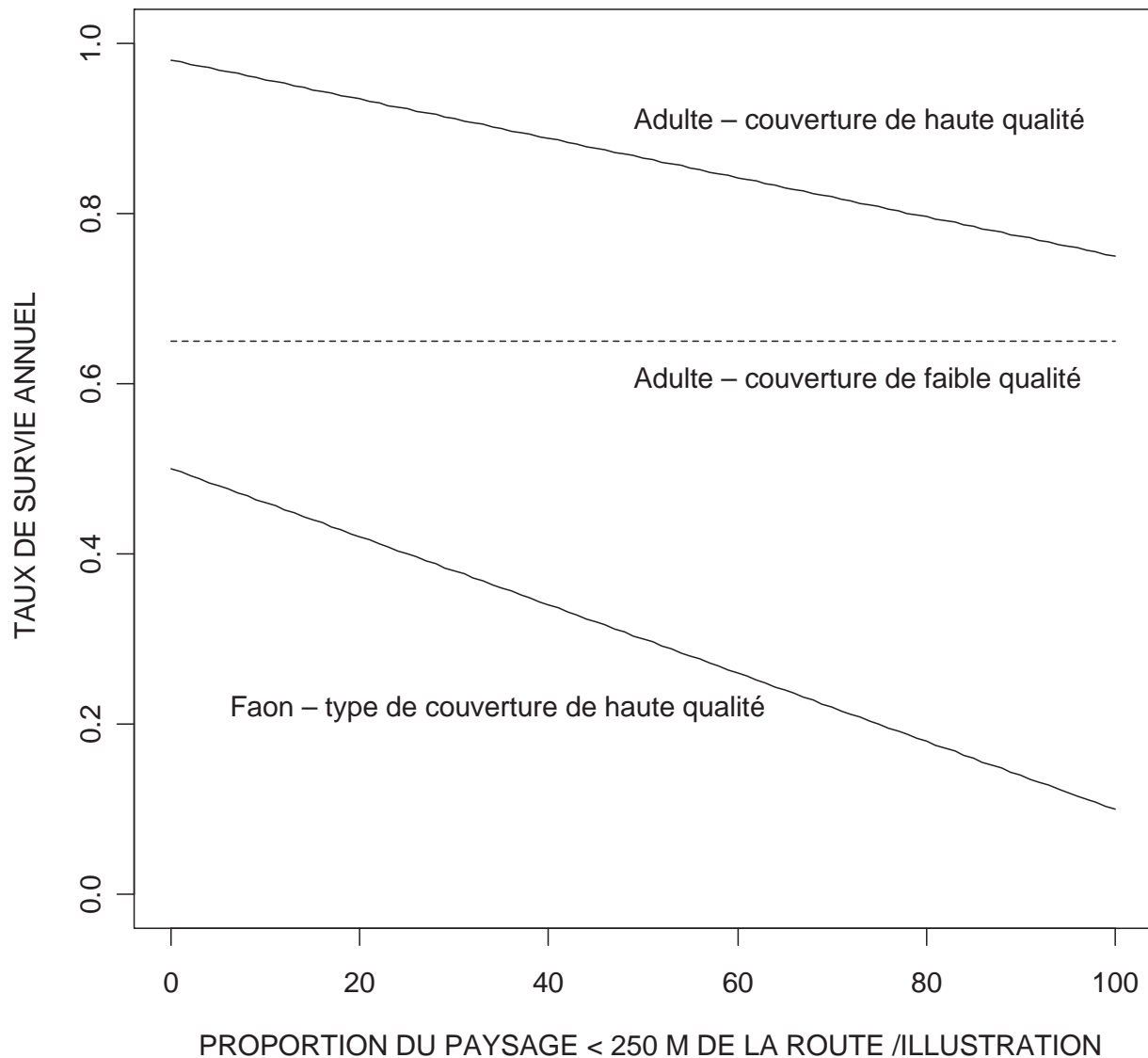
Lessard, R.B. 2005. « *Conservation of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in west-central Alberta: a simulation analysis of multi-species predator prey systems* », thèse de doctorat, Université de l'Alberta.

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.

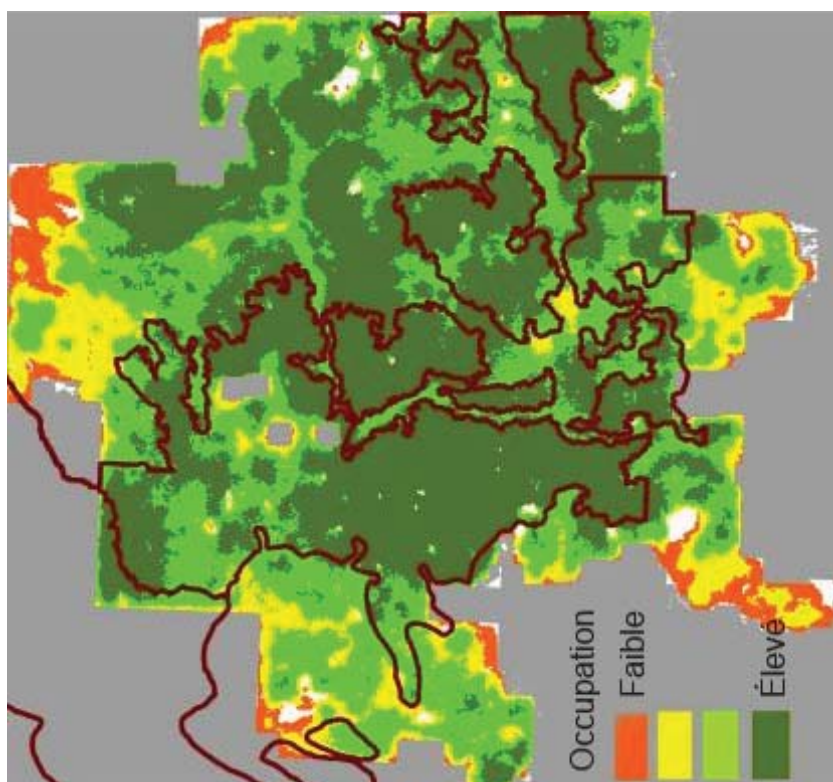
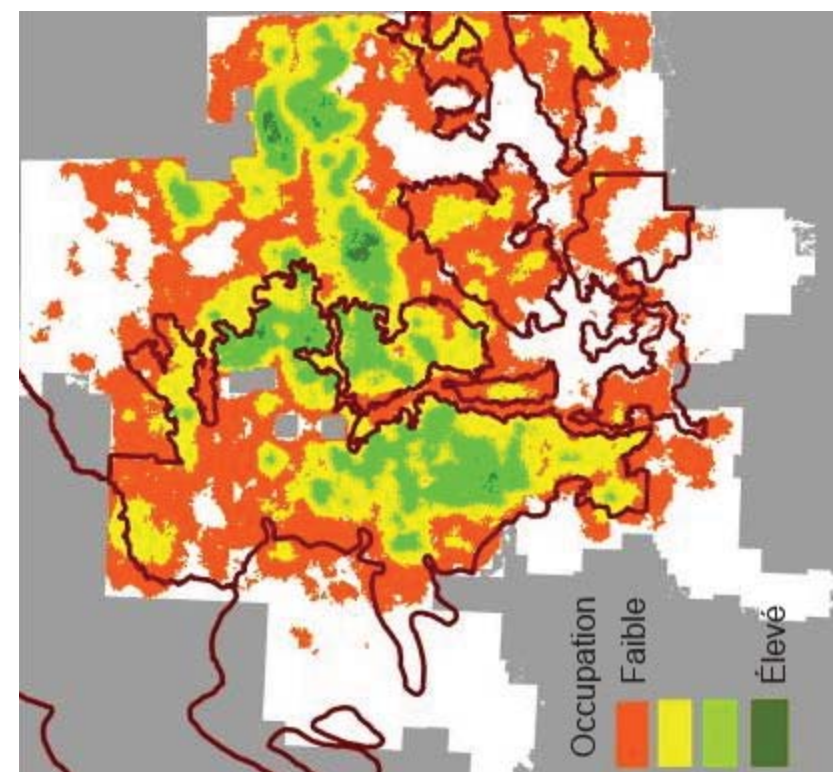
Schumaker, N.H., T. Ernst, D. White, J. Baker et P. Haggerty. 2004. « Projecting wildlife responses to alternative future landscapes in Oregon's Willamette basin », *Ecological Applications*, vol. 14, p. 381-400.

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

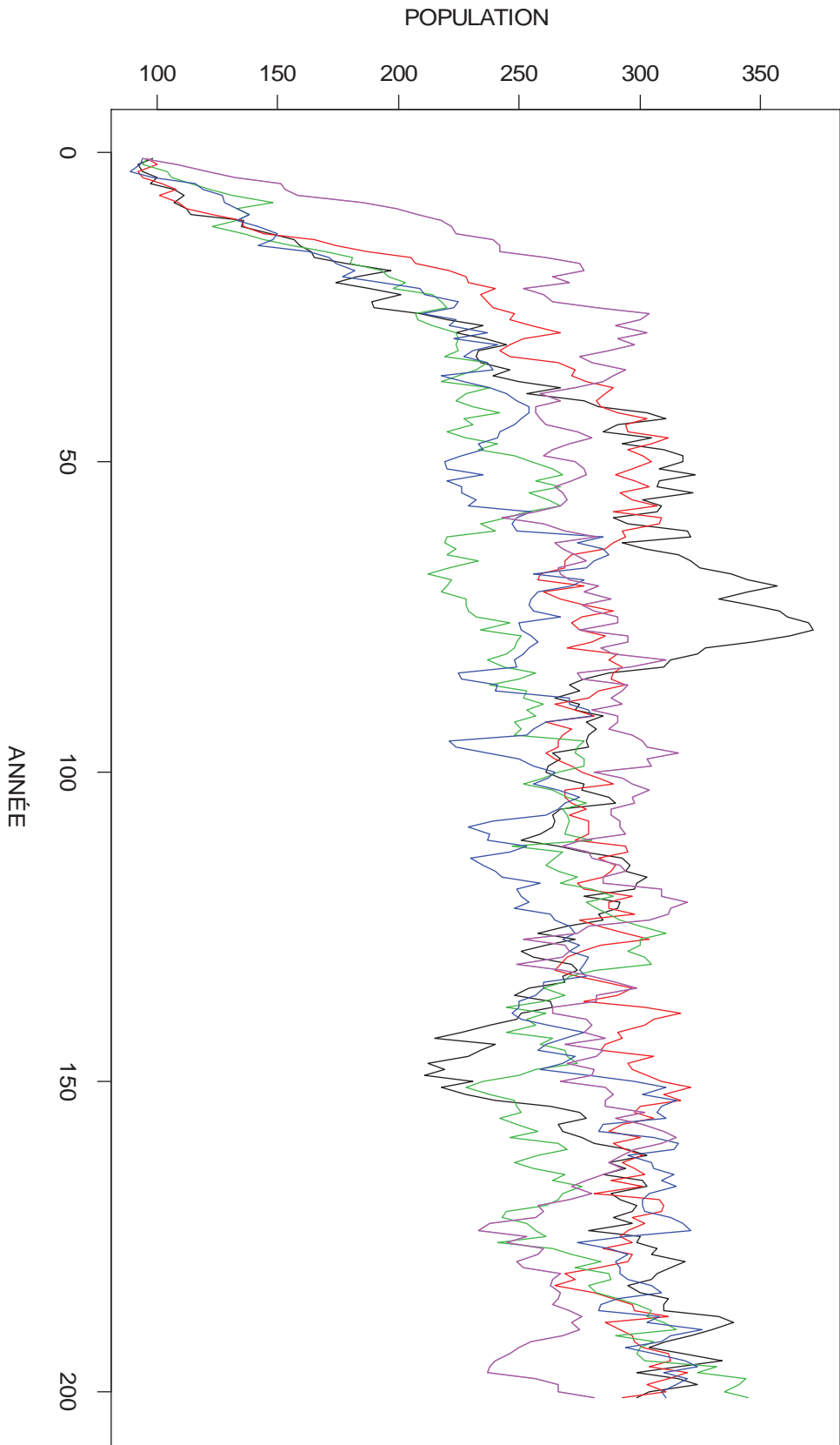
Sorensen, T., P.D. McLoughlin, E. D. Hervieux, Dzus, J. Nolan, B. Wynes et S. Boutin. 2008. « Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, p. 900-905.



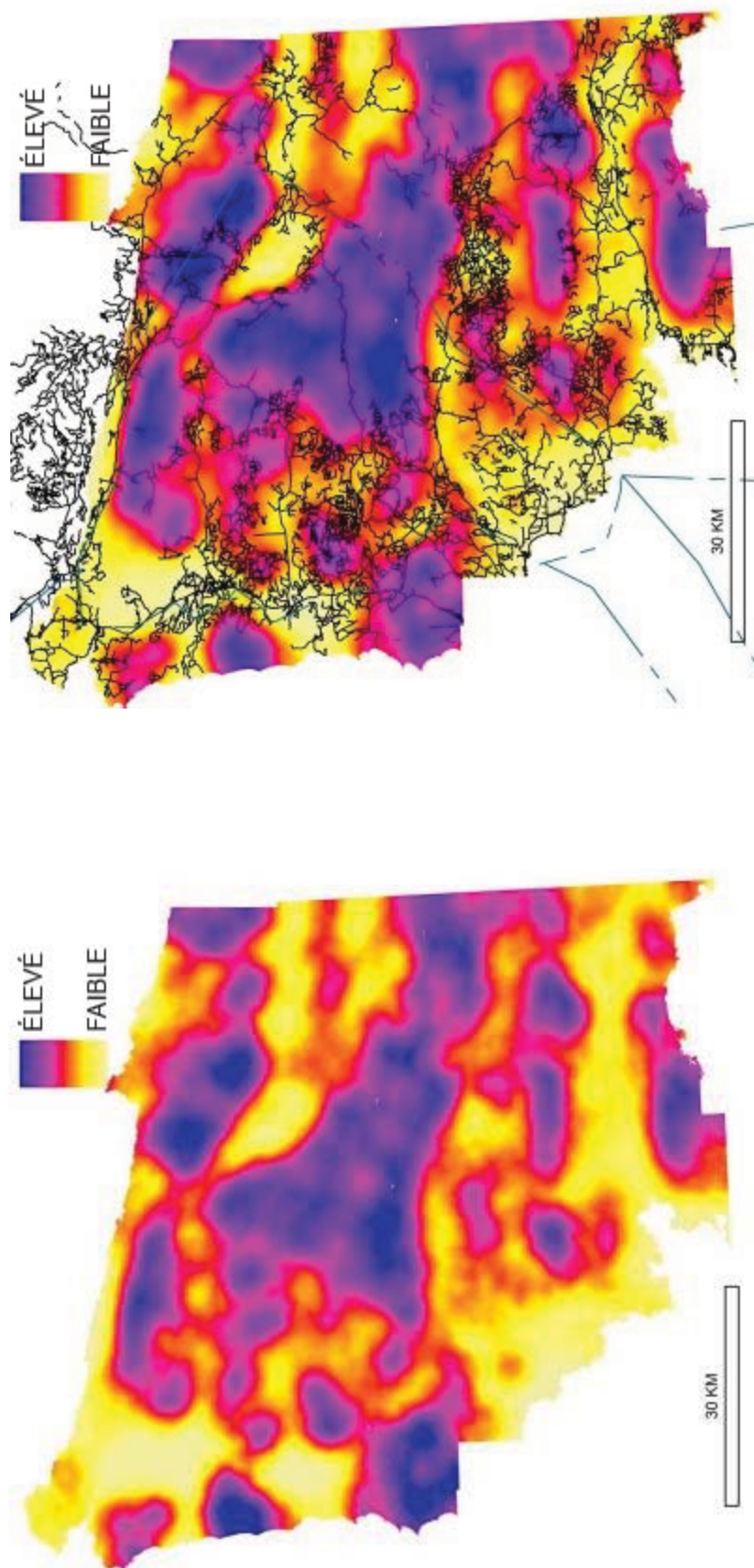
Annexe 6.7 – Figure 1. Paramétrage initial, dans la région étudiée de l'Alberta, du lien entre le taux de survie du caribou et la proportion du paysage à une distance de 250 m des éléments de perturbation linéaire (routes et lignes sismiques).



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 km²) 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_{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}
En augmentation 0,9	Petite 0,3	Très élevée 0,1	0,4	A_{NAS}
		Élevée 0,3	0,5	A_{AS}/A_{NAS}
		Moyenne 0,5	0,6	A_{AS}
		Faible 0,7	0,6	A_{AS}
		Très faible 0,9	0,7	A_{AS}
En augmentation 0,9	Supérieure à la taille critique 0,9	Très élevée 0,1	0,6	A_{AS}
		Élevée 0,3	0,7	A_{AS}
		Moyenne 0,5	0,8	A_{AS}
		Faible 0,7	0,8	A_{AS}
		Très faible 0,9	0,9	A_{AS}
Inconnue 0,5	Très petite 0,1	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}
Inconnue 0,5	Petite 0,3	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}
Inconnue 0,5	Supérieure à la taille critique 0,5	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}



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
Régions partagées						
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
Territoires du Nord-Ouest						
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
Colombie-Britannique						
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
Alberta						
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 (λ moyenne = 0,92 de 1995 – 2007; plage λ = 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 (λ moyenne = 0,94 de 1995 – 2007; plage λ = 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 (λ moyenne = 0,99 de 1993 – 2007; plage λ = 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 (λ moyenne = 0,95 de 1993 – 2007; plage λ = 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 (λ moyenne = 0,93 de 1998 – 2007; plage λ = 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 (λ moyenne = 0,89 de 1999 – 2007; plage λ = 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
Saskatchewan						
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
Manitoba						
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
Ontario						
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
Québec						
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
Terre-Neuve-et-Labrador						
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 ²), 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 ² . 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 ² (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.

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-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 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
- 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.

