



**ÉVALUATION SCIENTIFIQUE AUX
FINS DE LA DÉSIGNATION
DE L'HABITAT ESSENTIEL
DE LA POPULATION BORÉALE DU
CARIBOU DES BOIS
(*Rangifer tarandus caribou*)
AU CANADA**

MISE À JOUR 2011



**ÉVALUATION SCIENTIFIQUE AUX
FINS DE LA DÉSIGNATION
DE L'HABITAT ESSENTIEL
DE LA POPULATION BORÉALE DU
CARIBOU DES BOIS
(Rangifer tarandus caribou)
AU CANADA**

MISE À JOUR 2011

Citation:

Lorsque le présent rapport est mentionné à titre de référence, il doit être identifié comme suit :

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

N° de cat. : CW66-296/2011F-PDF

ISBN : 978-1-100-97895-6

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Photos : © Environnement Canada 2011 et Dr. Vince Crichton (photo de la couverture)

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada représentée par le ministre de l'Environnement, 2011

Also available in English

AVANT-PROPOS

Le présent rapport est le compte rendu de travaux réalisés à l'appui de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada, démarche nécessaire à la préparation d'un programme national de rétablissement pour cette espèce en application de la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral. Ces travaux viennent compléter les analyses antérieures effectuées dans le même but (Environnement Canada, 2008) et traitent des facteurs qui en ont limité la mise en œuvre. Il n'y est pas question des connaissances traditionnelles autochtones à prendre en compte dans le programme national de rétablissement, cet aspect étant traité dans le cadre d'un processus indépendant.

Le présent rapport porte notamment sur le cadre de travail conceptuel qui sous-tend la description scientifique de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois et comprend une description des données nécessaires et des données disponibles pour appuyer la mise en œuvre; il y est aussi question de l'application de diverses méthodes d'analyse et de divers critères pour l'évaluation et la description de l'habitat essentiel dans 57 aires de répartition du caribou boréal qui, ensemble, constituent la zone d'occurrence totale de cette espèce au Canada.

Même si de meilleures données nous permettraient de mieux comprendre la situation et d'éliminer les incertitudes qui restent, le rapport conclut que l'information disponible suffit comme fondement scientifique pour guider la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal au Canada. Les méthodes utilisées pour mettre à jour cette évaluation avec les nouveaux renseignements recueillis sont présentées dans l'optique d'une démarche d'apprentissage et d'amélioration continue visant à favoriser le rétablissement du caribou des bois.

RÉSUMÉ

Le caribou boréal et la *Loi sur les espèces en péril*

Dans sa dernière évaluation du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) de la zone boréale (ci-après appelé caribou boréal), le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a déclaré cette espèce menacée (COSEPAC, 2002), et, en 2003, le caribou des bois a été inscrit sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). En vertu de cette loi, le ministre de l'Environnement est responsable de l'élaboration d'un programme national de rétablissement qui comprend notamment la désignation de l'habitat essentiel.

Examen scientifique de 2008

En 2007, Environnement Canada (EC) a entrepris un examen scientifique pour désigner l'habitat essentiel du caribou boréal aussi précisément que possible, au moyen des meilleurs renseignements accessibles, et/ou préparer un calendrier d'études devant permettre de mener à bien cette démarche. Les résultats sont présentés dans un rapport intitulé « *Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada* » (ci-après appelé Examen scientifique de 2008).

La désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal a été conçue comme un exercice d'analyse de décisions et de gestion adaptative. L'établissement d'un processus systématique, transparent et reproductible était la clé de voûte de cette approche. Le Cadre de l'habitat essentiel qui en est résulté a été arrimé sur la synthèse et l'analyse des données quantitatives recueillies et de l'information scientifique publiée sur la population du caribou boréal et sur l'écologie de son habitat.

Dans l'Examen scientifique de 2008, il a été établi que c'est à l'échelle des aires de répartition locales du caribou qu'il convient de désigner l'habitat essentiel, et une approche probabiliste a servi à déterminer dans quelle mesure les conditions actuelles de ces aires sont adéquates pour le maintien d'une population autosuffisante d'après trois sources de données : le pourcentage de perturbation totale ainsi que la croissance et la taille de la population. Les résultats ont permis d'établir un classement de l'habitat essentiel de chacune des populations locales en trois catégories : maintien des conditions actuelles, amélioration des conditions actuelles ou évaluation de la résilience à des perturbations additionnelles.

Enfin, on signale que l'état de nos connaissances ainsi que la nature dynamique des paysages introduisent une certaine incertitude, et que la désignation de l'habitat essentiel devra être surveillée et évaluée de façon à ce qu'on puisse la perfectionner et l'ajuster à la lumière des nouvelles données qui seront recueillies (c.-à-d. dans une démarche de gestion adaptative).

Autres activités scientifiques

L'Examen scientifique de 2008 a établi le fondement de l'évaluation de l'habitat essentiel (c.-à-d. les conditions qui doivent être réunies pour le rétablissement du caribou boréal tel qu'on le définit dans la LEP). Pour le perfectionnement de la description de l'habitat essentiel qui résulte de cet examen, EC a indiqué les grands champs à explorer :

- 1) effets que produit sur la désignation de l'habitat essentiel la variation des approches utilisées par les compétences pour délimiter les aires de répartition;
- 2) effets relatifs de différentes perturbations et de différents types d'habitat, ainsi que leur configuration, sur la capacité des aires de répartition à permettre le maintien de populations autosuffisantes, et désignation de l'habitat essentiel qui s'ensuit;
- 3) détermination de seuils de gestion en fonction des perturbations (ci-après appelés seuils de perturbation) applicables aux populations autosuffisantes locales;
- 4) influence de la condition future des aires de répartition sur les seuils de perturbation, étant donnée la nature dynamique des perturbations dans une aire donnée.

Il s'agissait de combler ces lacunes dans nos connaissances pour mieux fonder la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal en utilisant les meilleurs renseignements accessibles. À cette fin, EC a entrepris le travail décrit dans le présent rapport et, de nouveau a retenu les services d'experts qui ont été chargés de prodiguer des conseils scientifiques et d'examiner l'information durant la réalisation du projet et la rédaction du rapport. Par ailleurs, suivant un processus indépendant, les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) ont été prises en compte dans l'élaboration du programme national de rétablissement. L'information venant de ces deux corpus de connaissances façonnera les programmes élaborés pour favoriser la survie et le rétablissement du caribou boréal au Canada.

L'évaluation scientifique de 2011 : notions et méthodes

Comme pour l'Examen scientifique de 2008, la démarche décrite dans le présent rapport visait à produire une évaluation probabiliste de l'habitat essentiel en fonction de l'ensemble des conditions (démographiques et environnementales) observées dans chaque aire de répartition. Le cadre de travail et les composantes élaborés dans l'Examen scientifique de 2008 ont été étendus et améliorés par l'ensemble d'activités scientifiques décrites ci-après.

- Cartographie améliorée des perturbations : de nouvelles cartes des perturbations anthropiques ont été produites au moyen d'une méthode améliorée; en plus d'un meilleur ajustement temporel avec les données recueillies sur le caribou, elles permettent d'examiner les effets relatifs de différents types de perturbations, ainsi que leur configuration, sur l'évaluation des aires de répartition du caribou boréal.
- Analyse de la sélection de l'habitat : une évaluation de la sélection de l'habitat à différentes échelles spatiales (nationale et régionale) a été réalisée au moyen de données de localisation du caribou pour déterminer si d'autres attributs biophysiques influent sur la condition de l'habitat du caribou, en plus du pourcentage de perturbation totale.

- Analyse de l'effet tampon : analyse des effets tampons exercés sur 1) la configuration des perturbations et 2) les effets de la configuration et de la connectivité des paysages sur la démographie du caribou.
- Méta-analyse de la population de caribou boréal et de la condition de son habitat : la méta-analyse de la démographie du caribou réalisée en 2008 en relation avec les perturbations (c.-à-d. phénomènes anthropiques et incendies) à l'échelle de chaque aire de répartition a été étendue à la cartographie améliorée des perturbations ainsi qu'aux résultats de l'analyse de la sélection de l'habitat et des effets tampons.
- Évaluation des conditions actuelles : la probabilité que les conditions actuelles permettent le maintien de populations de caribous autosuffisantes a été évaluée au moyen d'indicateurs renseignant sur deux composantes écologiques de l'autosuffisance : croissance stable ou à la hausse de la population et persistance à long terme. Les indicateurs utilisés ont été quantifiés au moyen d'un modèle de population non spatial et d'un outil d'analyse de décision probabiliste, puis ils ont été intégrés par l'application d'un ensemble de règles de décision. Le degré de certitude des résultats obtenus pour chacune des aires de répartition a été évalué d'après la qualité et l'uniformité des renseignements disponibles.
- Les conditions futures : un modèle simple de la dynamique de l'habitat a été élaboré pour mieux comprendre comment le changement futur des conditions de l'habitat d'une aire peut influencer sur l'autosuffisance des populations de caribou boréal. Ce modèle comprend notamment les perturbations naturelles et le rétablissement naturel, mais ne permet pas de modéliser les perturbations anthropiques futures.
- Détermination de seuils de perturbation propres à chacune des aires de répartition : une méthode a été mise au point pour déterminer, avec les meilleures données disponibles, des seuils de perturbation propres aux diverses aires de répartition en fonction du risque.

Description de l'habitat essentiel

La description de l'habitat essentiel du caribou boréal fournie dans le présent rapport pour chacune des aires de répartition se compose des quatre éléments suivants :

- i. La délimitation et l'emplacement de l'aire de répartition, avec le degré de certitude de la délimitation.
- ii. Une évaluation intégrée du risque au moyen de sources de données multiples sur trois indicateurs, avec l'application de règles de décision hiérarchisées pour évaluer la probabilité que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent à une population autosuffisante de s'y maintenir. Le résultat est exprimé sous la forme d'un énoncé de la probabilité que l'objectif de rétablissement soit atteint.
- iii. L'information nécessaire à la détermination des seuils de gestion en fonction des perturbations. Plus précisément, une méthode uniforme pour déterminer les seuils, avec des exemples d'applications possibles, ainsi qu'une discussion de l'interprétation à donner par rapport aux critères et aux indicateurs évalués.

- iv. La description des attributs biophysiques, définis comme étant les caractéristiques de l'habitat qui sont nécessaires aux fonctions vitales assurant la survie et la reproduction du caribou. Les résultats des analyses de sélection de l'habitat (dans le présent rapport) et les rapports publiés ont été utilisés pour produire la synthèse des principaux attributs biophysiques par écozone.

En ce qui touche les objectifs connexes de l'évaluation de la capacité des aires de répartition de permettre le maintien de populations autosuffisantes et de la détermination de seuils de gestion en fonction des perturbations, il faut tenir compte de l'incertitude résultant de la disponibilité et de la fiabilité de l'information relative à la condition des populations actuelles et de la façon dont les populations pourraient réagir à des facteurs de stress additionnels, lesquels sont aussi souvent interreliés. L'approche probabiliste utilisée dans cette évaluation intègre explicitement les effets de l'incertitude et de la qualité des données au processus d'évaluation. Cette approche concorde avec la notion de gestion adaptative, suivant laquelle les résultats probables sont exprimés en tant qu'hypothèses. La surveillance et l'évaluation des résultats effectifs viennent guider les adaptations apportées au fil du temps aux programmes de gestion.

Principales constatations

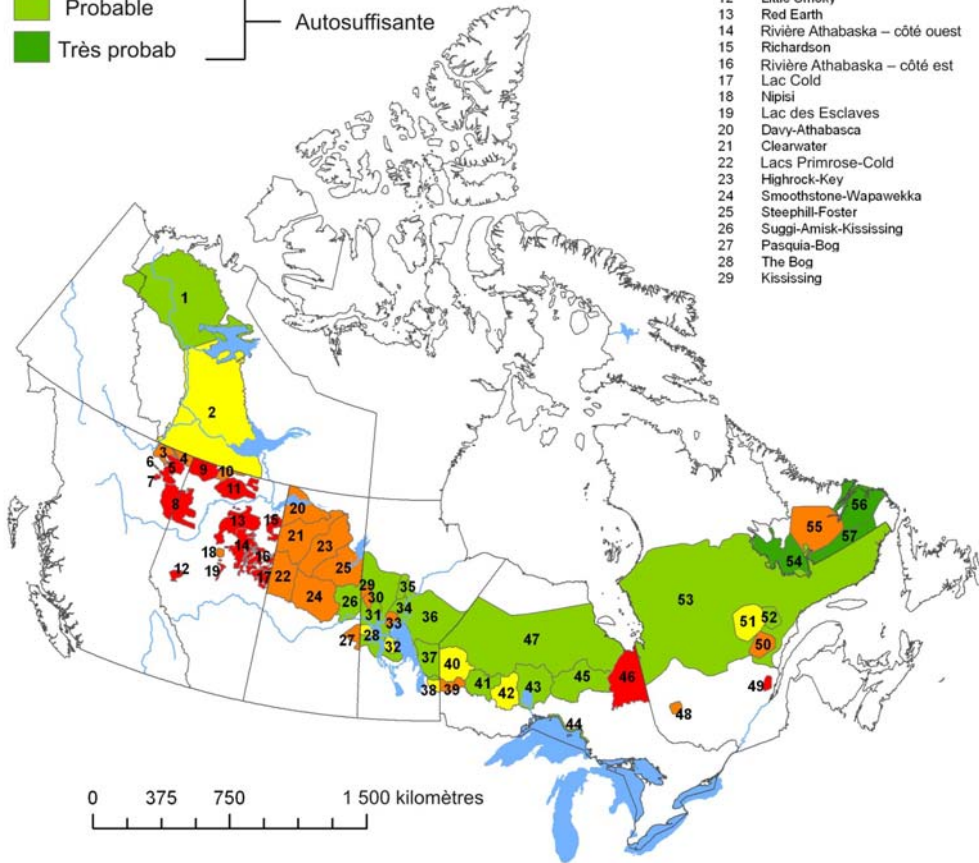
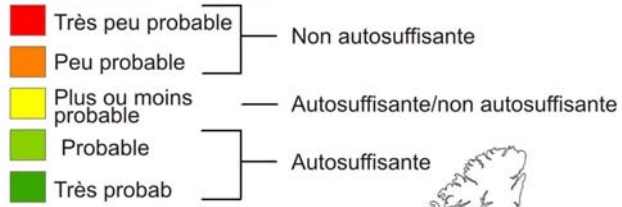
L'information et les analyses présentées ici viennent combler les lacunes relevées au cours de la mise en œuvre des travaux présentés dans l'Examen scientifique de 2008. Toutefois, ni l'approche appliquée à cette évaluation, ni les résultats qu'elle a produits ne s'écartent fondamentalement de ce qui a été conclu dans l'Examen scientifique de 2008, c.-à-d. que l'aire de répartition est la désignation géographique qui convient pour décrire l'habitat essentiel. En outre, la perturbation totale dans une aire de répartition demeure le principal critère d'identification de l'habitat essentiel lorsqu'il s'agit du maintien de populations locales de caribou autosuffisantes.

Même si de meilleures données nous permettraient de mieux comprendre la situation et d'éliminer les incertitudes qui restent, le rapport conclut que l'information disponible suffit comme fondement scientifique pour l'évaluation de l'habitat essentiel du caribou boréal au Canada et pour la désignation de l'habitat essentiel de cette espèce dans les 57 aires de répartition qui en constituent la zone d'occurrence au Canada.

L'application du cadre de travail conceptuel et des analyses connexes qui sous-tendent l'évaluation de 2011 comprend les grands points suivants :

- **La variation du recrutement dans 24 aires étudiées s'étendant sur l'ensemble de l'aire de répartition du caribou boréal et englobant les variations de conditions des aires de cette espèce au Canada a été expliquée dans une proportion atteignant presque 70 % par une seule mesure composite de la perturbation totale (phénomènes anthropiques et incendies) dont la plus grande partie pouvait être attribuée aux effets nuisibles des perturbations anthropiques.** La distinction de différents types de perturbations anthropiques (ex. types linéaires et types polygonaux) est statistiquement peu étayée. Toutefois, les analyses connexes portant sur diverses largeurs de zones tampons ont révélé qu'une zone tampon de 500 m dans les secteurs de perturbation anthropique est une approximation minimale et convenable de la zone d'influence de ces phénomènes sur la démographie du caribou.
- **Sur les 57 aires du caribou boréal du Canada, 17 (30 %) ont été classées dans la catégorie « autosuffisante » (AS), 7 (12 %), dans la catégorie « non autosuffisante/autosuffisante » (NAS/AS), et 33 (58 %), dans la catégorie « non autosuffisante » (NAS) (Résumé, figure 1).** Avec l'évaluation intégrée du risque, ces désignations ont été perfectionnées, ce qui a donné cinq catégories de probabilité allant de très probable (AS) à très peu probable (NAS), ces différentes catégories s'appliquant à la probabilité que les conditions actuelles permettent le maintien d'une population de caribou boréal autosuffisante.

Probabilité d'autosuffisance

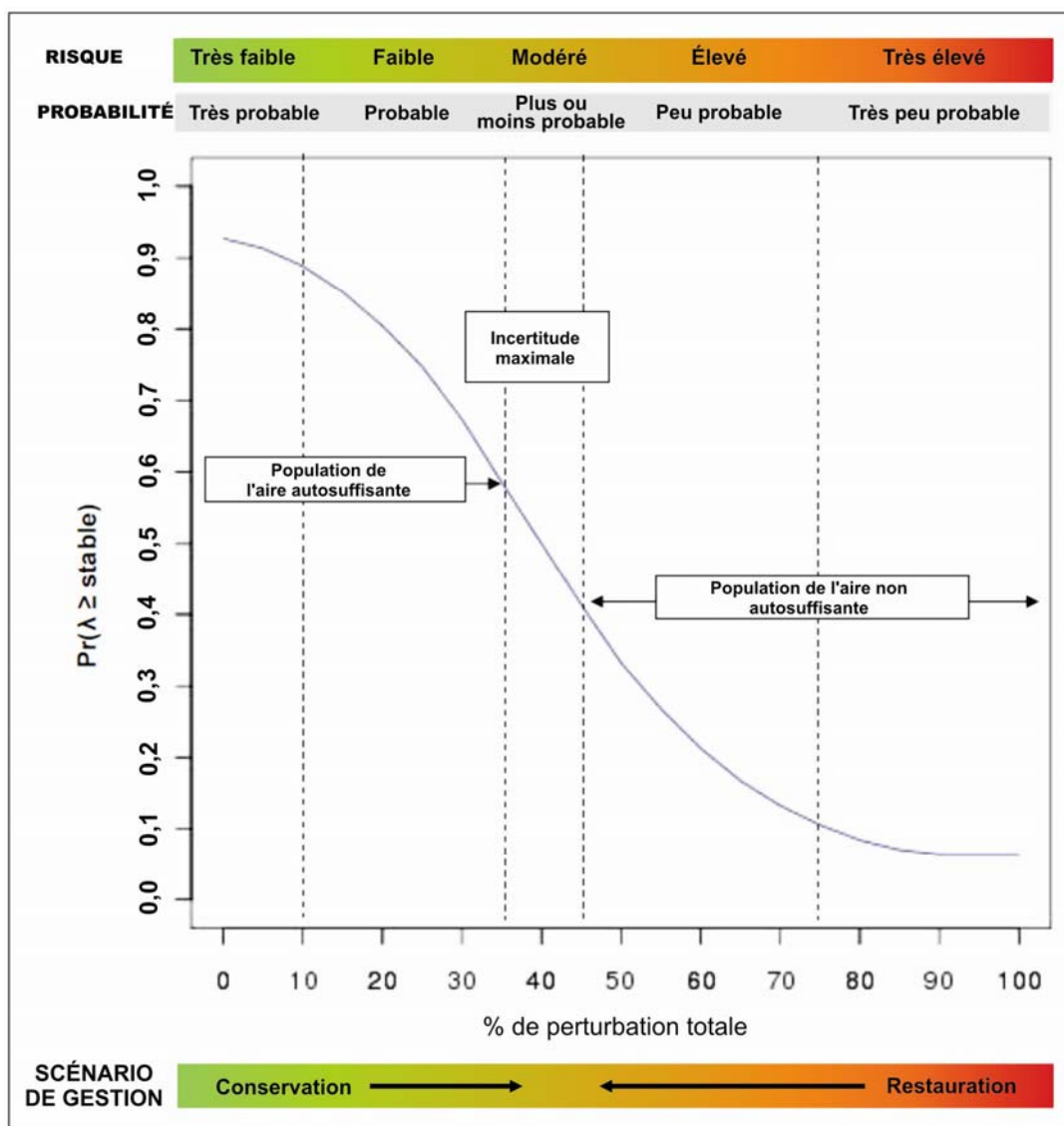


N° d'id. de la harde	Aire de répartition	Type d'aire	N° d'id. de la harde	Aire de répartition	Type d'aire
1	Nord des Territoires du Nord-Ouest	PL	30	Naosap	UCA
2	Sud des Territoires du Nord-Ouest	PL	31	Reed	UCA
3	Maxhamish	PL	32	North Interlake	UCA
4	Calendar	PL	33	Lac William	UCA
5	Snake-Sahtahneh	PL	34	Wabowden	UCA
6	Parker	PL	35	Wapusi	UCA
7	Prophet	PL	36	Manitoba	UC
8	Chinchaga	PL	37	Atikaki-Berens	UCA
9	Bischo	PL	38	Owl-Flinstone	PL
10	Yates	PL	39	Sydney	UCA
11	Monts caribou	PL	40	Berens	UCA
12	Little Smoky	PL	41	Churchill	UCA
13	Red Earth	PL	42	Brightsand	UCA
14	Rivière Athabaska – côté ouest	PL	43	Nipigon	PL
15	Richardson	PL	44	Côtière	UC
16	Rivière Athabaska – côté est	PL	45	Pagwachuan	UCA
17	Lac Cold	PL	46	Kesagami	UCA
18	Nipisi	PL	47	Grand Nord	UC
19	Lac des Esclaves	PL	48	Val-d'Or	PL
20	Davy-Athabasca	UC	49	Charlevoix	PL
21	Clearwater	UC	50	Pimoucan	UCA
22	Lacs Primrose-Cold	UC	51	Manouane	UCA
23	Highrock-Key	UC	52	Manicouagan	UCA
24	Smoothstone-Wapawekka	UC	53	Québec	UC
25	Steephill-Foster	UC	54	Lac Joseph	PL
26	Suggi-Amisk-Kississing	UC	55	Mont Red Wine	PL
27	Pasquia-Bog	UC	56	Mont Mealy	PL
28	The Bog	UCA	57	Labrador	UC
29	Kississing	UCA			

PL = Population locale
 UC = Unité de conservation
 UCA = Unité de conservation améliorée

Résumé – Figure 1. Évaluation intégrée du risque pour les aires du caribou boréal au Canada.

- Les seuils de gestion propres à chacune des aires établis en fonction des perturbations peuvent être déterminés au moyen d'une fonction généralisée perturbation-croissance de la population combinée à l'information propre à l'aire considérée (Résumé, figure 2). Une méthode a été mise au point pour étendre la description de l'habitat essentiel afin de prendre en compte les seuils de gestion établis en fonction des perturbations lorsque des risques acceptables sont définis par les gestionnaires. L'une des composantes fondamentales de cette méthode est une fonction de croissance de la population en relation avec les perturbations qui peut être utilisée avec l'information propre à l'aire pour déterminer des seuils de perturbation propres à l'aire. Des exemples illustrant l'application de cette méthode à la détermination de seuils de perturbation propres à une aire sont présentés.



Résumé – Figure 2. La croissance de la population en fonction des perturbations est combinée aux renseignements propres à l'aire pour déterminer les seuils de gestion propres à l'aire une fois qu'un niveau de risque acceptable a été déterminé par les gestionnaires.

En plus de ces grands points, plusieurs observations importantes ont été faites au sujet de l'information disponible, et des recommandations ont été formulées.

- **La plupart des aires de répartition du caribou boréal au Canada n'ont pas été entièrement décrites parce qu'on manquait de données uniformisées sur la localisation des animaux et qu'on comprenait mal les déplacements d'animaux à l'intérieur et entre les aires de répartition adjacentes.** En tout, 57 aires sont encore actuellement reconnues par les diverses compétences concernées au Canada, mais, depuis le dépôt de l'Examen scientifique de 2008, des changements y ont été apportés par certaines compétences en fonction de différents critères. La question de la délimitation des aires transfrontalières reste entière. Il est important de combler les besoins d'information additionnelle sur la localisation des animaux et leurs déplacements, de faire en sorte qu'une collaboration inter-compétence accrue soit possible et d'appliquer une approche uniforme à la délimitation des aires pour pouvoir décrire adéquatement et de façon uniforme l'aire des populations locales de caribou boréal et ce, dans l'ensemble de l'aire de répartition actuelle de l'espèce, et pour permettre l'amélioration continue de la description de l'habitat essentiel.
- **Les données démographiques sont insuffisantes pour de nombreuses aires du caribou boréal au Canada.** Il convient de mettre en œuvre des programmes de surveillance et d'évaluation pour obtenir des données sur la taille et la tendance des populations, sur le recrutement et sur la mortalité des adultes afin de mieux comprendre les facteurs influant sur la survie et le rétablissement du caribou boréal, d'accroître le degré de certitude des résultats des évaluations, de suivre la réaction des populations aux mesures de rétablissement et d'évaluer l'avancement de la réalisation des objectifs concernant les populations et la répartition du caribou boréal au Canada. S'il est nécessaire de recueillir d'autres données démographiques sur un bon nombre des aires du caribou boréal, il ne faut pas pour autant en conclure que nos connaissances sont insuffisantes pour définir l'habitat essentiel de cette espèce au Canada, mais plutôt voir dans cette constatation un élément du cycle de gestion adaptative destiné à améliorer le degré de certitude des programmes de gestion nécessaires pour obtenir le résultat recherché, soit des populations de caribou boréal autosuffisantes.

Pour conclure, signalons que l'importance du corpus de données et de connaissances constitué pour la présente évaluation donne la mesure du caractère approfondi de l'information, et des interrelations qui relient certaines de ses composantes, dont nous disposons pour produire une description à fondement scientifique de l'habitat essentiel qui vienne éclairer la planification du rétablissement du caribou boréal. Des progrès importants ont été réalisés aux points de vue conceptuel et méthodologique durant cette évaluation dans le but de réduire certains des grands facteurs d'incertitude et des grands facteurs limitatifs dont il est fait état dans l'Examen scientifique de 2008. Ces progrès se sont concrétisés dans la robustesse accrue des résultats qui ont servi à produire une description scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal au Canada.

DÉFINITIONS

Aire de répartition	Territoire occupé par un groupe d'individus soumis aux mêmes influences qui agissent sur les taux vitaux durant une période de temps définie.
Attributs biophysiques	Caractéristiques ou ensemble de caractéristiques géologiques, botaniques, topographiques, climatologiques, physiques, chimiques ou biologiques qui constituent l'habitat de l'espèce en péril considérée.
Habitat	L'ensemble des ressources (nourriture, abri) et des conditions environnementales (variables abiotiques, comme la température, et biotiques, comme les espèces compétitrices et les espèces prédatrices), qui détermine la présence, la survie et la reproduction d'une population (Caughley et Gunn, 1996).
Habitat essentiel	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 (<i>Loi sur les espèces en péril</i> , art. 2).
Paramètres démographiques	Caractéristiques d'un groupe d'animaux se trouvant dans un territoire défini. Elles comprennent notamment la tendance et la taille de la population, la survie des femelles adultes et le recrutement de faons.
Persistance	Survie d'une population, exprimée comme une probabilité déterminée pour une période donnée. La probabilité que les niveaux de persistance définis ne soient pas atteints est une mesure du risque de disparition (c.-à-d. l'extinction locale).
Population autosuffisante	Population locale de caribou boréal présentant en moyenne une croissance stable ou à la hausse à court terme (≤ 20 ans), qui est assez importante pour supporter des phénomènes stochastiques et qui persiste à long terme (≥ 50 ans) sans nécessiter en permanence d'intervention de gestion active (ex. gestion des prédateurs ou transplantation d'individus d'autres populations).
Population locale	Groupe de caribous occupant un territoire défini se distinguant spatialement de territoires occupés par d'autres groupes de caribous. La dynamique de la population locale est déterminée avant tout par les facteurs locaux qui influent sur les taux de naissance et de mortalité, plutôt que par les apports ou les pertes découlant de l'immigration ou de l'émigration entre groupes.
Répartition actuelle (zone d'occurrence)	Territoire englobant toutes les aires de répartition connues du caribou boréal (COSEPAC, 2010 – adaptation de UICN, 2010), d'après les cartes de répartition provinciales et territoriales fondées sur les observations et les données de télémétrie, les connaissances des habitants des lieux (dont, dans certains cas, les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) et les analyses biophysiques.

TABLE DES MATIERES

Avant-propos.....	i
Resume.....	iii
Définitions.....	xi
1 Introduction.....	1
1.1 Contexte.....	2
2 Méthodologie.....	5
2.1 Définition de l’habitat essentiel du caribou boréal.....	5
2.2 Principes directeurs.....	6
2.3 Cadre de désignation de l’habitat essentiel.....	6
2.4 Mise en œuvre du Cadre de désignation de l’habitat essentiel.....	13
2.4.1 Détermination de la répartition actuelle.....	14
2.4.2 Délimitation des aires de répartition du caribou boréal.....	17
2.4.3 Conditions actuelles de l’habitat.....	19
2.4.3.1 Cartographie des perturbations.....	19
2.4.3.2 Sélection de l’habitat.....	21
2.4.3.3 Analyse de l’effet tampon.....	26
2.4.3.4 Méta-analyse de la population et de l’habitat.....	27
2.4.4 Condition actuelle de la population.....	30
2.4.5 Conditions actuelles et futures.....	30
2.4.5.1 Conditions actuelles.....	30
2.4.5.2 Conditions futures.....	34
2.4.6 Description de l’habitat essentiel.....	36
2.4.6.1 Évaluation intégrée du risque.....	36
2.4.6.2 Seuils de gestion propres aux aires de répartition.....	41
2.4.6.3 Attributs biophysiques.....	45
3 RÉSULTATS.....	47
3.1 Délimitation de l’aire de répartition.....	47
3.2 Évaluation intégrée du risque.....	50
3.3 Évaluation du risque et identification des seuils de gestion.....	79
3.4 Attributs biophysiques nécessaires à la survie et au rétablissement du caribou boréal dans son aire de répartition au Canada.....	84
4 DISCUSSION.....	95
5 REMERCIEMENTS.....	106
6 RÉFÉRENCES.....	108

Les annexes nommées ci-après (7.1-7.11) paraîtront ultérieurement, avec le texte complet de l’Évaluation scientifique de 2011.

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal	7
Figure 2.	Description scientifique du Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal	14
Figure 3.	Répartition du caribou boréal au Canada. Répartition actuelle établie d'après l'information à jour fournie par les différentes compétences concernées	16
Figure 4.	Types de délimitation des aires de répartition du caribou boréal au Canada définis pour rendre compte de la variation des données et des méthodes utilisées, avec le degré de certitude associé.	18
Figure 5.	Aires de répartition actuelles du caribou boréal dans les écozones du Canada	22
Figure 6.	Fonctions de sélection des ressources (FSR) (a) à l'échelle nationale et (b) à l'échelle des écozones applicables au caribou des bois boréal dans l'ensemble de la zone d'occurrence de cette espèce au Canada.....	25
Figure 7.	R ² de modèles représentant le recrutement en fonction de la perturbation totale avec différents dispositifs tampons appliqués aux perturbations anthropiques	27
Figure 8.	Intervalle de confiance à 95 % (partie supérieure) avec les bandes de prévision de 50, 70 et 90 % (partie du bas) que produit le meilleur modèle de régression unidimensionnelle (M3) du recrutement du caribou et de la perturbation du paysage.....	29
Figure 9.	Probabilité que la croissance de la population soit stable ou à la hausse (Pr ($\lambda \geq$ stable)) en fonction du pourcentage de perturbation totale pour quatre hypothèses de dynamique d'habitat : 1) Perturbation actuelle : conditions statiques; 2) Rétablissement seulement : rétablissement passif des zones déjà perturbées; 3) Perturbations naturelles seulement (perturb. nat. seul.) : nouvelles perturbations causées par des incendies, sans rétablissement passif; 4) rétablissement + perturb. nat. : moyenne pour trois intervalles de temps (1-20, 21-50 et 51-100 ans) des effets combinés de nouveaux incendies et du rétablissement passif des zones déjà perturbées ...	36
Figure 10.	(a) Règles de décision guidant l'évaluation intégrée du risque. (b) Élaboration des règles applicables aux cas de divergence entre les indicateurs de la croissance de la population	40
Figure 11.	Probabilité de croissance stable ou à la hausse ($\lambda \geq$ stable) des populations de caribou au cours d'une période de 20 ans à divers niveaux de perturbation totale (incendies \leq 40 ans + perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m).....	42
Figure 12.	Approche générale de l'évaluation du risque ainsi que de l'établissement et de l'interprétation des seuils de gestion fondés sur la perturbation qui sont applicables au caribou boréal.	45
Figure 13.	Aires de répartition du caribou boréal au Canada utilisées dans la description de l'habitat essentiel.	49

Figure 14. Évaluation intégrée du risque pour les aires de répartition du caribou boréal au Canada.	78
Figure 15. Intervalles de perturbation correspondant aux niveaux relatifs de risque associés au résultat recherché, soit de conserver les conditions de l'aire de répartition nécessaires au maintien d'une population autosuffisante de caribou boréal	79
Figure 16. Perturbation actuelle (a) et possibles conditions futures de la population et de l'aire (b) dans l'aire de répartition du caribou de la rivière Athabasca - côté ouest.....	80
Figure 17. Perturbation actuelle (a) et possibles conditions futures de la population et de l'aire (b) dans l'aire de répartition du caribou de Smoothstone-Wapawekka.	81
Figure 18. Perturbation actuelle (a) et possibles conditions futures de la population et de l'aire (b) dans l'aire de répartition du caribou de North Interlake.....	82
Figure 19. Cycle de gestion adaptative (d'après Jones 2009).....	105

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Catégories de perturbations anthropiques numérisées pour la mise en œuvre du cadre de description de l'habitat essentiel du caribou boréal	20
Tableau 2. Caractéristiques des modèles candidats pour la méta-analyse nationale	28
Tableau 3. Indicateurs d'autosuffisance utilisés pour l'évaluation intégrée du risque relatif aux conditions actuelles.	31
Tableau 4. Plages de valeurs des paramètres, avec les intervalles des projections factorielles du modèle général de population.	32
Tableau 5. Plage de valeurs du facteur lambda correspondant à chacune des catégories de tendance de la taille déterminées par des simulations de populations.....	32
Tableau 6. Échelle de probabilité applicable à l'évaluation intégrée du risque associé aux conditions actuelles.	37
Tableau 7. Degré de certitude associé à l'abondance des données démographiques concernant les aires de répartition.....	37
Tableau 8. Degré de certitude de l'uniformité de l'information.	39
Tableau 9. Intervalles de perturbation totale avec les divers degrés de certitude du résultat et les niveaux de risque pour l'objectif d'une croissance de la population stable ou à la hausse.....	43
Tableau 10. Nombre d'aires de répartition du caribou boréal au Canada suivant trois types de désignation : unité de conservation, unité de conservation améliorée et population locale.	48

Tableau 11.	Résultats de l'évaluation intégrée du risque et des indicateurs à l'appui servant à évaluer les aires de répartition du caribou boréal en fonction de deux critères de population locale autosuffisante : 1) croissance de la population stable ou à la hausse à court terme (≤ 20 ans) estimée en utilisant le facteur Pr ($\lambda \geq \text{stable}$), et 2) persistance à long terme (≥ 50 ans) estimée au moyen du facteur de quasi-extinction (Pr ($N \geq Q_{\text{ext}}$)).	51
Tableau 12.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la taïga du bouclier.	84
Tableau 13.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone des plaines hudsoniennes.	85
Tableau 14.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'est du bouclier boréal.	86
Tableau 15.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans le sud-est du bouclier boréal.	87
Tableau 16.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans le centre du bouclier boréal.	88
Tableau 17.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans le centre-ouest du bouclier boréal.	89
Tableau 18.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'ouest du bouclier boréal.	90
Tableau 19.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone des plaines boréales.	91
Tableau 20.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la cordillère montagnarde.	92
Tableau 21.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la taïga des plaines.	93
Tableau 22.	Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la cordillère boréale.	94

1 INTRODUCTION

Dans sa dernière évaluation du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), de la zone boréale (ci-après appelé caribou boréal), le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a déclaré cette espèce menacée (COSEPAC, 2002) et, en 2003, elle a été ajoutée à la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). La décision d'inscrire cette espèce sur la liste a été motivée par une réduction observée, estimée, déduite de ≥ 30 % au cours de trois générations. Des signes dénotant un déclin continu dans de nombreuses régions du Canada ont été observés (EC, 2008), et ont été étudiés de façon approfondie dans un certain nombre de populations étroitement surveillées depuis l'évaluation réalisée par le COSEPAC en 2002 (ex. ASRC et ACA, 2010; BC MOE, 2010).

Le caribou boréal a évolué, tout en s'adaptant, au gré des régimes de perturbation naturels des écosystèmes de la forêt boréale qui déterminent la répartition spatio-temporelle et la disponibilité de l'habitat. Toutefois, la destruction de l'habitat, sa réduction à la taille de parcelles et sa fragmentation en raison du changement de l'utilisation des sols et de la mise en valeur des ressources, de même que la prédation accrue associée à ces changements, ont été identifiées comme étant les principales causes du déclin du caribou boréal au Canada (COSEPAC, 2002).

L'habitat essentiel est défini comme étant « l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite » (LEP, art. 2). En 2007, Environnement Canada (EC) a entrepris un examen scientifique au terme duquel était produit le rapport intitulé « Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), au Canada » (EC, 2008; ci-après appelé Examen scientifique de 2008) : l'intention était de définir l'habitat essentiel du caribou boréal pour les besoins du programme de rétablissement de cette espèce. Dans cet exercice, la « survie » et le « rétablissement » du caribou boréal signifiaient la conservation de populations locales autosuffisantes de caribou boréal (c.-à-d. de populations en croissance stable ou à la hausse aux effectifs assez importants pour se maintenir sans intervention humaine) dans toute l'aire de répartition actuelle de l'espèce au Canada. EC a déterminé que les aires de répartition des populations locales constituaient l'échelle qui convenait pour déterminer les conditions permettant le maintien de populations autosuffisantes et qui, par conséquent, devait être utilisée pour la désignation de l'habitat essentiel.

L'un des éléments de l'Examen scientifique de 2008 était l'élaboration d'un cadre de travail, ou modèle logique, pour la détermination de l'habitat essentiel du caribou boréal. Ce cadre s'est concrétisé dans la synthèse et l'analyse des données recueillies et de l'information scientifique publiée sur la population du caribou boréal et sur l'écologie de l'habitat, ce qui comprend notamment la répartition des populations de caribou boréal, les tendances, l'utilisation de l'habitat et les conditions de l'autosuffisance. Cette approche s'inscrivait en outre dans un cadre de gestion adaptative permettant de recenser systématiquement les facteurs d'incertitude et les lacunes des connaissances pour y remédier et de prendre en compte les nouvelles données chaque fois que le cycle de planification recommençait. La mise en œuvre de ce cadre de travail a été guidée par un

ensemble de principes directeurs découlant des fondements écologiques, juridiques et scientifiques de l'exercice.

La répartition du caribou boréal au Canada (zone d'occurrence et étendue spatiale de l'analyse) est constituée de 57 aires de répartition de populations locales de caribou boréal, aussi appelées unités d'analyse. On a évalué chacune de ces aires pour déterminer si les conditions qu'on y retrouvait suffisaient au maintien d'une population autosuffisante d'après l'information recueillie sur la population (taille et tendance) et sur l'habitat (degré de perturbation naturelle et anthropique). Le résultat de cette évaluation a permis de classer les aires selon leur capacité à permettre le maintien de populations autosuffisantes et de tenir compte de l'influence que les conditions propres à chaque aire avaient sur la désignation de l'habitat essentiel.

Dans l'examen scientifique de 2008, une base scientifique a été établie pour l'évaluation de l'habitat essentiel (c.-à-d. conditions de l'habitat nécessaires pour le rétablissement du caribou boréal suivant la définition qu'en donne la LEP). Pour le perfectionnement de ces analyses et la désignation résultante de l'habitat essentiel, EC a indiqué les grands champs qu'il convenait d'explorer davantage :

- 1) effets que produit sur la désignation de l'habitat essentiel la variation des approches que les compétences utilisent pour délimiter les aires de répartition;
- 2) effets relatifs de différentes perturbations et de différents types d'habitats, ainsi que de leur configuration, sur l'évaluation des aires et leur description de l'habitat essentiel;
- 3) détermination de seuils de gestion en fonction des perturbations (ci-après appelés seuils de perturbation) applicables aux populations autosuffisantes locales;
- 4) influence des conditions futures des aires de répartition sur les seuils de perturbation, étant donné la nature dynamique des perturbations dans une aire donnée.

Le but du présent rapport était de combler ces lacunes au moyen des meilleurs renseignements scientifiques accessibles pour guider la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal. EC a également mené à terme un processus indépendant dans lequel les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) ont été prises en compte dans l'élaboration du Programme national de rétablissement. L'information venant de ces deux corpus de connaissances façonnera la stratégie élaborée pour favoriser la survie et le rétablissement du caribou boréal au Canada.

1.1 Contexte

En août 2007, EC a entrepris avec des experts l'examen scientifique de l'état de nos connaissances sur l'habitat essentiel du caribou boréal; cet exercice visait à élaborer une désignation consolidée, scientifiquement défendable, de l'habitat essentiel de cette espèce et/ou un calendrier d'études valide. Ces activités ont eu pour résultat la production de l'Examen scientifique de 2008.

Ce rapport a contribué à l'établissement d'un processus transparent et reproductible à fondement scientifique pour guider la désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal. Dans ce rapport, une approche analytique a été élaborée et appliquée à l'évaluation de la probabilité que la condition actuelle des populations (taille et tendance) et de l'habitat (niveaux de l'habitat non perturbés par des activités anthropiques ou des incendies forestiers) dans chacune des aires de répartition du caribou boréal au Canada suffise pour le maintien de populations autosuffisantes. Un certain nombre de conclusions générales ont été tirées :

- 1) Pour désigner l'habitat essentiel du caribou boréal, c'est l'échelle de l'aire de répartition locale qu'il convient le mieux d'utiliser, en l'exprimant par rapport à la probabilité que les conditions de l'aire de répartition suffisent au maintien d'une population locale autosuffisante.
- 2) L'aire de répartition est une fonction de l'étendue et de la condition de l'habitat, lequel réunit l'ensemble des ressources et des conditions environnementales qui déterminent la présence, la survie et la reproduction d'une population.
- 3) L'évaluation permet un classement en fonction de trois catégories de résultats possibles pour les populations locales autosuffisantes de chacune des 57 aires de répartition, ou unités d'analyse¹, reconnues pour le caribou boréal du Canada : aire de répartition actuelle adéquate, aire de répartition actuelle avec amélioration des conditions et aire de répartition actuelle avec possibilité de résilience.
- 4) La désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal est un processus hiérarchisé faisant intervenir des considérations qui relèvent de multiples échelles spatiales et temporelles. Par une analyse spatiale de la viabilité des populations, liée à la modélisation de la dynamique du paysage, on peut caractériser les résultats relatifs à l'habitat essentiel à une échelle spatiale plus petite que celle de l'aire de répartition, pour des périodes déterminées.
- 5) Sachant que l'état actuel de nos connaissances et la nature dynamique des paysages introduisent une part d'incertitude, il y a lieu de surveiller les phénomènes constatés dans l'Examen scientifique de 2008 et de les évaluer à des fins de perfectionnement et d'ajustement en fonction des nouvelles données qui sont recueillies (c.-à-d. dans le cadre d'une gestion adaptative).

Sur les 57 aires de répartition locales, ou unités d'analyse, 30 se sont révélées « non autosuffisantes » (probabilité intégrée inférieure à 0,5), 17, « autosuffisantes » (probabilité intégrée supérieure à 0,5), et 10, soit « autosuffisantes », soit non autosuffisantes » (probabilité intégrée de 0,5).

En 2009, EC a entrepris une deuxième évaluation scientifique pour étoffer l'Examen scientifique de 2008 avec de nouvelles données et de nouvelles analyses destinées à

¹ Notons que la terminologie utilisée pour décrire les différents types d'unités géographiques utilisés dans cette évaluation est différente de celle qui a été employée dans l'examen scientifique de 2008, comme il est indiqué à la section 2.4.2.

guider la désignation de l'habitat essentiel. EC a de nouveau retenu les services d'experts de l'écologie du caribou et/ou d'un domaine scientifique connexe qui ont fourni des conseils scientifiques et examiné l'information aux principaux stades de l'élaboration du présent rapport.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Définition de l'habitat essentiel du caribou boréal

À l'article 2 de la LEP, l'habitat essentiel est défini comme étant « [...] l'habitat nécessaire à la survie et au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite [...] ». L'échelle est un aspect essentiel de la désignation des attributs biophysiques (c.-à-d. l'habitat) nécessaires à la survie ou au rétablissement du caribou boréal (EC, 2008). Le caribou choisit son habitat à de multiples échelles spatiales afin de satisfaire aux exigences de son cycle biologique. Aux petites échelles spatiales, le microclimat et la disponibilité de la nourriture sont des facteurs qui ont une influence importante sur le choix de l'habitat par le caribou. Toutefois, le principal facteur limitatif des populations du caribou boréal est la prédation (Rettie et Messier, 1998; Wittmer et coll., 2005), phénomène associé aux conditions du paysage naturel et aux conditions anthropiques qui favorisent les premiers stades de succession écologique ainsi que l'augmentation de densité des autres proies, ce qui se traduit par une augmentation du risque de prédation pour le caribou. À l'échelle de l'aire de répartition locale, les conditions de l'habitat influent sur la démographie du caribou boréal (ex. survie et reproduction), ce qui détermine finalement si la population persistera. Par conséquent, **pour la désignation de l'habitat essentiel réunissant les conditions nécessaires au caribou boréal, l'aire de répartition locale a été jugée adéquate comme échelle spatiale.**

La survie des populations locales de caribou boréal nécessite que soient réunies les conditions de l'habitat et de la population favorisant une croissance stable ou à la hausse de cette population et sa persistance à plus long terme. Cet état est appelé autosuffisance (voir la rubrique Définitions). Si les conditions de l'habitat ou celles de la population ne sont pas favorables, la population décline et, en l'absence d'intervention, finit par disparaître. Par exemple, une grande population pourrait disparaître en raison d'une tendance récurrente au déclin, tandis qu'une petite population pourrait disparaître à cause de phénomènes stochastiques (ex. un hiver rigoureux). **Pour améliorer la probabilité que le caribou boréal persiste à l'état sauvage, il faut des populations locales autosuffisantes.**

Au Canada, l'aire de répartition du caribou boréal s'étend dans sept écozones et dans un nombre encore plus élevé d'écorégions (EC, 2008). Les conditions écologiques varient énormément d'une partie à l'autre de cette aire de répartition et les populations de caribou boréal présentent des adaptations locales variables en conséquence. Il est essentiel de représenter cette variabilité avec le degré de répétitions approprié pour déterminer l'objectif de répartition. Une répartition en parcelles devrait vraisemblablement accroître le risque de régression et favoriser la poursuite d'un tel processus dans l'ensemble de l'aire de répartition (jusqu'à 50 % de l'aire potentielle historique n'est déjà plus occupée). En outre, aucune population locale, ou unité de conservation, a été jugée impossible à rétablir sur les plans biologique et technique. Par conséquent, **le champ d'application de l'actuelle évaluation scientifique est l'actuelle aire de répartition du caribou boréal au Canada.**

Pour la présente évaluation, l'habitat essentiel du caribou boréal a été défini comme étant les ressources et les conditions environnementales nécessaires au maintien de populations locales autosuffisantes ou de groupes d'animaux dans des conditions locales comparables, dans l'ensemble de l'actuelle aire de répartition de l'espèce au Canada.

2.2 Principes directeurs

La présente évaluation s'est appuyée sur des principes directeurs comparables à ceux qui avaient été définis pour l'Examen scientifique de 2008 :

1. Examiner les renseignements scientifiques publiés disponibles et chercher diverses sources de données pour étayer les conclusions.
2. Tenir 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 attributs physiques et fonctionnels de l'habitat de cette espèce se déploient à de multiples échelles spatiales et temporelles, ce qui comprend notamment les propriétés physiques et fonctionnelles.
4. Reconnaître que la variation de la structure de la population, des conditions de la population et du paysage ainsi que l'état de nos connaissances peuvent justifier des approches s'appliquant à une échelle plus petite pour le perfectionnement de la désignation de l'habitat essentiel dans l'aire de répartition nationale de l'espèce.
5. Faire preuve de précaution lorsque les données sont insuffisantes pour juger de la gravité des dommages (principe de prudence).
6. Reconnaître que la poursuite de la recherche et des activités de surveillance, dans le cadre d'une approche de gestion adaptative, est essentielle pour finir par réduire les facteurs d'incertitude, améliorer les processus décisionnels et atteindre les objectifs de gestion.
7. Reconnaître que la désignation de l'habitat essentiel est un processus scientifique, et que les considérations socio-économiques sont prises en compte dans d'autres phases du processus global de la planification du rétablissement en application de la LEP.

2.3 Cadre de désignation de l'habitat essentiel

Comme dans l'Examen scientifique de 2008, la présente évaluation visait à produire une description scientifique et une évaluation quantitative de l'habitat essentiel par rapport à l'ensemble des conditions (démographiques et environnementales) caractérisant chacune des aires de répartition. Le cadre ainsi que les différents éléments élaborés pour l'Examen scientifique de 2008 ont été étendus à d'autres activités scientifiques (décrites à la section 2.4), de façon à ce que l'évaluation de 2008 puisse être enrichie.

La figure 1 représente le *Cadre de désignation de l'habitat essentiel* d'ensemble, avec les liens qui le relient aux autres stades du processus de rétablissement. Les différentes étapes du processus d'évaluation sont décrites ci-après.

Étape 1 : Détermination de la répartition actuelle du caribou boréal au Canada

La répartition actuelle du caribou boréal a été utilisée pour définir la portée géographique de la désignation de l'habitat essentiel. La première étape inscrite au programme du cadre était la mise à jour de la description de la répartition d'après les renseignements les plus récents et les plus fiables dont on disposait.

La désignation de l'aire de répartition au Canada d'une espèce en péril repose habituellement sur le processus d'évaluation réalisé par le COSEPAC (COSEPAC, 2010). Étant donné que d'importantes nouvelles données ont été recueillies depuis la dernière évaluation du COSEPAC (COSEPAC, 2002), une carte de répartition à jour (voir la section 2.4.1) a été créée à titre provisoire pour la présente évaluation de l'habitat essentiel.

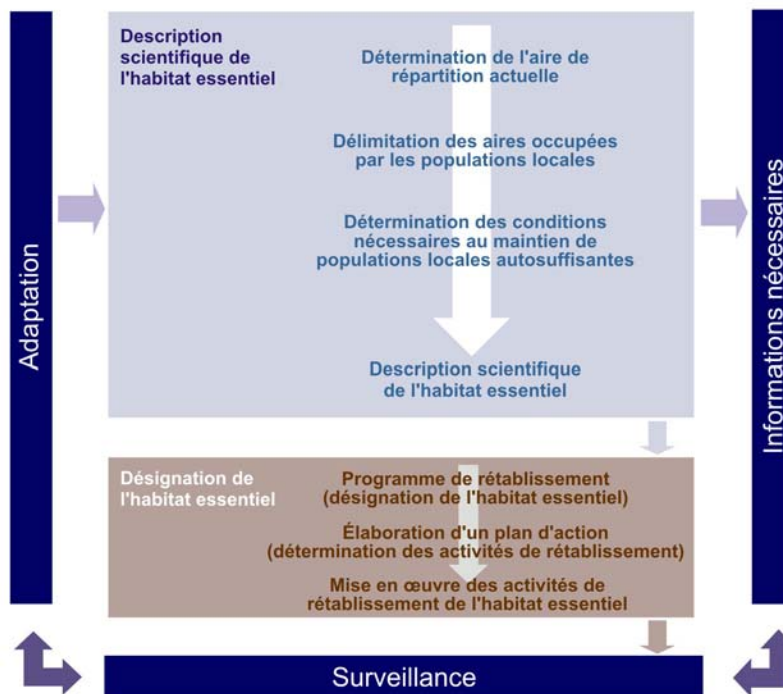


Figure 1. Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal. Même si d'autres sources d'information sont prises en compte dans la désignation de l'habitat essentiel (ex. les CTA), la partie supérieure de cette figure porte avant tout sur les activités scientifiques destinées à guider la désignation de l'habitat essentiel.

Étape 2 : Délimitation des aires de répartition du caribou boréal

Une aire de répartition est une aire géographique où il y a une forte probabilité d'occupation par des individus qui forment une population locale et qui, dans une période définie, sont tous soumis aux mêmes influences touchant les indices vitaux. Des échanges de quelques individus peuvent survenir avec d'autres populations, mais la démographie des populations locales est essentiellement conditionnée par des facteurs locaux, non par l'immigration ou l'émigration. Les aires de répartition locales du caribou boréal ont été choisies comme l'unité d'analyse appropriée pour assurer le rétablissement et/ou la survie de cette espèce (voir la section 2.1).

Dans l'Examen scientifique de 2008, on signale que les aires de répartition n'ont pas été délimitées uniformément d'une compétence à l'autre. Lorsque les renseignements étaient suffisants, l'évaluation de l'aire de répartition a porté sur les populations locales reconnues. Dans d'autres cas, les unités de gestion évaluées étaient délimitées principalement ou partiellement en fonction de considérations non écologiques (ex. limites administratives, unités d'utilisation des sols). Le rapport faisait état de la variation des données et des méthodes servant à la délimitation des aires de répartition, variation qui était jugée être une possible source d'incertitude lorsqu'il s'agissait de déterminer dans quelle mesure les aires de répartition permettaient le maintien de populations de caribou boréal autosuffisantes (EC, 2008).

La présente évaluation a notamment porté sur les effets de l'utilisation de différentes méthodes de délimitation sur l'étendue des aires de répartition, et une méthode de délimitation uniformisée a été proposée. En outre, l'information fournie par chacune des compétences sur la nature des données et la quantité des données utilisées pour la délimitation des aires de répartition a été compilée, et une terminologie concordant avec le degré de certitude de la délimitation a été proposée (voir la section 2.4.2). Toutefois, dans la présente évaluation, il n'a été question d'aucune autre délimitation des aires de répartition réalisée avec les méthodes indiquées, car le temps manquait et certaines compétences travaillaient parallèlement à la mise en œuvre de processus destinés à perfectionner la délimitation des aires de répartition. Ainsi, l'information à jour sur la délimitation des aires de répartition fournie par la plupart des compétences au moment de la mise en œuvre du Cadre de désignation de l'habitat essentiel a été considérée comme étant le corpus des meilleures données existantes.

Étape 3 : Détermination des conditions nécessaires à l'autosuffisance des populations locales

Pour leur survie et leur reproduction, les animaux utilisent ou extraient des ressources (ex. pour se nourrir et s'abriter) de leur environnement. La croissance d'une population et sa persistance sont liées à la condition de cette population (tendance et taille) et devraient généralement présenter des signes de détérioration si la destruction ou le changement de l'habitat se répercutent sur la survie et la reproduction de la population. Dans l'Examen scientifique de 2008, ce lien est pris en compte du fait qu'on utilise la condition de

l'habitat (pourcentage de perturbation totale) et de la population comme point de départ pour déterminer dans quelle mesure l'aire de répartition permet le maintien d'une population de caribou boréal autosuffisante.

Dans la présente mise à jour, une approche comparable, mais plus poussée, a été mise au point de façon à augmenter le degré de certitude des conclusions tirées au sujet de l'état de l'habitat essentiel dans les aires de répartition du caribou boréal au Canada. Certaines compétences ont fourni des données démographiques à jour (tendance, taille des populations, survie des femelles adultes, recrutement de faons). Ces données ont servi à quantifier la probabilité que les populations de caribou boréal soient autosuffisantes d'après la condition actuelle de ces populations. Toutefois, les données disponibles variaient beaucoup en fonction de l'aire de répartition, et, pour certaines aires, elles faisaient entièrement défaut.

La série d'analyses effectuées pour caractériser la condition de l'habitat a été étendue pour : 1) comprendre des attributs biophysiques additionnels influant sur la survie et le recrutement du caribou comme la configuration des différents types d'habitats; 2) permettre de quantifier l'influence de l'échelle de l'habitat par l'examen de la sélection de l'habitat à l'échelle nationale et à l'échelle régionale.

Cartographie des perturbations (section 2.4.3.1)

Dans l'Examen scientifique de 2008, les perturbations naturelles et anthropiques étaient présentées comme d'importants prédicteurs de la condition de l'habitat. L'analyse des perturbations anthropiques a été réalisée au moyen de la base de données nationale sur les perturbations anthropiques élaborées par l'Observatoire mondial des forêts Canada (Lee et coll., 2006). Les données de l'Observation mondiale des forêts au Canada ont été un précieux apport à l'Examen scientifique 2008, mais elles ne permettaient pas de distinguer les différents types de perturbation, et tous les aménagements anthropiques numérisés étaient assortis d'une zone tampon de 500 m.

Dans la présente mise à jour, de nouvelles cartes des perturbations anthropiques ont été créées pour l'examen de l'effet relatif des différents types de perturbation, et de leur configuration, sur l'évaluation des aires de répartition du caribou boréal.

Sélection de l'habitat (section 2.4.3.2)

Une analyse de la sélection de l'habitat a permis de trouver d'autres attributs biophysiques qui, en plus du pourcentage de perturbation totale, influent sur la condition de l'habitat. Cette analyse a été menée à l'échelle nationale et à l'échelle de l'unité écologique (écozone), ce qui a permis de comprendre comment la variation de l'habitat disponible dans la forêt boréale du Canada peut influencer sur la préférence et l'évitement manifestés pour l'habitat.

Analyse de la fonction tampon (section 2.4.3.3)

Dans le contexte actuel, une « zone tampon » est une aire qui est présumée être fonctionnellement non disponible pour le caribou en raison de la proximité de lieux développés par l'humain. Dans l'Examen scientifique de 2008, chaque perturbation anthropique de la base de données nationale a été assortie d'une zone tampon de 500 m, et la nature des données empêche toute manipulation de cette zone tampon. Même si ce manque de souplesse est limitatif, cette zone a été considérée comme un minimum raisonnable à l'époque.

Dans la mise à jour actuelle, on a examiné 1) les effets de différentes largeurs de zone tampon sur la configuration de la perturbation ainsi que 2) les effets de la configuration et de la connectivité des paysages sur la démographie du caribou.

Méta-analyse des populations de caribou boréal et de la condition de l'habitat (section 2.4.3.4)

Pour déterminer la quantité d'habitat nécessaire à l'autosuffisance, il faut absolument comprendre les relations entre la condition de la population de caribou et la condition de l'aire de répartition. Dans l'Examen scientifique de 2008, une méta-analyse a permis de quantifier la variation du recrutement de faons entre 24 aires de répartition au Canada en fonction de la perturbation totale (incendies et perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m). Cette relation recrutement – perturbation a été le principal outil utilisé pour quantifier la capacité d'une aire de répartition à permettre le maintien d'une population de caribou autosuffisante d'après la condition de l'habitat.

Dans la présente mise à jour, cette méta-analyse a été étendue aux résultats de la mise à jour de la cartographie des perturbations et d'une analyse plus précise de la sélection de l'habitat et de la zone tampon, de sorte qu'il a été possible de perfectionner la caractérisation des conditions de l'habitat dans les aires de répartition du caribou boréal et de mieux expliquer la variabilité entre populations locales associée à la relation recrutement – perturbation.

Conditions actuelles et futures (section 2.4.5)

Dans l'Examen scientifique de 2008, les conditions de l'époque ont été évaluées au moyen de trois sources de données (ou indicateurs) : taille de la population, tendance de la population et perturbation totale (%). Les probabilités de persistance (utilisées à l'époque pour évaluer l'état d'« autosuffisance ») ont été assorties de catégories d'état définies pour chaque indicateur, soit d'après l'opinion d'un expert (tendance), un modèle d'analyse de la viabilité des populations (modèle d'AVP non spatial, taille) ou de la relation recrutement – perturbation (perturbation totale). La probabilité intégrée d'autosuffisance propre à chaque aire de répartition a été déterminée au moyen de la moyenne de la somme des valeurs des indicateurs de l'aire en question. En d'autres mots, il s'agissait d'une évaluation statique de la capacité d'une aire à permettre le maintien d'une population de caribou autosuffisante d'après son état du moment.

Dans la présente évaluation, la probabilité que les conditions actuelles suffisent au maintien d'une population de caribou autosuffisante a également été évaluée au moyen d'un ensemble d'indicateurs : deux indicateurs de la croissance de la population et un indicateur de la persistance. Toutefois, ces indicateurs ont été quantifiés au moyen d'un modèle de population générique et d'un outil d'analyse de décision probabiliste. La modélisation des populations est venue compléter les résultats du modèle d'AVP non spatial de 2008 (EC, 2008).

Par ailleurs, un modèle de la dynamique de l'habitat a aussi été mis au point : il devait permettre de mieux comprendre comment les changements futurs de la condition de l'habitat dans une aire donnée pourraient influencer sur l'autosuffisance des populations locales de caribou boréal. Pour modéliser les conditions de l'habitat, seule la probabilité d'incendie et du rétablissement de la flore naturelle (c.-à-d. régénération) dans les habitats perturbés a été utilisée. Ce modèle n'a pas été conçu pour produire une évaluation complète des conditions futures (c.-à-d. qu'il ne comprend pas de perturbations anthropiques futures). Cette information peut plutôt être utilisée en combinaison avec l'indicateur de persistance pour obtenir une indication du degré de rétablissement actif vraisemblablement nécessaire (en plus du rétablissement passif) au maintien de populations locales autosuffisantes ainsi que pour interpréter les seuils de perturbation.

Étape 4 : Description de l'habitat essentiel

Dans le contexte de la présente évaluation, la description scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal dans chaque aire de répartition de cette espèce comprend quatre composantes : délimitation de l'aire de répartition; évaluation intégrée du risque relatif à la capacité actuelle de permettre le maintien de populations autosuffisantes; information nécessaire pour déterminer les seuils de perturbation propres à l'aire et description des principaux attributs biophysiques de l'aire qui sont nécessaires au caribou boréal.

Évaluation intégrée du risque (section 2.4.6.1)

Un outil d'analyse de décision probabiliste (c.-à-d. le Réseau de décision bayésienne) a été créé pour combiner toutes les données disponibles sur une aire donnée (tendance et taille de la population, pourcentage de perturbation totale); cet outil devait permettre d'évaluer la probabilité que les conditions actuelles retrouvées dans les aires de répartition du caribou boréal permettent le maintien de populations autosuffisantes. Une approche à plusieurs sources de données fondées sur des indicateurs a été appliquée pour l'évaluation de deux des critères relatifs aux populations autosuffisantes : (croissance stable ou à la hausse et persistance). Cette approche a été jugée préférable à celle de l'établissement de la moyenne des probabilités individuelles de croissance et de persistance de la population (comme dans EC, 2008) pour les raisons suivantes : i) les facteurs démographiques et environnementaux qui déterminent le taux de croissance et la persistance des populations sont interreliés, même si des décalages peuvent entraîner

le désappariement temporel des facteurs, et ii) la qualité des données et leur nature varient beaucoup d'une aire à l'autre, si bien qu'en considérant chaque type de données comme une source de données, il a été possible d'appliquer un ensemble de règles de décision uniformes pour les évaluer. Les résultats ont servi à déterminer le risque que les conditions actuelles de l'habitat dans les aires de répartition du caribou boréal ne permettent pas le maintien de populations locales autosuffisantes.

Le troisième critère d'une population autosuffisante, c'est-à-dire ne nécessitant aucune intervention de gestion active, a été évalué d'après l'information disponible sur chacune des aires. Les aires pour lesquelles cette évaluation a abouti à la conclusion qu'elles pouvaient permettre le maintien d'une population de caribou « autosuffisante », d'après les critères concernant l'information sur la population, mais dont on savait qu'elles faisaient l'objet d'interventions de gestion n'étaient pas considérées comme « autosuffisantes ».

Seuils de gestion propres aux aires de répartition (section 2.4.6.2)

L'approche probabiliste appliquée à l'évaluation intégrée du risque concernant l'habitat essentiel aux fins de la planification du rétablissement est complétée par la détermination, au moyen de méthodes comparables, d'intervalles probabilistes de perturbation en relation avec la condition actuelle et projetée de la population de caribou. Cette information peut servir à établir des seuils de gestion fondés sur le risque. Il n'entre pas dans la démarche de la présente évaluation scientifique de recommander des seuils de gestion en particulier, mais, comme il est nécessaire de déterminer de façon explicite le risque de gestion acceptable, une méthode pour les déterminer, avec des exemples d'application, est fournie ici avec une discussion de leur interprétation par rapport aux critères et indicateurs évalués.

Attributs biophysiques (section 2.4.6.3)

Les attributs biophysiques sont les caractéristiques de l'habitat qui sont nécessaires aux fonctions vitales assurant la survie et la reproduction du caribou. Les résultats des analyses de sélection de l'habitat (dans le présent rapport) et ceux des rapports publiés ont été utilisés pour faire la synthèse des principaux attributs biophysiques par écozone.

Étape 5 : Informations nécessaires, surveillance et adaptation

L'habitat essentiel du caribou boréal est l'une des propriétés émergentes des paysages dynamiques boréaux et est représenté par une série de conditions qui ne sont pas fixes, ni dans l'espace ni dans le temps. Un solide programme de recherche et de surveillance est au nombre des éléments essentiels de l'évaluation continue de la désignation et de la gestion de l'habitat essentiel de chacune des populations locales, ou unités de conservation, et permet d'y apporter des ajustements lorsqu'il y a lieu. Au minimum, la surveillance est nécessaire pour que la protection de l'habitat essentiel soit assurée d'une

manière qui nous permette d'atteindre les objectifs de rétablissement définis pour les populations et la répartition à long terme.

Avec le processus de gestion adaptative, on reconnaît et on favorise l'ajustement des mesures de gestion en fonction des nouvelles connaissances acquises. Le cycle de la gestion adaptative est un élément important du Cadre de désignation de l'habitat essentiel. Les lacunes et les incertitudes que comportent nos connaissances sont identifiées, évaluées et signalées en tant que besoins d'information que la planification et la mise en œuvre de mesures sont destinées à combler (voir la section 4.0).

2.4 Mise en œuvre du Cadre de désignation de l'habitat essentiel

La mise en œuvre de l'élément Description scientifique de l'habitat essentiel du Cadre de désignation de l'habitat essentiel (voir la figure 1) vise trois grands résultats : 1) l'évaluation intégrée de la probabilité que l'ensemble des conditions actuelles caractérisant l'habitat et la population d'une aire de répartition permettent le maintien d'une population de caribou autosuffisante; 2) une méthode de détermination des seuils de perturbation propres à l'aire; 3) la description des attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal. Sur la figure 2, on peut voir comment le cadre a été étendu pour réaliser ces objectifs et produire une description de l'habitat essentiel. Les sections qui suivent constituent une synthèse par étapes dans laquelle sont décrits les outils de décision et les analyses effectuées pour la mise en œuvre du cadre.

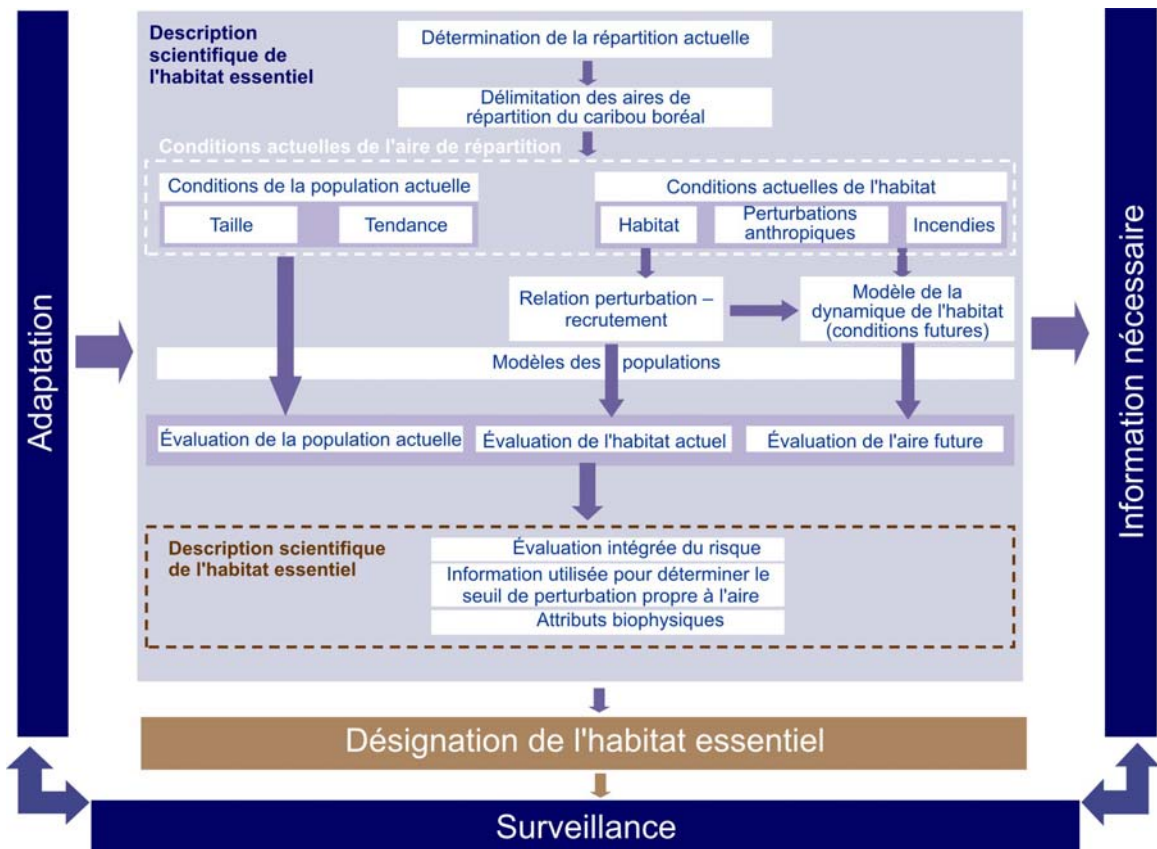


Figure 2. Description scientifique du Cadre de désignation de l'habitat essentiel du caribou boréal.

2.4.1 Détermination de la répartition actuelle

La portée géographique de la présente évaluation a été définie par la répartition actuelle, ou zone d'occurrence actuelle, du caribou boréal au Canada. L'examen des renseignements à jour fournis par la plupart des compétences sur les aires de répartition du caribou boréal dans leur territoire (voir la section 2.4.2) a révélé des écarts par rapport aux données sur la répartition utilisées dans l'Examen scientifique de 2008. Pour mettre à jour la carte de la répartition de l'espèce, on a étendu cette dernière de manière à ce qu'elle englobe toutes les aires de répartition actuellement désignées par les compétences comme étant des aires de répartition locales du caribou boréal (figure 3).

Par rapport à l'Examen scientifique de 2008, des changements sont survenus dans deux grandes superficies :

1. Territoires du Nord-Ouest : a) la limite ouest se trouve plus à l'est; b) des changements sont survenus autour du Grand lac de l'Ours;
2. Alberta : de nombreux changements ont été apportés aux limites de l'aire de répartition dans la province.

À l'examen de la carte à jour, on constate que le caribou boréal est présent dans neuf compétences, son aire de répartition au Canada s'étendant du Territoire du Yukon, à l'ouest, au Labrador, à l'est, et, vers le sud, elle comprend même certaines îles du lac Supérieur.

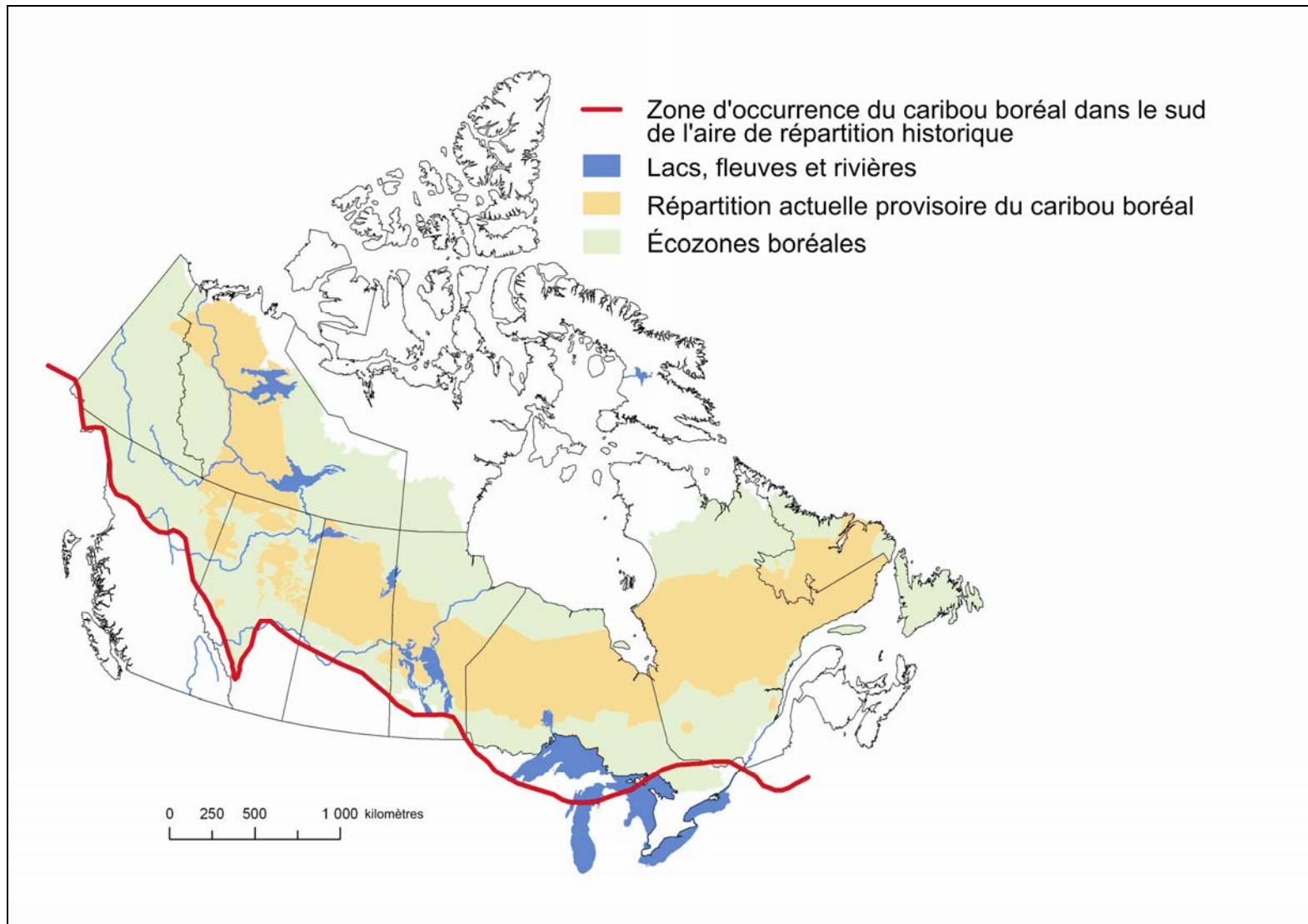


Figure 3. Répartition du caribou boréal au Canada. Répartition actuelle établie d'après l'information à jour fournie par les différentes compétences concernées. Note : Comme l'information sur la répartition historique du caribou boréal en Colombie-Britannique ne comportait pas de données suffisantes sur l'écotype montagnard du caribou des bois, la zone d'occurrence historique du sud de cette province a été délimitée en fonction des limites des écozones boréales.

2.4.2 Délimitation des aires de répartition du caribou boréal

Variation de la délimitation des aires à l'échelle nationale

Pour évaluer la variation entre les données et les méthodes utilisées d'une compétence à l'autre, on a examiné comment les aires de répartition ont été délimitées dans l'ensemble de l'aire de répartition du caribou boréal. Une analyse a en outre permis de mieux comprendre la variation de nature et d'abondance des données utilisées pour délimiter les aires, et l'influence qu'elle peut avoir sur l'évaluation présentée ici. Enfin, une approche uniforme a été proposée pour la délimitation des aires de répartition du caribou boréal de façon que la variation à l'échelle nationale soit réduite à l'avenir. L'ensemble de cette démarche a été réalisé comme suit :

- a. on a demandé aux compétences de fournir de l'information détaillée sur la façon dont les aires de répartition du caribou ont été délimitées afin de pouvoir recueillir de l'information sur les données et les méthodes actuellement utilisées;
- b. on a examiné l'effet de la disponibilité des données sur l'étendue des aires de répartition tout en éliminant l'effet des autres facteurs liés à la condition de l'habitat (au moyen des données et de l'Examen scientifique de 2008);
- c. on a élaboré un classement des aires de répartition actuelles par catégorie suivant un continuum qui correspond au degré de certitude de l'établissement des limites des aires et qui met en relief des considérations d'ordre biologique importantes;
- d. on a classé les aires de répartition du caribou boréal au Canada dont la délimitation a été mise à jour en différentes catégories, selon la nature de l'information disponible et du degré de certitude de la délimitation.

L'information que les compétences ont fournie a permis de déterminer que la disponibilité des données a influé sur le choix de la méthode utilisée pour délimiter les aires de répartition du caribou boréal au Canada (annexe 7.1). L'analyse effectuée au moyen des données tirées de l'Examen scientifique de 2008 laisse penser que 65 % de la variation de l'étendue des aires de répartition du caribou boréal est attribuable aux données et aux méthodes utilisées pour les délimiter et par trois types de mesures de la qualité de l'habitat utilisées comme substituts, dont : le pourcentage de perturbation anthropique dans une aire, l'étendue des parcelles boisées dans l'aire, et, par déduction, la disponibilité de nourriture, estimée d'après la fraction cumulative du rayonnement photosynthétiquement utilisable (FRPU) (tableau 1 de l'annexe 7.1). L'analyse a révélé qu'un degré élevé d'activités anthropiques était associé à des aires de répartition plus discontinues et isolées, et que la nature des données avait une influence significative sur l'étendue de l'aire de répartition, une fois éliminés les effets de la qualité de l'habitat.

Les aires de répartition du caribou boréal que les compétences ont fournies après une mise à jour ont été classées en trois catégories de types, selon le degré de certitude de la délimitation de leurs limites : unités de conservation (faible degré de certitude), unités de conservation améliorée (degré de certitude intermédiaire) et populations locales (degré de certitude élevé) (figure 4). Les méthodes proposées pour l'élaboration d'une approche uniformisée applicable à la délimitation de chacun de ces trois types d'aires sont présentées, avec diverses considérations connexes, à l'annexe 7.1.

met en œuvre. De même, l'utilisation d'une moyenne de la condition de l'habitat pour une aire de grande étendue a pour effet de masquer la variation spatiale de la perturbation, l'étendue de l'aire pouvant se trouver réduite là où les activités humaines sont concentrées (voir le tableau 1 de l'annexe 7.1).

2.4.3 Conditions actuelles de l'habitat

Dans l'Examen scientifique de 2008, deux éléments sont axés sur la description des conditions de l'habitat qui influent sur la survie et le rétablissement du caribou boréal au Canada. Premièrement, une méta-analyse a permis de conclure que le pourcentage de perturbation totale (incendies et perturbations anthropiques avec une zone tampon de 500 m) a une influence défavorable sur le recrutement du caribou ((EC, 2008). Deuxièmement, l'utilisation de l'habitat par le caribou boréal dans différentes écozones du Canada est décrite.

Dans la présente mise à jour, un certain nombre d'analyses additionnelles destinées à quantifier l'effet relatif de différents types de perturbations et d'habitats, et de leur configuration, sur la démographie du caribou ont été réalisées dans le but d'améliorer le degré de certitude de l'évaluation servant à déterminer si les aires permettent le maintien de populations locales autosuffisantes d'après la condition de l'habitat. Ce travail comprenait les éléments suivants :

- a. de nouvelles cartes numérisées des perturbations anthropiques et des incendies ont été préparées pour faciliter la quantification de l'effet des perturbations sur la démographie du caribou (section 2.4.3.1);
- b. une analyse de la sélection de l'habitat par le caribou, réalisée au moyen des données recueillies dans le cadre des études de localisation par radiofréquences effectuées par les compétences, est venue enrichir l'information disponible sur l'importance relative des différents types d'habitat. Cette analyse a été réalisée à diverses échelles (aires totales de répartition du caribou boréal et aires stratifiées par écozones), ce qui a permis de mieux comprendre comment le contexte régional peut influencer sur la description de l'habitat essentiel (section 2.4.3.2);
- c. de nouvelles analyses ont été réalisées pour permettre de mieux comprendre comment la configuration spatiale des perturbations anthropiques peut influencer sur la démographie du caribou (section 2.4.3.3);
- d. une méta-analyse perfectionnée a été réalisée sur la relation entre la condition de l'habitat et des populations (ci-après appelée relation recrutement – perturbation, section 2.4.3.4).

2.4.3.1 *Cartographie des perturbations*

a) Perturbations anthropiques

Une méthode a été mise au point pour localiser et classer les activités de développement anthropique en fonction du type de perturbation; cette méthode a été utilisée pour créer

un ensemble de données géospatiales reproductibles et uniformes à l'échelle nationale donnant une estimation des perturbations anthropiques sans zone tampon. Avec la présente mise à jour, la correspondance temporelle a aussi été augmentée entre les données sur les perturbations et les données démographiques utilisées par la suite dans les analyses destinées à quantifier l'effet de la qualité de l'habitat et de sa considération sur la démographie du caribou boréal.

Les perturbations anthropiques sont définies comme étant les perturbations du paysage naturel qui sont causées par les activités humaines et qui peuvent être repérées visuellement sur des images Landsat représentées à l'échelle de 1/50 000. Les perturbations peuvent être regroupées en deux grandes catégories, soit les éléments linéaires et les éléments polygonaux, ceux-ci comprenant chacun huit subdivisions (tableau 1). Une définition claire de chaque type d'élément anthropique a été formulée de façon à ce que l'identification des diverses perturbations pouvant être relevées sur les images demeure uniforme quelle que soit la personne qui se charge de l'interprétation de l'imagerie. Des données complémentaires ont guidé l'interprétation et l'étiquetage des éléments, mais les éléments eux-mêmes n'étaient numérisés que s'ils étaient nettement visibles sur les images Landsat. Cette règle générale est le fondement sur lequel s'est appuyée la formulation de règles plus explicites qui ont gouverné l'interprétation et la numérisation des perturbations.

Tableau 1. Catégories de perturbations anthropiques numérisées pour la mise en œuvre du cadre de description de l'habitat essentiel du caribou boréal.

Éléments linéaires	Éléments polygonaux
Routes	Zones déboisées
Lignes électriques	Mines
Voies ferrées	Réservoirs
Lignes sismiques	Agglomérations
Pipelines	Puits
Barrages	Zones agricoles
Pistes d'atterrissage	Pétrole et gaz ¹
Inconnu	Inconnu ²

1. Éléments associés à l'industrie du pétrole et du gaz. Il peut s'agir d'une usine à gaz, d'installations en batteries, de stations de pompage ou de stations de compression.

2. Aires de perturbation anthropique, d'après leur organisation et par comparaison à ce qu'on voit de leur environnement sur les images satellites, le type de perturbation étant toutefois indéterminé.

Deux séries de produits cartographiques ont été produites. Les cartes du premier type ont servi pour l'analyse des zones tampons (voir la section 2.4.3.3) et la méta-analyse de la condition des populations et de l'habitat (voir la section 2.4.3.4). Ces données ont été recueillies par l'examen des images satellites prises aux dates où des données démographiques ont été recueillies sur chacune des populations locales (voir l'annexe 7.5), ce qui a permis d'augmenter la correspondance temporelle entre les perturbations et les données démographiques. En outre, la cartographie actuelle (2006-2010) de chacune des aires de répartition du caribou boréal délimitée par les compétences a été produite, ce qui a permis d'estimer les superficies perturbées par

des activités humaines pour l'évaluation de l'aire actuelle et future (voir la section 2.4.5). Dans les aires recoupant l'échantillon d'aires utilisé pour la méta-analyse, l'information recueillie ne portait que sur les nouvelles perturbations anthropiques (section 2.4.3.4).

b) Incendies

Les estimations concernant les incendies qui ont été utilisées dans l'Examen scientifique de 2008 ont été établies au moyen de valeurs tirées de la Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada (BNDFFC, gérée par le Service canadien des forêts [SCF]), et complétées par des données additionnelles pour les Territoires du Nord-Ouest, concernant les incendies touchant plus de 200 ha (SCF, 2010; NWTCG, 2010). Une limite de 50 ans a été utilisée pour l'identification des aires perturbées par le feu et rendues ainsi inutilisables pour le caribou, ce qui concorde avec la méthode de Sorenson et coll. (2008).

Pour la présente évaluation, on a demandé aux agences des compétences de fournir les données les plus récentes et les plus complètes qu'elles possédaient sur les incendies. Pour ce qui est des incendies survenus dans les parcs nationaux, l'information venait soit de Parcs Canada, lorsque l'organisme en possédait, soit de la BNDFFC. La disponibilité des données sur les incendies variait, plus particulièrement en ce qui touche la première année où des données étaient recueillies, **et les données sur les incendies disponibles pour l'ensemble des compétences remontaient au maximum à 40 ans**. En raison de cet état de choses, les données sur les incendies ont été normalisées par l'application d'une limite de 40 ans à l'identification des aires perturbées par le feu (c.-à-d. moins de 40 années). Comme peu de terres se trouvaient dans la classe des incendies remontant à 40-50 ans (dans le cas des aires sur lesquelles de l'information était disponible), le changement de la période écoulée de 50 ans à 40 ans après un incendie n'a donné lieu qu'à de faibles écarts entre les mesures de la superficie perturbée par des incendies utilisées dans l'Examen scientifique de 2008 et celles utilisées dans la présente évaluation.

2.4.3.2 Sélection de l'habitat

Il est reconnu que l'utilisation de l'habitat par le caribou boréal peut varier dans l'espace selon les conditions environnementales régionales et locales et selon la disponibilité de l'habitat (voir l'annexe 7.3). Les aires de répartition actuelles du caribou boréal au Canada s'étendent dans neuf écozones (figure 5). Une écozone est constituée de l'ensemble des zones où les conditions climatiques, les caractéristiques du terrain et la flore et la faune sont à peu près les mêmes. Les écozones sont le point de départ logique pour examiner une partie de la variation régionale des conditions abiotiques et biotiques que retrouve le caribou dans l'ensemble de son aire de répartition en zone boréale.

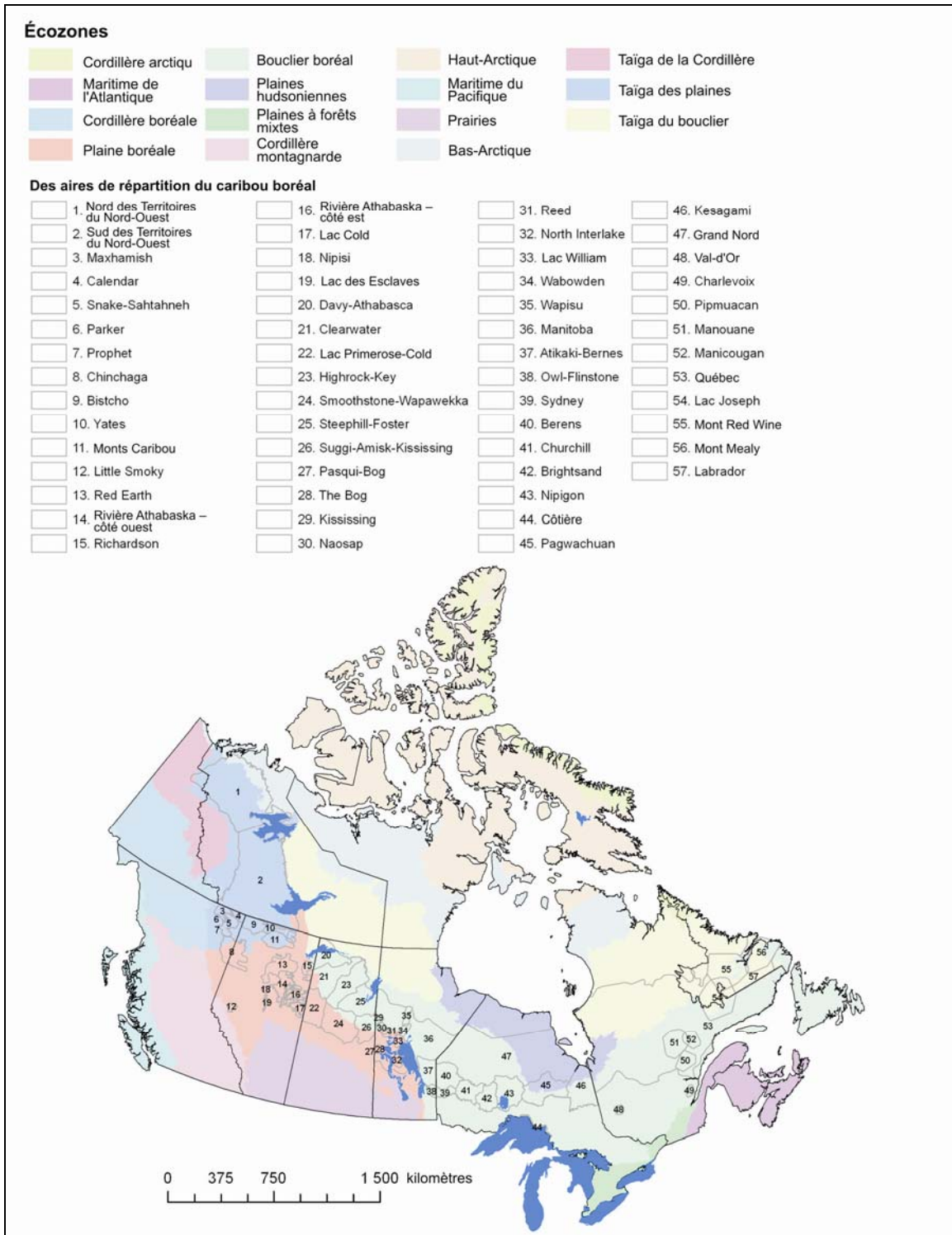


Figure 5. Aires de répartition actuelles du caribou boréal dans les écozones du Canada.

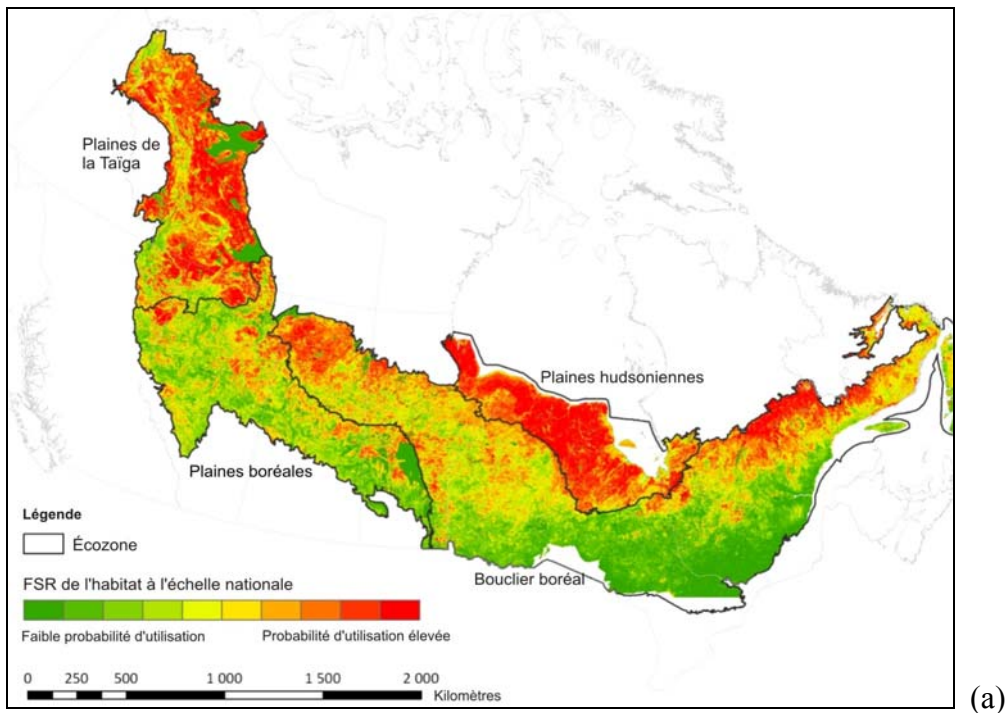
En général, des modèles de sélection de ressources (fonctions de sélection de ressources [FSR]) sont utilisés pour quantifier l'utilisation qu'une espèce fait de l'habitat disponible. Des FSR ont été mises au point pour décrire l'utilisation de l'habitat par le caribou à deux grandes échelles : un modèle national permettant de décrire l'utilisation de l'habitat dans l'ensemble de la zone d'occurrence de l'espèce et des modèles à l'échelle de l'écozone qui permettent de décrire l'utilisation de l'habitat dans les différentes écozones de la forêt boréale du Canada (figure 6; annexe 7.3). Avec des analyses réalisées à différentes échelles, il a été possible de mieux comprendre comment la variabilité de la sélection de l'habitat à différentes échelles spatiales peut influencer sur la description de l'habitat essentiel en déterminant si le fait d'éliminer ou non la variation liée à l'écozone peut conférer une plus grande force aux déductions concernant l'effet des conditions biotiques et abiotiques sur la démographie du caribou.

Les modèles FSR ont été mis au point avec des données recueillies au moyen d'études de localisation par radiofréquences portant sur 581 caribous porteurs d'un collier émetteur répartis dans 27 aires de répartition, ce qui représente 179 022 localisations de 2000 à 2010 (tableau 4.1 de l'annexe 7.3). Les données de localisation du caribou ont été fournies par plusieurs compétences. Une base de données numérisées uniformisée à l'échelle nationale a été constituée pour la définition des types d'habitats disponibles pour le caribou boréal dans l'ensemble du pays, notamment d'après les différents types de forêt, milieux humides, perturbations (incendies et routes), qualité de la nourriture, pente, aspect et relief du paysage (tableaux 5.1-5.2 de l'annexe 7.3). L'occupation du sol a été déterminée par imagerie MODIS (spectroradiomètre imageur à résolution modérée) avec, en complément, la base de données canadienne sur les tourbières. Quant aux données sur les incendies, elles provenaient d'une compilation de données d'EC, de provinces et de territoires, ainsi que de la BNDFFC pour ce qui est des incendies survenus dans les parcs nationaux. Les données fournies portaient sur les incendies survenus de 1917 à 2010.

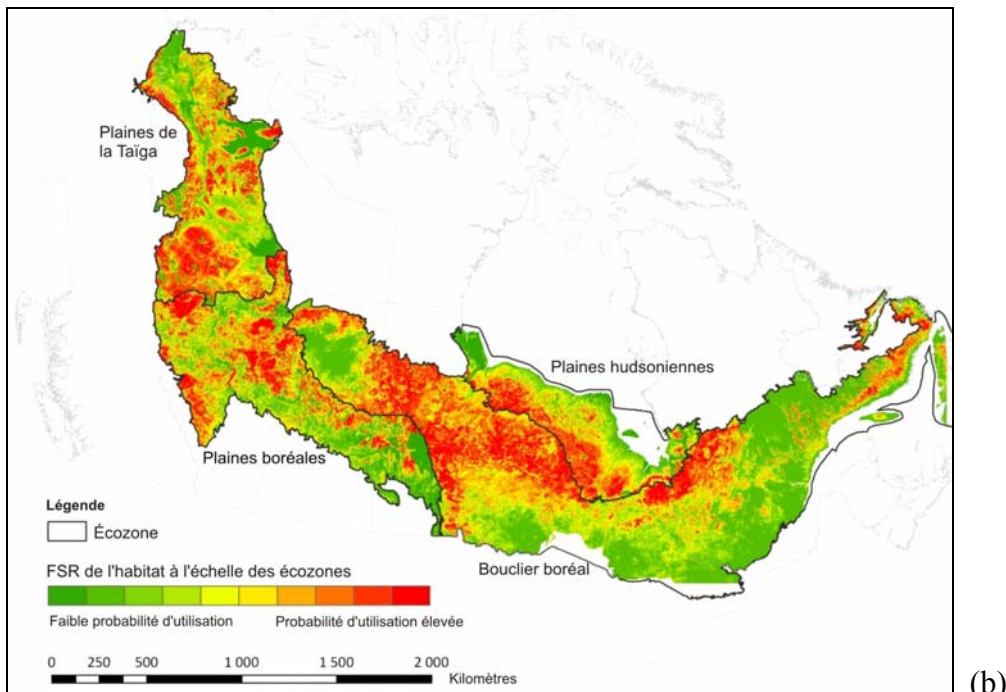
Les modèles FSR ont corroboré un bon nombre des relations importantes mentionnées dans les publications au sujet de la sélection de l'habitat chez le caribou boréal. Par exemple, ils indiquaient que, dans toutes les écozones, le caribou évitait toujours les lieux où le réseau routier était dense et ceux où un incendie était survenu récemment (remontant à moins de 40 ans). Dans ce contexte, on parle d'évitement lorsqu'il y a réduction de l'utilisation par comparaison à l'utilisation possible, étant donné la disponibilité de l'habitat. Dans les travaux antérieurs, on a constaté que le caribou boréal est associé aux peuplements de conifères matures et aux tourbières où il peut trouver des lichens terrestres pour survivre en hiver (Stuart-Smith et coll., 1997; Neufeld, 2006; O'Brien et coll., 2006; Brown et coll., 2007; Courtois et coll., 2007). Par conséquent, dans la forêt boréale, il est probable que le caribou évitera les lieux où des incendies sont récemment survenus, les lichens y étant détruits et la végétation étant constituée de peuplements forestiers des premiers stades de la succession écologique (Schaefer et Pruitt, 1991, Vors et coll., 2007, Sorensen et coll., 2008). Toutefois, comme ces résultats sont tirés d'ensembles de données applicables à l'échelle nationale ou à l'échelle de l'écozone qui sont plutôt sommaires, il faut les interpréter en tenant compte des facteurs environnementaux locaux (c.-à-d. fréquence, étendue et gravité des feux de forêt dans une région donnée). Le régime des feux peut varier dans une mesure significative à l'échelle

nationale et même à l'échelle des écozones où se trouve l'aire de répartition du caribou boréal. Le caribou boréal est adapté aux conditions environnementales locales de chacune des aires de répartition qu'il occupe. Au point de vue de l'utilisation de l'habitat, un incendie qui remonte à 40 ans peut être considéré comme ancien dans certaines régions, et relativement récent ailleurs. Ainsi, les particularités régionales caractérisant la période de rétablissement après un incendie doivent être examinées au moyen d'ensembles de données plus détaillées avant que des décisions soient prises au sujet de la période de rétablissement appropriée pour la définition de l'habitat du caribou.

En général, les modèles propres aux écozones ont été plus discriminants et ont donné des prévisions plus exactes que le modèle national. Une analyse de validation croisée a été effectuée au moyen des localisations de caribou retenues : il s'agissait de déterminer dans quelle mesure les modèles FSR donnent une prévision exacte de l'habitat du caribou. Les résultats indiquent que, même à l'échelle nationale, les fréquences élevées de localisations de caribou retenues se trouvaient dans les aires de forte utilisation déterminées au moyen de modèles FSR. Toutefois, l'importante variation que présentaient les relations à l'échelle des écozones devrait être approfondie par des analyses plus fines réalisées au moyen de bases de données plus détaillées.



(a)



(b)

Figure 6. Fonctions de sélection des ressources (FSR) (a) à l'échelle nationale et (b) à l'échelle des écozones applicables au caribou des bois boréal dans l'ensemble de la zone d'occurrence de cette espèce au Canada. La probabilité de sélection est exprimée suivant une échelle de couleurs où la probabilité faible est en vert, et la probabilité élevée, en rouge.

Le classement relatif déterminé au moyen des modèles FSR a servi à identifier l'habitat de qualité élevée pour le caribou. Cet habitat de qualité élevée a été défini au moyen des trois premiers quantiles de la probabilité d'occurrence du caribou boréal et a été utilisé dans les analyses effectuées par la suite pour examiner les effets de la condition de l'habitat sur le recrutement du caribou (voir la section 2.4.3.4).

2.4.3.3 *Analyse de l'effet tampon*

L'analyse de l'effet tampon visait à quantifier les effets écologiques des activités humaines sur le caribou boréal en tenant compte de l'atténuation produite par une zone tampon. Il s'agissait aussi d'examiner l'effet tampon sur la configuration de la perturbation anthropique et l'effet de cette configuration dans une aire de répartition du caribou.

Pour étudier l'effet des perturbations anthropiques sur le caribou boréal, on a comparé les changements de la puissance prédictive (R^2) d'un modèle représentant la variation du recrutement du caribou en fonction de la perturbation totale dans l'aire, laquelle est une mesure combinée de la perturbation causée par les incendies et par les activités humaines assortie d'un effet tampon, pour 24 aires du caribou boréal au Canada (voir les détails à la section 2.4.3.4 ou à l'annexe 7.5). Les dix modèles évalués ne différaient entre eux que par la largeur de la zone tampon appliquée à tous les types d'activités anthropiques à l'exception des réservoirs (voir les raisons motivant l'élimination des réservoirs de l'empreinte de perturbation à la section 2.4.3.4).

La relation entre la puissance prédictive des modèles perturbation – recrutement et les différents dispositifs tampons appliqués aux perturbations anthropiques a produit une courbe en cloche qu'on peut diviser en trois zones : augmentation, stabilité et baisse (figure 7). La zone de stabilité a été définie comme étant celle des modèles avec dispositifs tampons dont le coefficient R^2 ne s'écartait pas de plus de 2,5 % du meilleur modèle (zone tampon de 1 000 m; annexe 7.4). La valeur du seuil a été établie à 2,5 % parce qu'elle correspondait approximativement à un test de signification unilatéral donnant un niveau α de 0,025 avec une distribution dont la queue est bornée par la valeur de R^2 la plus extrême (c.-à-d. le meilleur modèle). Le dispositif tampon le plus modéré (500 m) de la zone de stabilité (figure 7) a été choisi pour représenter la superficie effective de la perturbation anthropique.

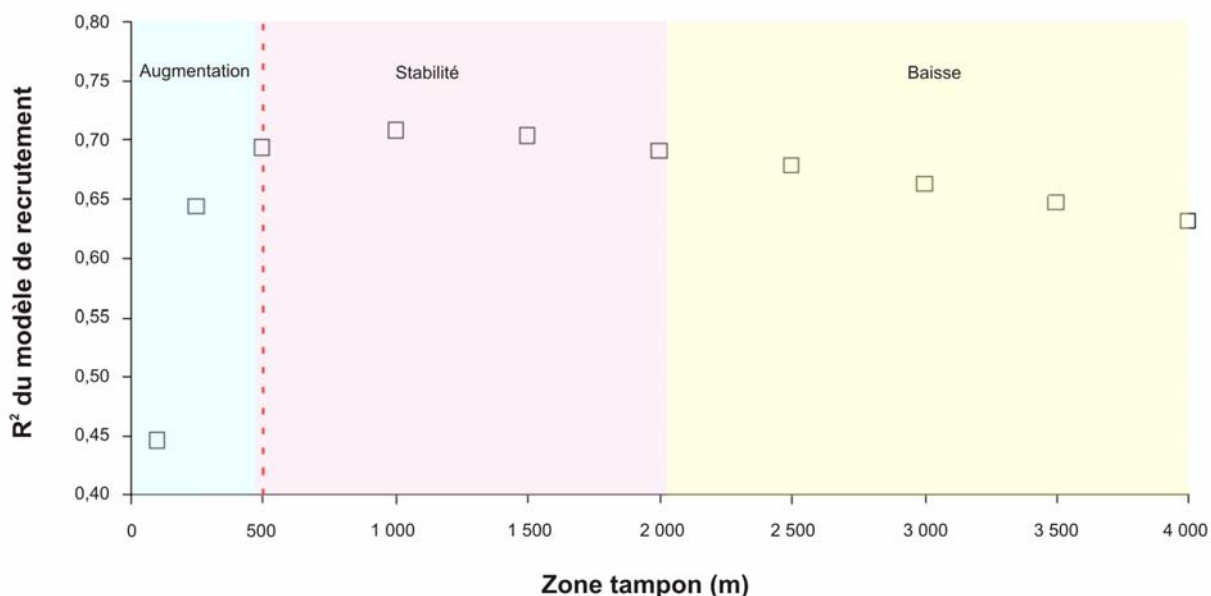


Figure 7. R² de modèles représentant le recrutement en fonction de la perturbation totale avec différents dispositifs tampons appliqués aux perturbations anthropiques. Le pointillé marque la largeur du dispositif tampon (500 m) choisi pour représenter les effets des perturbations anthropiques. Les trois zones (augmentation, stabilité, baisse) représentent la tendance de la relation.

L'analyse de sensibilité a révélé que la relation perturbation – recrutement appliquée avec un dispositif tampon de 500 m de largeur produit des estimations stables de l'effet de la perturbation anthropique sur le recrutement du caribou (voir l'annexe 7.4). En outre, avec une largeur de 500 m, il semble qu'on puisse obtenir de l'information de base sur les effets de la fragmentation ou de la configuration spatiale de la perturbation anthropique sur le paysage en plus des effets de la destruction de l'habitat. Seulement deux des six paramètres de configuration des perturbations étudiés ont eu un effet significatif sur le recrutement du caribou (faons) après élimination de la perturbation anthropique assortie d'un dispositif tampon de 500 m : la densité de la lisière, paramètre substitut pour quantifier les changements de la perméabilité du paysage aux prédateurs, et la plus courte distance entre les parcelles de perturbation, paramètre substitut de la connectivité des paysages. Ces deux paramètres de la configuration de la perturbation ont été intégrés aux analyses faites par la suite pour la caractérisation de la relation entre la condition de la population (recrutement) et la condition de l'habitat (perturbation, voir la section 2.4.3.4).

2.4.3.4 Méta-analyse de la population et de l'habitat

En plus d'englober les résultats de la cartographie améliorée des perturbations, on a étendu la méta-analyse du recrutement de faons en relation avec la perturbation afin qu'il soit possible de mieux comprendre et de mieux expliquer l'influence de la qualité de l'habitat (y compris le type et la configuration des perturbations) sur cette relation (voir l'annexe 7.5). La version augmentée comprenait l'élaboration de 11 modèles candidats

pour quantifier les améliorations de la cartographie des perturbations (M0 par comparaison à M3; tableau 2), évaluer les effets relatifs des différents types de perturbations (M1-8), intégrer les résultats des effets des perturbations anthropiques et de la configuration des perturbations (M9) et évaluer l'influence des habitats non perturbés (M10-12), notamment de l'habitat de qualité élevée (hqé) déterminé au moyen du modèle de sélection de l'habitat (modèle 12).

Tableau 2. Caractéristiques des modèles candidats pour la méta-analyse nationale

Modèle	Variabes explicatives	Description
M0	perturb_totale_2008	Perturbation non chevauchante totale déterminée en 2008 (voir EC, 2008)
M1	anthro_2011	Perturbation anthropique (zone tampon de 500 m; effet des réservoirs éliminé)
M2	feu_2011	Proportion des incendies (sans zone tampon)
M3	perturb_totale_2011	Perturbation non chevauchante totale déterminée (zone tampon de 500 m; effet des réservoirs éliminés)
M4	lnlinéaire_2011	Pourcentage de perturbation linéaire avec zone tampon (500 m)
M5	poly_2011	Perturbations anthropiques polygonales (zone tampon de 500 m; effet des réservoirs éliminé)
M6	lnlinéaire + poly_2011	M4 + M5
M7	anthro + feu_excl_anthro_2011	M1 + incendies à l'exclusion des perturbations anthropiques
M8	perturb_totale_ + fe_prop_perturb_2011	M3 + proportions de la perturbation totale attribuable aux incendies
M9	perturb_totale_ + ln_nn_2011	M3 + moyenne de la plus courte distance pondérée en fonction de la superficie (zone tampon de 500 m)
M10	ifl_2011	Proportion de paysage forestier intact à l'exclusion des perturbations anthropiques
M11	ifl_sansfeu_2011	Proportion de paysage forestier intact à l'exclusion des perturbations anthropiques et des incendies
M12	perturb_totale + hqé_2011	M3 + proportion d'habitats de qualité élevée

Le modèle classé au premier rang (M3) permet d'expliquer 69 % de la variation du recrutement de faons, et ce, dans l'ensemble de 24 aires de répartition constituant l'échantillon, d'après le pourcentage de perturbation totale (incendies + perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m; figure 8) dans chacune des aires. Ce modèle est semblable au modèle le plus performant utilisé dans l'Examen scientifique 2008. Toutefois, étant donné que les nouvelles cartes de perturbation ont permis d'améliorer la correspondance temporelle entre les données démographiques et les données sur les perturbations et que l'effet des réservoirs a été exclu de l'estimation des perturbations, le modèle M3 possède une puissance explicative de 12 % supérieure à celle du modèle de 2008. La plupart des effets défavorables des perturbations ont été attribués aux activités humaines (60 %, isolément), seulement 5 % de la variation de recrutement étant attribuable aux incendies (voir l'annexe 7.5). Quoi qu'il en soit, l'influence combinée des deux était supérieure à la somme de leur effet individuel. La décomposition de la perturbation anthropique en éléments linéaires et polygonaux n'a pas vraiment amélioré

la puissance prédictive du modèle du recrutement, mais l'effet défavorable des éléments de perturbation linéaire était plus important que celui des perturbations polygonales (voir l'annexe 7.5).

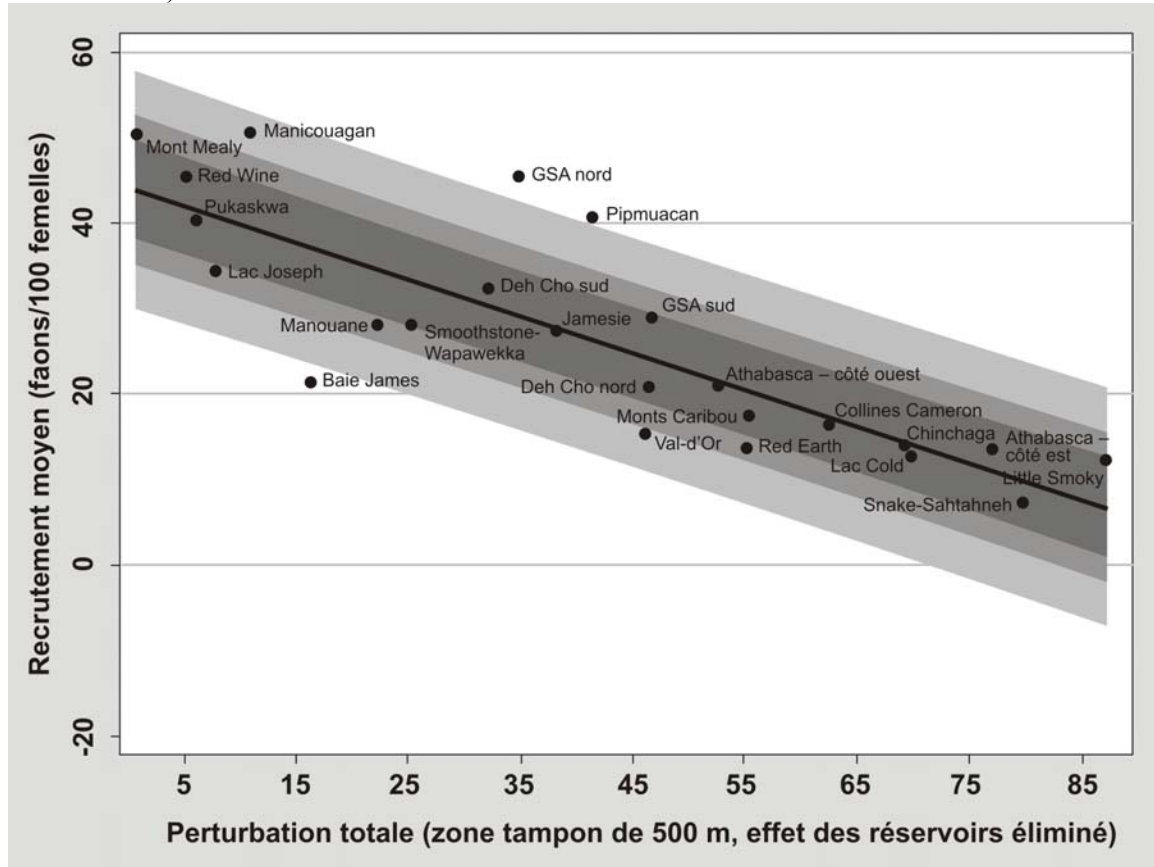


Figure 8. Les bandes de prévision de 50, 70 et 90% que produit le meilleur modèle de régression unidimensionnelle (M3) du recrutement du caribou et de la perturbation du paysage.

La relation perturbation – recrutement déterminée par la méta-analyse a servi à la définition des paramètres d'un modèle de la croissance des populations en fonction de l'habitat (voir l'annexe 7.8) fondé sur le pourcentage de perturbation totale dans chacune des aires de répartition du caribou boréal, et cet indicateur a été utilisé dans l'évaluation du risque intégré (section 2.4.6.1) ainsi que pour la détermination des catégories de risque appliquées aux seuils de perturbation (section 2.4.6.2).

2.4.4 Condition actuelle de la population

On a demandé aux compétences de communiquer leurs meilleures données démographiques pour la présente mise à jour. La disponibilité et la nature des données varient beaucoup d'une aire de répartition à l'autre (annexe 7.1; annexe 7.11).

2.4.5 Conditions actuelles et futures

2.4.5.1 *Conditions actuelles*

L'évaluation des conditions actuelles des aires de répartition a consisté à déterminer la probabilité qu'elles suffisent au maintien de populations autosuffisantes de caribou. Comme il est indiqué à la section 2.1, une population « autosuffisante » est une population en croissance stable ou à la hausse (tendance) à court terme (*premier critère*) qui est assez importante (taille) pour persister à long terme (*deuxième critère*) sans nécessiter d'intervention de gestion active (*troisième critère*) comme des mesures de lutte contre les prédateurs. Les indicateurs élaborés pour l'évaluation de ces trois critères sont décrits au tableau 3; il s'agit, plus précisément des éléments suivants :

- 1) la probabilité que la croissance de la population de caribou soit stable ou à la hausse à court terme, exprimée par la valeur du facteur $\text{Pr} (\lambda \geq \text{stable})$ sur 20 ans;
- 2) la probabilité que la population soit assez importante pour que soit évitée à long terme la quasi-extinction, laquelle est définie comme étant la situation d'une population comprenant moins de 10 femelles en état de reproduction, sans nécessiter d'intervention de gestion active permanente (ex. gestion des prédateurs ou déménagement d'animaux venant d'autres populations), exprimée par le facteur $\text{Pr} (N_t \geq Q_{\text{ext}})$ pendant plus de 50 ans (des détails sont fournis sur les deux indicateurs à l'annexe 7.8). Cet indicateur a servi à l'évaluation du risque accru d'extinction pour les populations de petite taille, une faible valeur du facteur $\text{Pr} (N_t \geq Q_{\text{ext}})$ indiquant un risque supérieur d'extinction, et vice versa.

Il a fallu deux types d'analyses pour estimer la probabilité que les aires de répartition permettent le maintien d'une population locale autosuffisante : une analyse de la viabilité non spatiale de la population (au moyen d'un modèle de population générique; annexe 7.6), et une analyse de décision probabiliste (ou Réseau de décision bayésienne, RDB²; annexe 7.8). Deux sources d'information ont été utilisées pour la définition des paramètres démographiques propres à l'aire de répartition. La relation perturbation – recrutement résultant de la méta-analyse a servi à définir les paramètres du modèle de population en fonction de la condition de l'habitat (voir plus loin, sous la rubrique *Indicateur fondé sur la condition de l'habitat*), tandis que l'information fournie par les

² Réseaux de décision bayésienne (RDB : également appelés réseaux de probabilité) : outils statistiques de plus en plus utilisés en écologie et en gestion de la faune pour décrire l'influence de l'habitat ou des variables des prédicteurs environnementaux sur les variables des réponses écologiques (Marcot et coll., 2006).

compétences sur la taille et la tendance des populations a servi à définir les paramètres démographiques d’après la condition de la population (voir plus loin sous la rubrique *Indicateurs fondés sur la condition de la population*). Ces indicateurs d’autosuffisance fondés sur les conditions de l’habitat et de la population ont servi pour l’évaluation intégrée du risque, laquelle est une composante de la description scientifique de l’habitat essentiel (section 2.4.6).

Tableau 3. Indicateurs d’autosuffisance utilisés pour l’évaluation intégrée du risque relatif aux conditions actuelles.

Indicateur d’autosuffisance	Données utilisées ¹	Description
1) Probabilité de croissance de la population d’après la condition de l’habitat, $\Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{habitat}}$	Croissance de la population (λ) déterminée d’après la relation recrutement-perturbation.	La proportion de fois où la moyenne projetée de la croissance de la population en 20 ans a été stable ou à la hausse en moyenne pour cette période de temps, $\Pr(\lambda \geq \text{stable})$, étant donné un ensemble précis d’estimations démographiques. La période de 20 ans correspond au critère de l’UICN pour l’évaluation des taux de changement et de la probabilité de déclin des populations. Seules les populations existantes, définies comme étant les populations de plus de 10 animaux à la fin de la période considérée, ont servi au calcul du facteur $\Pr(\lambda \geq \text{stable})$.
2) Probabilité de croissance de la population d’après la condition de la population, $\Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{population}}$	Données sur les populations fournies par les compétences.	
3) Probabilité que la taille de la population dépasse le seuil de la quasi-extinction, $\Pr(N_t \geq Q_{\text{ext}})$	Tailles de populations fournies par les compétences. Valeurs estimées en supposant de bonnes conditions démographiques (croissance stable).	La proportion de fois où une population est demeurée existante durant une période de 50 ans ($\Pr(N_t \geq Q_{\text{ext}})$) étant donné un ensemble précis de valeurs démographiques estimées. Les populations existantes sont les populations comprenant plus de 10 femelles en état de reproduction, selon le critère de l’UICN pour l’évaluation du risque d’extinction (UICN, 2010).

1. Des règles de décision ont été formulées en rapport avec la variabilité de la disponibilité des données d’une aire à l’autre (voir l’annexe 7.8).

Modèle de population

Le modèle de population général (appelé « modèle d’ensemble » dans l’annexe 7.6) a été mis au point pour permettre la création d’une grande base de données sur les résultats possibles à partir desquels des probabilités propres à chaque aire pouvaient être déterminées. Les variables démographiques utilisées dans ce modèle (tableau 4), établies d’après les publications sur le caribou boréal, englobent l’ensemble des valeurs démographiques fournies par les compétences. Le modèle a été utilisé pour prévoir les changements annuels de la population initiale ($N_{t=1}$) en 20 et 50 ans, avec toutes les permutations possibles des paramètres démographiques et des niveaux d’erreur présumés pour chacun des paramètres (c.-à-d. écart-type, é.-t.), de façon à reproduire différents niveaux de variation stochastique annuelle. Les changements de tailles de population projetés à chaque intervalle de temps (t) ($N_{t=1}, N_{t=2}, \dots, N_{t=20}$) pendant une période de 20 ans ont servi à calculer le facteur annuel réalisé lambda (λ , changement proportionnel

de la taille au temps $t+1$) pour chaque combinaison de paramètres (annexe 7.6). Ces combinaisons ont été utilisées pour délimiter les plages de valeurs de lambda correspondant à la décroissance, à la croissance stable ou à la hausse de la population en moyenne sur 20 ans, compte tenu de la variation stochastique (tableau 5), et pour estimer l'indicateur d'autosuffisance associé à la stabilité et à la croissance ($\Pr(\lambda \geq \text{stable})$). Les limites supérieure et inférieure définissant la population autosuffisante ont été établies à $\lambda = 1,01$ et $\lambda = 0,99$, respectivement. Suivant cette définition, bon nombre des populations devraient vraisemblablement être considérées comme autosuffisantes dans différentes conditions démographiques, plus particulièrement compte tenu de la variation stochastique annuelle présumée des paramètres démographiques et des effets de la stochasticité démographique. Toutefois, comme il est possible que certaines d'entre elles ne soient pas autosuffisantes (ex. les petites populations considérées sur une longue échelle temporelle), il faut user de prudence lorsqu'on décide si une ou plusieurs mesures de gestion sont susceptibles d'améliorer la probabilité d'autosuffisance future d'une population. Les changements de taille de population projetés ($N_{t=1}, N_{t=2}, \dots, N_{t=50}$) en 50 ans ont servi à calculer l'indicateur d'autosuffisance pour l'évaluation du risque accru d'extinction des populations de petite taille ($\Pr(N_t \geq Q_{\text{ext}})$).

Tableau 4. Plages de valeurs des paramètres, avec les intervalles des projections factorielles du modèle général de population.

Paramètre	Plage de valeurs	Nombre de niveaux (intervalles)
N_0 – taille de la population initiale (femelles adultes)	20 – 10 000	18
Recrutement moyen annuel par tête – recrutement de femelles/femelle	0 – 0,3	13 (intervalles de 0,025)
É.-t. annuel du recrutement	0,01-0,21	4 (intervalles de 0,07)
Taux de survie annuel des femelles susceptibles de se reproduire	0,70-1,0	16 (intervalles de 0,02)
É.-t. annuel de la survie	0,01-0,21	4 (intervalles de 0,07)
K	20 fois N_0	3 (valeurs de 3, 6 et 20)
r_{max}	1,1 – 1,3	2 (1,1 et 1,3)

Tableau 5. Plage de valeurs du facteur lambda correspondant à chacune des catégories de tendance de la taille déterminées par des simulations de populations.

Catégorie de population	Plage de valeurs de λ
Décroissance	$< 0,99$
Stabilité	$0,99-1,01^1$
Croissance	$> 1,01$

1. au-dessus de $\lambda = 0,99$, probabilité élevée que la population demeure, en moyenne, stable pendant de longues périodes, compte tenu de la variation stochastique (annexe 7.6).

Indicateur fondé sur la condition de l'habitat

L'un des indicateurs d'autosuffisance a été établi d'après la condition de l'habitat : la probabilité que la croissance de la population locale soit stable ou à la hausse (λ) au cours d'une période de 20 ans, c'est-à-dire $\Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{habitat}}$, appelée ci-après indicateur de la croissance de la population en fonction de l'habitat (tableau 3). Le pourcentage de perturbation totale (incendies et perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m) dans chacune des aires de répartition a servi à estimer le taux de recrutement (\pm é.-t.) au moyen de la relation recrutement-perturbation élaborée à la section 2.4.3.4. La moyenne nationale de survie à l'âge adulte ($S_{ad} = 0,85$) a été utilisée en combinaison avec le recrutement prévu et les coefficients de variation associés pour chaque aire, ce qui a permis de calculer la croissance annuelle de la population utilisée avec le RDB pour l'estimation de la valeur propre à l'aire du facteur $\Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{habitat}}$. Cet indicateur a été déterminé comme la moyenne prévue pour toutes les tailles de population possibles observées à l'échelle nationale de façon à ce que les effets de la croissance de la population soient séparés des effets de la taille de la population (voir la section *Indicateurs fondés sur la condition de la population*).

Indicateurs fondés sur la condition de la population

Deux indicateurs d'autosuffisance ont été calculés pour chaque aire d'après l'information fournie sur la condition de la population, c'est-à-dire $\Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{population}}$, appelé ci-après indicateur de la croissance de la population en fonction de la population, et $\Pr(N_t \geq Q_{\text{ext}})$, appelé ci-après indicateur de la quasi-extinction, une mesure de la persistance utilisée pour évaluer le risque accru d'extinction des populations de petite taille (tableau 3).

L'indicateur de la croissance de la population en fonction de la population a été estimé au moyen du RDB pour toutes les aires de répartition avec les valeurs de lambda ($\lambda \pm$ é.-t.) ou de tendance de la population (décroissance, stabilité ou croissance, tableau 5) fournies par les compétences. Un ensemble de règles de décision a été élaboré en rapport avec la variabilité des données partielles fournies sur les valeurs de lambda par les compétences. Par exemple, la moyenne nationale de la survie des adultes ($S_{ad} = 0,85$) a été utilisée en combinaison avec les valeurs de recrutement observées pour l'estimation de la valeur de lambda lorsque la compétence fournissant les données n'a produit que des estimations du recrutement pour une aire donnée. Comme pour l'indicateur de la croissance de la population en fonction de l'habitat, l'indicateur de la croissance de la population en fonction de la population a été calculé comme la moyenne prévue pour toutes les tailles de population possibles observées pour rendre compte de la variabilité des résultats prévus d'après les tailles de population observées à l'échelle nationale.

L'indicateur de la quasi-extinction a été estimé au moyen des tailles de population pour chaque aire de répartition, en supposant de bonnes conditions démographiques (croissance stable) de façon à ce que soit isolé l'effet de la taille de la population de celui de la croissance de la population. On évalue ainsi pour les petites populations le risque

d'extinction accru en raison de phénomènes stochastiques qui servira dans l'évaluation de risque intégrée (voir la section 2.4.6). Cet indicateur n'a pas été calculé lorsque les données sur la taille des populations manquaient.

2.4.5.2 Conditions futures

Un modèle semi-spatial de la dynamique de l'habitat a été mis au point (annexe 7.7) pour prévoir le changement des conditions spatio-temporelles de l'habitat et ses effets sur l'évaluation de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante. Ces projections de perturbations naturelles ont servi à estimer l'indicateur de la croissance de la population en fonction de l'habitat au fil du temps (voir le tableau 3), lequel a fourni l'information utilisée pour les seuils de perturbation propres aux aires de répartition. L'estimation de l'indicateur comprenait trois (3) étapes :

- 1) Caractérisation des conditions actuelles de l'habitat dans chaque aire de répartition d'après l'information recueillie sur le régime des feux, les perturbations anthropiques, les plans d'eau et les différents types d'habitat identifiés au moyen du spectroradiomètre imageur à résolution modérée (ou MODIS, un capteur du satellite Terra). Toutes les caractéristiques des aires de répartition ont été horodatées, ce qui permet de suivre leur évolution. Le temps écoulé depuis le dernier incendie a servi à déterminer l'âge des forêts constituées après les incendies forestiers. On a présumé que les perturbations anthropiques avaient commencé l'année où l'imagerie Landsat a été utilisée pour numériser les perturbations (section 2.4.3.1). Des simulations à long terme ont permis de produire la structure d'âges prévue des différents types de peuplements forestiers à l'équilibre ou à l'état stable (voir l'annexe 7.7).
- 2) Projection de 100 ans dans le futur des cartes des aires de répartition actuelles (étape 1) au moyen du simulateur SELES (pour Spatially Explicit Landscape Event Simulator; Fall et Fall, 2001) suivant quatre grands scénarios généralement différents :
 - i. Conditions stables : les conditions actuelles restent inchangées (c.-à-d. aucune nouvelle perturbation, naturelle ou anthropique, aucune succession écologique ou rétablissement de l'habitat perturbé). Ce scénario très peu réaliste est analogue à celui de l'analyse des conditions statiques de l'Examen scientifique de 2008, qu'il vient compléter de façon à permettre l'estimation de la stochasticité démographique dans le modèle d'AVP fondé sur l'habitat (annexe 7.6).
 - ii. Rétablissement seulement : il s'agit de la projection de l'effet du rétablissement passif (c.-à-d. sans mesure active de restauration) des zones perturbées en fonction du temps sur la condition de l'aire de répartition (voir à l'annexe 7.6 les règles du rétablissement passif). Il est ainsi possible d'évaluer l'effet partiel de la baisse du degré d'incendies et perturbation anthropique dans l'aire de répartition sur les paramètres de la population sans égard aux facteurs confusionnels d'autres dynamiques.

- iii. Perturbations naturelles seulement : ce scénario a servi à estimer l'effet partiel de la dynamique naturelle de l'habitat (voir à l'annexe 7.6 les règles de la dynamique naturelle de l'habitat) sur les paramètres de la population, compte tenu du degré de perturbation anthropique.
- iv. Rétablissement + perturbations naturelles : ce scénario a servi à examiner les effets combinés de la dynamique de l'aire de répartition sur les paramètres de la population, en supposant que le degré de perturbation anthropique reste le même.

Les cartes de simulation spatiale ont servi à l'estimation du pourcentage de perturbation totale future (incendies et perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m) pour chacun des quatre scénarios.

- 3) L'estimation de la perturbation future a servi à calculer le recrutement prévu d'après la relation perturbation-recrutement (voir la section 2.4.3.4). Suivant la même approche que celle décrite à la section 2.4.5.1, le recrutement prévu est combiné au taux moyen national de survie des adultes ($S_{ad} = 0,85$) et les coefficients de variation de ces deux facteurs ont servi à estimer la probabilité de la croissance prévue (λ) de la population. La probabilité que la croissance de la population de l'aire de répartition reste stable ou soit à la hausse $Pr(\lambda \geq \text{stable})$ a été estimée au moyen de la grande base de données créée avec le modèle de population et le RDB (section 2.4.5.1) pour produire des estimations moyennes propres aux aires de répartition du facteur λ applicable au degré moyen des perturbations futures sur 0-20 ans, 21-50 ans et 51-100 ans.

Les résultats de l'évaluation des conditions futures en appliquant chacun des scénarios et intervalles de temps sont présentés dans les fiches d'information (annexe 7.10) des aires de répartition et à la figure 9. Ces valeurs peuvent servir dans l'interprétation des seuils de perturbation propres aux aires de répartition (voir la section 2.4.6.2 et l'annexe 7.9). Toutefois, elles ne sont pas interprétées et ne doivent pas être interprétées comme des projections dans le temps de la condition réelle de l'aire de répartition.

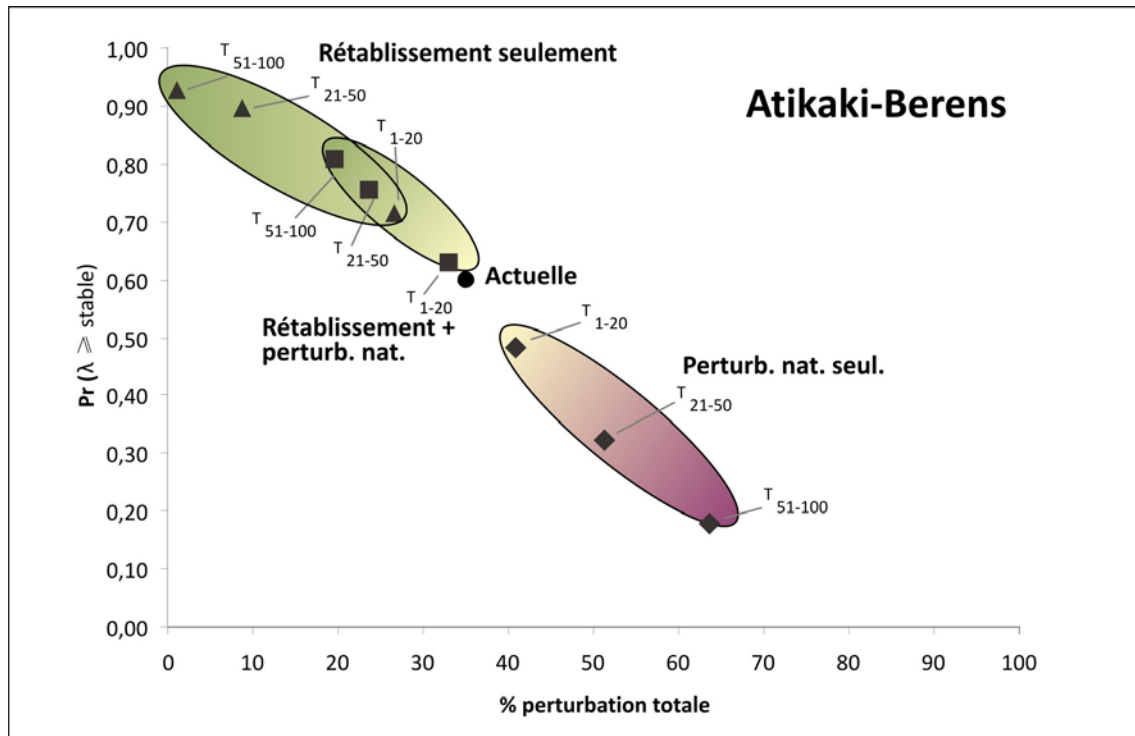


Figure 9. Probabilité que la croissance de la population soit stable ou à la hausse ($\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$) en fonction du pourcentage de perturbation totale pour quatre hypothèses de dynamique d'habitat : 1) Perturbation actuelle : conditions statiques; 2) Rétablissement seulement : rétablissement passif des zones déjà perturbées; 3) Perturbations naturelles seulement (perturb. nat. seul.) : nouvelles perturbations causées par des incendies, sans rétablissement passif; 4) rétablissement + perturb. nat. : moyenne pour trois intervalles de temps (1-20, 21-50 et 51-100 ans) des effets combinés de nouveaux incendies et du rétablissement passif des zones déjà perturbées. Remarque : pour la présente figure, l'aire de répartition Atikaki-Berens est utilisée comme exemple.

2.4.6 Description de l'habitat essentiel

2.4.6.1 Évaluation intégrée du risque

Le « risque » est défini comme étant la probabilité qu'une aire de répartition permette le maintien d'une population locale autosuffisante, avec l'incertitude que comportent les indicateurs utilisés pour l'évaluation. L'évaluation intégrée du risque pour une population locale comporte deux grands éléments (tableaux 6 et 7) :

1. Un énoncé selon lequel la probabilité que les conditions actuelles de l'aire de répartition, décrites d'après les conditions de l'habitat et de la population, suffisent pour le maintien d'une population autosuffisante (tableau 6). Cet élément fait intervenir une approche fondée sur la pondération des diverses données avec intégration des trois indicateurs d'autosuffisance (voir la section *Règles de décision applicables à l'intégration*) et le classement de chacune des aires de répartition dans l'une des cinq catégories de probabilité d'autosuffisance. Ces catégories constituent un gradient de risque inspiré de l'échelle de probabilité

mise au point par le Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (IPCC, 2005).

2. Le degré d'incertitude, ou, sous un autre angle, de certitude, de l'évaluation intégrée du risque a été évalué au moyen de deux mesures : un énoncé sur le degré de certitude établi en fonction de la nature de l'information utilisée pour l'estimation des indicateurs d'autosuffisance (tableau 7) et de la concordance des résultats de l'analyse des indicateurs (voir la section *Règles de décision applicables à l'intégration*). Pour une valeur de lambda mesurée sur une période d'au moins 3 ans au cours des 10 dernières années, le degré de certitude applicable à la qualité de l'information est plus élevé que pour une tendance. Par contre, pour une valeur de lambda mesurée sur une période de moins de 3 ans au cours des 10 dernières années, le degré de certitude est le même que pour une tendance (tableau 7).

Tableau 6. Échelle de probabilité applicable à l'évaluation intégrée du risque associé aux conditions actuelles.

Probabilité d'autosuffisance	Catégorie de probabilité que la condition de l'aire de répartition permette le maintien d'une population locale autosuffisante	Autosuffisance effective ¹
≥ 0,9	Très probable	AS
De < 0,9 à ≥ 0,6	Probable	AS
De < 0,6 à ≥ 0,4	Plus ou moins probable	NAS/AS
De < 0,4 à ≥ 0,1	Peu probable	NAS
< 0,1	Très peu probable	NAS

1. AS : autosuffisante; NAS/AS : non autosuffisante/autosuffisante; NAS : non autosuffisante.

Tableau 7. Degré de certitude associé à l'abondance des données démographiques concernant les aires de répartition. Les données relatives à la condition de l'habitat n'ont pas été prises en compte parce qu'il y en avait pour toutes les aires et qu'elles ont pu être normalisées.

Degré de certitude relatif à l'information fondé sur l'abondance des données démographiques	Données démographiques disponibles
Données très nombreuses	Facteur lambda ¹ et taille de la population
Données assez nombreuses	Tendance et taille de la population
Un certain nombre de données	Taille de la population
Données peu nombreuses	Aucune donnée démographique

1. Le facteur lambda doit avoir été mesuré sur une période ≥ 3 ans au cours des 10 dernières années. Les facteurs lambda ne remplissant pas cette condition ont été traités comme des tendances.

Règles de décision applicables à l'intégration

Un ensemble de règles de décision, représenté à la figure 10, a été élaboré pour la pondération des évaluations individuelles de l'autosuffisance en fonction des trois indicateurs et la production d'une seule évaluation intégrée du risque. D'abord, une évaluation de l'autosuffisance a été effectuée en fonction de chacun des indicateurs au moyen des intervalles de probabilité du tableau 6. Les trois valeurs individuelles ont ensuite été comparées, ce qui a permis de déterminer s'il y avait concordance entre les trois indicateurs d'autosuffisance (étape 1). Dans les cas où les trois indicateurs convergeaient (c.-à-d. que le degré de concordance était *élevé*, tel que défini au tableau 8), le résultat a été considéré comme étant l'évaluation intégrée du risque (étape 8). Le classement par probabilité a alors été fondé sur l'indicateur pour lequel on a obtenu la probabilité la plus faible, plus prudente, d'autosuffisance.

D'autres dispositions ont été prises, lorsque les résultats des indicateurs ne concordaient pas, pour déterminer la possibilité la plus plausible compte tenu de l'information propre à l'aire de répartition dont on disposait. Dans les cas où les trois indicateurs divergeaient tous, (c.-à-d. que le degré de concordance était *faible*, tel que défini au tableau 8), on appliquait le principe de prudence, si bien que c'est à l'évaluation de l'indicateur ayant donné la plus faible probabilité de maintien d'une population autosuffisante qu'on a accordé le plus de poids et c'est le résultat qu'elle a donné (étape 2), avec la catégorie de probabilité qui lui était associée, qui a été retenu comme étant l'évaluation intégrée du risque. Dans tous les autres cas, les étapes 3 à 7 des règles de décision ont été suivies pour l'identification de l'indicateur auquel il convenait d'accorder le plus de poids.

Lorsque les évaluations ont donné des résultats contradictoires, en raison d'une concordance *partielle* (tableau 8) entre les indicateurs de la croissance de la population en fonction de l'habitat et de la population (étape 4), la question a été résolue comme suit :

- 4a. On a déterminé si une gestion active des prédateurs était appliquée à l'aire de répartition. Une gestion active des prédateurs biaiserait le facteur $Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{population}}$ en faveur d'une probabilité élevée de l'autosuffisance, malgré des conditions d'habitat défavorables. Lorsque l'information disponible laissait supposer que les prédateurs faisaient l'objet d'une gestion, on accordait au facteur $Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{habitat}}$ le plus de poids, et il servait d'indicateur de la croissance de la population.
- 4b. On a déterminé si le facteur $Pr(\lambda \geq \text{stable})_{\text{population}}$ a été calculé au moyen d'une valeur de lambda mesurée au moins sur 3 ans, au cours des 10 dernières années. Cette règle a été établie parce qu'elle permettait de distinguer les aires dont l'indicateur de la croissance de la population en fonction de la population était fondé sur des estimations du facteur lambda (λ) reposant sur une surveillance intensive plutôt que sur des indicateurs de population fondés sur les tendances, lesquelles sont souvent déterminées par déduction (voir l'annexe 7.11). Les estimations de lambda peuvent présenter une variation annuelle considérable en raison des phénomènes stochastiques. On a choisi une période de 3 ans comme critère minimum applicable aux données utilisées pour obtenir une estimation du

facteur lambda (λ) avec un certain degré de confiance, étant donné le niveau présumé d'erreur ou de stochasticité appliqué dans la modélisation de la population pour la détermination des indicateurs. On a accordé plus de poids au facteur $\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})_{\text{population}}$, et il a été utilisé pour l'évaluation dans ce genre de cas, sinon, le facteur $\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})_{\text{habitat}}$ a été utilisé.

Le principe de prudence (principe directeur 5) a été appliqué aux situations où l'indicateur de la croissance de la population (résultat des étapes 4a-b) ne concordait pas avec l'indicateur de quasi-extinction utilisé pour signaler le risque accru d'extinction dans le cas des petites populations (étape 6). Pour l'évaluation intégrée du risque, le poids le plus important a été accordé à l'indicateur produisant le risque le plus élevé ou la probabilité la plus faible d'atteindre l'objectif du maintien d'une population autosuffisante, ce qui revient à ajuster l'évaluation intégrée du risque pour signaler les cas où le risque d'extinction pourrait être accru parce que la population est de petite taille.

Comme il a été indiqué auparavant, en plus du degré de certitude des données utilisées (tableau 7), la définition du degré de certitude de l'évaluation intégrée du risque a été précisée par l'évaluation de l'uniformité de l'information fournie par chacun des indicateurs pour une aire de répartition donnée. L'uniformité a été évaluée d'après le nombre d'indicateurs concordant avec l'indicateur ayant le plus de poids dans l'évaluation intégrée du risque (tableau 8). Cette évaluation n'a été effectuée que pour les aires de répartition caractérisées par les trois indicateurs d'autosuffisance. Comme ci-dessus, les énoncés relatifs au degré de certitude sont une version modifiée de ceux du GIEC (IPCC, 2005).

Tableau 8. Degré de certitude de l'uniformité de l'information.

Indicateur d'autosuffisance auquel a été accordé le plus grand poids	Critère d'uniformité conditionnelle	Degré de certitude de l'énoncé concernant l'uniformité de l'information
$\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$	Concorde avec l'autre indicateur $\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$	Concordance élevée
$\text{Pr}(N_t \geq Q_{\text{ext}})$	Concorde avec les 2 indicateurs $\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$	
$\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$	Concorde avec le facteur $\text{Pr}(N_t \geq Q_{\text{ext}})$	Concordance partielle
$\text{Pr}(N_t \geq Q_{\text{ext}})$	Concorde avec l'un des deux indicateurs $\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$	
$\text{Pr}(\lambda \geq \text{stable})$ $\text{Pr}(N_t \geq Q_{\text{ext}})$	Aucune concordance	Faible concordance

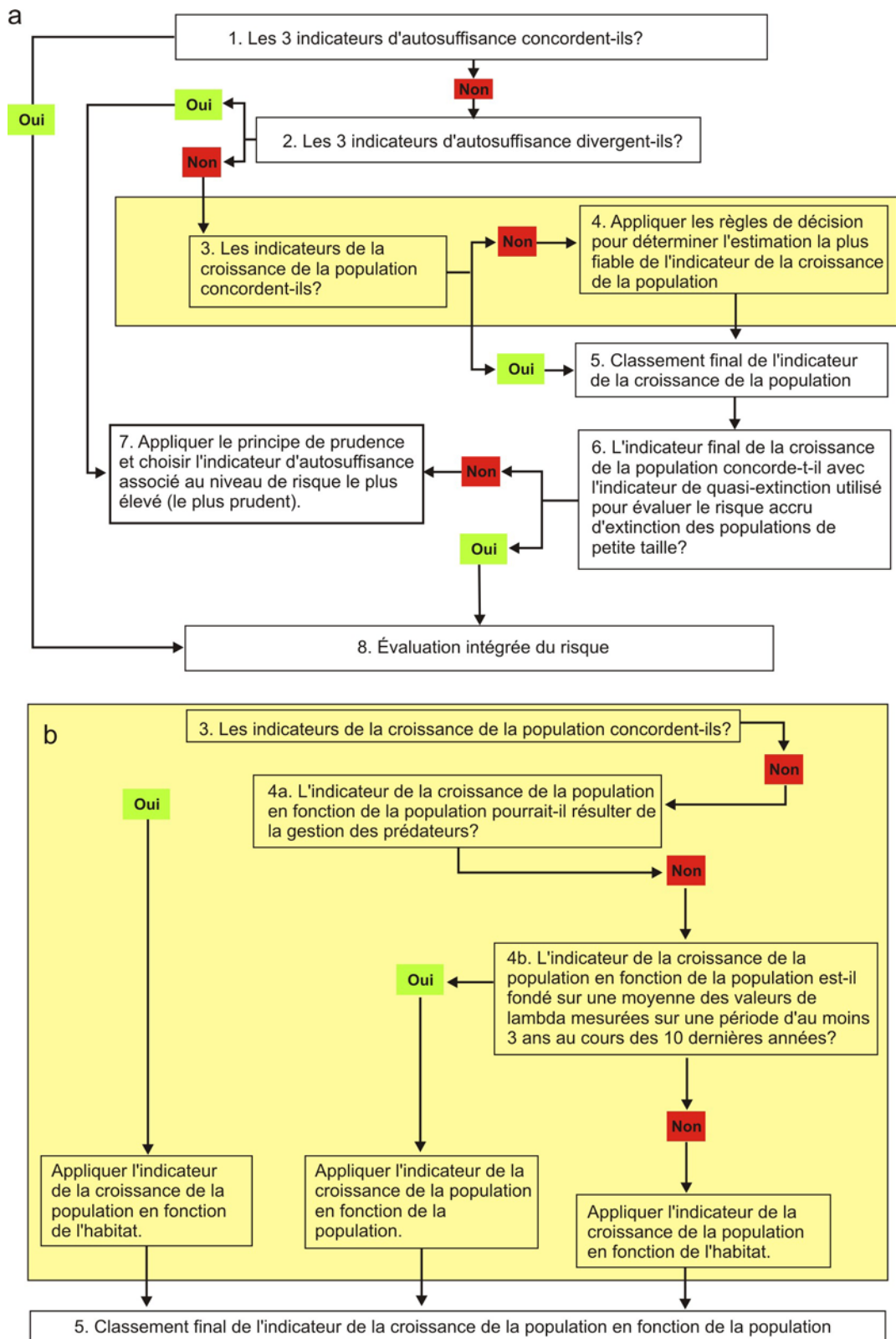


Figure 10. (a) Règles de décision guidant l'évaluation intégrée du risque. (b) Élaboration des règles applicables aux cas de divergence entre les indicateurs de la croissance de la population.

2.4.6.2 *Seuils de gestion propres aux aires de répartition*

L'évaluation intégrée du risque sert à évaluer un ensemble d'énoncés de probabilité selon lesquels les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. Chaque énoncé est associé à une plage de valeurs d'indicateur correspondant aux différents degrés de confiance du résultat recherché, en l'occurrence, des populations locales autosuffisantes (voir le tableau 8). Toutefois, l'évaluation des conditions actuelles ne permet pas de dire ce qui doit être préservé (dans les aires de répartition dont les populations sont autosuffisantes) ou rétabli (dans les aires de répartition dont les populations ne sont pas autosuffisantes) pour atteindre un degré de certitude donné concernant l'objectif de rétablissement. Dans la présente évaluation, cet aspect peut être abordé par rapport au risque et exprimé par des seuils de gestion fondés sur l'habitat; plus précisément, des seuils de perturbation. Même s'il n'entre pas dans le propos d'une évaluation scientifique de déterminer des seuils de gestion, l'information et les méthodes nécessaires à cette démarche sont présentées ici (voir à l'annexe 7.9 une analyse complète de cette approche).

Des seuils écologiques peuvent être établis lorsque la relation entre un attribut d'intérêt et le principal moteur de changement environnemental, ou facteur de stress, n'est pas linéaire, ce qui permet de supposer qu'un changement abrupt est survenu dans un ensemble restreint de valeurs (Groffman et coll., 2006, Villard et Jonsson, 2009, Samhouri et coll., 2010). La définition de seuils écologiques distincts éclaire les décisions de gestion, particulièrement lorsque ces seuils représentent une limite nette entre deux états qui diffèrent au point de vue du résultat recherché sur le plan de la gestion. Toutefois, lorsque les relations entre les facteurs de stress environnementaux et les attributs écologiques sont linéaires, ou lorsque le passage d'un état à l'autre est graduel, aucun seuil écologique ne peut être établi, et les seuils de gestion doivent reposer sur l'attribution d'un risque écologique dans un continuum de conditions. Dans les deux cas, l'établissement de seuils de gestion est fondé sur des décisions de gestion concernant le niveau de risque acceptable. Ces décisions peuvent être guidées par une évaluation probabiliste des résultats possibles concernant l'état voulu, comme il est indiqué ici.

Dans la présente évaluation, la condition de l'aire de répartition est l'un des principaux indicateurs liés au critère de rétablissement de la croissance de la population stable ou à la hausse, et elle sert de point de départ à l'examen de seuils de gestion reliés à l'habitat essentiel. L'intégration de la relation recrutement-perturbation décrite à la section 2.4.3.4 avec le taux de survie annuel moyen des femelles adultes ($S_{ad} = 0,85$), permet de formuler une fonction lambda pour l'indicateur de la croissance de la population en fonction de l'habitat (annexe 7.8). Cette relation exprime la probabilité qu'une valeur moyenne de lambda pour une période de 20 ans dénote une population stable ou en croissance ($\lambda \geq \text{stable}$) à divers degrés de perturbation totale à l'échelle de l'aire de répartition (figure 11). Aux extrémités du gradient de perturbation se trouvent des régions où le degré de certitude est plus élevé, mais aucun seuil distinct ne sépare les conditions de l'autosuffisance de celles de l'absence d'autosuffisance, la probabilité d'observer des populations non en déclin diminuant, ou le risque de ne pas atteindre l'objectif de rétablissement augmentant, avec l'augmentation du degré de perturbation.

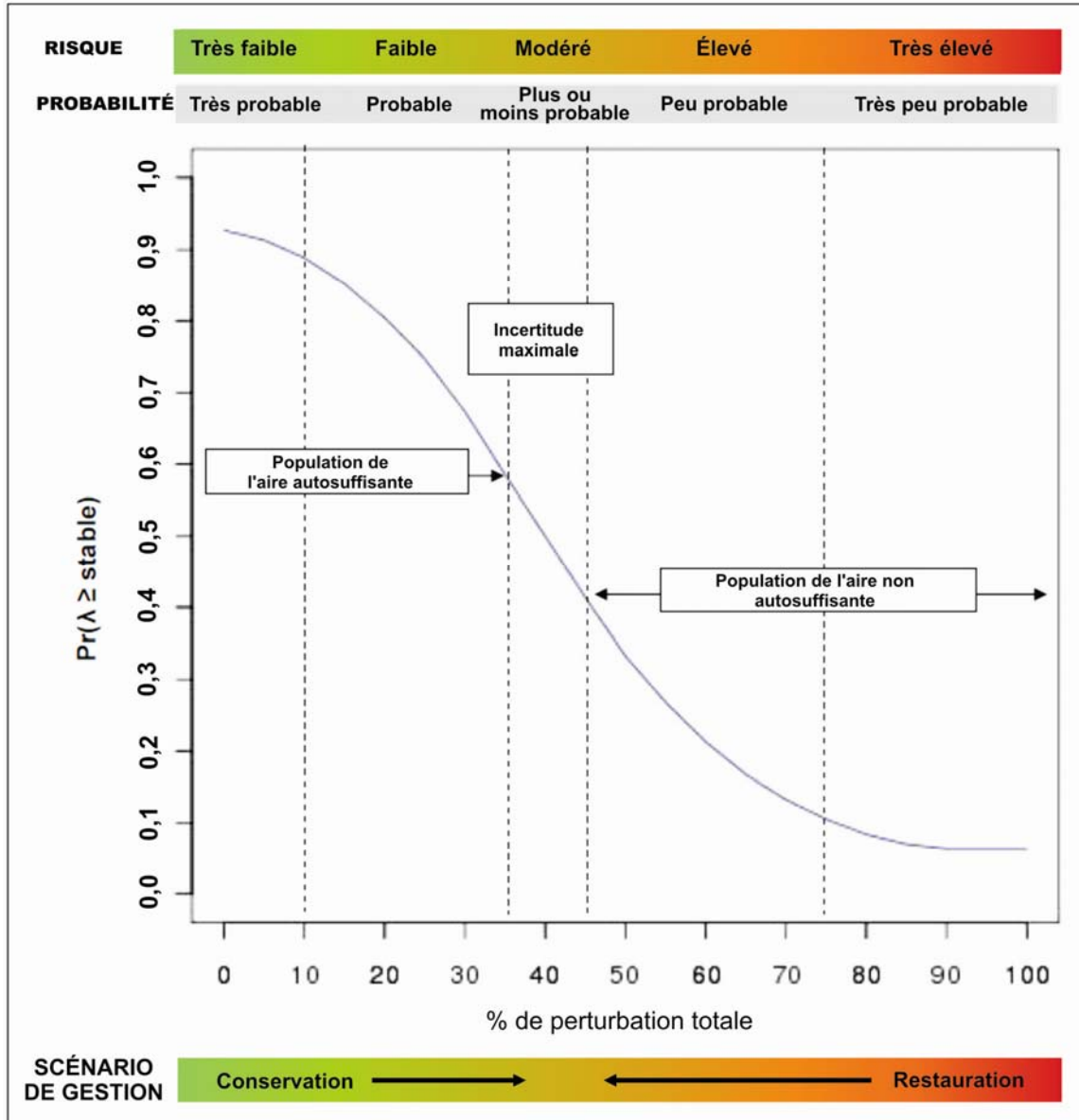


Figure 11. Probabilité de croissance stable ou à la hausse ($\lambda \geq$ stable) des populations de caribou au cours d'une période de 20 ans à divers niveaux de perturbation totale (incendies \leq 40 ans + perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m). Le facteur lambda (λ) a été calculé au moyen des valeurs de recrutement propres aux perturbations qui résultent de la méta-analyse, avec un taux annuel moyen de survie des femelles adultes de 0,85 concordant avec les autres composantes de l'évaluation de l'habitat essentiel (voir l'annexe 7.8). Le degré de certitude du résultat, le risque écologique et les scénarios de gestion sont représentés sur un continuum de conditions.

Les valeurs de perturbation associées aux catégories de probabilité de l'indicateur de la croissance de la population en fonction de l'habitat sont présentées au tableau 9. Les intervalles associés à chacun des énoncés de probabilité correspondent à une plage de valeurs d'indicateur concordant avec une représentation probabiliste du degré de certitude

du résultat. Dans l'évaluation intégrée du risque, on conclut à l'autosuffisance lorsque l'information disponible indique qu'il est plutôt probable qu'une aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante, d'après une probabilité de maintien d'une croissance stable ou à la hausse $\geq 0,60$ (tableau 8, figure 11). De même, lorsqu'il était plutôt improbable qu'une aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante (probabilité de maintien d'une croissance stable ou à la hausse $\leq 0,40$), on a conclu à une probabilité de « non-autosuffisance ». Ces conclusions sont le résultat d'une approche de pondération des éléments d'information, fondée sur des critères quantitatifs. Le degré élevé d'incertitude d'un résultat associé à la catégorie de probabilité intermédiaire « plus ou moins probable » produit une conclusion conjointe sur la probabilité d'autosuffisance.

Tableau 9. Intervalles de perturbation totale avec les divers degrés de certitude du résultat et les niveaux de risque pour l'objectif d'une croissance de la population stable ou à la hausse.

Probabilité de maintien d'une croissance stable ou à la hausse ¹	Probabilité de réalisation du résultat recherché	Intervalle de perturbation ²	Niveau de risque
$\geq 90 \%$	Très probable	$\leq 10 \%$	Très faible
de < 90 à $\geq 60 \%$	Probable	$> 10 - 35 \%$	Faible
de < 60 à $\geq 40 \%$	Plus ou moins probable	$> 35 - 45 \%$	Modéré
de < 40 à $\geq 10 \%$	Peu probable	$> 45 - 75 \%$	Élevé
$< 10 \%$	Très peu probable	$> 75 \%$	Très élevé

1. Intervalles adaptés de GIEC (IPCC, 2005); une période de 20 ans a été appliquée à l'évaluation du taux de croissance moyen.

2. Voir la figure 11.

L'interprétation du risque comporte des éléments objectifs et subjectifs. Le classement relatif du risque de très faible à très élevé du tableau 9 représente le continuum des conditions, avec les probabilités de réalisation des résultats qui y sont associées, étant donné qu'aucun seuil écologique distinct n'a été déterminé dans la relation d'intérêt. Cette interprétation est donc objective, en ce sens qu'elle représente un gradient de certitude du résultat reposant sur la relation écologique sous-jacente. L'attribution d'un niveau de risque à chacune des catégories de probabilité, et les intervalles de probabilité eux-mêmes, peuvent aussi être interprétés comme l'expression de l'acceptation de divers degrés de certitude en rapport avec les résultats recherchés, et, par conséquent, est subjective. Par exemple, accepter un résultat tel que « plus ou moins probable » comme étant un risque modéré du point de vue de la gestion est un énoncé de valeur, donc susceptible de changer en fonction des objectifs de gestion.

La présente évaluation scientifique autorise des conclusions sur les résultats probables et le risque relatif associés aux conditions actuelles et futures en fonction d'un objectif de gestion donné, mais elle ne permet pas de déterminer le niveau de risque acceptable en rapport avec la réalisation de cet objectif. Il est nécessaire de définir le risque acceptable pour établir des seuils de gestion, car chaque niveau de risque acceptable se traduit par un seuil de gestion qui lui est propre. Par exemple, si un résultat « probable » en rapport avec

l'objectif de rétablissement de populations autosuffisantes était considéré comme acceptable du point de vue de la gestion, le seuil de gestion associé pourrait être fixé dans la partie supérieure de la plage des valeurs de perturbation associée à cette catégorie de probabilité, les valeurs inférieures correspondant à la situation voulue, les valeurs supérieures, à une situation non souhaitable ou inacceptable. Une approche de gestion plus ou moins prudente serait assortie d'un seuil de perturbation plus ou moins élevé. Comme les seuils sont généralement des déclencheurs de mesures de gestion, l'utilisation d'une échelle de seuils correspondant à un gradient de risque, permettrait d'exercer une gestion graduée suivant le continuum du rétablissement.

Que le niveau de risque acceptable soit exprimé ou non par un seuil ou un ensemble de seuils, les intervalles de perturbation qui lui sont associés à la figure 11 correspondent aux résultats prévus d'après ce qui est observé à l'échelle nationale. Il ne s'agit pas d'évaluations propres à chaque aire de répartition, en l'absence d'information additionnelle. Les résultats relatifs aux populations individuelles se situent dans différentes parties de ces intervalles et peuvent même se trouver en dehors. Dans une démarche compatible avec l'évaluation intégrée du risque, d'autres indicateurs relatifs à des critères de rétablissement, également exprimés par rapport au risque ou à la probabilité du résultat recherché, peuvent être utilisés pour mieux comprendre les résultats et interpréter les seuils à l'échelle de l'aire de répartition individuelle (voir à la section 3.2 les probabilités associées aux deux indicateurs de population également utilisés dans l'évaluation intégrée du risque). Les règles de décision appliquées dans l'évaluation intégrée du risque s'appliqueraient ici aussi (figure 10, section 2.4.6.1). En prenant compte d'autres sources d'information, comme, par exemple, le risque d'extinction prévu d'après l'estimation de la quasi-extinction réalisée au moyen des données sur la taille et la tendance de la population (tableau 6.8.1, annexe 7.8), les possibles conditions futures, définies d'après le rétablissement naturel de la forêt dans les zones actuellement perturbées, et une perturbation additionnelle par des incendies (voir la section 2.4.5.2), on peut aussi élever le degré global de certitude du résultat et, par conséquent, raffiner l'interprétation des seuils de perturbation applicables aux populations individuelles par rapport au risque acceptable.

En général, moins on a d'information, moins le degré de certitude du résultat est élevé. Avec des sources d'information multiples convergeant vers un même résultat, le degré de certitude est plus élevé; c'est aussi le cas lorsque l'information est de meilleure qualité. Le degré de certitude du résultat est la principale mesure utilisée pour perfectionner l'évaluation du risque et guider l'établissement ainsi que l'interprétation des seuils de perturbation applicables aux aires de répartition individuelles. Les différentes étapes de l'application des seuils de perturbation propres aux aires de répartition sont décrites à la figure 12 et sont reliées à la détermination des mesures de gestion appropriées. Dans tous les cas où l'ajustement de l'interprétation des seuils est envisagé, de l'information additionnelle est nécessaire pour fonder les évaluations du risque et du degré de certitude des résultats.

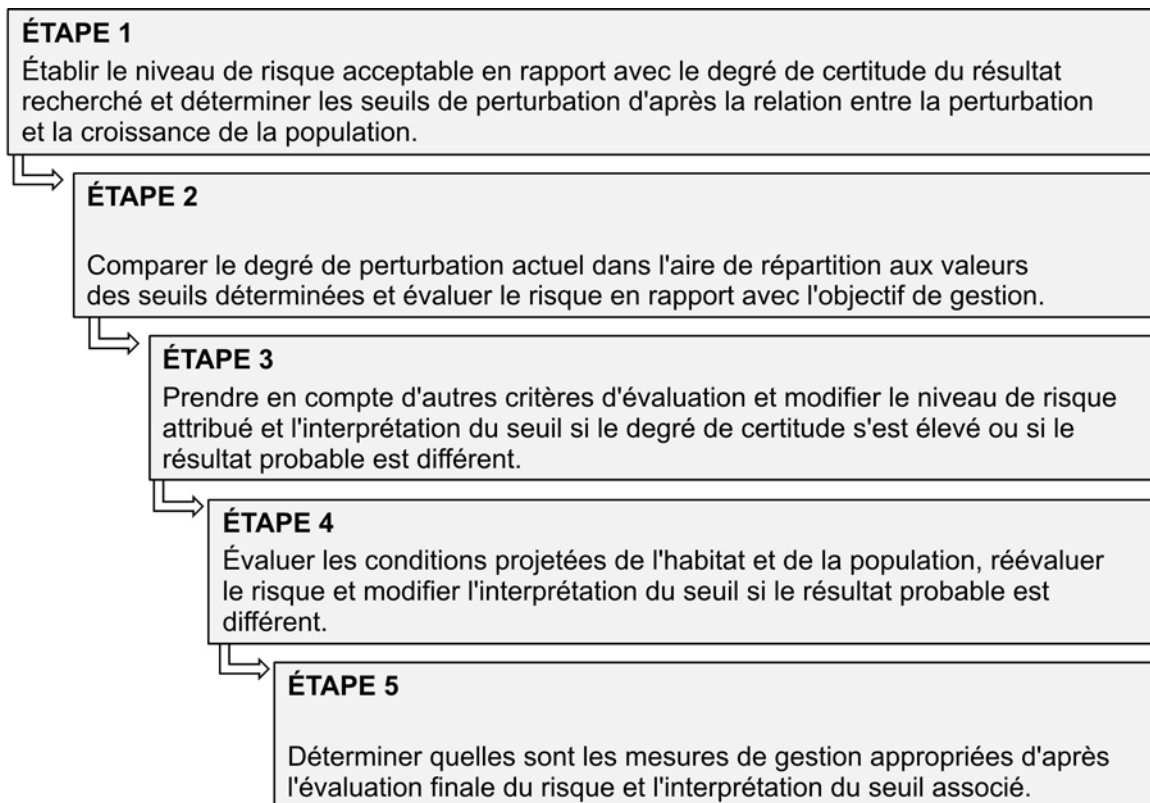


Figure 12. Approche générale de l'évaluation du risque ainsi que de l'établissement et de l'interprétation des seuils de gestion fondés sur la perturbation qui sont applicables au caribou boréal.

Une version plus élaborée des approches décrites ici est donnée à l'annexe 7.9. Des exemples d'application de ces notions sont donnés dans la section des résultats du document principal (voir la section 3.3). Le cadre méthodologique présenté peut servir de point de départ à l'examen des seuils de perturbation propres aux aires de répartition individuelles dans le contexte de l'évaluation de risque. Leur mise en œuvre suppose la définition du risque acceptable par les gestionnaires.

2.4.6.3 *Attributs biophysiques*

Le risque de prédation et la disponibilité de la nourriture sont les principaux facteurs qui influent sur l'utilisation de l'habitat chez le caribou boréal au Canada. En général, pour être spatialement séparé de ses prédateurs, le caribou boréal préfère les basses terres ou les hautes terres à complexes de tourbières et de peuplements de conifères matures ou ayant atteint un stade avancé de la succession végétale. Souvent, dans ce genre d'habitat, les lichens terrestres et arboricoles, importante source de nourriture, abondent, surtout en hiver. Depuis le début du printemps jusqu'en automne, période où le régime alimentaire du caribou est plus varié, les graminées, carex, plantes herbacées et lichens sont tous une importante source de nourriture. De même, le caribou vit dans les lieux où l'habitat lui

permet d'échapper à ses prédateurs, comme les rivages et les lieux où la couche de neige n'est pas épaisse, et un grand nombre vont mettre bas dans des îles au printemps. Le caribou a aussi l'habitude d'éviter les lieux où abonde la végétation buissonnante, les forêts de décidus et les secteurs récemment perturbés par le feu ou les activités humaines (perturbations polygonales ou linéaires). Dans ce type d'habitats sont réunies les conditions favorables à d'autres espèces d'ongulés, proies favorites du loup et de l'ours. En plus d'être une source de nourriture pour les espèces qui sont des proies primaires, les perturbations linéaires créent des corridors de déplacement, ce qui accroît la vulnérabilité du caribou à ses prédateurs (James, 1999; James et Stuart-Smith, 2000; Nagy, 2011).

Les caractéristiques générales de la sélection de l'habitat décrites ci-dessus ont été précisées pour sept écozones ainsi que pour les cinq sous-régions du bouclier boréal. Elles résultent de la compilation des données publiées sur l'habitat du caribou boréal dans les écozones de l'aire de répartition de l'espèce au Canada (EC, 2008) et des résultats de l'analyse de la sélection de l'habitat (voir la section 2.4.3.2). Aucune donnée n'était disponible pour l'écozone du Bas-Arctique ou celle de la taïga de la cordillère (EC, 2008). Dans chacune des écozones, la sélection de l'habitat a d'abord été décrite à grande échelle, puis décomposée suivant une simple représentation du cycle biologique du caribou boréal : mise bas, élevage, rut, hivernage et déplacements dans les corridors. Les habitats que le caribou boréal évite sont décrits en dernier. Ce cadre de travail vise à faciliter l'interprétation au point de vue des attributs biophysiques assurant les fonctions vitales nécessaires à la survie et au rétablissement du caribou.

L'interprétation de l'analyse de la sélection de l'habitat fait intervenir les considérations suivantes :

- La nature de l'habitat utilisé par le caribou boréal varie au cours de son cycle biologique. C'est l'ensemble, plutôt qu'un élément en particulier, qui contribue à la survie et au rétablissement des populations de caribou boréal.
- L'information fournie doit être appliquée à l'échelle de l'aire de répartition pour que l'objectif du maintien/rétablissement de populations de caribou boréal autosuffisantes soit atteint (section 2.1).
- Les études sur la sélection de l'habitat effectuées dans certaines aires de répartition pourraient être poussées davantage, de façon à ce qu'il soit possible de préciser la description de l'utilisation de l'habitat du caribou dans chaque écozone. En outre, dans certaines situations, les habitats choisis peuvent nuire à la survie d'une population locale : c'est ce qu'on appelle un piège écologique (annexe 7.3). On parle de piège écologique lorsqu'un animal choisit des lieux dont les conditions sont dommageables pour sa survie ou sa reproduction. Il est aussi possible qu'il n'ait pas le choix et doive se rabattre sur le moins pire dans un ensemble de lieux tous défavorables, parce qu'il n'y a pas d'endroit où le milieu est propice. L'évaluation indépendante de la valeur de l'habitat sélectionné au point de vue de la survie et de la reproduction de l'espèce, comme, par exemple, les indicateurs d'autosuffisance devraient être assortis d'un profil d'utilisation de l'habitat propre à la population considérée pour que les habitats choisis soient propices à la survie et à la reproduction.

3 RÉSULTATS

La description de l'habitat essentiel du caribou boréal comprend la délimitation et la description de l'emplacement de l'aire de répartition ainsi que le degré de certitude de la délimitation (section 3.1), l'évaluation intégrée de l'aire de répartition (section 3.2), l'information sur laquelle est fondée la détermination des seuils de gestion en fonction de la perturbation (section 3.3) et la description des principaux attributs biophysiques (section 3.4). Des fiches où sont regroupés les résultats propres à chaque aire de répartition avec de l'information complémentaire pour la détermination de l'habitat essentiel ont aussi été préparées (annexe 7.10).

3.1 Délimitation de l'aire de répartition

Des changements importants ont touché la délimitation des aires de répartition du caribou boréal depuis l'Examen scientifique de 2008, plus particulièrement celles des Territoires du Nord-Ouest, de l'Alberta et de l'Ontario (figure 13). Comme dans l'Examen scientifique de 2008, en tout, 57 aires de répartition sont encore reconnues par les différentes compétences concernées au Canada. Toutefois, des changements sont survenus dans certaines compétences, le nombre d'aires ayant diminué dans certains cas (T. N.- O.) et augmenté dans d'autres (Ontario). Le tableau 10 est la synthèse de la distribution des aires de répartition du caribou boréal dans trois catégories de désignation.

D'après l'information fournie par EC, les principaux changements ayant touché les aires de répartition du caribou boréal au Canada depuis le dépôt de l'Examen scientifique de 2008 sont les suivants :

- Ontario : la province a délimité des aires de répartition préliminaires dans le cadre de la mise en œuvre du Plan de protection du caribou des bois en Ontario (MRNO, sans date). La province fait état de neuf aires de répartition dans sa mise à jour, alors qu'il y en avait quatre dans l'Examen scientifique de 2008.
- Territoires du Nord-Ouest : selon cette compétence, le caribou boréal se trouvant dans son territoire (qui s'étend jusque dans le nord de l'Alberta) constitue une seule grande population; or, les grands incendies forestiers survenus dans la partie centrale de l'aire de répartition, et, d'après une étude récente, la discontinuité de l'habitat qui s'en est suivie a produit deux sous-populations temporairement isolées (Nagy et coll., 2011). Ainsi, deux aires de répartition, une pour chacune des sous-populations, ont été utilisées dans la présente évaluation.
- Colombie-Britannique : vu l'information additionnelle recueillie par la province, les aires de répartition Prophet et Parker ne sont désormais plus considérées comme des zones d'habitat principal, mais plutôt comme une délimitation assez représentative de chacune des populations locales.
- Alberta : l'aire de répartition Deadwood a été fusionnée avec celle de Chinchaga. En outre, différents changements ont touché les limites actuelles.

Tableau 10. Nombre d'aires de répartition du caribou boréal au Canada suivant trois types de désignation : unité de conservation, unité de conservation améliorée et population locale.

Type d'aire de répartition	Nombre d'aires
Unité de conservation	18
Unité de conservation améliorée	13
Population locale	26

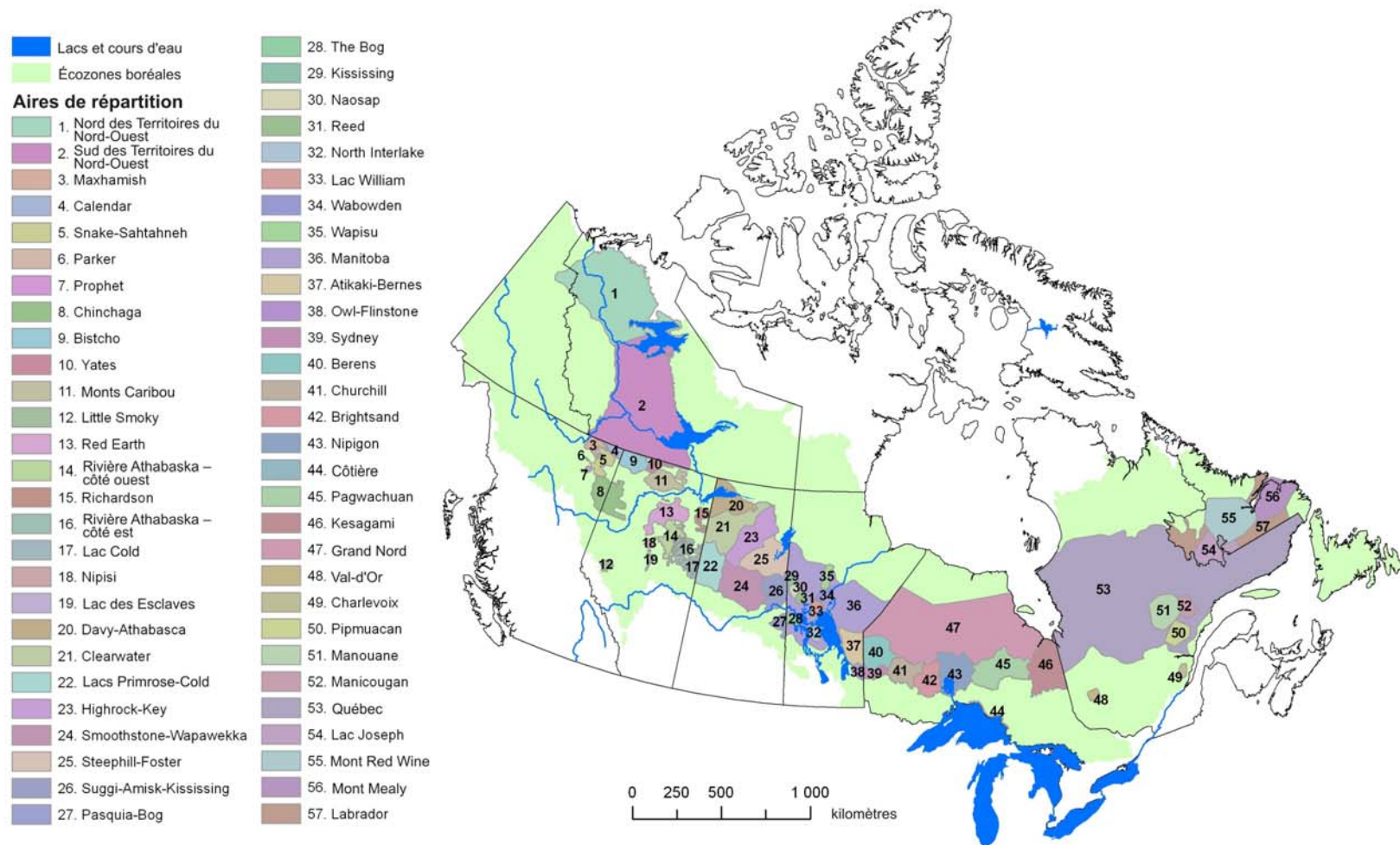


Figure 13. Aires de répartition du caribou boréal au Canada utilisées dans la description de l'habitat essentiel.

3.2 Évaluation intégrée du risque

Les résultats de l'évaluation du risque effectuée suivant la méthode décrite à la section 2.4.6.1 sont présentés au tableau 10.

Sur les 57 aires du caribou boréal du Canada, 17 (30 %) ont été classées dans la catégorie « autosuffisante » (AS), 7 (12 %), dans la catégorie « non autosuffisante/autosuffisante » (NAS/AS), et 33 (58 %), dans la catégorie « non autosuffisante » (NAS). Les énoncés de probabilité de chacune des conclusions relatives à l'autosuffisance se répartissent comme suit :

- Des 17 aires de répartition de la catégorie autosuffisante, 3 ont été classées dans la classe « très probable », et 14, dans la classe « probable »;
- Des 33 aires de répartition de la catégorie non autosuffisante, 14 ont été classées dans la classe « très peu probable », et 19, dans la classe « peu probable »;
- Les 7 aires de répartition de la catégorie non autosuffisante/autosuffisante ont toutes été classées dans la catégorie « plus ou moins probable ».

Les résultats de l'évaluation intégrée du risque ont aussi été représentés sous forme de carte (figure 14). La distribution des résultats de l'évaluation révèle un gradient d'autosuffisance qui s'étend d'est en ouest, la proportion d'aires de répartition aux populations non autosuffisantes étant plus élevée dans la partie ouest de l'aire de répartition canadienne du caribou. À l'exception du mont Red Wine, les aires de répartition de la partie est qui ne sont pas autosuffisantes (non autosuffisantes) se trouvent toutes près de la limite sud de l'aire de répartition du caribou. Parmi les causes de la non-autosuffisance, signalons la petite taille de la population, un degré de perturbation élevé, l'isolement (Val-d'Or, Charlevoix), le déclin rapide de la population (Kesagami) et une perturbation totale élevée (Sydney, Pipmuacan).

Tableau 11 Résultats de l'évaluation intégrée du risque et des indicateurs à l'appui servant à évaluer les aires de répartition du caribou boréal en fonction de deux critères de population locale autosuffisante : 1) croissance de la population stable ou à la hausse à court terme (≤ 20 ans) estimée en utilisant le facteur Pr ($\lambda \geq$ stable), et 2) persistance à long terme (≥ 50 ans) estimée au moyen du facteur de quasi-extinction (Pr ($N \geq Q_{ext}$)).

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr ($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr ($\lambda \geq$ stable) population	Pr ($N \geq Q_{ext}$) ²			
Territoires du Nord-Ouest												
1	Nord des Territoires du Nord-Ouest ⁴	PL	18	5	22	s.o.	0,80	s.o.	s.o.	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à l'aire d'une population locale (PL), telle qu'elle est définie au moyen des critères utilisés pour désigner les aires de répartition des populations locales dans le présent rapport. De grands incendies ont causé la discontinuité de l'habitat, créant une division nord-sud dans les T.N.-O. Habituellement, les animaux se déplacent du nord au sud. Cette division est considérée comme temporaire et prise en compte jusqu'à ce que la zone touchée par les feux se régénère. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i> et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible. Les perturbations sont dispersées dans l'ensemble de l'aire de répartition, et le feu est à l'origine de nombre d'entre elles. Les T.N.-O. disposent toutefois de données démographiques détaillées pour les zones d'étude à l'intérieur de la grande aire continue occupée par la population locale. Par exemple, la moyenne des valeurs estimées de lambda sur deux ou trois ans semble indiquer que le caribou boréal, dans les zones d'étude du territoire gwich'in sud ($\lambda = 1,08$) et du territoire gwich'in nord ($\lambda = 1,20$), connaît une croissance à la hausse (Nagy et coll., 2011), conformément à l'évaluation du risque fondée sur l'habitat selon laquelle l'aire de répartition actuelle permettra probablement le maintien d'une population autosuffisante de caribous.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
2	Sud des Territoires du Nord-Ouest ⁴	PL	29	10	38	s.o.	0,55	s.o.	s.o.	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à l'aire d'une population locale (PL), telle qu'elle est définie au moyen des critères utilisés pour désigner les aires de répartition des populations locales dans le présent rapport. On a signalé que les animaux se déplacent entre les T.N.-O., la C.-B. et l'Alb. De grands incendies ont causé la discontinuité de l'habitat, créant une division nord-sud dans les T.N.-O. Habituellement, les animaux se déplacent du nord au sud. Cette division est considérée comme temporaire et prise en compte jusqu'à ce que la zone touchée par les feux se régénère. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i> et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. La plupart des perturbations anthropiques sont regroupées dans la partie sud de l'aire de répartition. Toutefois, les T.N.-O. disposent de données démographiques détaillées pour les zones d'étude à l'intérieur de la grande aire continue occupée par la population locale. La moyenne des valeurs estimées de lambda sur cinq ans semble indiquer que le caribou boréal, dans les zones d'étude du sud de Dehcho ($\lambda = 0,92$) et du nord de Dehcho ($\lambda = 0,97$), subit un déclin (Larter et Allaire, 2010). La moyenne des valeurs estimées de lambda sur sept ans pour la zone d'étude de South Slave ($\lambda = 0,96$) ainsi que la moyenne sur cinq ans pour la zone d'étude de Cameron Hills ($\lambda = 0,87$) indiquent aussi un déclin (Kelly et Cox, 2011). Ces estimations portent à croire que l'évaluation du risque ci-dessus manquerait un peu de prudence. Une analyse plus détaillée, tenant compte de données démographiques provenant d'un plus grand nombre de zones d'étude, serait nécessaire pour assurer la saisie adéquate de la variation spatiale des conditions de l'habitat dans l'ensemble de la grande zone continue occupée par la PL.
Colombie-Britannique												
3	Maxhamish	PL	0,5	57	58	306	0,23	s.o.	0,85	Peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque s'appuie sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. <ul style="list-style-type: none"> Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population en fonction de la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en amélioreraient le degré de certitude.
4	Calendar	PL	8	58	61	291	0,21	s.o.	0,84	Peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Cependant, il existe des indices montrant que les animaux se déplacent entre la C.-B., les T.N.-O. et l'Alb. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en amélioreraient le degré de certitude.
5	Snake-Sahtahneh	PL	6	86	87	365	< 0,09	0,09	0,87	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population semble aussi indiquer que l'aire de répartition actuelle ne permettra pas le maintien d'une population autosuffisante, compte tenu de la moyenne des valeurs estimées de lambda sur deux ans, laquelle dénote un déclin de la population ($\lambda = 0,97$).
6	Parker	PL	0,5	34	34	25	0,63	s.o.	0,31	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>peu probable</i>, d'après <i>un certain nombre</i> de données, que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. Le principe de prudence est appliqué pour signaler le risque accru de quasi-extinction inhérent aux populations de petite taille ($N = 25$). Les mauvaises conditions de l'habitat ne semblent pas représenter un risque supplémentaire;

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												<p>l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat montre que les conditions de l'habitat permettent le maintien d'une population autosuffisante. Les facteurs contribuant à la petite taille de la population devraient être étudiés.</p> <ul style="list-style-type: none"> Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en amélioreraient le degré de certitude.
7	Prophet	PL	0,4	79	79	54	< 0,09	s.o.	0,54	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. L'indicateur de quasi-extinction semble indiquer qu'il existe un risque supplémentaire d'extinction à cause de la petite taille de la population (N = 54). Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en amélioreraient le degré de certitude.
Alberta												
8	Chinchaga (y compris la partie en C.-B.)	PL	8	74	76	250	0,10	< 0,09	0,82	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL transfrontalière. L'Alb. et la C.-B. coordonnent la surveillance et mettent en commun l'information recueillie sur le caribou de cette aire de répartition. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur les cinq dernières années, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,91$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat semble aussi indiquer que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population, même si cet indicateur produit des estimations légèrement plus optimistes que celles de l'indicateur fondé sur la population.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$)2			
9	Bistcho	PL	20	61	71	195	0,13	< 0,09	0,78	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Cependant, des indices montrent que les animaux se déplacent entre l'Alb., les T.N.-O. et la C.-B. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur les quatre dernières années, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,89$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat semble aussi indiquer que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population, même si cet indicateur produit des estimations légèrement plus optimistes que celles de l'indicateur fondé sur la population.
10	Yates	PL	43	21	61	350	0,21	0,90	0,87	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Cependant, des indices montrent que les animaux se déplacent entre l'Alb. et les T.N.-O. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre les indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque s'appuie principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. La moyenne des valeurs estimées de lambda sur deux ans porte à croire que la population est stable et très probablement autosuffisante ($\lambda = 1,02$). Des estimations de lambda à plus long terme amélioreraient le degré de certitude de l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population et modifieraient probablement l'évaluation.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
11	Monts Caribou	PL	44	23	57	315-394	0,23	< 0,09	0,85-0,88	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur les cinq dernières années, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,87$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat semble aussi indiquer que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population, même si cet indicateur produit des estimations légèrement plus optimistes que l'indicateur fondé sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition.
12	Little Smoky	PL	0,2	95	95	78	< 0,09	0,21	0,62	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Les prédateurs de cette aire de répartition font actuellement l'objet de mesures de gestion. En conséquence, l'évaluation du risque s'appuie sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, selon lequel il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante en l'absence d'une intervention active en matière de gestion.
13	Red Earth	PL	30	44	62	172-206	0,20	< 0,09	0,76-0,80	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur cinq ans, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,86$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat semble aussi indiquer que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population, même si cet indicateur produit des estimations légèrement plus optimistes que l'indicateur fondé sur la population.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
14	Rivière Athabaska – côté ouest	PL	4	68	69	204-272	0,13	< 0,09	0,80-0,83	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur les cinq dernières années, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,92$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat indique aussi que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population, même si cet indicateur produit des estimations légèrement plus optimistes que celles fondées sur les données démographiques.
15	Richardson	PL	67	22	82	150	< 0,09	s.o.	0,74	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude
16	Rivière Athabaska – côté est	PL	26	77	81	90-150	< 0,09	< 0,09	0,65-0,74	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur les cinq dernières années, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,85$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat semble aussi indiquer que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
17	Lac Cold	PL	32	72	85	150	< 0,09	< 0,09	0,74	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Cependant, des indices montrent que les animaux se déplacent entre l'Alb. et la Sask. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur la moyenne des valeurs estimées de lambda sur les cinq dernières années, laquelle dénote que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,77$). Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat semble aussi indiquer que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population.
18	Nipisi	PL	6	66	68	55 ⁵	0,15	s.o.	0,54	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, qui porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. L'indicateur de quasi-extinction semble indiquer qu'il existe un risque supplémentaire d'extinction à cause de la petite taille de la population (N = 55). Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
19	Lac des Esclaves	PL	37	63	80	65 ⁵	< 0,09	s.o.	0,58	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>certain nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. L'indicateur de quasi-extinction semble indiquer qu'il existe un risque supplémentaire d'extinction à cause de la petite taille de la population (N = 65). Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												fondé sur la population ni d'évaluer le risque supplémentaire d'extinction dû à la petite taille de la population. Des estimations de la croissance et de la taille de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
Saskatchewan												
20	Davy-Athabasca	UC	60	2	61	310	0,21	s.o.	0,85	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une unité de conservation (UC). Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
21	Clearwater	UC	69	3	70	425	0,14	s.o.	0,89	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
22	Lacs Primrose-Cold	UC	40	20	54	350	0,27	s.o.	0,87	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Certaines des données disponibles portent à croire que les animaux se déplacent entre la Sask. et l'Alb. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$) ²			
												<ul style="list-style-type: none"> Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
23	Highrock-Key	UC	62	4	64	1 060	0,19	s.o.	0,95	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
24	Smoothstone-Wapawekka	UC	17	20	33	700	0,66	0,37	0,94	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque s'appuie sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population, lequel porte à croire que la population subit un déclin (tendance). L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat porte à croire que les conditions de

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												l'habitat suffisent probablement au maintien d'une population autosuffisante. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. <ul style="list-style-type: none"> Les facteurs contribuant à la tendance démographique à la baisse devraient être étudiés.
25	Steephill-Foster	UC	49	2	50	1 075	0,33	s.o.	0,95	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population; des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
26	Suggi-Amisk-Kississing	UC	18	8	25	430	0,74	s.o.	0,89	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur <i>un certain nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les conditions de l'habitat sont suffisantes pour le caribou boréal. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population. Des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr ($N \geq Q_{ext}$)2			
27	Pasquia-Bog	UC	12	33	44	30	0,44	0,37	0,37	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données. Le principe de prudence est appliqué pour signaler le risque accru de quasi-extinction inhérent aux populations de petite taille (N = 30). Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation du risque s'appuyant sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population et celle fondée sur la taille de la population ont donné le même résultat. La population subit un déclin (tendance). Selon l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, il est plus ou moins probable que les conditions de l'habitat permettent l'autosuffisance. Les facteurs contribuant à la petite taille de la population et à la tendance démographique à la baisse devraient être étudiés.
Manitoba												
28	The Bog	UCA	4	12	16	50-75	0,89	0,55	0,52-0,61	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une unité de conservation améliorée (UCA). Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données. Le principe de prudence est appliqué pour signaler le risque accru de quasi-extinction inhérent aux populations de petite taille (N = 50-75). Il existe une concordance <i>partielle</i> à l'appui du résultat de l'évaluation. L'évaluation du risque s'appuyant sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population et celle fondée sur la taille de la population ont donné le même résultat. La taille de la population est stable (tendance). L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat porte à croire que les conditions de l'habitat suffisent probablement au maintien d'une population autosuffisante. Les facteurs contribuant à la petite taille de la population devraient être étudiés.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
29	Kississing	UCA	39	13	52	50-75	0,31	0,55	0,52-0,61	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque s'appuie principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. L'indicateur de quasi-extinction semble indiquer qu'il existe un risque supplémentaire d'extinction inhérent aux populations de petite taille (N = 50-75). La tendance démographique stable signalée porte à croire qu'il est plus ou moins probable que l'aire de répartition actuelle permette le maintien d'une population autosuffisante. L'écart entre les données sur l'habitat et les données sur la population devrait être étudié; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) augmenteraient le degré de certitude de l'évaluation.
30	Naosap	UCA	28	26	50	100-200	0,33	0,55	0,68-0,80	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque s'appuie principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. La tendance de stabilité signalée donne une évaluation plus optimiste, selon laquelle il serait quand même plus ou moins probable que l'aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												<ul style="list-style-type: none"> L'écart entre les données sur l'habitat et les données sur la population devrait être étudié; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
31	Reed	UCA	7	20	26	100-150	0,62	0,55	0,68-0,74	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur les données sur l'habitat ont donné un résultat semblable et portent à croire qu'il n'y a pas de risque supplémentaire d'extinction inhérent à la petite taille de la population. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée a donné un résultat plus prudent, selon lequel il serait plus ou moins probable que l'aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
32	North Interlake	UCA	4	14	17	50-75	0,87	0,55	0,52-0,61	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données. Le principe de prudence est appliqué pour signaler le risque accru de quasi-extinction inhérent aux populations de petite taille ($N = 50-75$). Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation du risque fondée sur la tendance de stabilité signalée et celle fondée sur l'indicateur de quasi-extinction ont donné un résultat semblable. Cependant, les mauvaises conditions de l'habitat ne semblent pas représenter un risque supplémentaire; l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat montre que les conditions de l'habitat permettent le maintien d'une population

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr ($\lambda \geq \text{stable}$) habitat	Pr ($\lambda \geq \text{stable}$) population				
												<p>autosuffisante.</p> <ul style="list-style-type: none"> Les facteurs contribuant à la petite taille de la population devraient être étudiés; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
33	Lac William	UCA	24	10	31	25-40	0,63	0,55	0,31-0,46	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque est fondée sur le risque accru de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population ($N = 25-40$). Les évaluations fondées sur les données relatives à l'habitat et la tendance de stabilité signalée ont donné des résultats plus optimistes, mais ces deux types de données n'ont pas donné les mêmes résultats. Les mauvaises conditions de l'habitat ne semblent pas représenter un risque supplémentaire; l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat montre que les conditions de l'habitat permettent le maintien d'une population autosuffisante. La tendance démographique stable signalée porte à croire qu'il est plus ou moins probable que l'aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les facteurs contribuant à la petite taille de la population devraient être étudiés; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
34	Wabowden	UCA	10	19	28	200-225	0,63	0,55	0,80-0,81	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												<ul style="list-style-type: none"> Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population en fonction de l'habitat ont donné un résultat semblable. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée a donné un résultat plus prudent, indiquant qu'il est plus ou moins probable que la population soit autosuffisante. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
35	Wapisu	UCA	10	14	24	100-125	0,83	0,55	0,68-0,70	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat ont donné un résultat semblable. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance démographique de stabilité signalée a donné un résultat plus prudent, indiquant qu'il est plus ou moins probable que la population soit autosuffisante. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
36	Manitoba	UC	22	8	28	775-1585	0,70	0,55	0,94-0,97	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat ont donné un résultat semblable. Cependant, l'évaluation fondée sur

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												<p>la tendance démographique de stabilité signalée a donné un résultat plus prudent, indiquant qu'il est plus ou moins probable que la population soit autosuffisante.</p> <ul style="list-style-type: none"> Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude. Le fait d'utiliser des conditions de l'habitat moyennes pour une grande zone continue peut masquer les variations spatiales des perturbations. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les perturbations attribuables aux incendies sont réparties à l'échelle de l'aire de répartition. Les perturbations anthropiques sont aussi réparties à l'échelle de l'aire, et elles sont plus concentrées dans l'ouest que dans l'est de l'aire.
37	Atikaki-Berens	UCA	32	5	35	300-500	0,61	0,55	0,85-0,91	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Selon les données disponibles, les animaux se déplaceraient entre le Man. et l'Ont (aire de répartition de Berens). Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données et principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les conditions de l'habitat suffisent au maintien de la population du caribou boréal. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur les données sur l'habitat ont donné un résultat semblable et portent à croire qu'il n'y a pas de risque supplémentaire d'extinction inhérent à la petite taille de la population. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée a donné un résultat légèrement plus prudent, portant à croire qu'il est plus ou moins probable que la population soit autosuffisante. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
38	Owl-Flinstone	PL	25	18	39	78	0,52	0,55	0,62	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation du risque reposant sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population et celle reposant sur les données relatives à l'habitat ont donné un résultat semblable. La taille de la population est décrite comme étant stable (tendance). Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
Ontario												
39	Sydney	UCA	28	33	58	s.o.	0,23	s.o.	s.o.	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible pour cette aire. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni le risque supplémentaire de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population; des estimations de la croissance et de la taille de la population en augmenteraient le degré de certitude.
40	Berens	UCA	34	7	40	s.o.	0,52	s.o.	s.o.	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Selon les données disponibles, les animaux se déplaceraient entre l'Ont et le Man. (aire de répartition de Atikaki-Berens). Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$) ²			
												<p>d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible pour cette aire. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition.</p> <ul style="list-style-type: none"> Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni le risque supplémentaire de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population; des estimations de la croissance et de la taille de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
41	Churchill	UCA	6	28	31	s.o.	0,67	s.o.	s.o.	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible pour cette aire. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni le risque supplémentaire de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population; des estimations de la croissance et de la taille de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
42	Brightsand	UCA	18	28	42	s.o.	0,46	s.o.	s.o.	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible pour cette aire. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni le risque supplémentaire de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population; des estimations de la croissance et de la taille de la population modifieraient probablement

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
43	Nipigon	PL	7	25	31	300	0,67	0,55	0,85	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur les données sur l'habitat ont donné un résultat semblable et portent à croire qu'il n'y a pas de risque supplémentaire d'extinction inhérent à la petite taille de la population. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée pour la croissance démographique a donné un résultat plus prudent, selon lequel il serait plus ou moins probable que la population soit autosuffisante; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
44	Côtière	UC	0	16	16	492	0,87	s.o.	0,90	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC formée de trois îles occupées et des côtes, y compris le parc Pukaskwa. Les limites de l'aire de répartition sont en train d'être précisées. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>certain nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, et est corroborée par l'indicateur utilisé pour évaluer le risque accru de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population. Des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$) ²			
45	Pagwachuan	UCA	0,9	26	27	s.o.	0,72	s.o.	s.o.	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni le risque supplémentaire de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population. Des estimations de la croissance et de la taille de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
46	Kesagami	UCA	3	36	38	492	0,54	< 0,09	0,90	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque, fondée sur la moyenne des valeurs estimées de lambda pour la période de 1998 à 2001, porte à croire que la population subit un déclin rapide ($\lambda = 0,88$). Les mauvaises conditions de l'habitat ne semblent pas contribuer au déclin rapide de la population. L'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat porte à croire qu'il est plus ou moins probable que les conditions de l'habitat permettent le maintien d'une population autosuffisante. Les facteurs contribuant au déclin de la population devraient être étudiés. .

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$) ²			
47	Grand Nord	UC	14	1	15	s.o.	0,88	s.o.	s.o.	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition sont en train d'être précisées. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni le risque supplémentaire de quasi-extinction inhérent à la petite taille de la population; des estimations de la croissance et de la taille de la population en augmenteraient le degré de certitude. Le fait d'utiliser des conditions de l'habitat moyennes pour une grande zone continue peut masquer les variations spatiales des perturbations. Le feu est le type de perturbation qui prédomine dans l'aire de répartition. Les incendies ont touché la partie ouest de l'aire de répartition, où ils se sont produits de façon dispersée.
Québec												
48	Val-d'Or	PL	0,1	60	60	30	0,21	0,37	0,37	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur les données sur l'habitat ont donné un résultat semblable et portent à croire qu'il y a un risque supplémentaire d'extinction inhérent à la petite taille de la population (N = 30). Pareillement, la tendance à la baisse signalée semble aussi indiquer que l'aire de répartition actuelle ne permettra pas le maintien d'une population autosuffisante. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$)2			
49	Charlevoix	PL	4,0	77	80	75	< 0,09	0,55	0,62	très peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est faible entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque est fondée principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. L'estimation de la tendance démographique indique la stabilité, résultat plus optimiste selon lequel il est plus ou moins probable que la population soit autosuffisante; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
50	Pipmuacan	UCA	11,1	51	59	134	0,22	0,55	0,71	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque est fondée principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, lequel porte à croire que les mauvaises conditions de l'habitat ont des effets défavorables sur la population. L'évaluation fondée sur l'estimation de la tendance démographique (stable) a donné un résultat plus optimiste que celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Selon ce résultat plus optimiste, il est plus ou moins probable que la population soit autosuffisante; des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				Pr($N \geq Q_{ext}$)2
51	Manouane	UCA	17,9	23	39	358	0,53	0,55	0,87	plus ou moins probable	NAS /AS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>plus ou moins probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>élevée</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée et celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat ont donné un résultat semblable. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
52	Manicouagan	UCA	3,2	32	33	181	0,66	0,71	0,77	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une UCA. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>élevée</i> entre indicateurs, selon lesquels l'aire de répartition actuelle permettra le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée et celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat ont donné un résultat semblable. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.
53	Québec	UC	19,9	12	30	9 000	0,68	0,55	1,00	probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
												<p>population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat.</p> <ul style="list-style-type: none"> Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur les données relatives à l'habitat ont donné un résultat semblable et portent à croire qu'il n'y a pas de risque supplémentaire d'extinction inhérent à la petite taille de la population. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance de stabilité signalée a donné un résultat plus prudent, portant à croire qu'il est plus ou moins probable que l'aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante. Des estimations améliorées de la croissance de la population (λ) modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude. Le fait d'utiliser des conditions de l'habitat moyennes pour une grande zone continue peut masquer les variations spatiales des perturbations. Les perturbations attribuables aux incendies sont réparties à l'échelle de l'aire de répartition. La plupart des perturbations anthropiques sont regroupées dans la partie sud de cette aire.
Labrador (T.-N.-L.)												
54	Lac Joseph	PL	7,3	1	8	1 101	0,90	s.o.	0,95	très probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population. Des estimations de la croissance de la population modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire1	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance3	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population	Pr($N \geq Q_{ext}$)2			
55	Mont Red Wine	PL	5,1	3	8	97	0,90	0,37	0,67	peu probable	NAS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>peu probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais la concordance est <i>faible</i> entre indicateurs. Le principe de prudence a été appliqué afin de résoudre l'écart entre les données sur l'habitat et celles sur la population. L'évaluation du risque est fondée principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population, lequel porte à croire que la population subit un déclin (tendance). Les mauvaises conditions de l'habitat ne semblent pas contribuer au déclin de la population; l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat porte à croire que les conditions de l'habitat permettent le maintien d'une population autosuffisante. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les facteurs contribuant au déclin de la population devraient être étudiés.
56	Mont Mealy	PL	0,4	1	2	2 106	0,91	0,55	0,98	très probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une PL. Il est <i>très probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur un <i>grand nombre</i> de données, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat. Il existe une concordance <i>partielle</i> entre les indicateurs appuyant le résultat de l'évaluation. L'évaluation fondée sur l'indicateur de quasi-extinction et celle fondée sur l'indicateur de la croissance de la population fondée sur l'indicateur de l'habitat ont donné un résultat semblable. Cependant, l'évaluation fondée sur la tendance démographique de stabilité signalée a donné un résultat plus prudent, indiquant qu'il est plus au moins probable que la population soit autosuffisante. Des estimations de lambda à plus long terme modifieraient probablement l'évaluation et en augmenteraient le degré de certitude.

N° de référence	Aire de répartition	Type d'aire ¹	Perturbations			Taille de la population	Indicateur de la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante			Évaluation intégrée du risque		Notes sur l'interprétation
			Feu (%)	Anthropiques (%)	Totale sans chevauchement (%), avec zone tampon		Croissance stable ou à la hausse de la population		Persistance	Probabilité	Évaluation de l'autosuffisance ³	
							Pr($\lambda \geq$ stable) habitat	Pr($\lambda \geq$ stable) population				
57	Labrador	UC	6,5	2	9	s.o.	0,90	s.o.	s.o.	très probable	AS	<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée démographique à jour n'a été fournie pour cette évaluation du risque. L'aire de répartition délimitée correspond à une UC. Les limites de l'aire de répartition peuvent changer à la lumière de données supplémentaires. Il est <i>très probable</i> que les conditions actuelles de l'aire de répartition permettent le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation du risque est fondée sur des données <i>limitées</i>, mais principalement sur l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat, car c'est le seul indicateur disponible. Le feu est à l'origine d'un grand nombre de perturbations touchant cette aire de répartition. Les données disponibles ne permettent pas d'estimer l'indicateur de la croissance de la population fondé sur la population ni l'indicateur de quasi-extinction; des estimations de la croissance et de la taille de la population modifieraient probablement l'évaluation et en amélioreraient le degré de certitude.

1. Type d'aire selon la figure 4 : UC : unité de conservation; UCA : unité de conservation améliorée; LP : population locale.

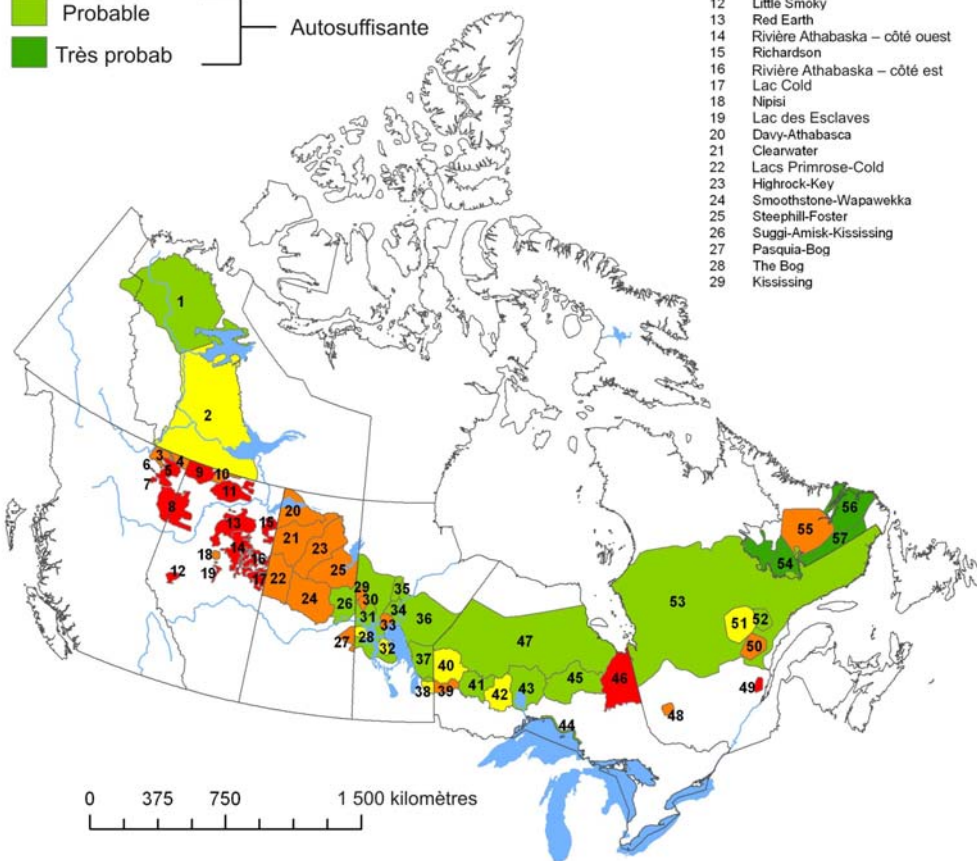
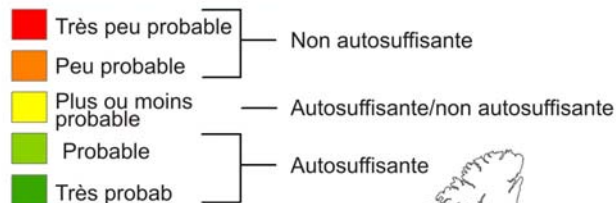
2. Colonne de l'indicateur de quasi-extinction utilisé pour signaler le risque accru d'extinction inhérent à une population de petite taille. On a estimé cet indicateur d'après les données propres à l'aire de répartition sur la taille de la population, en supposant de bonnes conditions démographiques (croissance stable), c.-à-d. en isolant l'effet de la taille de la population sur la persistance. Aucune estimation de la quasi-extinction n'a été réalisée en l'absence de données sur la taille de la population.

3. Les catégories d'évaluation de l'autosuffisance sont les suivantes : AS : autosuffisante; NAS : non autosuffisante; NAS/AS : non autosuffisante/autosuffisante, c.-à-d. qu'il est tout aussi probable que la population soit autosuffisante que non autosuffisante dans cette aire.

4. La compétence considère les populations du nord et du sud des Territoires du Nord-Ouest comme deux sous-populations suivant ce qu'en disent Nagy et coll. (2011), et estime que la taille totale de la population aux T.N.-O. est de 6 500 individus.

5. Le rapport entre les tailles de population pour le lac Nipisi et le lac des Esclaves, indiqué dans l'examen scientifique d'EC de 2008, a été utilisé pour produire des estimations à jour de la taille des populations de chaque aire de répartition; la taille estimée en 2010 était de 120 caribous boréaux pour les deux aires combinées (ASRD et ACA, 2010).

Probabilité d'autosuffisance



N° d'id. de la harde	Aire de répartition	Type d'aire	N° d'id. de la harde	Aire de répartition	Type d'aire
1	Nord des Territoires du Nord-Ouest	PL	30	Naosap	UCA
2	Sud des Territoires du Nord-Ouest	PL	31	Reed	UCA
3	Maxhamish	PL	32	North Interlake	UCA
4	Calendar	PL	33	Lac William	UCA
5	Snake-Sahtahneh	PL	34	Wabowden	UCA
6	Parker	PL	35	Wapisi	UCA
7	Prophet	PL	36	Manitoba	UC
8	Chinchaga	PL	37	Atikaki-Berens	UCA
9	Bischo	PL	38	Owl-Flinstone	PL
10	Yates	PL	39	Sydney	UCA
11	Monts caribou	PL	40	Berens	UCA
12	Little Smoky	PL	41	Churchill	UCA
13	Red Earth	PL	42	Brightsand	UCA
14	Rivière Athabaska – côté ouest	PL	43	Nipigon	PL
15	Richardson	PL	44	Côtière	UC
16	Rivière Athabaska – côté est	PL	45	Pagwachuan	UCA
17	Lac Cold	PL	46	Kesagami	UCA
18	Nipisi	PL	47	Grand Nord	UC
19	Lac des Esclaves	PL	48	Val-d'Or	PL
20	Davy-Athabasca	UC	49	Charlevoix	PL
21	Clearwater	UC	50	Pipmucan	UCA
22	Lacs Primrose-Cold	UC	51	Manouane	UCA
23	Highrock-Key	UC	52	Manicouagan	UCA
24	Smoothstone-Wapawekka	UC	53	Québec	UC
25	Steephill-Foster	UC	54	Lac Joseph	PL
26	Suggi-Amisk-Kississing	UC	55	Mont Red Wine	PL
27	Pasquia-Bog	UC	56	Mont Mealy	PL
28	The Bog	UCA	57	Labrador	UC
29	Kississing	UCA			

PL = Population locale
 UC = Unité de conservation
 UCA = Unité de conservation améliorée

Figure 14. Évaluation intégrée du risque pour les aires de répartition du caribou boréal au Canada. Les résultats de l'évaluation de l'autosuffisance (c.-à-d. population autosuffisante, population non autosuffisante ou population non autosuffisante/autosuffisante) pour chaque aire ont été attribués en fonction de l'énoncé de probabilité sur la capacité de l'aire à permettre le maintien d'une population locale autosuffisante de caribou boréal.

3.3 Évaluation du risque et identification des seuils de gestion

La méthodologie décrite à la section 2.4.6.2 a été appliquée à un échantillon d'aires de répartition pour démontrer l'application et l'interprétation potentielles d'un cadre de travail axé sur le risque à l'appui de la planification du rétablissement, notamment au moyen de seuils de gestion. Tel qu'il est indiqué à la section 2.4.6.2, le seuil de gestion a un fondement scientifique, mais ce sont les gestionnaires qui le déterminent, en fonction des décisions relatives au niveau de risque acceptable. Pour illustrer cette approche, on a fixé le niveau de risque acceptable nécessaire à la détermination de seuils en accord avec l'intervalle de probabilité que donne l'évaluation intégrée du risque pour un résultat probable donné, lequel correspond à une analyse avec pondération des éléments d'information indiquant qu'il est *probable* que l'aire de répartition permette le maintien d'une population autosuffisante, l'interprétation étant alors que le risque est relativement faible (voir la figure 11). L'intervalle comprend une plage de probabilités estimées allant d'une valeur égale ou supérieure à 60 % à une valeur égale ou supérieure à 90 %, ce qui correspond à perturbation totale dans l'aire de répartition de 10 à 35 %, avec une zone tampon de 500 m pour toutes les perturbations anthropiques. La limite supérieure de l'intervalle de perturbation est considérée comme étant le « *seuil de perturbation* » aux fins de démonstration (figure 15).

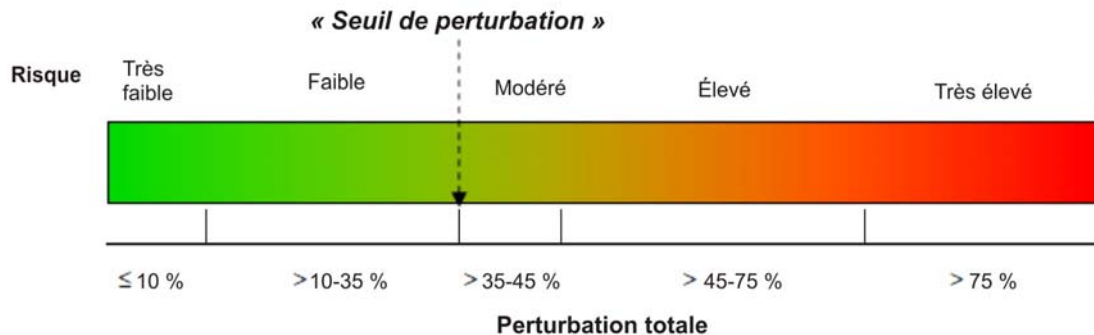


Figure 15. Intervalles de perturbation correspondant aux niveaux relatifs de risque associés au résultat recherché, soit de conserver les conditions de l'aire de répartition nécessaires au maintien d'une population autosuffisante de caribou boréal. La valeur « seuil de perturbation » n'est attribuée que pour illustrer l'approche.

Trois aires de répartition du caribou ont été évaluées au moyen de l'approche par étapes résumée à la figure 12 : Rivière Athabasca, côté ouest, Alberta; Smoothstone-Wapawekka, Saskatchewan; et North Interlake, Manitoba.

Rivière Athabasca - côté ouest, Alberta

Un pourcentage de perturbation totale de 69 % lui étant attribué (figure 16a), cette aire de répartition se classe dans la catégorie de risque élevé, et il est peu probable qu'elle permette le maintien d'une population autosuffisante, compte tenu des conditions de l'habitat. En outre, ce niveau de perturbation dépasse nettement le « *seuil de perturbation* ». La tendance démographique moyenne signalée sur cinq ans dénote un déclin rapide ($\lambda = 0,92$; dernière valeur signalée : $0,78$). Bien que la taille de la population signalée de 204-272 individus indique qu'il existe un potentiel élevé de persistance, compte tenu du faible risque de quasi-extinction dans des conditions favorables de l'habitat et de population ($\Pr(N \geq Q_{ext}) = 0,80-0,83$), le risque de quasi-extinction projeté d'après les conditions actuelles de l'habitat et de la population indique qu'il est très peu probable que la population survive au-delà des 50 prochaines années.

L'évaluation de scénarios futurs possibles (figure 16b) indique que les conditions de l'aire de répartition pourraient s'améliorer grâce au rétablissement passif des zones actuellement perturbées. Cependant, le rétablissement à un niveau correspondant à la catégorie de faible risque (aussi, pour des fins d'illustration, le seuil de perturbation) pourrait prendre de 51 à 100 ans, en supposant qu'aucune autre perturbation anthropique ou naturelle ne se produise. Vu le risque de disparition locale très élevé dans les conditions actuelles et comme les taux de rétablissement naturels ne contrebalancent pas le risque d'extinction à court terme, le scénario de gestion applicable à cette population suppose que des efforts de rétablissement actifs sont nécessaires afin de réduire le risque.

La surveillance de la condition de la population devrait se poursuivre pour permettre d'évaluer la réaction de cette dernière aux mesures de rétablissement ainsi que les changements de la condition de l'aire de répartition.

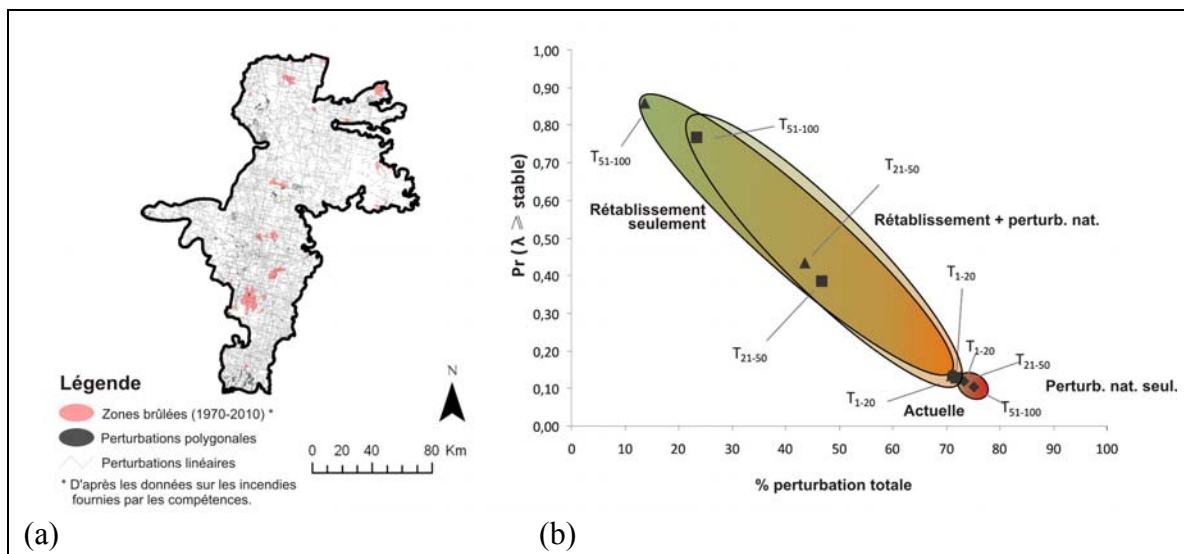


Figure 16. Perturbation actuelle (a) et possibles conditions futures de la population et de l'aire (b) dans l'aire de répartition du caribou de la rivière Athabasca - côté ouest.

Smoothstone-Wapaweka, Saskatchewan

Un pourcentage de perturbation totale de 33 % lui étant attribué (figure 17a), cette aire de répartition se classe dans la catégorie de faible risque, ce qui porte à croire qu'il est probable qu'elle permette le maintien d'une population autosuffisante, compte tenu des conditions de l'habitat. Le « *seuil de perturbation* » n'a pas été dépassé. Cependant, la tendance démographique signalée dénote un « déclin ». De plus, bien que la taille de la population signalée de 700 individus indique qu'il y a un très faible risque d'extinction dans des conditions d'habitat et de population favorables ($\Pr(N \geq Q_{ext}) = 0,94$), le risque de quasi-extinction projeté, déduit d'après la tendance démographique dans les conditions d'habitat observées, est estimé à 0,38, ce qui indique que la population est exposée à un risque élevé, et qu'il est peu probable qu'elle persiste au-dessus du nombre critique de 10 individus si les conditions actuelles demeurent inchangées. Une inspection visuelle des perturbations reportées sur la carte de l'aire de répartition (figure 19a) semble indiquer que la nature très dispersée des perturbations, combinée à la présence d'importants plans d'eau (non illustrés ici), a contribué au manque de grandes zones non perturbées à l'intérieur de l'aire de répartition.

L'évaluation de scénarios futurs (figure 17b) indique que les conditions de l'aire de répartition pourraient s'améliorer à l'intérieur de la catégorie de faible risque grâce au rétablissement passif des zones actuellement perturbées, dont 17 % (47 % du total) sont des brûlis récents (≤ 40 ans). Bien que la probabilité de persistance soit faible si les conditions actuelles demeurent inchangées, il semble que le rétablissement naturel puisse contrebalancer le risque d'extinction à court terme, en supposant que les autres menaces sont gérées. Même si l'aire de répartition se classe actuellement sous le « *seuil de perturbation* », le scénario de gestion applicable à cette population vise la conservation de l'habitat non perturbé restant afin d'empêcher l'augmentation du risque.

Une surveillance devrait être mise en œuvre afin de confirmer que la condition de la population s'améliore comme prévu, avec le rétablissement des zones perturbées.

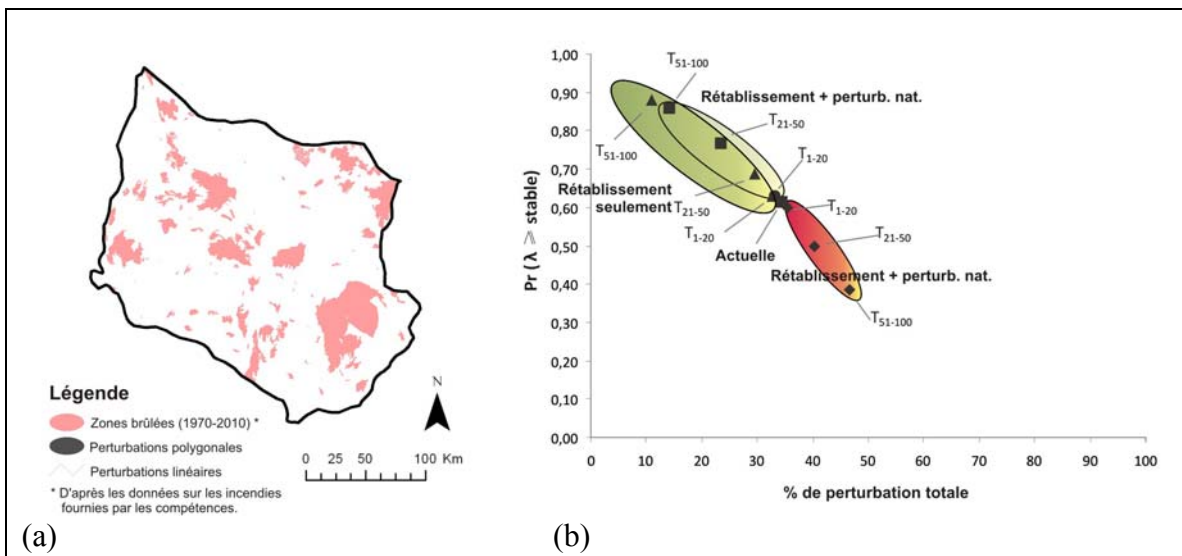


Figure 17. Perturbation actuelle (a) et possibles conditions futures de la population et de l'aire (b) dans l'aire de répartition du caribou de Smoothstone-Wapaweka.

North Interlake, Manitoba

Un pourcentage de perturbation totale de 17 % lui étant attribué (figure 18a), cette aire de répartition se classe dans la catégorie de faible risque, ce qui porte à croire qu'il est probable qu'elle permette le maintien d'une population autosuffisante, compte tenu des conditions de l'habitat. Le « *seuil de perturbation* » n'a pas été dépassé. Cependant, la taille de la population signalée de 50-75 dénote un risque modéré d'extinction locale dans de bonnes conditions d'habitat et de population ($\Pr(N \geq Q_{ext}) = 0,52-0,61$), à cause de la petite taille de la population.

L'évaluation de scénarios futurs (figure 18b) indique qu'il est probable que l'aire de répartition continue à se classer dans la catégorie de faible risque. La probabilité de persistance demeurera incertaine et continuera de correspondre à un risque modéré, à moins que la taille de la population n'augmente. Même si l'aire de répartition se situe actuellement sous le « *seuil de perturbation* », le risque inhérent à la petite taille de la population incite à prendre une approche de gestion prudente à propos des perturbations supplémentaires afin d'empêcher que le risque n'augmente. L'emplacement de l'aire de répartition sur une péninsule, c'est-à-dire un territoire entouré d'eau sur trois côtés (non illustré ici) porte à croire que l'isolement contribue également au risque.

Une surveillance devrait être mise en œuvre afin de confirmer la condition de la population et d'évaluer la réaction aux changements se produisant à l'intérieur de l'aire de répartition.

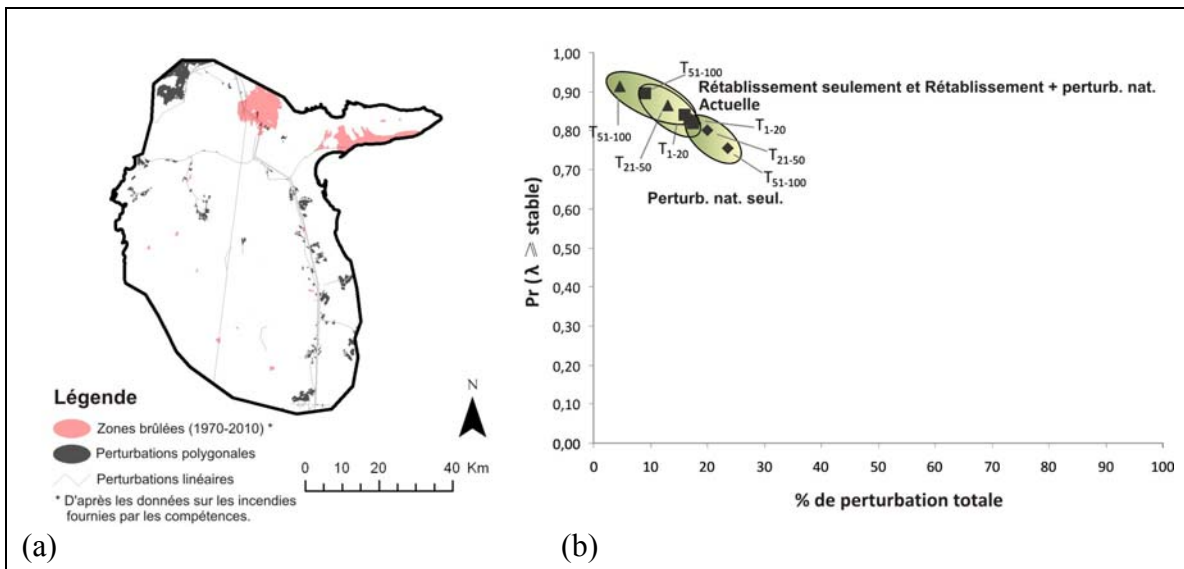


Figure 18. Perturbation actuelle (a) et possibles conditions futures de la population et de l'aire (b) dans l'aire de répartition du caribou de North Interlake.

Afin d'illustrer l'application du cadre de travail axé sur le risque à l'interprétation des seuils, il a fallu attribuer un seuil de gestion fondé sur la perturbation. Les exemples présentés démontrent clairement l'utilité d'une approche systématique se fondant sur

l'évaluation intégrée du risque pour interpréter de façon plus complète les résultats potentiels et orienter la planification du rétablissement, grâce à une meilleure compréhension des attributs propres à l'aire de répartition. Il s'agit d'un processus objectif qui ne nécessite pas la détermination de seuils de gestion. Cependant, l'application de seuils de gestion fondés sur la perturbation donne une orientation en ce qui concerne les objectifs de gestion et le risque acceptable.

Dans les exemples présentés, le seuil de perturbation était proportionné à l'intervalle de perturbation correspondant au résultat probable relativement au maintien d'une population autosuffisante. Le choix de seuils plus élevés ou plus bas entraînerait des interprétations différentes à l'égard de la probabilité d'atteindre l'objectif de rétablissement. Les résultats semblent aussi indiquer que des seuils progressifs pourraient avoir une valeur considérable pour appuyer une gamme de mesures de conservation et de restauration selon différents scénarios de gestion et différentes circonstances propres à l'aire de répartition. L'application inconditionnelle d'un seul seuil fixe ne permettrait peut-être pas d'atteindre les résultats recherchés, particulièrement en l'absence d'une interprétation propre à l'aire de répartition.

3.4 Attributs biophysiques nécessaires à la survie et au rétablissement du caribou boréal dans son aire de répartition au Canada

Tableau 12. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la taïga du bouclier.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Toundra des hautes terres où prédominent les éricacées arbustives (<i>Ericaceae</i> spp.), les lichens, les graminées et les carex. Toundra des basses terres composée de complexes de tourbières (muskeg et bogs structurés), de lacs, de rivières et de vallées riveraines. Forêts de résineux denses et matures et forêts de résineux claires où abondent les lichens ^{1,2} .
Terrain de mise bas	Tourbières ombrotrophes (<i>bogs</i>) structurées, tourbières ombrotrophes arborées, petits milieux humides (< 1 km ²) et grands muskegs ^{1,3} . L'utilisation de péninsules ou d'îles augmente selon la quantité d'eau libre ^{1,4} .
Habitat d'élevage	Milieux humides boisés ¹ .
Habitat de rut	Milieux humides à végétation claire.
Habitat hivernal	Zones boisées pendant les années de faible accumulation de neige, autrement le choix de l'habitat hivernal reflète l'évitement général des endroits où la couche de neige est épaisse, y compris l'utilisation de la toundra à des altitudes plus élevées dans les régions montagneuses et des tourbières ombrotrophes près des lacs ou de l'océan ^{5,6} . Milieux humides boisés ⁶ . Hautes terres de la toundra et étendues de sable plates à proximité de l'eau ⁶ . Bords des tourbières, erratiques glaciaires et erratiques de substratum rocheux avec des lichens, et lacs pour le repos et la rumination ^{4,6,7} . Une certaine utilisation de peuplements matures d'épinette blanche et de sapin au lieu de l'habitat à lichens corticoles ⁸ .
Habitat durant les déplacements	La connectivité entre types d'habitat sélectionnés est importante, vu la tendance des déplacements de caribous. Certaines femelles parcourent de 200 à 500 km depuis les aires d'hivernage jusqu'aux terrains de mise bas ¹ . Les femelles font preuve de fidélité aux sites d'élevage, retournant, p. ex., à moins de 6,7 km d'un emplacement donné d'une année à l'autre ⁸ .
Évitement	Évitement des routes et des brûlis récents (< 40 ans) ⁹ .

1. Brown et coll. (1986); 2. Courtois et coll. (2004); 3. Brown et Theberge (1985); 4. Schmelzer et coll. (2004); 5. Brown et Theberge (1990); 6. Schmelzer et coll. (2004); 7. I. Schmelzer (comm. pers.); 8. Schaefer et coll. (2000); 9. Annexe 7.3.

Tableau 13. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone des plaines hudsoniennes.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Milieux sélectionnés généralement pour diminuer le risque de prédation ¹ . Muskegs arborés où abondent les arbustes et forêts de résineux matures ^{1,2} . Zones mal drainées où prédominent les carex, les mousses et les lichens et forêts claires d'épinette noire et de mélèze laricin ³ . Élévations de 150 m ⁴ . IVDN et caractère accidenté de valeurs intermédiaires ⁴ .
Terrain de mise bas	Peuplements de résineux matures avec et sans lichens et milieux humides. Préférence pour les plus hautes altitudes par comparaison à l'habitat utilisé pendant d'autres périodes ¹ .
Habitat d'élevage	Tourbières minérotrophes (<i>fens</i>), tourbières ombrotrophes et lacs ⁵ .
Habitat de rut	Milieux humides et peuplements de résineux avec lichens. Peuplements de résineux mûrs et de résineux en régénération aussi utilisés, mais dans une moindre mesure ¹ .
Habitat hivernal	Forêts de résineux denses et matures avec lichens et milieux humides ^{1,5} . Tourbières où prédominent les tourbières ombrotrophes à végétation claire et les lichens terrestres ⁶ . Grandes parcelles à peuplements d'épinette noire d'âge moyen et mûr, muskegs arborés où abondent les arbustes et forêts de résineux mixtes utilisés à la fin de l'hiver ⁷ .
Habitat durant les déplacements	Les déplacements les plus importants ont lieu en automne et en hiver, lorsque les caribous se rendent des terrains de mise bas aux aires d'hivernage ⁸ . Les grands déplacements sont plus fréquents dans les zones où abondent les orignaux, probablement pour diminuer le risque de prédation ² .
Évitement	Évitement des zones herbacées et des brûlis de moins de 40 ans ⁴ . Évitement des forêts où prédominent les feuillus, des forêts à lichens et des bruyères à lichens pendant l'hiver ⁶ . Évitement des lieux d'activités humaines (p. ex. les routes) pourvu qu'il reste suffisamment d'habitat ailleurs ^{1,4} . Utilisation des milieux situés à proximité de lieux d'activités humaines dans les paysages fortement perturbés, probablement parce qu'aucun autre choix n'est possible ¹ .

1. Courtois (2003); 2. Brown (2005); 3. Magoun et coll. (2005); 4. Annexe 7.3; 5. Pearce et Eccles (2004); 6. Brokx (1965); 7. Brown et coll. (2007); 8. Brown et coll. (2003).

L'écozone du bouclier boréal a été divisée en cinq sous-régions (tableaux 16 à 20) comme dans l'Examen d'EC de 2008 (annexe 7.3).

Tableau 14. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'est du bouclier boréal.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Forêts de résineux à hypnum sur les terrains mal drainés et hautes terres de résineux mûrs où abondent les lichens terrestres ^{1,2} . Les plans d'eau et les milieux humides sont aussi sélectionnés ² . Élévations de 300 m ³ . IVDN de valeurs intermédiaires ³ . Sélection des brûlis en régénération > 40 ans ³ .
Terrain de mise bas	Milieux humides à végétation claire, péninsules et îles sélectionnées dans le nord-est du Québec ⁴ . Zones à carex, éricacées, bryophytes, aulnes et mélèzes au printemps dans les régions de l'est (T.-N.-L.) ⁵ . Peuplements de sapin baumier et peuplements d'épinette noire denses, forêts d'épinette et de sapin de plus de 40 ans et terrains secs et nus où abondent les lichens, sélectionnés dans les régions de l'ouest ⁶ . Peuplements de résineux matures et aussi milieux humides dans les régions du sud. Altitudes plus élevées utilisées dans cette zone, plutôt que les lacs ou autres plans d'eau ² .
Habitat d'élevage	Milieux humides à végétation claire et boisés et utilisation continue des péninsules et des îles dans le nord-est du Québec ⁴ . Zones à plantes aquatiques, bouleau glanduleux (<i>Betula glandulosa</i>), arbustes à feuilles caduques, éricacées et mousses utilisées à T.-N.-L. ⁵ .
Habitat de rut	Milieux humides à végétation claire dans le nord-est du Québec ⁴ . Zones à lichens terrestres, lichens corticoles, plantes herbacées non graminoides, carex, mousses et arbustes résineux et à feuilles caduques à T.-N.-L. ⁵ . Peuplements de sapin baumier, peuplements d'épinette denses, peuplements de résineux matures et en régénération, autres peuplements forestiers où abondent les lichens, milieux humides et terrains secs et nus préférés dans la partie sud ^{2, 6, 7} .
Habitat hivernal	Milieux humides boisés au Labrador et dans le nord du Québec ³ . Une certaine utilisation de la toundra des hautes terres pour le repos ³ . Terrains secs et nus, milieux humides, forêts de résineux matures avec lichens, peuplements de sapin baumier, peuplements denses d'épinette et forêts mixtes d'épinette et de sapin de plus de 40 ans dans les zones du sud et allant jusqu'à 80 ans dans d'autres zones ^{2, 6, 7} . L'utilisation de forêts matures protégées accroît les probabilités de rencontres avec les loups qui choisissent les mêmes milieux pendant l'hiver ⁷ . Les endroits où la neige est peu profonde sont sélectionnés à la fin de l'hiver ⁷ .
Habitat durant les déplacements	Les caribous se déplacent sur de plus grandes distances pendant la saison du rut ⁴ .
Évitement	Évitement des forêts de feuillus et mixtes, les forêts de pin gris de moins de 40 ans et des bruyères sans lichens à longueur d'année ^{6, 7, 8} . Évitement des habitats perturbés, dont les routes, les zones récréatives, les brûlis et les coupes à blanc ou les zones exploitées fréquentées par les loups ^{2, 3, 6, 7, 8} .

1. Arsenault et coll. (1997); 2. Courtois (2003); 3. Annexe 7.3; 4. Brown et coll. (1986); 5. Bergerud (1972); 6. Crête et coll. (2004); 7. Courbin et coll. (2009); 8. Courtois et coll. (2007).

Tableau 15. Attributs biophysiques de l’habitat du caribou boréal dans le sud-est du bouclier boréal.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Basses terres où prédomine l’épinette noire au dernier stade de succession écologique et hautes terres où prédomine le pin gris ¹ . Élévations de 300 m ² . Valeurs intermédiaires de l’IVDN ² . Sélection des anciens brûlis (> 40 ans) ² .
Terrain de mise bas	Forêts de résineux claires et semi-claires ³ .
Habitat d’élevage	Non disponible
Habitat de rut	Forêts de résineux denses, matures et claires, entre autres, d’épinettes, de mélèzes laricins, de pins gris et forêts de résineux plus jeunes âgées de 30 à 50 ans ³ .
Habitat hivernal	Les caribous de la population de Charlevoix choisissent les peuplements ouverts de plus de 70 ans constitués des espèces suivantes : sapin baumier, sapin baumier-épinette noire, épinette noire, épinette noire-mélèze laricin et pin gris. Terrains secs et nus, peuplements de sapins baumiers ou de sapins-épinettes noires âgés de 30 à 50 ans, et aussi peuplements de pins gris de 50 ans et lichens corticoles et terrestres aussi sélectionnés ^{3,5} .
Habitat durant les déplacements	Non disponible
Évitement	Évite les routes et les brûlis (< 50 ans) ^{2,4} .

1. Duchesne et coll. (2000); 2. Annexe 7.3; 3. Lefort et coll. (2006); 4. Schaefer et Pruitt (1991); 5. Sebbane et coll. (2002).

Tableau 16. Attributs biophysiques de l’habitat du caribou boréal dans le centre du bouclier boréal.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	<p>Basses terres où domine l’épinette noire au dernier stade de la succession écologique et hautes terres où domine le pin gris^{1, 2, 3}.</p> <p>Près de la limite entre le Québec et l’Ontario, basses terres à peuplement clair d’épinette noire³.</p> <p>Dans certains secteurs de l’Ontario, forêts peu denses de pins gris ou d’épinettes noires au dernier stade de la succession écologique, et tourbières où dominant l’épinette noire et le mélèze laricin, où abondent les lichens terrestres et où l’on trouve un peu de lichens corticoles^{3, 4, 5, 6}.</p> <p>Le caribou fréquente aussi des secteurs aux sols sablonneux ou loameux secs ou humides et les secteurs où le sol couvrant le substratum est mince⁶.</p> <p>Élévations de 300 m⁷.</p> <p>Valeurs intermédiaires de l’IVDN⁷.</p> <p>Sélection des brûlis en régénération > 40 ans⁷.</p>
Terrain de mise bas	<p>Dans la ceinture d’argile, couverts clairs d’épinettes noires mûres et tourbières mésoïques à éricacées³.</p> <p>Durant l’été, par comparaison aux femelles seules, les femelles accompagnées d’un faon ont choisi des secteurs où les éricacées et les lichens terrestres étaient plus abondants³.</p>
Habitat d’élevage	Non disponible
Habitat de rut	Non disponible
Habitat hivernal	<p>Vastes étendues de forêts contiguës où domine l’épinette noire⁸.</p> <p>Forêts claires de résineux ou forêts à faible densité de peuplement où abondent les lichens terrestres et les lichens corticoles et où il y a beaucoup moins de neige (ex. le long des côtes)^{4, 6}.</p>
Habitat durant les déplacements	Non disponible
Évitement	<p>Évite les terrains à débris de bois récents, les peuplements denses de mélèze et d’arbustes durant la saison d’élevage, dans la ceinture d’argile³.</p> <p>Évite les forêts de feuillus et de résineux mixtes durant l’hiver⁸.</p> <p>Évite aussi les zones où la neige est épaisse⁴.</p> <p>Évite les routes et les brûlis récents (< 40 ans)⁷.</p>

1. Arseneault et coll. (1997); 2. Courtois et coll. (2003); 3. Lantin et coll. (2003); 4. Bergerud (1985); 5. Vors (2006); 6. Wilson (2000); 7. Annexe 7.3; 8. Brown et coll. (2007).

Tableau 17. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans le centre-ouest du bouclier boréal

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Hautes terres à résineux mûrs et basses terres où dominant les résineux et le mélèze laricin. ^{1,2,3,4} Tourbières où dominant les résineux et le mélèze laricin et où abondent les lichens corticoles, forêts de résineux mûrs des hautes terres où abondent les lichens terrestres avec des zones rocheuses partiellement boisées ^{5,6,7} . Élévations de 300 m ⁸ . Valeurs intermédiaires de l'IVDN ⁸ . Sélection des brûlis en régénération > 40 ans ⁸ .
Terrain de mise bas	Milieux humides boisés, tourbières ombrotrophes arborées, anciens brûlis, zones à peuplements de résineux dispersés et d'épinettes denses dans le nord-ouest de l'Ontario ⁹ . Tourbières, collines élevées dans des grandes zones de muskegs, îles boisées et rives des grands lacs ^{1,2,10,11,12} . Au Manitoba, forêts de pin gris ou de pin gris et d'épinette noire ⁵ .
Habitat d'élevage	Durant l'été, zones à tourbières avec îles boisées, îles et littoraux ^{10,12} . Forêts denses et matures ^{5,13} .
Habitat de rut	Le caribou choisissait les tourbières ombrotrophes semi-claires ou claires ainsi que les hautes terres à résineux mûrs durant la saison du rut. Les lichens terrestres et les lichens corticoles, le carex et les éricoïdes à tourbières ombrotrophes (<i>Andromeda glaucophylla</i> , <i>Chamaedaphne calyculata</i> , <i>Kalmia polifolia</i> , <i>Ledum groenlandicum</i>) sont d'importantes sources de nourriture ⁵ .
Habitat hivernal	Peuplements de résineux mûrs ^{10,14} . Secteurs ayant une grande proportion de lacs (> 5-100 ha) au littoral irrégulier ¹⁵ . Les caribous se nourrissent dans des secteurs où abondent les lichens, où les arbustes sont moins nombreux dans les peuplements peu denses de pin gris et d'épinette noire de faible hauteur à surface terrière peu étendue ¹⁶ . Le caribou choisit les tourbières ombrotrophes claires, les crêtes rocheuses à pin gris d'âge moyen ou mûr, les habitats à pin gris et à lichens avec lacs, mais il se rend sur les crêtes rocheuses à pin gris dans les peuplements de résineux mûrs avec lichens lorsque les conditions hivernales au Manitoba l'empêchent de se nourrir dans les tourbières ombrotrophes ^{5,6,17} . Les lichens corticoles, les lichens terrestres, les carex et les éricacées sont d'importantes sources de nourriture ¹⁸ .
Habitat durant les déplacements	En Ontario, le caribou fréquente surtout les forêts de résineux et évite les habitats à boisement clair (ex. lacs, secteurs perturbés, etc.) lorsqu'il migre de son habitat estival à son habitat hivernal ² . Il se déplace sur les lacs gelés durant l'hiver et au printemps, dans certains cas pour atteindre les îles et y mettre bas ^{1,5,8,11} . La migration printanière ne se limite pas à des itinéraires précis ¹² . Le caribou s'est éloigné de 8 à 60 km après le début des coupes forestières ²⁰ .
Évitement	Le caribou évite les tourbières minérotrophes (<i>fens</i>) où abondent les arbustes durant la saison de la mise bas ⁹ . Il évite aussi les tourbières minérotrophes à mélèze laricin durant l'élevage ¹² . Durant l'hiver, il évite les peuplements en début de succession végétale, les peuplements de résineux mixtes et les aires à chablis ^{14,18} . Il évite aussi la glace vésiculaire, la neige dont l'épaisseur dépasse 65 cm et la neige croûtée dont la dureté dépasse 400 g/cm ² durant l'hiver ¹⁷ . Le caribou utilise les aires qui viennent d'être brûlées, mais les abandonne graduellement avec le temps ^{8,18} . Il évite les secteurs d'activité de coupe ^{19,20} . Il évite les routes ¹⁸ .

1. Bergerud et coll. (1990); 2. Ferguson et Elkie (2004a); 3. Ferguson et Elkie (2004b); 4. Vors (2006); 5. Darby et Pruitt (1984); 6. Schaefer (1988); 7. O'Brien et coll. (2006); 8. Appendix 7.3; 9. Hillis et coll. (1998); 10. Armstrong et coll. (2000); 11. O'Flaherty et coll. (2007); 12. Cumming et Beange (1987); 13. Pearce et Eccles (2004); 14. Martinez (1998); 15. Ferguson et Elkie (2005); 16. Antoniak et Cumming (1998); 17. Stardom (1975); 18. Schaefer et Pruitt (1991); 19. Cumming et Hyer (1998); 20. Schindler et coll. (2007).

Tableau 18. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'ouest du bouclier boréal.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Complexes de tourbières où dominent les résineux et le mélèze laricin et forêts de résineux mûrs semi-denses et denses sur les hautes terres où les lichens abondent ^{1, 2, 3} . Élévations de 300 m ⁴ . Valeurs intermédiaires de l'IVDN ⁴ . Sélection des anciens brûlis (> 40 ans) ⁴ .
Terrain de mise bas	Tourbières, peuplements où domine l'épinette noire et muskegs arborés ^{5, 6} . Certains caribous fréquentent les îles et le bord des lacs ^{3, 7} .
Habitat d'élevage	Durant l'été, le caribou fréquente les bords de lacs boisés, les îles, les rochers peu boisés, les zones à résineux des hautes terres et les muskegs arborés ^{7, 8} . Dans certaines zones, les sites où les lichens corticoles abondent sont importants pour l'alimentation ⁹ . Le caribou fréquente aussi les forêts denses de résineux et les forêts denses mixtes ³ .
Habitat de rut	Forêts de résineux denses et claires et forêts mixtes ³ . Habitats riverains à couvert clair ¹⁰ .
Habitat hivernal	Peuplements mûrs d'épinettes et de pins des hautes terres et muskegs arborés ⁸ . Forêts où domine le pin gris ² . Dans certaines régions de l'Ontario, le caribou fréquente les forêts de résineux denses et claires, les forêts mixtes et les tourbières ombrotrophes arborées ³ . Dans certains secteurs, le caribou choisissait des habitats ayant une plus grande visibilité éloignés de la lisière des forêts ⁹ .
Habitat durant les déplacements	Certains mâles parcourent plus de 100 km durant la saison du rut ¹⁰ . Dans les secteurs de Wabowden et de Gormley, les caribous suivent toujours le même itinéraire pour se déplacer entre les aires de l'été et celles de l'hiver dans les grands complexes à tourbières ¹¹ .
Évitement	Le caribou évite les habitats où abondent les arbustes et les peuplements où dominent les feuillus ^{1, 2, 8} . Durant la période de mise bas, il évite les peuplements de résineux autres que l'épinette noire, les peuplements de feuillus, les tourbières minérotrophes où abondent les arbustes et les milieux humides ^{3, 6} . Il évite les brûlis récents et les secteurs perturbés ou fragmentés, y compris les routes ^{3, 4, 8} .

1. Arseneault et coll. (1997); 2. O'Brien et coll. (2006); 3. Hillis et coll. (1998); 4. Annexe 7.3; 5. Rettie (1998); 6. Hirai (1998); 7. Shoosmith et Storey (1977); 8. Metsaranta et Mallory (2007); 9. Lander (2006); 10. V. Chrichton (comm. pers.); 11. Brown et coll. (2000).

Tableau 19. Attributs biophysiques de l’habitat du caribou boréal dans l’éczone des plaines boréales.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	<p>Le caribou des plaines boréales de l’Alberta choisit les forêts de résineux au dernier stade de la succession écologique (> 50 ans) et les tourbières arborées où les lichens abondent^{1, 2, 3, 4, 5}.</p> <p>Dans le nord-est de l’Alberta, l’habitat du caribou se limite principalement aux complexes à tourbières¹.</p> <p>Élévations de 1 135 m⁶.</p> <p>Valeurs intermédiaires de l’IVDN⁶.</p> <p>Sélection des anciens brûlis (> 40 ans)⁶.</p>
Terrain de mise bas	<p>En Alberta, tourbières ombrotrophes et forêts matures^{3, 4}.</p> <p>En Saskatchewan, tourbières, peuplements où domine l’épinette noire et peuplements d’épinette noire des basses terres dans les muskegs^{7, 9}.</p>
Habitat d’élevage	<p>Peuplements de plus de 50 ans¹¹.</p> <p>Durant l’été, forêts d’épinette noire et de pin gris des hautes terres, zones à épinette noire des basses terres, zones à jeune pin gris, tourbières à peuplement clair et tourbières arborées, muskegs^{7, 12, 13}.</p> <p>En été, dans certains secteurs, sites où abondent les lichens corticoles¹⁴.</p>
Habitat de rut	<p>Forêts matures³.</p> <p>Durant l’été, forêts d’épinette noire et de pin gris des hautes terres, zones à épinette noire des basses terres, zones à jeune pin gris, tourbières à peuplement clair et tourbières arborées, muskegs^{7, 12}.</p>
Habitat hivernal	<p>Tourbières arborées, tourbières ombrotrophes arborées et tourbières minérotrophes arborées, complexes de tourbières minérotrophes à peuplement clair où plus de 50 % de la superficie est couverte de tourbières où les lichens abondent^{15, 16, 17}.</p> <p>Forêts matures de plus de 50 ans^{3, 11}.</p> <p>Forêts d’épinette noire et de pin gris des hautes terres, zones à épinette noire des basses terres, zones à jeune pin gris ainsi que tourbières à peuplement clair et tourbières arborées^{7, 12, 13}.</p>
Habitat durant les déplacements	Non disponible
Évitement	<p>Durant toute l’année, le caribou évite les hautes terres et les tourbières minérotrophes, les peuplements où dominent le tremble, les peuplements immatures et les grandes rivières^{3, 4, 6, 9}.</p> <p>Il évite les habitats de type matrice, dont les secteurs où abondent les arbustes, les habitats perturbés ou fragmentés, les peuplements où dominent les feuillus et les habitats de lisière^{1, 2, 8}.</p> <p>Il évite les brûlis récents, les routes principales, les lignes sismiques, les puits et les secteurs ayant une densité élevée de blocs de coupe^{6, 10}.</p> <p>Il évite l’eau⁶.</p>

1. Stuart-Smith et al. (1997); 2. Smith (2004); 3. Neufeld (2006); 4. James (1999); 5. McLoughlin et al. (2003); 6. Appendix 7.3; 7. Rettie (1998); 8. Arsenault (2003); 9. Hirai (1998); 10. Dyer (1999); 11. Dalerum et al. (2007); 12. Rettie and Messier (2000); 13. Metsaranta and Mallory (2007); 14. Lander (2006); 15. Anderson (1999); 16. Bradshaw et al. (1995); 17. Anderson et al. (2000).

Tableau 20. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la cordillère montagnarde.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	La population de Little Smoky passe toute l'année dans les régions des contreforts subalpins supérieurs; elle fréquente les peuplements de pin tordu des hautes terres, les peuplements de résineux mixtes, d'épinette noire et de pin tordu, et les muskegs arborés ^{1, 4, 5} . Peuplements clairs de plus de 80 ans où domine le pin ^{2, 3} .
Terrain de mise bas	Secteurs plus près des blocs de coupe, où la proportion de mélèzes est élevée ⁶ .
Habitat d'élevage	Zones homogènes de peuplements où dominent les résineux ⁶ .
Habitat de rut	Non disponible
Habitat hivernal	Lieux ayant une grande proportion de forêts de mélèze et de pins ⁶ .
Habitat durant les déplacements	Non disponible
Évitement	Le caribou évite les zones ayant une proportion importante de blocs de coupes ⁶ . Il évite les lignes sismiques surtout durant la saison de mise bas ⁶ . Il évite les peuplements d'épinette blanche où, en général, il y a peu de lichens ⁷ , les peuplements de tremble et les grandes rivières ⁶ .

Edmonds (1988); 2. Thomas et coll. (1996); 3. Szkorupa (2002); 4. Edmonds (1993); 5. Johnson (1980); 6. Neufeld (2006); 7. Saher (2005).

Tableau 21. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la taïga des plaines

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	<p>Dans les T.N.-O., le caribou préfère les zones à peuplements de résineux clairs en toutes saisons, et dans la région de Deh Cho, il préfère fréquenter les peuplements de 100 ans ou plus¹.</p> <p>Grandes parcelles de tourbières à épinettes avec une préférence pour les tourbières ombrotrophes par rapport aux tourbières minérotrophes, et forêts d'épinette noire des hautes terres et des basses terres où les lichens abondent^{2,3}.</p>
Terrain de mise bas	<p>À la limite septentrionale de l'aire de répartition des T.N.-O., forêts claires de résineux, toundra parsemée de gazon, arbustes, rives et brûlis récents⁴.</p> <p>Dans le bassin versant de Snake-Sahtaneh, en C.-B., des caribous ont été observés sur de petites îles à peuplements d'épinette noire mûrs ou à peuplements mixtes des tourbières, dans des anciens brûlis au bord des milieux humides, dans des taillis d'aulnes où abondent les eaux stagnantes et au bord des lacs².</p>
Habitat d'élevage	<p>À la limite septentrionale de l'aire de répartition des T.N.-O., forêts claires de résineux où les lichens abondent, arbustes, rives, toundra parsemée de gazon, habitats à couverture végétale clairsemée et brûlis récents⁴.</p> <p>Dans le bassin versant de Snake-Sahtaneh, à la fin du printemps et au début de l'été, anciens brûlis et restants de forêt non brûlée dans le périmètre des anciens brûlis².</p>
Habitat de rut	<p>À la limite septentrionale de l'aire de répartition des T.N.-O., forêts claires de résineux et forêts claires mixtes, arbustes, rives, toundra parsemée de gazon et brûlis récents⁴.</p> <p>Brûlis en régénération et habitats à couverture végétale clairsemée⁴.</p>
Habitat hivernal	<p>Forêts claires de résineux où les lichens abondent et zones riveraines^{1,2,4}.</p>
Habitat durant les déplacements	<p>Dans les T.N.-O., certaines femelles sont peu fidèles aux zones de mise bas d'une année à l'autre, en particulier dans les portions septentrionales de l'aire de répartition, tandis que d'autres y demeurent fidèles plusieurs années (2-3 ans)^{5,6}.</p> <p>Dans les T.N.-O., les déplacements quotidiens moyens augmentent en période de rut. Ils sont plus importants à la fin de l'hiver, avant la mise bas^{6,7}.</p>
Évitement	<p>Le caribou évite les lisières⁸.</p> <p>Durant la mise bas, à la limite septentrionale de l'aire de répartition des T.N.-O., le caribou évite les forêts mixtes denses et l'eau⁴.</p> <p>À la limite septentrionale de l'aire de répartition des T.N.-O., il évite les forêts de feuillus et les forêts mixtes denses en été, en automne et en hiver. Il évite aussi l'eau en automne et les forêts denses de résineux en hiver⁴.</p> <p>Il évite les peuplements de moins de 10 ans durant l'été⁹.</p>

1. Nagy et Larter, données inédites; 2. Culling et coll. (2006); 3. McLoughlin et coll. (2005); 4. Nagy et coll. (2006); 5. Larter et Allaire (2007); 6. Nagy et coll., données inédites; 7. Larter et Allaire (2010); 8. McLoughlin et coll. (2005); 9. Dalerum et coll. (2007).

Tableau 22. Attributs biophysiques de l'habitat du caribou boréal dans l'écozone de la cordillère boréale.

Échelle de sélection	Description
Habitat à grande échelle	Grands lots de tourbières à épinettes, forêts d'épinette noire des basses terres et des hautes terres où les lichens abondent ¹ .
Terrain de mise bas	Forêts claires de résineux, toundra parsemée de gazon, arbustes, rives, brûlis récents, et terrains orientés vers le sud et l'ouest ² .
Habitat d'élevage	Forêts claires de résineux où les lichens abondent, arbustes, toundra parsemée de gazon, habitats à la couverture végétale clairsemée, brûlis récents et terrains orientés vers l'ouest ² .
Habitat de rut	Forêts claires de conifères et forêts claires mixtes, arbustes, rives, toundra parsemée de gazon, brûlis récents et terrains orientés vers l'ouest ² .
Habitat hivernal	Forêts claires de résineux où les lichens abondent et habitats riverains ² .
Habitat durant les déplacements	Non disponible
Évitement	Le caribou évite les forêts denses mixtes, l'eau durant la mise bas et durant une partie de l'hiver ² . Au milieu de l'hiver, il évite les forêts denses d'épinettes et les forêts de résineux ayant peu de lichens ² . Toute l'année, il évite les forêts denses de feuillus; durant l'élevage et le rut, il évite les forêts mixtes. En période de rut, il évite aussi l'eau ² .

1. Culling et coll. (2006); 2. Nagy et coll. (2006).

Aucune donnée n'était disponible pour l'écozone du Bas-Arctique ou celle de la taïga de la cordillère (Environnement Canada, 2008).

4 DISCUSSION

La présente évaluation avait pour but de fournir la description scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal et ainsi, d'aider à la désignation de l'habitat essentiel dans le cadre du programme de rétablissement de cette espèce en péril. L'une des prémisses de cette évaluation était la suivante : les populations locales et leurs aires de répartition constituent les unités biologiques et géographiques pertinentes à la désignation de l'habitat essentiel. L'objectif de l'autosuffisance des populations, élément important de la structuration de cet exercice, comporte un volet sur la tendance démographique à court terme (≤ 20 ans) et un autre sur la persistance à long terme (≥ 50 ans).

Dans l'Examen scientifique de 2008, la méthode de désignation de l'habitat essentiel était axée sur l'évaluation probabiliste du caractère adéquat des conditions actuelles de l'aire de répartition pour le maintien d'une population autosuffisante. L'évaluation de l'aire de répartition d'après trois sources de données (% total de perturbation de l'aire de répartition, croissance de la population et taille de la population) s'est traduite par la classification de l'habitat essentiel de chaque population locale dans l'une des trois catégories suivantes : maintien des conditions actuelles, amélioration des conditions actuelles ou analyse de la résilience face à des perturbations accrues. La présente évaluation pousse plus loin la méthode employée en 2008 et traite plusieurs des grandes zones d'incertitude de l'évaluation précédente. Cependant, elle ne constitue pas un changement fondamental de la prémisse selon laquelle l'aire de répartition est la délimitation géographique appropriée. En outre, la perturbation totale dans une aire de répartition demeure le principal critère d'identification de l'habitat essentiel lorsqu'il s'agit du maintien de populations locales de caribou autosuffisantes.

D'importants progrès ont été faits dans la définition conceptuelle et méthodologique qui étaye la présente évaluation scientifique. Le premier consiste en un réexamen de la représentation écologique de l'objectif d'autosuffisance des populations. Cet examen a mené à la reconnaissance explicite de deux des composantes de l'énoncé de cet objectif – croissance stable et à la hausse de la population et persistance à long terme. Dans l'Examen scientifique de 2008, on a appliqué une méthode intégrée qui combinait a priori ces deux composantes en une mesure appelée persistance, représentées à l'aide de trois sources de données de poids égal. Dans la présente évaluation, des indicateurs permettant de distinguer clairement ces deux composantes de l'autosuffisance ont été déterminés. Là où il y avait des écarts entre les indicateurs, des règles de décision ont été appliquées pour aider à comprendre les causes et à expliquer les différences dans l'évaluation intégrée. L'information ainsi obtenue a permis de mieux orienter les recommandations que la simple moyenne des valeurs contributives.

Le deuxième progrès important réside dans l'élaboration d'un cadre conceptuel et d'une méthode pour déterminer des seuils de gestion propres à l'aire de répartition fondés sur les perturbations et en étayer l'interprétation. Dans l'Examen scientifique de 2008, l'évaluation finale de l'aire de répartition a mené à la désignation d'aires autosuffisantes (AS), non autosuffisantes (NAS) ou autosuffisantes/non autosuffisantes (AS/NAS) d'après les données disponibles. La désignation de l'habitat essentiel tirée de ces

désignations était limitée à des énoncés généraux sur la condition d'une aire de répartition donnée par rapport à ce qu'elle devrait être pour le maintien d'une population autosuffisante. La présente évaluation comprend des indications sur l'utilisation d'une fonction de croissance de la population conjointement avec des données propres à l'aire de répartition considérée pour tenir compte, dans la description de l'habitat essentiel, des seuils de gestion fondés sur les perturbations. Dans cette évaluation, on expose aussi le lien de dépendance évident qui existe entre la détermination des seuils de gestion fondés sur les perturbations et le risque jugé acceptable par les décideurs. Une fois définies, ces analyses pourraient appuyer l'établissement d'un plan d'action et éclairer les décisions entourant plusieurs questions importantes telles que : « Le rétablissement de l'habitat est-il nécessaire? », « Quelle est l'ampleur du rétablissement nécessaire? », « Le développement peut-il se poursuivre dans l'aire de répartition? » et « Jusqu'à quel point un développement plus poussé pourrait-il être toléré? » compte tenu du degré de risque précisé.

Dans l'évaluation scientifique de 2011, une importante mise à jour de la méta-analyse du recrutement en lien avec les perturbations a aussi été entreprise; elle visait l'analyse des effets relatifs des différents types de perturbations et des mesures de qualité et de configuration de l'habitat sur la relation sous-jacente. Des améliorations notables de la cartographie des perturbations ont été apportées en appui à ces analyses. Les analyses examinant les effets des différentes hypothèses concernant la zone fonctionnelle d'influence des perturbations ont été utilisées pour clarifier la relation entre le recrutement des caribous et la condition de l'habitat. Le modèle des perturbations actualisé et combiné a pu expliquer près de 70 % de la variation du recrutement estimé de faons dans la zone d'étude prise en compte dans les analyses, la plus grande partie pouvant être attribuée aux effets défavorables des perturbations anthropiques. Peu de données statistiques ont été trouvées pour étayer la décomposition des perturbations anthropiques en classes plus fines, ce qui aurait permis d'améliorer l'efficacité prédictive du modèle de recrutement. Néanmoins, l'effet défavorable des perturbations linéaires sur la démographie du caribou était plus important que celui des perturbations polygonales, ce qui concorde avec les résultats de l'analyse de la sélection des ressources par le caribou. Malheureusement, l'évaluation de la réponse du recrutement à l'interaction hypothétique entre le nombre d'habitats de bonne qualité qui restent dans l'aire de répartition et les perturbations totales était limitée par la grande imprécision des données recueillies sur la qualité des habitats pour le modèle national d'analyse de la fonction de la sélection des ressources. Selon plusieurs des modèles de recrutement évalués, il semble qu'une meilleure compréhension de la variation possible de la réponse à l'échelle régionale, notamment d'après les modèles perfectionnés sur la sélection de l'habitat, pourrait améliorer les applications propres à l'aire de répartition. En outre, il est recommandé d'étudier plus à fond la façon dont la configuration spatiale des divers types de perturbations pourrait influencer sur la démographie du caribou. Malgré tout, la relation à l'échelle nationale entre la perturbation totale et le recrutement de faons était robuste.

L'applicabilité des méthodes d'évaluation de l'autosuffisance a été étendue par l'utilisation d'une modélisation évoluée de la population qui a permis l'estimation de probabilités continues, plutôt que de catégories distinctes, et une inclusion plus explicite des incertitudes dans les paramètres d'estimation et les résultats. Les probabilités

décrivent l'état attendu d'un critère fondé sur l'ensemble des données recueillies (ex. données statistiques sur des cas similaires, données de modélisation ou opinion d'un expert), mais elles ne doivent pas être interprétées comme des prédictions. Une probabilité selon laquelle une population locale serait stable ou en croissance représente la probabilité relative de la réalisation du résultat recherché que les décideurs peuvent utiliser pour l'évaluation du risque et la détermination des mesures de gestion à prendre. Rendre compte des incertitudes offre la possibilité de prendre des décisions plus proactives, plus prudentes et plus innovatrices en conséquence de l'évaluation du rétablissement. L'évaluation de l'incertitude va aussi dans le sens de l'application d'une méthode adaptative au rétablissement du caribou.

Une analyse de la sensibilité réalisée dans le cadre de la modélisation de la population a démontré que les prédictions relatives aux tendances de la population étaient fortement influencées par le taux de mortalité des adultes. Il y a peu de données disponibles sur la mortalité des adultes dans l'aire de répartition du caribou boréal au Canada, et celles dont on dispose sont biaisées pour ce qui concerne les perturbations (c.-à-d., il y a généralement plus de données sur les aires fortement perturbées). Dans la présente évaluation, la moyenne nationale de la survie des femelles adultes, calculée d'après les données disponibles, a été utilisée. S'il est vrai que cette estimation a été jugée raisonnable par les experts, calculer la relation du taux de survie des femelles adultes en fonction des perturbations augmenterait la certitude associée aux prédictions des tendances de la population. On comprend donc qu'il soit nécessaire de mettre en place des programmes de surveillance de plus grande envergure comprenant l'évaluation de la mortalité des femelles adultes.

Contrairement à ce qui a été fait dans l'Examen scientifique de 2008, l'utilisation d'un ensemble de règles de décision hiérarchiques pour combiner différentes sources de données sur la capacité des aires de répartition à maintenir des populations autosuffisantes a permis de prendre en considération les types de données disponibles et leur qualité pour chaque aire, et a dicté la contribution relative de chaque facteur (y compris l'échelle de temps) à l'évaluation intégrée du risque. La certitude relative associée à l'évaluation intégrée peut servir à déterminer les besoins en matière de surveillance ainsi que les types de mesures de rétablissement qui pourraient être appropriés.

Tout comme dans l'Examen scientifique de 2008, la présente évaluation de l'effet de la condition de l'aire de répartition sur l'autosuffisance est fondée sur des indicateurs et des mesures de perturbation composites provenant de la modélisation démographique. Il est possible d'intégrer de nouvelles informations ou d'autres sources d'information au cadre, avec des règles de décision étendues permettant de pondérer explicitement ces sources d'information additionnelles.

Des modèles simples de la dynamique des principaux écosystèmes boréaux (régénération ou rétablissement des zones perturbées et nouvelles perturbations causées par des incendies) ont été mis au point et ont été fournis à titre d'information pour appuyer l'étude des seuils de perturbations propres aux aires de répartition. L'utilisation de cette méthode concorde avec la nécessité de considérer le rétablissement de l'espèce tout en

prenant en compte l'ampleur et la rapidité du changement pouvant survenir dans l'habitat essentiel en réaction aux facteurs environnementaux. Il s'agit là d'un des éléments clés d'une démarche prudente visant l'autosuffisance.

Description de l'habitat essentiel

La description finale de l'habitat essentiel résultant de l'application du cadre de l'habitat essentiel et guidée par les éléments décrits plus haut est présentée sous la forme d'une fiche d'information pour chacune des 57 aires évaluées. Les éléments de la description de l'habitat essentiel pour chaque aire sont les suivants :

- limites et emplacement de l'aire de répartition;
- évaluation intégrée du risque;
- information appuyant la désignation et l'interprétation des seuils de perturbations propres à l'aire de répartition;
- attributs biophysiques de l'habitat à l'intérieur d'une aire de répartition.

Limites et emplacement de l'aire de répartition

Les aires de répartition utilisées dans la présente évaluation ont été délimitées par les autorités locales d'après diverses méthodes et différentes données. Dans certains cas, les délimitations sont plus robustes que d'autres en raison du type et de la quantité de données disponibles. La plupart des aires de répartition au Canada n'ont pas été entièrement décrites parce qu'on manquait de données uniformisées sur la localisation des animaux et qu'on comprenait mal les déplacements d'animaux entre aires contiguës ou proches. Plusieurs aires de répartition ont été délimitées comme des unités de conservation parce qu'il manquait de données de localisation des animaux pour étayer la délimitation d'une population locale. Dans de tels cas, l'évaluation représente une analyse de la condition de l'unité de conservation quant à sa capacité à permettre le maintien d'une population locale autosuffisante. Dans un certain nombre de cas, la délimitation actuelle de l'aire de répartition ne prend pas en considération les déplacements transfrontaliers des caribous entre régions. Pour le Québec et le Labrador, aucune donnée donnée à jour n'a été fournie sur la délimitation des aires de répartition ni sur la démographie, de sorte que l'évaluation de 2011 a été effectuée à l'aide de l'information de 2008, considérée comme étant la meilleure disponible. À mesure que des nouvelles données seront produites, la capacité des aires de répartition à permettre le maintien de populations de caribou autosuffisantes devra être réévaluée. Il est important de combler le besoin d'information additionnelle sur la localisation des animaux et leurs déplacements et d'accroître la collaboration entre les administrations pour qu'il soit possible de décrire complètement les aires de répartition des populations locales de caribou boréal et d'améliorer sans cesse la description de l'habitat essentiel.

Évaluation intégrée du risque

Le fait de prendre en considération les différentes sources de données s'est traduit par un énoncé de probabilité concernant la capacité actuelle de chaque aire de répartition de

permettre le maintien d'une population autosuffisante. Sur les 57 aires de répartition évaluées, on a déterminé que l'autosuffisance était probable ou très probable (AS) dans 17 cas, qu'elle était peu probable ou très peu probable (NAS) dans 33 cas et qu'elle était plus ou moins probable (NAS/AS) dans 7 cas. Ces résultats diffèrent de ceux présentés dans l'Examen scientifique de 2008.

Dans la présente évaluation, l'utilisation des règles de décision plutôt que de la moyenne des probabilités de l'ensemble des indicateurs a permis d'obtenir des données pour lesquels le degré de certitude est plus grand et qui ont plus de poids dans l'évaluation intégrée. Aussi, la taille de la population pourrait l'emporter sur les indicateurs de la croissance de la population, ce qui signifie qu'on reconnaît le risque additionnel associé à une petite population. Ce facteur a donné lieu à un changement de classification pour l'une des aires de répartition, laquelle est passée de la catégorie AS (2008) à NAS/AS (2011). Dans les huit cas restants, l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat a eu plus de poids que l'information sur la population, soit parce qu'aucune information sur la population n'était disponible, soit parce que la tendance générale de la population ne concordait pas avec l'indicateur fondé sur l'habitat. Quatre de ces aires de répartition étaient en Saskatchewan et ont été classées dans la catégorie NAS (par comparaison à NAS/AS en 2008) en raison de la perturbation totale. La tendance de la population n'était pas disponible. Cependant, une grande proportion de la perturbation était liée aux incendies; il est donc possible que de meilleures données démographiques permettent de conclure que les aires de répartition permettent actuellement le maintien de populations autosuffisantes. Pour les quatre aires de répartition restantes dont le classement s'est révélé différent de celui de 2008, c'est l'indicateur de la croissance de la population fondé sur l'habitat qui a eu le plus de poids en raison du manque de données sur la population; en conséquence, l'évaluation a donné des résultats plus optimistes dans deux cas et plus pessimistes dans les deux autres cas. Encore une fois, de meilleures données démographiques pourraient permettre de conclure que le résultat serait différent pour ces aires de répartition, même si dans ces quatre derniers cas, les incendies ne prédominaient pas dans la perturbation totale.

Les autres changements que le résultat de l'évaluation des aires de répartition a révélés au niveau national s'expliquaient par de nouvelles délimitations, notamment 1) en Ontario, où huit nouvelles aires de répartition ont été délimitées, dont trois aires de répartition combinées par rapport à l'évaluation de 2008, et 2) dans les T.N.-O., où deux aires de répartition ont été reconnues dans l'évaluation de 2011 par comparaison à six unités de gestion dans l'évaluation de 2008.

Il ne faut pas conclure que la population d'une aire de répartition désignée « non autosuffisante » ne peut pas être rétablie ou maintenue. L'évaluation actuelle des aires de répartition n'étudie pas le potentiel de rétablissement d'une aire par l'application de mesures de gestion visant l'atténuation des perturbations ou l'accélération du rétablissement; elle présente plutôt la probabilité qu'une aire permette le maintien d'une population autosuffisante compte tenu du degré de perturbation totale et de l'état actuel de la population. D'ailleurs, l'évaluation intégrée du risque appuie la description de l'habitat essentiel, car elle fournit de l'information qui sert à déterminer la position de

chaque aire de répartition dans les intervalles de perturbations associés à divers degrés de risque (voir l'analyse des seuils plus loin).

Dans nombre de cas, on ne dispose d'aucune information sur la tendance et la taille de la population pour une aire de répartition donnée, ce qui a contraint à l'utilisation d'une tendance estimée fondée sur l'indicateur de l'habitat et a empêché l'évaluation du risque d'extinction là où la taille de la population était inconnue. Il est urgent de mettre en place des programmes de surveillance et d'évaluation pour ces aires de répartition et il importe de maintenir les programmes de surveillance existants.

Seuils de perturbation propres à l'aire de répartition

Dans le cas de la méthode fondée sur les sources de données qui a été utilisée dans la présente évaluation, la condition de l'habitat était un indicateur primaire relié au critère de rétablissement d'une population à croissance stable ou à la hausse; cette méthode a été présentée comme point de départ pour l'application de seuils de gestion propres à l'aire de répartition reliés à l'habitat essentiel. Les intervalles associés à chaque énoncé de probabilité représentent une plage de valeurs d'indicateurs correspondant à la représentation probabiliste du risque en lien avec l'information prise en considération. L'attribution du risque relatif se fait de manière scientifique, mais son interprétation qualitative est liée à l'acceptation de divers degrés de certitude pour un résultat recherché. De plus, les intervalles de probabilité eux-mêmes pourraient être modifiés pour exprimer d'autres plages de certitude recherchées. Comme le niveau acceptable de risque doit être précisé par les gestionnaires, aucun seuil de perturbations propre à l'aire de répartition n'a été déterminé pour les 57 aires de répartition reconnues. Toutefois, une méthode systématique de détermination des seuils de perturbations propres à une aire de répartition est présentée et des exemples d'application de la méthode sont fournis.

Les intervalles de perturbation associés à la relation généralisée entre la condition de l'aire de répartition et la croissance de la population correspondent à la variabilité des résultats attendus fondés sur les tendances dégagées à l'échelle nationale. Dans la logique de l'évaluation intégrée du risque, d'autres indicateurs reliés aux critères de rétablissement, aussi exprimés par rapport au risque ou à la probabilité d'obtenir le résultat recherché, sont utilisés pour raffiner l'interprétation des seuils au niveau de l'aire de répartition. Cette façon de faire peut être étendue de façon à permettre de prendre en considération les conditions futures possibles. À cette fin, des projections sur les conditions futures de chaque aire de répartition sont fournies pour l'interprétation des seuils de gestion propres à chacune. Ces projections ont été limitées à des modèles simples des effets des perturbations naturelles additionnelles (incendies seulement) et du rétablissement passif à la suite de perturbations naturelles et anthropiques. L'interprétation des résultats des projections sur les conditions futures de l'aire de répartition vient étayer la nécessité de faire preuve d'une prudence accrue (ou moindre, selon le cas) dans la détermination des seuils de perturbations propres aux aires de répartition et confirme l'urgence d'appliquer des mesures de gestion pour contrer le risque d'extinction locale. Cependant, les modèles de conditions futures appliqués ici n'intègrent pas de perturbations anthropiques additionnelles. Le cadre du modèle pourrait

être utilisé à cette fin, mais la projection de développements anthropiques futurs dépassait le cadre de cette évaluation.

En règle générale, moins il y a de données disponibles, plus l'incertitude des résultats est grande et plus la méthode de gestion de la conservation doit être prudente. L'utilisation de multiples sources de données produisant des résultats similaires réduit l'incertitude, comme c'est le cas lorsque l'information est de grande qualité. La certitude des résultats est la principale mesure recommandée comme moyen de raffiner les seuils de perturbation propres aux aires de répartition en rapport avec le risque acceptable.

Attributs biophysiques

Les attributs biophysiques généraux de l'habitat du caribou des bois ont été assez bien étudiés dans la plus grande partie du Canada. Toutefois, étant donné que l'utilisation des éléments peut varier selon leur disponibilité relative et selon la région écologique, il est important de connaître les attributs d'importance potentielle au sein de chaque aire de répartition. Manifestement, il est possible de généraliser jusqu'à un certain point, par exemple, en ce qui concerne les habitats où peuvent pousser des lichens terrestres et des lichens corticoles, mais on a constaté que la plupart des attributs variaient d'une partie à l'autre de l'aire de répartition générale du caribou (ex. Thomas et Gray, 2002). Certains éléments comme les composantes de l'habitat et la réaction du caribou demeurent mal compris, notamment la disponibilité de la nourriture et le choix des aliments, tandis que d'autres, comme l'importance des grandes étendues de tourbières ombrotrophes et de peuplements résineux matures des hautes terres sont bien documentés. Les attributs biophysiques dont il est question dans la présente évaluation scientifique pour chaque aire de répartition doivent être considérés comme un point de départ, et, à l'étape du programme de rétablissement et de la planification des mesures, doivent être complétés par des données plus détaillées propres à l'aire de répartition provenant des compétences et d'autres sources telles que les connaissances traditionnelles autochtones.

Application de l'évaluation scientifique au rétablissement du caribou boréal

Cette évaluation scientifique avait pour objet la description scientifique de l'habitat essentiel de chaque aire de répartition du caribou boréal, description devant guider la désignation de l'habitat essentiel pour le programme national de rétablissement. Toutefois, l'évaluation des aires de répartition et les résultats de la modélisation qui y sont associés seront également utiles à l'étape de la planification des mesures, car ils donnent une évaluation des conditions de l'aire de répartition par rapport aux besoins essentiels en matière d'habitat et renseignent conséquemment sur la nécessité et l'urgence de mettre en place des mesures de gestion. La méthode conceptuelle et les outils de modélisation peuvent également être appliqués à l'évaluation de l'efficacité de la protection de l'habitat essentiel dans le cadre du rétablissement et de la mise en œuvre du plan d'action.

La modélisation des conditions futures réalisée dans cette évaluation scientifique fournit de l'information générale sur les tendances des perturbations d'après le profil des

perturbations naturelles et les taux de rétablissement passif pour une aire de répartition donnée. La principale application de cette information était de fournir des renseignements pour l'interprétation des seuils (comme il est décrit plus haut) comme composante de la désignation de l'habitat essentiel et de permettre de connaître les urgences en matière de gestion dans les cas où les conditions actuelles ne suffisaient pas au maintien d'une population autosuffisante. Aucune tentative d'intégration des prédictions de développements futurs ou des activités de gestion conçues pour accélérer le rétablissement n'a été faite pour des types particuliers de perturbations. Néanmoins, les outils de modélisation des conditions futures ont été mis au point de manière à fournir un cadre flexible permettant la planification des mesures à l'aide de l'évaluation des scénarios de gestion. L'intégration du modèle d'habitat au modèle des populations peut servir d'outil d'aide à la décision en permettant d'explorer la réaction des populations à des activités d'exploitation additionnelle ou aux activités de rétablissement de l'habitat, ce qui fournit une évaluation des probabilités de maintenir ou d'atteindre les conditions requises pour le maintien d'une population autosuffisante. Avec le modèle des populations, il est aussi possible de manipuler les paramètres relatifs aux populations en fonction de l'information (si elle est disponible) qui permet de quantifier les changements de recrutement ou de survie des adultes en réaction aux mesures de gestion ne ciblant pas les changements de l'habitat (ex. lutte contre les prédateurs).

Une évaluation nationale – Forces et limites

Tout comme l'examen de 2008, l'évaluation de 2011 est une évaluation nationale conçue pour que la méthode appliquée aux aires de répartition du caribou boréal soit uniforme partout au Canada. Par exemple, afin que la saisie des données cartographiques des perturbations soit uniforme pour la méta-analyse et l'évaluation de chacune des 57 aires de répartition, les sources de données utilisées étaient celles qui étaient accessibles pour toutes les aires de répartition du caribou boréal. Les analyses effectuées avec des sources différentes de données pourraient donner des résultats différents en ce qui a trait à la perturbation totale. De même, dans l'analyse de la sélection des ressources, les variables utilisées pour la description de l'occupation des sols ont été uniformisées dans toutes les aires de répartition du caribou boréal au Canada. L'uniformisation de la méthode à l'échelle nationale permet la comparaison directe des résultats entre toutes les régions examinées et, lorsqu'il s'agit d'examiner les liens, elle permet l'inclusion de données englobant un éventail de conditions plus large que celui que l'on pourrait obtenir à une moins grande échelle, comme l'échelle régionale. De ce fait, la désignation et la compréhension des relations générales, là où elles existent, s'en trouvent améliorées. La robustesse de la méta-analyse nationale de la entre le recrutement de faons et la perturbation totale confirme la force de cette méthode. Cependant, même s'il s'agit d'une base solide pour la présente évaluation, des données additionnelles sur la démographie et l'habitat pourraient augmenter de manière significative la compréhension actuelle, en particulier dans les cas où le degré d'incertitude est élevé.

Application de la gestion adaptative

Les objectifs apparentés d'évaluation de l'autosuffisance des aires de répartition et d'établissement de seuils de gestion en fonction de la perturbation doivent tous deux tenir compte des incertitudes découlant de la disponibilité et de la fiabilité de l'information sur la condition actuelle des populations ainsi que des connaissances limitées sur la réaction des populations à des facteurs de stress additionnels, souvent interdépendants. Avec la méthode probabiliste utilisée dans la présente évaluation et l'application d'un ensemble de règles de décision établissant un rapport entre la contribution des données de chaque indicateur et le poids à accorder à l'information concernant la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population autosuffisante locale, on incorpore explicitement l'effet des incertitudes et de la qualité des données au processus d'évaluation. Cette méthode cadre bien avec la notion de gestion adaptative, laquelle pose la probabilité (certitude) des résultats comme hypothèse. Les seuils de perturbation et les mesures de gestion connexes sont alors mis en œuvre comme des expériences soigneusement conçues visant à réduire le degré d'incertitude et à enrichir le corpus de connaissances avec le temps. On vise particulièrement à définir et à éviter les mesures qui présentent un risque élevé de résultats non recherchés ou de dommages irréversibles. Avec cette méthode, une acquisition substantielle de connaissances peut résulter de la gestion coordonnée et des activités de surveillance, soit l'apprentissage par la pratique, si la volonté à l'égard de ces activités demeure forte.

La gestion adaptative peut être représentée par un cycle d'apprentissage continu faisant intervenir les éléments clés suivants : la planification, l'exécution, l'évaluation et l'adaptation (figure 19). À chacun de ces éléments sont associées un certain nombre d'activités qui viennent à l'appui de la détermination et de la réduction des facteurs d'incertitude pour faciliter le processus décisionnel (ex. l'application des seuils de gestion). La forte intégration de la gestion, de la recherche et de la surveillance est au cœur de ce concept, où les systèmes sont non seulement surveillés attentivement, mais où les mesures de gestion sont suffisamment souples pour qu'on puisse changer d'orientation selon le poids qui doit être accordé aux différents éléments d'information. La gestion adaptative a recours à des expériences de gestion contrôlées guidées par la compréhension de la dynamique du système. Les résultats très incertains reliés à différentes options en matière de politiques deviennent d'excellents candidats à l'expérimentation. Les résultats des expériences sont ensuite utilisés en appui à la rectification des stratégies de gestion, s'il y a lieu, en raison d'une meilleure compréhension de la situation.

La mise en œuvre des seuils de perturbation pour le caribou au moyen d'une gestion adaptative active pourrait permettre la meilleure acquisition de connaissances possible par la recommandation d'une série de mesures de rétablissement et d'activités d'exploitation correspondant à divers niveaux de risque d'une façon qui n'exclut aucune option de gestion future. L'éventail des conditions actuelles dans les populations locales du caribou boréal donne à penser qu'il existe suffisamment de contraste pour justifier une telle approche. Lorsque la certitude de la probabilité du résultat est élevée, les options de politiques sont plus claires pour ce qui est du risque. Toutefois, il existe un intervalle intermédiaire de degrés de perturbation où les résultats concernant les populations locales

de caribou sont très incertains. Connaître les facteurs qui contribuent à un résultat plus ou moins souhaitable à l'égard de la conservation du caribou et savoir pourquoi ils y contribuent améliorerait de façon importante l'efficacité de la gestion et réduirait les risques.

En conclusion, l'évaluation scientifique de 2011 visait à guider la description de l'habitat essentiel en vue de l'élaboration d'un programme de rétablissement fédéral pour le caribou boréal au Canada. Pour ce faire, la capacité des aires de répartition actuelles du caribou boréal à permettre le maintien de populations locales autosuffisantes a été évaluée. La méthode et le cadre conçus pour cette évaluation se situent dans le prolongement de ceux présentés dans l'Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada, document d'Environnement Canada publié en 2008. Même si de meilleures données nous permettraient de mieux comprendre la situation et d'éliminer les incertitudes qui restent, le rapport conclut que l'information disponible suffit comme fondement scientifique pour l'évaluation de l'habitat essentiel du caribou boréal au Canada et pour la désignation de l'habitat essentiel de cette espèce dans les 57 aires de répartition qui en constituent la zone d'occurrence au Canada.

Signalons que l'importance du corpus de données et de connaissances constitué pour la présente évaluation donne la mesure du caractère approfondi de l'information, et des interrelations qui relient certaines de ses composantes, dont nous disposons pour produire une description à fondement scientifique de l'habitat essentiel qui vienne éclairer la planification du rétablissement du caribou boréal. Des progrès importants ont été réalisés aux points de vue conceptuel et méthodologique durant cette évaluation dans le but de réduire certains des grands facteurs d'incertitude et des grands facteurs limitatifs dont il est fait état dans l'Examen scientifique de 2008. Ces progrès se sont concrétisés dans la robustesse accrue des résultats qui ont servi à produire une description scientifique de l'habitat essentiel du caribou boréal au Canada.

Le cycle de gestion adaptative

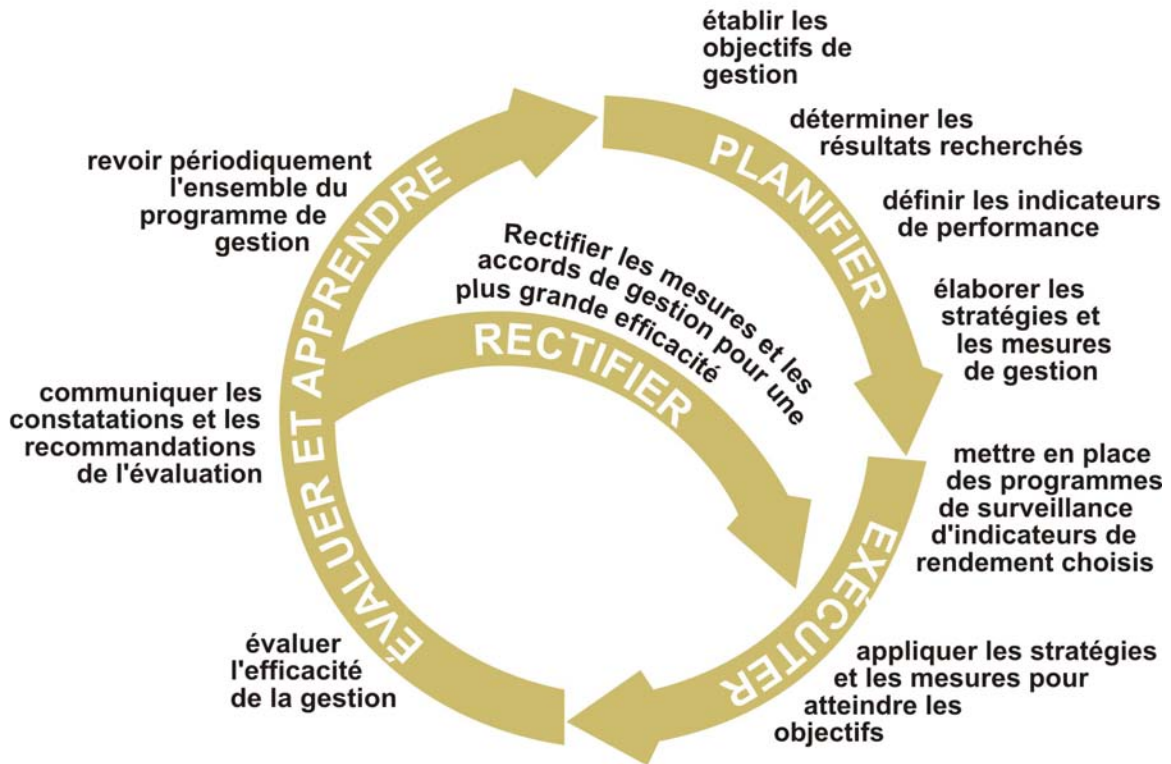


Figure 19. Cycle de gestion adaptative (d'après Jones 2009)

5 REMERCIEMENTS

Le présent rapport repose sur un vaste ensemble de travaux de recherche scientifique menés par les autorités provinciales, territoriales et fédérales, par des établissements universitaires et des organismes non gouvernementaux. Le résultat témoigne du dévouement indéfectible, de l'enthousiasme et de l'esprit de collaboration des experts ayant participé directement ou indirectement au rétablissement du caribou boréal au Canada.

Les conseillers scientifiques suivants ont grandement contribué aux travaux présentés dans ce rapport par leurs recommandations, leurs conseils et leur travail de révision : M^{me} Fiona Schmiegelow, Ph.D. (présidente), M. Vince Crichton (Ph.D.), M^{me} Marie-Josée Fortin (Ph.D.), M. Daniel Fortin (Ph.D.), M. Mark Hebblewhite (Ph.D.), M. Dave Hervieux, M. Nicholas (Nic) Larter (Ph.D.), M. John Nagy (Ph.D.), 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. Dale Seip (Ph.D.), M. Ian Thompson (Ph.D.) et M. Tim Trottier.

Environnement Canada remercie également le Comité de gestion scientifique sur le caribou boréal, qui était responsable de l'orientation stratégique et de la coordination globale de la production du rapport. Le groupe a également joué le rôle d'équipe de rédaction principale et de comité éditorial pour le rapport et les documents connexes. Ce groupe était composé des personnes suivantes : M^{me} Cathy Nielsen (présidente), M. Stephen Virc (coprésident), M. Jason Duffe, M^{me} Cheryl Johnson (Ph.D.), M. Christian Malouin, M^{me} Fiona Schmiegelow (Ph.D.), M. Glenn Sutherland (Ph.D.) et M. Ian Thompson (Ph.D.). Anciens membres : M. David Browne (Ph.D.) et M. Dean Nernberg.

La contribution de M^{me} Jean Polfus et de M. Mark Hebblewhite (Ph.D.), qui ont dirigé la mise au point des analyses de sélection de l'habitat et la rédaction du rapport de résultats, a aussi été grandement appréciée.

Plusieurs personnes ont également contribué de diverses façons tout au long du projet, notamment :

Géomatique et cartographie : Environnement Canada/Laboratoire de géomatique du Centre national de la recherche faunique (M^{me} Rebecca Baker, M^{me} Bhavana Chaudhary, M. Thomas Giles, M^{me} Jeannine Paquette, M. Jon Pasher [Ph.D.], M. Chris Patterson, M. Evan Seed, M^{me} Valerie Torontow, M^{me} Huili Wang) et l'Observatoire mondial des forêts Canada (M^{me} Colleen Curan, M. Matthew Hanneman et M. Peter Lee).

Travail administratif : M^{mes} Aileen-Marie Schatz et Doris Aoun.

Participation aux ateliers, soutien analytique et autre expertise : M^{me} Melissa Vance, M. Paul Johanson, M^{me} Kim Lisgo, M^{me} Jean Polfus, M. Robert Jagodzinski, M^{me} Sue Cotterill et M. Pierre Vernier.

Enfin, ces travaux n'auraient pas été possibles sans les nombreuses données sur le caribou boréal transmises par les autorités et les organismes participant au rétablissement de cette espèce. Il

s'agit du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (Environnement et Ressources naturelles), du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, du ministère du Développement durable des ressources de l'Alberta, du Comité sur le caribou de l'Alberta, de Saskatchewan Environment, de Conservation Manitoba et du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

6 RÉFÉRENCES

- Anderson, R.B. 1999.** Peatland habitat use and selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Northern Alberta, thèse de maîtrise ès sciences, University of 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* 12:191.
- Antoniak, K, et H.G. Cumming. 1998.** Analysis of forest stands used by wintering woodland caribou in Ontario, *Rangifer* 10:157-168.
- 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* 12:187-189.
- Arsenault, A.A. 2003.** Status and conservation management framework for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Saskatchewan, Fish and Wildlife Technical Report 2003-03, Saskatoon (Saskatchewan), 40 p.
- Arseneault, D.N., N. Villeneuve, C. Boismenu, Y. Leblanc et J. Deshayes. 1997.** Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Quebec: An application of fire history and Landsat data, *Journal of Applied Ecology* 34:65-78.
- [ASRD et ACA] Alberta Sustainable Resource Development et Alberta Conservation Association. 2010.** Status of the woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Alberta: Update 2010, Alberta Sustainable Resource Development, Wildlife Status Report No. 31 (Update 2010), Edmonton (Alberta).
- Bergerud, A.T. 1972.** Food Habits of Newfoundland Caribou, *Journal of Wildlife Management* 36:913-923.
- Bergerud, A.T. 1985.** Anti-predator strategies of caribou: dispersion along shorelines, *Canadian Journal of Zoology* 63:1324-1329.
- Bergerud, A.T., R. Ferguson et H.E. Butler. 1990.** Spring migration and dispersion of woodland caribou at calving, *Animal Behaviour* 39:360-368.
- Bradshaw, C.J.A., D.M. Hebert, A.B. Rippin et S. Boutin. 1995.** Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta, *Canadian Journal of Zoology* 73:1567-1574.
- Brokx, P.A.J. 1965.** The Hudson Bay Lowland as caribou habitat, thèse de maîtrise ès sciences, University of 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* 14:227-233.

- Brown, G.S. 2005.** Habitat selection by woodland caribou in managed boreal forest of northeastern Ontario, thèse de doctorat, University of 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* 245:137-147.
- Brown, W.K., et J.B. Theberge. 1985.** The calving distribution and calving-area fidelity of a woodland caribou herd in central Labrador, Proceedings of the 2nd North American Caribou Workshop, McGill Subarctic Research Paper 40:57-67, 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* 1:43-49.
- Brown, W.K., et J.B. Theberge. 1990.** The effect of extreme snowcover on feeding-site selection by woodland caribou, *Journal of Wildlife Management* 54:161-168.
- 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* 12:153-157.
- Caughley, G., et A. Gunn. 1996.** Conservation Biology in Theory and Practice, *Blackwell Science*, Oxford, 459 p.
- [COSEPAC] Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. 2002.** Mise à jour, évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois, *Rangifer tarandus caribou* : Population de la Gaspésie-Atlantique, population boréale, population des montagnes du sud, population des montagnes du nord, population de Terre-Neuve, au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 112 p.
- [COSEPAC] Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. 2010.** Processus et critères d'évaluation du COSEPAC, 21 p., disponible à l'adresse : http://www.cosewic.gc.ca/pdf/assessment_process_f.pdf (consulté le 29 avril 2011).
- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault et R. Courtois. 2009.** Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence, *Landscape Ecology* 24(10):1375-1388.
- 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 à Rimouski.
- 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* 117:399-413.

- Courtois, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault et A. Gingras. 2004.** Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec, *The Forestry Chronicle* 80:598-607.
- 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, *Ecoscience* 14:491-498.
- 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 1:20000 : examen sommaire pour aider l'aménagement forestier : [rapport]. Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune, Direction du développement de la faune; Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord.
- Culling, D.E., B.A. Culling, T.J. Raabis et C.C. Alexander. 2006.** Ecology and Seasonal Habitat Selection of Boreal Caribou in the Snake-Sahtaneh Watershed, British Columbia 2000 to 2004, Fort St. John (Colombie-Britannique), préparé pour Canadian Forest Products Ltd.
- Cumming, H.G., et D.B. Beange. 1987.** Dispersion and movements of woodland caribou near Lake Nipigon, Ontario, *Journal of Wildlife Management* 51:69-79.
- Cumming, H.G., et B.T. Hyer. 1998.** Experimental log hauling through a traditional caribou wintering area, *Rangifer* 10:241-258.
- 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* 85:26-32.
- 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* 98:184-190.
- Duchesne, M., S.D. Côté et C. Barrette. 2000.** Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada, *Biological Conservation* 96:311-317.
- Dyer, S.J. 1999.** Movement and distribution of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in response to industrial development in northeastern Alberta, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta.
- [EC] 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. 80 p. + 192 p. annexes.

- Edmonds, E.J. 1988.** Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta, *Canadian Journal of Zoology* 66:817-826.
- Fall, A., et J. Fall. 2001.** A domain-specific language for models of landscape dynamics, *Ecological Modelling* 141(1-3):1-18.
- Ferguson, S.H., et P.C. Elkie. 2004a.** Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons, *Basic and Applied Ecology* 5:465-474.
- Ferguson, S.H., et P.C. Elkie. 2004b.** Seasonal movement patterns of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), *Journal of Zoology*, London 262:125-134.
- Ferguson, S.H., et P.C. Elkie. 2005.** Use of lake areas in winter by woodland caribou, *Northeastern Naturalist* 12:45-66.
- Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D., Poff, N.L., Rejeski, D.W., Reynolds, J.F., Turner, M.G., Weathers, K.C. et J. Wiens. 2006.** Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application?, *Ecosystems* 9(1):1-13.
- 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* 10:195-202.
- Hirai, T. 1998.** An evaluation of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) calving habitat in the Wabowden area, Manitoba, thèse de maîtrise ès sciences, University of Manitoba.
- [IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2005.** Guidance Notes for Lead Authors of the IPCC Fourth Assessment Report on Addressing Uncertainties, disponible à l'adresse : <http://www.ipcc.ch/pdf/supporting-material/uncertainty-guidance-note.pdf> (consulté le 8 juin 2011; en anglais seulement).
- [IUCN] Standards and Petitions Subcommittee. 2010.** Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, version 8.1, préparé par le sous-comité Standards and Petitions en mars 2010, disponible à l'adresse : <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf> (consulté le 8 juin 2011; en anglais seulement).
- James, A.R.C. 1999.** Effects of industrial development on the predator-prey relationship between wolves and caribou in northeastern Alberta, thèse de doctorat, University of 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* 64:154-159.
- Johnson D.H. 1980.** The Comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference, *Ecology* 61:65-71.

- Jones, G. 2009.** The adaptative management system for the Tasmanian Wilderness World Heritage Area, Chapter 13 in Allan, C. et Stankey, G. (éd.), *Adaptive Environment Management, A Practitioners Guide*, Springer et CSIRO (coéditeurs).
- Kelly, A., et K. Cox. 2011.** Boreal Caribou Progress Report: Hay River Lowlands and Cameron Hills Study Areas 1 April 2008 – 31 March 2010, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Environment and Natural Resources, région de South Slave, Forth Smith (Territoires du Nord-Ouest), 29 p.
- 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, University of Manitoba.
- Lantin, É., Drapeau, P., Paré, M. et Bergeron, Y. 2003.** Preliminary assessment of habitat characteristics of woodland caribou calving areas in the Claybelt region of Québec and Ontario, Canada, *Rangifer* 14:247-254.
- Larter, N.C., et D.G. Allaire. 2007.** Dehcho Boreal Caribou Study Progress Report, April 2007, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Environment and Natural Resources, Fort Simpson, disponible à l'adresse : http://www.enr.gov.nt.ca/live/documents/content/ProgRep3_Deicho_Boreal_Caribou_Study-07.pdf (consulté le 8 juin 2011; en anglais seulement).
- Larter, N.C., et D.G. Allaire. 2010.** Dehcho Boreal Caribou Study Progress Report, April 2010, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Environment and Natural Resources, Fort Simpson, 31 p., disponible à l'adresse : http://www.enr.gov.nt.ca/live/documents/content/ProgRep6_Deicho_Boreal_Caribou_Study_AbsoluteFinal.pdf (consulté le 8 juin 2011; en anglais seulement).
- Lee P.G., J. Gysbers et Stanojevic Z. 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, [Québec], Direction du développement de la faune; Direction de la recherche sur la faune; Ministère des Transports 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* 16:105-121.
- Marcot, B.G., J.D. Steventon, G.D. Sutherland et R.K. McCann. 2006.** Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation, *Canadian Journal of Forest Research* 36:3063-3074.

- 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, University of Manitoba.
- McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes et S. Boutin. 2003.** Declines in populations of woodland caribou, *Journal of Wildlife Management* 67(4):755-761.
- McLoughlin, P.D., J.S. Dunford et S. Boutin. 2005.** Relating predation mortality to broad-scale habitat selection, *Journal of Animal Ecology* 74:701-707.
- Metsaranta, J.M., et F. F. Mallory. 2007.** Ecology and habitat selection of a woodland caribou population in west-central Manitoba, Canada, *Northeastern Naturalist* 14:571-588.
- Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Sans date.** Plan de protection du caribou des bois en Ontario, Toronto (Ontario), Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 24 p., disponible à l'adresse : <http://www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@mnr/@species/documents/document/277784.pdf> (consulté le 8 juin 2011).
- B.C. Ministry of Environment. 2010.** Science update for the Boreal Caribou (*Rangifer tarandus caribou* pop. 14) in British Columbia, Victoria (Colombie-Britannique).
- 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 (Territoires du Nord-Ouest), CANADA, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest.
- Nagy, J.A. 2011.** Use of Space by Caribou in Northern Canada, thèse de doctorat, University of Alberta.
- Nagy, J.A., D.L. Johnson, N.C. Larter, M.W. Campbell, A.E. Derocher, A. Kelly, M. Dumond, D. Allaire et B. Croft. 2011.** Subpopulation structure of caribou (*Rangifer tarandus* L.) in Arctic and sub-Arctic Canada, *Ecological Applications*.
- Neufeld, L.M. 2006.** Spatial Dynamics of Wolves and Woodland Caribou in an Industrial Forest Landscape in West-Central Alberta, thèse de maîtrise en sciences, University of Alberta.
- [NWTCG] Northwest Territories Centre for Geomatics. 2010.** Fire History for the NWT, disponible à l'adresse : <http://www.gnwtgeomatics.nt.ca> (consulté en juin 2011; en anglais seulement).
- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall et M.-J. Fortin. 2006.** Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory, *Biological Conservation* 130:70-83.

- O'Flaherty, R.M., Davidson-Hunt, I. et Manseau, M. 2007.** Woodland Caribou in the Whitefeather Forest, Sustainable Forest Management Network Research Note Series, n° 27.
- Pearce, J., et G. Eccles. 2004.** Characterizing forest-dwelling woodland caribou distribution in Ontario, Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie (Ontario).
- Rettie, W.J. 1998.** The ecology of woodland caribou in central Saskatchewan, thèse de doctorat, University of 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* 76:251-259.
- Rettie, W.J., et F. Messier. 2000.** Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors, *Ecography* 23:466-478.
- Saher, D.J. 2005.** Woodland caribou habitat selection during winter and along migratory routes in West-Central Alberta, thèse de maîtrise en sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta), 125 p.
- Samhuri, J.F., P.S. Levin et C.H. Ainsworth. 2010.** Identifying thresholds for ecosystem-based management, *PLoS ONE* 5(1), art. n° e8907.
- [SCF] Service canadien des forêts. 2010.** Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada (BNDFFC) – Périmètres des feux de forêt selon les agences, 1980-2009, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Edmonton (Alberta), disponible à l'adresse : http://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/fr_CA/nfdb/poly/ (consulté en juin 2010).
- Schaefer, J.A. 1988.** Fire and woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*): an evaluation of range in southeastern Manitoba, thèse de maîtrise ès sciences, University of Manitoba, Winnipeg (Manitoba).
- Schaefer, J.A., et W.O. Pruitt 1991.** Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba, *Wildlife Monographs* 116:3-39.
- Schaefer, J.A., C.M. Bergman et S.N. Luttich. 2000.** Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales, *Landscape Ecology* 15:731-739.
- 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 south-eastern Manitoba, *Rangifer*, numéro spécial, n° 17:209-217.
- 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, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve et Labrador, Corner Brook (Terre-Neuve).

- 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, [Québec], Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. (Rapport)
- Shoesmith, M.W., et D.R. Storey. 1977.** Movements and associated behaviour of woodland caribou in central Manitoba, Department of Renewable Resources and Transportation Services du Manitoba, rapport scientifique manuscrit.
- Smith, K.G. 2004.** Woodland caribou demography and persistence relative to landscape change in west-central Alberta, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta.
- Sorensen, T., P.D. McLoughlin, D. Hervieux, E. Dzus, J. Nolan, B. Wynes et S. Boutin. 2008.** Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou, *Journal of Wildlife Management* 72:900-905.
- Stardom, R.R.P. 1975.** Woodland caribou and snow conditions in southeast Manitoba, Proceedings of the First International Reindeer and Caribou Symposium, Biological papers of the University of Alaska, Special Report Number 1, J.R. Luick, P.C. Lent, D.R. Klein et R.G. White (éd.), p. 324-334.
- Stuart-Smith, A.K., C.J.A. Bradshaw, S. Boutin, D.M. Hebert et A.B. Rippin. 1997.** Woodland Caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta, *Journal of Wildlife Management* 61:622-633.
- Szkorupa, T.D. 2002.** Multi-scale Habitat Selection by Mountain Caribou in West Central Alberta, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta.
- Thomas, D.C., E.J. Edmonds et W.K. Brown. 1996.** The diet of woodland caribou populations in west-central Alberta, *Rangifer*, numéro spécial, n° 9:337-342.
- Thomas, D.C., et D.R. Gray. 2002.** Mise à jour, évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois, *Rangifer tarandus caribou* : Population de la Gaspésie-Atlantique, population boréale, population des montagnes du sud, population des montagnes du nord, population de Terre-Neuve, au Canada, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 112 p.
- Villard, M.-A., et B.G. Jonsson (éd). 2009.** Setting conservation targets for managed forest landscapes, *Cambridge University Press*, 411 p.
- Vors, L.S. 2006.** Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario, thèse de maîtrise ès sciences, Trent University.
- Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers et B.R. Patterson. 2007.** Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario, *Journal of Wildlife Management* 71:1249-1256.

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

Wittmer, H.U., A.R.E. Sinclair et B.N. McLellan. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou, *Oecologia* 144:257-267.

[WWW.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca)

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada

Informathèque

10, rue Wellington, 23^e étage

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800

Télécopieur : 819-994-1412

ATS : 819-994-0736

Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca