

# 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**



**POPULATION DE LA GASPÉSIE-ATLANTIQUE – EN VOIE DE DISPARITION**  
**POPULATION BORÉALE - MENACÉE**  
**POPULATION DES MONTAGNES DU SUD - MENACÉE**  
**POPULATION DES MONTAGNES DU NORD – PRÉOCCUPANTE**  
**POPULATION DE TERRE-NEUVE – NON EN PÉRIL**

**2002**

**COSEPAC**  
COMITÉ SUR LA SITUATION  
DES ESPÈCES EN PÉRIL  
AU CANADA



**COSEWIC**  
COMMITTEE ON THE STATUS OF  
ENDANGERED WILDLIFE  
IN CANADA

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

Nota : Toute personne souhaitant citer l'information contenue dans le rapport doit indiquer le rapport comme source (et citer les auteurs); toute personne souhaitant citer le statut attribué par le COSEPAC doit indiquer l'évaluation comme source (et citer le COSEPAC). Une note de production sera fournie si des renseignements supplémentaires sur l'évolution du rapport de situation sont requis.

COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii + 112 p.

Rapports précédents :

Thomas, D.C., et D.R. Gray. 2002. Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour, in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 1-111 p.

Kelsall, J.P. 1984. COSEWIC status report on the Woodland Caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 103 p.

Note de production :

Ce rapport n'inclut pas le caribou de Dawson (*R. t. dawsoni*, caribou de la sous-espèce *dawsoni*), un caribou des bois disparu de l'île Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte) vers 1935.

Le rapport de situation de 2000 confirmerait à nouveau la disparition du caribou de la sous-espèce *dawsoni*, en se fondant sur des renseignements contenus dans un document d'information préparé par David R. Gray.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC  
a/s Service canadien de la faune  
Environnement Canada  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0H3

Tél. : (819) 997-4991 / (819) 953-3215  
Télec. : (819) 994-3684  
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca  
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Woodland Caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada.

Illustration de la couverture  
Caribou des bois — photo fournie par le gouvernement du Yukon.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2003  
N° de catalogue CW69-14/283-2000F-IN  
ISBN 0-662-88539-2



Papier recyclé



## COSEPAC Sommaire de l'évaluation

### Sommaire de l'évaluation – Mai 2002

**Nom commun**

Caribou des bois (population de la Gaspésie-Atlantique)

**Nom scientifique**

*Rangifer tarandus caribou*

**Statut**

En voie de disparition

**Justification de la désignation**

Une petite population isolée de moins de 200 individus adultes qui sont confinés à la région de la Gaspésie. La population est en péril en raison de la prédation et de la perte de l'habitat.

**Répartition**

Québec

**Historique du statut**

La population de la Gaspésie-Atlantique a été désignée « menacée » en avril 1984. Réexamen de la situation et passage de l'espèce à la catégorie de risque plus élevé « en voie de disparition » en mai 2000. Réexamen de la situation et confirmation du statut en mai 2002. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

### Sommaire de l'évaluation – Mai 2002

**Nom commun**

Caribou des bois (population boréale)

**Nom scientifique**

*Rangifer tarandus caribou*

**Statut**

Menacée

**Justification de la désignation**

Une population étendue dont l'aire de répartition se prolonge à travers les forêts boréales du Nord du Canada. Les populations ont connu un déclin dans presque toute l'aire de répartition. L'espèce est menacée par la perte de l'habitat et par l'augmentation de la prédation, le second élément étant probablement facilité par les activités anthropiques.

**Répartition**

Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-Labrador

**Historique du statut**

La population boréale a été désignée « menacée » en mai 2000. Cette population nouvellement définie se compose d'une partie de la « population de l'Ouest » dont l'inscription a été désactivée et de toute la « population Labrador-Ungava » dont l'inscription a été désactivée. La situation a été réexaminée, et le statut a été confirmé en mai 2002. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

## **Sommaire de l'évaluation – Mai 2002**

### **Nom commun**

Caribou des bois (population des montagnes du Sud)

### **Nom scientifique**

*Rangifer tarandus caribou*

### **Statut**

Menacée

### **Justification de la désignation**

Les troupeaux locaux de la population des montagnes du Sud sont généralement petits, de plus en plus isolés et assujettis aux aménagements multiples. Leur aire de répartition a connu une diminution allant jusqu'à 40 p. 100, et 13 des 19 troupeaux sont en déclin. Les troupeaux les plus au sud disparaîtront probablement. De nombreux troupeaux sont menacés par la diminution du nombre d'habitats et de leur qualité, par le harcèlement et la prédation.

### **Répartition**

Colombie-Britannique, Alberta

### **Historique du statut**

La population des montagnes du Sud a été désignée « menacée » en mai 2000. Cette population était anciennement désignée comme partie de la « population de l'Ouest » (dont l'inscription est maintenant désactivée). Réexamen de la situation et confirmation du statut en mai 2002. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

## **Sommaire de l'évaluation – Mai 2002**

### **Nom commun**

Caribou des bois (population des montagnes du Nord)

### **Nom scientifique**

*Rangifer tarandus caribou*

### **Statut**

Préoccupante

### **Justification de la désignation**

L'exploitation forestière, les routes et d'autres aménagements dans l'aire de répartition de cette population commencent à toucher certains troupeaux par la modification de l'habitat et l'accès accru des humains. La plus grande partie de l'habitat est actuellement éloignée et n'a pas beaucoup changé. La majeure partie de la population de plus de 35 000 adultes semble stable, mais est particulièrement dépendante des mesures de conservation, telles que les plans de gestion. Deux des 39 troupeaux de cette population connaissent un déclin et pourraient être en péril en raison d'un changement dans la relation prédateur-proie et du plus grand accès de véhicules automobiles.

### **Répartition**

Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique

### **Historique du statut**

La population des montagnes du Nord a été désignée « non en péril » en mai 2000. Cette population était anciennement désignée comme partie de la « population de l'Ouest » (dont l'inscription est maintenant désactivée). Réexamen de la situation et passage de l'espèce à la catégorie de risque plus élevé « préoccupante » en mai 2002. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

## **Sommaire de l'évaluation – Mai 2002**

### **Nom commun**

Caribou des bois (population de Terre-Neuve)

### **Nom scientifique**

*Rangifer tarandus caribou*

### **Statut**

Non en péril

### **Justification de la désignation**

Il y a environ 85 000 caribous adultes à Terre-Neuve, et ils sont moins sujets à la prédation que les caribous ailleurs au Canada en raison de l'absence de loups. On ne signale la diminution que d'un des 27 troupeaux, et une grande partie de l'habitat semble protégée. Toutefois, l'arrivée récente des coyotes pourrait accroître la pression exercée par la prédation dans l'avenir.

### **Répartition**

Terre-Neuve-Labrador

### **Historique du statut**

La population de Terre-Neuve a été désignée « non en péril » en avril 1984. Réexamen de la situation et confirmation du statut en mai 2000 et en mai 2002. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.



**COSEPAC**  
**Résumé**

**Caribou des bois**  
*Rangifer tarandus caribou*

**Information sur l'espèce**

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) (figure 1) est un cervidé de taille moyenne (de 100 à 250 kg). La taxinomie (classification) et la systématique (histoire évolutionnaire) du caribou au Canada sont entachées d'incertitude. D'après l'analyse de l'ADN mitochondrial, le caribou a évolué en Amérique du Nord à partir de deux groupes fondateurs (clades) qui se sont différenciés isolément pendant la dernière glaciation (Wisconsinien). Le clade du sud est censé avoir évolué au sud de l'inlandsis, et celui du nord dans un refuge glaciaire situé en Alaska et dans l'Arctique canadien adjacent. Les populations ne présentant que les types de gènes du clade du sud étaient la population locale de Pukaskwa, en Ontario, et deux populations de Terre-Neuve (figure 2). Par contraste, on a trouvé des types de gènes exclusivement nordiques dans quatre populations du Yukon et dans certains écotypes toundra-forêt et toundra du caribou de la toundra (*R. t. groenlandicus*), dans le Nord du Canada. Dans la plupart des cas, les populations de caribou des bois des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique et de l'Alberta, et celles de la forêt boréale et de la taïga canadiennes, présentent des mélanges des deux types (figure 2). Certaines populations « mixtes » de la taïga montrent les deux phénotypes et se comportent comme l'écotype forêt-toundra du caribou de la toundra.

Malgré les récentes découvertes en génétique, aucun changement officiel n'a été apporté à la taxinomie du caribou. Par exemple, tous les caribous du Québec, du Labrador et des plaines hudsonniennes sont encore considérés comme des caribous des bois. Une stratégie d'échelle nationale consiste à protéger des populations géographiques de caribou dans des *aires écologiques nationales* (AEN), créées en 1994 par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Ces aires étaient destinées à toutes les espèces et ne correspondent pas exactement aux écotypes du caribou au Canada. Il s'impose donc d'exclure l'écotype toundrique (migrateur) du caribou des populations locales de caribou forestier (sédentaire) au sein de l'AEN boréale, en raison de différences quant à la génétique, l'écologie, la démographie et le degré d'altération de l'habitat due aux activités humaines.

## Répartition

Dans le présent rapport, nous décrivons la répartition des populations actuelles de caribou des bois forestier pour quatre des aires écologiques nationales (AEN) adoptées par le COSEPAC en 1994 (figure 3), soit les populations des *montagnes du Nord*, des *montagnes du Sud*, *boréale* et *atlantique*. Quatre populations COSEPAC de caribou forestier sont nommées en fonction des AEN qu'elles habitent. La population de l'île de Terre-Neuve est dissociée de celle de l'AEN boréale et traitée à part.

L'aire de répartition actuelle du caribou des bois, au Canada et dans les régions adjacentes du Sud de l'Alaska et du Nord de l'Idaho, est beaucoup plus petite que celle qu'on a pu établir à partir des mentions historiques (figure 4). La *zone d'occurrence* en Colombie-Britannique et en Ontario a perdu jusqu'à 40 p. 100 de sa superficie aux XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècles; on en prévoit d'autres rétrécissements partout au Canada, surtout sur la bordure sud. Sur la zone d'occurrence générale, on a maintenant cartographié plus de 164 *zones d'occupation* (figure 5), dont beaucoup sont considérées comme des populations locales distinctes, puisque des individus marqués ou porteurs de colliers radio sont restés dans les limites cartographiées. Certaines populations locales sont regroupées en métapopulations, parce qu'on suppose qu'il existe entre elles un certain degré d'émigration/immigration.

Le présent rapport ne concerne que le caribou des bois relativement sédentaire présent dans les montagnes et les forêts boréales du Canada, dit *caribou forestier*. On en a exclu les écotypes toundriques migrants comme les populations des rivières George et Leaf au Québec-Labrador et plusieurs populations locales des plaines hudsoniennes au Manitoba et en Ontario; ce sont en effet des populations écologiquement distinctes. On a également exclu le caribou de Dawson (*R. t. dawsoni*), sous-espèce forestière disparue aux alentours de 1935 de Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte).

## Habitat

Le caribou des bois forestier exploite des types de couvert qui vont de la forêt de conifères à la toundra alpine. En été, il fréquente des habitats ouverts ou semi-ouverts tels que la toundra alpine, la zone subalpine supérieure, les tourbières, les îles et les rivages où poussent des plantes nutritives telles que les dicotylédones herbacées et les carex. L'épinette (*Picea* spp.) et le pin (*Pinus* spp.) sont généralement les essences dominantes des habitats forestiers; le sapin baumier (*Abies balsamea*) est présent dans les forêts matures et anciennes; le mélèze laricin (*Larix laricina*) se rencontre souvent dans les tourbières minérotrophes. La niche du caribou forestier est une forêt de conifères mature ou ancienne, riche en lichens, dans une matrice d'une ou plusieurs des zones suivantes : alpine/subalpine, subarctique (taïga), tourbières ou rives de lacs. Le territoire du caribou présente peu

de chevauchements avec les habitats habituels des autres grands ongulés. Les espèces de lichens préférées par le caribou sont un élément constant des aires d'hivernage et d'estivage. Lorsque la neige est relativement peu épaisse, le caribou la gratte pour faire apparaître les lichens terrestres; lorsqu'elle est épaisse et tassée, comme dans les montagnes du Sud de la Cordillère, il se nourrit de lichens arboricoles. Les lichens sont généralement plus abondants dans les forêts matures et anciennes; c'est pourquoi le feu et l'exploitation forestière peuvent, en les détruisant, déplacer le caribou pendant des décennies. Le caribou des bois forestier a une faible densité de population, et a donc besoin de grands territoires où il trouve des habitats spécifiques pour paître et mettre bas, ainsi que pour éviter les prédateurs. Des montagnes de la Cordillère jusqu'au Labrador, les densités sont souvent de l'ordre d'un à quatre caribous/100 km<sup>2</sup>.

## **Biologie**

Le caribou des bois s'accouple à la fin de septembre et en octobre. La plupart des femelles adultes (>1 an) ont un faon unique en mai ou au début de juin. Les femelles se dispersent pour mettre bas individuellement dans les forêts, dans les tourbières, sur les îles, sur les rives des lacs et dans la toundra, ce qui réduit la prédation. Généralement, beaucoup de faons meurent avant l'âge d'un mois, et la mortalité dans la première année est habituellement de 50 à 80 p. 100. Certains caribous forestiers migrent sur de courtes distances (<100 km) entre les territoires d'hiver et d'été; d'autres sont relativement sédentaires ou, avec les saisons, passent de l'aire d'hivernage à l'aire d'estivage, et changent périodiquement d'aire d'hivernage, à cause soit de conditions de neige défavorables soit d'une perturbation de l'habitat.

## **Taille et tendances des populations**

On estime à 184 000 individus (tableau 1) la population canadienne de caribou des bois forestier en 2000/2002. On exclut jusqu'à 1,1 million de caribous de l'écotype toundrique, dont la plupart vivent au Québec et au Labrador. Environ 78 p. 100 des caribous forestiers se trouvent sur l'île de Terre-Neuve et dans l'AEN des montagnes du Nord. Une fois ces populations exclues, il ne reste qu'environ 40 000 caribous répartis sur un immense territoire s'étendant sur le Sud des montagnes de la Cordillère, ainsi que sur les plaines boréales et le bouclier boréal; ces caribous sont très menacés par l'accélération de l'exploitation et l'augmentation connexe de l'abondance des autres ongulés et des prédateurs.

Les effectifs du caribou forestier semblent avoir augmenté dans la plupart des AEN du COSEPAC depuis le dernier rapport, en 1984 (tableau 2). Exception faite de l'île de Terre-Neuve, cette augmentation est en fait due à une amélioration des recensements. Un bon indice de l'état des connaissances sur le caribou forestier est le nombre de populations locales identifiées – environ 55 en 1984, 98 en 1991, et plus de 164 en 2001 (figure 5, annexes 1a-d). Les effectifs ont connu une hausse marquée dans l'île de Terre-Neuve, mais il y a eu des déclinés dans nombre des

populations locales du Sud de l'aire de répartition, et ce dans tout le Canada (tableau 3). Une grande partie des préoccupations quant aux populations boréale et des montagnes du Sud (tableau 10) découle des effets directs et indirects d'un développement accéléré, qui se traduit par des effectifs faibles (tableau 4), des territoires de petite taille (montagnes du Sud) (tableau 5), et une fragmentation et un isolement accrus. Les densités moyennes (par 100 km<sup>2</sup>) vont de 150 sur l'île de Terre-Neuve à 20 dans le parc de la Gaspésie, 11 pour la population des montagnes du Sud, cinq pour la population des montagnes du Nord, et environ deux pour la population boréale (tableau 6). Il est peu probable que le caribou puisse se maintenir dans des forêts gérées surtout pour la production de fibre.

### **Facteurs limitatifs et menaces**

Le résumé des menaces pesant sur quatre des populations COSEPAC (tableau 7) montre que la prédation et les effets de l'exploitation viennent en première place pour la population boréale et celle des montagnes du Sud. La prédation et la chasse sont les principales causes immédiates de mortalité chez le caribou forestier. Cependant, les changements de l'habitat et des conditions météorologiques induisent généralement une augmentation de la mortalité. Le taux de prédation est souvent lié à des facteurs tels que les conditions météorologiques, la perturbation de l'habitat, la présence d'autres proies, ainsi que les pistes et routes qui ouvrent aux prédateurs un accès à l'habitat du caribou. Les populations de caribou qui ont augmenté dans les années 1990 sont celles dont les habitats sont restés relativement vierges, les loups étant absents du territoire (île de Terre-Neuve) ou présents à de faibles densités (certaines parties du territoire de taïga).

Si les changements de l'habitat sont favorables à l'augmentation des populations de cerfs (*Odocoileus* spp.), d'orignaux (*Alces alces*) et de wapitis (élaus) (*Cervus elaphus*), il peut s'ensuivre un accroissement de la pression de prédation sur le caribou forestier. La perte et la dégradation des habitats dues aux feux, à l'exploitation forestière et à d'autres formes d'exploitation ont une incidence sur les populations de caribou toundrique dans tout le Canada. Ce sont les populations locales fréquentant la zone alpine, la taïga et les grands complexes de tourbières qui ont les meilleures perspectives de survie; celles qui sont situées sur les marges sud de l'aire de répartition sont vulnérables aux effets potentiels du changement climatique, comme une augmentation de l'épaisseur de neige avec une croûte de glace plus importante, un accroissement de la superficie brûlée dans l'Ouest, et la présence de prédateurs, insectes et maladies plus nombreux et différents. Le caribou peut s'accommoder d'une exploitation limitée si un habitat adéquat est maintenu, que les prédateurs sont gérés, soit directement soit par gestion des autres espèces proies, et que la chasse est réduite grâce à une coopération avec les groupes autochtones. La conservation des populations déclinantes de caribou forestier exigera la gestion soigneuse d'un tissu de facteurs en interaction. Il faudra mener de nouvelles activités de surveillance et de recherche sur les populations de caribou (tableau 8) pour élucider les relations écologiques et les réponses à l'exploitation. Il faudra également raffiner les indicateurs de populations et en élaborer de nouveaux (annexe 4).

## Importance de l'espèce

La sous-espèce *caribou* est à peu près endémique au Canada. Pour maintenir la biodiversité dans les forêts de conifères de tout le pays ainsi que dans les écorégions subalpine et alpine des montagnes de la Cordillère, il est indispensable de conserver les populations de caribou. La perte de populations locales appauvrirait en effet la diversité biologique dans tous les paysages occupés par le caribou. Le caribou a une valeur symbolique pour les Canadiennes et les Canadiens, surtout pour les groupes autochtones qui co-existent avec lui depuis des siècles; c'est un symbole des espaces sauvages et un animal presque mythique, parce que la majorité des Canadiennes et des Canadiens n'en ont jamais rencontré.

## Protection actuelle ou autre désignation

Parmi les mesures de protection figurent les aires protégées; les lois visant les espèces en péril, l'exploitation et la chasse; les lignes directrices pour la protection du caribou dans le cas d'exploitation menée sur le territoire du caribou; les ententes conclues avec les peuples autochtones concernant la chasse au caribou; les attitudes et l'éthique sociétales. De nombreuses populations locales sont situées en partie dans des zones protégées telles que des parcs ou des aires de nature sauvage (annexes 2a-c). La chasse sportive est interdite ou ne constitue pas un facteur (tableau 9). Les désignations (tableau 10) mettent en lumière les préoccupations pour le caribou dans les diverses régions du Canada. Le caribou des bois de l'Ouest était désigné *rare* par le COSEPAC en 1984 et *vulnérable* en 1995 (tableau 11).

## Résumé du rapport de situation

L'exploitation forestière et d'autres exploitations dans l'AEN des montagnes du Nord commencent à affecter quelques populations locales de caribou. Cependant, l'habitat n'est presque pas touché dans les zones d'occupation éloignées. Les changements des conditions météorologiques et des relations de prédation, ainsi que l'accès accru des chasseurs non réglementés, influent sur les effectifs des populations locales (tableau 7).

Dans la population des montagnes du Sud, les populations locales sont généralement petites, de plus en plus isolées, et exposées aux effets d'une multiplicité d'aménagements. Le territoire a rétréci de 40 p. 100 par endroits (figure 4) et, pour près de la moitié des populations locales (12-14/30), les effectifs sont en baisse. Les populations locales situées sur les marges sud de l'aire de répartition (Selkirk, Purcell Sud et Banff) et d'autres petites populations isolées (Barkerville, mont George et Telkwa) vont probablement disparaître. En ce qui concerne la quantité et la qualité de l'habitat et la gestion des prédateurs, les perspectives ne sont pas favorables.

Pour ce qui est de la population boréale, on a noté au cours d'études récentes une baisse des effectifs dans une majorité des populations locales pour lesquelles on disposait de données sur les tendances (12/1 – tableau 3). Il pourrait aussi y avoir des déclinés dans les 65 p. 100 du territoire pour lesquels on n'a pas de telles données. Il existe une forte proportion de petites populations locales occupant de petits territoires à de faibles densités (tableaux 4 à 6). La zone d'occupation a rétréci de 40 p. 100 par endroits en Alberta et en Ontario (figure 4). Plusieurs petites sous-populations sur la lisière sud de la zone d'occurrence ont disparu dans les 20 dernières années. Ce sont les populations de caribou vivant dans les forêts commerciales qui risquent le plus de subir une perte et une dégradation de leur habitat, une accélération de sa fragmentation et une augmentation de la prédation causée indirectement par la présence accrue des cerfs, des orignaux et des wapitis. L'aire de répartition est située en grande partie dans la forêt commerciale et, dans une certaine mesure, dans des régions de grande activité pétrolière et gazière. Les territoires de certaines populations locales situés dans la forêt commerciale vont subir des déclinés rapides en quantité et en qualité, à mesure que l'exploitation forestière et les autres exploitations prendront de l'expansion.

La population de la Gaspésie-Atlantique est une relique isolée des caribous qui exploitaient autrefois les provinces Maritimes et le Nord-Est des États-Unis. Bien que l'effectif soit passé de 150 à 250 individus dans les 20 dernières années, cette population est exposée à la dérive génétique, à la dépression de consanguinité et aux phénomènes catastrophiques aléatoires.



## MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) détermine le statut, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés et des populations sauvages canadiennes importantes qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées à toutes les espèces indigènes des groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, lépidoptères, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

## COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes fauniques des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (Service canadien de la faune, Agence Parcs Canada, ministère des Pêches et des Océans, et le Partenariat fédéral sur la biosystématique, présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres ne relevant pas de compétence, ainsi que des coprésident(e)s des sous-comités de spécialistes des espèces et des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

## DÉFINITIONS

Espèce	Toute espèce, sous-espèce, variété ou population indigène de faune ou de flore sauvage géographiquement définie.
Espèce disparue (D)	Toute espèce qui n'existe plus.
Espèce disparue du Canada (DC)	Toute espèce qui n'est plus présente au Canada à l'état sauvage, mais qui est présente ailleurs.
Espèce en voie de disparition (VD)*	Toute espèce exposée à une disparition ou à une extinction imminente.
Espèce menacée (M)	Toute espèce susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas renversés.
Espèce préoccupante (P)**	Toute espèce qui est préoccupante à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.
Espèce non en péril (NEP)***	Toute espèce qui, après évaluation, est jugée non en péril.
Données insuffisantes (DI)****	Toute espèce dont le statut ne peut être précisé à cause d'un manque de données scientifiques.

\* Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

\*\* Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

\*\*\* Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

\*\*\*\* Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999.

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le comité avait pour mandat de réunir les espèces sauvages en péril sur une seule liste nationale officielle, selon des critères scientifiques. En 1978, le COSEPAC (alors appelé CSEMDC) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. Les espèces qui se voient attribuer une désignation lors des réunions du comité plénier sont ajoutées à la liste.



Environnement  
Canada  
Service Canadien  
de la faune

Environment  
Canada  
Canadian Wildlife  
Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

# Mise à jour 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**

Donald C. Thomas<sup>1</sup>  
David R. Gray<sup>2</sup>

2002

<sup>1</sup>Thomas Wildlife Services  
46, promenade Pineview  
St. Albert (Alberta)  
T8N 4S8

<sup>2</sup>Grayhound Information Services  
3107 8<sup>th</sup> Line Road  
Metcalfe (Ontario)  
K0A 2P0

## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	5
Connaissances locales.....	7
INFORMATION SUR L'ESPÈCE.....	9
Nom et classification.....	9
Description.....	21
Populations importantes à l'échelle nationale.....	21
RÉPARTITION.....	22
Répartition mondiale.....	22
Répartition canadienne.....	23
HABITAT.....	29
Besoins de l'espèce.....	29
Tendances.....	34
Protection et propriété des terres.....	38
BIOLOGIE.....	41
Généralités.....	41
Reproduction.....	41
Survie.....	42
Physiologie.....	44
Déplacements et dispersion.....	44
Nutrition et relations interspécifiques.....	45
Comportement/adaptabilité.....	45
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	46
Population des montagnes du Nord (PMN).....	48
Population des montagnes du Sud (PMS).....	49
Population boréale (PB).....	49
Population de Terre-Neuve (PTN).....	52
Population de la Gaspésie-Atlantique.....	52
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES.....	52
Généralités.....	52
Perte, dégradation et fragmentation de l'habitat.....	53
Perturbation.....	57
Prédation.....	58
Conditions météorologiques.....	62
Chasse.....	64
Parasites.....	66
Autres facteurs limitatifs.....	67
IMPORTANCE DES POPULATIONS.....	67
PROTECTION ACTUELLE OU AUTRE DÉSIGNATION.....	68
RÉSUMÉ DU RAPPORT DE SITUATION.....	69
RÉSUMÉ TECHNIQUE 1.....	75
RÉSUMÉ TECHNIQUE 2.....	76
RÉSUMÉ TECHNIQUE 3.....	77
RÉSUMÉ TECHNIQUE 4.....	79
RÉSUMÉ TECHNIQUE 5.....	80

REMERCIEMENTS .....	81
LES AUTEURS .....	82
AUTORITÉS CONSULTÉES .....	84
COLLECTIONS ÉTUDIÉES .....	84
OUVRAGES CITÉS .....	90

### Liste des figures

Figure 1. Photo de caribou des bois.....	5
Figure 2. Proportions des clades du Sud et du Nord dans les populations locales de caribous échantillonnées au Canada.....	8
Figure 3. Aires écologiques nationales définies par le COSEPAC en 1994.....	9
Figure 4. Limite actuelle (traits continus) et limite sud historique (trait tireté) de la <i>zone d'occurrence</i> du caribou des bois forestier en Amérique du Nord en 2001 .....	13
Figure 5. <i>Zone d'occupation</i> (aires de répartition actuelles) des populations de caribou des bois forestier en Amérique du Nord en 2000.....	14

### Liste des tableaux

Tableau 1. Effectifs estimatifs en 2000-2002 des populations COSEPAC de caribou forestier. ....	84
Tableau 2. Effectifs estimatifs des caribous des bois forestiers au Canada, par population COSEPAC.....	85
Tableau 3. Distribution statistique des tendances estimatives des effectifs des populations locales de caribou au sein des populations COSEPAC des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve en 2000-2002 .....	86
Tableau 4. Distribution statistique des tailles estimatives des populations locales de caribou au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve, en 2000-2002 .....	86
Tableau 5. Distribution statistique des tailles des populations locales de caribous forestiers au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve, en 2000-2002. ....	86
Tableau 6. Densités moyennes des populations COSEPAC de caribou des bois forestier.....	87
Tableau 7. Fréquence en pourcentage des préoccupations face aux menaces pour les populations locales de caribou au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve, en 2000.....	87
Tableau 8. Pourcentage des populations locales pour lesquelles on recueille certains types de données sur une base annuelle (ann.), à l'occasion (occas.), et rarement ou jamais, au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud et boréale, en 2000.....	88

Tableau 9.	Résumé de la chasse sportive au caribou des bois forestier du Canada. ....	88
Tableau 10.	Désignations par le COSEPAC, les instances concernées, et cotes subnationale (liste S) et globale (liste G) au sein des nouvelles aires écologiques nationales du COSEPAC. ....	89
Tableau 11.	Désignations de cinq populations COSEPAC et désignations des éléments adoptées par le COSEPAC en 1984, modifiées en 1995, et changées en 2000. ....	90

### Liste des annexes

Annexe 1a.	Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC des montagnes du Nord.....	105
Annexe 1b.	Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC des montagnes du Sud .....	106
Annexe 1c.	Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC boréale .....	107
Annexe 1d.	Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC de Terre-Neuve (île).....	108
Annexe 2a.	Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier des aires écologiques nationales (AEN) des montagnes du Nord (MN) et des montagnes du Sud (MS) du COSEPAC .....	109
Annexe 2b.	Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier de l'aire écologique nationale (AEN) boréale du COSEPAC.....	110
Annexe 2c.	Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier des aires écologiques nationales (AEN) de Terre-Neuve et de l'Atlantique du COSEPAC.....	111
Annexe 3a.	Types, critères et caractéristiques des écotypes du caribou des bois.....	111
Annexe 3b.	Schéma des écotypes de caribous des bois .....	112
Annexe 4.	Indicateurs de la situation des populations COSEPAC de caribous.....	112

## INTRODUCTION

La conservation du caribou des bois (figure 1) au Canada est une entreprise difficile et complexe. Parmi les principaux problèmes figurent le flou de la taxinomie et de la systématique, l'incertitude quant aux populations génétiques à conserver et les lacunes des connaissances sur les populations locales et l'écologie du caribou, ainsi que les importantes variations naturelles et les grandes erreurs de mesure de la taille et des tendances des populations. Le risque de déclin des populations diffère lui aussi considérablement avec l'endroit, étant donné que le climat, le relief, la végétation, les conditions écologiques et le degré de modification des habitats par les activités humaines présentent d'importantes variations selon la longitude et la latitude.



Figure 1. Photo de caribou des bois à (endroit) (photo courtoisié de Elston Dzus)

La taxinomie classique du caribou repose largement sur la craniométrie des adultes (Banfield, 1961) et, à ce jour, n'a pas été officiellement modifiée. Tous les caribous du Québec et du Labrador font partie de la sous-espèce des bois, tout comme ceux des plaines hudsoniennes. Aux fins de la conservation et de la gestion, il est justifié d'exclure l'écotype toundrique (« migrateur ») des populations locales sylvoles (« sédentaire ») de l'aire écologique nationale (AEN) boréale, en raison de différences génétiques et écologiques. Les différences écologiques ont en effet entraîné de grandes différences dans les tendances des effectifs, de la reproduction, de la mortalité, etc. Ces écarts entre les écotypes de caribou deviendront plus prononcés à mesure que les activités forestières et autres s'étendront plus loin vers le nord et que le changement climatique modifiera les processus écologiques.

Le caribou forestier, de la Colombie-Britannique à Terre-Neuve, n'a pas fait l'objet de beaucoup de publications avant 1978. Par la suite, à mesure que les études se faisaient plus vastes, le nombre de populations locales (troupeaux) est passé de 55 en 1985 (Williams et Heard, 1986) à 98 en 1991 (Ferguson et Gauthier, 1992), et à plus de 164 en 2001 (tableau 2, annexe 1a-d). Pour de nombreuses répartitions, la dénomination correcte du groupe (sous-population, population locale, population et métapopulation) reste floue et arbitraire tant que tous les individus n'ont pas été munis d'un collier-radio et leurs déplacements enregistrés sur un nombre suffisant d'années.

La présente mise à jour fournit des informations qui devraient aider le COSEPAC à désigner les populations forestières de la sous-espèce *caribou*. Elle exclut un autre caribou des bois, *R. t. dawsoni*, sous-espèce disparue aux environs de 1935 à Haida Gwaii (Banfield, 1961; Cowan et Guiguet, 1965). D'après une analyse limitée de l'ADN, cette population n'aurait pas été génétiquement distincte des caribous qui fréquentent aujourd'hui le Nord de la Colombie-Britannique et l'Alaska (Byrun *et al.*, 2002).

Il est justifié d'attribuer des désignations séparées aux caribous forestiers des aires écologiques nationales (AEN) adoptées par le COSEPAC en 1994 (figure 3). Les caribous de quatre des huit AEN sont des populations distinctes aux termes du COSEPAC : celles des *montagnes du Nord*, des *montagnes du Sud*, de l'AEN *boréale* et de l'AEN *atlantique*. Une cinquième population, celle de *Terre-Neuve*, est traitée séparément, en tant que population distincte isolée (COSEPAC, 2000c). Le présent rapport résume, pour chaque population COSEPAC, les estimations et tendances passées et présentes, la taille des aires de répartition, les menaces et les facteurs limitatifs connus, le degré de surveillance, et la protection offerte par les parcs et autres aires protégées. Il a fallu pour cela recueillir des données sur toutes les sous-populations COSEPAC, ici appelées *populations locales*.

Le présent rapport ne prétend pas modifier la taxinomie du caribou des bois (Banfield, 1961), ni passer en revue toute l'information disponible. Il fait fond sur l'information présentée dans le premier rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (Kelsall, 1984) et dans les révisions publiées depuis 1984 (Williams et Heard, 1986; Edmonds, 1991; Ferguson et Gauthier, 1992; Cumming, 1998; Edmonds, 1998, Farnell *et al.*, 1998; Heard et Vagt, 1998; Rettie *et al.*, 1998; Mallory et Hillis, 1998). Il puise également dans l'information présentée dans des rapports rédigés par ou pour d'autres compétences (Harris, 1999; Hatter, 2000; Dzus, 2001), ainsi que dans les tableaux généreusement fournis par des représentants des autorités provinciales/territoriales (voir les Remerciements).

Ce rapport, qui suit le nouveau format défini en avril 2000 (COSEPAC, 2000a) et révisé en 2001 (COSEPAC, 2001), est modelé par les définitions des notions d'espèce et de population en péril. Ces dernières se conforment aux AEN fixées en 1994 (CESMDC, 1994) et à des perspectives mondiales (UICN, 1994; UICN, 1998, 1999) ramenées à une échelle nationale (COSEPAC, 2000c). Il fournit un complément d'information de fond pour les désignations faites par le COSEPAC en mai 2000 (tableaux 10 et 11, *in* COSEPAC, 2000b) et en mai 2002 sur la base des nouvelles AEN et des renseignements fournis par les diverses instances. En résumé, cette révision se limite aux éléments suivants :

1. le caribou des bois forestier, sous-espèce *caribou*, à l'exception de l'écotype toundrique migrateur : populations de la rivière Leaf, de la rivière George, de l'île Pen et du cap Churchill, et autres populations du Nord de la plaine hudsonienne;
2. les populations de quatre des huit AEN : montagnes du Nord, montagnes du Sud, boréale, et atlantique (COSEPAC, 1994);
3. une cinquième population, de l'île de Terre-Neuve, traitée séparément de la population boréale en tant que population isolée distincte.

### **Connaissances locales**

Ce n'est que depuis une vingtaine d'année qu'on reconnaît la valeur des connaissances écologiques locales et traditionnelles. Celles-ci sont maintenant intégrées dans les instructions du COSEPAC (COSEPAC, 2000a) et demandées, dans la mesure où elles sont disponibles, par la *Loi sur les espèces en péril* (LEP, 2002). Ces connaissances devraient être incorporées aux évaluations du statut du caribou effectuées par les diverses instances en vue de la prochaine révision de ce rapport « en évolution » (COSEPAC, 2001). Les auteurs de rapports du COSEPAC ne peuvent en effet pas en recueillir pour des espèces à répartition étendue, comme le caribou.

On cherche actuellement des façons de recueillir ces connaissances traditionnelles (p. ex. Kofinas, 1998; Urquhart, 2001). Jusqu'ici, la plus grande partie de ces connaissances proviennent de contacts personnels avec des chasseurs. Par exemple, dans les contreforts de l'Alberta, les gens de l'endroit identifiaient deux types de caribous; des études subséquentes ont défini les écotypes montagnard et forestier (Edmonds et Bloomfield, 1984). De même, des chasseurs autochtones avaient noté qu'il y avait deux types de caribous dans la population du cap Churchill (C. Elliott, comm. pers., 2000), observation qui a été confirmée par analyse de l'ADN (figure 2). Des sources inuites et criées des rives ouest de la baie d'Hudson ont aussi signalé que la population de l'île Pen se mêlait au caribou des bois (McDonald *et al.*, 1997), présumément ceux de la population des rivières Nelson-Hayes. Les Cris et Inuits des rives du Québec ont remarqué une augmentation des effectifs de caribous le long de la baie James (McDonald *et al.*, 1997). Les Cris du lac Mistassini, au Québec, ont rapporté que la population de la Caniapiscou descendait vers le sud jusqu'à Val-d'Or ou au lac Saint-Jean (Blacksmith, comm. pers., 1997). Certaines de ces informations sont disponibles sous forme imprimée (p. ex. Novalinga, 1997), mais une grande partie ne peuvent être recueillies que lors d'entrevues ou de contacts personnels. Comme les diverses instances commencent à réunir ce genre

de connaissances, le prochain rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois forestier devrait contenir plus d'informations fournies par des Autochtones ou des résidents locaux.

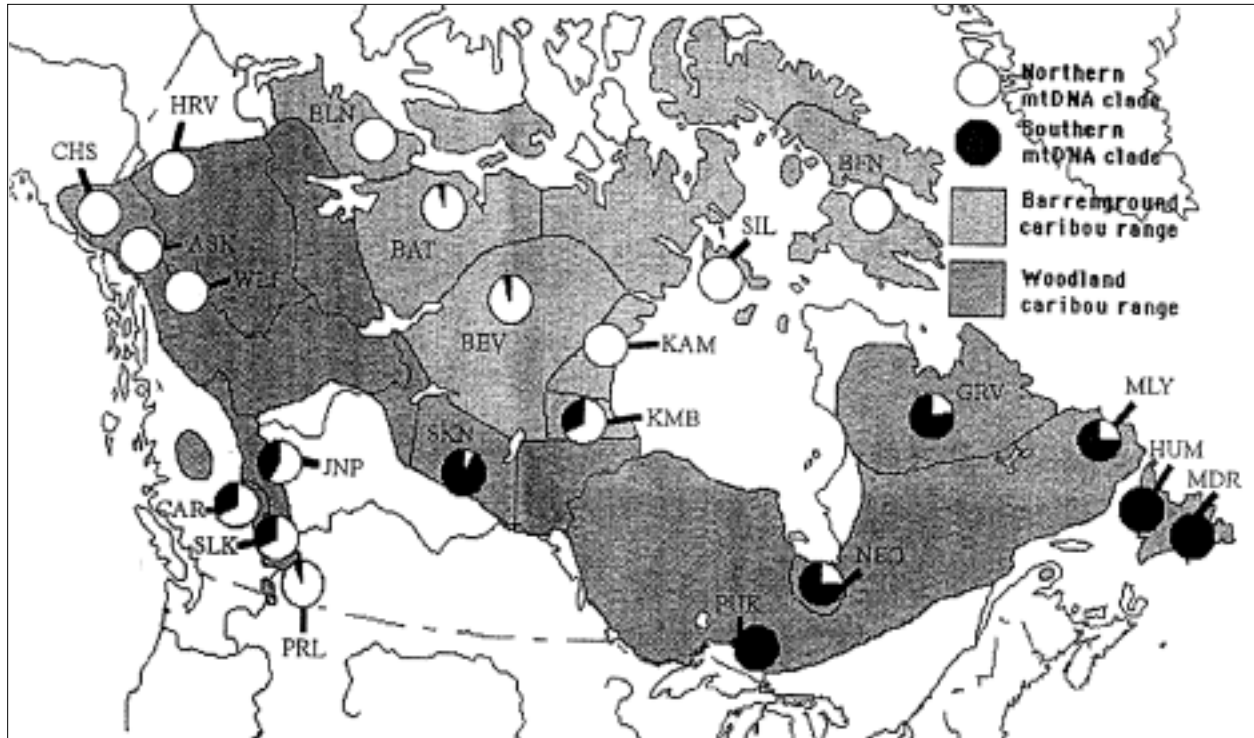


Figure 2 Proportions des troupeaux du Sud et du Nord dans les populations locales de caribous échantillonnées au Canada (Dueck, 1998; Dueck et Strobeck, comm. pers.). Codes des populations : CHS = Chisana, HRV = rivière Hart, ASK = Aishihik, WLF = lac Wolf, JNP = Sud du parc national Jasper, CAR = chaîne Cariboo, SLK = Centre de Selkirk, PRL = Sud de Purcell, SKN = Saskatchewan, PUK = Pukaskwa, NEO = NordEst de l'Ontario, MDR = Middle Ridge, HUM = Humber, MLY = Mealy, GRV = rivière George, KMB = cap Churchill, KAM = Qamanirjuaq, BEV = Beverly, BAT = Bathurst, BLN = Bluenose, SIL = Southampton, BFN = Sud de Baffin.

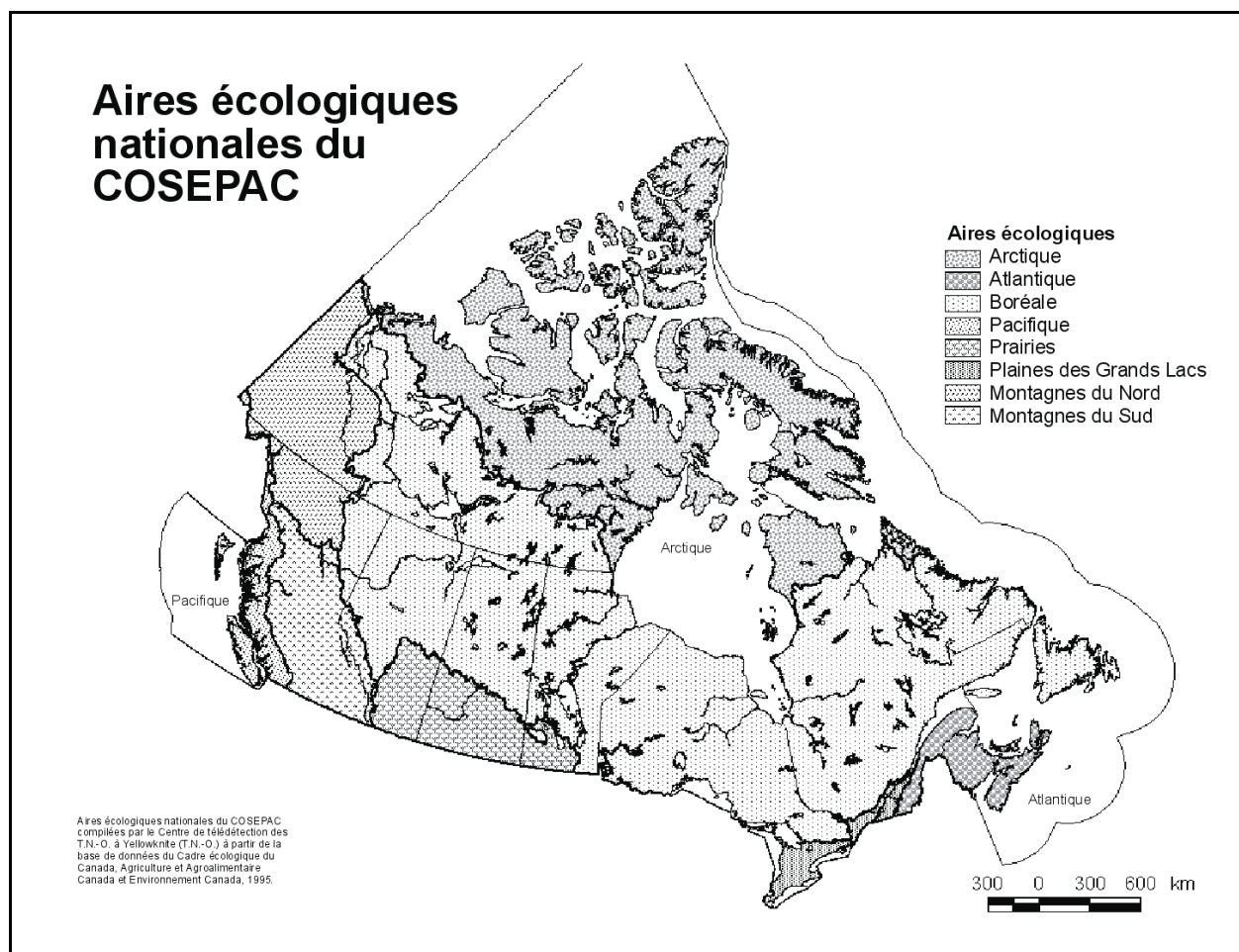


Figure 3. Aires écologiques nationales définies par le COSEPAC en 1994.

## INFORMATION SUR L'ESPÈCE

### Nom et classification

Les caribous des bois du Canada sont classifiés comme *Rangifer tarandus* (Lin.), sous-espèce *caribou* (Gmelin, 1788; Banfield, 1961, 1974). Les définitions sont absolument essentielles quand on discute de notions comme *espèce*, *sous-espèce*, *métapopulation*, *population*, *sous-population*, *population locale*, *troupeau*, *dème*, *cline* et *intergrade*. Le flou des définitions dans la littérature a entraîné une grave confusion. Non seulement les définitions sont arbitraires et variables d'un auteur à l'autre, mais leur interprétation est encore moins rigoureuse. Quant à la définition d'une espèce en péril, elle inclut « une espèce, une sous-espèce...ou une population biologiquement distincte ». (COSEPAC, 2000a, 2000c).

Tous les caribous et rennes du monde entier ne constituent qu'une seule espèce, et sont présumés interfécondables, les produits de croisement étant viables et fertiles. Certains définissent l'espèce comme composée de groupes effectivement ou potentiellement interfécondables, qui sont incapables de se reproduire avec d'autres groupes semblables (Mayr, 1942). Pour ce qui est de la sous-espèce, elle est définie entre autres comme un regroupement, défini géographiquement, de populations locales, qui sont taxinomiquement différentes d'autres subdivisions de l'espèce (Mayr, 1969). Le degré de différence nécessaire pour définir la sous-espèce s'est révélé un problème délicat pour les taxinomistes. Avise et Ball (1990) ont avancé que les indications d'une sous-espèce devaient provenir d'une distribution cohérente de traits génétiques multiples et indépendants. O'Brien et Mayr (1991) ont quant à eux avancé qu'une sous-espèce se caractérisait par une répartition géographique ou un habitat uniques, un groupe de phénotypes phylogénétiquement concordants, et une évolution naturelle unique. Des cas d'interfécondation entre répartitions chevauchantes (sympatriques) ou d'introggression de membres d'une sous-espèce dans une autre ne remettent pas en question la définition de la sous-espèce (O'Brien et Mayr, 1991).

L'expression *population biologiquement distincte* est elle aussi arbitraire, mais assure une certaine souplesse. Pour nombre de populations, nous ne disposons pas d'assez d'informations sur leur statut génétique pour déterminer si elles sont génétiquement distinctes, quelle que soit la définition de cette distinction. Par ailleurs, n'importe quelle petite population locale qui est isolée depuis plus de 100 ans sera probablement génétiquement distincte, sur la base de l'analyse de l'ADN microsatellite (C. Strobeck, comm. pers., 2000). Il n'existe pas de critères généralement acceptés quant au seuil de différence génétique à partir duquel deux populations sont distinctes, et il est impossible à l'heure actuelle de traduire les différences génétiques en différences fonctionnelles. La composante biologique de l'expression *population biologiquement distincte* nous autorise donc à recourir aux similitudes et différences écologiques, aux phénotypes et au comportement pour regrouper ou séparer les populations de caribous. Les phénotypes et le comportement ont des causes génétiques et environnementales, qui sont difficiles à répartir. Il faudra donc disposer de plus d'informations génétiques et comportementales avant de pouvoir s'entendre sur les unités de conservation des caribous qui exigent une protection spéciale.

Qu'est-ce qu'une *population*? Au sens large, il s'agit de tous les individus d'une espèce présents dans une région géographique donnée. Les régions en question devraient être des zones géographiques écologiquement cohérentes, ou des écozones/écorégions, sans égard aux frontières politiques. Avec le temps, une espèce peut donner naissance à divers écotypes dans des environnements différents, comme des écozones, des écorégions ou des écodistricts. Banfield (1961) utilisait le terme de « population géographique », terminologie conservée par Kelsall (1984). Cependant, Banfield (1961) faisait aussi référence à des populations statistiques pour regrouper les mesures d'éléments du squelette. À des fins de clarté, le terme « population » devrait toujours être qualifié : « biologique »,

« géographique », « écologique », « locale », « COSEPAC », « statistique », ou « sous-population », etc.

Le terme « population » est utilisé diversement pour désigner un écotype, un phénotype, et les caribous d'une région géographique, d'une unité de gestion ou d'un territoire donnés. Dans le présent rapport, nous utilisons la définition de « population » recommandée dans les lignes directrices de 1994 du COSEPAC : Une population est un groupe d'individus d'une espèce biologique unique occupant un territoire défini. La définition de 2000 (COSEPAC, 2000c) est la suivante : « un groupe d'individus géographiquement ou autrement distinct (une portion de la population totale) qui a peu d'échanges démographiques ou génétiques avec de tels autres groupes ». On peut comparer cette définition à celle adoptée par l'Union mondiale pour la nature (UICN) pour une population régionale à l'échelle planétaire : « *la proportion de la population mondiale qui se trouve dans la région étudiée* » (UICN, 1994) et sa définition des sous-populations : « *groupes distincts, au plan géographique par exemple, au sein de la population (mondiale), entre lesquels les échanges [...] sont limités.* » Ainsi, à l'échelle planétaire, les populations COSEPAC pourraient être considérées comme des sous-populations de *Rangifer tarandus*, plutôt que comme des populations. Il s'agit donc d'une approche descendante. Dans le cas d'une approche ascendante, c'est la population définie selon des critères géographiques qui constitue l'unité de base à des fins de conservation.

Le dème se situe à un niveau inférieur à l'espèce et peut remplacer la sous-espèce dans les cas où l'espèce ne peut pas être subdivisée. Un *dème* est un groupe d'individus plus semblables génétiquement entre eux qu'à d'autres individus, vivant généralement dans une certaine isolation spatiale (Wells et Richmond, 1995). La *métapopulation* est peut-être l'autre regroupement qui fait appel à une définition large, c.-à-d. une *population de populations* susceptibles d'immigration/émigration. Advenant la disparition d'une population locale, la recolonisation naturelle est possible. Ce regroupement devrait être basé sur la géographie, l'écologie et le comportement des caribous. Les regroupements de métapopulations devraient concorder avec les populations reconnues par le COSEPAC. La répartition du caribou des bois au Canada se compose de métapopulations, ainsi que de quelques populations locales isolées. On ne connaît pas suffisamment les mouvements entre la plupart des groupes géographiques de caribous pour pouvoir avec confiance les classer et cartographier en sous-populations, populations et métapopulations. De plus, les groupes sont, de nature, dynamiques. La plupart des caribous porteurs d'un collier radio sont des femelles adultes, censées être fidèles à la région où elles sont nées et ont vécu pendant au moins deux ou trois ans avant qu'on leur fasse porter ces colliers. Les jeunes mâles sont plus susceptibles d'émigrer vers une autre population locale. Le terme d'*échange* ne devrait être utilisé que rarement, puisqu'il a une connotation de réciprocité, alors que la plupart des mouvements sont des immigrations ou des émigrations.

La *population locale* (population géographique) est l'unité de base aux fins de la conservation. Certains auteurs utilisent le terme *sous-population* pour désigner un élément d'une population locale dont les individus restent séparés des autres pendant une période se mesurant en mois ou en années. Les *populations* sont identifiées selon des critères géographiques, alors que les limites de leurs territoires peuvent changer avec le temps, et pour des raisons très diverses. En fait, les chercheurs savent rarement s'ils sont en train d'étudier une sous-population, une population locale ou une métapopulation. L'attribution de ces désignations exige une surveillance à long terme de caribous mâles et femelles marqués de tous âges. De même que les limites territoriales, les désignations des groupes peuvent changer avec les fluctuations de la taille de la population, la végétation (p. ex. perturbation par le feu ou autre, et surutilisation du territoire), les conditions météorologiques et les activités humaines (chasse et exploitation du territoire).

Par *troupeau*, on entend un groupe de caribous qui occupe un territoire ou une région géographiques donnés et semble séparé d'autres groupes semblables (Banfield, 1954). On lui connaît un territoire d'habitation (Skoog, 1968) et une aire de mise bas traditionnelle (Thomas, 1969); le chevauchement des aires de répartition en hiver a été observé et accepté. On ne connaissait généralement pas son degré de mélange avec d'autres troupeaux, mais un faible taux d'émigration ou d'immigration ne contrevenait pas à la définition du troupeau. Le point essentiel en ce qui concerne le mélange génétique est l'endroit où se tiennent les populations de caribous, les sous-populations et les individus pendant la saison de reproduction en octobre. Ce qui était autrefois cartographié comme *zone d'occurrence* générale des caribous dans la forêt boréale (figure 4) est maintenant redéfini pour englober des troupeaux isolés ou semi-isolés (populations locales), ce qui correspond dans la plupart des cas à des *zones d'occupation* (figure 5).

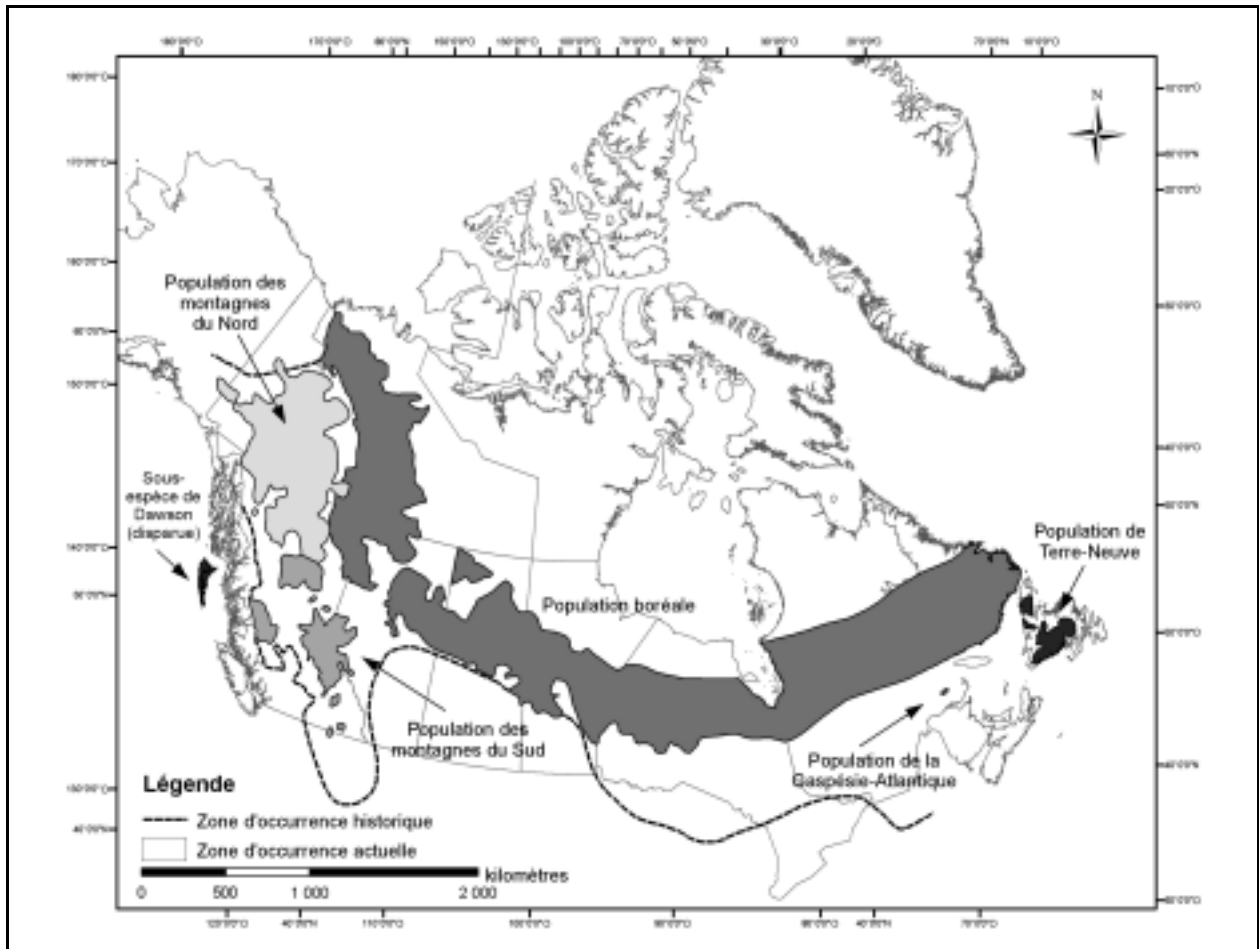


Figure 4. Limite actuelle (traits continus) et limite sud historique (trait tireté) de la zone d'occurrence du caribou des bois forestier en Amérique du Nord en 2001. Données historiques tirées de Kelsall (1984) et Hatter (comm. pers., 2000).

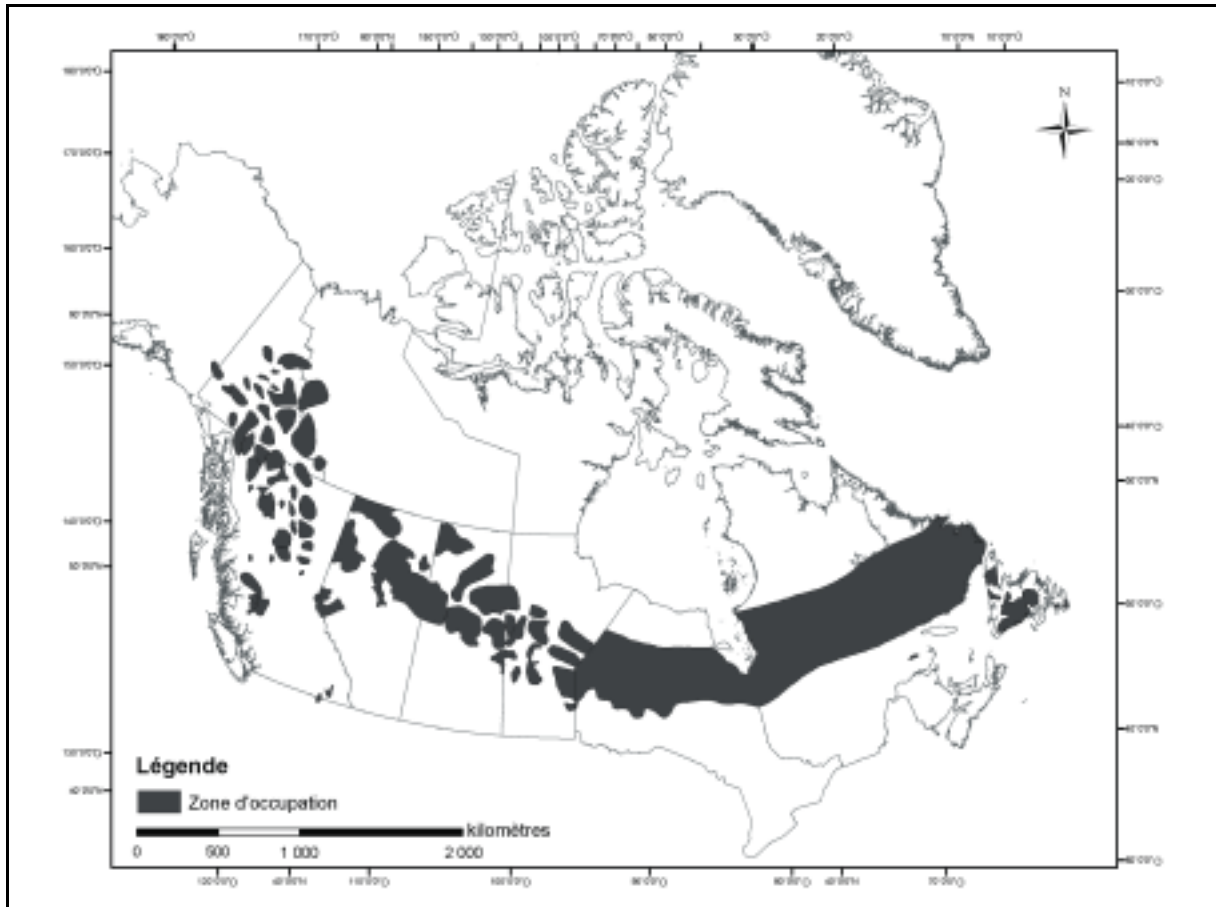


Figure 5. *Zone d'occupation* (aires de répartition actuelles) des populations de caribou des bois forestier en Amérique du Nord en 2000. Données tirées de cartes fournies par les autorités provinciales et territoriales en 2000 et 2001.

Dans le présent rapport, nous parlons de *populations locales* et de *sous-populations* plutôt que de *troupeaux* et *sous-troupeaux*, pour nous conformer à la terminologie de l'UICN et du COSEPAC, ainsi qu'à la littérature sur d'autres espèces. Des populations plus ou moins distinctes au sein de populations au sens du COSEPAC sont des sous-populations à une échelle nationale. Le terme *troupeau* est synonyme de population locale ou de sous-population et comporte un élément saisonnier tel que la répartition hivernale. Certaines populations locales sont migratrices, d'autres présentent des décalages saisonniers de l'aire de répartition, et certaines se déplacent peu. On ne dispose donc pas d'un terme unique pour les décrire toutes correctement. Bien que dits *caribous forestiers*, ces animaux peuvent fréquenter la toundra alpine et les tourbières ouvertes en été et même en hiver.

L'attribution de noms en fonction de l'emplacement de l'aire de mise bas est moins courante pour les populations de caribou des bois forestier que pour l'écotype forêt/toundra. Souvent, les noms des populations font référence aux aires d'hivernage traditionnelles (Farnell *et al.*, 1996; Kuzyk *et al.*, 1999). Trois populations « de montagne » de l'Alberta ont des territoires d'été qui se chevauchent, mais des aires de reproduction distinctes, et sont nommées en fonction de leurs aires d'hivernage actuelles (Edmonds, 1988; Brown et Hobson, 1998). Cependant, la présence d'un habitat de mise bas et d'estivage convenable est l'élément le plus critique du territoire fréquenté par la plupart des populations locales.

La notion d'écotype est maintenant acceptée. On l'a utilisée pour établir une distinction entre trois types de comportements du caribou en Colombie-Britannique (du NORD, des montagnes et boréal), entre deux en Alberta (des montagnes et boréal), entre deux en Ontario (forestier et toundrique), et entre deux au Québec (sédentaire et migrateur) (Bergerud, 1978; Edmonds, 1991; Heard et Vagt, 1998; Harris, 1999; Caribou Québec, 2000). Les écotypes sont des catégories de populations adaptées à des paysages ou environnements différents, définies surtout par leurs déplacements et leur comportement alimentaire (annexe 3). Thomas (1995) a étendu la classification en écotypes pour y faire intervenir les habitats d'été et d'hiver, le comportement migrateur, l'alimentation d'hiver et le climat. Les deux métapopulations du Nord dans la population des montagnes du Sud en Colombie-Britannique (Hatter, 2000) et les populations des montagnes Rocheuses et des contreforts en Alberta constituent l'écotype nordique (Bergerud, 1978; Edmonds, 1988; Heard et Vagt, 1998), mais ne concordent pas avec les limites fixées par le COSEPAC. Cependant, les critères des écotypes ne sont pas absolus, puisque les lichens terrestres sont complétés par des lichens arboricoles chez la plupart des populations locales. Bergerud (2000) a fait la distinction entre les écotypes sédentaire/migrateur et montagnard/boréal. Les rennes de Russie ont été classés en montagnards forestiers, sédentaires forestiers, migrants forestiers, migrants toundriques (Baskin, 1990) et toundriques.

## Taxinomie et systématique du caribou

La systématique (relations évolutives et génétiques) et la taxinomie (classification) (Cronin, 1993, 1997) du caribou sont entachées d'incertitude au-dessous du niveau de l'espèce. En 1961, Banfield a révisé la taxinomie globale de *Rangifer* et a conclu que toutes les formes seraient capables de se croiser et ne constituaient donc qu'une espèce, *tarandus*. Le critère principal qu'il utilisait pour distinguer les sous-espèces étaient les caractéristiques des bois et des mesures craniométriques chez des individus des deux sexes à pleine maturité. Banfield (1961) a remarqué des clines nord-sud dans la taille et dans la coloration du pelage. Il a regroupé tous les caribous des bois existants d'Amérique du Nord en une seule sous-espèce, *caribou*; il y avait des différences non significatives chez des « populations statistiques » qu'il a appelées dèmes et « sous-espèces naissantes » : il s'agissait de *terraenovae* à Terre-Neuve, *caboti* dans le Nord du Québec et du Labrador, *sylvestris* dans les forêts boréales depuis le Québec jusqu'aux montagnes du Sud en Colombie-Britannique, et *osborni* dans les montagnes du Nord de la Colombie-Britannique, du Sud du Yukon, et des Territoires du Nord-Ouest. Celles-ci avaient d'ailleurs été considérées comme des sous-espèces à la suite de travaux antérieurs (Kelsall, 1984). Banfield (1961) considérait les anciennes sous-espèces *osborni* et *caboti* et le caribou des basses terres de la baie d'Hudson comme des dèmes qui se situaient entre le caribou des bois et le caribou de la toundra, mais les plaçait avec *caribou*. Il suivit Jacobi (1931) en séparant le caribou de la toundra du caribou des bois à la lumière de nombreux critères semi-objectifs et les nomma en fonction de la forme de la section des bois, c.-à-d. *cylindricornus* et *compressicornus*, respectivement. La valeur taxinomique des bois a reçu peu d'attention malgré son potentiel, exprimé par Bubenik (1975) et exploré par Butler (1986).

Pour Geist (1991), la géographie et la craniométrie ne sont pas des critères taxinomiques, et la taille elle-même n'en est pas un bon. Il propose d'utiliser des caractères de coloration du poil, de configuration des glandes et de bois, c.-à-d. les « marques sociales » au moment de la reproduction, pour identifier les sous-espèces, et d'englober sous le « caribou des bois » (*R. t. caribou*) les populations vivant dans les montagnes du Centre et du Sud de la Colombie-Britannique et de l'Alberta, et dans la forêt boréale à l'est des montagnes. Il inclut ainsi les caribous des régions de neige épaisse du Sud de la Colombie-Britannique, où les lichens arboricoles sont l'élément principal de l'alimentation. À son avis, les caribous du Nord de la Colombie-Britannique (au nord de la rivière de la Paix) et du Yukon présentent des différences morphologiques suffisantes pour qu'on les considère comme une sous-espèce à part (*R. t. osborni*). Le caribou de Terre-Neuve (*R. t. terraenovae*) présente des différences écologiques du fait de son isolement dans un environnement différent, où il est exposé à la prédation par le lynx (*Lynx canadensis*) après la disparition des loups (*Canis lupus*) du Canada, au début du XX<sup>e</sup> siècle. Il estimait que les caribous migrants (*R. t. caboti*) du Labrador constituaient un dème intermédiaire (connu par la suite sous le nom de population de la rivière George). Enfin, il convient avec Cowan et Guiguet (1965) que le caribou de Dawson (*R. t. dawsoni*), disparu, est une espèce distincte.

La géographie et la végétation sont des éléments importants, parce qu'elles peuvent isoler des populations, qui sont alors exposées à une dérive génétique et à la consanguinisation, comme cela a été montré pour le mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*) (Fitzsimmons *et al.*, 1997). Dans les faits, on entend par géographie et végétation la présence de poches d'habitat adéquat. La sélection naturelle et sexuelle du caribou dans des environnements différents peut aussi entraîner des différences génétiques. On peut certes recourir à des limites géographiques ou politiques plutôt qu'à des catégorisations par sous-espèces à des fins de réglementation. Par exemple, il est préférable de stipuler que le caribou ne peut pas être abattu dans telle ou telle région géographique, plutôt que de dire que telle ou telle sous-espèce ou population est protégée. Dans le cas des parties et de la viande des animaux, les meilleurs outils légaux sont les différences chimiques, dont l'empreinte génétique. La gestion des terres repose sur des limites géographiques et politiques; c'est pourquoi les populations géographiques sont les entités les plus pratiques pour les mesures de conservation et de gestion du caribou.

### Études des lignées génétiques chez le caribou

D'après les allèles de la transferrine (une protéine du sang) présents à un locus unique, une seule sous-espèce, *R. t. caribou*, occupait les régions continentales de l'Est du Canada et Terre-Neuve (Røed, 1992). Une analyse génétique préliminaire de quelques échantillons donne à penser que le caribou de Gaspésie soit a été isolé pendant une longue période, soit avait une filiation différente (Røed *et al.*, 1991; Crête *et al.*, 1994). Cependant, un locus unique à forte variabilité et sujet à des changements rapides ne constitue pas un indicateur phylogénétique fiable (Røed *et al.*, 1991).

Une autre étude a mis en évidence des variations significatives des fréquences des allèles de la transferrine chez neuf populations distribuées sur l'aire de répartition du caribou des bois (van Staaden *et al.*, 1995). Il y avait relativement peu d'hétérogénéité génétique au sein de ces populations; la géographie et la distance génétique étaient significativement corrélées. Les petites populations isolées avaient tendance à présenter quatre allèles de la transferrine ou moins.

Cronin (1992) a évalué les variations de l'ADN mitochondrial (ADNmt) de caribous des bois de l'Alberta, du Nord du Labrador (rivière George) et de Terre-Neuve. Il a observé des variations considérables, même si la divergence de séquence des génotypes était basse. Il en a conclu qu'il existait des génotypes caractéristiques chez les caribous de régions géographiques différentes (Cronin, 1992). Il en a aussi conclu que la classification au niveau subsppécifique du caribou et d'autres cervidés devrait prendre en compte les données génétiques mitochondriales et nucléaires, la morphologie, la répartition et l'histoire naturelle.

Une autre étude de l'ADNmt a montré que tous les caribous du Canada provenaient de clades (groupes) du Nord et du Sud, isolés il y a environ 49 000 ans, pendant la glaciation Wisconsinienne (Dueck, 1998). Les Rocheuses canadiennes

ont connu des avancées glaciaires il y a 75 000 à 64 000 ans et 20 000 à 11 000 ans (Gadd, 1986). Deux groupes de caribous ont été séparés entre ces deux épisodes du début et de la fin du Wisconsinien, et des clades distincts ont évolué isolément. Après la fonte du grand glacier continental, les deux groupes ont colonisé le Canada, et leurs aires de répartition se sont chevauchées.

Les résultats de l'analyse de l'ADNmt (Dueck, 1998) permettent de formuler le scénario suivant : le clade isolé du sud a monté vers le Nord, à mesure que le glacier continental (Laurentidien) rétrécissait, pour occuper toute la forêt boréale et la taïga de l'Est du Canada. Dans l'Ouest, il aurait avancé vers le Nord jusqu'au delta du Mackenzie en empruntant un corridor interglaciaire à l'est des montagnes de la Cordillère. Les caribous du clade du nord ont été isolés dans le refuge de la Béringie en Alaska, dans une partie du Yukon, et sur les îles Banks et du Prince-Patrick. Ils se sont avancés vers le Sud dans le corridor sans glace et, plus tard, dans les montagnes après la fonte de l'inlandsis de la Cordillère, jusqu'à l'actuelle frontière avec les États-Unis et au-delà. Dans le Nord, ils se sont étendus vers l'est pour occuper toute la toundra et la taïga, et vers le Nord jusque dans les îles de l'Arctique canadien.

Nombre des populations locales situées le long des zones de contact et de chevauchement présentent des haplotypes des deux clades (figure 2). Par exemple, l'échantillon de la population de la rivière George contenait 22 p. 100 de l'haplotype nordique (tout l'ADNmt est maternel, et donc haploïde). Le plus important mélange d'haplotypes se retrouve dans les montagnes de Colombie-Britannique et dans les régions adjacentes d'Alberta, où 75 p. 100 des haplotypes des échantillons analysés proviennent du clade du nord. Les actuels caribous des bois ont apparemment évolué à partir des deux clades, et il y a eu introgression d'ADN dans les régions où les deux clades se sont rencontrés et où leurs deux aires de répartition se sont chevauchées. Ces résultats confortent la distinction faite par le COSEPAC entre les populations des montagnes et la population boréale. Les caribous des montagnes de la Cordillère devront peut-être même être reclassifiés.

Certains taxinomistes estiment qu'une sous-espèce doit être monophylétique. L'haplotype du sud est à 95 p. 100 monophylétique, mais celui du nord est monophylétique ou paraphylétique, selon l'analyse statistique utilisée pour le classifier (Dueck, 1998; Dueck et Strobeck, comm. pers.). L'hypothèse monophylétique est plus probable que l'autre.

Le clade du sud était l'origine première de la sous-espèce *caribou* vivant dans les forêts boréales et de taïga à l'est des montagnes de la Cordillère. Une possibilité est qu'il ait évolué dans l'Est de l'Amérique du Nord, dans une région centrée sur les Appalaches. Les caribous issus du clade du nord ont voyagé vers le Sud dans le corridor libre de glace, puis gagné les montagnes de la Cordillère. L'introgression de l'haplotype du sud dans les caribous des montagnes Rocheuses a pu se produire longtemps après la fonte des inlandsis. Les conclusions préliminaires d'une autre étude de l'ADNmt appuient l'hypothèse que le caribou des bois de l'est ait été

historiquement isolé du caribou de l'Arctique et que les sous-espèces actuelles ne concordent pas avec la variation génétique observée (Eger et Gunn, 1999; J. Eger, comm. pers., 2001).

Kushny *et al.*, (1996) a eu recours à l'ADN microsatellite (ADNms) pour étudier la variation génétique dans des populations de caribou de tout le Canada. Quatre loci polymorphiques ont révélé des degrés élevés d'hétérozygotie ( $>0,74$ ) dans toutes les populations étudiées (Kushny *et al.*, 1996). On en a conclu que l'analyse de l'ADNms nucléaire offrait un potentiel très intéressant pour identifier l'appartenance d'individus à des populations données. Par la suite, trois populations locales de caribou des bois du Yukon se sont révélées génétiquement différentes sur la base de l'ADNms (Zittlau *et al.*, 2000), de même que trois sous-populations de la population de Bluenose de caribous de la toundra (Nagy *et al.*, 1999) et d'autres (Zittlau *et al.*, 2001).

Les caribous du Nord de la Colombie-Britannique et du Yukon pourraient soit être inclus dans *granti* ou *groenlandicus*, soit recevoir de nouveau le statut de sous-espèce, comme le suggéra Geist (1991). Leur pelage est semblable à celui du caribou de la toundra (*R. t. granti*) dans la population de la Porcupine, et ils avaient autrefois le rang de sous-espèce, sous le nom d'*osborni* (Cowan et Guiguet, 1965). Les caribous de la population des montagnes du Sud, où dominent les haplotypes du nord, pourraient aussi être inclus dans *granti*, sur la base des liens phylogénétiques. Collectivement, les « caribous des montagnes » de Colombie-Britannique et d'Alberta sont plus apparentés aux caribous de la toundra d'Alaska qu'aux caribous des bois, selon les conclusions de K.H. Røed (comm. pers., 1998).

Les caribous ont une très grande variabilité génétique (polymorphes et hétérozygotes), et ont apparemment développé des comportements et des phénotypes convergents dans les deux clades. Un échantillon de la population de la rivière George présentait 78 p. 100 d'haplotypes du sud, mais son aspect et son comportement migratoire et social (hivernage dans la taïga, migration vers la toundra pour la mise bas et formation de groupes importants après la mise bas) sont semblables à ceux des populations de caribous de la toundra de Qamanirjuaq, Beverly, Bathurst et Bluenose. Collectivement, ces dernières populations ont 6 p. 100 d'haplotypes du sud (Dueck, 1998). Le comportement migratoire des populations de la rivière George et de la rivière Leaf constitue plus probablement une adaptation comportementale des caribous des bois résidents qu'un comportement appris d'immigrants du nord. Tous les écotypes toundriques échantillonnés jusqu'ici ont des mélanges d'haplotypes. On s'attend à trouver des populations mixtes là où se rencontrent les haplotypes, et les différences phénotypiques peuvent ou non être évidentes. Cronin *et al.*, (1991) ont avancé qu'une population mixte de cerfs-mulets et de cerfs à queue noire (*Odocoileus hemionus* ssp.) ne devrait être incluse ni dans l'une ni dans l'autre des deux sous-espèces. Donc, que faire des populations mixtes de caribous? Une solution pragmatique est de les placer dans le taxon « des bois » si les haplotypes du sud sont majoritaires.

Sauf exceptions, on peut placer les populations locales de caribous dans deux grands groupes écologiques (écotypes) selon l'endroit où elles passent la plus grande partie de l'été – régions alpines/toundra et forêt. Ces regroupements sont représentatifs de la plupart des populations locales actuelles issues respectivement des clades du nord et du sud (Dueck, 1998). Cette division se tient sur le plan écologique, puisque la toundra et les régions alpines constituent des habitats similaires. Certaines des populations alpines/toundriques passent une partie de l'hiver dans la taïga ou la forêt subalpine. La partie haute des régions subalpines est analogue à la taïga. La plupart des caribous montagnards/toundriques sont migrants, mais les distances parcourues varient considérablement. En montagne, un caribou peut, en seulement 5 kilomètres, passer d'aires d'estivage montagnardes à subalpines (inférieure puis supérieure) et enfin alpines. Un caribou toundrique qui a hiverné dans la forêt boréale peut devoir franchir 400 km dans la taïga et autant dans la toundra pour arriver à une aire de mise bas et une aire d'estivage convenables.

Les regroupements ci-dessus ne concernent cependant pas les populations de caribou des bois forestier. En raison d'exceptions à des règles générales, aucun système de classification comportemental faisant intervenir le type de couvert végétal, les migrations/déplacements ou l'alimentation d'hiver, ne permet de catégoriser clairement les populations de caribous. Les populations des rivières George et Leaf au Québec/Labrador et celles des plaines hudsoniennes, de l'île Pen et du cap Churchill correspondent mieux à l'écotype toundrique (taïga) pour ce qui est de leur utilisation des écorégions (annexe 3). Sur les plaines à l'est des montagnes de la Cordillère, toutes les populations forestières ont tendance à passer une partie de l'été dans des tourbières minérotrophes ou ombrotrophes, sur des rives basses, sur les îles de lacs et dans des tourbières. Ces habitats ressemblent en effet à la toundra à certains égards, puisqu'ils sont riches en fourrage succulent et sont plus frais, et mettent quelque peu les animaux à l'abri des prédateurs et des insectes.

Les caribous exploitent la taïga et la toundra, là où il en existe dans la forêt boréale. Le caribou forestier a tendance à montrer les plus fortes densités dans les régions présentant des gradients d'altitude. En Alberta, sept populations locales de caribou boréal sont associées à la région naturelle des *hautes terres du Nord de l'Alberta* (Province de l'Alberta, 1993). La végétation du sommet des collines Cameron, des monts Caribou et des monts Birch, de type taïga, est qualifiée de *boréale subarctique* dans la classification des écorégions. En Saskatchewan, une petite zone de hautes terres, les collines Wappaweka, est fréquentée par quelques groupes de caribous ayant aussi accès à une vaste tourbière au sud. Le territoire d'autres populations, comme celles des monts Red Wine (Brown *et al.*, 1986) et de la Gaspésie (Ouelett *et al.*, 1996), inclut des régions de toundra alpine, subalpines ou de taïga. Pour certaines populations, l'existence d'une aire d'estivage adéquate sur le territoire fréquenté semble plus importante que celle d'une aire d'hivernage. Évidemment, cet état de choses pourrait changer avec l'exploitation commerciale des forêts utilisées en hiver.

Il faudra prélever d'autres échantillons d'ADN dans toutes les populations pour établir les liens phylogénétiques. La date et le lieu de prélèvement de tous les échantillons devront être indiqués dans tous les rapports et publications. Certains des résultats actuels pourraient ne pas concerner la population visée, à cause du chevauchement des aires de répartition hivernales. On considère comme échantillons fiables les prélèvements effectués sur les aires de mise bas, les tissus de faons morts et les bois perdus par les femelles à l'époque de la mise bas ou les échantillons prélevés sur des individus portant un collier radio et dont les profils de déplacement sont connues.

## **Description**

Le caribou des bois a un pelage brun sombre, une crinière blanche et un peu de blanc sur les flancs. La hauteur au garrot est de 1,0 à 1,2 m; les femelles et les mâles adultes pèsent généralement de 110 à 150 kg et 160 à 210 kg, respectivement. Certaines caractéristiques donnent à penser que *Rangifer* est le plus primitif de la famille des Cervidés (Banfield, 1974). Les deux sexes portent des bois, mais jusqu'à la moitié des femelles peuvent ne pas en avoir, ou n'en avoir qu'un. La ramure est aplatie, complexe, compacte, et relativement dense par rapport à celle du caribou de la toundra. Un trait caractéristique de tous les caribous est le sabot large et arrondi, qui leur permet de moins enfoncer, et facilite la marche sur la neige et dans les terres humides; le sabot est aussi utilisé pour creuser la neige à la recherche de nourriture. Les ergots sont gros, largement espacés et situés bien à l'arrière sur le pied, ce qui augmente considérablement la surface portante et réduit l'« effort au pied ». Banfield (1961, 1974), Miller (1982), Kelsall (1984), Geist (1991) et Bergerud (2000) ont décrit les caractéristiques physiques du caribou des bois.

## **Populations importantes à l'échelle nationale**

Aux termes des lignes directrices du COSEPAC (2001), modifiant celles de 1994, des populations inférieures à l'espèce peuvent être prises en considération pour l'attribution d'un statut lorsqu'elles répondent aux critères suivants :

1. la population est considérée comme génétiquement distincte à la lumière d'analyses génétiques, de techniques taxinomiques, ou d'autres preuves irréfutables.
2. la population est géographiquement distincte et satisfait à l'un des critères ci-dessous :
  - a. la population représente une fraction significative de l'aire de répartition historique de l'espèce au Canada, ou
  - b. la population est la seule représentante d'une espèce en péril dans une des grandes zones biogéographiques du Canada.

En outre, la population doit être *importante à l'échelle nationale*. On présume que les populations vivant dans les AEN ont adapté leur comportement à ces environnements et sont donc importantes à l'échelle nationale (Shank, 1998). Elles sont considérées comme des unités évolutives significatives (Ryder, 1986).

Les populations COSEPAC correspondent aux dèmes de Banfield (1961), avec l'exception que celui-ci a regroupé le caribou montagnard du Centre et du Sud de la Colombie-Britannique avec le dème boréal *sylvestris*. Le caribou des bois de Terre-Neuve était considéré comme une sous-espèce naissante par Banfield (1961), comme une sous-espèce par Geist (1991), et comme une population séparée par Kelsall (1984). Il diffère des caribous du continent par la génétique, l'écologie et le parasitisme (Røed *et al.*, 1991; Dueck et Strobeck, comm. pers.; Ball *et al.*, 2001).

Considérant ces changements, les écotypes forestiers de la sous-espèce *caribou* peuvent être groupés comme suit (par rapport aux divisions de 1984 de Kelsall) :

1. population des montagnes du Nord (autrefois incluse dans la population de l'Ouest);
2. population des montagnes du Sud (autrefois incluse dans la population de l'Ouest);
3. population boréale (autrefois incluse dans la population de l'Ouest, ainsi que dans la population boréale et dans celle du Sud de la taïga en Ontario, au Québec et au Labrador);
4. population de (l'île de) Terre-Neuve (autrefois incluse dans la population boréale de l'Est);
5. population de la Gaspésie-Atlantique (autrefois population de la Gaspésie).

La limite entre les écotypes forestier (*menacé*) et toundrique (*non en péril*) en Ontario (Harris, 1999) coupe les plaines hudsonniennes à environ 53° de latitude Nord. Au Québec, la limite nord du caribou sédentaire (forestier) (Caribou Québec, 2000) se situe aux environs de 54° de latitude Nord.

Tous les paliers de gouvernement ont une obligation de conservation du caribou. L'adoption d'approches mondiales et nationales devrait les aider à fixer leurs priorités de conservation de manière qu'elles s'intègrent aux échelles plus vastes. De toute évidence, la collaboration entre compétences s'impose pour les populations transfrontalières. Par le passé, la quasi-totalité de l'aire de répartition du caribou des bois se prêtait à la transmission des gènes, maintenant entravée par la fragmentation des habitats. Il faudra donc assurer une gestion proactive des paysages pour conserver une certaine connectivité entre les populations locales.

## RÉPARTITION

### Répartition mondiale

Les caribous et les rennes sont indigènes des biomes arctiques, subarctiques et boréaux (Banfield, 1961; Røed *et al.*, 1991). L'aire de répartition du caribou des bois s'étend en Alaska et sur une courte distance dans le Nord-Ouest des États-Unis. Celle de la population transfrontalière de Chisana est

essentiellement confinée à l'Alaska. Cette population a été évaluée à 850 individus en 1993 (Valkenburg *et al.*, 1996) et à 325 en 1999 (P. Valkenburg, comm. pers., 2000). La population de Selkirk Sud, qui fréquente la Colombie-Britannique, l'Idaho et l'État de Washington, était estimée à seulement 35 individus en 2002 (I. Hatter, comm. pers., 2002), soit à peu près autant qu'en 1980 (Williams et Heard, 1986). Au XIX<sup>e</sup> siècle, le caribou était présent dans la plupart des États du nord (Zager *et al.*, 1996). La transplantation de caribous du Québec vers le Maine et le Wisconsin s'est soldée par un échec, en raison d'un parasite, le ver des méninges (Dauphiné, 1975; Bergerud et Mercer, 1989). La sous-espèce *caribou* est donc essentiellement endémique du Canada.

Parmi les autres sous-espèces forestières sauvages figure le renne forestier d'Europe, *R. t. fennicus*, dont la population, située sur la frontière entre la Finlande et la Russie, a été estimée à 600 individus (Nieminen, 1980). Il pourrait y avoir en Sibirie 195 000 rennes forestiers sauvages (Liakin et Novikov, 1999), appelés *R. t. valentinae* (Gruzdev et Davydov, 2001).

### Répartition canadienne

Le caribou des bois forestier est présent dans cinq des huit AEN définies par le COSEPAC (figure 3) et 11 des 16 écozones de la carte des écozones du Canada (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1996; Atlas national du Canada, 1999). On le trouve dans tous les territoires et provinces du Canada, exception faite de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-Édouard et du Nunavut. La sous-espèce *dawsoni*, relique périphérique, est disparue des îles de la Reine-Charlotte aux environs de 1935. La réintroduction de 51 caribous en 1968 et en 1969 dans le Nord de l'île du Cap-Breton n'a pas connu de succès, probablement à cause du ver des méninges (Dauphiné, 1975).

On a signalé des pertes de territoire pouvant atteindre 40 p. 100 en Colombie-Britannique (MELP, 2000; Spalding, 2000) et en Ontario (Darby *et al.*, 1989). En Alberta, le caribou n'occupe plus (figure 3 *in* Dzus, 2001) que quelque 39 p. 100 de son aire générale historique maximale (Edmonds, 1991). Les caribous forestiers exploitent les grandes tourbières et les couverts de forêts de conifères. Il y avait très certainement, dans la répartition historique, de grands « trous » – les zones de forêt caducifoliée et mixte. Les rétrécissements par rapport aux répartitions historiques semblent proportionnellement moindres en Saskatchewan et au Manitoba, mais on ne dispose pas de valeurs en pourcentage pour le confirmer. Dans l'Est du Canada, la limite sud de l'aire de répartition a remonté vers le Nord aux XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> siècles. Autrefois, le caribou était présent dans les États du Nord de la Nouvelle-Angleterre, ainsi qu'au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et dans l'Île-du-Prince-Édouard (Kelsall, 1984). Il est probable que la répartition au Canada diminuera encore à mesure que disparaîtront les petites populations locales vivant sur sa lisière sud.

Les cartes de répartition des caribous des bois forestiers sont basées sur les données fournies par chaque instance en 2000 et 2001. L'actuelle *zone d'occurrence* (figure 4) est sensiblement la même qu'au moment de la revue de Kelsall, en 1984, mais on a fait des progrès considérables dans la délimitation des *zones d'occupation* (figure 5). Les besoins du caribou en matière d'habitat sont maintenant assez bien connus pour qu'on puisse estimer son occurrence passée à l'aide de données sur le couvert forestier et la présence de terres humides.

Le relief, le climat et les habitudes d'alimentation du caribou en hiver divisent la Cordillère en deux écotypes (Bergerud, 1978). Dans le Nord, les épaisseurs de neige sont modérées, et le caribou se nourrit surtout de lichens terrestres. Dans les montagnes du Sud, la neige profonde porte le caribou à consommer des lichens arboricoles à longs filaments. Un troisième écotype, le boréal, se trouve à l'est des montagnes (Heard et Vagt, 1998). Les modes alpin et forestier d'alimentation hivernale ont été constatés au Yukon (Kuzyk *et al.*, 1999). La limite entre les montagnes du Nord et du Sud en Colombie-Britannique se situe approximativement entre les zones biogéoclimatiques à épinette, saule et bouleau et à épinette d'Engelmann et sapin subalpin (*P. engelmannii-Abies lasiocarpa*) (B.C. Ministry of Forests, 1992).

#### Population des montagnes du Nord (PMN) :

Vingt-deux populations locales de caribou de la PMN occupent la plus grande partie du territoire du Yukon au sud de la latitude 65N. L'aire de deux populations de la PMN (rivière Hart et Bonnet Plume) recoupe l'aire d'hivernage du troupeau de la Porcupine de caribous de la toundra. Une population en déclin, celle de la Chisana, chevauche la frontière Yukon-Alaska (Farnell *et al.*, 1998). Quatre populations locales exploitent des territoires s'étendant jusqu'au versant est des monts Mackenzie, dans les Territoires du Nord-Ouest. Deux autres figurent aussi sur les listes de la Colombie-Britannique, mais six pourraient être transfrontalières. Une fois tenu compte du chevauchement des populations, la PMN se compose donc de 36 populations au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et dans le Nord-Ouest de la Colombie-Britannique (annexe 1a). L'aire de répartition des caribous de la PMN n'est guère plus petite que les territoires historiques. Les populations locales ont tendance à être plus distantes les unes des autres en Colombie-Britannique qu'au Yukon. Deux d'entre elles ont un domaine qui pénètre un peu, vers l'est, dans le domaine boréal, et trois chevauchent celui de la population des montagnes du Sud (*Caribou in British Columbia*, carte préliminaire, 2002; I. Hatter, comm. pers.).

#### Population des montagnes du Sud (PMS)

En Colombie-Britannique, on distingue trois métapopulations de caribous dans la PMS. Ce sont la population isolée du *Centre-Ouest* (cinq populations locales), celle du *Centre-Nord* (huit populations locales, dont une chevauche le domaine des montagnes du Nord et une autre l'Alberta), et celle du *Sud* (13 populations locales ou sous-populations) (Hatter, 2000, et comm. pers., 2002;

annexe 1b). Les deux premières métapopulations sont de l'écotype « lichens terrestres » et la troisième, celle du Sud, se compose de ce qu'on appelle le caribou « montagnard » (Heard et Vagt, 1998). Sur le plan national, elles correspondraient mieux à l'appellation « se nourrissant de lichens arboricoles » parce que le caribou « montagnard » d'Alberta mange surtout des lichens terrestres en hiver. La population frontalière de Selkirk, qui fréquente aussi l'Idaho et de l'État de Washington, a fait l'objet de transplantations, soit un total de 60 caribous jusqu'en 1995 (Compton *et al.*, 1995) et 53 autres en 2000 (J. Quayle, comm. pers., 2002); pour les transplantations antérieures à 1995, les populations sources étaient celles de Revelstoke et d'Itcha-Ilgachuz. Quatre caribous marqués de l'État de Washington et de l'Idaho ont émigré dans la population de Purcell Sud en Colombie-Britannique (Kinley et Apps, 2001). Les populations de Selkirk et Purcell Sud, sur la bordure sud du domaine, ne comportent que 35 et 20 caribous, et pourraient disparaître si les changements des habitats ne sont pas renversés dans un avenir proche.

Cinq populations locales des Rocheuses et des contreforts albertains sont comprises dans la PMS, bien qu'elles se nourrissent surtout de lichens terrestres en hiver (Edmonds et Bloomfield, 1984; Thomas *et al.*, 1996). Leur comportement alimentaire correspond à celui de l'écotype nordique de Colombie-Britannique (Edmonds, 1991). Les trois populations locales migratrices qui estivent dans le parc sauvage de Willmore, le Nord du parc national de Jasper et les régions adjacentes de Colombie-Britannique (Edmonds, 1988; Brown et Hobson, 1998) pourraient être considérées comme une métapopulation comportant des populations qui se reproduisent et hivernent dans trois régions distinctes des contreforts. Elles sont en fait considérées comme des populations locales distinctes, soit Narraway (Belcourt en Colombie-Britannique), Redrock/ruisseau Prairie et A la Pêche (Brown et Hobson, 1998; Dzus, 2001), à aires d'estivage chevauchantes. Une petite population, celle de Little Smoky, située en bordure de la PMS, et qui pourrait être une relique du clade du sud, est considérée comme une population forestière (boréale) (Edmonds, 1988). Les gens de l'endroit ont dit percevoir une différence entre deux types de caribous qui hivernaient près de la rivière Little Smoky (Edmonds et Bloomfield, 1984).

Une population composée de deux ou trois sous-populations fréquente le Sud du parc national de Jasper et l'aire de nature sauvage de Whitegoat, au sud. La sous-population de l'Ouest s'étend jusqu'au Fraser, en Colombie-Britannique. Une autre population isolée, dans le Nord du parc national de Banff et l'aire de nature sauvage de Siffleur (Brown *et al.*, 1994; Brown et Hobson, 1998) semble avoir décliné d'entre 20 et 50 caribous en 1990 à une poignée d'individus en 1998 (Mercer, comm. pers., 2001). La population de l'extrême Sud de l'Alberta est donc probablement appelée à disparaître. En résumé, la PMS se compose de 30 populations locales, en excluant la population sédentaire de Little Smoky.

## Population boréale (PB)

Cette population « écographique » s'étend sur un vaste territoire, allant des monts Mackenzie, au nord-ouest, au Sud du Labrador, à l'est, et jusqu'au lac Supérieur, au sud. À la lumière d'informations récentes, le domaine fréquenté par la PB dans les T.N.-O. a été agrandi (figure 5) (A. Gunn, comm. pers., 2001). On ne connaît pas de populations locales discrètes dans les Territoires du Nord-Ouest ni dans le Nord-Est de la Colombie-Britannique (Heard et Vagt, 1998). La densité de population est basse, et il y a probablement de vastes « trous » non occupés sur ce que l'on considère comme la zone d'occurrence potentielle. En hiver, les caribous toundriques migrants gagnent la périphérie des domaines des Territoires du Nord-Ouest.

Exception faite de la population locale de Little Smoky, isolée et précaire, située dans le Sud, l'écotype boréal du caribou des bois est présent au nord de 55 °N en Alberta (Edmonds, 1998; Dzus, 2001). L'occupation actuelle (figure 3 *in* Dzus, 2001) ne couvre qu'environ 39 p. 100 de la zone située au nord d'une ligne indiquant l'occurrence historique en Alberta (Edmonds, 1991). Cependant, l'actuelle zone d'occurrence, définie par les observations de caribous cartographiées dans Dzus (2001), est peut-être 50 p. 100 plus vaste que la zone d'occupation. En délimitant les observations par des répartitions lissées, on porte l'occurrence à environ 58 p. 100 de la répartition historique. Si on enlève les habitats insatisfaisants de la carte de la répartition historique, la réduction peut approcher 40 p. 100, soit une réduction du même ordre que celle observée en Colombie-Britannique et en Ontario. Les caribous ont récemment abandonné des domaines ou sont disparus de certaines parties des régions de Little Smoky, du lac Calahoo, de Pinto/ruisseau Nose, de Deadwood et du lac Slave (Dzus, 2001).

Après avoir muni de colliers radio-émetteurs plus de 300 caribous de la population boréale en Alberta, on a distingué 11 populations locales. À titre provisoire, on peut les regrouper en trois métapopulations comprenant respectivement à l'heure actuelle trois, deux et cinq ou six populations locales (figure 1 *in* Dzus, 2001). Les individus porteurs de colliers radio ne circulaient pas entre populations locales, exception faite des populations d'Athabasca Est et Ouest (Dzus, 2001). Il pourrait y avoir des sous-populations séparées par la rivière Athabasca. L'analyse des répartitions des individus porteurs de colliers dans quatre zones d'étude a montré que les caribous choisissaient les polygones d'habitat contenant plus de 30 p. 100 de tourbière ombrotrophe et évitaient ceux présentant plus de 50 p. 100 de superficie sans tourbe (Schneider *et al.*, 2000).

En Saskatchewan, il existe peu de documents antérieurs à 1987 sur la répartition des caribous des bois (Trottier, 1987, 1988a, 1988b). À partir de 1992, 36 colliers radio ont été placés sur des individus de quatre populations locales de la plaine boréale (zone de forêt commerciale) et sur un autre qui estivait sur le bouclier boréal (Rettie *et al.*, 1998; Rettie et Messier, 1998; Rettie et Messier, 2000). Ces

populations sont considérées comme des reliques isolées d'une ancienne répartition plus vaste (Rettie et Messier, 2000).

Des travaux menés dans les années 1990 ont permis en 2000 de cartographier 18 populations locales (figure 5) dans une zone d'occurrence générale (figure 4). Ce n'est que dans les dernières années qu'on a effectué des relevés des caribous forestiers sur le bouclier boréal en Saskatchewan (Godwin et Thorpe, 2000). Les données ont été regroupées en trois écorégions (Godwin et Thorpe, 2000), parce qu'on ne dispose pas de connaissances suffisantes sur les populations locales, à l'exception de quatre situées dans l'écorégion boréale du centre (écozone des plaines boréales) et une dans les hautes terres de la rivière Churchill (taïga du bouclier) (Rettie et Messier, 2000). Ces cinq populations locales sont considérées comme une métapopulation (Rettie et Messier, 2000). Une carte dressée en 2001 montre sept zones géographiques d'occupation, quelques pistes ou individus ayant été observés entre elles (A. Arsenault, comm. pers., 2001). La répartition en Saskatchewan a été étendue vers le nord par rapport à celle de Kelsall (1984), pour inclure le Sud des lacs Reindeer et Wollaston et le nord du lac Athabasca. Les densités autour du lac Athabasca sont présumées très basses, puisqu'une grande partie de la région a brûlé dans les 50 dernières années (BQCMB, 1994). En hiver, les caribous toundriques de la population de Beverly gagnent périodiquement cette région. En combinant les deux cartes, on compte au moins 21 populations locales.

En Saskatchewan, tout comme en Colombie-Britannique et en Alberta, un certain nombre des petites populations locales ou sous-populations sur la bordure sud du territoire ont disparu ou sont dans un état précaire (Trottier, 1988a; Rock, 1992). C'est le cas près du lac Kazan, des lacs Waterhen-Keeley-Canoe, du lac Sled, du lac Deschambault, dans le Nord-Est du parc national Prince-Albert, à l'est et au sud du lac Montreal, aux lacs Little Bear, Candle et White Gull, à Creighton, et dans les collines Pasquia et Woody (Trottier, 1987; Rock, 1992; Godwin et Thorpe, 2000; J. Rettie, comm. pers., 1998).

Au Manitoba, la partie sud, arable, de l'ancien domaine du caribou des bois n'est plus occupée (Johnson, 1993). Cependant, le caribou continue d'exploiter la plus grande partie de son aire de répartition traditionnelle (Larche, 1996), et l'on a cartographié 14 populations locales, toutes situées sur une bande coupant la province du Sud-Est au Nord-Ouest, exception faite de la population de Nelson-Hayes, dans le Nord-Est. Sa répartition chevauche celle de la population de l'île Pen du caribou toundrique (Abraham et Thompson, 1998). Certains individus ont pu migrer de la population de Nelson-Hayes à celle de l'île Pen, en croissance (Cam Elliott, comm. pers., 2002).

En Ontario, l'éco-type forestier est présent sur une bande située au sud de l'éco-type toundrique (Harris, 1999). La limite entre les écotypes coupe par le centre l'écozone des plaines hudsonniennes, mais pourrait devoir être modifiée quand on disposera d'informations sur les caribous de l'Ouest de la baie James. La ceinture de toundra côtière combinée à la ceinture de lichens subarctique (taïga) correspond

à peu près à la partie des plaines hudsonniennes en Ontario (Darby *et al.*, 1989). On trouve des populations locales de génotype inconnu au cap Henrietta Maria, à Shagamu et au lac Hawley (Harris, 1999). Depuis le début du siècle dernier, époque où la limite sud du caribou des bois en Ontario atteignait le lac Huron, la lisière sud du domaine occupé a remonté vers le Nord jusqu'aux environs du 50 °N (Darby *et al.*, 1989), les groupes de caribous présents dans la forêt commerciale ayant disparu (Racey et Armstrong, 2000). Il demeure au moins six petites populations reliques au sud de la ligne de répartition semi-continue; ce sont les populations des îles Slate (Butler et Bergerud, 1978), de l'île Pic (Ferguson *et al.*, 1988), de Pukaskwa (parc national), de Caramat, du comté de Flanders et de la route Hagarty (Darby *et al.*, 1989). En outre, deux de trois populations transplantées pourraient s'être maintenues.

Au Québec, au sud du 49 °N, les populations « sédentaires » de Val-d'Or et des Grands Jardins s comptent respectivement de 40 à 90 et 103 individus. La population des Grands Jardins avait disparu aux environs de 1926. De 1966 à 1972, elle a été reconstituée par l'installation de 82 caribous (Vandal et Barrette, 1985) élevés en captivité.

Les populations locales de caribou forestier dans la forêt boréale et le Sud de la taïga entre environ 51 °N et 54 °N sont celles du lac Bienville, de Caniaspiscau, de La Forge, de Nitchicun, d'Opiscoteo (Bélangier et Le Hénaff, 1985) et du lac Joseph (commune avec le Labrador). On a posé des colliers radio sur certains individus (lac Bienville, Caniapiscau, lac Joseph) au début des années 1980, mais leurs domaines restent mal définis. On pense qu'il s'agit essentiellement de populations distinctes (Brown *et al.*, 1986). Il est difficile de définir l'état des populations de ces caribous sédentaires parce que, en hiver, ils sont rejoints par des milliers de caribous migrants venus surtout de la population de la rivière George (Brown *et al.*, 1986; Couturier, 1996). La population de la rivière Leaf, en croissance, gagne aussi en hiver le territoire de caribous sédentaires dans l'Ouest du Québec. Il pourrait y avoir d'autres populations locales entre Waskaganish et Nemiscau, à l'est de la baie James (Caribou Québec, 2000), et la rivière McPhaden, à l'ouest de Schefferville (Brown *et al.*, 1986). Les études en cours devraient permettre de clarifier la situation du caribou au Québec.

Au Labrador, la population des monts Red Wine exploite le Sud de la taïga (Brown et Théberge, 1985; Schaefer *et al.*, 1999), et celles du mont Mealy et du lac Joseph (autrefois Waco) chevauchent les écozones boréale et de la taïga (Schaefer, 1997).

En résumé, on a à ce jour identifié plus de 64 populations locales de caribou forestier dans l'AEN boréale (tableau 2). Ce nombre va augmenter à mesure que l'on fixera des colliers radio à d'autres individus, que les répartitions seront délimitées, et que l'exploitation et les activités humaines isoleront de nouvelles populations locales. On devrait aussi identifier d'autres populations locales dans le Nord de la Saskatchewan et dans des bandes d'occurrence générale en Ontario et au Québec.

On trouve des populations locales plus ou moins distinctes en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, où elles sont souvent associées à de grands complexes tourbières (Stuart-Smith *et al.*, 1997; Rettie et Messier, 2000; Brown *et al.*, 2000b; Dzus, 2001). Il y a également des tourbières dans la forêt boréale de l'Ontario, mais les îles et les rives de lacs constituent aussi des aires d'estivage pour de petits groupes de caribous qui semblent exploiter de vastes territoires (Armstrong *et al.*, 2000; Racey et Armstrong, 2000). Cela pourrait aussi être le cas pour les caribous forestiers du bouclier précambrien en Saskatchewan, au Manitoba et au Québec.

#### Population de Terre-Neuve (PTN)

Le caribou des bois de Terre-Neuve est présent sur l'île principale et les îles du large, en 15 populations naturelles et 22 populations introduites (Mahoney, 2000; Doucet, comm. pers., 2001). On dispose de données pour toutes les populations naturelles et pour 12 des populations introduites. Après une forte baisse au début des années 1900, les populations se sont concentrées dans les zones les plus reculées de leur territoire. Ces dernières décennies, cependant, le territoire s'est graduellement élargi, et le caribou des bois occupe maintenant la plus grande partie de son aire de répartition historique (Mahoney et Schaefer, 1996).

#### Population de la Gaspésie-Atlantique (PGA)

Cette population isolée est la seule qu'on trouve au sud du Saint-Laurent. Sa répartition est essentiellement confinée au parc de conservation de la Gaspésie (Crête *et al.*, 1994; Ouelett *et al.*, 1996). Elle occupait autrefois les forêts de conifères du Québec, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard, du Maine et du Nord du New Hampshire, du Vermont et de l'État de New York, et devrait être génétiquement distincte de tous les autres caribous des bois à cause de son long isolement et de son faible effectif.

## **HABITAT**

### **Besoins de l'espèce**

Les feux de forêt et la succession végétale sont des processus naturels qui modifient profondément le domaine forestier du caribou; les feux de forêt sont cependant essentiels à la régénération de certains végétaux, dont le pin. La période de récurrence moyenne des incendies, ou cycle des feux, facteur statistique important pour le territoire des caribous, varie de 200 à 350 ans en moyenne sur les aires d'hivernage de Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Forests, 1992) de 40 à 80 ans dans le sud de la forêt boréale en Alberta et en Saskatchewan. Le caribou choisit en hiver les forêts de conifères matures et anciennes, pour leur abondance de lichens terrestres et arboricoles. En été, il se nourrit parfois dans les jeunes peuplements qui se sont établis après un feu (Schaefer et Pruitt, 1991) ou une coupe (Thomas et Armbruster, 1996b). On voit donc que le caribou choisit ses aires d'hivernage en fonction des régimes successionnels. Cependant, ses habitats dans les forêts

commerciales vont se détériorer gravement lorsque les actuelles forêts matures et anciennes seront coupées et qu'un système de coupe en rotation sera mis en place.

#### Population des montagnes du Nord (PMN)

Le caribou du Yukon exploite deux habitats d'hiver bien différents. Les populations locales de Chisana, Kluane, Aishihik et Klaza utilisent des domaines alpins, alors que sept populations à l'est broutent en forêt (Kuzyk *et al.*, 1999). À noter que l'on a constaté une différence significative de la hauteur au garrot entre les individus de ces groupes.

Le caribou passe une grande partie de l'été dans des régions alpines et dans le haut de régions subalpines; en hiver, il descend dans la forêt de conifères du bas des régions subalpines ou, bien que rarement, dans la forêt subalpine sèche. Au Yukon et dans le Nord de la Colombie-Britannique, la plupart des caribous passent l'hiver dans des régions où la couche de neige est relativement mince (Bergerud, 1978; Heard et Vagt, 1998). Ils hivernent à basse altitude, dans des forêts matures soit de pin tordu (*P. contorta*), soit d'épinette, où ils se nourrissent surtout de lichens terrestres et, en second lieu, de lichens arboricoles. Certains caribous passent l'hiver sur des pentes en altitude, où l'érosion éolienne facilite l'accès aux lichens terrestres (Bergerud, 1978; Heard et Vagt, 1998; Kuzyk *et al.*, 1999). Parmi les recommandations de gestion forestière en Colombie-Britannique figurent le maintien de quelques vieux peuplements, la gestion équienne et la création d'une mosaïque de grandes unités de coupe et de zones « réservées » (Seip, 1998). Celles-ci ne sont pas des réserves comme telles, mais des zones mises de côté en vue d'une coupe ultérieure. La période de récurrence moyenne des feux dans les forêts d'épinette-saule-bouleau du Nord de la Colombie-Britannique est de 200 à 350 ans (plage de 150 à 500 ans) (B.C. Ministry of Forests, 1992).

#### Population des montagnes du Sud (PMS)

La PMS de Colombie-Britannique fréquente surtout les zones biogéoclimatiques alpine et à épinette d'Engelmann et sapin subalpin (B.C. Ministry of Forests, 1992). La métapopulation du centre-ouest se situe dans une ombre pluviométrique, où l'on rencontre des forêts subboréales de pin et d'épinette aux basses altitudes (Cichowski, 1989). La métapopulation du Centre-Nord est dans un climat plus humide, où prédominent les forêts d'épinette-sapin et d'épinette. Les deux métapopulations du centre se nourrissent surtout de lichens terrestres. Par contraste, l'écotype « lichens arboricoles » dans la métapopulation du Sud de la Colombie-Britannique est limitée aux lichens arboricoles, la neige au sol étant épaisse (Heard et Vagt, 1998). C'est pourquoi les deux écotypes de caribou ne concordent pas avec l'AEN du COSEPAC. Deux métapopulations (soit 13 populations locales) en Colombie-Britannique et cinq (dont une figurant sur les listes des deux provinces) dans les montagnes et contreforts de l'Alberta appartiennent à l'écotype « lichens terrestres ». Dans la PMS, elles sont regroupées avec 13 populations locales des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique qui sont de l'écotype « lichens arboricoles ».

L'exploitation du territoire par l'écotype « lichens arboricoles » (caribou « montagnard » de Colombie-Britannique) varie selon la saison (Stevenson, 1991; Simpson *et al.*, 1997). Le caribou utilise le fond des vallées et le bas des pentes au début de l'hiver, puis gagne le haut des pentes et les crêtes au milieu et à la fin de l'hiver, quand la neige a épaissi et durci. Pendant six à huit mois, il survit en se nourrissant presque uniquement de lichens arboricoles. Ces lichens à long filaments sont surtout l'*Alectoria sarmentosa* et des *Bryoria*. Au printemps, le caribou descend se nourrir de jeune végétation. Les femelles gravides remontent en mai, et on les trouve généralement dans les forêts anciennes (Simpson *et al.*, 1997). Parmi les recommandations de gestion forestière visant la biodiversité dans les montagnes du Sud de la Colombie-Britannique figurent le maintien d'un paysage à prédominance de forêts anciennes et matures, la gestion inéquienne, l'utilisation de petits blocs de coupe et la connectivité des forêts matures (Seip, 1998). Dans cette région, le feu n'est pas un important facteur de perturbation, la période moyenne de récurrence étant de 200 à 300 ans dans la forêt d'épinette-sapin (B.C. Ministry of Forests, 1992). Dans les Rocheuses à l'est de la ligne de partage des eaux, elle est plus courte, et varie avec l'altitude; c'est ainsi que des forêts anciennes persistent dans le haut de la région subalpine.

En hiver, dans l'habitat montagnard du Sud du parc national de Jasper, en Alberta, les caribous creusent dans la neige à la recherche de lichens terrestres; à mesure que la neige épaissit et durcit, ils descendent graduellement vers les écorégions alpine, subalpine supérieure, subalpine inférieure et, rarement, subalpine sèche (Thomas et Armbruster, 1996a). Au sein des sous-populations, certains individus passent une partie de l'hiver dans les régions alpines si la nourriture y est suffisamment accessible. Les quantités de lichens arboricoles consommées varient avec la disponibilité et l'enneigement. À cause peut-être de leur isolement (« effet d'îlot »), les caribous du Sud du parc national de Jasper sont plus petits que ceux de la population d'A la Pêche, qui estive dans le Nord du parc national de Jasper et dans le parc sauvage de Willmore (Brown *et al.*, 1994; Thomas et Armbruster, 1996a).

Trois populations locales (Narraway, Redrock/ruisseau Prairie, et A la Pêche) quittent généralement les montagnes en octobre pour hiverner dans les contreforts, une zone abritée de la neige où abondent les lichens (Edmonds et Bloomfield, 1984). Le régime alimentaire se compose essentiellement de lichens terrestres, mais inclut aussi des formes basses de lichens arboricoles (Edmonds, 1991). Dans les Rocheuses albertaines, c'est seulement dans les forêts très anciennes, sur les pentes exposées au nord ou à l'est qu'on trouve une abondance de lichens arboricoles à longs filaments (Thomas et Armbruster, 1996a). Edmonds et Bloomfield (1984) ont réuni des informations détaillées sur la végétation sur pied, par types de territoires, dans l'aire d'estivage des contreforts de l'Alberta. Les zones préférées étaient les forêts vieilles de plus de 80 ans, et les caribous exploitaient les forêts anciennes à la fin de l'hiver lorsque les lichens arboricoles entraient dans leur alimentation (T. Szkorupa, comm. pers., 2001).

## Population boréale (PB)

Il semblerait que le caribou des bois du Nord-Est de la Colombie-Britannique, à l'est de la Cordillère, vive toute l'année en petites hardes dispersées, plutôt qu'en populations discrètes (Edmonds, 1991; Heard et Vagt, 1998). Ce comportement pourrait aussi se manifester sur les plaines dans les Territoires du Nord-Ouest et sur le bouclier en Saskatchewan, en Ontario et au Québec. De nouvelles études pourraient cependant révéler l'existence de populations discrètes. Le caribou du Nord de l'Alberta a montré des préférences marquées pour les tourbières aussi bien ombrotrophes que minérotrophes, avec un couvert arboré bas à moyen, et il évitait les marais, les hautes terres, les terres humides très boisées, l'eau et les régions utilisées par l'homme (Brown *et al.*, 2000a). Les populations de Bistcho et des monts Caribou (figure 1 *in* Dzus, 2001) sont associées à des terrains élevés classés subarctiques boréaux (taïga). On y trouve en effet des couverts lâches d'épinette noire (*P. mariana*) et d'épinette blanche (*P. glauca*) dans et autour des tourbières où abondent les lichens terrestres. Ailleurs, ce sont les tourbières que privilégient les caribous (Bradshaw *et al.*, 1995; Stuart-Smith *et al.*, 1997; Rettie et Messier, 1998; Anderson, 1999). Même si les tourbières sont aussi d'importantes sources de nourriture (Thomas et Armbruster, 1996b), abritent moins d'insectes parasites et assurent un certain éloignement des autres ongulés, cette utilisation du territoire est généralement vue comme un moyen d'éviter les prédateurs (Stuart-Smith *et al.*, 1997; Rettie et Messier, 1998; James, 1999; James et Stuart-Smith, 2000). En effet, ceux-ci sont une cause directe de mortalité et peuvent transmettre des parasites dangereux. Certaines tourbières et les forêts d'épinette noire et de mélèze laricin adjacentes fournissent des lichens terrestres et arboricoles, et répondent toute l'année aux besoins en matière d'habitat. Dans le Nord-Est de l'Alberta, la survie des faons était liée à la taille des tourbières minérotrophes dans le domaine vital (Stuart-Smith *et al.*, 1997). Les zones de brûlis sont de moindre importance dans les grandes tourbières au sud du bouclier, comme en témoigne l'abondance des vieux peuplements d'épinette noire sur leur pourtour et à l'intérieur, sur des îlots de terrain élevé.

Le domaine du caribou en Saskatchewan au sud du bouclier précambrien (Thomas et Armbruster, 1996b; Rettie et Messier, 1998) est semblable à celui du Nord-Est de l'Alberta, où les populations sont associées aux tourbières minérotrophes et aux forêts de conifères adjacentes (Stuart-Smith *et al.*, 1997). Les données des colliers de suivi par satellite révèlent une préférence marquée pour les tourbières (99 p. 100 des endroits, Stuart-Smith *et al.*, 1997) et les tourbières assorties de forêts d'épinette noire (Rettie et Messier, 2000). À l'inverse, on note un évitement relatif des jeunes forêts repoussant après un feu ou une coupe.

Sur le bouclier boréal en Saskatchewan, les tourbières sont généralement petites et associées aux rives de nombreux lacs et cours d'eau. Ce domaine est ravagé par de grands feux à intervalles de 50 à 100 ans, ce qui influe sur les effectifs et la répartition du caribou. Les animaux sont plus exposés à la prédation sur le bouclier, mais les densités d'orignaux et de loups résidents peuvent y être relativement basses (Darby *et al.*, 1989). Au Québec et dans le Centre du Manitoba, le

caribou se montrait fidèle aux endroits exploités pour la mise bas et l'estivage, mais pas aux zones d'hivernage (Paré et Huot, 1985; Brown *et al.*, 2000b). La majorité des animaux observés pendant l'étude menée au Manitoba hivernaient près de leurs territoires d'été, mais on notait aussi de courts déplacements vers des aires d'hivernage. Le caribou fréquentait les complexes tourbiers et évitait en général les zones de coupe à blanc et les sites à prédominance de peupliers faux-trembles/peupliers.

L'aire d'hivernage du caribou dans le Nord-Ouest de l'Ontario inclut généralement des forêts de conifères ouvertes poussant sur un substrat sableux, dont le sol porte une abondante couverture de lichens du genre *Cladina* (Harris, 1999). En combinant les données de l'inventaire des ressources forestières et les images Landsat, on pouvait prévoir quels sites seraient exploités en hiver (Antoniak et Cumming, 1998). Une autre étude sur l'utilisation de l'habitat dans le Nord-Ouest de l'Ontario, reposant sur la télémétrie satellitaire, a révélé que les caribous choisissaient des habitats présentant un couvert de conifères et évitaient les zones perturbées et les habitats où abondaient les arbrisseaux (Hillis *et al.*, 1998). Le territoire exploité dans le Nord-Est de l'Ontario est plus humide, comme le montre une carte écoclimatique (Groupe de travail sur les écorégions, 1989). Les caribous du lac Bienville, de Caniapiscau, du lac Joseph et des monts Red Wine occupaient des boisés ouverts à lichens (taïga), des terres humides (tourbières) et des zones de toundra (Brown *et al.*, 1986). L'épinette noire et le mélèze laricin y étaient les essences dominantes.

Le feu est la principale perturbation naturelle agissant dans les forêts boréales. On a observé des périodes de récurrence moyennes de seulement 20 à 60 ans en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba et dans l'Ouest de l'Ontario, et de 100 à 500 ans dans le Nord du Québec et du Labrador (p. ex. tableau 5 *in* BQCMB, 1994). Seulement la moitié environ de la zone d'étude au Manitoba contenait des forêts de plus de 50 ans (Schaefer et Pruitt, 1991). Certains considèrent que la suppression des incendies a ralenti la succession naturelle des feux, mais les avis sont partagés. En 1995, dans le Nord-Est de l'Alberta et le Centre de la Saskatchewan, le feu a balayé tous les types de couvert végétal, dont des sites de coupe récente et des jeunes plantations.

#### Population de Terre-Neuve (PTN)

Le caribou exploite un mélange de forêt de conifères boréale et de taïga, avec un peu de zones arbustives, de tourbières et de landes. Les caribous du lac Corner Brook préféraient la lande et les forêts matures et surannées et évitaient les broussailles, les tourbières minérotrophes et les forêts immatures (Snow et Mahoney, 1996).

## Population de la Gaspésie-Atlantique (PGA)

Les types de domaines utilisés par le caribou ont été catégorisés en alpin, forêt mature d'épinette, forêt mature de sapin, forêt immature et forêt de feuillus (Ouellet *et al.*, 1996). On trouve de petites zones de sapins et d'épinettes blanches rabougris sur la toundra au-dessus de 915 m. Un couvert mature de sapins avec de l'épinette blanche dans la zone subalpine constituait une importante aire d'hivernage. L'habitat d'été critique inclut la toundra du mont Albert et des monts Jacques-Cartier (Crête *et al.*, 1994). La coupe, qui a été pratiquée dans le parc jusqu'en 1977, a éliminé une partie de l'habitat forestier, dont les zones de lichens arboricoles.

### **Tendances**

Il est important de surveiller les tendances de la qualité et de l'abondance de la nourriture dans l'habitat, mais c'est une tâche très difficile, qu'en général on laisse de côté en postulant que les populations de caribou sont loin d'atteindre la capacité de charge de la végétation. On entend généralement par « capacité de charge » les ressources alimentaires disponibles pour le caribou, mais il faudrait y inclure d'autres paramètres écologiques, comme l'accessibilité du fourrage, l'espace requis pour minimiser les contacts avec les prédateurs, et des besoins particuliers comme des aires de mise bas et de post-mise bas, ainsi que des zones assurant un certain refuge contre les prédateurs, les insectes et le stress thermique. Autrement dit, il faudrait faire une distinction entre la capacité de charge alimentaire, et la capacité de charge écologique. L'abondance relative de nourriture peut être beaucoup plus basse que l'abondance absolue, en raison de la présence de neige et de glace, de prédateurs, d'insectes ou d'activités humaines. Les caribous n'ont généralement pas besoin d'un très grand territoire pour se nourrir, mais il leur faut assez d'espace pour réduire les contacts avec les prédateurs, et certains types d'habitats pour atténuer d'autres facteurs limitatifs.

On utilise, pour estimer les limites concernant la nourriture, des critères indirects, dont les plus courants sont les taux de conception et de parturition. Le défaut en est cependant qu'une perte prématurée de faons et une bonne qualité de l'aire d'estivage peuvent autoriser des taux de conception élevés, alors que de mauvaises conditions nutritionnelles l'hiver suivant entraîneront la faiblesse des faons et un fort taux de mortalité due à la prédation ou à d'autres causes. Des carences nutritionnelles saisonnières peuvent alors être masquées. Les pauses de la reproduction à intervalles de quelques années observées chez certains caribous toundriques suggèrent un déclin graduel de l'état de santé de la femelle après un certain nombre de gestations consécutives (Dauphiné, 1976; Cameron, 1994). Il est difficile de déterminer si ces déclins sont liés à l'apport alimentaire et énergétique, sont dus à la prédation ou sont causés par une interaction de ces facteurs avec d'autres, tels que la chasse. De plus, il peut s'écouler un certain temps entre la détérioration de l'habitat et la baisse d'une population locale.

On ne dispose que d'informations incomplètes, même sur la zone d'occupation totale de la plupart des populations de caribou. On peut calculer l'habitat exploitable (utile) une fois qu'on connaît les effets des routes et des perturbations. Par exemple, une fraction de 28 à 70 p. 100 (moyenne = 48 p. 100) des zones d'étude peut être évitée par les caribous (Dyer, 1999), et ces pourcentages ne prennent pas en compte la perte et la dégradation de l'habitat dues à la coupe du bois et à d'autres activités.

Les résultats des études des perturbations doivent donc être interprétés avec réserves. Dans des conditions de faible densité de population et lorsque la capacité de charge du territoire est loin d'être atteinte, les caribous vont probablement s'écarter des zones d'activité industrielle. Il est difficile de dire s'ils doivent absolument s'éloigner et si leur état de santé est compromis. Il faudrait mesurer les réponses comportementales à divers degrés de perturbation, l'adaptation dans le temps et les effets sur la démographie. Si l'on parvient à gérer des causes de mortalité comme la chasse et la prédation par le loup, le caribou pourrait être en mesure de co-exister avec un développement bien mené.

Les cartes des baux forestiers au Canada (Equinox, 1991; Peterson *et al.*, 1998), en particulier en relation avec la *zone d'occurrence* (répartition potentielle) et la *zone d'occupation* (domaine en utilisation) des populations forestières, montrent que l'habitat du caribou pourrait subir des changements. Il serait plus juste de nommer la zone d'occurrence *aire d'occurrence potentielle* et les sources de données devraient inclure une analyse du type de couvert forestier et des informations historiques.

L'exploitation forestière et le feu peuvent concentrer les populations de caribous (Smith *et al.*, 2000). Après un « passage » de coupe à blanc, il reste jusqu'à 50 p. 100 de forêt mature et ancienne. Après le deuxième passage, il ne reste pratiquement plus de forêt ancienne, à moins que des zones n'aient été réservées pour le caribou ou à d'autres fins. Après une rotation complète dans un système à deux passages, il peut ne plus y avoir en tout temps que 10 à 20 p. 100 d'arbres matures, qui viennent juste de dépasser l'âge d'exploitabilité. Il ne reste plus de forêt ancienne, sauf autour de tourbières ou en des endroits sans valeur commerciale. En tant qu'habitat du caribou, une forêt mature peut avoir moins de valeur qu'une forêt ancienne, mais cela dépend beaucoup de l'essence présente, du sol, de l'humidité, de la vitesse de succession, de la pente et de l'aspect, et de la façon dont la surface a été traitée pendant et après la coupe (Thomas et Armbruster, 1996b). En Alberta, le second passage peut avoir lieu de 15 à 25 ans après le premier, laps de temps censé assurer un couvert suffisant pour les espèces sauvages dans le jeune peuplement, mais beaucoup trop court pour constituer un habitat de caribou convenable. Il faudrait pour cela respecter un intervalle de 30 à 60 ans, selon le type de couvert, les conditions locales et les prescriptions forestières.

## Population des montagnes du Nord

Les préoccupations exprimées par les représentants des divers ordres de gouvernement quant à l'habitat arrivaient après celles concernant la chasse non réglementée (70 p. 100 des populations locales) et la prédation (62 p. 100 des populations). La plupart des populations locales vivent bien à l'écart des activités humaines, et l'exploitation forestière ne pose un problème que pour 35 p. 100 des populations, et la connectivité pour 37 p. 100 (tableau 7). La non-disponibilité d'habitat est une préoccupation élevée ou moyenne pour 32 p. 100 des populations locales, et les feux de friches pour 56 p. 100 de 37 populations (tableau 7). L'utilisation du domaine de basse altitude par le caribou en hiver entre en conflit avec l'exploitation forestière (Cichowski, 1989; Stevenson, 1991). En outre, on s'attend à une augmentation des activités pétrolières et gazières.

## Population des montagnes du Sud

On estime que le caribou a disparu de 15 p. 100 (Seip et Cichowski, 1996), 20 p. 100 (Spalding, 2000) ou 40 p. 100 (MELP, 2000) de son aire de répartition historique en Colombie-Britannique, et c'est chez la population des montagnes du Sud que la réduction a été proportionnellement la plus marquée. Il a été avancé que la chasse en était la cause principale dans le Centre et le Sud de la province, mais la prédation et l'exploitation forestière sont maintenant la principale préoccupation (tableau 7). L'accès/les perturbations et l'exploitation forestière sont respectivement une préoccupation élevée ou modérée pour 94 et 90 p. 100 des 30 populations locales, et la perte de connectivité et la non-disponibilité d'habitats pour 73 à 74 p. 100 des populations. Il s'agit là de chiffres fort élevés, puisque trois des populations sont situées dans des parcs nationaux, et que le domaine de plusieurs inclut des aires protégées (annexe 2b). Les feux de forêt sont une préoccupation pour 47 p. 100 des populations.

L'utilisation du domaine de basse altitude par le caribou en hiver entre en conflit avec l'exploitation forestière (Stevenson, 1991). La coupe du bois gagne des altitudes plus élevées, à mesure que le premier passage est terminé dans le fond des vallées et au bas des pentes. La fragmentation du territoire est une grave conséquence de la foresterie et d'autres types d'exploitation. Dans la chaîne des Purcell, le caribou fréquentait des régions contenant au moins 40 p. 100 d'habitat adéquat aux échelles fine (250 ha) et grossière (5000 ha) (Apps et Kinley, 1998). Une hypothèse généralement acceptée est que l'augmentation sur le territoire du caribou du nombre d'originaux, dont la coupe du bois a permis la recolonisation, y a attiré des loups, d'où un accroissement de la mortalité chez les caribous (Seip, 1992). C'est pourquoi la prédation est une préoccupation pour 94 p. 100 des populations locales (tableau 7).

## Population boréale

Le secteur pétrolier et gazier connaît une hausse d'activité dans les Territoires du Nord-Ouest et dans le Nord-Est de la Colombie-Britannique, régions où les populations locales de caribous sont mal documentées. L'aire de répartition en Alberta était autrefois plus vaste que maintenant (Edmonds, 1991), mais sans aucun doute discontinue, puisque, à l'est des contreforts, le couvert se compose majoritairement de forêt caducifoliée et mixte. Le domaine du caribou a été envahi, détérioré et fragmenté par les activités pétrolières, l'exploitation forestière, l'exploitation minière, les aménagements hydroélectriques et les structures linéaires qui les accompagnent. En Saskatchewan, la construction de routes pour les industries minière et forestière a fragmenté l'habitat et entraîné une hausse de la mortalité par la chasse (Rock, 1991, 1992). Le territoire du caribou dans la forêt commerciale se modifie rapidement à mesure que les activités forestières se généralisent dans la plus grande partie de la forêt boréale (Peterson *et al.*, 1998). Les inquiétudes pour le caribou tiennent à d'importantes réductions des proportions de forêts de conifères d'âge moyen et anciennes, à l'accroissement de l'accès et de la fragmentation, à une altération des relations de prédation, à la présence d'un parasite des méninges porté par le cerf de Virginie (*O. virginianus*) à l'est de la Saskatchewan et au changement climatique aux échelles régionale et locale.

Les lignes directrices de gestion des forêts au niveau du paysage en Colombie-Britannique (Seip, 1998) et en Ontario (Armstrong, 1998) tentent de reproduire, jusqu'à un certain point, les perturbations causées par le feu. En Ontario, la présence de grands blocs réservés devrait réduire les populations d'orignaux et de cerfs, et celles des loups qui les accompagnent, ainsi que l'accès des prédateurs et des chasseurs. Il n'est cependant pas certain que ces recommandations seront mises en œuvre à grande échelle, étant donné les oppositions manifestées.

## Population de Terre-Neuve (PTN)

L'exploitation forestière commerciale en été dérange les caribous (Chubbs *et al.*, 1993), mais présente certains avantages, comme la création de clairières où les animaux peuvent se mettre un peu à l'abri des insectes.

## Population de la Gaspésie-Atlantique

L'habitat dans le parc de la Gaspésie a été modifié par le feu, les infestations d'insectes et l'exploitation forestière. Les caribous utilisent peu les jeunes peuplements, et il a été recommandé de mettre fin à la coupe du bois dans le parc (Ouellet *et al.*, 1996).

## Protection et propriété des terres

Au Canada, les forêts couvrent 418 millions d'hectares, dont 235 millions (56 p. 100) sont considérés comme de la forêt commerciale (CCMF, 2000a). Le caribou forestier est présent surtout dans les forêts de conifères, qui représentent 67 p. 100 de la superficie boisée du pays. Les plus grands nombres de caribous forestiers se rencontrent à Terre-Neuve et au Yukon où, respectivement, 91 et 79 p. 100 des forêts sont classées « conifères ». En 2000, la tenure des terrains forestiers au Canada était à 71 p. 100 provinciale, à 23 p. 100 fédérale et à 6 p. 100 privée (CCMF, 2000a).

Le caribou des bois et son territoire sont protégés par la création de zones protégées, les lois et règlements visant les espèces sauvages, des politiques et accords, des réglementations et normes forestières et des lois sur les espèces en péril. La fraction protégée des forêts canadiennes était estimée à 7,6 p. 100 en 1995 et à 8,4 p. 100 en 1999 (CCMF, 2000b). Ces zones constituent aussi des témoins importants pour les études visant à évaluer les effets des aménagements dans les régions adjacentes.

Les diverses instances ont fourni de l'information sur la proportion des populations locales (effectif et territoire occupé) se trouvant dans des zones protégées comme des parcs et des aires de nature sauvage (annexe 2). En Colombie-Britannique, les aires de répartition des caribous chevauchaient une soixantaine d'aires protégées, mais les plans d'utilisation des terres dans les régions adjacentes étaient considérés comme d'une importance cruciale pour la conservation du caribou. En effet, les aires protégées peuvent sauvegarder les habitats, mais restreindre par ailleurs les options de gestion, par exemple en réduisant les espèces proies pour gérer l'effectif et la répartition des prédateurs.

Depuis une dizaine d'années, plusieurs initiatives aux échelles internationale, nationale et provinciale/territoriale ont fixé des lignes directrices de pratiques forestières durables qui aideront à conserver le caribou. Ce sont entre autres le Processus de Montréal, les critères et indicateurs du Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF), des politiques, critères et indicateurs provinciaux et la certification aux niveaux international et canadien. Le Groupe de travail du Processus de Montréal, regroupant 12 pays, a adopté sept critères et 67 indicateurs (CCMF, 2000a). En 2000, le CCMF a fait rapport sur les progrès concernant les six critères, 22 éléments et 83 indicateurs fixés en 1997 (CCMF, 2000b). Plusieurs provinces, dont le Québec, l'Ontario, la Saskatchewan et Terre-Neuve-et-Labrador, ont élaboré leurs propres indicateurs. En 1999, le Sous-comité sénatorial de la forêt boréale a défini des lignes directrices de gestion, et recommandé trois catégories de gestion : intensive pour l'exploitation du bois (20 p. 100), multi-usages (60 p. 100) et protégée (20 p. 100).

Des normes pour l'industrie forestière ont été élaborées par le *Forest Stewardship Council* (FSC) international, l'Organisation internationale de normalisation (ISO) et l'Association canadienne de normalisation (CSA). Les normes

canadiennes visant la gestion durable des forêts ont été élaborées en 1996, le public s'opposant de plus en plus aux coupes à blanc. La CSA exige la prise en compte de six critères, dont la conservation de la diversité biologique, disposition qui devrait faciliter la conservation du caribou dans les zones de gestion forestière. La CSA stipule aussi le respect de 21 éléments « critiques » du cadre de critères et indicateurs du CCMF (CCMF, 2000b), tels que la diversité des écosystèmes, la diversité des espèces et la diversité génétique.

La certification n'est pas requise des compagnies par la loi, mais est régie par le marché. En 2003, un détaillant ne vendra plus de bois provenant de « régions où les forêts sont menacées » et donnera la préférence aux produits du bois certifiés. Un autre ne vendra plus de produits du bois provenant de « forêts anciennes » ou d'autres forêts à valeur de conservation élevée, à moins que la zone forestière en cause ne soit certifiée (CCMF, 2000a). Au 31 mai 2000, la certification (essentiellement ISO) a été accordée pour 16 millions d'hectares (13 p. 100) sur 120 millions d'hectares faisant l'objet d'une gestion active (CCMF, 2000a). On estime qu'en 2004, 72 millions d'hectares (60 p. 100) de forêts gérées seront certifiés.

Tous les niveaux de gouvernement ont adopté des lois et réglementations sur les espèces sauvages qui permettent de fermer la chasse, en général ou sur certains corridors routiers (p. ex. l'Alberta et la Saskatchewan), de fixer des conditions de chasse à accès limité pour les animaux d'un sexe ou d'un âge donnés, d'interdire la chasse de nuit, etc. Au Yukon, il existe des possibilités de chasse sportive limitée dans les grandes populations locales de caribou forestier. En Colombie-Britannique, il s'agit de chasse à accès limité et à saison limitée pour les mâles adultes (minimum de cinq andouillers). Les mêmes restrictions visent six populations locales dans les métapopulations du centre de la population COSEPAC des montagnes du Sud. Au Québec, on autorise la chasse limitée (tableau 9) dans les régions de chevauchement des répartitions hivernales des écotypes forestier et toundrique.

Les deux approches consistant à accorder une attention particulière à une espèce donnée et à s'intéresser à l'écosystème en ciblant la préservation de la biodiversité se portent mutuellement avantage, et les deux sont nécessaires. On ne peut pas assurer la protection de toutes les espèces, d'où l'approche écosystémique. Cependant, certaines exigent une gestion spécifique qui, si elles ont un vaste territoire et sont représentatives d'un type d'écosystème, peut fournir un habitat pour d'autres espèces. C'est dans ce contexte que le caribou constitue une espèce indicatrice (*indicator species*) en Saskatchewan et caractéristique (*feature species*) en Ontario.

Il sera difficile de montrer que les conditions d'habitat peuvent en elles-mêmes limiter une population locale de caribou tant qu'on ne s'entendra pas sur la taille minimale de population viable et sur la superficie minimale requise par individu. La capacité de charge écologique devrait être estimée et projetée sur plusieurs décennies, à la lumière des plans d'utilisation des terres. En général, les effets indirects des aménagements, comme une augmentation de la prédation et de la

chasse, causent au départ une baisse de l'effectif des populations (p. ex. Bergerud, 2000).

Dans toutes les provinces (les Maritimes étant regroupées), il existe des centres de données sur la conservation qui, tous, utilisent les critères communs formulés par The Nature Conservancy, un organisme international, pour évaluer les espèces en péril (tableau 10). La métapopulation du Sud en Colombie-Britannique figure sur la « liste rouge » du centre de données sur la conservation de cette province (Hatter, 2000). Bien que le Manitoba, l'Ontario et le Québec aient adopté des lois sur les espèces en péril, leurs listes n'incluent pas le caribou. D'autres provinces et territoires dressent une liste des espèces en péril et menacées dans leurs lois ou réglementations visant les espèces sauvages. En Ontario, un comité de détermination du statut des espèces en péril a fixé des critères pour le choix des populations et la désignation des espèces (Harris, 1999).

Les lois, codes, plans, règlements et lignes directrices des organismes forestiers gouvernementaux visant l'habitat du caribou assurent à celui-ci une certaine protection. D'autres ministères et organismes interviennent aussi. Par exemple, en 1991, 1994 et 1996, Alberta Energy a fixé pour les activités pétrolières et gazières des lignes directrices concernant le territoire du caribou (Dzus, 2001). Les lignes directrices de 1991 indiquent en substance qu'on peut mener des activités d'exploration et de mise en valeur du pétrole et du gaz naturel sur l'aire de répartition du caribou dans la mesure où l'on maintient l'intégrité de l'habitat pour que le caribou puisse l'exploiter. La plupart des activités forestières se déroulent sur des terres domaniales où les gouvernements peuvent apporter des changements par le biais de baux à long terme (p. ex. 20 ans) avec les compagnies forestières.

La conservation du caribou est aussi tributaire des lois, des réglementations et des politiques fédérales, provinciales et territoriales qui concernent les peuples autochtones et les droits issus de traités. En tout, 286 plans de gestion des forêts visent 726 518 ha sur certaines des 2 394 réserves indiennes du Canada (CCMF, 2000a). Il sera essentiel de tenir des consultations avec les Premières nations pour recueillir leurs connaissances locales et réduire la chasse aux caribous qu'a rendue possible l'ouverture de routes, de lignes sismiques et autres aménagements linéaires. La présence de nombres accrus d'autres grands ongulés après la coupe devrait leur assurer un accès à d'autres gibiers.

De façon plus positive, on a acquis dans la dernière décennie des connaissances considérables sur la répartition et l'écologie des caribous. En nombre d'endroits, on en sait suffisamment pour à la fois conserver les caribous et assurer un développement limité. Il ne reste plus qu'à mettre en pratique les résultats des recherches scientifiques et d'autres formes de connaissances; ces résultats devraient être présentés sous une forme utilisable par les compagnies forestières et les autres organismes qui ont le pouvoir d'effectuer des changements. Il faut donc faire avancer la mise en application des connaissances actuelles.

## BIOLOGIE

### Généralités

On trouvera des informations de fond détaillées sur la biologie générale du caribou dans les ouvrages suivants : Banfield (1974), le premier rapport de situation du COSEPAC (Kelsall, 1984), les révisions de Miller (1982) et Bergerud (2000), et de récents rapports de situation provinciaux (Rock, 1992; Godwin et Thorpe, 2000; Dzus, 2001).

### Reproduction

Le caribou des bois a tendance à se reproduire plus jeune que le caribou de la toundra et ses faons affichent des taux de mortalité plus élevés. Malgré la petite taille des échantillons, on a observé des taux élevés de gravidité chez des femelles d'un an (Rettie et Messier, 1998; Dzus, 2001), à comparer avec 12 p. 100 dans la population de Beverly de caribou de la toundra (Thomas *et al.*, 1998). La différence entre les écotypes peut s'expliquer par une reproduction précoce chez le caribou des bois à l'est de la Cordillère, une forme d'adaptation à l'apparition plus rapide du fourrage vert. Le verdissement de la végétation survient en effet jusqu'à deux mois plus tôt dans la forêt boréale et les montagnes du Sud que sur les territoires du caribou de la toundra qui migre vers des aires de mise bas nordiques. Les taux de gravidité chez les caribous de Peary et les caribous de la toundra sont corrélés avec la masse corporelle et les réserves lipidiques (Dauphiné, 1976; Thomas, 1982; Cameron *et al.*, 1993).

Les femelles gravides gagnent pour la mise bas des endroits isolés relativement à l'abri des prédateurs, comme des îles sur des lacs ou des zones de tourbières, de rives, de forêts et de toundra. Les faons, un par portée, naissent en mai ou début juin. Dans les montagnes de la Cordillère, les biches semblent mettre bas dans les deux premières semaines de juin (Edmonds, 1991) et la dernière semaine de mai (Brown *et al.*, 1994), soit à peu près au même moment que chez le caribou de la toundra. La plupart des faons naissent à la mi-mai en Saskatchewan (Rettie et Messier, comm. pers.) et dans l'Est de l'Alberta (Fuller et Keith, 1981). La période de pointe de la mise bas se situait entre le 17 et le 21 mai chez la population toundrique de l'île Pen (Abraham et Thompson, 1998), comme chez le caribou de la population boréale. La mise bas survient donc deux à trois semaines plus tôt dans l'AEN boréale que dans les montagnes de la Cordillère. Les faons du caribou de la toundra sont capables de suivre le troupeau un jour ou deux seulement après la naissance, mais on a des indications que ceux du caribou des bois sont gardés cachés un certain temps (Chubbs, 1993).

Les mâles reproducteurs sont surtout les individus de grande taille, aux ramures imposantes, ce qui indique une forte sélection sexuelle parmi les mâles (Butler, 1986). Le caribou des bois forme des harems, comme le wapiti (Cowan et Guiguet, 1965; Banfield, 1974; Geist, 1991), alors que le caribou de la toundra a tendance à former des groupes de biches moins défendus. Le comportement

d'accouplement du caribou est régi par le système social, ce qui est considéré comme une réponse d'adaptation à l'environnement, en particulier aux prédateurs (Butler, 1986). La taille du groupe est à son minimum lors de la mise bas et en été, augmente avant le rut et peut varier dans un sens ou dans l'autre pendant l'hiver. L'effectif maximum peut être atteint au moment du rut, ou au début et à la fin de l'hiver. Quelle que soit la saison, le groupe est plus important chez le caribou toundrique que chez le caribou forestier.

## Survie

En moyenne, seulement 30 à 50 p. 100 des faons dépassent l'âge d'un an, et il naît en général de 70 à 74 faons pour 100 femelles adultes (>1 an). La population est stable lorsqu'environ 30 faons par tranche de 100 femelles adultes survivent jusqu'à l'automne (Yukon Renewable Resources, 1996), soit une survie d'environ 42 p. 100. Les taux de survie des faons peuvent aller de près de zéro à 100 p. 100, selon l'abondance des prédateurs et l'accessibilité du fourrage pendant la gestation et la première année de vie (p. ex. Bergerud, 1983); ils sont élevés lorsque des explosions démographiques surviennent après des années d'effectif réduit, ou lorsque des caribous sont introduits dans un nouveau territoire où les prédateurs sont rares, voire absents. C'est en effet la prédation qui est la principale cause de mortalité chez les faons et adultes munis d'un collier radio (p. ex. Bergerud, 2000). Une grande partie du comportement du caribou est donc liée à la réduction des risques de prédation (Bergerud, 2000).

La mortalité élevée des faons est liée à la médiocrité de l'apport énergétique en hiver, à la prédation ou à une combinaison des deux. La couverture et la biomasse de lichens terrestres sont basses sur certaines aires d'hivernage, comparativement aux aires de taïga du caribou de la toundra (Edmonds et Bloomfield, 1984; Thomas et Armbruster, 1996a). Les caribous de la population des montagnes du Sud sont parfois soumis à un stress nutritionnel à la fin de l'hiver, avant que la nouvelle végétation soit accessible. En Colombie-Britannique, ils consomment des lichens arboricoles du milieu à la fin de l'hiver, et peu ou pas de fourrage vert. Dans les montagnes de l'Alberta, à cause de sa rareté, le fourrage est parfois difficile d'accès en hiver. Certaines populations de la Saskatchewan doivent compléter l'alimentation trouvée sous la neige par les lichens arboricoles présents dans les tourbières et aux alentours (Thomas et Armbruster, 1996b). Si les caribous subissent un stress nutritionnel à la fin de l'hiver et au début du printemps, les femelles donneront probablement naissance à des faons peu vigoureux, qui risqueront plus d'être les victimes de la prédation, de la pneumonie et d'autres causes, ce qui suggère une interaction de divers facteurs. On dispose de peu de données sur l'état nutritionnel des caribous forestiers; des femelles adultes capturées en octobre dans le parc national Jasper avaient peu de gras (moyenne = 7 mm, médiane = 2 mm) (Brown *et al.*, 1994), comparativement aux caribous échantillonnés dans les populations de Qamanirjuaq (moyenne = 15 mm) (Dauphiné, 1976) et de Beverly (moyenne = 13 mm) de caribous toundriques (Thomas *et al.*, 1998).

Le taux de mortalité des caribous femelles adultes (>1 an) varie généralement entre 5 et 15 p. 100, la prédation par le loup y contribuant pour la moitié ou les deux tiers (Bergerud et Elliott, 1998; Yukon Renewable Resources, 1996; Dzus, 2001). La mortalité annuelle chez les adultes en Alberta est en moyenne de 14,5 et 11,0 p. 100 (femelles seulement) dans la PMS et la PB, respectivement (Dzus, 2001). En Saskatchewan, la mortalité annuelle moyenne des femelles adultes était de 14 p. 100 (Rettie et Messier, 1998). Chez le caribou de la toundra, la mortalité des mâles (38 p. 100) était plus du double de celle des femelles (17 p. 100) après la maturité sexuelle, aux âges de quatre et trois ans, respectivement (Miller, 1974).

La population atteint la stabilité lorsque le recrutement (ajout des faons d'un an) et la mortalité annuelle des femelles adultes sont à peu près égaux, en général de l'ordre de 10 à 16 p. 100. La démographie et l'équilibre sont des notions dynamiques chez les populations forestières. On ne peut pas prendre pour acquis qu'il y ait stabilité simplement parce que les effectifs estimatifs restent les mêmes entre deux recensements espacés de plusieurs années. En raison des grands intervalles de confiance de la plupart des recensements, il est presque assuré qu'on ne trouve pas de différences statistiques dans la taille des populations entre deux recensements successifs. Il est peu probable que les populations de caribou connaissent une stabilité à long terme, parce que des facteurs limitatifs importants, comme les conditions météorologiques, la prédation et la chasse, sont eux-mêmes très variables.

La probabilité de survie du caribou est fonction de l'âge de l'individu. Par exemple, dans la population de Beverly, l'espérance de survie sur 1 an des femelles âgées de trois et dix ans était de 0,89 et 0,78, respectivement (Thomas et Barry, 1990). La structure d'âge des caribous capturés est généralement plus élevée que celle de la population totale, parce qu'on tend à choisir les biches suitées et celles portant de grands bois. Par exemple, l'âge moyen des femelles au moment de la capture dans le parc national Jasper était de 7,7 ans (Brown *et al.*, 1994). Au moment de leur mort, la structure d'âge avait avancé d'un à quatre ans. L'espérance de survie des individus relativement vieux est plus basse que celle de la population en général; par exemple, deux des cinq individus morts parmi les 24 porteurs de colliers en Alberta étaient des femelles âgées (Edmonds, 1991), ce qui a porté le taux de mortalité à 22 p. 100. De même, dans le parc national Jasper, les taux de mortalité annuels moyens chez les femelles et les mâles adultes étaient de 31 et 34 p. 100, respectivement (Brown *et al.*, 1994). Cependant, cinq des 11 femelles qui sont mortes étaient âgées de 12 ans ou plus, et deux des trois mâles morts approchaient de l'âge de dix ans; ces sept individus âgés étaient en mauvaise santé lorsqu'ils ont été tués par des loups et par un ours à la fin de l'hiver ou au début du printemps. Seulement 2 à 3 p. 100 des caribous toundriques mâles et femelles âgés de deux ans ou plus dépasseront les âges de 12 et 10 ans, respectivement (Miller, 1974; Messier *et al.*, 1988; Thomas et Barry, 1990). C'est pourquoi il faudrait ajuster la survie des caribous porteurs de colliers radio en comparant l'espérance de survie de chacun à sa survie réelle.

## Physiologie

La plus grande partie des connaissances sur le caribou provient de la littérature sur le renne. Par induction et analogie, on peut extrapoler certains de ces résultats au caribou des bois. Le caribou s'est adapté à une alimentation à base de lichens, mais il consomme aussi de nombreux autres végétaux. Il peut supporter un froid rigoureux grâce à son épais pelage d'hiver qui contient des poils semi-creux, mais la femelle risque l'hyperthermie parce qu'elle ne perd ce poil d'hiver qu'après la mise bas. Le poil d'été, sombre, absorbe toutes les longueurs d'onde; il est donc important pour l'animal de jouir de la présence d'ombre et d'un couvert forestier frais. L'adaptation à la neige est mise en évidence par les pieds larges et le museau velu. Parmi les ongulés testés, les caribous sont les marcheurs présentant la meilleure efficacité énergétique (Fancy et White, 1987).

## Déplacements et dispersion

Les caribous restent peu de temps au même endroit. De ce fait, les prédateurs et les insectes parasites ne peuvent pas prédire où se trouveront les animaux, et les pâturages de lichens ne sont pas surutilisés ni piétinés; par contre, ces déplacements peuvent amener les caribous dans des régions fréquentées par des loups. Certains des déplacements se font à l'échelle locale, ou sont des changements d'altitude; d'autres sont des migrations (déplacements semi-annuels traditionnels entre deux territoires saisonniers distincts). Ces déplacements peuvent être expliqués comme des réponses à des exigences saisonnières en matière d'habitat, à la présence de prédateurs ou d'insectes, à l'abondance et à la qualité de la nourriture, aux conditions de neige, à des extrêmes de température, ou à une combinaison de ces facteurs. En conséquence de cette mobilité et de ces réactions aux changements du milieu, c'est lorsque les conditions environnementales sont très défavorables et lors d'une expansion du territoire due à un pic des effectifs que la dispersion est le plus susceptible de se produire. Il faut donc conserver des corridors de déplacement pour faciliter les mouvements entre populations et l'occupation de l'ancien territoire. C'est pendant l'été et l'hiver que les caribous forestiers sont le moins mobiles, la majorité des déplacements ayant lieu au printemps avant la mise bas, et avant le rut et l'hiver (p. ex. Brown *et al.*, 1986; Edmonds, 1988; Racey *et al.*, 1991; Brown *et al.*, 1994; J. Rettie, comm. pers., 2001).

Les déplacements entre les grands complexes de tourbières minérotrophes du Nord-Est de l'Alberta n'étaient que d'environ 5 p. 100 par an (Stuart-Smith *et al.*, 1997). Les populations locales d'Alberta, à une exception près, étaient distinctes, d'après des données à court terme concernant presque uniquement des femelles adultes (Dzus, 2001). De même, en Saskatchewan, il n'y avait pas de déplacements de femelles adultes entre cinq populations locales contiguës (Rettie et Messier, 1998). On a également remarqué une grande fidélité des individus à leur domaine natal au Yukon (Farnell et McDonald, 1986), en Colombie-Britannique (Hatler, 1986; Seip, 1992), au Manitoba (Brown *et al.*, 2000b) et au Québec (Brown *et al.*, 1986).

Plusieurs auteurs ont remarqué que des femelles porteuses de colliers radio retournaient d'une année à l'autre mettre bas à peu près au même endroit (Paré et Huot, 1985; Brown *et al.*, 1986; Edmonds, 1988; Seip, 1992; Brown *et al.*, 1994; Brown *et al.*, 2000b). D'autres n'ont noté aucune fidélité à des aires de mise bas particulières, mais les définitions de la fidélité varient (Rettie et Messier, comm. pers.).

## **Nutrition et relations interspécifiques**

Le caribou est un ruminant dont le rumen contient des bactéries et des protozoaires spécialisés qui digèrent efficacement les lichens. Il est également capable de recycler l'urée pour en conserver l'azote, dont manquent ses lichens préférés. En hiver, il utilise ses réserves lipidiques et catabolise les protéines de ses muscles lorsque son régime est trop pauvre en azote. Le caribou est décrit comme un consommateur éclectique et délicat. En effet, il peut s'alimenter d'une grande variété de végétaux, et en choisit de petites parties qui ont une grande valeur nutritive et sont facilement digérées. En été, il mange des carex, des herbacées, des dicotylédones, des lichens, des champignons et les feuilles d'arbustes, surtout du saule. En hiver, il consomme de grandes quantités de lichens, quand il y en a; il s'agit de lichens qui poussent sur le sol, lorsque l'épaisseur de neige est inférieure de 50 à 100 cm, et de lichens arboricoles quand les lichens terrestres sont difficilement accessibles.

La plupart des interactions avec d'autres espèces concernent les prédateurs, en particulier le loup. Rien n'indique que le caribou évite activement les autres ongulés, mais il en est généralement séparé, parce que son utilisation de l'habitat est différente de la leur.

## **Comportement/adaptabilité**

Les caribous ont un comportement inné, qu'on retrouve sans beaucoup de changements dans toutes les populations du monde. Ils sont souvent décrits comme « curieux », et s'arrêteront pour examiner un humain à distance sécuritaire. Ils vont souvent décrire un cercle autour de la personne et même s'en approcher à moins de 50 mètres; les distances déclenchant la fuite varient selon le sexe et l'âge, la condition physique et la population. Devant des mouvements inhabituels, comme un bras agité à intervalles réguliers, un caribou peut être incité à s'approcher des humains. Ce comportement donne peut-être à un prédateur l'impression d'un individu en bonne condition physique et sans peur, mais il dessert le caribou face aux chasseurs. En effet, les caribous ne se sont pas adaptés aux chasseurs armés de fusils, et le fait qu'ils se rassemblent dans des espaces ouverts, comme des lacs gelés, et sont facilement rattrapés par les motoneigistes, les rend très vulnérables.

Les caribous présentent une grande variabilité génétique et sont très adaptables. Ils occupent des types divers de territoires et d'habitats, de la forêt de conifères à la toundra. Certaines populations migrent pour diverses raisons; d'autres

restent toute l'année sur un petit domaine, tel qu'une tourbière minérotrophe. Les populations sédentaires ne peuvent pas vraiment se mettre à l'abri des prédateurs, des insectes ou de la chaleur, sauf dans certains types précis de couvert végétal.

## TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Il est extrêmement difficile de faire des estimations exactes (effectif estimatif vs. effectif réel) et précises (degré de confiance) pour les caribous forestiers. Il est en effet délicat d'estimer quelle proportion des animaux est visible et combien sont masqués par les arbres; les rapports immatures-adultes et les sex-ratios observés peuvent donc être biaisés si les caribous visibles ne sont pas représentatifs de la population (Hatler, 1986). Dans les couverts de type alpin/tundra et subalpin supérieur, on obtient des valeurs estimatives minimums à partir des essais de recensement total. On utilise les rapports observé/attendu des caribous portant une marque à la peinture ou un collier radio pour établir le nombre d'individus manqués lors des recensements. Dans les forêts et les tourbières, on mène des recensements par échantillonnage lorsque les écarts types et les limites de confiance des estimations peuvent être calculés. Des limites de confiance à une probabilité de 80 p. 100 peuvent être convenables pour les effectifs de caribous. De nombreuses estimations sont des suppositions basées sur la superficie de la répartition connue, les estimations de la densité, des observations occasionnelles et des dénombrements de pistes.

Plusieurs problèmes viennent compliquer l'analyse des effectifs et des tendances des caribous. Lorsque les estimations découlent de procédures d'échantillonnage, les limites de confiance sont larges, même à une probabilité de 90 p. 100. Par exemple, les écarts types de 11 recensements menés au Yukon ont été en moyenne de 16,5 p. 100 (R. Farnell, comm. pers., 2000), ce qui correspond à un intervalle de confiance de 90 p. 100 d'environ 28 p. 100. Sur l'île de Terre-Neuve, l'intervalle de confiance de 90 p. 100 était en moyenne de 58 p. 100, 29 p. 100 et 19 p. 100 des estimations obtenues respectivement avec les méthodes de recensement par transect en bande ( $n = 5$ ), de bloc aléatoire stratifié ( $n = 5$ ) et de marquage-réobservation ( $n = 6$ ) (Mahoney, 2000).

L'exactitude reste une inconnue, à moins qu'on n'estime des indices d'observabilité pour chaque recensement ou qu'on assure un effort de recherche élevé en utilisant un hélicoptère au-dessus d'un couvert végétal relativement ouvert. Même quand les caribous sont bien visibles sur la tundra, de nombreux recensements demeurent inexacts et imprécis (Thomas, 1998); par exemple, l'intervalle de confiance de 90 p. 100 pour les estimations des populations de caribou dans les Territoires du Nord-Ouest et au Québec était en moyenne de 57 p. 100 ( $n = 9$ ) et 32 p. 100 ( $n = 5$ ), respectivement. D'un autre côté, il serait trop coûteux de faire des dénombrements réguliers de toutes les populations de caribou des bois.

Williams et Heard (1986) ont résumé la situation de 32 populations locales de caribou des bois sur 43 dans les montagnes et les plaines. Les tendances étaient les suivantes : sept en croissance, 16 stables et neuf en déclin (tableau 2). Ces totaux n'incluent pas une population en déclin de la Gaspésie ni l'île de Terre-Neuve, où les 11 populations locales étaient toutes en croissance. Quelques années plus tard, ont paru des révisions sur la situation du caribou des bois dans l'Ouest du Canada (Edmonds, 1991) et en Amérique du Nord (Ferguson et Gauthier, 1992). La dernière dénombrait 71 populations de caribou des bois forestier, et les tendances pour 18 de 46 d'entre elles dans les montagnes et les plaines (avec les mêmes exceptions que ci-dessus) étaient : cinq en croissance, huit stables et cinq en déclin.

En 1996, Mallory et Hillis (1998) ont conclu que les populations des écotypes forestiers étaient en déclin et menacées dans toute la région circumpolaire, possiblement à cause de l'interaction des perturbations par l'homme et de la prédation. Dans les révisions menées par des provinces/territoires en 1996, la situation estimée de 25 populations locales de caribou des bois forestier sur des territoires montagneux était : trois en croissance, huit stables et sept en déclin (tableau 2). Les rapports correspondants en 2000/2002 sont respectivement de 4:15:3, 0:13:12 et 1:6:12 pour les populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud et boréale.

Les conditions météorologiques et les prédateurs peuvent imposer aux effectifs d'énormes changements à court terme. C'est pourquoi l'UICN a choisi la plus longue de deux périodes, dix ans ou trois générations, comme cadre temporel pour évaluer les changements des effectifs. Une *génération* est définie comme l'*âge moyen des géniteurs* (UICN, 1994; COSEPAC, 2000b), mais devrait être considérée comme l'âge moyen ou médian des *femelles* en âge de procréer. On pourrait le trouver dans une table de survie, mais il n'en existe pas pour le caribou forestier. Les tables de survie les plus fiables concernent les caribous femelles des populations de la rivière George et de Beverly, donc des caribous toundriques migrateurs (Messier *et al.*, 1988; Thomas et Barry, 1990). L'espérance de survie de 50 p. 100 des femelles de plus de deux ans y était d'à peine plus de sept et cinq ans, respectivement. Par conséquent, trois générations de caribou donnent un chiffre arrondi de 20 ans, et une génération correspond à 6,7 années. Il faudrait alors adopter une période de 20 ans comme norme pour toutes les populations.

Il faudrait également définir des critères normalisés pour ce qui constitue la *croissance*, la *stabilité* et le *déclin* des populations locales, mais il est difficile d'en proposer, car ces critères sont fonction de l'exactitude et de la précision des données et de l'intervalle entre les estimations. Pour les périodes inférieures à 20 ans, on pourrait définir la *stabilité* comme un changement annuel moyen de l'effectif inférieur à 2 p. 100. Le terme *déclin* serait réservé à une réduction de l'effectif de 20 p. 100 ou plus sur 20 ans; pour des périodes de moins de 20 ans, il ne faudrait cependant pas conclure à un déclin sur la base d'un changement moyen de 1 p. 100 (arrondi) par année. Il faut ramener les valeurs à l'échelle dans le temps. Une baisse moyenne de plus de 3 p. 100 par an sur dix ans, ou de 10 p. 100 par an sur cinq ans, peut être

acceptable *lorsque les données sont fiables*. Les effectifs des populations de caribou sont sujets à des fluctuations considérables; en effet, le recrutement peut être bas plusieurs années de suite, puis relativement élevé les suivantes. Les populations peuvent connaître un accroissement atteignant 11 et 15 p. 100 par an, puis une baisse encore plus rapide.

#### Population des montagnes du Nord (PMN)

L'estimation de 2001 pour la PMN est de 44 000 individus (tableau 1), soit environ 24 p. 100 de tous les caribous forestiers du Canada. Les recensements par quadrats aléatoires stratifiés et les dénombrements totaux représentent 61 p. 100 des estimations. Toutes les populations comptent plus de 100 caribous, et 20 sur les 36, plus de 500 (tableau 4). La plupart (72 p. 100) des estimations ont été faites après 1996. Les tendances des effectifs étaient : quatre en croissance, 15 stables, trois en déclin et 14 inconnues (tableau 3). On notait d'importantes fluctuations dans les deux sens, avec une augmentation de 63 p. 100 en huit ans pour la population d'ibex et une baisse de 78 p. 100 en dix ans pour celle de Chisana. Dans la majorité des cas, les aires de répartition dépassaient 5 000 km<sup>2</sup> (tableau 5). La densité de population était en moyenne de 11,3 individus par 100 km<sup>2</sup>, avec une plage de 3,0 à 26,9 (tableau 6).

En 1991, le Yukon abritait environ 19 p. 100 des populations canadiennes de caribou des bois, telles que définies par Ferguson et Gauthier (1992). Le dénombrement et la surveillance à long terme de 22 populations semblaient indiquer que la plupart étaient à peu près stables (Farnell *et al.*, 1998). Les tendances des effectifs étaient les suivantes : huit stables, quatre en croissance, un en déclin et un stable ou en déclin. La croissance apparente, de 21 000 au début des années 1990 (Ferguson et Gauthier, 1992) à 28 000-35 000 en 1997 (Farnell *et al.*, 1998) et à 43 150-48 150 en 2001, tient plus à l'amélioration des méthodes de recensement et des estimations qu'à une croissance des effectifs. Trois populations ne regroupaient que 180 à 200 caribous. Les tendances des valeurs de 2001 étaient : quatre en croissance, neuf stables et deux en déclin (annexe 1a).

Cinq populations de caribou des bois des monts Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest) sont présentes aussi au Yukon et comptabilisées par ce territoire; ce sont celles de Bonnet Plume, Redstone, Nahanni, Clear Creek (nouvelle) et La Biche (Farnell *et al.*, 1998; Gullickson, 2000; Farnell, comm. pers., 2001).

En Colombie-Britannique, le caribou des bois de l'AEN des montagnes du Nord est réparti en 16 populations, pour un total estimatif d'environ 11 000 individus, sans changement depuis 1996 (tableau 2). Sept populations locales sont à peu près stables, une en croissance, une en déclin et, pour les sept autres, la tendance n'est pas connue. En 1996, sept populations étaient stables, une en croissance et deux en déclin (Heard et Vagt, 1998).

## Population des montagnes du Sud (PMS)

L'effectif estimatif de la PMS est de 7 200 individus (tableau 1); cette population COSEPAC regroupe donc environ 3,9 p. 100 de tous les caribous forestiers du Canada. Les nombres extrapolés à partir des individus marqués et des recensements par dénombrement total représentent 77 p. 100 des estimations. Vingt-huit des 30 populations locales comptent moins de 500 caribous, et huit 50 individus ou moins (annexe 1b, tableau 4). La majorité (77 p. 100) des estimations sont postérieures à 2000. Les tendances des effectifs pour 25 des 30 populations locales sont : 0 en croissance, 13 à peu près stables et 12 en déclin (tableau 3). Pour 90 p. 100 des populations, les recenseurs ont exprimé une confiance élevée (37 p. 100) ou modérée (53 p. 100) pour la tendance. Dix-neuf (63 p. 100) des aires de répartition des caribous étaient relativement petites, soit moins de 5 000 km<sup>2</sup> (tableau 5). Les densités étaient en moyenne respectivement de 8,3, 5,9 et 3,0 caribous par 100 km<sup>2</sup> dans les métapopulations du Centre-Ouest, du Centre-Nord et du Sud en Colombie-Britannique, et variaient de 4,9 à 16,4 par 100 km<sup>2</sup> en Alberta (tableau 6). Cependant, pour six petites populations locales (moins de 51 caribous chacune) de la métapopulation du Sud en Colombie-Britannique, la densité n'est que de 0,3 à 2,3 caribous par 100 km<sup>2</sup>. La population de Purcell Sud pourrait disparaître d'ici dix ans (Kinley et Apps, 2001). On n'y a trouvé que quatre femelles adultes en 2000; le curieux sex-ratio à dominance de mâles qu'on y observe pourrait être dû à la prédation par le cougar (*Puma concolor*) dans des habitats fragmentés. La population de Banff est elle aussi réduite à quelques individus.

Entre 1997 et 2002, le taux annuel moyen de déclin des caribous de la PMS en Colombie-Britannique a été de 2,47 p. 100, ce qui entraînerait une baisse d'effectif de 39,3 p. 100 sur 20 ans (I. Hatter, données inédites, 2002).

## Population boréale (PB)

Le nombre estimatif de caribous forestiers de cette population est de 33 000 (tableau 1), soit 18 p. 100 du total pour le Canada. Cependant, on connaît encore mal les effectifs et les tendances de la plupart des populations forestières sur la plus grande partie de l'AEN boréale. Par exemple, l'estimation de 4 000 à 6 400 faite par les Territoires du Nord-Ouest reposait sur une zone d'occurrence estimative, sur une densité de deux caribous par 100 km<sup>2</sup> dans une région qui avait fait l'objet de recensements intensifs, et sur des densités estimatives d'un et trois caribous par 100 km<sup>2</sup> ailleurs (A. Gunn, comm. pers., 2001). L'estimation précédente, faite en 1992, était de 2 000 à 5 000 caribous des bois (Ferguson et Gauthier, 1992). Pour le Nord-Est de la Colombie-Britannique, on estime qu'il y a 725 caribous dans l'AEN boréale (I. Hatter, comm. pers., 2000), soit une densité de 1,4 par 100 km<sup>2</sup>. L'estimation précédente (1996) était de 750 (Heard et Vagt, 1998).

En Alberta, on estime qu'il y a 3 285 caribous forestiers, répartis en 12 populations locales dans l'écozone des plaines boréales. La plupart des populations sont en déclin (tableau 3), d'après les données sur la mortalité des femelles et les ratios biches:faons (Dzus, 2001). En 1996, les effectifs semblaient à peu près stables ou légèrement en déclin (Stuart-Smith *et al.*, 1997; Edmonds, 1998). La population est dite stable lorsque les femelles adultes qui meurent sont remplacées par un nombre égal de femelles d'un an. Il n'est pas certain que les données des caribous porteurs de colliers radio soient représentatives des populations. Les courbes de croissance sont sensibles à une surestimation de la mortalité des femelles adultes ou à une sous-estimation de la survie des faons femelles. Or, on pourrait sous-estimer la survie des femelles adultes en raison des différences de structure d'âge entre les caribous échantillonnés et la population en général; on pourrait aussi sous-estimer la survie des faons si certains d'entre eux avaient quitté les mères porteuses de colliers au moment des recensements, en mars. On ne peut pas présumer que le sex-ratio soit égal à un, puisque la mortalité est généralement plus élevée chez les faons mâles que chez les faons femelles. Dans une autre étude (Stuart-Smith *et al.*, 1997), certains faons mâles n'étaient pas pris en compte. Les 28 populations locales, sauf 3, comptaient moins de 500 caribous (tableau 4). La plupart d'entre elles occupent des territoires de plus de 5 000 km<sup>2</sup> (tableau 5). Les densités ne sont donc que de 3,3 caribous par 100 km<sup>2</sup>, avec une plage de 1,8 à 13,1 (tableau 6).

Il sembler que les populations de caribou des bois aient diminué au sud du bouclier en Saskatchewan, après le début des activités de récolte de bois à pâte au milieu des années 1960 (Trottier, 1988a; Rock, 1992), et elles continuent de diminuer lentement, si l'on en juge par les données de recrutement et de mortalité, et par le rétrécissement de la zone d'occupation (Rettie *et al.*, 1998). Les estimations passées de 2 500 caribous (Ferguson et Gauthier, 1992; Rettie *et al.*, 1998) ont maintenant été révisées à la hausse, à 5 000, par suite de recensements menés dans l'écozone du bouclier boréal et de l'agrandissement de la zone d'occurrence cartographiée (Godwin et Thorpe, 2000). Les densités moyennes dans les habitats propices du bouclier boréal sont estimées à 3,5 et 3,0 *par* 100 km<sup>2</sup>, comparativement à 2,8 dans les plaines boréales (Godwin et Thorpe, 2000). Ces chiffres prennent en compte de grandes superficies qui ne faisaient pas partie du recensement, et où les densités estimatives de 0,7 *par* 100 km<sup>2</sup> et 0,3 *par* 100 km<sup>2</sup> n'étaient que des suppositions.

Au Manitoba, 13 populations locales compteraient en tout de 1 840 à 3 125 caribous, chiffres arrondis à 2 000 et 2 500 par Rebizant *et al.*, (2000). On ne dispose pas d'estimation pour la population des rivières Nelson-Hayes, dont le territoire chevauche celui de la population de l'île Pen (Abraham et Thompson, 1998). Les populations de l'île Pen et du cap Churchill, de l'écozone toundrique, ne sont pas couvertes par le présent rapport. Les effectifs des populations locales des lacs Kississing-Naosap, de Wabowden, d'Atikaki-Berens et des lacs Owl-Flintstone devraient baisser, à moins qu'on n'adopte des stratégies visant à réduire les impacts du développement (R. Larche, comm. pers., 1997). Les densités sont en moyenne de 1,1 à 1,8 caribou *par* 100 km<sup>2</sup>, avec une plage de 0,5 à 4,3 (tableau 6).

Une amélioration de l'estimation des effectifs de caribous le long des plaines hudsonniennes (basses terres de la baie d'Hudson et de la baie James) a permis de porter à plus de 20 000 le nombre de caribous présents en Ontario en 1996 (Cumming, 1998). En excluant l'écotype toundrique, on arrive à environ 5 000 individus de l'écotype forestier visé ici (Harris, 1999). Il y a environ 500 caribous dans des populations reliques au sud de la limite de répartition semi-continue : îles Slate, île Pic, parc national Pukaskwa, Caramat, comté de Flanders et chemin Hagarty (Darby *et al.*, 1989; Cumming, 1998). Au début des années 1980, on a transplanté un petit nombre de caribous des îles Slate aux îles Michipicoten, Montréal et Bowman (Darby *et al.*, 1989). Les animaux sont restés sur les deux premières jusqu'en 1989, et tous sauf un ont disparu de l'île Bowman (Bergerud et Mercer 1989).

En 1990, la population totale en Ontario était estimée à 11 000 individus, exclusion faite de la population de l'île Pen (4 000 individus) qui exploitait surtout la taïga (Abraham et Thompson, 1998). La population boréale comptait 6 000 à 6 700 caribous dans les années 1970 et 1980, en excluant les 4 800 de la population de l'île Pen et les 3 500 à 5 600 du Nord-Est de l'Ontario (Ferguson et Gauthier, 1992). Cependant, l'effectif total du Nord-Est pourrait contenir quelques caribous boréaux. Nombre des estimations sont essentiellement des suppositions.

Dans la forêt boréale du Québec au sud de 49 °N, il existe deux populations isolées de caribou sédentaire, celles de Val-d'Or (40-90 individus) et des Grands Jardins. La population introduite des Grands Jardins a varié d'un minimum de 38 animaux en 1978 à des maximums de 126 en 1992 (Banville, 1998) et de 103 en 1998. Plus au nord, entre 49 °N et 55 °N, on trouve plusieurs populations sédentaires totalisant moins de 10 000 individus (Couturier, 1996), situées dans le Nord de la forêt boréale et le Sud de la taïga. La mieux connue est sans doute celle du lac Joseph, estimée à 1 025 individus en 2000. Cette population, qui chevauche le Labrador, est exposée à la perte et à la fragmentation de son territoire (R. Otto, comm. pers., 2000). Les densités au Labrador sont en moyenne de 1,3 caribou par 100 km<sup>2</sup>, variant de 0,4 à 2,1 (tableau 6). La situation des autres populations locales est mal connue. Depuis 1981 environ, des milliers de caribous des populations de la rivière Leaf et de la rivière George, en croissance, dérangent en hiver les caribous sédentaires (Schaefer *et al.*, 1999) en envahissant leur territoires (Brown *et al.*, 1986; Messier *et al.*, 1988; Couturier, 1996).

Depuis les environs de 1980, les effectifs des populations locales du Labrador ont baissé de 80 p. 100 (monts Red Wine et lac Joseph) et 75 p. 100 (monts Mealy) (R. Otto, comm. pers., 2000), en raisons de la surchasse, de la prédation, ou des deux (Mahoney et Schaefer, 1996). La population du lac Joseph est cependant aujourd'hui en croissance (annexe 1c). Le déclin de la population de Red Wine, qui se trouve sur la taïga, est probablement attribuable à la prédation par le loup et à des pertes survenues lorsque certains de ses membres ont migré avec les caribous de la rivière George (Schaefer *et al.*, 1999).

## Population de Terre-Neuve (PTN)

Les populations de caribou des bois de Terre-Neuve continuent de croître et, en 2001, étaient estimées à un total de 100 000 individus (tableau 1), alors qu'elles n'étaient que d'environ 25 600 en 1979 (Bergerud, 1980) (tableau 2). Le caribou de Terre-Neuve représente 54 p. 100 des caribous forestiers du Canada. Les effectifs ont été estimés pour 15 populations naturelles et 12 populations introduites (annexe 1d). De plus, il existe dix autres populations introduites dont la situation n'est pas connue. L'effectif a connu un déclin marqué de 40 000 individus en 1900 à 1 000-2 000 en 1930 (Bergerud, 1971), qui a pu être causé par l'introduction d'un parasite porté par le renne (Ball *et al.*, 2001). Les densités moyennes sont maintenant de 150 caribous par 100 km<sup>2</sup>, avec une plage de 11 à 634 (tableau 6).

## Population de la Gaspésie-Atlantique

L'effectif de cette petite population isolée est passé de 500 à 1 000 dans les années 1950 à environ 200 dans les années 1970 (Crête *et al.*, 1994). Il s'est ensuite stabilisé aux alentours de 200 individus en 1991 (Ferguson et Gauthier, 1992), puis à 200-250 en 1993 et 1996 (RESCAPÉ, 1994; Crête *et al.*, 1994; Boileau, 1996; Couturier, 1996). En 1992 et 1993, les deux sous-populations du parc de conservation de la Gaspésie comptaient plus de 30 faons par 100 femelles (Crête *et al.*, 1994). Les densités sont de 20 à 25 caribous par 100 km<sup>2</sup> (tableau 6). Un rapport récent donne cependant à penser que la population est en déclin (Fournier, 2001).

## **FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES**

### **Généralités**

Le tableau 7 résume certaines des menaces connues pesant sur le caribou forestier, présentées par population COSEPAC. Il s'agit d'un réseau complexe de causes et d'effets, où l'on ne fait entrer ni les conditions météorologiques ni le changement climatique. Les principaux facteurs limitatifs sont abordés séparément, mais il faut se rappeler qu'ils sont tous en interaction. Leur accorder un traitement individuel serait réductionniste, ce qui irait à l'encontre de l'écologie. Une partie du problème réside dans la création d'hypothèses, qui subdivisent souvent l'écologie du caribou en facteurs à des fins d'analyse, mais au prix d'une simplification de cette écologie. De nombreux facteurs interviennent, et interagissent. Par exemple, les conditions météorologiques influent sur la condition physique du caribou, qui à son tour joue sur la mortalité des faons et leur vulnérabilité aux prédateurs. Les activités forestières facilitent l'accès pour les loups et les chasseurs, entraînent une fragmentation du territoire du caribou, et modifient les relations de prédation ainsi que le climat local. Un des grands défis de notre siècle est donc de mieux savoir comment les facteurs limitatifs interagissent, et comment en évaluer et en atténuer les effets cumulatifs.

## Perte, dégradation et fragmentation de l'habitat

Les populations de caribous ne sauraient survivre sans habitats adéquats, en quantité comme en qualité. La perte, la dégradation et la fragmentation de l'habitat sont dues aux effets cumulatifs de nombreux facteurs, d'origine tant naturelle qu'humaine. Bien que ce soient les prédateurs qui infligent les plus lourdes pertes au caribou forestier et que la prédation soit fort préoccupante (tableau 7), il s'agit là d'un facteur immédiat, qui peut être significativement modifié par l'effet de l'exploitation. L'accès et les perturbations, la fragmentation (isolement) et les faibles effectifs de caribous sont des aspects hautement préoccupants (tableau 7), qui sont de plus en plus imputables à l'exploitation et aux activités humaines, plutôt qu'à des causes naturelles. Avant de dresser la liste des principaux facteurs qui touchent, en qualité et en quantité, les habitats du caribou, nous allons d'abord examiner quelques considérations d'écologie théorique.

On estime que la chasse et la prédation abaissent la plupart des populations de caribou à des densités bien inférieures à la *capacité de charge* végétale de leur aire de répartition (voir par exemple Bergerud, 1974, 2000). Or, les relatives pénuries périodiques de fourrage dues aux conditions météorologiques sont une composante à long terme de la capacité de charge. Il importe donc de faire une distinction entre la disponibilité absolue et la disponibilité relative du fourrage. En prenant en compte les autres ongulés, les prédateurs et la perturbation de l'habitat, il est plus logique d'examiner la *capacité de charge écologique* pour le caribou. Celle-ci peut être nulle dans des habitats marginaux, et en particulier dans ceux qui ont été grandement modifiés par les activités humaines. Il s'agit par exemple des territoires de populations locales dans les monts Purcell Sud, en Colombie-Britannique et dans le Nord de l'Idaho, qui comptent chacune moins de 35 caribous. On peut estimer l'étendue adéquate d'un territoire en prenant en compte la taille viable minimum de la population et la capacité de charge écologique, dont les éléments critiques de l'habitat et les prédateurs. Les densités de pointe des caribous peuvent être un indice grossier de la capacité de charge écologique, mais les conditions environnementales doivent être déterminées et examinées avec soin.

Par qualité suffisante, on entend l'accessibilité saisonnière d'une nourriture nutritive, d'aires de mise bas et de post-mise bas, et d'autres habitats « sécuritaires ». Certaines espèces végétales importantes pourraient être peu abondantes ou surexploitées, malgré la quantité plus que suffisante de fourrage. Les effets de l'insuffisance ou de la dégradation de l'habitat, qu'elles soient d'origine naturelle ou humaine, peuvent être subtils, et se manifester à retardement (p. ex. Messier *et al.*, 1988). Une faible baisse de la reproduction ou une augmentation de la mortalité peuvent entraîner un déclin de la population. Les explosions démographiques sur des territoires nouveaux ou régénérés se caractérisent par de forts taux de gravidité, alors que les interruptions de la reproduction (Dauphiné, 1976; Cameron, 1994) sont courantes dans les populations qui ont intensivement exploité le territoire pendant des décennies ou des siècles. Ces populations sont considérées comme étant sous la capacité de charge, mais ce concept,

essentiellement théorique, est difficile à évaluer dans les conditions réelles, et change avec les conditions météorologiques, la succession végétale, les maladies et autres perturbations. Ce n'est pas un plafond absolu, c'est plutôt une plage « poreuse » et floue. Bien avant que la capacité de charge soit atteinte ou dépassée, on passe par une gamme d'effets liés à la densité, tels qu'une baisse de la fertilité et une hausse de la mortalité des faons. En outre, des facteurs indépendants de la densité, comme la présence de glace sur la végétation, pourraient induire des réponses dépendantes de la densité.

Les changements successionnels consécutifs à des perturbations sont encore mal compris, malgré leur importance indéniable. Une des raisons en est la forte variation des modes de succession liée au type de couvert forestier, aux conditions pédologiques, à la nature de la perturbation, à la pente, au paysage, à l'altitude et au changement climatique. La succession post-incendie vers un couvert suffisant des lichens terrestres préférés par les caribous est lente dans le parc national Jasper (Thomas et Armbruster, 1996a), intermédiaire dans la taïga (Thomas *et al.*, 1998) et relativement rapide dans le Centre de la Saskatchewan (Thomas et Armbruster, 1996b).

Une importante nouveauté survenue dans les activités forestières au cours de la dernière décennie consiste à simuler le mieux possible les régimes naturels de perturbation, pour préserver la biodiversité. Cependant, les périodes de récurrence des feux sont très variables, et les intervalles moyens dépendent de l'horizon temporel considéré. On ne s'entend donc pas sur ce qu'étaient les cycles des feux avant que l'homme ne tente de maîtriser la nature. Qui plus est, la succession forestière est significativement différente selon qu'elle a lieu après les feux ou après la coupe. En particulier, la succession des lichens après la coupe dépend de la perturbation et du traitement de la surface, ainsi que des méthodes de repeuplement. Les prescriptions visant à créer une bonne aire d'hivernage pour les caribous doivent être modulées en fonction des conditions locales de site et de peuplement. La gestion des écosystèmes en vue de la diversité de toutes les espèces (Seip, 1998; Euler, 1998) est préférable à une conception par petits blocs, mais doit comporter des dispositions spéciales concernant les caribous.

La disponibilité de l'habitat est une préoccupation élevée ou modérée pour 32, 74 et 48 p. 100 des populations locales dans la PMN, la PMS et la PB, respectivement (tableau 7). Les feux peuvent faire disparaître un habitat convenable pendant 25 ou 100 ans, voire plus, selon leur intensité, la géographie et le type de fourrage normalement consommé par les caribous. La perte temporaire de territoire consécutive au feu était préoccupante pour 57, 45 et 76 p. 100 des populations locales des populations COSEPAC mentionnées plus haut.

Au Yukon, l'expansion des activités agricoles, forestières et minières a touché le caribou (Farnell *et al.*, 1998). Dans le Sud de la Colombie-Britannique, les feux de friche et les activités humaines ont entraîné des pertes, altérations et fragmentations des habitats qui se sont traduites par une baisse significative des effectifs de caribou (Simpson *et al.*, 1996, 1997). Les recommandations de gestion pour les caribous de

l'écotype « lichens terrestres » incluent le maintien de quelques forêts anciennes, de peuplements équiennes, de grandes unités de coupe et de zones réservées (qui seront coupées plus tard) (Seip, 1998). Les caribous de l'écotype « montagnard/lichens arboricoles » ont besoin d'une proportion plus élevée de forêt mature et ancienne, de peuplements inéquiennes, de petits blocs de coupe et d'une connectivité de la forêt mature (Seip, 1998).

L'âge des forêts était le principal déterminant de l'adéquité de l'habitat dans les monts Purcell du Sud de la Colombie-Britannique (Apps et Kinley, 1998). Le bas des pentes a d'abord fait l'objet d'activités telles que l'exploitation forestière, l'ouverture de routes, l'agriculture, la construction domiciliaire, la construction de pipelines et de barrages et les loisirs. Il en est résulté des pertes et des altérations de l'habitat fréquenté par les caribous à la fin de l'hiver et au printemps, des changements des relations de prédation (Seip, 1992) et une facilitation de l'accès. L'accroissement des effectifs d'orignaux, plus prolifiques que les caribous, s'est traduite par une hausse de la charge de prédation sur les caribous (Seip et Cichowski, 1996). L'amélioration de l'accès a aussi entraîné une augmentation des activités de loisirs et une pression de chasse accrue sur les caribous. Maintenant, les activités de coupe se déroulent à plus haute altitude, et sur les territoires utilisés par les caribous en hiver (Stevenson, 1991).

Hervieux *et al.*, (1996) ont fait état des difficultés que pose la gestion du domaine des caribous dans les zones d'aménagement forestier du Centre-Ouest de l'Alberta. Le Northeast Region Standing Committee on Woodland Caribou a été créé en Alberta en 1991 pour servir de forum interactif aux personnes concernées par la conservation et le développement. L'Alberta Woodland Caribou Conservation Strategy Development Committee a quant à lui été créé en 1993 pour assurer la survie des caribous menacés en Alberta (Alberta Woodland Caribou Conservation Strategy Development Committee, 1996). Malgré cela, il faudra mettre en place de meilleures lignes directrices dans les forêts pour conserver certaines populations locales (Stevenson, 1991; Hervieux *et al.*, 1996; Rock, 1992; Dzus, 2001).

Le gouvernement et l'industrie ont défini six principes généraux pour la conservation du caribou, mais les plans de mise en œuvre sont déficients. De nombreuses activités se chevauchent sur le territoire du caribou en Alberta, dont la coupe de bois, l'exploitation pétrolière et gazière, l'extraction du charbon et l'ouverture de nouvelles routes (Hervieux *et al.*, 1996). Les effets cumulatifs de ces perturbations sont mal compris et n'ont pas fait l'objet de beaucoup d'études (Edmonds, 1998). Certains effets peuvent être atténués, mais des cycles de rotation forestière de seulement 60 à 100 ans, avec seulement 15 à 20 ans entre les coupes, peuvent, en l'absence de prescriptions spéciales, éliminer la plus grande partie des couverts producteurs de lichens. Smith *et al.*, (2000) ont recommandé de conserver pour la population actuelle des aires d'hivernage centrales et exploitables adéquates, avec une fragmentation minimale.

En Saskatchewan, l'exploitation forestière, d'autres activités humaines et le feu ont fragmenté de grandes superficies de terres boisées dans la forêt commerciale. On trouve maintenant davantage de cerfs, de wapitis et de loups sur le territoire du caribou. Parmi les changements recommandés figurent la gestion zonale du caribou et de l'orignal, une modification de la gestion de l'orignal, la normalisation de la politique d'accès et la participation des collectivités autochtones (Rock, 1992). D'autres stratégies consistent à encourager la récolte de loups par les trappeurs, à exercer une gestion assurant de faibles densités d'originaux et de cerfs, à constituer des réserves de forêt ancienne, à protéger les lichens en effectuant la coupe en hiver, à adopter des plans de coupe du bois par grands blocs, et à protéger les aires de mise bas et les corridors de déplacement (Godwin et Thorpe, 2000). De nombreuses populations locales sont associées à des complexes de tourbières minérotrophes où le bois est de peu de valeur, mais la forêt commerciale adjacente doit être gérée en fonction du caribou.

Au Manitoba, le caribou des bois est disparu du sud de son ancienne aire de répartition avec l'expansion de l'agriculture (Johnson, 1993). Les éléments préoccupants sont entre autres l'accès accru à une chasse non contrôlée, la foresterie, les aménagements hydroélectriques et la possibilité de transmission au caribou du ver des méninges du cerf de Virginie (V. Crighton, *in* Edmonds, 1991; Rebizant *et al.*, 2000).

En Ontario, les recommandations en vue de la conservation du caribou comprenaient la coupe du bois par grands blocs (Darby et Duquette, 1986). En identifiant les aires d'estivage et d'hivernage distinctes d'une population locale, on en est venu à penser qu'elles pourraient être gérées en fonction du caribou (Cumming et Beange, 1987) et laissées à l'abri des aménagements (Cumming, 1992). La perte de forêts matures de conifères a été reconnue comme une grave menace pour les caribous, surtout lorsque les populations d'originaux, de cerfs et de loups atteignent des densités relativement élevées après la coupe du bois (Darby *et al.*, 1989). La limite sud de l'aire « continue » du caribou suit à peu près la limite nord des activités forestières en Ontario (Armstrong, 1998). Après le déclin du caribou dans les années 1980, l'Ontario a révisé la situation et l'écologie du caribou des bois (Darby *et al.*, 1989; Racey *et al.*, 1991; Racey et Armstrong, 1996; Armstrong, 1998). Des hivers favorables ont entraîné une forte augmentation des populations de cerfs après les creux des années 1970. Les conditions météorologiques affectent donc le caribou non seulement directement, mais aussi indirectement via la fluctuation des densités d'autres espèces. La gestion des forêts doit alors prendre en compte huit espèces clés, dont le caribou des bois. Dans le Nord-Ouest, les prescriptions visant à conserver le caribou dans les forêts commerciales comprennent les mosaïques de grands blocs et la protection des aires d'hivernage, de l'habitat de mise bas et des corridors de déplacement (Racey *et al.*, 1991; Racey et Armstrong, 1996, 2000; Armstrong, 1998). Racey et Armstrong (1996) en ont dressé une liste en 12 points dans une stratégie de gestion du caribou pour le Nord-Ouest de l'Ontario.

La coupe à blanc de forêts matures sur les aires d'estivage et d'hivernage affecte la répartition du caribou (Chubbs *et al.*, 1993; Smith *et al.*, 2000). Le surpâturage du fourrage, qui conduit au déclin des populations, pourrait devenir un problème à Terre-Neuve, et un des objectifs y est de prévenir ce déclin par la gestion de la chasse (Mahoney et Schaefer, 1996).

Le déclin de la population de la Gaspésie a été attribué à la perte d'habitat (agriculture et coupe du bois), à la prédation et à la chasse (RESCAPÉ, 1993). Le caribou des bois est disparu de plusieurs États des États-Unis au sud de 49 °N, exception faite de quelques individus dans les monts Selkirk, en Idaho (Zager *et al.*, 1996).

Le maximum de changement dans l'habitat que peut tolérer le caribou forestier dépendra de la taille de la population viable minimum, de la superficie et de la qualité de la mosaïque d'habitat qui persiste, de la capacité du caribou de s'accommoder des activités humaines, de la gestion des prédateurs et de l'absence ou quasi-absence de chasse. Les rennes de Scandinavie, où les prédateurs et la chasse sont presque absents, peuvent survivre dans des régions très développées. Cependant, les rennes sauvages de Norvège évitent ce genre de régions (Nellemann *et al.*, 2001; Vistnes *et al.*, 2001).

## **Perturbation**

Ce terme recouvre autant la perturbation de l'habitat que le fait qu'un individu soit dérangé par un stimulus quelconque. On a discuté dans la section précédente des perturbations de l'habitat liées à l'exploitation. La distinction entre perturbations d'origine naturelle et d'origine humaine devient un peu floue dans le cas du changement climatique, de la protection contre le feu, des maladies et parasites dans les plantations et de l'exploitation complémentaire des zones brûlées. Parmi les perturbations naturelles figurent les feux de friche, les infestations d'insectes et de maladies qui ravagent les arbres, les tornades et les tempêtes de vent, les phénomènes météorologiques extrêmes, les prédateurs et les insectes parasites. Tous ces facteurs peuvent en effet pousser le caribou à se déplacer. Nous nous attacherons ici aux effets directs des activités humaines sur les caribous individuels, plutôt qu'aux effets indirects découlant de changements de l'habitat.

On a donné dans les précédentes sections plusieurs exemples des effets des activités humaines sur le caribou et le renne (Trottier, 1988b; Rock, 1992; Chubbs *et al.*, 1993; Bradshaw *et al.*, 1997, 1998; Dyer, 1999; James, 1999; James et Stuart-Smith, 2000; Smith *et al.*, 2000; Dyer *et al.*, 2001; Nellemann *et al.*, 2001; Vistnes *et al.*, 2001). Il y a trois cas bien documentés de caribous déplacés par des activités de coupe du bois en Ontario (Darby et Duquette, 1986; Darby *et al.*, 1989). La construction d'une installation hydroélectrique à Terre-Neuve a déplacé un certain nombre de caribous et changé le moment de la migration (Mahoney et Schaefer, 2001). Les caribous forestiers sont sensibles aux perturbations, mais la raison pour laquelle ils fuient les activités humaines n'est pas claire. Ils sont naturellement

craintifs lorsque des activités inhabituelles se déroulent sur leur territoire, et l'évitement est souvent une réaction de survie. Le caribou peut aussi associer les aménagements linéaires et autres aux prédateurs et aux chasseurs.

En Alberta, la population de caribous d'A la Pêche a perdu en 1991 et 1992 de 16 à 21 p. 100 de son effectif, à la suite de collisions avec des véhicules sur la route 40 au nord de Hinton (Brown et Hobson, 1998); l'année suivante, les pertes atteignaient 14 à 18 p. 100. Ce sont les sels de voirie généreusement répandus qui attirent les caribous sur la route. La mortalité a été réduite quand les caribous ont été rabattus hors de l'emprise par des bénévoles en motoneige. Depuis 1997, cette population est demeurée dans les montagnes (Dzus, 2001), peut-être en réaction aux perturbations le long de la route. Le transport du bois par camion sur les habitats d'hivernage en Ontario a déplacé un certain nombre de caribous, et en a poussé d'autres à quitter carrément la région (Cumming et Hyer, 1998).

On a mené au Labrador des études des incidences à court terme des vols à basse altitude sur les populations de caribous (rivière George et monts Red Wine). Ces vols n'affectaient pas significativement les activités quotidiennes des caribous ni la distance parcourue, mais des comparaisons avec des caribous « témoins » donnent à penser qu'ils puissent avoir des effets (Harrington et Veitch, 1991). Des recherches héliportées de caribous porteurs de colliers radio dans une vallée secondaire du parc national Jasper ont poussé deux caribous à quitter immédiatement l'endroit; les autres sont partis dans les heures suivantes (Thomas et Armbruster, 1996a).

Il est impératif de mener de nouvelles études pour évaluer les effets des activités humaines sur les caribous, au niveau tant des individus que des populations. Combien de temps faut-il au caribou pour s'habituer à divers stress? En Alberta, on n'avait pas noté d'accoutumance aux aménagements linéaires au bout de deux ans (Dzus, 2001). Il faudra effectuer des études expérimentales dans lesquelles un nombre suffisant de caribous marqués (colliers ou peinture) est exposé à des activités données, et leurs taux de reproduction et de mortalité comparés à ceux de caribous marqués non perturbés. Les observations empiriques et l'expérience, dont celles des peuples autochtones, seront précieuses à cet égard.

## **Prédation**

Les prédateurs influent sur la répartition du caribou et en limitent les densités (Bergerud, 1974, 1978, 1980, 1983, 1996, 2000; Edmonds, 1988; Seip, 1992; Brown *et al.*, 1994; Crête *et al.*, 1994; Boertje *et al.*, 1996; Seip et Cichowski, 1996; Stuart-Smith *et al.*, 1997; Bergerud et Elliott, 1998; Rettie et Messier, 1998; James, 1999; Schaefer *et al.*, 1999; James et Stuart-Smith, 2000). Dans une étude classique, le recrutement du caribou a augmenté de 113 p. 100 et la mortalité des adultes baissé de 60 p. 100 lorsque les effectifs du loup ont diminué de 80 p. 100 sur le territoire de la population de Finlayson, au Yukon (Farnell et McDonald, 1986). Après le retrait de 60 à 90 p. 100 des loups sur trois hivers, le recrutement de la population de caribou de Horseranch a augmenté de 5,5 à 16,7 p. 100 (Bergerud et Elliott, 1998).

La présence de loups peut faire baisser les populations de caribous, voire les anéantir, dans les régions où l'habitat a subi des modifications considérables. L'abondance accrue d'autres grandes espèces proies est aussi un facteur qui intervient. Au Yukon, les loups ont limité la densité des orignaux de sept à 12 par 100 km<sup>2</sup>, chaque loup consommant en moyenne 2,4 orignaux par tranche de 100 jours (Hayes et Harestad, 2000). Le caribou prospère dans les régions d'où les autres ongulés et les loups sont absents, ou du moins rares. Les habitats alpins lui permettent justement de réduire le contact avec les loups; en effet, au printemps et en été, les loups passent une grande partie de leur temps aux basses altitudes, près de leurs tanières et des zones où abondent les grosses proies (Bergerud, 1978; Edmonds et Smith, 1991; Seip, 1992; Brown *et al.*, 1994; Farnell *et al.*, 1996; Simpson *et al.*, 1997).

Sur le territoire du caribou dans le Centre de la Saskatchewan, la densité d'orignaux est faible, et les loups se nourrissent aussi de cerfs, de wapitis et de caribous. L'ours noir (*Ursus americanus*) pourrait être un important prédateur des faons du caribou. L'abondance accrue de prédateurs et un accès plus facile pour les loups, les coyotes et l'homme peuvent se combiner pour faire baisser les populations de caribous. L'augmentation de l'effectif d'une seule espèce proie, l'orignal, a été jugée responsable de déclin dans les populations de caribous en Colombie-Britannique (Seip, 1992) et possiblement dans le Sud du Labrador (Schaefer *et al.*, 1999). Par contraste, les populations de caribou et les populations introduites d'orignal ont augmenté et élargi leur territoire à Terre-Neuve, où l'on ne rencontre plus de loups.

À la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, les mauvaises conditions climatiques combinées à la chasse semblent avoir entraîné une baisse du nombre d'ongulés et de prédateurs. Les orignaux ont débordé de leurs refuges dans l'Ouest et l'Est du Canada. Certains habitants de l'Ouest du Canada se souviennent encore du moment où ils ont vu leur premier orignal et leur premier cerf de Virginie. Les loups et les coyotes ont été exterminés au poison dans les années 1950 et au début des années 1960 (Cringan, 1957; Bergerud, 1978; Edmonds et Bloomfield, 1984; Edmonds, 1988; Rock, 1992; Bergerud et Elliott, 1998). On notait, à la fin des années 1960 et au début des années 1970, la présence de certaines populations de caribou relativement grosses. Ce sont probablement les importantes récoltes, légales à cette époque en Colombie-Britannique, en Alberta et en Saskatchewan (Bergerud, 1978; Edmonds et Bloomfield, 1984; Rock, 1992), combinées au rétablissement des populations de loups et aux conditions météorologiques défavorables, qui ont entraîné la baisse des populations de caribou dans les années 1970. Les pointes des effectifs constatées dans les années 1960, probablement atypiques, ne devraient pas constituer des objectifs de gestion.

L'attitude du public et des scientifiques face à la lutte contre les prédateurs a considérablement changé au cours du XX<sup>e</sup> siècle. La façon dont sont perçus la chasse et les prédateurs, combinée à la réglementation des armes à feu, réduit la capacité des organismes de protection de la faune de gérer la densité des ongulés et des prédateurs. Une hypothèse intéressante est qu'il pourrait être contre-productif de limiter temporairement les effectifs des loups en les abattant, car cela risquerait d'entraîner un effet de rebond (Valkenburg *et al.*, 1996; Bergerud et Elliott, 1998).

La prédation du caribou forestier par le loup est essentiellement un élément accessoire du système loup-proie, puisque les loups ne peuvent pas se maintenir lorsque la densité de la population des caribou est basse. Un loup adulte doit prélever annuellement environ 29 caribous adultes (Hayes et Russell, 1998); il faut donc un « capital » d'environ 200 caribous adultes pour chaque loup adulte se nourrissant exclusivement de caribou, en supposant que les loups contribuent pour 15 p. 100 à la mortalité annuelle moyenne des caribous adultes; ainsi, pour assurer la durabilité des deux espèces, une meute de cinq loups a besoin d'une population de 1 000 caribous, en supposant qu'il n'y ait pas d'autres proies. Dans les faits, il existe d'autres sources de nourriture pour les loups et d'autres causes de mortalité du caribou.

Des densités de deux, quatre et huit loups par 1 000 km<sup>2</sup> exigeraient donc la présence de populations soutenues de 387, 773 et 1 547 caribous sur la même superficie, si les caribous étaient la seule proie et les loups la seule cause de mortalité des caribous. Or, la plupart du temps, la densité des caribous forestiers est de l'ordre de dix à 200 individus par 1 000 km<sup>2</sup> (tableau 6). Le caribou ne peut donc représenter qu'une petite fraction de l'alimentation des loups en forêt, et d'autres proies, telles que l'orignal, le cerf et le castor (*Castor canadensis*), doivent en représenter la majeure partie; les loups vont probablement cibler leur prédation sur les espèces à productivité et à biomasse élevées. Les caribous ont tendance, surtout en été quand les faons sont vulnérables à la prédation, à exploiter les régions où l'orignal et le cerf sont absents ou rares (Cumming et Hyer, 1998), comme les régions alpine et subalpine, les îles, les tourbières et les forêts de pin où les arbustes sont clairsemés; les rives des lacs offrent du fourrage, et le caribou peut y échapper au loup en s'enfuyant à la nage.

Que la prédation du caribou par le loup soit un phénomène accessoire est conforté par des considérations de densité. La densité des loups dans le Sud de la forêt boréale en Ontario était de l'ordre de quatre à huit individus par 1 000 km<sup>2</sup>, et moitié moins élevée dans le nord (Darby *et al.*, 1989). Pour Bergerud (1988), une densité de loups supérieure à 6,5 par 1 000 km<sup>2</sup> entraîne un déclin du caribou, alors que l'orignal pourrait s'accommoder d'une densité de huit loups par 1 000 km<sup>2</sup> (Bergerud et Elliott, 1998). Dans le Sud du Yukon, la densité des loups est de l'ordre de huit à dix par 1 000 km<sup>2</sup> (Hayes *et al.*, 1991). On en comptait de neuf à dix par 1 000 km<sup>2</sup> sur le territoire de la population de caribou du lac Wolf lorsque celle-ci a atteint un taux de croissance annuel de 10,5 p. 100 (Farnell *et al.*, 1996). La lutte menée contre les loups pendant sept ans en Alaska s'est traduite par une

croissance de la population de caribou – de 2 200 à 10 690 – pendant 14 ans, suivie d'une baisse jusqu'à 3 660 due à la prédation et à la forte épaisseur de neige (Boertje *et al.*, 1996). Les populations d'orignal ont augmenté pendant 19 ans, passant de 2 500 à 13 800. La population de loups, qui a chuté de 239 à 80 puis à 157 pendant la période de lutte, est remontée à 195 en l'espace de quatre ans, et a culminé à 267 au cours de la troisième de quatre années de conditions météorologiques défavorables à l'orignal. L'effectif des caribous de la population de Delta a augmenté lorsque la densité de loups était de 11 à 12 par 1 000 km<sup>2</sup> (Boertje *et al.*, 1996). Ces quelques exemples illustrent à quel point les relations de prédation sont complexes, et montrent bien que les généralisations souffrent de nombreuses exceptions.

Les relations de prédation ne sont pas seulement complexes; elles sont aussi dynamiques et font intervenir la répartition et la densité relative de nombreuses proies, allant de l'orignal au lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), et des prédateurs multiples, de l'ours grizzli (*Ursus arctos*) au coyote. Le fait qu'une population de caribous se soit accrue alors que d'autres déclinaient a été attribué à une prédation différentielle de l'orignal par le loup due aux différences de densité, à la densité des lièvres, à des sex-ratios anormaux et à la chasse (Farnell *et al.*, 1996).

Certains ont avancé que le caribou maintenait « activement » des densités basses (voir par exemple Bergerud, 1992); il est plus probable qu'il s'agisse d'un phénomène passif lié au taux de prédation et que les populations augmentent selon leur capacité biologique innée, à moins d'être limitées par les conditions environnementales. Les fortes densités de caribous rencontrées à Terre-Neuve, d'où les loups sont absents, contredisent d'ailleurs l'hypothèse d'une auto-régulation des populations de caribous à de faibles densités. Ces faibles densités sont plus probablement une conséquence de la prédation et d'autres facteurs de limitation que d'une adaptation du caribou.

À Terre-Neuve, la prédation par le lynx a limité les effectifs de caribous jusqu'à ce que le nombre de lynx diminue à la suite de la hausse du prix de sa fourrure et que les motoneiges facilitent l'accès au territoire (Bergerud, 1971, 1974, 1980, 2000). Dans la région du lac Corner Brook, on a constaté une prédation significative du caribou par l'ours noir (Snow et Mahoney, 1996). Si les loups devaient revenir à Terre-Neuve après une absence de 70 à 80 ans, l'effet sur les populations de caribous pourrait être catastrophique, car la population d'originaux est dense et les caribous sédentaires peu habitués à la présence du prédateur. Dans le Centre-Est de Terre-Neuve, on a observé que des caribous des bois cachaient leurs faons (Chubbs *et al.*, 1993), ce qui constitue une première.

Entre 1987 et 1993, le taux de mortalité des faons en été dans la population de la Gaspésie approchait les 90 p. 100, en raison de la prédation par les ours noirs et les coyotes, qui ne sont présents en Gaspésie que depuis le début des années 1980 (RESCAPÉ, 1993, 1994). La cause probable de la mort de 11 des 16 faons porteurs de colliers radio était la prédation par le coyote (sept individus), par l'ours noir

(trois cas) et par l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*) (un cas) (Crête et Desrosiers, 1995). Entre 1990 et 1992, l'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie a retiré du parc 70 coyotes et 37 ours noirs (Crête et Desrosiers 1995); en 1992, la survie des faons s'était améliorée. On a aussi limité l'accès des humains à la région du mont McGerrigle, pour éviter que des caribous se réfugient dans le couvert forestier, où les faons sont plus vulnérables aux coyotes (RESCAPÉ, 1994).

En Idaho et dans le Sud de la Colombie-Britannique, la prédation par le couguar est un important facteur limitatif; or, cette espèce pourrait devenir beaucoup plus abondante sur le territoire du caribou forestier si les autres ongulés deviennent eux aussi plus nombreux et que le climat se réchauffe. On ne dispose que de peu de données sur la vulnérabilité relative des ongulés aux divers prédateurs (Dale *et al.*, 1995; Thomas, 1995). Les caribous de certains endroits des montagnes de la Cordillère sont sujets à la prédation par l'ours grizzli, l'ours noir, le loup, le coyote, le couguar, le carcajou (*Gulo gulo*), le lynx et l'Aigle royal. Le cumul de la mortalité imputable à un si grand nombre de prédateurs doit hypothéquer très lourdement les populations.

Comme on peut effectivement mesurer le taux de prédation, on risque de lui accorder trop d'importance si on ne veille pas à distinguer les facteurs immédiats des facteurs ultimes et à prendre en compte les relations écologiques et l'interaction des facteurs limitatifs. Par exemple, la prédation peut devenir un problème à cause de la fragmentation et de la modification de l'habitat, qui offrent des niches et des sources de nourriture abondantes pour les autres espèces d'ongulés. Maintenir des populations élevées d'ongulés pour la chasse fait monter le nombre de prédateurs. Des études effectuées en Alberta confirment les observations empiriques que les loups ont tendance à suivre les routes et autres corridors linéaires traversant l'habitat des caribous; il en va de même des coyotes (*Canis latrans*). Les tourbières mettent le caribou relativement à l'abri des loups, qui restent en général sur les sols secs (Bradshaw *et al.*, 1995; James, 1999; James et Stuart-Smith, 2000). En hiver, les loups se déplacent 2,8 fois plus vite dans les corridors linéaires qu'en forêt (James, 1999); ils peuvent aussi circuler rapidement dans les tourbières au printemps lorsque la neige se recouvre d'une croûte de glace.

### **Conditions météorologiques**

On sait que les conditions météorologiques (court terme) et le climat (long terme) sont le facteur limitatif le plus important pour le caribou dans l'Extrême-Arctique (Miller, 1990; Gunn *et al.*, 2000). De mauvaises conditions météorologiques peuvent suspendre la reproduction jusqu'à trois ans d'affilée (Thomas, 1982) et entraîner la mortalité des faons (Miller, 1974) et des adultes (Adamczewski *et al.*, 1993; Miller, 1990). Elles sont aussi un facteur significatif dans l'Arctique et le sub-Arctique (Edmonds et Smith, 1991; Boertje *et al.*, 1996; Adams et Dale, 1998; Finstad et Prichard, 2000). Des études de plus en plus nombreuses indiquent que les conditions météorologiques influent sur tous les aspects de l'écologie du caribou. Cependant, les effets de conditions défavorables sont souvent

indirects et subtils, comme une légère baisse du taux de gravidité et de la survie des faons (Adams *et al.*, 1995; Boertje *et al.*, 1996) et des adultes due à une augmentation de la vulnérabilité à la prédation par le loup (Adams *et al.*, 1995; Valkenburg *et al.*, 1996). En règle générale, les variables météorologiques et démographiques ne sont pas mesurées sur des échantillons assez gros et pendant assez longtemps pour qu'on puisse établir une corrélation significative. Il est encore plus difficile de déterminer les relations causales. On ne consigne que les phénomènes extrêmes qui entraînent de grands changements de la démographie. Par exemple, l'épaisseur de la neige en 1971 et 1972 et en 1973 et 1974, combinée à des pressions de chasse et de prédation non viables, a causé une baisse des effectifs du caribou des bois en Saskatchewan (Rock, 1992). Le caribou peut certes creuser jusqu'à un mètre ou plus dans la neige pour trouver sa nourriture (Brown et Theberge, 1990), mais au prix d'un appauvrissement considérable de ses réserves énergétiques.

La rigueur des hivers peut affecter la survie des faons (Miller, 1974), mais la relation est difficile à établir en raison de la présence de facteurs de confusion tels que la prédation. Des études sur les rennes menées en Alaska ont pu clairement montrer les effets des conditions météorologiques parce qu'on disposait de grands échantillons et qu'on maîtrisait jusqu'à un certain point les facteurs de confusion. Les conditions météorologiques influent sur la qualité du fourrage, qui elle-même joue sur la croissance et sur l'âge à la première conception chez le renne (*R. t. tarandus*) (Finstad et Prichard, 2000). Lorsque la couche de neige hivernale est mince et que le temps est chaud en mai et juin, et frais en juillet, il arrive que des biches d'un an soient fécondées. Il pourrait aussi y avoir des effets à retardement; c'est pourquoi il faut étudier plusieurs saisons de données météorologiques et démographiques.

Chez le caribou et le renne, la survie des faons est liée au poids à la naissance (Boertje *et al.*, 1996), lequel est à son tour fonction de l'histoire reproductive de l'année précédente et de la disponibilité de nourriture au cours de l'hiver (p. ex. Adams et Dale, 1998), en particulier pendant le dernier trimestre de la gestation. Celle-ci est en effet retardée chez les femelles mal nourries (Cameron *et al.*, 1993; Bergerud, 2000). Pour qu'il y ait adaptation à une période comprimée de reproduction et de mise bas (Dauphiné, 1976), la survie doit être le plus élevée au moment de la pointe des mises bas, la plupart des années. Le choix d'une période moyenne optimale pour la mise bas fait intervenir de nombreux facteurs, les plus importants étant l'énergétique et la prédation. C'est ainsi que les conditions météorologiques peuvent avoir des effets biologiques subtils mais significatifs, qui passent souvent inaperçus.

Le caribou forestier s'est adapté à des climats très divers – depuis la forte pluviométrie dans les montagnes du Sud de la Colombie-Britannique jusqu'à la sécheresse relative des plaines centrales de l'Ouest canadien. La composition d'une région en espèces végétales étant étroitement liée au climat, le caribou a adapté en conséquence son alimentation hivernale. Les petites populations fréquentant la lisière sud de l'aire de répartition sont vulnérables au réchauffement climatique et à

une augmentation de la variabilité des conditions météorologiques. Parmi les effets nocifs, on pourrait inclure un accroissement de la perte temporaire de territoire due au feu, à la pluie verglaçante, aux dégels en hiver, à une épaisse couche de neige sur les lichens terrestres, à la perte de congères en été, à du temps chaud en début d'été, et à des changements dans l'approvisionnement en nourriture. Or, l'habitat de ces populations était déjà marginal avant le changement climatique et le début de l'activité industrielle.

Certaines populations qui sont restées à l'abri de l'exploitation, comme celle qui fréquente le Sud du parc national Jasper, ont diminué entre les années 1960 et le début des années 1990 (Stelfox *et al.*, 1978; Brown *et al.*, 1994). Il serait cependant difficile d'établir les rôles relatifs des conditions météorologiques, de la prédation et de l'exploitation, non plus que de leurs interactions (Brown *et al.*, 1994; Thomas et Armbruster, 1996a). Les conditions de neige influent sur la prédation en obligeant les caribous à hiverner dans le fond des vallées avec les autres ongulés et les loups (Brown *et al.*, 1994). L'augmentation de la prédation du caribou lorsque l'épaisseur de neige a retardé la migration printanière donne un exemple de l'interaction de ces variables (Edmonds et Smith, 1991). Chez la population de Delta, en Alaska, une période de quatre ans de conditions défavorables, combinée à une densité élevée des populations de loups, s'est traduite par une baisse de l'effectif de 10 690 à 3 660 (Boertje *et al.*, 1996).

Les effets des conditions météorologiques sur les parasites sont un autre cas de liens entre les variables; ainsi, les conditions météorologiques influent sur l'abondance d'*Elaphostrongylus rangiferi*, qui a fait baisser de près des deux tiers la population d'Avalon, à Terre-Neuve (Ball *et al.*, 2001). Les conditions météorologiques modulent aussi tous les autres facteurs ou variables limitant les populations de caribou. On s'inquiète d'ailleurs de ce que le réchauffement planétaire puisse assécher les tourbières, ce qui affecterait les sources de nourriture du caribou, faciliterait l'accès des prédateurs et ferait augmenter le risque de feux de tourbe. Or, un assèchement des tourbières a été observé en Saskatchewan dans les années 1980 et au début des années 1990 (T. Rock, comm. pers., 1995). La sécheresse a culminé par de nombreux grands incendies dans l'Est de l'Alberta et en Saskatchewan en 1995 et en 2002. Le drainage des tourbières pour faciliter la croissance des arbres et l'extraction de la tourbe est également préoccupant, et la cueillette de champignons dans les forêts de pin riches en lichens pourrait nuire au caribou.

## **Chasse**

La chasse est responsable de nombreux déclinés de populations de caribou (Kelsall, 1968; Bergerud, 1974, 1978), mais il reste très difficile d'avoir des informations exactes sur la récolte. On considère généralement que la chasse vient s'ajouter à d'autres facteurs limitatifs; toute réduction de la mortalité cynégétique serait donc bénéfique pour les populations en déclin. Les populations de caribou exploitant de grands territoires non perturbés, où les prédateurs ne sont pas gérés,

ne peuvent soutenir une mortalité annuelle due à la chasse supérieure à 2 à 3 p. 100 (Yukon Renewable Resources, 1996). Dans les habitats marginaux modifiés par la présence de prédateurs multiples et les aménagements humains, le pourcentage chassable est de zéro. La chasse des mâles adultes ne nuit pas à la survie de la population dans la mesure où il en survit un nombre suffisant pour féconder les femelles.

Une étude sur le déclin des caribous en Colombie-Britannique réalisée dans les années 1970 (Bergerud, 1978) a conduit à limiter, voire interdire, la chasse dans certaines populations. Pour les populations du Centre-Nord et du Centre-Ouest, il existe des saisons de chasse à accès limité et des saisons d'ouverture pour les mâles portant au moins cinq andouillers sur un bois. La chasse à accès limité du caribou « montagnard » dans la région de Kootenay s'est poursuivie jusqu'en 1996. En 2001, aucune chasse sportive n'était permise dans la métapopulation du Sud.

La chasse sportive du caribou forestier a été fermée en Ontario, en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba en 1929, 1981, 1987 et 1992, respectivement (tableau 9). Des permis sont émis pour la population de caribou toundrique du cap Churchill et, en 1997 et 1998, 178 individus ont été tués (Elliott, 1998). La population de caribou toundrique de l'île Pen fait aussi l'objet de la chasse. Dans les années 1980, pour la totalité de l'Ontario, un nombre estimatif de 600 à 700 caribous ont été récoltés chaque année aux termes de droits issus de traités (Darby *et al.*, 1989), mais on ne dispose pas de chiffres plus récents. La chasse non contrôlée rend difficile d'évaluer et de gérer le caribou des bois en Ontario (Harris, 1999), comme sur le territoire des autres instances.

Au Québec, le caribou forestier (sédentaire) est chassé dans le Nord de sa zone de répartition générale. Il y a des chasses à accès limité pour les résidents faisant affaire avec des pourvoyeurs (zone 23S) ou non (zone 22A), et des chasses avec pourvoyeurs pour les résidents et les non-résidents (zone 22B). La limite est de deux caribous par chasseur (FAPAQ, 2002). En hiver, les territoires exploités par le caribou sédentaire sont envahis par les populations des rivières Leaf et George, de sorte qu'on ne connaît pas la fraction prélevée dans chaque écotype. La chasse au caribou est interdite dans toutes les réserves fauniques, réserves de chasse et parcs du Québec. En 1981 était créé le parc de conservation des Grands-Jardins, d'une superficie de 310 km<sup>2</sup>, pour conserver une partie importante de l'habitat du caribou dans la région de Charlevoix (Banville, 1998). La chasse au caribou a été interdite en Gaspésie en 1937 (Boileau, 1996).

La croissance de la population d'Avalon, qui est passée de 125 en 1956 à environ 2 500 à 3 000 en 1979, a été attribuée à la baisse du braconnage (Bergerud, 1980). À Terre-Neuve, on encourage la chasse au caribou, à la fois pour stimuler l'industrie des sports et du tourisme et pour gérer la croissance de la population. Les chasseurs non résidents doivent être accompagnés d'un guide accrédité.

La chasse non réglementée constituait une préoccupation élevée ou modérée pour 70 p. 100 des populations locales dans la PMN, 30 p. 100 dans la PMS, et 42 p. 100 dans la BP, à l'exclusion de l'Ontario et du Québec (tableau 7). Au Yukon, la récolte annuelle moyenne par les chasseurs détenteurs de permis est passée de plus de 300 dans les années 1980 à 271 dans les années 1990. La chasse est limitée aux mâles adultes depuis 1984, et six populations ont été déclarées non chassables. La chasse par les membres des Premières nations est estimée égale à la chasse avec permis (Farnell *et al.*, 1998).

Dans les Territoires du Nord-Ouest, la récolte dans les populations de la Nahanni Sud et de Redstone pourrait ne pas être durable (Adamczewski et Veitch, 1998). En 1996, des pourvoyeurs du mont Mackenzie ont signalé que 172 mâles avaient été abattus dans le cadre de la chasse légale. La chasse n'est pas assortie d'une saison de fermeture ni de limites de prises pour les détenteurs d'une licence de chasse générale dans les Territoires du Nord-Ouest. Les chasseurs, qu'ils soient résidents ou non, ont droit à un caribou dans des zones de chasse précises au sud de 68 °N (Gray et Panegyuk, 1989).

## Parasites

Les insectes pourraient être un important facteur limitatif pour le caribou. Ils peuvent en effet lui transmettre des parasites et des maladies, le harceler, se nourrir de son sang et provoquer des réactions de son système immunitaire. Parmi les insectes importants figurent les hypodermes (*Oedemagena* spp.), les oestres du caribou (*Cephenemya trompe*), les moustiques (*Aedes* spp.), les mouches noires (*Simulium* spp.), les taons (*Tabanus* spp.) et les mouches à chevreuil (*Chrysops* spp.). Selon Kelsall (1975), c'est dans les montagnes d'Alberta, de Colombie-Britannique et du Yukon qu'on rencontre les dénombrements moyens les plus élevés de larves d'oestres chez les caribous infectés. L'utilisation des congères par le caribou en été est probablement une réponse au harcèlement des insectes. La gravité du harcèlement étant liée aux conditions météorologiques, le changement climatique pourrait venir exacerber le problème. Le comportement estival du caribou vise en grande partie à réduire l'exposition aux insectes et aux parasites qu'ils transportent. On ne connaît pas l'effet du harcèlement des insectes sur la condition physique du caribou forestier, mais on a établi, chez les femelles du caribou de la toundra âgées de plus de deux ans, une corrélation inverse entre, d'une part, l'état physique et l'incidence de gravidité et, d'autre part, le nombre de larves d'hypodermes (Thomas et Kiliaan, 1990).

Tout aussi mal connues sont l'incidence et la prévalence des parasites internes et leurs effets. Chez les caribous des bois matures et âgés, l'incidence et la prévalence des kystes hydatiques (*Echinococcus granulosus*) sont vraisemblablement plutôt élevées. Le ténia adulte a pour hôte les canidés, et se propage via les escargots, l'orignal et le caribou. La présence d'un grand nombre de gros kystes dans les poumons pourrait rendre le caribou vulnérable aux prédateurs, ce qui compléterait le cycle.

Un protostrongle, *Parelaphostrongylus andersoni*, est largement présent chez le caribou des bois et le caribou de la toundra du Canada continental (Lankester et Hauta, 1989). S'il ne cause pas nécessairement de maladie neurologique chez les cervidés sauvages, ses œufs et ses larves peuvent se développer dans les poumons, et provoquer une réaction inflammatoire induisant la pneumonie vermineuse. Un ver des méninges apparenté, *P. tenuis*, cause des maladies neurologiques chez les cervidés, dont le caribou. Ce parasite, bénin chez le cerf de Virginie, pourrait être un facteur limitatif pour le caribou des bois (Pitt et Jordan, 1994) et le menacer dans le Sud de l'Ontario et plus à l'ouest jusqu'en Saskatchewan. Les vers des méninges ont pu être artificiellement propagés dans l'Ouest du Canada par les fermes de gibier (Samuel *et al.*, 1992). Un protostrongle, *Elaphostrongylus rangiferi*, introduit de Norvège avec le renne, s'est établi chez le caribou de Terre-Neuve (Lankester et Fong, 1998); il ne cause pas de maladie neurologique, mais peut induire la pneumonie chez les jeunes faons (Ball *et al.*, 2001), et a été mis en cause dans la baisse de la population d'Avalon, qui est passée en trois ans de 7 000 à 2 500 individus (Lankester et Fong, 1998).

### **Autres facteurs limitatifs**

En règle générale, les accidents ne contribuent que pour une faible proportion à la mortalité; cependant, une étude de la population du mont Revelstoke, en Colombie-Britannique, a révélé que des avalanches ont été responsables de la plupart des morts de caribous observées (Simpson *et al.*, 1985). Les caribous sont d'excellents nageurs, mais ils peuvent se noyer dans des rapides, en traversant des lacs aux eaux agitées ou en tombant à travers une glace trop mince.

Les activités récréatives telles que la motoneige, la navigation de plaisance, l'équitation, la randonnée pédestre (en particulier avec des chiens) et la chasse modifient la répartition du caribou, avec des effets encore inconnus.

## **IMPORTANCE DES POPULATIONS**

Le Canada abrite environ 99,98 p. 100 des individus de la sous-espèce *caribou*, dont environ 1,1 million au Québec/Labrador (Caribou Québec, 2000) et plus de 19 000 dans les plaines hudsonniennes (Harris, 1999; Elliott, 1998). Cependant, l'écotype forestier ne compte que 184 000 individus, dont 78 p. 100 dans les populations des montagnes du Nord et de Terre-Neuve (tableau 1). Plusieurs populations locales de caribou forestier dans la population des montagnes du Sud et la population boréale risquent de disparaître d'ici quelques dizaines d'années. Le défi sera d'empêcher ces deux populations COSEPAC, présentement estimées à 7 200 et 33 000 individus, de tomber dans la catégorie *en voie de disparition*.

L'homme et le caribou ont évolué ensemble en Asie, en Europe et en Amérique du Nord (Banfield, 1961; Kelsall, 1984). En raison d'une longue association pendant laquelle la vie et la mort étaient en équilibre fragile, le caribou revêt une grande importance spirituelle et culturelle pour de nombreux peuples autochtones. Il constitue donc pour eux un symbole particulier. Leurs connaissances traditionnelles sont en outre un élément majeur des évaluations des populations de caribous au Canada, les études scientifiques étant rares, complexes et coûteuses.

La chasse sportive au caribou des bois forestier est un volet important de l'économie au Yukon, dans le Nord de la Colombie-Britannique et à Terre-Neuve, de même que le tourisme faunique dans de nombreuses régions du Canada exploitées par le caribou. Par exemple, on voit régulièrement des caribous au printemps le long de la route de l'Alaska dans le Nord de la Colombie-Britannique, sur la presqu'île Avalon à Terre-Neuve et dans le parc national Jasper.

Le caribou des bois revêt une importance particulière comme indicateur des changements survenus dans les forêts anciennes. C'est une source de nourriture pour plusieurs prédateurs et charognards, ainsi qu'un symbole de la nature quasi sauvage. Il est aussi l'emblème d'un milieu naturel sain, et le déclin des populations locales dans les zones où la superficie de forêt ancienne a été considérablement réduite montre à quel point les activités humaines altèrent en profondeur leur territoire et l'écosystème tout entier. Le caribou des bois favorise la gestion transfrontière par les organismes et conseils de cogestion provinciaux et fédéraux.

## **PROTECTION ACTUELLE OU AUTRE DÉSIGNATION**

Nous avons discuté plus tôt du rôle des aires protégées dans le maintien de l'habitat du caribou; il est également résumé à l'annexe 2. Ces aires ne sauraient cependant assurer la durabilité de la plupart des populations locales s'il n'existe pas de dispositions spéciales à cet égard dans la gestion des paysages qui les entourent.

En 1984, le caribou des monts Selkirk, en Idaho et dans l'État de Washington, figurait sur la liste des espèces en danger (*endangered*) du Fish and Wildlife Service des États-Unis, aux termes de l'*Endangered Species Act* de ce pays. Lorsqu'ils sont disponibles, les classements établis par les provinces et les territoires, par les centres de données sur la conservation des provinces et par les centres d'information sur le patrimoine naturel sont donnés pour chaque population COSEPAC (tableau 10).

## RÉSUMÉ DU RAPPORT DE SITUATION

Les personnes chargées de l'attribution des catégories de risque devraient se pencher sur quatre des huit AEN du COSEPAC, qui abritent des populations distinctes. La population de Terre-Neuve est traitée séparément de la population boréale. Il faudra échantillonner les caractéristiques génétiques d'autres populations locales avant de pouvoir élucider la systématique. Les caribous des montagnes de la Cordillère diffèrent de ceux vivant à l'est. Ceux des montagnes du Sud sont des croisements des deux clades fondateurs, celui du nord étant prédominant. Les populations échantillonnées dans le Centre et le Sud du Yukon descendent entièrement du clade du nord. D'après les données phénologiques, les caribous de l'AEN des montagnes du Nord seraient probablement eux aussi d'origine nordique; ils ont autrefois reçu le statut de sous-espèce. Tous les caribous de l'AEN des montagnes du Sud sont probablement des populations mixtes, autrement dit issues des clades du nord et du sud. Cet état de choses justifie de traiter la population des montagnes du Nord séparément de celle des montagnes du Sud. Les facteurs limitatifs et les préoccupations de gestion sont aussi bien différents d'une population à l'autre (tableau 7). Les obligations en matière d'alimentation hivernale semblent moins importantes pour distinguer les groupes de caribous. Par exemple, les caribous du sud du parc national Jasper adoptent les deux types de comportements, se nourrissant de lichens terrestres et de lichens arboricoles.

Les caribous de Terre-Neuve sont probablement isolés depuis des milliers d'années, et ne présentent donc pas d'introgression de gènes du clade du nord. C'est probablement le cas aussi de la population de la Gaspésie, qui peut être par ailleurs handicapée par la consanguinité et la dérive génétique. Ces deux populations COSEPAC peuvent donc être considérées comme génétiquement distinctes. La population locale de Pukaskwa était elle aussi issue uniquement du clade du sud; on n'en a cependant examiné que quatre individus.

À la lumière des résultats obtenus pour trois populations locales, la population boréale (figure 2) devrait être une population mixte, descendant surtout du clade du sud; il est donc justifié de la séparer des populations des montagnes du Sud et de Terre-Neuve.

Parmi les raisons d'exclure le caribou toundrique (taïga-toundra) figurent son origine mixte, son comportement migratoire, et des différences dans la démographie, dans les relations de prédation, ainsi que dans les pertes et altérations présentes et futures de l'habitat dues aux activités humaines. Ce sont les caribous des forêts commerciales qui sont les plus en péril. Un facteur qui pourrait en sauvegarder certains est leur niche écologique – l'utilisation de grands complexes de tourbières où le bois est de peu de valeur. Ces complexes exigent cependant l'aménagement de zones tampons de forêts et de corridors de déplacement. L'assèchement des tourbières imputable au réchauffement planétaire, à l'extraction de la tourbe et au drainage destiné à augmenter la production forestière est une source de préoccupation.

L'évaluation de la situation des cinq populations COSEPAC devrait être basée sur les tendances de l'habitat, les effectifs et leurs tendances, les superficies exploitées par les populations locales, les préoccupations liées aux menaces et aux facteurs limitatifs, le degré de surveillance, l'état des connaissances actuelles et l'importance des aires protégées. Nous avons colligé ces données auprès de toutes les instances pour tenter de les normaliser. Les indicateurs de situation des populations élaborés pour le présent rapport permettront d'assurer un suivi objectif des changements pour le prochain rapport de situation. Il faudrait classer par ordre d'importance les indicateurs de situation des populations utilisés ici et en élaborer de nouveaux qui accordent plus de place aux changements passés et prévus de l'habitat (annexe 4). Il est important de surveiller les répartitions et de les cartographier dans des systèmes SIG, parce que les caractéristiques démographiques des populations sont difficiles à mesurer et très variables. Il est essentiel de prédire les tendances de la disponibilité de l'habitat. Par exemple, les zones d'habitat exploitable (utile) diminueront rapidement après le second passage dans le système de récolte à deux passes.

On ne connaît pas suffisamment l'écologie des populations locales pour calculer leur probabilité de survie dans des conditions futures données. Pour prédire la viabilité des populations, il faut disposer de cinq variables « de processus » : démographie, génétique, stochasticité (variabilité) de l'environnement, dépendance de la densité et catastrophes, ainsi que de cinq variables de population : taille de la population, structure d'âge, sex-ratios, caractéristiques du cycle biologique (probablement fécondité et mortalité) et qualité et disponibilité de l'habitat (Reed *et al.*, 1998). Beissinger et Westphal (1998) dressent une liste de 23 variables, dont 4, 10, 19 et 23 doivent être mesurées dans le cadre de quatre modèles de plus en plus complexes utilisés dans l'analyse de la viabilité des populations. Les données sont rarement adéquates pour aucune des variables. C'est pourquoi la situation actuelle des populations locales et des populations COSEPAC, de même que les prédictions de changement, sont marquées d'une forte incertitude, qui entache aussi la démographie des populations, le degré de changement environnemental et les politiques de gestion. La seule hypothèse que l'on puisse faire est que les changements survenus depuis dix ou 20 ans se poursuivront à un rythme identique ou plus rapide.

#### Population des montagnes du Nord (PMN)

La population estimative en 2000/2001 est d'environ 44 000 individus, répartis en 36 populations locales (tableau 2, annexe 1a). La plupart des populations locales sont à peu près stables, les hausses compensant sensiblement les baisses. Les effectifs de quatre populations sont en croissance, 15 à peu près stables, trois en déclin; pour les 14 autres, les tendances ne sont pas connues (tableau 3). En 1996, les tendances étaient les suivantes : cinq populations en croissance, 11 stables, trois en déclin et 19 inconnues (tableau 2) (Farnell *et al.*, 1998; Heard et Vagt, 1998). Les populations de tendance inconnue sont généralement situées dans des endroits éloignés, peu développés. L'effectif des populations locales est supérieur à 250 et

500 pour respectivement 75 p. 100 et 56 p. 100 des populations (tableau 4). Toutes sauf trois des 32 populations locales ont des domaines de plus de 2 000 km<sup>2</sup>; 20 exploitent des territoires de plus de 5 000 et 13 de plus de 10 000 km<sup>2</sup> (tableau 5). Les plus grandes préoccupations sont la chasse, la prédation et le feu (tableau 7). On obtient à l'occasion des estimations pour 79 p. 100 des populations locales connues, et des colliers radio ont été posés dans 59 p. 100 d'entre elles (tableau 8). L'habitat, à quelques exceptions près, est relativement vierge, mais de plus en plus fragmenté par des routes et autres aménagements linéaires. Les aménagements s'accéléreront vraisemblablement dans les décennies à venir, et il sera difficile de gérer les loups et la chasse non réglementée.

### Population des montagnes du Sud (PMS)

Les effectifs, qui avaient connu des pics dans les années 1960 après la lutte contre le loup, ont baissé dans les années 1970 et 1980 (Bergerud, 1978; Edmonds et Bloomfield, 1984; Edmonds, 1988). Ils ont aussi décliné dans une population protégée du sud du parc national de Jasper (Stelfox *et al.*, 1978; Brown *et al.*, 1994). Lors d'études sur des caribous porteurs de colliers radio, la prédation par le loup s'est révélée la principale cause de mortalité.

En Colombie-Britannique, le rétrécissement de la zone d'occurrence a atteint 40 p. 100 et affecte surtout la PMS. Nombre des populations locales sont petites, très fragmentées et sujettes à des pertes et altérations rapides de l'habitat dues aux nombreux développements industriels. Les modifications de l'habitat ont soumis les populations locales à des stress nombreux et croissants, dont la prédation, la présence accrue de parasites et une augmentation de la chasse non réglementée.

La population est estimée à environ 7 200 individus (dont 6 300 adultes) répartis dans 30 populations locales. Les tendances sont au déclin pour 12 de ces 30 populations locales et à la stabilité pour 13 (tableau 3). Il s'agit d'une nette détérioration par rapport à 1996, époque où trois populations locales étaient considérées comme en croissance, huit stables et sept en déclin (tableau 2) (Heard et Vagt, 1998; Edmonds, 1998). Les effectifs sont une source de préoccupation, puisque 28 des 30 populations locales comptent moins de 500 caribous, 21 moins de 250, et huit moins de 50 (tableau 4). Les territoires exploités sont relativement petits, 63 p. 100 (19/30) des populations occupant moins de 5 000 km<sup>2</sup> (tableau 5). La préoccupation première concerne les effets de la foresterie et d'autres aménagements, dont l'augmentation de l'accès et des perturbations, une perte absolue et fonctionnelle d'habitat, l'isolement accru des populations locales et l'accroissement de la prédation (tableau 7). Les relations de prédation ont évolué, et les chasseurs et prédateurs ont de plus en plus accès aux caribous. Le degré de surveillance est élevé, les effectifs étant estimés annuellement ou à l'occasion pour 97 p. 100 des populations locales (tableau 8). Des colliers radio ont été posés dans 87 p. 100 des populations locales pour surveiller les déplacements, l'utilisation de l'habitat et la mortalité. La plupart des 150 caribous et plus porteurs de colliers dans le Centre-Ouest de l'Alberta (Dzus, 2001) étaient de l'écotype montagnard.

La population de Selkirk Sud est officiellement classée en voie de disparition (*endangered*) aux États-Unis; la prédation par le cougouar, les changements apportés à l'habitat par les activités humaines et les feux de friche y sont les principales préoccupations (Zager *et al.*, 1996). Cette population est dans une situation très précaire et ne devrait pas pouvoir se maintenir, en raison des changements dans l'habitat et du nombre croissant de prédateurs. Kinley et Apps (2001) ont proposé de transplanter à Purcell Sud des caribous d'une autre population. Le gouvernement de l'Alberta a déclaré le caribou *threatened* (menacé) en 1985 (Edmonds, 1988; Alberta Environmental Protection, 1996). En 1991, le caribou a été placé sur la *liste rouge* (risque de disparition locale) puis, en 1996, sur la *liste bleue* (peut baisser jusqu'à des niveaux de population non viables).

Pour la population des montagnes du Sud et la population boréale, les inquiétudes tiennent en partie aux tendances actuelles des effectifs (tableaux 2 et 3) et au rétrécissement des aires de répartition (figures 4 et 5). Dans l'hypothèse où se maintiendrait le taux annuel de déclin de 2,47 p. 100 observé de 1997 à 2002 en Colombie-Britannique, les effectifs baisseront de 39 p. 100 d'ici 20 ans. Les principales préoccupations sont la future baisse de la qualité et de la quantité de l'habitat, l'isolement croissant des petites populations locales (tableau 4) dans de petites régions géographiques (tableau 5) et l'accroissement de la prédation. Les caribous ne survivront probablement pas dans les régions où l'aménagement sera généralisé et intensif, à moins que la prédation et la chasse ne soient presque totalement éliminées, et qu'on prenne des dispositions spéciales pour leur conserver des habitats sécuritaires et des sources de nourriture suffisants dans de grands blocs de forêt mature et ancienne.

#### Population boréale (PB)

Les préoccupations sont sensiblement les mêmes pour cette population que pour celle des montagnes du Sud, sauf que l'exploitation est encore plus intense dans certaines parties de l'aire de répartition en raison de l'exploitation de multiples ressources et que les aires protégées ne représentent qu'une faible fraction du territoire occupé par le caribou. La zone d'occurrence a rétréci d'environ 40 p. 100 par rapport aux vastes répartitions historiques en Alberta et en Ontario. Cependant, une partie de la superficie couverte par la zone d'occurrence historique n'était pas adéquate pour le caribou. Les territoires exploités ont moins diminué en Saskatchewan et au Manitoba. Les zones d'occupation actuelles pourraient être réduites à moins de la moitié des répartitions historiques.

L'effectif estimatif de la population boréale est de 33 000 caribous, répartis dans au moins 64 populations locales éparpillées sur une vaste région s'étendant du delta du Mackenzie à la côte du Labrador. Un des grands défis est de maintenir la connectivité entre les populations locales pour assurer la circulation des gènes et la diversité génétique. Les provinces et territoires doivent donc coopérer pour atteindre cet objectif, nombre des populations chevauchant les territoires de plusieurs instances.

La plupart (12) des 19 populations locales pour lesquelles on dispose de données sur les tendances des effectifs sont considérées comme en déclin (tableau 3). Cependant, ces données de tendances ne sont disponibles que pour les provinces des Prairies et le Labrador (tableau 2), et ne couvrent qu'environ 35 p. 100 du territoire occupé par le caribou des bois forestier (S. Carrière, comm. pers., 2001). Il demeure beaucoup d'incertitude quant au sort du reste de l'aire de répartition, dont la plus grande partie se situe en Ontario et au Québec. Les facteurs qui touchent le caribou des bois (tableau 7) sont les mêmes sur toute l'aire de répartition de la population boréale : l'exploitation est en effet intense dans la forêt commerciale, ainsi que dans les régions pétrolifères et les régions riches en minéraux. La foresterie aura des effets accélérés sur les caribous de tout le Canada lorsque la seconde passe (coupe) sera faite dans les systèmes dits « à deux passes ». La plus grande partie de la forêt sera alors trop jeune pour fournir du fourrage pour le caribou, à moins que ce dernier fasse l'objet de dispositions spéciales dans ses zones d'occupation. Par ailleurs, si le climat continue de se réchauffer, le fourrage d'été sera moins abondant dans les tourbières, et les feux réduiront l'aire d'hivernage dans les tourbières et les forêts d'altitude.

Le gouvernement de l'Alberta a déclaré le caribou des bois *menacé* en 1985 (Edmonds, 1998). Harris (1999) a proposé de classer *menacé* l'écotype forestier en Ontario. La situation du caribou forestier sur le territoire des autres instances semble être la même. Les inquiétudes quant à la situation du caribou des bois ont été prises en compte lors de l'expansion des aires protégées en Colombie-Britannique, en Alberta (monts Caribou), en Ontario (Duinker *et al.*, 1998) et dans d'autres provinces et territoires.

Kelsall (1984) considérait que le caribou des bois n'était pas en danger dans les Territoires du Nord-Ouest, mais qu'il était *menacé* en Alberta, en Saskatchewan et le long des marges sud de son aire de répartition au Manitoba, en Ontario et au Québec. Quelques petites populations locales et sous-populations du Sud de l'AEN boréale ont déjà disparu ou risquent de disparaître; il existe des cas semblables dans toutes les provinces. Un grand nombre des populations boréales fréquentent des régions soumises à une exploitation intense qui fragmente les populations et les métapopulations, modifie les relations de prédation, introduit des parasites et facilite l'accès pour les chasseurs. Cela constitue un contraste marqué avec les écotypes toundriques dans l'AEN boréale du COSEPAC, cinq à six fois plus nombreux que le caribou forestier, qui ne sont pas considérés comme en péril et ne font l'objet d'aucune désignation. Ces populations migratrices comprennent celles des rivières George et Leaf au Québec/Labrador, des populations locales sans nom situées surtout dans la taïga à l'ouest de la baie James et au sud de la baie d'Hudson, ainsi que celles de l'île Pen en Ontario/Manitoba et de Churchill au Manitoba. Nous recommandons d'inclure l'écotype toundrique dans l'AEN arctique ou dans une nouvelle AEN de la taïga.

## Population de Terre-Neuve (PTN)

Selon de récentes informations, cette population compterait environ 100 000 individus (Mahoney, 2000), soit une augmentation de 25 p. 100 depuis l'estimation faite en 1996 (Mahoney et Schaefer, 1996). Des 27 populations locales, 18 dépassent les 500 individus. Il pourrait y avoir dix autres populations locales, dont la situation est inconnue. Le plus grand risque pourrait être la surexploitation du territoire.

## Population de la Gaspésie-Atlantique

Le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) a classé la population de la Gaspésie comme *susceptible* (Huot, comm. pers., 1997). D'après Crête *et al.* (1994), la population de caribous de la Gaspésie répondrait probablement mieux à la définition de population « en danger de disparition » qu'à celle de « population menacée ». Son faible effectif justifie en effet de le classer comme « en voie de disparition » selon les lignes directrices du COSEPAC.

Cette population est protégée dans le parc de conservation de la Gaspésie, mais l'industrie minière a tenté de faire modifier les limites du parc (RESCAPÉ, 1993). On s'inquiétait de la petite taille de la population, qui comptait de 200 à 250 individus de 1993 à 1996. On s'est aussi inquiété jusqu'en 1993 du faible taux de survie des faons, imputable à la prédation par les coyotes et les ours (RESCAPÉ, 1993). Un plan de rétablissement, accepté en 1992 et révisé et publié en 1994, recommandait de lutter contre le coyote, d'étudier l'écologie du coyote, de recueillir des informations sur la démographie du caribou, et de limiter les activités touristiques. Un des objectifs principaux était de faire en sorte que l'effectif reste supérieur à 200 caribous (RESCAPÉ, 1994). La population pourrait se maintenir si on limitait la présence des prédateurs, ce qui améliorerait la survie des faons (Crête et Desrosiers, 1995). L'équipe de rétablissement a été dissoute en 1995, les objectifs ayant été atteints (RESCAPÉ, 1999). Des informations récentes donnent cependant à penser que la population diminue de nouveau, et qu'il faudrait poursuivre une gestion intensive, dont une réduction des activités forestières à l'extérieur du parc (Fournier, 2001).

La population est isolée géographiquement dans une enclave de forêt boréale au sud du Saint-Laurent et il s'agit des seuls caribous présents dans l'AEN atlantique. La petite taille de la population et l'exiguïté de sa zone d'occupation font qu'elle est susceptible de dérive génétique et de dépression de consanguinité, ainsi que d'extinction surprise consécutive à des événements climatiques rares.

## RÉSUMÉ TECHNIQUE 1

### **Rangifer tarandus caribou**

Caribou des bois

Forest-Dwelling Woodland Caribou

### **Population des montagnes du Nord**

Répartition : Yukon, Ouest des Territoires du Nord-Ouest et Nord de la Colombie-Britannique

<b>Information sur la répartition</b>	
• Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> )	308 000 et plus
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)	A peu près stable
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?	Non
• Zone d'occupation (km <sup>2</sup> )	308 000
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)	A peu près stable
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)?	Non
• Nombre d'emplacements existants	36
• Préciser la tendance du nombre d'emplacements (en déclin, stable, en croissance, inconnue)	Stable
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements? (ordre de grandeur >1)?	Non
• Tendance de l'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue)	En déclin
<b>Information sur la population</b> (PL = populations locales composant la population des montagnes du Nord)	
• Durée d'une génération (âge moyen des parents)	6,7 ans
• Nombre d'individus matures (reproducteurs)	37 400 (44 000 x 0,85)
• Tendance de la population (nombre de PL en déclin / stables / en croissance / inconnues)	A peu près stable (PL : 3/15/4/14)
• pourcentage du déclin au cours des 20 dernières années (ou préciser s'il s'agit d'une période plus courte)	Données insuffisantes
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur >1)?	Non (dans certaines PL, oui)
• La population est-elle très fragmentée? (migration réussie de <1 individu / année)?	On ne sait pas
• Enumérer chaque population locale et son effectif	Annexe 1a
• Tendance du nombre de populations (en déclin, stable, etc.)	Stable
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations locales?	Non
<b>Menaces pour les populations ou les habitats</b> : Chasse non réglementée, prédation, feux, effectifs bas, accès et perturbation, isolement (fragmentation), foresterie et autres aménagements, et manque d'habitat disponible (par ordre d'importance estimative)	
<b>Potentiel de sauvetage</b> (l'immigration de source externe a peu de chances de succès si les populations indigènes s'éteignent)	
• L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)?	Oui, mais elle est différente.
• Situation des populations de l'extérieur?	Variable
• Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible
• Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre ici?	Probablement
• Y a-t-il ici suffisamment d'habitat disponible pour les individus immigrants?	Oui (sans objet)
<b>Analyse quantitative</b>	Aucune

## RÉSUMÉ TECHNIQUE 2

### Rangifer tarandus caribou

Caribou des bois

Forest-Dwelling Woodland Caribou

### Population des montagnes du Sud

Répartition : Centre et Sud de la Colombie-Britannique, montagnes et contreforts de l'Alberta

<b>Information sur la répartition</b>	
• Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> )	136 000 et plus
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)	Déclin d'env. 40 p. 100 en 150 ans
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?	Pas extrêmes, mais importantes
• Zone d'occupation (km <sup>2</sup> )	136 000
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)	Déclin (par rapport aux niveaux historiques)
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)?	Non
• Nombre d'emplacements existants	30
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)	Stable (déclin probable dans l'avenir)
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements? (ordre de grandeur >1)?	Non
• Tendance de l'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue)	En déclin
<b>Information sur la population</b> (PL = populations locales composant la population des montagnes du Nord)	
• Durée d'une génération (âge moyen des parents)	6,7 ans
• Nombre d'individus matures (reproducteurs)	6 300 (7 200 x 0,88)
• Tendance de la population (nombre de PL en déclin / stables / en croissance / inconnues)	En déclin (12/13/0/5)
• pourcentage du déclin au cours des 20 dernières années (préciser s'il s'agit d'une période plus courte)	Données insuffisantes
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur >1)?	On ne sait pas
• La population est-elle très fragmentée? (migration réussie de <1 individu / année)?	Oui, de plus en plus
• Enumérer chaque population locale et son effectif	Annexe 1b
• Tendance du nombre de populations (en déclin, stable, etc.)	A peu près stable, devrait diminuer dans les 20 prochaines années.
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations locales?	Non
<b>Menaces pour les populations ou les habitats</b> : Prédation, accès et perturbation, foresterie et autres aménagements, rareté relative des habitats disponibles, isolement (fragmentation), effectifs bas et chasse non réglementée (en ordre d'importance croissante)	
<b>Potentiel de sauvetage</b> (l'immigration de source externe a peu de chances de survivre si les populations indigènes s'éteignent)	
• L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)?	Oui (peut être un écotype différent)
• Situation des populations de l'extérieur?	Variable
• Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible
• Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre ici?	On ne sait pas
• Y a-t-il ici suffisamment d'habitat disponible pour les individus immigrants?	Oui, mais la qualité peut être insuffisante.
<b>Analyse quantitative</b>	
	Aucune

## RÉSUMÉ TECHNIQUE 3

### Rangifer tarandus caribou

Caribou des bois

Forest-Dwelling Woodland Caribou

### Population boréale

Répartition : Territoires du Nord-Ouest et du Nord-Est de la Colombie Britannique au Labrador

<b>Information sur la répartition</b>	
• <i>Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)</i>	>1 143 613 (+ Ontario et Québec)
• <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)</i>	En déclin (déclin de 40 p. 100 en Alberta et en Ontario)
• <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur &gt; 1)?</i>	Non
• <i>Zone d'occupation (km<sup>2</sup>)</i>	1 143 613 (+ Ontario et Québec)
• <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)</i>	Déclin de 60 p. 100 (Alberta) par rapport aux niveaux historiques
• <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur &gt; 1)?</i>	Non
• <i>Nombre d'emplacements existants, à l'exclusion de l'Ontario et du Québec.</i>	<b>34-52 (Sask. 3-21)<sup>1</sup></b>
• <i>Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)</i>	Déclin par rapport aux valeurs historiques. Perte de sous-populations sur l'ensemble de l'aire de répartition
• <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements? (ordre de grandeur &gt;1)?</i>	Non (oui pour les populations locales)
• <i>Tendance de l'habitat : en déclin, stable, en croissance ou inconnue</i>	Déclin rapide dans les zones d'exploitation; perspectives sombres dans la forêt commerciale
<b>Information sur la population (PL = populations locales composant la population boréale)</b>	
• <i>Durée d'une génération (âge moyen des parents)</i>	6,7 ans
• <i>Nombre d'individus matures (reproducteurs)</i>	29 000 (33 000 x 0,88) <sup>2</sup>
• <i>Tendance de la population (en déclin / stable / en croissance / inconnue)</i>	En déclin (PL : 12/6/1/33)
• <i>pourcentage de déclin au cours des 20 dernières années (préciser s'il s'agit d'une période plus courte)</i>	Inconnu. PL du Labrador : déclin de 75 à 80 %. Déclins aussi en Alb., Sask.
• <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus (ordre de grandeur &gt;1)?</i>	On ne sait pas.
• <i>La population est-elle très fragmentée? (migration réussie de &lt;1 individu/année)?</i>	Oui, dans certaines parties de l'aire de répartition.
• <i>Énumérer chaque population locale et son effectif</i>	Annexe 1c
• <i>Tendance du nombre de populations (en déclin, stable, etc.)</i>	En croissance (effort plus important)
• <i>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations locales?</i>	Non

<b>Menaces pour les populations ou les habitats</b> : Activités forestières, augmentation de la prédation, autres aménagements, feux, chasse non réglementée, isolement et petite taille des populations locales (fragmentation), réchauffement du climat (les menaces posées par certains facteurs vont probablement augmenter)	
<b>Effet de sauvetage</b> (l'immigration de source externe a peu de chances de survivre si les populations indigènes s'éteignent)	
• <i>L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)?</i>	Oui (gènes, écotype différents)
• <i>Situation des populations de l'extérieur?</i>	Variable
• <i>Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?</i>	Possible
• <i>Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre ici?</i>	On ne sait pas.
• <i>Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible pour les individus immigrants ici?</i>	Oui, mais les chances de succès sont très faibles.
<b>Analyse quantitative</b>	Aucune

<sup>1</sup> La Saskatchewan a fait rapport sur la situation du caribou dans trois écorégions. Par la suite, on a cartographié 18 populations locales (Godwin et Thorpe, 1999) et sept groupes régionaux de caribous (métapopulations?) (Arsenault, comm. pers., 2001). Une fois les cartes combinées, on trouve 21 aires de répartition.

<sup>2</sup> On considère que les faons représentent 12 p. 100 de la population.

## RÉSUMÉ TECHNIQUE 4

### Rangifer tarandus caribou

Caribou des bois

Forest-Dwelling Woodland Caribou

### Population de Terre-Neuve

Répartition : île principale et îles du large de Terre-Neuve

<b>Information sur la répartition</b>	
• Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> )	66 263 et plus
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)	Stable récemment
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?	Oui (déclin puis expansion)
• Zone d'occupation (km <sup>2</sup> )	66 263
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en expansion, inconnue)	Oui (déclin puis expansion)
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)?	Oui
• Nombre d'emplacements existants	27 de situation connue
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)	Oui (en déclin puis en croissance)
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements? (ordre de grandeur >1)?	Oui
• Tendance de l'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue)	Stable – en déclin
<b>Information sur la population</b>	
• Durée d'une génération (âge moyen des parents)	6,7 ans
• Nombre d'individus matures (reproducteurs)	85 000
• Tendance de la population (en déclin/stable/en croissance/inconnue)	En croissance (PL : 0/11/15/0)
• pourcentage du déclin au cours des 20 dernières années (préciser s'il s'agit d'une période plus courte)	Sans objet
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur >1)?	Oui
• La population est-elle très fragmentée? (migration réussie de <1 individu / année)?	On ne sait pas.
• Énumérer chaque population locale et son effectif	Annexe 1d
• Tendance du nombre de populations (en déclin, stable, etc.)	22 introduites
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations locales?	Oui
<b>Menaces pour les populations ou les habitats</b> : Accès et perturbation (modérées pour 82 p. 100 des PL), prédation (modérée pour 74 p. 100 des PL), foresterie (modérée pour 56 p. 100 des PL), feux (modérée pour 41 p. 100 des PL); des parasites introduits ont causé une baisse marquée de la population locale d'Avalon.	
<b>Effet de sauvetage</b> (immigration d'une source externe) (sans objet)	
• L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)?	Oui (génotypes différents)
• Situation des populations de l'extérieur?	Menacées
• Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
• Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre ici?	Oui
• Y a-t-il ici suffisamment d'habitat disponible pour les individus immigrants?	Probablement pas (non applicable)
<b>Analyse quantitative</b>	Aucune

## RÉSUMÉ TECHNIQUE 5

### **Rangifer tarandus caribou**

Caribou des bois

Forest-Dwelling Woodland Caribou

### **Population de la Gaspésie-Atlantique**

Répartition : parc de conservation de la Gaspésie, péninsule de la Gaspésie, Québec

<b>Information sur la répartition</b>	
• Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> )	Environ 1 000
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)	Stable récemment
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occurrence (ordre de grandeur > 1)?	Pas dans les 20 dernières années
• Zone d'occupation (km <sup>2</sup> )	1 000
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)	À peu près stable depuis 20 ans
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (ordre de grandeur > 1)?	Historiquement oui; stable récemment
• Nombre d'emplacements existants	Un (2 sous-populations)
• Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)	Stable récemment
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'emplacements? (ordre de grandeur >1)?	Historiquement oui; stable récemment
• Tendance de l'habitat : préciser la tendance de l'aire, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat (en déclin, stable, en croissance ou inconnue)	Déclin par le passé, stable récemment
<b>Information sur la population</b>	
• Durée d'une génération (âge moyen des parents)	6,7 ans
• Nombre d'individus matures (reproducteurs)	<150
• Tendance de la population (nombre de PL en déclin / stables / en croissance / inconnues)	En déclin récemment (variable)
• pourcentage du déclin au cours des 20 dernières années (préciser s'il s'agit d'une période plus courte)	À peu près stable
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures (ordre de grandeur >1)?	Historiquement oui, stable récemment
• La population est-elle très fragmentée? (migration réussie de <1 individu / année)?	Complètement isolée
• Enumérer chaque population et son effectif	Gaspésie, <200
• Tendance du nombre de populations (en déclin, stable, etc.)	Sans changement
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
<b>Menaces pour les populations ou les habitats</b> : Effectif faible (dépression de consanguinité, catastrophe), habitat disponible limité (pas de territoire secondaire en cas d'épisodes graves de neige ou de verglas), isolement, prédation (coyote et ours), perturbation par les randonneurs, feux, changement climatique	
<b>Effet de sauvetage</b> (l'immigration ou la transplantation de source externe a peu de chances de survivre si la population indigène s'éteint. Des ajouts pourraient améliorer la diversité génétique.)	
• L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'extérieur)?	Oui, mais écotypes différents
• Situation des populations de l'extérieur?	Variable – trop éloignées
• Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Impossible naturellement
• Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre ici?	Inconnue
• Y a-t-il ici suffisamment d'habitat disponible pour les individus immigrants?	Douteux. Territoire et population de très petites tailles
<b>Analyse quantitative</b>	Aucune

## REMERCIEMENTS

Le Service canadien de la faune, Environnement Canada et le Fonds mondial pour la nature (Canada) nous ont fourni un appui financier. La coordination a été assurée par Marco Festa-Bianchet, président du COSEPAC et du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres. Ruben Boles, du Secrétariat du COSEPAC, a préparé les cartes numériques. Bruce Petersen a fourni appui et encouragements à D.G. pour la première version préliminaire du présent rapport. David Taylor a entré les produits fournis par les autres instances dans un SIG, au Centre de télédétection des Territoires du Nord-Ouest, à Yellowknife. Frank Miller, Marco Festa-Bianchet, Mark Brigham, Tara Szkorupa, Dave Hervieux et Suzanne Carrière ont révisé les premières versions préliminaires et formulé maints commentaires précieux. Le rapport est basé sur les informations et l'assistance fournies par :

- Marco Festa-Bianchet, Département de biologie, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec J1K 2R1.
- Richard Farnell, Spécialiste en biologie du caribou, Department of Renewable Resources, Fish and Wildlife, C.P. 2703, Whitehorse (Yukon) Y1A 2C6.
- Loralee Laberge, Technicienne - caribou, C.P. 2703, Whitehorse (Yukon) Y1A 2C6.
- Anne Gunn, Wildlife, Resources & Economic Development, Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 600, 5102-50th Avenue, Yellowknife (T.N.-O.) X1A 3S8.
- David E. Taylor, Spécialiste de systèmes, NWT Centre for Remote Sensing, Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 600, 5102-50th Avenue, Yellowknife (T.N.-O.) X1A 3S8.
- Ian Hatter, Spécialiste des ongulés, Wildlife Branch, Ministry of Environment, Lands & Parks, C.P. 9344 Stn Prov. Gov't, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M1.
- David Nagorsen, Royal British Columbia Museum. C.P. 9815, Stn Prov. Gov't, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9W2.
- James Quayle, RPBio, Spécialiste en biologie de la faune (ongulés en péril), Wildlife Branch, Ministry of Environment, Lands & Parks, C.P. 9344 Stn Prov. Gov't, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M1.
- Dave Hervieux, Spécialiste en biologie de la faune régionale, Alberta Environment, 1701-10320 – 99<sup>e</sup> rue, Grande Prairie (Alberta) T8V 6J4.
- Lisa Szkorupa, Spécialiste en biologie des espèces en péril, Alberta Environment, #1701 Provincial Building, 10320-99<sup>e</sup> rue, Grande Prairie (Alberta) T8V 6J4.
- Elston Dzus, Alberta-Pacific Forest Industries Inc., C.P. 8000, Boyle (Alberta) T0A 0M0
- Earl Wiltse, Spécialiste des espèces en péril de la province, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment & Resource Management, 3211, rue Albert, Regina (Saskatchewan) S4S 5W6.
- Al Arsenault, Spécialiste en biologie des populations fauniques, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment & Resource Management, 112, chemin Research, Saskatoon (Saskatchewan) S7K 2H6.
- Tim Trottier, Saskatchewan Environment & Resource Management, CP 5000, La Ronge (Saskatchewan) S0J 1L0.

James R. Duncan, Chef intérimaire, Section de la conservation de la biodiversité, Direction de la faune, ministère de la Conservation du Manitoba, C.P. 24, 200, cr. Saulteaux, Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3.

Cam Elliott, Wildlife Branch, C.P. 28, 59 Elizabeth Drive, Thompson (Manitoba) R8N 1X4.

Ted Armstrong, Spécialiste en biologie de la faune régionale, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 435, rue James S., bureau 221, Thunder Bay (Ontario) P7E 6S8.

Jim Rettie, Section Nord-Est Science et Technologie, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, route 101 Est, sac postal 3020, South Porcupine (Ontario) P0N 1H0.

Michel Crête, Société de la faune et des parcs du Québec, 675, boul. René-Lévesque Est. (CP92) Québec (Québec) G1R 5V7.

Gilles Lamontagne, Direction du Développement, Société de la Faune et des Parcs du Québec.

Robert Otto, Spécialiste principal en biologie de la faune – Labrador, Inland Fish and Wildlife Division, C.P. 3014, Station B, Goose Bay (T.-N.) A0P 1E0.

Christine Doucet, Spécialiste principale en biologie de la faune, Research and Inventories, St. Johns (T.-N.).

Pat Valkenburg, Alaska Department of Fish and Game, 1300 College Road, Fairbanks, AK 99701 pat\_valkenburg@fishgame.state.ak.us

Tony Iacobelli, M.Sc., Senior Manager, LC&P, FMN-Canada, 245 avenue Eglinton Est, bureau 410, Toronto (Ontario) M4P 3J1.

Judith Eger, Curatrice principale - mammifères, Musée royal de l'Ontario, 100 Queen's Park, Toronto (Ontario) M5S 2C6.

Bruce Peterson, Président, Comité de l'utilisation des terres, Environment North, 704 Holly Crescent, Thunder Bay (Ontario) P7E 2T2.

## LES AUTEURS

### **Donald C. Thomas**

Donald C. Thomas est né à North Battleford, en Saskatchewan, et a passé sa jeunesse à la ferme. De 1958 à 1962, il a consacré ses étés à assister des biologistes du Service canadien de la faune (SCF). La majeure partie de ces travaux concernaient le caribou de la toundra, mais il y eut également un recensement de la faune des îles Reine-Élisabeth. En 1962, Donald a terminé un baccalauréat spécialisé en biologie à l'université de la Saskatchewan, sous la direction de M. Donald Rawson. Il a fait son doctorat, qui portait sur la reproduction chez le cerf à queue noire, à l'université de la Colombie-Britannique, sous la direction de M. Ian McTaggart Cowan. Pendant qu'il était à l'UBC, il a effectué des travaux à contrat pour le SCF, dont des recensements aériens des grandes populations de caribous sur le continent, et des déterminations de l'âge chez le loup et l'ours. Après des études post-doctorales à Cambridge (R.-U.) avec Sir Richard Harrison, chef du Département

d'anatomie, il a agi brièvement comme consultant pour F.F. Slaney and Co., avant d'accepter un poste permanent au SCF en 1982.

Ses recherches au SCF ont porté sur le caribou de Peary, le caribou de la tundra, le caribou des bois et leurs habitats, depuis les îles de l'Extrême-Arctique jusqu'aux parcs nationaux Jasper et Prince-Albert. Deux de ces études ont concerné les effets des feux de forêt sur le caribou et son habitat. Donald a été le représentant d'Environnement Canada auprès du Conseil de gestion du caribou de Beverly et Qamanirjuak, de 1987 à 1999 inclusivement. En 2000, il a reçu du ministère des Affaires indiennes et du Nord la Médaille du centenaire pour les sciences nordiques. Après avoir entamé une demi-retraite en 1998, il continue de rédiger des rapports et publications lorsqu'il ne voyage pas.

### **David R. Gray**

David Gray est un chercheur et rédacteur qui compte 30 ans d'expérience en sciences de l'Arctique. En 1973, il a terminé à l'Université de l'Alberta un doctorat sur le comportement et l'écologie du bœuf musqué. De 1973 à 1994, il a mené dans l'Extrême-Arctique canadien des recherches sur le comportement du bœuf musqué, du lièvre arctique, du loup arctique et du plongeon catmarin pour le Musée canadien de la nature. Parallèlement à ses études du loup et du bœuf musqué, il s'est également penché sur l'écologie du caribou de Peary. David est chercheur indépendant et consultant depuis 1994. Il a rédigé des rapports de recherche sur le caribou de Peary et les oiseaux de proie de l'île Bathurst pour le MAINC et Parcs Canada et a effectué pour Parcs Canada des études sur les ressources écologiques du Nord de l'île d'Ellesmere, sur les loups d'Alert et sur l'histoire humaine et naturelle du Nord de l'île de Bathurst. Il a aussi contribué à des révisions de la carte de végétation de la réserve de parc national de l'Île-d'Ellesmere et préparé une évaluation environnementale d'un camp abandonné sur l'île d'Ellesmere.

David a également rédigé pour Parcs Canada d'importants rapports sur les ressources naturelles et culturelles de la réserve de parc national de l'Île-d'Ellesmere, du parc national d'Aulavik, et du parc national de Vuntut. Il est aussi l'auteur, pour le MDN, d'un ouvrage commémoratif, *Alert, Beyond the Inuit Lands*, sur l'histoire humaine et naturelle de la station des Forces canadiennes d'Alert. David est attaché de recherche au Musée canadien des civilisations et au Musée canadien de la nature, et a été reçu Membre de l'Institut arctique de l'Amérique du Nord en 1991.

## AUTORITÉS CONSULTÉES

(outre les personnes mentionnées dans les Remerciements)

M. Crête, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de la Faune terrestre, Gouvernement du Québec, Québec.  
Cam Elliott, Gestionnaire de la faune, Région du Nord-Est, ministère de la Conservation du Manitoba, Thompson (Manitoba).  
Janet Ficht, Natural Resources Service, Alberta Department of Natural Protection, Edson (Alberta).  
Doug Heard, Ministry of Environment, Lands and Parks, Prince George (Colombie-Britannique).  
Michel Huot, ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec (Québec).  
James Kushny, University of Toronto, Toronto (Ontario).  
Ron Larche, Direction de la faune, gouvernement du Manitoba, Winnipeg (Manitoba).  
Tom Reimchen, Département de biologie, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

## COLLECTIONS ÉTUDIÉES

Aucune

**Tableau 1. Effectifs estimatifs en 2000-2002 des populations COSEPAC de caribou forestier.**

Population COSEPAC	Effectif indiqué <sup>1</sup>	Valeur arrondie	Confiance indiquée <sup>2</sup>	Sources <sup>3</sup>
Montagnes du Nord	41 550 à 46 550	44 000	Modérée	R. Farnell, I. Hatter et J. Quayle
Montagnes du Sud Boréale	7 187 à 7 227 31 122 à 34 807	7 200 33 000	Modérée-élevée Faible-modérée	I. Hatter et D. Hervieux Sources ci-après
Terre-Neuve (île) Gaspésie-Atlantique	100 000 200	100 000 200	Modérée-élevée Élevée	Doucet (c.p., 2000) Ouellet <i>et al.</i> , 1996

<sup>1</sup> Les totaux fournis par les biologistes des diverses instances concernent généralement les adultes et faons en hiver. Ces estimations ont en général des limites de confiance de 20 à 50 p. 100 et certaines sont des suppositions. Les valeurs sont arrondies dans le texte.

<sup>2</sup> Il s'agit ici d'un terme général utilisé par les représentants des instances, et non d'une quantification statistique.

<sup>3</sup> Communications personnelles et autres sources : Rick Farnell, Yukon, 2001; Ian Hatter et James Quayle, C.-B., 2000; Hatter, 2000. Sources pour la population boréale : Anne Gunn, T.N.-O., 2001; David Hervieux et Tara Szkorupa, Alberta, 2000 (compilateurs de 18 sources); Earl Wilste, Saskatchewan, 2000, et Godwin et Thorpe (1999); David Duncan, Ken Rebizant et Cam Elliott, Manitoba, 2000; Ted Armstrong, Ontario, 2000, et Harris, 1998; Robert Otto, Terre-Neuve-et-Labrador, 2000; Christine Doucet, Terre-Neuve (île). On trouvera davantage de détails dans la section Remerciements.

**Tableau 2. Effectifs estimatifs des caribous des bois forestiers au Canada, par population COSEPAC. Dans chaque case, les effectifs figurent sur la ligne du haut, et le nombre et les tendances (en croissance/stable/en déclin/inconnue) des populations locales, telles qu'indiqués par les diverses instances, sur la seconde ligne.**

Population COSEPAC	Prov. /Terr.	1978 à 1984 <sup>1</sup>	1986 <sup>2</sup>	1992 <sup>3</sup>	1996 <sup>4</sup>	2000 à 2002 <sup>5</sup>
Montagnes du Nord	Yuk./ T.N.-O.	15 550	21 550 à 26 550	26 742 à 35 482	28 850 à 34 350	32 150 à 37 150
"	Supp. C.-B.	8 000	17: 2/4/1/10 3 285 6: 1/3/2/0	20: 2/3/2/13 9 770 à 10 270	22: 4/7/2/9 10 300 à 11 000 16: 1/4/1/10	22: 4/ 9/ 2/ 7 11 000 16: 1/ 7/ 1/ 7
Montagnes du Nord	<b>Total</b>	<b>23 550</b>	<b>24 835 à 29 835</b> <b>23: 3/7/3/10</b>	<b>36 512 à 45 752</b>	<b>39 150 à 45 350</b> <b>38: 5/11/3/19</b>	<b>41 550 à 46 550</b> <b>36: 4/15/ 3/14<sup>6</sup></b>
Montagnes du Sud	C.-B.	2 565	3 285 6: 1/3/2/0	3 295 à -3 405	6 259 à 6 709 22: 3/7/5/7	6 555 26: 0/11/10/ 5
"	Alb.	500 (?)	S.O.	300 à 400	600 à 750 3:stable- décl.	732-772 5: 0/2/2/1 <sup>7</sup>
"	<b>Total</b>	<b>3 065</b>	<b>6: 1/3/2/0</b>	<b>3 595 à 3 805</b>	<b>6 859 à 7 459</b> <b>25: 3/8/7/7</b>	<b>Moyenne 7 208</b> <b>30:0/13/12/5<sup>7</sup></b>
Boréale	T.N.-O.	3 000 (?)	2 000 à 5 000		Inconnue	4 000-6400 (1 non définie)
"	C.-B.	100 (?)	S.O.		725 Inconnue	725 (1 non définie)
"	Alb.	1 000 à 3 000	S.O.	2 700 à 3 100	3 000 à 5 995	3 285
"	Sask.	2 500	1: 0/0/1/0	2 500	2 500 (1984)	5 000
"	Man.	3 360	1: 0/0/1/0	1 400 à 2 500	5: en déclin 2 250	21: 0/ 0/ 5/16 2 000 à 3 000
"	Ont.	11 000	5 000 1: 0/1/0/0	Taïga exclue 6 012 à 6 702	(2 000 à 2500)	14: 0/ 5/ 0/ 9 5 000
"	Taïga incl.	Taïga incl.	4: 1/2/0/1	Taïga exclue	3 457 sauf les plaines hudsonniennes	Gén. + 6 reliques
"	Qué.	8 100	8 197 à 9 337 4: 1/2/1/0	6 280 à 18 330	<10 000 + 3 reliques (40-200)	<10 000 Gén. + 2 reliques
"	Labr. T.-N.	2 017 3	1 780 à 1 920 3:1/1/1/0	2 650 à 3 100 2		1 407 3: 1/ 0/ 2/ 0
"	<b>Total</b>	<b>31 077 à 33 077</b>	<b>14:3/6/4/1</b>		<b>21 575 à 24 570</b>	<b>31 000 à 35 000</b> <b>52:1/6/12/33<sup>8</sup></b>
Terre-Neuve (île)	T.-N.	<b>21 950</b>	<b>23 100 à 44000</b> 11: 11/0/0/0	<b>61 400 à 64 640</b> 13: 9/3/0/1	<b>80 000</b>	<b>100 000</b> <b>27: 15/11/ 1/ 0</b>
Gaspésie-Atlantique	Qué.	<b>145</b>	<b>250</b> <b>1:0/0/1/0</b>	<b>200 (en décl.)</b>	<b>225</b>	<b>150 à 200</b> <b>stable/en déclin</b>

<sup>1</sup> Bergerud, 1978, 1980; Kelsall, 1984. Kelsall a fourni une estimation de 8 100 (plage 5 276 à 8 493) pour la population boréale au Québec. Inclut les populations des monts Mealy et Red Wine et de White Bear dans le Sud de la taïga du Labrador.

<sup>2</sup> Williams et Heard, 1986. Données surtout de 1980-1984. Inclut les populations des monts Mealy et Red Wine dans le sud de la taïga du Labrador. L'effectif estimatif pour la population du lac Joseph est attribué moitié-moitié au Québec et au Labrador.

<sup>3</sup> Ferguson et Gauthier, 1992. Données surtout de 1986-1990. Inclut les populations des monts Mealy et Red Wine dans le Sud de la taïga du Labrador. L'effectif estimatif pour la population du lac Joseph est attribué moitié-moitié au Québec et au Labrador.

<sup>4</sup> Farnell *et al.*, 1998; Heard et Vagt, 1998; Edmonds, 1998; Rettie *et al.*, 1998; Larche, 1996; Couturier, 1996; Cumming, 1998 (données surtout de 1994-96. Effectifs indiqués pour 12 districts de l'Ontario).

<sup>5</sup> Rapports des instances pour le présent document (voir le tableau 1).

<sup>6</sup> Deux populations de la catégorie « stable » ont été indiquées comme « stables-en déclin ».

<sup>7</sup> Une fois soustraits les effectifs des populations locales communes aux territoires de deux instances.

<sup>8</sup> Inclut 21 populations en Saskatchewan (voir Répartition), dont 5 étaient considérées comme déclinant lentement (Rettie et Messier, 1998).

Note : Tendances indiquées par les instances concernées. Il faudra disposer de critères normalisés.

**Tableau 3. Distribution statistique des tendances estimatives des effectifs des populations locales de caribou au sein des populations COSEPAc des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve en 2000-2002.**

Tendance des effectifs <sup>1</sup>	Montagnes du Nord	Montagnes du Sud	Boréale, sauf Ontario et Québec <sup>2</sup>	Terre-Neuve (île)
En croissance	4	0	1	15
Stable	15	13 <sup>3</sup>	6	11
En déclin	3	12	12 <sup>4</sup>	1
Inconnue	14	5	33 <sup>4</sup>	10

<sup>1</sup> Tendances indiquées par les instances concernées. Les données communes à deux instances ont été soustraites. Il faudra disposer de critères normalisés.

<sup>2</sup> Pas de données sur les populations locales de l'Ontario (Ont.) et du Québec (Qc). La Saskatchewan a indiqué la situation du caribou dans trois écorégions. Par la suite, 18 populations locales ont été cartographiées (Godwin et Thorpe, 1999), dont 5 déclinaient lentement (Rettie et Messier, 1998), et 7 groupes régionaux (métapopulations?) ont été cartographiés (Arsenault, comm. pers., 2001). Lorsque les cartes sont combinées, il y a 21 aires de répartition.

<sup>3</sup> Deux populations de la catégorie « stable » ont été indiquées comme « stables-en déclin ».

<sup>4</sup> Inclut 21 populations en Saskatchewan (tableau 2) dont 5 étaient considérées comme déclinant lentement (Rettie et Messier, 1998).

**Tableau 4. Distribution statistique des tailles estimatives des populations locales de caribou au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve, en 2000-2002.**

Nombre de caribous	Montagnes du Nord	Montagnes du Sud	Boréale, sauf Ontario et Québec <sup>2</sup>	Terre-Neuve (île)
</= 50	0	8	4	3
51 à 100	0	4 <sup>1</sup>	7	2
101 à 250	9	9	7	1
251 à 500	7	7	7	3
501 à 1 000	9	1	2	5
>1 000	11	1	1	13

<sup>1</sup> En soustrayant une pour la population commune de Belcourt/Narraway (n =100) et en excluant la population de Little Smoky (population boréale).

<sup>2</sup> Pas de données sur les populations locales de l'Ontario (Ont.) et du Québec (Qc).

**Tableau 5. Distribution statistique des tailles des populations locales de caribous forestiers au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve, en 2000-2002.**

Superficie de l'aire de répartition (km <sup>2</sup> )	Montagnes du nord	Montagnes du Sud	Boréale, sauf Ontario et Québec <sup>1</sup>	Terre-Neuve (île)
< 1 000	0	3	1	14
1 001 à 2 000	3	7	1	3
2 001 à 5 000	9	9 <sup>2</sup>	8	5
5 001 à 10 000	7	7	3	3
10 000 à 20 000	10	4	9	1
>20 000	3	0	7	0

<sup>1</sup> Pas de données sur les populations locales de l'Ontario (Ont.) et du Québec (Qc).

<sup>2</sup> Belcourt/Narraway : une population – superficie 2 045 km<sup>2</sup>.

Note : la taille de certaines aires de répartition n'est pas connue et certains totaux sont inférieurs au nombre de populations locales.

**Tableau 6. Densités moyennes des populations COSEPAC de caribou des bois.**

Population COSEPAC	Compétence concernée	Moyenne (nombre de pop. locales)	Plage de densités (par 100 km <sup>2</sup> )	Source
Montagnes du Nord	Yukon/T.N.-O.	12,0 (18)	de 3,0 à 26,9	R. Farnell, comm. pers., 2002
	Colombie-Britannique	10,0 (16)	de 3,0 à 24,2	I. Hatter, comm. pers., 2002
Montagnes du Sud	Colombie-Britannique	CO : 8,3 (5)	de 1,9 à 21,1	I. Hatter, comm. pers., 2002
		CN : 5,9 (8)	de 1,6 à 14,1	"
		S : 3,0 (13)	de 0,3 à 15,1	"
		Total : 7,0 (26)	de 0,3 à 21,1	"
	Alb.	Est. min. : 9,4 (5) Est. max. : 9,9 (5)	de 4,0 à 16,4 de 6,7 à 16,4	D. Hervieux et T. Szkorupa, comm. pers., 2000
Boréale	T.N.-O.	0,9 à 1,5 (2)	de 1 à 3	A. Gunn, comm. pers., 2001
	Colombie-Britannique	1,4 (1)		I. Hatter, comm. pers., 2000
		3,3 (12)	de 1,8 à 13,1	D. Hervieux, c. p., 2000
	Sask.	1,8	de 0,6, 0,7, et 3,5	Godwin et Thorpe, 2000
	Man.	(3 écorégions)	de 0,5 à 4,3	Rebizant <i>et al.</i> , 2000
	Ont.	1,1 à 1,8 (13)		
Qc	Non disponible			
	TN, LABR.	Non disponible	de 0,4 à 1,3	R. Otto, comm. pers., 2000
Gaspésie-Atlantique	Qc	20 à 25 (1)		Ouellet <i>et al.</i> , 1996
	T.-N. (île)	150 (26)	de 11 à 634	C. Doucet, comm. pers., 2000

**Tableau 7. Fréquence en pourcentage des préoccupations face aux menaces pour les populations locales de caribou au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud, boréale et de Terre-Neuve, en 2000 (n = 37, 30, 34 et 27, respectivement).**

Menace ou préoccupation	Montagnes du Nord	Montagnes du Sud	Boréale, sauf Ontario et Québec <sup>2</sup>	Terre-Neuve (île)
Prédation	62	94	77	74
Accès et perturbation	43	94	65	82
Foresterie et autres aménagements	35	90	62	56
Isolement de la population	37	73	74	11
Habitat disponible	32	74	50	29
Feux	57	47	74	41
Effectif bas	43	70	32	18
Chasse	70	30	59	00

<sup>1</sup> Préoccupation jugée élevée ou modérée par les biologistes de la compétence concernée.

<sup>2</sup> Pas de données sur les populations locales de l'Ontario (Ont.) et du Québec (Qc).

**Tableau 8. Pourcentage des populations locales pour lesquelles on recueille certains types de données sur une base annuelle (ann.), à l'occasion (occas.), et rarement ou jamais, au sein des populations des montagnes du Nord, des montagnes du Sud et boréale, en 2000. (n = 37, 30 et 34, respectivement).**

Type de données	Montagnes du Nord			Montagnes du Sud			Population boréale <sup>2</sup>		
	Ann.	Occas.	Jamais	Ann.	Occas.	Jamais	Ann.	Occas.	Jamais
Effectif	00	79	21	23	74	03	09	55	36
Recrutement	38	41	21	35	52	13	18	26	56
Sex-ratio des adultes	38	41	21	29	39	32	18	23	59
Récolte	94	00	3 (ND)	19	00	81	09	26	68
Taux de mortalité	18	36	46	42	19	39	29	15	56
Données météorol.	05	49	46	23	22	55	18	03	79
Régime alim.	00	44	56	00	39	61	00	06	94
ADN	00	49	51	00	65	35	00	24	76
État physique	00	38	62	00	19	81	00	09	91
Déplacements <sup>1</sup>	38	21	41	42	45	13	40	15	45

<sup>1</sup> Déplacements surveillés à l'aide de colliers radio.

<sup>2</sup> Pas de données sur les populations locales de l'Ontario et du Québec.

**Tableau 9. Résumé de la chasse sportive au caribou des bois du Canada.**

POPULATION COSEPAC	Instance	Référence
Montagnes du Nord	Yukon : chasse fermée pour certaines populations et avec permis pour d'autres	Farnell, c.p., 2001
	C.-B. : limitée pour certaines populations	Hatter, c.p., 2002
Montagnes du Sud	C.-B. : récolte de quelques mâles adultes autorisé dans les grosses populations. Chasse fermée en 2001 pour la métapopulation du Sud.	Hatter (comm. pers., 2002)
	Alberta : fermée en 1981	Edmonds, 1988
Boréale	C.-B. : pas de chasse sportive.	
	T.N.-O. : autorisée aux détenteurs de permis de chasse générale	
	Alberta : fermée en 1981	Edmonds, 1988
	Saskatchewan : fermée de 1947 à 1961, et depuis 1987	Rock, 1992
	Manitoba : fermée de 1947 à 1967; et depuis 1992	Johnson, 1993
	Ontario : fermée en 1942	Darby <i>et al.</i> , 1989
	Québec : chasse sportive limitée dans certaines parties de l'aire de répartition	Règlement sur la chasse
	Labrador :	
Terre-Neuve	La chasse est le principal outil de gestion utilisé pour stabiliser les populations locales. Les non-résidents peuvent chasser avec un guide.	Mahoney, 2000
Gaspésie-Atlantique	Fermée en 1937	Boileau, 1996
	Fermée au début des années 1940	Crête <i>et al.</i> , 1994
	Fermée en 1949	Ouellet <i>et al.</i> , 1996

**Tableau 10. Désignations par le COSEPAC, les compétences concernées, et cotes subnationale (liste S) et globale (liste G) au sein des nouvelles aires écologiques nationales du COSEPAC.**

COSEPAC - AEN/POP.	COSEPAC 2002	Province/Territoire <sup>1</sup>	Liste provinciale – couleur <sup>2</sup>	The Nature Conservancy <sup>3</sup>	
				liste S	liste G
Pacifique	<i>Disparue</i>	Disparue		SX	G5TX
Montagnes du Nord	<i>Préoccupante</i>	Aucune	C.-B. : Bleu	C.-B. : S3S4	G5T4
Montagnes du Sud	<i>Menacée</i>	Alberta : <i>Menacée</i>	C.-B. : Métapop. du Sud - Rouge <sup>1</sup> Alb. : Bleu 1996 <sup>2</sup>	C.-B. : S2 Alb. : S2	C.-B. : G5T2Q Alb. : G5T4
Boréale	<i>Menacée</i>	T.-N. : <i>Sensible</i> Alb. : <i>menacée</i> 1985	C.-B. : Bleu Alb. : Bleu 1996 <sup>2</sup>	C.-B. : S3 Sask. : S3 Ont. : S3S4? Labr. : S2S3	C.-B. : G5T? Ont. : G5('96) Labr. : G5T4
Terre-Neuve	<i>Non en péril</i>			T.-N. : S5	T.-N. : G5
Gaspésie-Atlantique	<i>En voie de disparition</i>	<i>Susceptible</i>		Qc	Qc

<sup>1</sup> Alberta Wildlife Act : *Menacée* – se dit d'une espèce susceptible de devenir en danger de disparition si les facteurs à l'origine de sa vulnérabilité ne sont pas renversés.

<sup>2</sup> Alberta – listes par couleurs : Rouge : les connaissances actuelles donnent à penser que les espèces en question sont en péril. Elles ont subi un déclin ou sont en danger immédiat de décliner jusqu'à un seuil de population non viable. Bleu : les connaissances actuelles donnent à penser que ces espèces pourraient être en péril. Elles ont subi des déclin non cycliques de l'effectif ou de l'habitat, ou des réductions de l'aire de répartition dans la province.

<sup>3</sup> The Nature Conservancy, 2001 : <<http://www.natureconservancy.ca>>:

The Nature Conservancy, USA (Association for Biodiversity Information): <http://www.abi.org>

Natural Heritage Network Directory (international): <http://www.abi.org/networkdirectory.htm>

Natural Heritage Network Directory (Canada): <http://www.abi-canada.ca/english/map.htm>

Cotes de rareté des éléments du patrimoine naturel (d'après The Nature Conservancy, 2001)

G1/S1 : *Gravement en péril* : Espèce gravement en péril à l'échelle mondiale à cause de son extrême rareté ou parce qu'un ou plusieurs facteurs la rendent particulièrement susceptible de disparaître. En général, on parle de 5 occurrences ou moins, ou d'un très petit nombre d'individus (<1 000) ou d'acres (<2 000) (<809 ha), ou de milles linéaires (<10) (<16 km) restants.

G2/S2 : *En péril* : En péril à l'échelle mondiale à cause de sa rareté ou parce qu'un ou plusieurs facteurs la rendent très susceptible de disparaître ou de s'éteindre. En général, on parle de 6 à 20 occurrences, ou d'un très petit nombre d'individus (de 1 000 à 3 000) ou d'acres (de 2 000 à 10 000) (de 809 à 4047 ha), ou de milles linéaires (de 10 à 50) (de 16 à 80 km) restants.

G3/S3 : *Vulnérable* : Vulnérable à l'échelle mondiale, soit parce que l'espèce est très rare et localisée sur son aire de répartition, ne se trouve que sur une aire restreinte (même si elle est abondante à certains endroits), ou parce que d'autres facteurs la rendent susceptible de disparaître ou d'être éliminée. En général, on parle de 21 à 100 observations, ou de 3 000 à 10 000 individus.

G4 / S4 : *Apparemment non en péril* : Espèce peu courante, mais pas rare (bien qu'elle puisse être rare sur certaines parties de son aire de répartition, surtout en périphérie), et habituellement dispersée. Apparemment non vulnérable sur la plus grande partie de son aire de répartition, mais pourrait être l'objet de préoccupations sur le long terme. Généralement, on parle de plus de 100 occurrences et de plus de 10 000 individus.

T = taxon intraspécifique (sous-espèce ou variété), X = disparue, Q = taxinomie douteuse.

**Tableau 11. Désignations de cinq populations COSEPAC et désignations des éléments adoptées par le COSEPAC en 1984, modifiées en 1995, et changées en 2000.**

Nom de la population	Situation en 1984	Désignation de 1995	Mai 2000	Mai 2002
Pacifique (Haida Gwaii)	<i>Disparue</i>	<i>Disparue</i>	<i>Disparue</i>	<i>Disparue</i>
Montagnes du Nord <sup>1</sup>	<i>Rare</i>	<i>Vulnérable</i>	<i>Non en péril</i>	<i>Préoccupante</i>
Montagnes du Sud <sup>1</sup>	<i>Rare</i>	<i>Vulnérable</i>	<i>Menacée</i>	<i>Menacée</i>
Boréale <sup>1</sup>	<i>Rare (ouest)</i>	<i>Vulnérable (ouest)</i>	<i>Menacée</i>	<i>Menacée</i>
Terre-Neuve	<i>Non en péril</i>	<i>Non en péril</i>	<i>Non en péril</i>	<i>Non en péril</i>
Gaspésie-Atlantique	<i>Menacée</i>	<i>Menacée</i>	<i>En voie de disparition</i>	<i>En voie de disparition</i>

<sup>1</sup> Les populations des montagnes du Nord et du Sud ne sont reconnues que depuis mai 2000. Elles faisaient partie de la population boréale de l'ouest en 1984 (Kelsall, 1984).

## OUVRAGES CITÉS

- Abraham, K. F., et J. E. Thompson. 1998. Defining the Pen Islands Caribou Herd of southern Hudson Bay. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:33-40.
- Adamczewski, J., R.J. Hudson, et C.C. Gates. 1993. Winter energy balance and activity of female caribou on Coats Island, Northwest Territories. *Canadian Journal of Zoology* 71:1221-1229.
- Adamczewski, J.Z. et A.M. Veitch. 1998. Woodland caribou in the Mackenzie Mountains, Northwest Territories side: what we know and mostly what we don't know. Résumé, 8th North American Caribou Workshop, Whitehorse (Yukon).
- Adams, L.G., et B.W. Dale. 1998. Reproductive performance of female Alaskan caribou. *Journal of Wildlife Management* 62 (4):1184-1195.
- Adams, L.G., B.W. Dale et L.D. Mech. 1995. Wolf predation on caribou calves in Denali National Park, Alaska. Pages 245-260 in: Carbyn, L.N., S.H. Fritts et D.R. Seip (sous la dir. de). 1995. Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World. Institut circumpolaire canadien, Publication hors série n° 35, Edmonton, (Alberta).
- Alberta Environmental Protection. 1996. The Status of Alberta Wildlife. Alberta Environmental Protection, Natural Resources Service Wildlife Management Division, Edmonton.
- Alberta Woodland Caribou Conservation Strategy Development Committee. 1996. Alberta's Woodland Caribou Conservation Strategy. Edmonton. 58 pages.
- Anderson, R.B. 1999. Peatland habitat use and selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northern Alberta. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton. 49 pages.
- Antoniuk, K., et H.G. Cumming. 1998. Analysis of forest stands used by wintering woodland caribou in Ontario. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:157-168.
- Apps, C. D., and T. A. Kinley. 1998. Development of a preliminary habitat assessment and planning tool for mountain caribou in southeast British Columbia. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:61-72.

- Armstrong, T. 1998. Integration of woodland caribou habitat management and forest management in northern Ontario – current status and issues. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:221-230.
- Armstrong, T., G. Racey et N. Bookey. 2000. Landscape-level considerations in the management of forest-dwelling woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northwestern Ontario. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12:187-189.
- Avice, J.C., et R.M. Ball Jr. 1990. Principles of genealogical concurrence in species concepts and biological taxonomy. *Oxford Surveys Evolutionary Biology* 7:45-67.
- Ball, M.C., M.W. Lankester et S.P. Mahoney. 2001. Factors affecting the distribution and transmission of *Elaphostrongylus rangiferi* (Protostrongylidae) in caribou (*Rangifer tarandus caribou*) of Newfoundland, Canada, *Canadian Journal of Zoology* 79:1265-1277.
- Banfield, A.W.F. 1954. Preliminary investigation of the barren-ground caribou. Service canadien de la faune, *Wildlife Management Bulletin*, Série 1, 10A , 79 pages et 10B, 112 pages.
- Banfield, A.W.F. 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. Musée national du Canada, Bulletin no. 177. Imprimeur de la Reine, Ottawa. 137 pages.
- Banfield, A.W.F. 1974. Les mammifères du Canada. Musées nationaux du Canada. Presses de l'université Laval et University of Toronto Press. 406 pages.
- Banville, D. (dir.). 1998. Plan de gestion du caribou de Charlevoix. Direction de la faune et des habitats, Ministère de l'Environnement et de la faune (Québec).
- Baskin, L.M. 1990. Population dynamics of reindeer. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 3:151-156.
- B.C. Ministry of Forests. 1992. Biogeoclimatic zones in British Columbia, 1992. Province of British Columbia, Ministry of Forests, Victoria and Canadian Cartographics Limited, Burnaby.
- Beissinger, S.R., et M.I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62(3):821-841.
- Belangier, M., et D. Le Henaff. 1985. Distribution, abundance and regulation of caribou hunting in Quebec. McGill Subarctic Research Paper n° 40:3-13.
- Bergerud, A.T. 1971. The population dynamics of Newfoundland caribou. *Wildlife Monographs* n° 25. 55 pages.
- Bergerud, A.T. 1974. The decline of caribou in North America following settlement. *Journal Wildlife Management* 38:757-770.
- Bergerud, A.T. 1978. The status and management of woodland caribou in British Columbia. Rapport à la Fish and Wildlife Branch, Victoria. 138 pages.
- Bergerud, A.T. 1980. A review of population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. Pages 556-581 in Actes de la 2nd International Reindeer/Caribou Symposium. E. Reimers, E. Gaare et S. Skjonneberg (éd.). Direktoratet for vilt og ferskvannfisk, Trondheim, Norvège.
- Bergerud, A.T. 1983. The natural population control of caribou. Pages 14-61 in Symposium on natural regulation of wildlife populations. Forest Wildlife and Range Experimental Station, University of Idaho, Moscow.
- Bergerud, A.T. 1988. Caribou, wolves and man. *Trends in Ecological Evolution* 3:68-72.
- Bergerud, A.T. 1992. Rareness as an antipredator strategy to reduce predation risk for moose and caribou. Pages 1008-1021 in *Wildlife 2001: populations*. D.R. McCullough et R.B. Barrett (éd.). Elsevier, London.

- Bergerud, A.T. 1996. Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet? *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9: 95-116.
- Bergerud, A.T. 2000. Caribou. Chapitre 11, pages 658-693 in *Ecology and Management of Large Mammals in North America*. S. Demarais et P.R. Krausmann (éd.). Prentice Hall, New Jersey.
- Bergerud, A.T., et J.P. Elliott. 1998. Wolf predation in a multiple-ungulate system in Northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 76:1551-1569.
- Bergerud, A.T., et W.E. Mercer. 1989. Caribou introductions in eastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 17:111-120.
- Boertje, R.D., P. Valkenburg et M.E. McNay. 1996. Increases in moose, caribou, and wolves following wolf control in Alaska. *Journal of Wildlife Management* 60(3):474-489.
- Boileau, F. 1996. Rapport sur la situation du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) du parc de conservation de la Gaspésie. Direction de la faune et des habitats, Ministère de l'Environnement et de la Faune (Québec). 49 pages.
- BQCMB. 1994. A review of fire management on forested range of the Beverly and Qamanirjuaq herds of caribou. The Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board, Rapport technique 1, The Secretariat, 3565 Revelstoke Drive, Ottawa (Ontario) K1V 7B9. Disponible à l'adresse <http://www.arctic-caribou.com>
- Bradshaw, C.J.A., D.M. Hébert, A.B. Rippin et S. Boutin. 1995. Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 73:1567-1574.
- Bradshaw, C.J.A., S. Boutin et D.M. Hébert. 1997. Effects of petroleum exploration on woodland Caribou in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61:1127-1133.
- Bradshaw, C.J.A., S. Boutin et D.M. Hébert. 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration on woodland caribou. *Canadian Journal of Zoology* 73:1319-1324.
- Brown, W.K., J. Huot, P. Lamonthe, S. Luttich, M. Paré, G. St. Martin et J.B. Théberge. 1986. The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Québec and Labrador. *Rangifer*, Numéro spécial, 1:43-49.
- Brown, W.K., et D.P. Hobson. 1998. Caribou in west-central Alberta – Information review and synthesis. Préparé pour le Research Subcommittee du West-Central Alberta Caribou Standing Committee. Terrestrial and Aquatic Environmental Managers Ltd., 145 Wedgewood Drive, SW, Calgary (Alberta) T3C 3G9. 100 pages.
- Brown, W.K., J.L. Kansas et D.C. Thomas. 1994. The Greater Jasper Ecosystem Caribou Research Project, sept chapitres dans le rapport final rédigé pour Parcs Canada, Calgary, et le World Wildlife Fund, Toronto, par TAEM and Sentar Consultants, Calgary. 298 pages.
- Brown, W.K., et J.B. Théberge. 1985. The calving distribution and calving-area fidelity of a woodland caribou herd in Central Labrador. McGill Subarctic Research Paper n° 40:57-67.
- Brown, W.K., et J.B. Théberge. 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. 2000a. Wetland habitat selection by woodland caribou as characterized using the Alberta Wetland Inventory. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12:153-157.

- Brown, K.G., C. Elliott et F. Messier. 2000b. Seasonal distribution and population parameters of woodland caribou in central Manitoba: implications for forestry practices. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12:85-94.
- Bubenik, A.B. 1975. Taxonomic value of antlers in genus *Rangifer*, H. Smith. Biological Papers, University of Alaska, Rapport spécial n° 1:41-63.
- Butler, H.E. 1986. Mating strategies of woodland caribou *Rangifer tarandus caribou*. Mémoire de maîtrise, Department of Biology, University of Calgary, Calgary (Alberta).
- Butler, H.E., et A.T. Bergerud. 1978. The unusual story of the Slate Islands Caribou. *Nature Canada* 7(1):37-40.
- Byun, S.A., B.F. Koop et T.E. Reimchen. 2002. Evolution of the Dawson caribou (*Rangifer tarandus dawsoni*). *Canadian Journal of Zoology* 80:956-960.
- Cameron, R.D. 1994. Reproductive pauses by female caribou. *J. Mammalogy* 75:10-13.
- Cameron, R.D., W.T. Smith, S.G. Fancy, K.L. Gerhart, et R.G. White. 1993. Calving success of female caribou in relation to body weight. *Canadian Journal of Zoology* 71:480-486.
- Caribou Québec. 2000. Presentation, goals and objectives of a non-profit organization aimed towards the conservation and development of caribou and northern wildlife, mai 2000. <[www.caribouquebec.qc.ca](http://www.caribouquebec.qc.ca)>
- CCMF. 2000a. L'état des forêts au Canada 1999-2000. Conseil canadien des ministres des forêts, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Ottawa (Ontario). K1A 0E4. <http://nrccan.gc.ca/cfs-scf/national/what-quoi/sof/sof00/pdf/sof00x.pdf>
- CCMF. 2000b. Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts : bilan national 2000. Conseil canadien des ministres des forêts, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Ottawa (Ontario). K1A 0E4. [http://www.ccmf.org/ci/2000\\_f.html](http://www.ccmf.org/ci/2000_f.html)
- Cichowski, D.B. 1989. Seasonal movements, habitat use, and winter feeding ecology of woodland caribou in west-central British Columbia. Mémoire de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique). 143 pages.
- Cichowski, D.B. 1996. Managing woodland caribou in west-central British Columbia. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:119-126.
- Chubbs, T.E. 1993. Observations of calf-hiding behaviour by female woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*, in east-central Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist* 107(3):368-369.
- Chubbs, T.E., L.B. Keith, S.P. Mahoney et M.J. McGrath. 1993. Responses of Woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) to clear-cutting in east-central Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 71:487-493.
- Compton, B.B., P. Zager et G. Servheen. 1995. Survival and mortality of translocated woodland caribou. *Wildlife Society Bulletin* 23(3):490-496.
- COSEPAC. 2000a. Instructions pour la préparation de rapports de situation du COSEPAC. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ébauche, avril 2000. <http://www.cosewic.gc.ca>
- COSEPAC. 2000b. Espèces canadiennes en péril, mai 2000. Secrétariat du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Environnement Canada, Ottawa. 29 pages. <http://www.cosewic.gc.ca>

- COSEPAC. 2000c. Report on COSEWIC assessment process, categories and guidelines. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Adopté le 3 octobre 1999, et révisé le 13 mars 2000. 9 pages.
- COSEPAC. 2001. Instructions pour la préparation de rapports de situation du COSEPAC. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Juin 2001. <http://www.cosewic.gc.ca>
- Couturier, S. 1996. Status of caribou populations in Québec. Résumé, 7th North American Caribou Conference, Août 1996, Thunder Bay (Ontario). 33 pages.
- Cowan, I. M., et C.J. Guiguet. 1965. The Mammals of British Columbia. British Columbia Provincial Museum Handbook n° 11. Queen's Printer, Victoria. 414 pages.
- Crête, M., et A. Desrosiers. 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Québec. *Canadian Field-Naturalist* 109 (2):227-235.
- Crête, M., C. Barette, F. Boulanger, J. Ferron, N. Fournier, J. Huot, M. Huot, J. Lamoureux, J. Levesque et H. Ross. 1994. Plan national de rétablissement du caribou de la Gaspésie (caribou des bois). Rapport no. 9 de RESCAPÉ. Comité de rétablissement des espèces canadiennes en péril. Ottawa. 18 pages.
- Cringan, A.T. 1957. History, food habits, and range requirements of the woodland caribou of continental North America. Actes de la 22<sup>nd</sup> North American Wildlife Conference:455-501.
- Cronin, M.A. 1992. Intraspecific variation in mitochondrial DNA of North American cervids. *Journal of Mammalogy* 73(1):70-82.
- Cronin, M.A. 1993. Mitochondrial DNA in wildlife taxonomy and conservation biology. Cautionary notes. *Wildlife Society Bulletin* 21:339-348.
- Cronin, M.A. 1997. Systematics, taxonomy, and the endangered species act: the example of the California gnatcatcher. *Wildlife Society Bulletin* 25(3):661-666.
- Cronin, M.A., D.A. Palmisciano, E.R. Vyse et D.G. Cameron. 1991. Mitochondrial DNA in wildlife forensic science: species identification of tissues. *Wildlife Society Bulletin* 19:94-105.
- CSEMDC. 1994. Revised COSEWIC Population Guidelines. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa. 3 pages.
- Cumming, H.G. 1992. Woodland caribou: facts for forest managers. *Forestry Chronicle* 68:481-491.
- Cumming, H.G. 1998. Status of woodland caribou in Ontario, 1996. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:99-104.
- Cumming, H.G., et D.B. Beange. 1993. Survival of woodland caribou in commercial forests of northern Ontario. *Forestry Chronicle* 69:579-588.
- Cumming, H.G., et B.T. Hyer. 1998. Experimental log hauling through a traditional caribou wintering area. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:241-258.
- Dale, B.W., L.G. Adams et R.T. Boyer. 1995. Winter wolf predation in a multiple ungulate prey system, Gates of the Arctic National Park, Alaska. Pages 223-230 in: Carbyn, L.N., S. H. Fritts et D. R. Seip (éd.). 1995. Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World. Institut circumpolaire canadien, Publication hors série n° 35, Edmonton (Alberta).
- Darby, W.R., et L.S. Duquette. 1986. Woodland caribou and forestry in Northern Ontario, Canada. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 1:87-93.

- Darby, W.R., H.R. Timmermann, J.B. Snider, K.F. Abraham, R.A. Stefanski et C.A. Johnson. 1989. Woodland Caribou in Ontario – Contexte pour une politique. Ministère des richesses naturelles. Toronto. 38 pages.
- Dauphiné, T.C. Jr. 1975. The disappearance of caribou reintroduced to Cape Breton Highlands National Park. *Canadian Field-Naturalist* 89:299-310.
- Dauphiné, T.C. Jr. 1976. Biology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou. Part 4: Growth, reproduction, and energy reserves. Service canadien de la faune, série de rapports n° 38. 71 pages.
- Dueck, G.S. 1998. Genetic relationships and phylogeography of woodland and Barrenground caribou. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton. 131 pages.
- Dueck, G.S., et K. Strobeck. En cours de rédaction. Phylogenetics and biogeography of woodland and barrenground caribou.
- Duinker, P.N., T. R. Armstrong, B.T. Hyer et B. Petersen. 1998. Using caribou knowledge in expanding the Wabakimi protected area. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:183-194.
- Dyer, S.J. 1999. Movement and distribution of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in response to industrial development in northeastern Alberta. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton. 106 pages.
- Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel, and S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65(3):531-542.
- Dzus, E. 2001. Status of the Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Alberta. Wildlife Status Report n° 30. Environment Fisheries and Wildlife Management Division et Alberta Conservation Association. 47 pages.  
<http://www.gov.ab.ca/env/fw/status/reports/index.html>
- Groupe de travail sur la stratification écologique. 1996. Cadre écologique national pour le Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada - Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques et Environnement Canada – État de l'environnement, Ottawa. 144 pages + carte.  
<http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/ecostrat/intro.html>
- Groupe de travail sur les écorégions. 1989. Régions écoclimatiques du Canada : première approximation. Série de la classification écologique du territoire n° 23, Environnement Canada, Ottawa, Canada. 118 pages.
- Edmonds, E. J. 1988. Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 66:817-826.
- Edmonds, J. 1991. Status of woodland caribou in western North America. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 7:91-107.
- Edmonds, J. 1998. Status of woodland caribou in Alberta. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:111-115.
- Edmonds E.J., et M.I. Bloomfield. 1984. A study of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in west-central Alberta, 1979-1983. Rapport non publié, Alberta Energy and Natural Resources, Fish and Wildlife Division, Edmonton. 203 pages.
- Edmonds, E.J., et K.G. Smith. 1991. Mountain caribou calf production and survival, and calving and summer habitat use in west-central Alberta. Wildlife Research Series n° 4, Alberta Fish and Wildlife Division, Edmonton. 16 pages.

- Eger, J., et A. Gunn. 1999. Evolutionary history of Peary caribou and Arctic-Island caribou in the Canadian high and central Arctic Islands. Résumé, 10th International Arctic Ungulate Workshop, Tromsø, Norvège, 1999.
- Elliott, C. 1998. Cape Churchill caribou: status of herd and harvest 1997/98. Ministère des ressources naturelles du Manitoba, Manuscrit n° 98-05.
- Environnement Canada. 1986. L'état de l'environnement au Canada : survol. Approvisionnements et Services, Ottawa.
- Equinox, 1991. n° 53, Vol. 9. Telemedia Publications Inc., 7 Queen Victoria Road, Camden East (Ontario). (publication terminée).
- Euler, D.L. 1998. Will ecosystem management supply woodland caribou habitat in northeastern Ontario? *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:25-32.
- Fancy, S.G., et R.G. White. 1987. Energy expenditures for locomotion by barren-ground caribou. *Canadian Journal of Zoology* 65:122-128.
- FAPAQ 2002. Chasse, principales règles 2002-2003. Faune et Parcs Québec. [www.fapaq.gouv.qc.ca](http://www.fapaq.gouv.qc.ca)
- Farnell, R., et J. McDonald. 1986. The demography of Yukon's Finlayson caribou herd, 1982-1987. Rapport d'étape, Ministère des ressources renouvelables du Yukon, Whitehorse. 54 pages.
- Farnell, R.N., N. Barichello, K. Egli et G. Kuzyk. 1996. Population ecology of two woodland caribou herds in the southern Yukon. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:63-72.
- Farnell, R.N., R. Florkiewicz, G. Kuzyk et K. Egli. 1998. The status of *Rangifer tarandus caribou* in Yukon, Canada. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:131-137.
- Ferguson, S.H., A.T. Bergerud et R. Ferguson. 1988. Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population. *Oecologia* 76:236-245.
- Ferguson, M.A.D., et L. Gauthier. 1992. Status and trends of *Rangifer tarandus* and *Ovibos moschatus* populations in Canada. *Rangifer* 12(3):127-141.
- Finstad, G.L., et A.K. Prichard. 2000. Climatic influence on forage quality, growth, and reproduction of reindeer on the Seward Peninsula II: reindeer growth and reproduction. *Rangifer* Numéro spécial, n° 12:144. Résumé.
- Fitzsimmons, N.N., S.W. Buskirk et M.H. Smith. 1997. Genetic changes in reintroduced Rocky Mountain bighorn sheep populations. *Journal of Wildlife Management* 61(3):863-872.
- Fournier, N. 2001. Is a park a guarantee for the survival of the Gaspé caribou? Résumé de la 9<sup>e</sup> Conférence nord-américaine sur le caribou, Kuujuaq, Québec, avril 2001.
- Fuller, T.K., et L.B. Keith. 1981. Woodland caribou population dynamics in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 45:197-213.
- Gadd, B. 1986. Handbook of the Canadian Rockies. Corax Press, Box 1557, Jasper (Alberta). T0E 1E0.
- Geist, V. 1991. On an objective definition of subspecies, taxa as legal entities, and its application to *Rangifer tarandus* Lin. 1758. Pages 1-76 in Butler, C.E., et Mahoney, S.P. (éd.). Actes du 4<sup>th</sup> North American Caribou Workshop, St. John's, Terre-Neuve, 1989.
- Gmelin, 1788. Cité dans Banfield (1961).
- Godwin, B., et J. Thorpe. 2000. Status of the Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Saskatchewan. Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment and Resource Management, Regina. 44 pages.

- Gray, D. R. 1999. Updated status report on the woodland caribou (caribou des bois) *Rangifer tarandus dawsoni* and *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Rapport préparé pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- Gray, P., et P. Panegyuk. 1989. Woodland caribou. Pages 158-163 in Hall. E. (éd.). *People and Caribou in the Northwest Territories*. Ministère des ressources renouvelables (Territoires du Nord-Ouest). 190 pages.
- Gruzdev, A.R., et A.V. Davydov. 2001. Morphological and genetic differentiation of Euroasian reindeer (*Rangifer tarandus*). The 9th North American Caribou Workshop, Kuujuaq, Québec, avril 2001. Résumé.
- Gullickson, D.K. 2000. Seasonal range use and demography of the South Nahanni woodland caribou herd, southern Mackenzie Mountains, NWT and Yukon. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12. Résumé.
- Gunn, A., F.L. Miller et J. Nishi. 2000. Status of endangered and threatened caribou on Canada's arctic islands. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12:39-50.
- Hall L.S., P.R. Krausmann et M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25 (1):173-182.
- Harrington, F. H., et A. M. Veitch. 1991. Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador. *Arctic* 44 (4):318-327.
- Harris, A. 1999. Report on the Status of Woodland Caribou in Ontario. Rapport préparé par Northern Bioscience Ecological Consulting pour le Comité de détermination du statut des espèces en péril en Ontario, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 31 pages.
- Hatler, D. F. 1986. Studies of radio-collared caribou in the Spatsizi Wilderness Park area, British Columbia 1980-1984. Rapport 3, Spatsizi Association for Biological Research, Smithers, C.-B. 202 pages.
- Hatter, I. 2000. Preliminary assessment of Caribou from the Southern Mountain National Ecological Area for listing by COSEWIC. Rapport inédit, Wildlife Branch, B.C. Environment. 7 pages.
- Hayes, R.D., et D. Russell. 1998. Why wolves cannot regulate the Porcupine caribou herd: a predation rate model. Résumé, 8th North American Caribou Workshop, Whitehorse (Yukon).
- Hayes, R.D., et A.S. Harestad. 2000. Wolf functional response and regulation of moose in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* 78:60-66.
- Hayes, R.D., A. Baer et D.L. Larsen. 1991. Population dynamics and prey relationships of an exploited and recovering wolf population in the southern Yukon. Direction des poissons et de la faune du Yukon, Rapport final TR-91-1. Whitehorse. 67 pages.
- Heard, D. C., et K. L. Vagt. 1998. Caribou in British Columbia: A 1996 status report. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10: 117-123.
- Hervieux, D., J. Edmonds, R. Bonar et J. McCammon. 1996. Successful and unsuccessful attempts to resolve caribou management and timber harvesting issues in west central Alberta. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:185-190.
- Hillis, T. L., F. F. Mallory, W. J. Dalton et A. J. Smiegielski. 1998. Preliminary analysis of habitat utilization by woodland caribou in northwestern Ontario using satellite telemetry. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:195-202.
- IUCN 1994. Catégories de l'IUCN pour les Listes Rouges. Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources. Commission de la sauvegarde des espèces.

- IUCN 1998. Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at national and regional levels. Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources.
- IUCN 1999. IUCN Red List criteria review provisional report. Draft of the proposed changes and recommendations, July 1999. Groupe de travail CSE/UICN chargé de la révision des critères. Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources.
- Jacobi, A. 1931. Das Rentier: eine zoologische Monographie der Gattung Rangifer. Akad. Verlag. M.b.H. Leipzig. 264 pages (cité par Banfield 1961).
- 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, Edmonton. 70 pages.
- 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.R. 1993. Woodland caribou in Manitoba. Rapport technique n° 93-02. Direction de la faune, Ministère des Ressources naturelles du Manitoba, Winnipeg.
- Kelsall, J.P. 1968. The migratory barren-ground caribou of Canada. Monographie n° 3, Service canadien de la faune, Affaires indiennes et du Nord. L'Imprimeur de la Reine, Ottawa. 339 pages.
- Kelsall, J.P. 1975. Warble fly distribution among some Canadian caribou. Biological Papers of the University of Alaska, Rapport spécial n° 1:509-517.
- Kelsall, J.P. 1984. Status Report on the Woodland Caribou Rangifer tarandus dawsoni and Rangifer tarandus caribou. CSEMDC, Ottawa. 99 pages.
- Kinley, T.A., et C.D. Apps. 2001. Mortality patterns in a subpopulation of endangered mountain caribou. *Wildlife Society Bulletin* 29(1):158-164.
- Kofinas, G. P. 1998. The costs of power sharing: community involvement in Canadian Porcupine caribou co-management. Thèse de doctorat, University of British Columbia, Vancouver. 471 pages.
- Kushny, J.E.E., J.W. Coffin et C. Strobeck. 1996. Genetic survey of caribou populations using microsatellite DNA. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9: 351-354.
- Kuzyk, G.W., M.M. Dehn et R.S. Farnell. 1999. Body-size comparisons of alpine- and forest-wintering woodland caribou herds in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* 77:1017-1024.
- Lankester, M.W., et P.L. Hauta. 1989. Parelaphostrongylus andersoni (Nematoda: Protostrongylidae) in caribou (Rangifer tarandus) of northern and central Canada. *Canadian Journal of Zoology* 67:1966-1975.
- Lankester, M.W., et D. Fong. 1998. Protostrongylid nematodes in caribou (Rangifer tarandus caribou) and moose (Alces alces) of Newfoundland. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10: 73-83.
- LEP 2002. Loi sur les espèces en péril (LEP), un guide. <<http://www.speciesatrisk.gc.ca>>
- Liakin, B.V., et B.V. Novikov. 1999. Current populations and numbers of reindeer in Russia. Résumé, 10th Arctic Ungulate Conference, Tromsø, Norvège. 1999. <http://www.fm.uit.no/info/imb/arktisk/ungulate/ungulate.html>>
- Larche, R.A. 1996. Population status and management of woodland caribou in Manitoba. Résumé, 7th North American Caribou Conference, août 1996, Thunder Bay (Ontario).

- Mahoney, S.P. 2000. A synthesis and interpretation of the biology of woodland caribou on the island of Newfoundland. Newfoundland and Labrador Wildlife Division, C.P. 8700. St. John's (Terre-Neuve). A1B 4J6.
- Mahoney, S.P., et J. Schaefer. 1996. Status of caribou *Rangifer tarandus* in Newfoundland and Labrador. Résumé, 7th North American Caribou Conference, août 1996. Thunder Bay (Ontario).
- Mahoney, S.P., et J. Schaefer. 2001. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. Résumé, 9th North American Caribou Workshop, Kuujuaq (Québec) 2001.
- Mallory, F. F., et T. L. Hillis. 1998. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases, and population dynamics. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10: 49-60.
- Mayr, E. 1942. *American Naturalist* 74:249 (non consulté, cité plus bas).
- Mayr, E. 1969. Principles of systematic Zoology. McGraw-Hill, New York.
- McDonald, M., L. Arragutainaq et Z. Novalinga. 1997. Voices from the Bay: Traditional ecological knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion. Canadian Arctic Resources Committee et comité environnemental de la municipalité de Sanikiluaq. 112 pages.
- MELP. 2000. Environmental trends in British Columbia. State of the Environment. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks (MELP), Victoria.
- Messier, F., J. Huot, D. Le Henaff et S. Luttich. 1988. Demography of the George River caribou herd: evidence of population regulation by forage exploitation and range expansion. *Arctic* 41:279-287.
- Miller, F.L. 1974. Biology of the Kaminuriak population of barren-ground caribou: Part 2. Dentition as an indicator of sex and age; composition and socialization of the population. Service canadien de la faune, série de rapports n° 31. 87 pages.
- Miller, F.L. 1982. Caribou *Rangifer tarandus*. Chapitre 47, pages 923-959 in Wild Mammals of North America. Biology, Management and Economics. J.A. Chapman et G.A. Feldhamer (éd.). The John Hopkins University press, Baltimore et London. (Révision sous presse).
- Miller, F.L. 1990. Peary caribou status report. Rapport d'Environnement Canada pour le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. 64 pages.
- Mukhachov, A. 1990. The Evenkia reindeer and its rational use. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 3:441 Résumé.
- Nagy, J.A., A. Veitch, M. Branigan, K. Zittlau, N.C. Larter, D. Cooley, B.R. Patterson et C. Strobeck. 1999. Defining herds within the range of 'Bluenose' barren-ground caribou. 10th International Arctic Ungulate Conference, 1999, Tromsø, Norvège. Résumé.
- Atlas national du Canada. 1996. Couverture des terres du Canada. Ressources naturelles Canada, Géomatique Canada, et National Geographic. <<http://www.emr.gc.ca>> or <<http://atlas.gc.ca/>>
- Atlas national du Canada. 1999. Couverture des terres du Canada. Ressources naturelles Canada et Géomatique Canada. <<http://ceonet.ccrs.nrcan.gc.ca>> or <<http://geogratis.cgdi.gc.ca/>>
- Ressources naturelles Canada. 1999. Land Regions of Canada. Série de cartes de référence de l'atlas national du Canada. Échelle 1:6 000 000.

- Nature Conservancy, The. 2001. Canada: <<http://www.natureconservancy.ca>> The Nature Conservancy, USA (Association for Biodiversity Information): <<http://www.abi.org>> Natural Heritage Network Directory (international): <http://www.abi.org/networkdirectory.htm> Natural Heritage Network Directory (Canada): <<http://www.abi-canada.ca/english/map.htm>> Category definitions: <http://www.accdc.com/DataNB/understandranks.htm>>.
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy et O. Strand. 2001. Cumulative impacts of human development on wild reindeer. Résumé, 9<sup>th</sup> North American Caribou Workshop, Kuujuaq (Québec), avril 2001.
- Nieminen, M. 1980. Evolution and taxonomy of the genus Rangifer in northern Europe. Pages 379-391 in Actes du Second International Reindeer/Caribou Symposium. E. Reimers, E. Gaare et S. Skjenneberg (éd.) Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim, Norvège.
- Novalinga. 1997. Voices from the Bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion. Canadian Arctic Resources Committee et comité environnemental de la municipalité de Sanikiluaq. 112 pages.
- O'Brien, S.J., et E. Mayr. 1991. Bureaucratic mischief: recognising endangered species and subspecies. *Science* 251:1187-1188.
- Odum, E.P. 1959. Fundamentals of ecology. 2e édition W.B. Saunders Co. Philadelphia & London. 546 pages.
- Ouellet, J.-P., J. Ferron et L. Sirois. 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74:1922-1933.
- Palidwar, K.L. and D.W. Schindler. 1994. Habitat suitability index models within the Manitoba model Forest area. Rapport de Terrestrial & Aquatic Environmental Managers Inc. pour Manitoba Model Forest. Inc., Winnipeg. 51 pages.
- Paré, M., et J. Huot. 1985. Seasonal movements of caribou in the Canispiscou Region, Québec. McGill Subarctic Research Paper no. 40:47-56.
- Petersen, B., T. Iacobelli et J. Kushny. 1998. Status and conservation of forest-dwelling caribou in Canada. Résumé et affiche, 8th North American Caribou Workshop, 20-24 avril 1998, Whitehorse (Yukon).
- Pitt, W.C., et P.A. Jordan. 1994. A survey of the nematode parasite *Parelaphostrongylus tenuis* in the white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, in a region proposed for caribou, Rangifer tarandus caribou, re-introduction in Minnesota. *Canadian-Field Naturalist* 108(3):341-346.
- Province of Alberta. 1993. Ecoregions of Alberta. Alberta Forest Service et forêt Canada, Edmonton. Affiche, cartes et légende.
- Pybus, M.J. 1999. Moose and ticks in Alberta: a dieoff in 1998/99. Rapport hors série n° 20, Fish and Wildlife Management Division, Edmonton. <<http://www.gov.ab.ca/env/fw/hunting/index.html>>
- Racey, G.D., K. Abraham, W.R. Darby, H.R. Timmermann et Q. Day. 1991. Can woodland caribou and the forest industry coexist: The Ontario scene. *Rangifer*, Numéro spécial, N° 7:108-115.
- Racey, G.D., et E.R. Armstrong. 1996. Towards a caribou habitat management strategy for northwestern Ontario, running the gauntlet. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:73-83.
- Racey, G.D., et E.R. Armstrong. 2000. Woodland caribou range occupancy in Northwestern Ontario: past and present. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12:173-184.

- Rebizant, K.J., J.R. Duncan, R. Larche, R. Cameron, G. Collins, D. Cross, C. Elliott, P. Hildebrand, R. Robertson, D. Schindler et K. Whaley. 2000. Woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) conservation strategy for Manitoba. Rapport inédit, Direction de la faune, Conservation Manitoba, Winnipeg (Manitoba). 37 pages.
- Reed, J.M., D.D. Murphy et P.F. Brussard. 1998. Efficacy of population viability analysis. *Wildlife Society Bulletin* 26(2):244-251.
- RENEW. 1993. Woodland Caribou (Maritimes/Gaspésie) (*Rangifer tarandus*). Page 22, Plans de rétablissement approuvés. RESCAPE (Rétablissement des espèces canadiennes en péril), Rapport n° 34. Ottawa. 55 pages.
- RENEW. 1994. Gaspésie Caribou. Page 14 in Species Updates; Cross Canada Check-Up. RESCAPÉ (Rétablissement des espèces canadiennes en péril), Rapport n° 4, Ottawa. 30 pages.
- RENEW. 1999. Woodland Caribou [Gaspésie population]. Page 42 in Status of Recovery Plans. RESCAPÉ (Rétablissement des espèces canadiennes en péril), Rapport n° 9, 1998-99. Ottawa. 48 pages.
- 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 relation to limiting factors. *Ecography* 23:466-478.
- Rettie, W.J., et F. Messier. En prép. Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan.
- Rettie, J., T. Rock et F. Messier. 1998. Status of woodland caribou in Saskatchewan. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10: 105-109.
- Rock, T. 1991. Saskatchewan Report. In Edmonds, J. 1991. Status of woodland caribou in western North America. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 7:91-107.
- Rock, T. 1992. A proposal for the management of Woodland Caribou in Saskatchewan. Saskatchewan Natural Resources, Wildlife Branch, Wildlife Technical Report 92-3. 28 pages.
- Røed, K.H. 1992. Genetic differentiation and evolution of reindeer and caribou. *Rangifer* 12 (3):175-176.
- Røed, K.H., M.A.D. Ferguson, M. Crête et T.A. Bergerud. 1991. Genetic variation in transferrin as a predictor for differentiation and evolution of caribou from eastern Canada. *Rangifer* 11(2):65-74.
- Rowe, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Publication n° 1300f du Service canadien des forêts. 172 pages.  
[http://www.nrcan.gc.ca/cfs-scf/national/what-quoi/sof/common/maps\\_f.html](http://www.nrcan.gc.ca/cfs-scf/national/what-quoi/sof/common/maps_f.html)
- Ryder, O.A. 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecological Evolution* 1:1.
- Samuel, W.M., M.J. Pybus, D.A. Welch et C.J. Wilke. 1992. Elk as a potential host for meningeal worm: implications for translocation. *Journal of Wildlife Management* 56 (4):629-639.
- Schaefer, J.A. 1997. Aerial census of Mealy Mountain caribou, mars 1997. Newfoundland and Labrador Wildlife Division, C.P. 8700. St. John's (Terre-Neuve). A1B 4J6.
- Schaefer, J.A., et W.O. Pruitt. 1991. Fire and Woodland Caribou in southeastern Manitoba. *Wildlife Monographs* 116:1-39.

- Schaefer, J.A., A.M. Veitch, F.H. Harrington, W.K. Brown, J.B. Theberge et S.N. Luttich. 1999. Demography of decline of the Red Wine Mountain caribou herd. *Journal of Wildlife Management* 63(2):580-587.
- Schneider, R.R., B. Wynes, S. Wasel, E. Dzus et M Hiltz. 2000. Habitat use by caribou in northern Alberta. *Rangifer* 20:43-50.
- Seip, D.R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70:1492-1503.
- Seip, D.R. 1998. Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:203-211.
- Seip, D.R., et D.B. Cichowski. 1996. Population ecology of caribou in British Columbia. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:73-80.
- Shank, C.C. 1998. Rétrospective des 20 ans du COSEPAC. Page 7, Sauvegarde : bulletin sur les espèces en péril. Service canadien de la faune, Ottawa.
- Simpson, K., J.P. Kelsall et M. Leung. 1985. Critical habitat of caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the mountains of southern British Columbia. McGill Subarctic Research Paper n° 40:177-191.
- Simpson, K., J.P. Kelsall et M. Leung. 1996. Integrated management of Mountain Caribou and forestry in southern British Columbia. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:153-158.
- Simpson, K., E. Terry et D. Hamilton. 1997. Toward a mountain caribou management Strategy for British Columbia - Habitat requirements and sub-population status. Wildlife Working Report No. WR-90. Wildlife Branch, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria. 29 pages.
- Skoog, R.O. 1968. Ecology of the caribou (*Rangifer tarandus granti*) in Alaska. Thèse de doctorat, University of Californie, Berkley. 699 pages.
- Smith, K.G. E.J. Ficht, D. Hobson, T. Sorenson et D. Hervieux. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 78:1433-1440.
- Snow, D., et S. Mahoney. 1996. Habitat Use and Population Ecology of the Corner Brook Lake Caribou Herd. Rapport provisoire : juin 1993 - avril 1996.
- Spalding, D.J. 2000. The early history of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria. Wildlife Bulletin No. 100. 61 pages.
- Stelfox, J.G., P. Kuchar et J.A. Bindernagel. 1978. Range ecology of mountain caribou. Rapport du Service canadien de la faune à Parcs Canada, Calgary. 95 pages + cartes.
- Stevenson, S.K. 1991. Forestry and caribou in British Columbia. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 7:124-129.
- 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(3):622-633.
- Thomas, D.C. 1969. Population estimates and distribution of barren-ground caribou in Mackenzie District, N.W.T., Saskatchewan, and Alberta – March to May, 1967. Service canadien de la faune, série de rapports n° 9. 44 pages. (Fondé sur le rapport 1967 du même titre).
- Thomas, D.C. 1982. The relationship between fertility and fat reserves in Peary caribou. *Canadian Journal of Zoology* 60:597-602.

- Thomas, D. C. 1995. A review of wolf-caribou relationships and conservation implications in Canada. Pages 261-273 *in*: Carbyn, L.N., S. H. Fritts et D. R. Seip (dir. de publ.). 1995. Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World. Institut circumpolaire canadien, Publication hors série n° 35, Edmonton (Alberta).
- Thomas, D.C. 1998. Needed: less counting of caribou and more ecology. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 10:15-25.
- Thomas, D.C. et al. 1998. Fire-caribou relationships. Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta). T6B 2X3. Série de huit rapports disponible en cartable et sur CD.
- Thomas, D.C., et H.P.L. Kiliaan. 1990. Warble infestations in some Canadian caribou and their significance. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 3: 409-417.
- Thomas, D.C., et H.J. Armbruster. 1996a. Jasper National Park caribou habitat study: a management report containing conclusions and recommendations. Rapport inédit, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta). T6B 2X3. 57 pages.
- Thomas, D.C., et H.J. Armbruster. 1996b. Woodland caribou habitat studies in Saskatchewan: second annual report and some preliminary recommendations. Rapport non publié, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Edmonton (Alberta). T6B 2X3. 46 pages.
- Thomas, D.C., et S.J. Barry. 1990. A life table for female barren-ground caribou in north-central Canada. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 3:177-184.
- Thomas, D.C., J.E. Edmonds et W.K. Brown. 1996. The diet of woodland caribou populations in west-central Alberta. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9: 337-342.
- Trottier, T.W.P. 1987. Status of woodland caribou in Saskatchewan, 1985: A preliminary assessment. Saskatchewan Parks Recreation and Culture, LaRonge (Saskatchewan). 7 pages.
- Trottier, T.W.P. 1988a. A survey of woodland caribou occurrence in Saskatchewan, 1960-1987. Saskatchewan Parks Recreation and Culture, LaRonge (Saskatchewan). Rapport 88-WPM-9. 24 pages.
- Trottier, T.W.P. 1988b. The natural history of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Saskatchewan Parks Recreation and Culture, LaRonge (Saskatchewan). Rapport 88-WPM-10. 15 pages.
- Valkenburg, P., J.L. Davis, J.M. Ver Hoef, R.D. Boertje, M.E. McNay, R.M Eagan, D.J. Reed, C.L. Gardner et R.W. Tobey. 1996. Population decline of the Delta caribou herd. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 9:53-62.
- Vandal, D., et C. Barrette. 1985. Snow depth and feeding interaction at snow craters in woodland caribou. McGill Subarctic Research Paper no 40:199-212.
- Van Staaden, M.J., M.J. Hamilton et R.K. Chesser. 1995. Genetic variation in the woodland caribou. *Zeitschrift fur Saugetierkunde* 60:1-9.
- Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy et O. Strand. 2001. Progressive impacts of power line and road development on the distribution and range use of wild reindeer. Résumé, 9<sup>th</sup> North American Caribou Workshop, Kuujuaq (Québec) avril 2001.
- Wells, J.V., et M.E. Richmond. 1995. Populations, metapopulations, and species populations: what are they and who should care? *Wildlife Society Bulletin* 23(3):458-462.
- Williams, T.M., et D.C. Heard. 1986. World status of wild *Rangifer tarandus* populations. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 1:19-28.
- Yukon Renewable Resources. 1996. Woodland caribou management guidelines. Whitehorse. 8 pages.

- Zager, P., L.S. Mills, W. Wakkinen et D. Tallmon. 1996. Woodland caribou: A conservation dilemma.  
<<http://www.umich.edu/~esupdate/library/95.10-11/zager.html>>
- Zittlau, K., J. Coffin, R. Farnell, G. Kuzyk et C. Strobeck. 2000. Genetic relationships of three Yukon caribou herds determined by DNA typing. *Rangifer*, Numéro spécial, n° 12:59-62.
- Zittlau, K., J.A. Nagy, N.C. Larter et C. Strobeck. 2001. Genetic relatedness of caribou herds in Northwest Territories, western Nunavut, and northern Yukon Territory. Résumé, 9th North American Caribou Workshop, Kuujjuaq (Québec) avril 2001.

## Annexe 1a. Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC des montagnes du Nord.

Nom de la population locale	Prov./ Terr. et n° de réf.	Pop. estim.	Année de recens.	Tendance de l'effectif <sup>1</sup>	Superf. de l'aire de répartition (km <sup>2</sup> )	Densité par 100 km <sup>2</sup>	Type de recens. <sup>2</sup>	Conf. de l'estim. <sup>3</sup>
Aishikik	Yuk. 20	1 500	1998	Croissance	16 119	9,3	QAS	Élevée
Atlin	Yuk. 14 / C.-B.	800	1999	Stable	5 999	13,3	Extr.	Modérée
Bonnet Pl.	Yuk. 3 / T.N.-O.	5 000	1982	Inconnue	18 614	26,9	S	Inconnue
Carcross	Yuk. 16 / C.-B.	450	1997	Increase	13 419	3,4	QAS	Élevée
Chisana	Yuk. 22	400	2000	Déclin	13 000	3,1	Extr.	Élevée
Ruisseau Clear	Yuk. 2	900	2001	Stable	4 873	18,5	QAS	Élevée
Rivière Coal	Yuk. 10 / T.N.-O.	800	1996	Inconnue			Extr.	Modérée
Lac Ethyl	Yuk. 4	300	1993	Stable	3 961	7,6	QAS	Élevée
Finlayson	Yuk. 8	4 100	1999	Stable	24 733	16,6	QAS	Élevée
Rivière Hart	Yuk. 1	1 200	1978	Stable	17 478	6,9	DT	Basse
Ibex	Yuk. 15	400	1998	Inconnue	1 979	20,2	QAS	Élevée
Klaza	Yuk. 19	600	2000	Croissance	7 089	8,5	DT	Modérée
Kluane	Yuk. 21	200	1999	Déclin	6 595	3,0	DT	Modérée
La Biche	Yuk. 11 / T.N.-O.	400	1993	Inconnue			S	Inconnue
L. Rancheria	Yuk. 12 / C.-B.	1 000	1999	Croissance	4 134	24,2	QAS	Modérée
Lac Moose	Yuk. 5	200	1991	Stable	1 022	19,6	QAS	Élevée
Nahanni	Yuk. 9	2 000	1996	Inconnue	16 000	12,5	Extr.	Modérée
Hardes de Pelly	Yuk. 17	1 000	2001	Inconnue			S	Inconnue
Redstone <sup>4</sup>	Yuk. 7 / T.N.-O.	7 500	1982	Inconnue			S	Basse
Tatchun	Yuk. 18	500	2000	Stable	7 091	7,1	DT	Élevée
Rivière Tay	Yuk. 6	4 000	1991	Stable	25 148	15,9	QAS	Élevée
Lac Wolf	Yuk. 13	1 400	1998	Stable	20 013	7,0	QAS	Élevée
<b>Ss-total</b>		<b>34 650</b>		<b>22: 4/9/2/7</b>	<b>207 267</b>	<b>12,0</b>		<b>11/ 6/ 2/ 3</b>
<b>Yuk./T.N.-O.</b>								
Atlin Est	C.-B. 38 / Yuk.	800	1999	Stable	5 999	13,3	QAS	Modérée
Atlin Ouest	C.-B. 39	350	1998	Stable	4 398	8,0	DT	Modérée
Edziza	C.-B. 27	200	1983	Stable	1 281	15,6	E	Basse
Finlay	C.-B. 25	200	1998	Inconnue	3 084	6,5	DT	Modérée
Frog	C.-B. 30	150	2000	Inconnue	2 421	6,2	S	Basse
Gataga	C.-B. 31	250	2000	Inconnue	4 436	5,6	S	Basse
Horserranch	C.-B. 35	850	1999	Stable	9 499	8,9	QAS	Modérée
Jennings	C.-B. 37	200	1970s	Inconnue	4 080	4,9	S	Basse
Level-Kawdy	C.-B. 28	1 650	1999	Stable	12 568	13,1	DT	Modérée
Plateau Liard	C.-B. 34	150	2000	Stable	5 069	3,0	S	Basse
L. Rancheria	C.-B. 36 / Yuk.	1 000	1999	Croissance	4 134	24,2	QAS	Modérée
Muskwa	C.-B. 32	1 250	2000	Inconnue	16 786	7,4	S	Modérée
Mont Pink	C.-B. 24	850	2000	Déclin	11 602	7,3	QAS	Modérée
Rabbit	C.-B. 33	800	2000	Inconnue	5 936	13,5	E	Basse
Spatsizi	C.-B. 26	2 200	1994	Stable	16 929	13,0	DT	Modérée
Tsenaglude	C.-B. 29	200	1999	Inconnue	3 015	6,6	S	Basse
<b>Ss-total C.-B.</b>		<b>11 100</b>		<b>16:1/7/1/7</b>	<b>111 237</b>	<b>10,0</b>		<b>0/ 9/ 7/ 0</b>
Commun <sup>5</sup>	Yuk. / T.N.-O. / C.-B.	1 800		<b>2:1/1/0/0</b>	10 133			<b>0/ 2/ 0/ 0</b>
<b>Total PMN</b>		<b>43 950</b>		<b>36/4/15/3/14</b>	<b>308 371</b>	<b>11,3</b>		<b>11/13/9/3</b>

<sup>1</sup> Tendances signalées par les instances concernées. Il faudra disposer de critères normalisés. Dans les rangs des sous-totaux, le codage correspond à la tendance du nombre de populations : en croissance/stable/en déclin/inconnue.

<sup>2</sup> QAS = quadrat aléatoire stratifié; Extr = extrapolation; DT = dénombrement total; S = supposition (peu de données); E = estimation (quelques données).

<sup>3</sup> Cette estimation de la confiance est qualitative dans la plupart des cas. Les totaux correspondent aux confiances élevées/modérées/basses/inconnues.

<sup>4</sup> La population de Redstone est estimée à 5 000 à 10 000, et 7 500 est le milieu de la plage.

<sup>5</sup> Les effectifs et aires de répartition des populations locales communes au Yukon et à la Colombie-Britannique sont soustraits du total.

## Annexe 1b. Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC des montagnes du Sud.

Population locale	Prov. et n° de réf.	Pop. estim.	Année de recens.	Tendance de l'effectif <sup>1</sup>	Superf. de l'aire de répart. (km <sup>2</sup> )	Densité par 100 km <sup>2</sup>	Type de recens. <sup>2</sup>	Conf. de l'estimation
Chase	C.-B. 22	700	1993	Stable	11 390	6,1	DTe	Basse
Graham	C.-B. 23	300	2002	Déclin	4 734	6,3	DTe	Moy.
Kennedy Siding	C.-B. 18	170	2002	Stable	1 470	1,6	E	Moy.
Moberly	C.-B. 19	170	2002	Inconnue	5 115	3,3	E	Moy.
Quintette	C.-B. 17	200	2002	Stable	1 421	14,1	E	Moy.
Takla	C.-B. 21	100	2002	Inconnue	1 850	5,4	DT	Moy.
Wolverine	C.-B. 20	400	1996	Inconnue	8 315	4,8	DTe	Low
Belcourt	C.-B. 40/Alb.	100		Inconnue	2 045	4,9		Voir Alb.
<b>Métapopulation du centre-nord</b>	<b>C.-B. 17-23</b>	<b>2 140</b>		<b>8:0/3/1/4</b>	<b>36 340</b>	<b>5,9</b>		<b>7: 0/ 5/ 2/ 0</b>
Charlotte	C.-B. 13	50	1999	Déclin	2 650	1,9	DT	Moy.
Itcha-Ilgachuz	C.-B. 14a	2 000	2000	Stable	9 457	21,1	DTe	Élevée
Telkwa	C.-B. 16	55	2000	Stable	1 828	3,0	DTe	Élevée
Tweedsmuir	C.-B. 15	300	1982	Déclin	12 811	2,3	E	Moy.
Rainbows	C.-B. 14b	125	2000	Déclin	3 804	3,3	DTe	Élevée
<b>Métapopulation du centre-ouest</b>	<b>C.-B. 13-16</b>	<b>2 530</b>		<b>5:0/2/3/0</b>	<b>30 550</b>	<b>8,3</b>		<b>5: 3/ 2/ 0/ 0</b>
Monts Hart	C.-B. 12	450	1999	Stable	10 261	4,4	E	Moy.
Lac Narrow	C.-B. 11	65	1999	Stable	431	15,1	DT	Élevée
Mont George	C.-B. 10	5	1999	Déclin	441	1,1	DT	Élevée
Barkerville	C.-B. 9	50	2000	Stable	2 535	2,0	Tce	Élevée
Mont Cariboo N.	C.-B. 8	340	1999	Inconnue	5 911	5,8	Tce	Moy.
Wells Gray S.	C.-B. 7b	315	1998	Déclin	10 381	3,5	Tce	Moy.
Wells Gray N.	C.-B. 7a	200	2000	Stable	6 346	3,2	Tce	Élevée
Rocheuses centr.	C.-B. 6	20	1998	Déclin	7 265	0,3	DT	Moy.
Revelstoke	C.-B. 5	210	1998	Déclin	7 863	2,5	DT	Élevée
Monashee	C.-B. 4	10	2000	Déclin	2 082	0,5	DT	Moy.
Selkirk centr.	C.-B. 3	130	1997	Déclin	4 813	2,7	Tce	Élevée
Purcell S.	C.-B. 2	20	2000	Stable	2 962	0,7	Tce	Élevée
Selkirk S.	C.-B. 1/1 D	35	2000	Stable	1 500	2,3	Tce	Élevée
<b>Métapopulation du Sud</b>	<b>C.-B. 1-12</b>	<b>1 850</b>		<b>13:0/6/6/1</b>	<b>62 791</b>	<b>3,0</b>		<b>13: 8/ 5/ 0/ 0</b>
<b>PMS- total C.-B.</b>	<b>C.-B. 1- 23</b>	<b>6 555</b>		<b>26:0/11/10/5</b>	<b>129 680</b>	<b>5,1</b>		<b>25:11/12/ 2/ 0</b>
Narraway (Belcourt)	Alb.1/C.-B. 40	100	1999	Inconnue	2 045	4,9	RA	Low
Redrock/Pr.Cr.	Alb.2/C.-B.	312	1993	Stable-déclin	1 900	16,4	MR	Moy.
A la Pêche	Alb.3/C.-B.	170	1998	Stable-déclin	1 600	10,6	DT	Moy.
PN de Jasper S.	Alb.4/C.-B.	<sup>3</sup> 138	1998	Déclin	2 200	6,3	DT	Moy.
PN de Banff N.	Alb. 5	<sup>4</sup> 33	1989	Déclin	600	5,5	DT	Moy.
<b>Alb. - Totaux</b>	<b>Alb. 1-5</b>	<b>753</b>		<b>5: 0/2/2/1</b>	<b>8 345</b>	<b>9,7</b>		<b>5: 0/ 4/ 1/ 0</b>
<b>Communes</b>	<b>C.-B./Alb.</b>	<b>100</b>		<b>1:0/0/0/1</b>	<b>2 045</b>			
<b>PMS - Total</b>	<b>C.-B. + Alb.</b>	<b>7 208</b>		<b>30:0/13/12/5</b>	<b>135 980</b>	<b>5,3</b>		<b>30:11/16/ 3/ 0</b>

<sup>1</sup> Tendances signalées par les instances concernées. Il faudra disposer de critères normalisés. Dans les rangs des sous-totaux, le codage correspond à la tendance du nombre de populations : en croissance/stable/en déclin/inconnue.

<sup>2</sup> DTe = Dénombrement total et extrapolation à partir de caribous porteurs de colliers; DT = Dénombrement total; E = estimation; S = supposition; RE = relevé aérien; MR = marquage et réobservation.

<sup>3</sup> Point médian : 125-150.

<sup>4</sup> Point médian : 25-40.

## Annexe 1c. Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC boréale.

Population locale	Prov./ n° de réf.	Pop. estim.	Année de recens.	Tendance de l'effectif <sup>1</sup>	Superf. de l'aire de répartition (km <sup>2</sup> )	Densité par 100 km <sup>2</sup>	Type de recens. <sup>2</sup>	Conf. de l'estim.
<b>T.N.-O.- Boréale<sup>2</sup></b>	<b>T.N.-O. 1</b>	<b>5200</b>	<b>1999</b>	<b>Inconnue</b>	<b>433 504</b>	<b>1,2</b>	S	Basse
<b>C.-B. - Boréale</b>	<b>C.-B.41</b>	<b>725</b>	<b>1999</b>	<b>Inconnue</b>	<b>51 541</b>	<b>1,4</b>	S	Basse
L. Smoky	Alb. 6/	80	2000	Déclin	1 900	4,2	E	Modérée
Bistcho	Alb.7/	400	1993	Inconnue	11 200	3,6	E	Basse
Mont Caribou	T.N.-O. Alb.8/T.N.-O	400	1993	Déclin	22 700	1,8	E	Modérée
Chinchaga	Alb. 9	200	1993	Inconnue	9 300	2,2	E	Basse
Hotchiss	Alb. 10	15	1993	Inconnue	600	2,5	E	Basse
Deadwood	Alb. 11	50	1993	Inconnue	2 200	2,3	E	Basse
Red Earth	Alb. 12	800	1993	Déclin	17 400	4,6	E	Modérée
Richardson	Alb. 13	100	1993	Inconnue	4 500	2,2	E	Basse
Lac Slave	Alb. 14	50	1993	Inconnue	3 000	1,7	E	Basse
Athabasca O.	Alb. 15	360	1998	Déclin	4 700	13,1	E	Modérée
Athabasca E.	Alb. 16	480	1993	Déclin	9 700	5,0	E	Modérée
Polygone de tir aérien	Alb. 17	350	1993	Stable	11 200	3,1	E	Modérée
<b>Alb. – sous-total</b>		<b>3 285</b>		<b>12:0/1/5/6</b>	<b>98 400</b>	<b>3,3</b>		
Boréale centre	Sask. 1	760	2000	Déclin	110 498	0,7	E	Basse
Plaine d'Athabasca	Sask. 2	400	2000	Inconnue	63 000	0,6	E	Basse
Hautes-terres de la riv. Churchill	Sask. 3	3 780	2000	Déclin?	108 000	3,5	E	Basse
<b>Sask. – sous-total</b>		<b>4 940</b>		<b>3:0/0/2/1<sup>3</sup></b>	<b>281 498</b>	<b>1,8</b>		
Wapisu	Man. 2	100	2000	Inconnue	6 950	1,4	E	Inconnue
Sisipuk-Kamuch. <sup>2</sup>	Man. 3	150	2000	Inconnue	12 470	1,2	S	Inconnue
Kississing-Naosap <sup>2</sup>	Man. 4	150	2000	Stable	10 060	1,5	V, TB, DT	Élevée
Reed-Clearwater I. <sup>2</sup>	Man. 5	125	2000	Stable	10 380	1,2	V, TB, DT	Élevée
Waboden	Man. 6	150	2000	Inconnue.	17 050	0,9	E	Inconnue
Lac Island <sup>2</sup>	Man. 7	750	2000	Inconnue	23 240	3,2	S	Inconnue
Gunisao-Hudwin <sup>2</sup>	Man. 8	375	2000	Inconnue	14 380	2,6	S	Inconnue
The Bog <sup>2</sup>	Man. 9	63	2000	Stable	4 610	1,4	V, DT, LK	Modérée
Swan-Pelican <sup>2</sup>	Man. 10	63	2000	Stable	4 190	1,5	E	Modérée
Lac William	Man. 11	25	2000	Inconnue	3 750	0,7	V, CL, E	Basse
North Interlake <sup>2</sup>	Man. 12	63	2000	Inconnue	10 330	0,6	V, CL, E	Modérée
Atikaki-Berens <sup>2</sup>	Man. 13	400	2000	Inconnue	21 140	1,9	V, CL, E	Inconnue
Owl-Flintstone <sup>2</sup>	Man. 14	70	2000	Stable	3 640	1,9	P, DT	Élevée
<b>Man. – sous-total</b>		<b>2484</b>		<b>13:0/5/0/8</b>	<b>173 670</b>	<b>1,4</b>		
Au N. de la forêt commerciale	Ont.	2 277						
Dans la forêt commerciale	Ont.	1 328						
Forêt commerciale potentielle	Ont.	481						
Dans des parcs et sur des îles	Ont.	839						
<b>Ont. – sous-total</b>		<b>4 925</b>			<b>ND</b>			
Qc – 50°N-55°N	Qc	<10 000	2000					
Val-d'Or	Qc 1	65						
Grands-Jardins	QP 2	103	1998					
Lac Joseph	QP3/L1	cf. Labr						
<b>Qc – sous-total</b>		<b>10 000</b>			<b>ND</b>			
Lac Joseph	T.-N. : L 1	1 025	2000	Croissance	50 000	2,1	MR	Modérée
Mont Red Wine	T.-N. : L 2	129	1997	Déclin	35 000	0,4	TB	Élevée
Mont Mealy	T.-N. : L 3	253	1997	Déclin	20 000	1,3	TB	Élevée
<b>Labrador – sous-total</b>		<b>1 407</b>		<b>3:1/0/2/0</b>	<b>105 000</b>	<b>1,3</b>		
<b>Population boréale</b>		<b>32 966</b>		<b>33:1/6/9/17<sup>3</sup></b>	<b>1143613</b>			

<sup>1</sup> Tendances signalées par les instances concernées. Il faudra disposer de critères normalisés. Dans les rangs des sous-totaux, le codage correspond à la tendance du nombre de populations : en croissance/stable/en déclin/inconnue. Les notes de bas de page se poursuivent après l'annexe 1d.

<sup>2</sup> S = supposition; E=estimation; V = observation visuelle; TB = transect en bande; DT = dénombrement total; CL = connaissances locales; P = dénombrements de pistes.

<sup>3</sup> Points médians donnés pour les populations boréale des T.N.-O. (de 4000 à 6400), de Sisipuk-Kamuchawie (de 100 à 200), des lacs Kississing-Naosap (de 100 à 200), des lacs Reed-Yawningstone-Clearwater (de 100 à 150), du lac Island (de 500 à 1 000), des lacs Gunisao-Hudwin (de 250 à 500), de The Bog (de 50 à 75), des lacs Swan-Pelican (de 50 à 75), d'Interlake Nord (de 50 à 75), d'Atikaki-Berens (de 300 à 500), des lacs Owl-Flintstone (de 65 à 75), et de Val-d'Or (de 40 à 90).

**Annexe 1d. Effectifs et tendances estimatifs en 2001 pour le caribou des bois forestier dans la population COSEPAC de Terre-Neuve (île).**

Population locale (I = introduite)	Prov./ n° de réf.	Pop. estim.	Année de recens.	Tendance de l'effectif <sup>1</sup>	Superf. de l'aire de répart. (km <sup>2</sup> )	Densité par 100 km <sup>2</sup>	Type de recens. <sup>2</sup>	Conf. de l'estim.
Avalon	TN 1	1 850	1998	Déclin	3 509	52,7	QAS	29 p. 100
Baie Verte	TN 2	600	1996	Croissance	4 159	14,4	TB	74 p. 100
Bay de Verte (I)	TN 3	100	1995	Stable	733	13,6	DT	Modérée
Île Brunette (I)	TN 4	75	1996	Stable	22	340,9	DT	Modérée
Buchans	TN 5	7 800	2000	Stable	1 200	650,0	QAS	12 p. 100
Pén. de Burin (I)	TN 6	500	1995	Croissance	501	99,8	TB	66 p. 100
Cape Shore (I)	TN 7	1 400	2000	Croissance	576	243,1	TB	57 p. 100
Comer Brook	TN 8	700	1997	Stable	543	128,9	TB	Modérée
Île Fogo (I)	TN 9	200	1996	Croissance	255	78,4	DT	Modérée
Coll. Gaff	TN 10	6 000	1989	Croissance	3 334	180,0	MR	23 p. 100
Plat. Gregory (I)	TN 11	360	1987	Stable	Inc..		DT, V	Basse
Île Grey (I)	TN 12	600	1992	Croissance	141	425,5	DT	Modérée
Rivière Grey	TN 13	16 500	1997	Croissance	9 375	176,0	MR	10 p. 100
Gros Morne	TN 14	2 800	1997	Croissance	1 960	142,9	DTS	16 p. 100
Hampden Downs	TN 15	850	1994	Croissance	584	145,5	TB	57 p. 100
Humber	TN 16	4 500	1998	Croissance	6 635	67,8	QAS	34 p. 100
La Poile	TN 17	10 500	1997	Croissance	2 607	402,8	MR	18 p. 100
Île Merasheen (I)	TN 18	280	2001	Stable	300	93,3	DT	Modérée
Middle Ridge	TN 19	19 800	1995	Croissance	5 691	347,9	MR	10 p. 100
Mount Peyton	TN 20	1 700	1994	Stable	268	634,3	QAS	29 p. 100
Péninsule Nord	TN 21	8 200	1996	Croissance	17 686	46,4	TB	34 p. 100
Port-Au-Port (I)	TN 22	44	1982	Stable	386	11,4	DT	Modérée
Coll. Pot	TN 23	5 200	1997	Croissance	1 171	444,1	MR	22 p. 100
Île Random (I)	TN 24	20	1995	Stable	141	14,2	DT	Modérée
Lac Sandy	TN 25	1 000	1997	Stable	340	294,1	MR	29 p. 100
Île Sound (I)	TN 26	33	1991	Stable	14	235,7	DT	Modérée
St. Anthony (I)	TN 27	8 400	1998	Croissance	4 132	203,3	QAS	40 p. 100
<b>PTN – total</b>		<b>100012</b>		<b>27:5/11/1/0</b>	<b>66 263</b>	<b>150,4</b>		

<sup>1</sup> Tendances signalées par les instances concernées. Il faudra disposer de critères normalisés. Dans les rangs des sous-totaux, le codage correspond à la tendance du nombre de populations : en croissance/stable/en déclin/inconnue.

<sup>2</sup> QAS= quadrat aléatoire stratifié; TB = transect en bande; DT = dénombrement total; MR = marquage-réobservation; V = visuel; DTS = dénombrement total au sol.

**Annexe 2a. Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier des aires écologiques nationales (AEN) des montagnes du Nord (MN) et des montagnes du Sud (MS) du COSEPAC.**

<b>A E N</b>	<b>Aire protégée<sup>1</sup></b>	<b>Population locale et effectif</b>	<b>Proportion du territoire du caribou</b>	<b>Proportion de la pop. (eff.) dans les AP</b>	<b>Territoire important dans l'AP<sup>2</sup></b>	<b>Sécurité de l'AP<sup>3</sup></b>	<b>Source</b>
MN	ZSG Ddah Ghro – ex-RG MacArthur	Harde du lac Ethyl (est. 300)	20 % (env. 800 km <sup>2</sup> sur un terr. total de 4000 km <sup>2</sup> )	Saisonnrière, en été et automne	Quelques AMB et aires de brame	Plan de gestion en cours d'élab..	Stratégie des aires protégées du Yukon
MN	RG Kluane (Yuk.) et PN Wrangle-St. Elias (Alaska)	Harde de la Chisana (est. 400)	70 % (env. 9000 km <sup>2</sup> sur un terr. total de 13000 km <sup>2</sup> )	Variable, mais présente la plupart du temps	AH princ., toutes les AMB et la plupart des AE	CI et DL	Farnell, c.p., 2001
MN	Réserve de parc national de la Nahanni 4766 km <sup>2</sup>	Nahanni (est. 2000)	12 % (env. 2000 km <sup>2</sup> sur un terr. total de 16 000 km <sup>2</sup> )	Les nombres varient selon les entrées et sorties	Importante AH pour une partie de la population	CI et DL	Gullick-son 2000
MN MS MS	C.-B., N. C.-B., C et S Wildland Kakwa	Non disponible Non disponible Narraway	18 p. 100	Variable	AE	DL	Szkorupa, c.p., 2000
MS	Aire de nature sauvage Willmore	A la Pêche/ N. du PN de Jasper	72 p. 100	Variable	AE et AH depuis peu	DL; CA	Ibid.
MS	PN de Jasper, aire de nat. sauv. Whitegoat	Jasper Sud/ Whitegoat	100 p. 100	Tout	Toute l'année	CI et DL	Ibid.
MS	PN de Banff, aire de nat. sauv. Siffleur	Banff Nord / Siffleur	100 p. 100	Tout	Toute l'année	CI et DL.	Ibid.

<sup>1</sup> ZSG = Zone spéciale de gestion, RG = Refuge de gibier, PN = Parc national, PP = Parc provincial

<sup>2</sup> AMB = aire de mise bas, AH = aire d'hivernage, AE = aire d'estivage.

<sup>3</sup> CA = chasse autorisée, CI = chasse interdite, DL = développement limité

**Annexe 2b. Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier de l'aire écologique nationale (AEN) boréale du COSEPAC.**

A E N	Superficie protégée <sup>1</sup>	Population locale et effectif	Proportion du territoire du caribou	Prop. de la population (eff.) dans les AP	Territoire important dans les AP <sup>2</sup>	Sécurité dans les AP <sup>3</sup>	Source
B	Sahyoue, T.N.-O., 2894 km <sup>2</sup>	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Gunn, c.p., 2001
B	Edacho, T.N.-O. 2642 km <sup>2</sup>	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Ibid.
B	Edehzhjie, T.N.-O. 24 590 km <sup>2</sup>	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Ibid.
B	Wood Buffalo T.N.-O.: 9225 km <sup>2</sup>	T.N.-O.	Inconnue	Inconnue	Annuel?	AD	Ibid.
B	Wildland du mont Birch, Alb.	Red Earth	2 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Szkorupa, c.p., 2001
B	Wildland de la riv. Marguerite, Alb.	Richardson	7 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Ibid.
B	Wildlands du mont Stony et de Grand Rapids, Alb.	ESAR	3 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Ibid.
B	Polygone de tir aérien, Alb.	CLAWR	67 p. 100	Variable	Inconnue	Acc./perturb. limités	Ibid.
B	PP du mont Caribou 5910 km <sup>2</sup>	Monts Caribou / Yates	80 p. 100				Edmonton Journal, 25/07/01
B	PN de Wood Buffalo, Alb.	Monts Caribou / Yates	4 p. 100	Variable	Inconnue	CI, DL.	Szkorupa, c.p., 2001
B	Wildland Chinchaga, Alb.	Chinchaga	9 p. 100	Variable	Inconnue	DL	Ibid.
B	PN de Prince-Albert, Sask.	PN de Prince-Albert, est. 30	15 p. 100	Id.	Important en été et aut.	CI, peu de perturb.	Trottier, c.p., 2001
B	Aire de nat. sauv. des collines Wildcat, Sask.	Est. 5-10	10 p. 100	Id.		CA, accès difficile	Ibid.
B	Aire de repr. Seager-Wheeler, Sask.	Est. 10-30	40 p. 100	Id.	Important toute l'année	CA, accès difficile	Ibid.
B	PP des collines Narrow, Sask.	Est. 15-20	10 p. 100	Id.	Importante AE	CA, accès facile	Ibid.
B	Aire de repr. des collines Wapawekka, Sask.	Est. 25-30	60 p. 100	Id.	Important toute l'année	CA, accès difficile	Ibid.
B	PP du lac La Ronge, Sask.	Est. 60	50 p. 100	Id.	Import. AMB, AE et AH	CA, quelques perturb.	Ibid.
B	Polygone de tir aérien de Cold Lake	Est. 30-50	30 p. 100	Id.	Inconnue	CI, peu de perturb.	Ibid.
B	Rés. de PP des dunes Athabasca, Sask.	Est. 10-15	50 p. 100	Id.	Important toute l'année	CA, accès très difficile	Ibid.

<sup>1</sup> ZSG = Zone spéciale de gestion, RG = Refuge de gibier, PN = Parc national, PP = Parc provincial

<sup>2</sup> AMB = aire de mise bas, AH = aire d'hivernage, AE = aire d'estivage.

<sup>3</sup> CA = chasse autorisée, CI = chasse interdite, DL = développement limité, AD = aucun développement.

**Annexe 2c. Aires protégées offrant un certain territoire sécuritaire au caribou des bois forestier des aires écologiques nationales (AEN) de Terre-Neuve et de l'Atlantique du COSEPAC.**

Pop./ AEN	Superf. protégée <sup>1</sup>	Population locale et effectif	Proportion de territoire du caribou	Proportion de la pop. (eff.) dans les AP	Territoire important dans les AP <sup>2</sup>	Sécurité des AP <sup>3</sup>	Source
TN (île)	PN de Gros Morne, 1 960 km <sup>2</sup>	Gros Morne (est. 2 800)	75 p. 100 (entrées et sorties saisonnières)	Variable	Importantes AE, AH et AMB	CI, peu de perturb.	Mahoney 2000
TN (île)	Rés. d'aire de nat. sauv. de Bay du Nord 2 859 km <sup>2</sup>	Middle Ridge (est. 20 000)	50 p. 100 (entrées et sorties saisonnières)	Variable	Importantes AE, AH et AMB	CI, peu de perturb.	Ibid.
TN (île)	Rés. d'aire de nat. sauv. d'Avalon, 1 070 km <sup>2</sup>	Avalon (est. 1 850)	50 p. 100 (utilisation variable)	Variable	Importantes AE, AH et AMB	CI, peu de perturb.	Ibid.
Gaspésie Atlantique	PP de la Gaspésie	Gaspésie (est. 200)	80 à 90 p. 100	91 p. 100 avec colliers	Toute l'année	CI, peu de perturb.	Ouelett <i>et al.</i> , 1996

<sup>1</sup> PN = Parc national, PP = Parc provincial

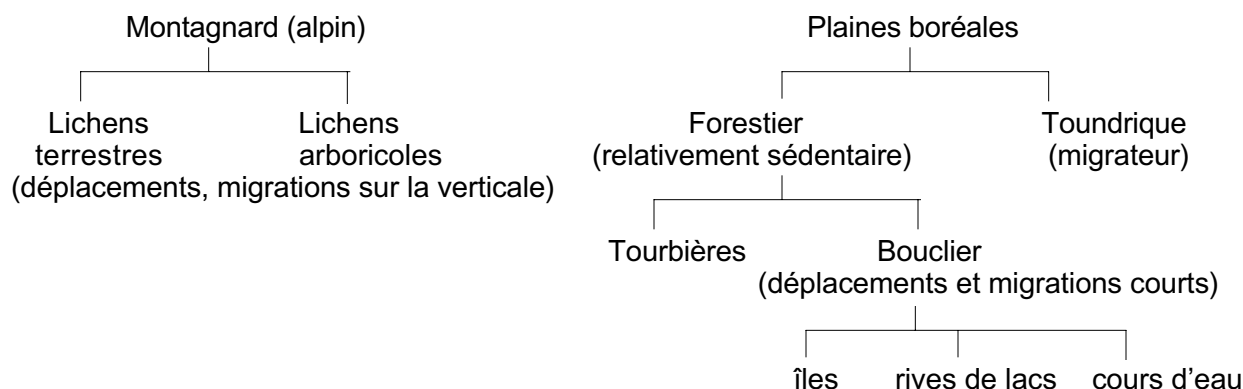
<sup>2</sup> AMB = aire de mise bas, AH = aire d'hivernage, AE = aire d'estivage.

<sup>3</sup> CI = chasse interdite.

**Annexe 3a. Types, critères et caractéristiques des écotypes du caribou des bois forestier.**

Types primaires	Critère	Caractéristiques
Toundrique (migrateur) ou forestier (sédentaire)	Utilisation saisonnière du territoire (cyclicité des déplacements)	Toundrique = taïga-toundra. L'écotype forestier (boréal) peut effectuer de courtes migrations (changements d'altitude dans les montagnes, changements de latitude dans les plaines), avoir une aire d'estivage fixe et une aire d'hivernage variable, ou être essentiellement sédentaire.
Montagnard ou de la forêt boréale (plaines)	Occurrence dans les grands types géologiques (Canada)	Le caribou montagnard effectue des migrations d'altitude, de zones alpines en été à des zones subalpines en hiver (exception : certains hivernent en région alpine). Écotype des plaines
<b>Types secondaires</b>		
Lichens terrestres ou lichens arboricoles	Type de lichens consommés en hiver	Différencie les écotypes nordique et montagnard en Colombie-Britannique. Constituent les pôles d'un continuum, puisque, en de nombreux endroits, les deux types de lichens sont consommés.
Des tourbières ou du bouclier (îles / rives de lacs / cours d'eau)	Occurrence dans les forêts boréales	Les grands complexes de tourbières sont le plus fréquents au sud du bouclier. Les caribous du bouclier ont moins tendance à former des populations locales que ceux des tourbières.

## Annexe 3b. Schéma des écotypes de caribous des bois



## Annexe 4. Indicateurs de la situation des populations COSEPAC de caribous.

	Indicateur	Valeur	Avantages et inconvénients	Voir
1.	Effectif total absolu	Basse	Effort croissant et meilleures méthodes. L'exactitude et la précision du dénombrement sont faibles.	Tableau 1
2.	Tendance des effectifs absolus	Basse	Même que ci-dessus. Il faut distinguer les effets naturels des effets humains sur les populations locales.	Tableau 2
3.	Tendance des effectifs des populations locales	Moyenne	Tendance (en croissance/stable/en déclin/inconnue) détectée en utilisant plusieurs critères. Besoin de critères normalisés pour définir « stable », etc.	Tableau 3, Ann. 1
4.	Distribution statistique des tailles des populations locales	Moyenne	La forme de la distribution est importante. Les petites populations sont probablement vulnérables.	Tableau 4
5.	Distribution statistique des tailles des territoires	Passable	Potentiellement un indicateur de premier choix, mais coûteux (colliers radio). Les territoires réduits sont un signe de danger	Tableau 5
6.	Densité des populations locales	Basse	Exige des données solides pour les indicateurs 1 et 4. Besoin de données de référence pour le type d'habitat	Tableau 6
7.	Préoccupations et menaces perçues	Élevée	Généralement correct, souvent subjectif. Besoin de pondérer les facteurs. Besoin de modèles à long terme pour la fourniture d'habitats du caribou dans les régions de coupe du bois et d'autres développements	Tableau 7
8.	Base de données et surveillance actuelle	Variable	Liées aux indicateurs 1-6. Démographie, etc., changements des habitats	Tableau 8
9.	Proportion du territoire protégée	Moyenne	Limite le développement. Options de gestion restreintes.	Ann. 2
10.	Désignations subjectives des risques	Moyenne	Synthèse de toute l'information. De nombreuses inconnues (p. ex. changement climatique)	Tableau 10
11.	Plans d'utilisation des terres prenant en compte le caribou	Inconnue	Gestion adaptative. Considérations de paysage, de peuplement et de site	
12.	Indice de fragmentation de l'aire du caribou	Non développé	Besoin d'élaborer des critères concernant spécifiquement le caribou	
13.	Indice de qualité (intégrité) de l'habitat	Non développé	Besoin d'élaborer des critères concernant spécifiquement le caribou. Minimums d'éléments de la mosaïque	
14.	Diversité génétique et chang. avec le temps	Inconnue	Besoin de surveiller des populations locales choisies. Besoin d'en établir l'effet sur la conditions physique du caribou	
15.	Indices de viabilité des populations locales	Non développé	Besoin de s'entendre sur des seuils de viabilité des populations et de taille des aires comportant des éléments importants, etc.	
16.	Niveau de financement pour la surveillance/gestion	Non développé	Besoin de définir un format (catégories, sous-catégories, etc).	