

Les patrons de déplacement des  
prédateurs du caribou de la  
Gaspésie peuvent limiter l'effet  
d'un programme ponctuel de  
contrôle des prédateurs

Direction de la recherche sur la faune

**LES PATRONS DE DÉPLACEMENT DES PRÉDATEURS DU CARIBOU DE LA  
GASPÉSIE PEUVENT LIMITER L'EFFET D'UN PROGRAMME PONCTUEL DE  
CONTRÔLE DES PRÉDATEURS**

par

<sup>1</sup>Arnaud Mosnier

<sup>1</sup>Dominique Boisjoly

<sup>2</sup>Réhaume Courtois

<sup>1</sup>Jean-Pierre Ouellet

<sup>1</sup>Université du Québec à Rimouski

<sup>2</sup>Ministère des Ressources naturelles et de la Faune  
Secteur Faune Québec

Octobre 2005

*Référence à citer :*

---

MOSNIER, A., D. BOISJOLY, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET. 2005. Les patrons de déplacement des prédateurs du caribou de la Gaspésie peuvent limiter l'effet d'un programme ponctuel de contrôle des prédateurs. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec. Direction de la recherche sur la faune. 40 p.

---

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2006

ISBN : 2-550-46031-6

## RÉSUMÉ

La mise en place d'un programme de contrôle des prédateurs est souvent l'une des premières mesures envisagées lorsque ceux-ci menacent la survie d'une espèce. L'efficacité de ces programmes est variable et dépend d'un ensemble de facteurs. La prise en compte de l'écologie des prédateurs est souvent négligée puisque difficile à obtenir. Le caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), une population en voie de disparition, a bénéficié d'un contrôle des prédateurs de 1990 à 1996 puis d'un deuxième, en place depuis 2001 afin de le protéger de la prédation par l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*) sur les faons. Face au besoin d'intervenir de manière récurrente, nous nous sommes intéressés à l'utilisation de l'espace par les deux espèces prédatrices grâce à l'utilisation de la télémétrie GPS sur 24 ours noirs et 16 coyotes sur une période de trois ans. Dans ce milieu de faible qualité pour l'ours noir et le coyote, composé de sommets dénudés et de forêts typiques de la zone boréale, les domaines vitaux des ours noirs couvraient en moyenne 260 km<sup>2</sup>, leur répartition spatiale suggérait une absence de territorialité et plusieurs d'entre eux fréquentaient les secteurs utilisés par les caribous. Les domaines vitaux des coyotes s'étendaient en moyenne de 115 km<sup>2</sup> pour les individus résidents, à plus de 3800 km<sup>2</sup> pour les individus en dispersion. Ils étaient généralement localisés à des altitudes plus basses que les caribous, mais pouvaient accéder lors d'excursions sur de grandes distances aux secteurs utilisés par ces derniers. Des simulations utilisant les patrons de déplacement des prédateurs dans notre aire d'étude, ont permis de montrer le nombre important d'individus susceptibles d'accéder aux zones utilisées par les femelles caribous pendant la période de vulnérabilité des faons. Les résultats suggèrent que les prédateurs pouvant interagir avec les caribous se retrouvent à une échelle spatiale qui déborde largement celle de l'aire de répartition des caribous. Leurs patrons d'utilisation de l'espace démontrent leur capacité à réoccuper rapidement les secteurs contrôlés en cas d'interruption des mesures. Les particularités de l'utilisation de l'espace par l'ours noir et le coyote dans notre aire d'étude soulignent la nécessité de considérer les caractéristiques du milieu environnant pour comprendre l'étendue des déplacements des prédateurs. À la lumière de ces résultats, nous explorons des dispositions complémentaires au contrôle des prédateurs.

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES TABLEAUX .....	vi
LISTE DES FIGURES.....	vi
1. INTRODUCTION .....	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	5
2.1. Aire d'étude .....	5
2.2. La population de caribous de la Gaspésie .....	7
2.3. Suivi des ours noirs et des coyotes.....	7
2.4. Analyse des données .....	9
2.5. Simulations .....	10
3. RÉSULTATS .....	12
3.1. Occupation de l'espace par les ours noirs .....	12
3.2. Simulation du nombre d'ours.....	13
3.3. Occupation de l'espace par les coyotes .....	14
3.4. Simulations du nombre de coyotes .....	16
4. DISCUSSION.....	21
4.1. Des prédateurs très mobiles.....	22
4.2. Considérer l'environnement dans son ensemble comme dans ses particularités .....	26
4.3. Des solutions complémentaires ou alternatives au contrôle .....	27
REMERCIEMENTS.....	31
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	33

## LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1. Taille moyenne (km<sup>2</sup>  $\pm$  SE (*n*)) des domaines vitaux annuels des ours noirs et des coyotes, suivis en 2002, 2003 et 2004 dans le secteur du mont Logan, telle que déterminée par les polygones convexes à 95 %. Note : Pour les ours, la somme des domaines vitaux est inférieure au nombre suivi car la durée du suivi de certains individus ne couvrait pas une année entière. Pour les coyotes, cette somme est supérieure au nombre d'individus suivis, car certains l'ont été sur plusieurs années..... 17
- Tableau 2. Nombre d'ours noirs et de coyotes potentiellement présents dans la zone de vulnérabilité des faons de caribou, pour le secteur du mont Logan et la zone soumise au contrôle (Secteur Monts Albert et McGerrigle réunis) tel qu'estimé par les simulations. Le nombre équivalent d'ours noirs et de coyotes présents à temps plein dans ces zones pendant la période de vulnérabilité des faons est calculé en prenant en compte le pourcentage des localisations réelles (tel que déterminé par le suivi télémétrique) présentes dans la zone de vulnérabilité des faons du mont Logan pendant cette même période..... 20

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Carte de l'aire d'étude représentant les localisations des ours noirs (*n* = 21) et des coyotes (*n* = 7) suivis lors de la période de vulnérabilité des faons de caribous (du 15 mai, date approximative des premières mise-bas, au 15 juillet, soit un mois après les dernières mise-bas; Crête et Desrosiers 1995), l'aire utilisée par les ours (*n* = 24) et les coyotes (*n* = 20) lors des trois années de suivi (juillet 2002 à novembre 2004) et l'aire utilisée par les femelles des trois groupes de caribous pendant la période de vulnérabilité des faons (d'après la télémétrie de novembre 1998 à avril 2001; Mosnier *et al.* 2003). Note : l'aire utilisée par les ours et les coyotes au moment de la période de vulnérabilité des faons caribou a été définie comme le composite des polygones convexes à 100 % réalisés pour chacun des individus suivis à partir de leurs localisations GPS obtenues lors de cette période..... 6
- Figure 2. Altitude moyenne mensuelle ( $\pm$  SE) des caribous (©) entre novembre 1998 et avril 2001 (Mosnier *et al.* 2003), ainsi que celle des ours noirs (○) et des coyotes (▲) suivis entre 2002 et 2004. Les altitudes maximales, des ours (○) et des coyotes (▲) suivis pour un mois donné, sont également indiquées. Le nombre d'individus considérés est noté à proximité des moyennes..... 18

Figure 3. Répartition altitudinale des localisations des femelles caribou du mont Logan, des ours noirs et des coyotes pendant la période de vulnérabilité des faons. Les altitudes des caribous sont extraites du suivi réalisé entre novembre 1998 et avril 2001 (Mosnier et al. 2003). Les ours noirs et les coyotes étaient suivis entre juillet 2002 et novembre 2004. La disponibilité des différentes classes d'altitude dans l'aire d'étude est également indiquée. .... 19

## 1. INTRODUCTION

L'établissement d'espèces prédatrices exotiques ou l'augmentation de densité de prédateurs indigènes nuisent parfois au maintien d'autres espèces, plus fragiles (Crête et Desrosiers 1995, Roemer *et al.* 2002, Mahoney et Virgl 2003, Pimentel *et al.* 2005, Wittmer *et al.* 2005). Ces situations sont décrites notamment lorsqu'elles touchent des espèces pour lesquelles il y a un intérêt économique comme le bétail domestique ou les espèces chassées, mais sont particulièrement inquiétantes lorsqu'une espèce en voie de disparition est menacée par la prédation. Le contrôle des prédateurs est souvent une des premières méthodes utilisées. Sa mise en place rapide l'inscrit comme une action d'urgence. Il est utilisé comme un outil d'aménagement chargé de stabiliser ou d'aider la croissance de l'espèce en déclin, et l'effet de ce type d'intervention est supposé se faire sentir à court terme (Gasaway *et al.* 1983, Stewart *et al.* 1985, Committee on Management of Wolf and Bear Populations in Alaska 1997). Toutefois, cette méthode est fréquemment décriée et jugée non éthique et coûteuse (Committee on Management of Wolf and Bear Populations in Alaska 1997). De plus, il existe peu d'études qui ont testé l'efficacité du contrôle des prédateurs (Harding *et al.* 2001), et la majorité d'entre elles ne portent que sur des résultats à court terme (mais voir Boertje *et al.* 1996, Hayes *et al.* 2003). On tient souvent compte de l'utilisation de l'habitat et de l'occupation de l'espace de l'espèce menacée pour établir des mesures de protection mais, la mise en place d'un contrôle des prédateurs se fait la plupart du temps sans considérer la mobilité des prédateurs et leur capacité à occuper les habitats laissés vacants par le retrait d'un ou plusieurs individus. Dans cette étude, le cas du caribou de la Gaspésie, une espèce en voie de disparition, sera utilisé pour démontrer l'importance d'en

connaître davantage sur l'occupation de l'espace par les prédateurs lors de la mise en place d'un programme de contrôle.

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), est présent dans la forêt boréale, de la Colombie-Britannique à Terre-Neuve. Depuis l'arrivée des premiers européens, la modification du milieu à des fins d'urbanisation ou d'agriculture, ainsi que la pratique de la chasse (Bergerud et Mercer 1989) a conduit à une réduction de l'aire de répartition du caribou (Bergerud 1974). Le caribou des bois avait disparu des États-Unis et des provinces atlantiques au début du 19<sup>ième</sup> siècle (Moisan 1956, Bergerud et Mercer 1989, Crête et Desrosiers 1995, Courtois *et al.* 2003). Au Québec, la limite sud-est de sa répartition s'est vue rapidement repoussée jusqu'à la péninsule gaspésienne où la population s'est par la suite réduite à cause d'une chasse excessive et d'une épizootie d'origine inconnue survenue entre 1920 et 1928 (Moisan 1956). La population de caribous de la Gaspésie est devenue ainsi la seule existante dans l'est de l'Amérique du Nord, au sud du fleuve Saint-Laurent.

La création du parc de la Gaspésie en 1937 et l'arrêt de la chasse en 1949 ont été les premières mesures de protection du caribou. Malgré cela, l'effectif de la population a continué de baisser. Alors que la harde comptait entre 700 et 1500 individus en 1953 (Moisan 1957), elle n'était plus que d'environ 270 individus en 1983, ce qui a conduit à la classer comme menacée en 1984, puis en voie de disparition en 2000 (COSEPAC 2000). De plus, des inventaires aériens annuels réalisés depuis 1983 ont permis de montrer une baisse importante du pourcentage de faons dans la population (Messier *et al.* 1987) passant de 20 % en 1983 à 2 % en 1987. Cette baisse, attribuée à la prédation par l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*) (Crête et Desrosiers

1995) a conduit à la mise en place entre 1990 et 1996 d'une première période de contrôle de prédateurs (Crête *et al.* 1990, Pilon 1997). Cette intervention a permis un accroissement rapide de la survie des faons, jusqu'à atteindre plus de 30 faons pour 100 femelles dès 1993, soit la valeur minimale considérée comme suffisante pour assurer une stabilisation, voire une légère augmentation de l'effectif de la harde de caribous de la Gaspésie (Crête et Desrosiers 1995, Bergerud et Elliott 1998). La faible productivité des ours noirs (Jonkel et Cowan 1971, Kolenosky 1990) et des coyotes (Crête *et al.* 2001) dans cette région devait assurer le maintien de cette situation au moins à moyen terme. Les deux années qui ont suivi la fin du contrôle montraient d'ailleurs des caractéristiques encourageantes avec une légère augmentation de l'effectif des caribous estimé à environ 175 individus (Fournier et Faubert 2001). Toutefois, dès 1999, une nouvelle baisse importante du taux de recrutement était constatée dans les deux secteurs précédemment contrôlés (secteur du mont Albert et secteur des McGerrigle, figure 1). Alors que la population de caribous n'était plus évaluée qu'à 150 individus, une seconde période de contrôle est entrée en vigueur en 2001 et se poursuit en 2005 (Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie 2002). Les résultats, bien que positifs, avec une légère augmentation de l'effectif des caribous à environ 160 individus (Desrosiers et Faubert 2005), et 23 % de faons dans la population (53 de faons pour 100 femelles) pour le secteur des McGerrigle, le sont beaucoup moins dans le secteur du mont Albert, où l'on ne retrouve que 5 % de faons (17 faons pour 100 femelles, Desrosiers et Faubert 2005). L'intensité des mesures de contrôle (Plus de 20 000 nuits/piège/an; Turcotte et Auger 2004), d'ores et déjà très coûteuses, devait être suffisante pour réduire significativement le nombre de prédateurs

si l'on tenait compte des densités présentes, mais le nombre d'individus capturés se maintient année après année.

Afin de déterminer comment les stratégies d'utilisation de l'espace par les prédateurs peuvent influencer l'efficacité d'un contrôle et la pérennité de son effet, nous avons regardé l'occupation de l'espace par l'ours noir et le coyote entre 2002 et 2004 parallèlement au programme de contrôle. Nous nous sommes intéressés à la taille des domaines vitaux, à leur répartition dans l'espace ainsi qu'aux déplacements de ces prédateurs dans l'espace et dans le temps, dans le but d'évaluer l'étendue spatiale et temporelle à laquelle les interactions avec les caribous peuvent avoir lieu. Des simulations utilisant les patrons de déplacement des prédateurs dans notre aire d'étude, sont mises à profit afin d'estimer le nombre d'individus susceptibles d'accéder aux zones utilisées par les femelles caribous pendant la période de vulnérabilité des faons. Un nombre « équivalent d'individus présents à plein temps » dans ces zones pendant la période de vulnérabilité est également estimé. À la lumière des résultats, nous considérons des dispositions complémentaires au contrôle des prédateurs qui pourraient être mises en place.

## 2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1. Aire d'étude

Le site d'étude est centré sur l'aire de répartition de la population de caribous de la Gaspésie, essentiellement contenue dans le parc de conservation de la Gaspésie, Québec, Canada (figure 1). Le parc couvre 802 km<sup>2</sup> entre 48°46' N ; 65°30' W et 49°06' N; 66°30' W. Cette région est la plus montagneuse du sud du Québec et comprend les montagnes des McGerrigle, dominées par le mont Jacques-Cartier (1 268 m), et les montagnes des Chic-Chocs qui incluent le mont Albert (1 154 m) et le mont Logan (1 128 m). Les ours et les coyotes suivis ne se sont pas confinés au parc de la Gaspésie et l'aire qu'ils ont utilisée s'étendait sur plus de 17 300 km<sup>2</sup>, englobant une grande partie de la péninsule gaspésienne (figure 1). Le paysage utilisé comprend des sommets (>1000 m) dominés par la toundra alpine, un milieu très ouvert composé d'éricacées, de formations de conifères rabougris (krumholtz) et d'un tapis végétal composé de lichens, de mousses et de graminoides (Sirois et Grantner 1992). Une zone sub-alpine (900-1000 m) caractérisée essentiellement par une forêt ouverte dont les individus acquièrent une forme de plus en plus rabougrie avec l'altitude, puis une zone montagnarde (100-900 m) où l'on retrouve une forêt caractéristique de la forêt boréale dont les essences principales sont le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), l'épinette noire (*Picea marina*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) (Boudreau 1981). La majorité des zones situées hors du parc de la Gaspésie est soumise à l'exploitation forestière. Au niveau faunique, cette région est caractérisée également par la présence simultanée de trois ongulés, l'orignal (*Alces alces*), le caribou et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), ce dernier étant toutefois rare dans le site d'étude.

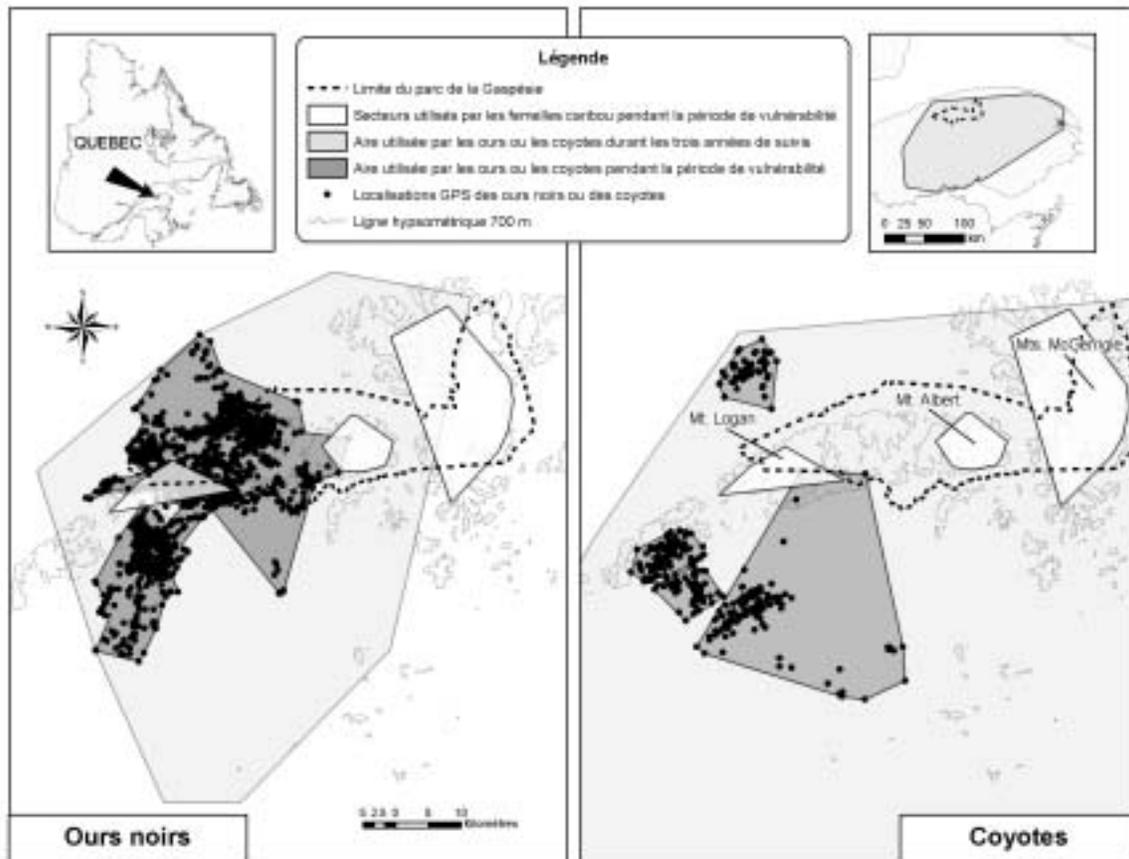


Figure 1. Carte de l'aire d'étude représentant les localisations des ours noirs ( $n = 21$ ) et des coyotes ( $n = 7$ ) suivis lors de la période de vulnérabilité des faons de caribous (du 15 mai, date approximative des premières mise bas, au 15 juillet, soit un mois après les dernières mise bas; Crête et Desrosiers 1995), l'aire utilisée par les ours ( $n = 24$ ) et les coyotes ( $n = 20$ ) lors des trois années de suivi (juillet 2002 à novembre 2004) et l'aire utilisée par les femelles des trois groupes de caribous pendant la période de vulnérabilité des faons (d'après la télémétrie de novembre 1998 à avril 2001; Mosnier *et al.* 2003). Note : l'aire utilisée par les ours et les coyotes au moment de la période de vulnérabilité des faons caribou a été définie comme le composite des polygones convexes à 100 % réalisés pour chacun des individus suivis à partir de leurs localisations GPS obtenues lors de cette période.

## **2.2. La population de caribous de la Gaspésie**

La population de caribous de la Gaspésie peut être divisée en trois groupes distincts constituant une métapopulation qui s'étend sur 1 345 km<sup>2</sup>. Ces groupes occupent respectivement les secteurs des McGerrigle, du mont Albert et du mont Logan (figure. 1) et se retrouvent la majorité du temps à une altitude supérieure à 700 m (Mosnier *et al.* 2003).

La période pendant laquelle les faons de caribous sont les plus vulnérables à la prédation s'étend du 15 mai, date approximative des premières mise bas, au 15 juillet, soit un mois après les dernières mise-bas (Crête et Desrosiers 1995). Un sous-échantillonnage des localisations obtenues pendant le suivi télémétrique réalisé entre novembre 1998 et avril 2001 (Mosnier *et al.* 2003), nous permet de définir les zones occupées par les femelles caribous pendant la période de vulnérabilité des faons (figure 1).

## **2.3. Suivi des ours noirs et des coyotes**

Parmi les trois secteurs utilisés par les différents groupes de caribous, ceux du mont Albert et des McGerrigle étaient soumis à un programme de contrôle des prédateurs. Le secteur du mont Logan, non visé par le contrôle pour servir de témoin, a donc a été utilisé pour étudier l'utilisation de l'espace par les prédateurs dans la région occupée par les caribous de la Gaspésie. De plus, bien qu'il aurait été intéressant de suivre les prédateurs dans les secteurs contrôlés, le risque de voir une forte proportion des animaux marqués rapidement capturés était trop important.

Vingt-quatre ours noirs (15 femelles et 9 mâles) et seize coyotes (14 mâles et 2 femelles) ont été équipés de colliers GPS (GPS 3000 et GPS 2200, LOTEK Inc.) et suivis de juillet 2002 à novembre 2004. La capture des ours a été réalisée au cours des mois de juillet 2002, 2003 et 2004 sur le sommet du mont Logan et dans un rayon de 5 km à l'est et au sud de celui-ci. Trois types de pièges, composés d'un collet à patte coussiné et d'un système d'amortisseur afin d'éviter toutes blessures, étaient utilisés. Les ours capturés étaient anesthésiés avec un pistolet « Cap-Shur » projetant une fléchette contenant un mélange tilétamine + zolazépam (Telazol®) à une dose de 5 mg/kg. Lors des hivers 2003, 2004 et 2005, les tanières des ours suivis ont été visitées afin de récupérer les données de l'année écoulée contenues dans les colliers. Une fois l'ours anesthésié à l'aide d'un pistolet « Cap-Shur » ou d'un « Jab-stick », on procédait à l'échange du collier installé sur l'animal par un autre collier muni d'une batterie neuve.

À cause du faible nombre d'indices de présence de coyote détectés dans la zone de mise bas des caribous du mont Logan (figure 1), l'effort de piégeage a dû être étendu à plus basse altitude. Ainsi, quinze coyotes ont été piégés dans les réserves fauniques de Matane et de Dunière situées au sud du mont Logan et un autre dans la zec Cap-Chat située plus au nord. Les individus ont été capturés à l'aide de pièges à patte à double ressort de type Victor #3 avec mâchoires rembourrées ou ajourées (Woodstream Corp. Pennsylvania). Les coyotes capturés étaient immobilisés à l'aide d'un serre-cou muni d'un cran d'arrêt. Chaque coyote était par la suite, pesé, mesuré, étiqueté, âgé puis le collier GPS (GPS 3000 ou GPS 3300, LOTEK Inc.) était posé et l'animal relâché. Le changement des batteries, le téléchargement des données puis l'enlèvement définitif

des colliers, ont été réalisés en capturant les coyotes depuis un hélicoptère à l'aide d'un lance-filet. Les procédures de manipulation pour les ours et les coyotes étaient approuvées par le comité de protection des animaux du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (CPA-Faune 02-00-01, 02-00-02, 03-00-02 et 04-00-16) et celui de l'Université du Québec à Rimouski (CPA-13-02-02).

#### **2.4. Analyse des données**

Les domaines vitaux annuels des ours noirs et des coyotes ont été calculés pour les années 2002, 2003 et 2004 par la méthode des polygones convexes à 95 % (Range 6 v1.211, Kenward *et al.* 2003), dans le but de ne pas tenir compte des déplacements exceptionnels et par souci de comparaison avec des études portant sur ces deux espèces. Le pourcentage moyen de chevauchement entre les domaines vitaux a été calculé en considérant chaque paire de domaines vitaux d'une même année de suivi. Le nombre moyen d'individus chevauchant un même domaine vital, ainsi que le pourcentage moyen d'un domaine vital sans chevauchement ont également été calculés.

D'autre part, le secteur utilisé par chacun des ours et des coyotes pendant la période de vulnérabilité des faons de caribous a été déterminé par le polygone convexe à 100 % regroupant les localisations de l'animal à cette période. Ces polygones ont ensuite été regroupés pour définir la zone utilisée respectivement par les ours et les coyotes durant la période de vulnérabilité des faons de caribous (figure 1).

Les mouvements altitudinaux des deux espèces au cours de l'année ont été considérés en superposant les localisations GPS à une carte topographique au 1 : 20 000

(Photocartotheque québécoise, 1992) et en extrayant l'altitude correspondant à chacune des localisations GPS, grâce à ArcGIS 9.0 (ESRI Inc. 2004). L'effet du mois considéré sur l'altitude a été testé en tenant compte des mesures répétées pour les individus suivis plus d'une année (PROC MIXED, SAS Inc. 1999). Si un effet significatif était détecté, un test post-hoc était utilisé pour identifier les différences.

## **2.5. Simulations**

À l'aide de simulations considérant les patrons d'utilisation de l'espace par les prédateurs dans notre aire d'étude, nous avons estimé le nombre d'individus susceptibles de fréquenter la zone utilisée par les femelles lors de la période de vulnérabilité des faons. Une aire circulaire, centrée sur le parc de la Gaspésie et assez large pour que les prédateurs simulés en périphérie ne puissent avoir accès aux secteurs utilisés par les caribous (afin d'éviter l'effet de bordure), était utilisée pour faire la simulation. L'aire simulée était réduite dans sa partie nord pour tenir compte de la présence du fleuve St-Laurent. À l'aide de l'extension REHOutils (Courtois 2001) développée pour ArcView 3.2a (ESRI, 2000), des copies des domaines vitaux réels, obtenus pour les individus suivis, étaient placées aléatoirement selon une densité de 0,06 ours/km<sup>2</sup> (Boileau 1993) ou 0,03 coyote/km<sup>2</sup> (Samson et Crête 1997) et subissaient une rotation aléatoire. Une fois placés, le nombre de domaines vitaux recoupant la zone utilisée par les femelles caribous pendant la période de vulnérabilité des faons étaient déterminés. La procédure était répétée 20 fois pour obtenir la variabilité autour de la moyenne.

Un nombre « équivalent de prédateurs présents à temps plein » dans la zone de vulnérabilité pendant la période critique était ensuite évalué en multipliant le nombre des

« domaines vitaux virtuels » recoupant les zones de vulnérabilité par le pourcentage des localisations réelles de prédateurs qui se trouvaient dans une zone de vulnérabilité pendant la période critique (tel que déterminé par le suivi télémétrique). Ainsi, par exemple, si deux ours avaient leur domaine vital qui recouvrait la zone de vulnérabilité mais qu'ils passaient en moyenne seulement 50 % de leur temps dans cette zone, on considérerait qu'il y avait l'équivalent d'un ours présent à temps plein.

### 3. RÉSULTATS

#### 3.1. Occupation de l'espace par les ours noirs

Le polygone convexe regroupant toutes les localisations des ours suivis entre juillet 2002 et novembre 2004 couvre 3436 km<sup>2</sup> (figure 1). Les domaines vitaux des ours noirs étaient de très grande taille aussi bien pour les mâles (moyenne  $\pm$  SE ; 303  $\pm$  74 km<sup>2</sup> ; tableau 1) que pour les femelles (193  $\pm$  82 km<sup>2</sup>). En moyenne, 32,4  $\pm$  5,1 % de chaque domaine vital d'ours était chevauché par celui d'un autre individu. Cependant, en moyenne, le domaine vital d'un individu avait des parties communes avec 3,7 autres ours, ne lui laissant que 33,4  $\pm$  6,2 % de son domaine vital sans chevauchement.

Les ours pouvaient également parcourir de très grandes distances au cours d'une même année. Ainsi, en 2002, en moins d'un mois, un ours qui se trouvait dans le secteur utilisé par les femelles caribous lors de la période de vulnérabilité des faons, avait également été localisé à plus de 47 km de là.

Pendant la période de vulnérabilité des faons de caribous, 51 des 66 km<sup>2</sup> correspondant au secteur utilisé par les femelles caribous du mont Logan (MCP 100 % ; figure 1) faisait partie du domaine vital d'au moins un ours noir. Au cours des trois années du suivi, 10 des 24 ours équipés d'un colliers GPS, dont huit différents, ont fréquenté ce secteur, situé sur les sommets englobant le mont Logan et ses alentours, pendant cette période critique (4 en 2002, 4 en 2003 et 2 en 2004). Un des ours suivis, a également fréquenté le secteur utilisé par les femelles caribous du mont Albert durant cette période. Pendant la période de vulnérabilité des faons de caribou, 42,5  $\pm$  6,8 % des localisations

(moyenne  $\pm$  SE) de ces ours (c.-à-d. des 10 ours) se trouvaient dans la zone fréquentée par les femelles caribou (figure 1).

Au cours des trois années, les ours noirs qui fréquentaient le parc de la Gaspésie semblaient avoir un patron de déplacement altitudinal assez constant avec des variations significatives ( $F_{8,45} = 4,04$ ,  $p = 0,0011$ ). Dès la sortie des tanières, les ours fréquentaient des sites situés à hautes altitudes (moyenne  $\pm$  SE;  $619 \pm 49$  m) et y restaient jusqu'au mois de juillet. Au mois d'août, ils descendaient à une altitude plus basse ( $444 \pm 33$  m; Test de Tukey,  $p = 0,0084$ ) pour remonter ensuite graduellement entre les mois de septembre et novembre jusqu'à une altitude plus importante ( $647 \pm 45$  m; Test de Tukey,  $p = 0,0254$ ), proche de celle à laquelle ils se trouvaient au mois de d'avril. Cependant, nous avons également pu constater qu'il y avait, pendant toute la période active des ours, des individus qui faisaient des excursions sur les sommets des montagnes (altitude  $> 900$  m; figure 2), dans les secteurs utilisés par les caribous. La répartition altitudinale des localisations des ours noirs pendant la période de vulnérabilité des faons de caribou (figure 3) vient confirmer leur présence aux altitudes utilisées par les femelles caribous ( $> 800$  m). On constate également que l'utilisation de sites se trouvant à  $600$  m et plus se fait en proportion plus importante que leur disponibilité dans l'aire d'étude.

### **3.2. Simulation du nombre d'ours**

Lors de chacune des 20 itérations de la simulation, 838 domaines vitaux d'ours noirs ont été placés aléatoirement sur une superficie de  $13\,966$  km<sup>2</sup>, soit une densité de  $0,06$  ours/km<sup>2</sup>. Le nombre moyen d'ours noirs « virtuels » ayant au moins une partie de leur

domaine vital dans la zone de 66 km<sup>2</sup> utilisée par les femelles caribous du mont Logan pendant la période de vulnérabilité des faons était de  $51 \pm 6$  individus (moyenne  $\pm$  SD; tableau 2). Il était de  $103 \pm 9$  individus dans la zone où le programme de contrôle est en vigueur (secteurs des monts Albert et McGerrigle réunis).

En moyenne,  $32,7 \pm 7,3$  % (moyenne  $\pm$  SE; tableau 2) des localisations d'ours pendant la période de vulnérabilité se trouvaient dans la zone utilisée par les femelles caribou (pour les ours dont le domaine vital annuel recouvrait la zone de vulnérabilité). Le nombre équivalent d'ours noirs présents à temps plein dans cette zone était ainsi de 17 individus (32,7 % de 51 individus) pour le secteur du mont Logan, et de 34 individus (32,7 % de 103 individus) pour le secteur contrôlé (secteurs du mont Albert et des McGerrigle réunis).

### **3.3. Occupation de l'espace par les coyotes**

En considérant l'ensemble des individus suivis, les domaines vitaux des coyotes étaient de très grande taille aussi bien pour les mâles (tableau 1;  $944 \div 97$  km<sup>2</sup>) que pour les femelles ( $63 \div 23$  km<sup>2</sup>). Toutefois, on pouvait distinguer deux types de domaines vitaux, ceux d'individus résidents et ceux d'individus en dispersion. Ces derniers, constitués uniquement de mâles, utilisaient des domaines de dispersion ( $3820 \div 441$  km<sup>2</sup>) beaucoup plus grands que les domaines vitaux des résidents (mâles :  $122 \div 9$  km<sup>2</sup>; tous sexes confondus :  $115 \div 7$  km<sup>2</sup>). La capture et le suivi d'individus appartenant à une même famille étant fort probables mais non connus, le chevauchement parfois important des domaines vitaux des coyotes n'a pas été considéré de façon plus détaillée car il ne représentait pas forcément une absence de territorialité.

Les distances parcourues par les coyotes transitoires pouvaient être très importantes. Ainsi, un coyote a été localisé à 180 km du site de sa capture après 72 jours de dispersion.

Le polygone convexe regroupant toutes les localisations des coyotes qui ont été suivis entre août 2002 et novembre 2004 couvrait 17126 km<sup>2</sup> (figure 1). Ce polygone regroupe tant les coyotes résidents que les coyotes en dispersion, ces derniers augmentant énormément l'aire utilisée. Sans tenir compte de ces derniers, l'ensemble des localisations des coyotes résidents couvrait 2046 km<sup>2</sup>. Au cours des trois années du suivi, seul un coyote transitoire a fréquenté le secteur utilisé par les femelles caribous du Logan lors de la période de vulnérabilité des faons (figure 1). Cependant, trois coyotes résidents ont fait des excursions dans cette aire hors de cette période. D'autre part, plusieurs des coyotes suivis utilisaient intensivement un dépôt d'abats d'originaux tués à la chasse dans la réserve faunique de Matane, 6,9 % des localisations de coyotes se retrouvant dans ce dépôt d'une superficie de 0,3 km<sup>2</sup>. L'utilisation de ce dépôt d'abats se faisait surtout après la chasse à l'original (de septembre à décembre; 64 % des localisations), puis de façon moins importante mais régulière au cours du reste de l'année.

L'altitude moyenne occupée par l'ensemble des coyotes était relativement constante tout au long de l'année ( $F_{11,84} = 2,02$ ,  $p > 0,05$ ) et variait entre 350 et 450 m (figure 2). Par contre, l'altitude maximale moyenne utilisée par les coyotes était plus élevée (843  $\pm$  7 m) et rejoignait l'altitude occupée par les caribous (figure 2). La répartition altitudinale des coyotes suivis pendant la période de vulnérabilité des faons (figure 3) de

caribou semble suivre la disponibilité des différentes classes d'altitude dans l'aire d'étude. On remarque cependant une plus forte utilisation de la zone de 400 à 490 m.

### **3.4. Simulations du nombre de coyotes**

Lors de chacune des 20 itérations de la simulation, 1576 domaines vitaux de coyotes ont été placés aléatoirement sur une superficie de 52 547 km<sup>2</sup>, soit une densité de 0,03 coyote/km<sup>2</sup>. Le nombre moyen de coyotes « virtuels » ayant au moins une partie de leur domaine vital dans la zone de 66 km<sup>2</sup> utilisée par les femelles caribous du mont Logan pendant la période de vulnérabilité des faons était de  $40 \pm 6$  individus. Il était de  $62 \pm 8$  individus dans la zone où le programme de contrôle est en vigueur (secteurs des monts Albert et McGerrigle réunis).

Le pourcentage des localisations réelles de coyotes présents dans les zones utilisées par les femelles caribous pendant la période de vulnérabilité des faons était seulement de 0,73 % ( $n = 1$ ). Le nombre équivalent de coyotes présents à temps plein dans ces zones pendant la période critique est ainsi de 0,29 individu pour le mont Logan et de 0,45 individu pour le secteur contrôlé (secteurs du mont Albert et des McGerrigle réunis).

Tableau 1. Taille moyenne (km<sup>2</sup> ∂ SE (*n*)) des domaines vitaux annuels des ours noirs et des coyotes, suivis en 2002, 2003 et 2004 dans le secteur du mont Logan, telle que déterminée par les polygones convexes à 95 %. Note : Pour les ours, la somme des domaines vitaux est inférieure au nombre suivi car la durée du suivi de certains individus ne couvrait pas une année entière. Pour les coyotes, cette somme est supérieure au nombre d'individus suivis, car certains l'ont été sur plusieurs années

		<b>Année</b>			<b>Moyenne</b>	
		<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>		
<b>Ours noirs</b>	<b>Mâle</b>	519 ∂ 171 (4)	225 ∂ 53 (5)	145 ∂ 60 (3)	303 ∂ 74 (12)	
	<b>Femelle</b>	537 ∂ 158 (2)	76 ∂ 32 (4)	81 ∂ 19 (2)	193 ∂ 82 (8)	
	<b>Moyenne</b>	525 ∂ 116 (6)	159 ∂ 40 (9)	119 ∂ 37 (5)	259 ∂ 55 (20)	
<b>Coyotes</b>	<b>Résident</b>	<b>Mâle</b>	61 ∂ 12 (4)	186 ∂ 22 (7)	56 ∂ 4 (3)	122 ∂ 9 (14)
		<b>Femelle</b>	63 ∂ 23 (2)	(0)	(0)	63 ∂ 23 (2)
	<b>Transitoire</b>	<b>Male</b>	3853 ∂ 0 (1)	3118 ∂ 0 (1)	4154 ∂ 1469 (2)	3820 ∂ 441 (4)
	<b>Moyenne</b>		603 ∂ 205 (7)	552 ∂ 131 (8)	1695 ∂ 537 (5)	856 ∂ 84 (20)

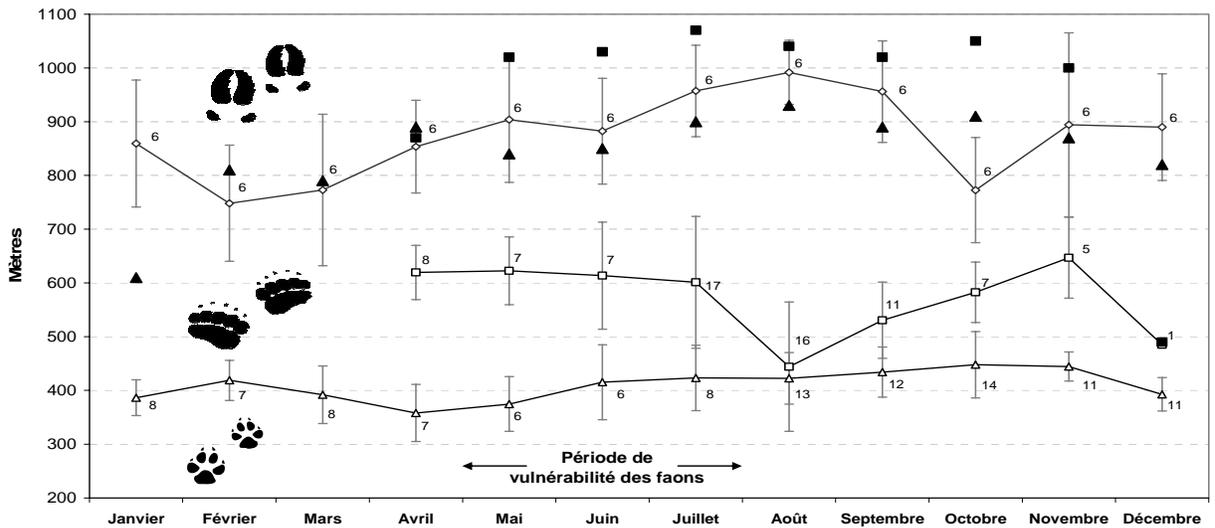


Figure 2. Altitude moyenne mensuelle ( $\pm$  SE) des caribous (©) entre novembre 1998 et avril 2001 (Mosnier *et al.* 2003), ainsi que celle des ours noirs ( ) et des coyotes ( <sup>a</sup> ) suivis entre 2002 et 2004. Les altitudes maximales, des ours ( ) et des coyotes ( ) suivis pour un mois donné, sont également indiquées. Le nombre d'individus considérés est noté à proximité des moyennes.

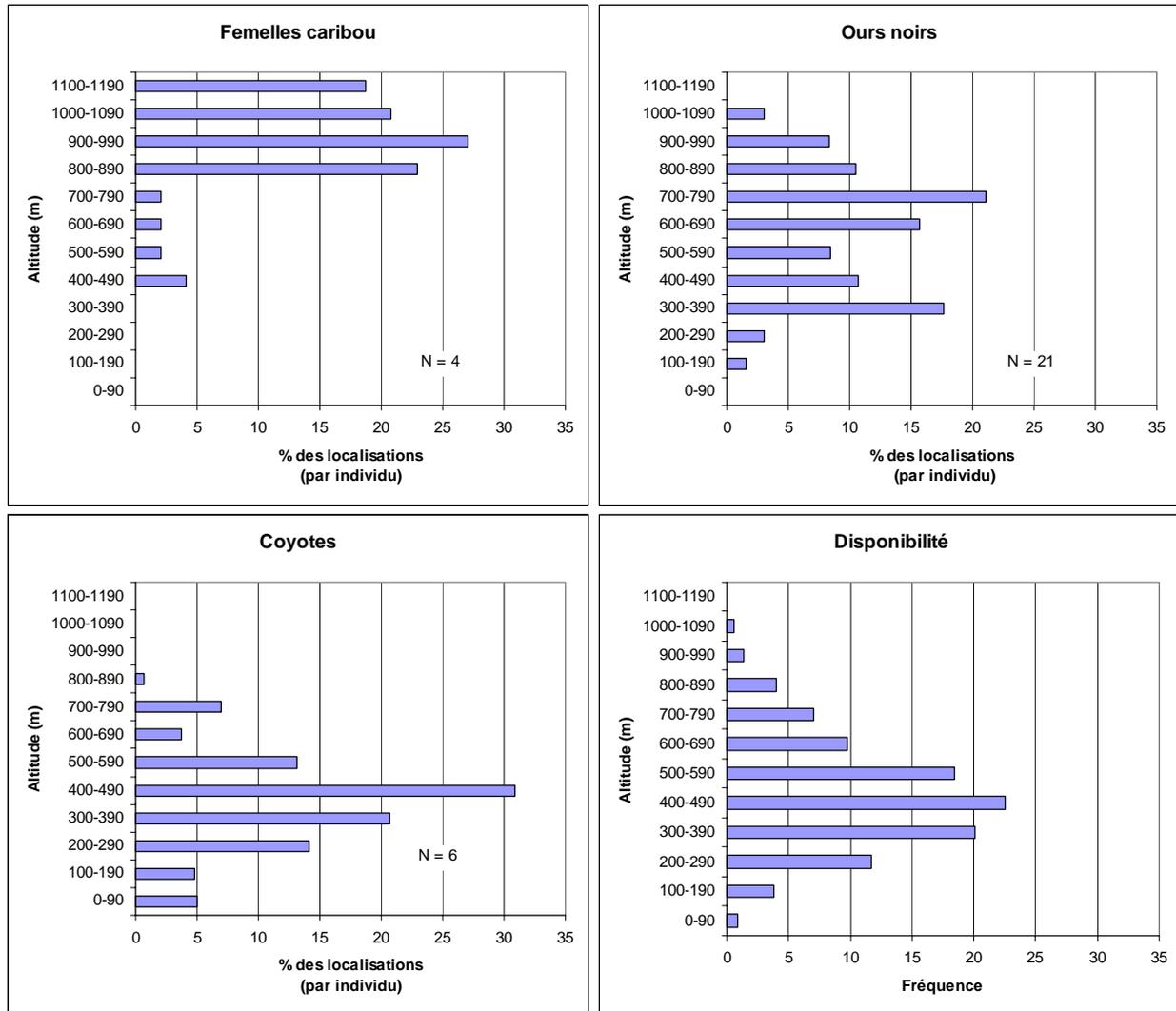


Figure 3. Répartition altitudinale des localisations des femelles caribou du mont Logan, des ours noirs et des coyotes pendant la période de vulnérabilité des faons. Les altitudes des caribous sont extraites du suivi réalisé entre novembre 1998 et avril 2001 (Mosnier *et al.* 2003). Les ours noirs et les coyotes étaient suivis entre juillet 2002 et novembre 2004. La disponibilité des différentes classes d'altitude dans l'aire d'étude est également indiquée.

Tableau 2. Nombre d'ours noirs et de coyotes potentiellement présents dans la zone de vulnérabilité des faons de caribou, pour le secteur du mont Logan et la zone soumise au contrôle (Secteur Monts Albert et McGerrigle réunis) tel qu'estimé par les simulations. Le nombre équivalent d'ours noirs et de coyotes présents à temps plein dans ces zones pendant la période de vulnérabilité des faons est calculé en prenant en compte le pourcentage des localisations réelles (tel que déterminé par le suivi télémétrique) présentes dans la zone de vulnérabilité des faons du mont Logan pendant cette même période

	Secteur du mont Logan	Secteur Contrôlé (Mont Albert et McGerrigle)
<b>Ours noir</b>		
Nbre d'individus potentiellement présents (simulations)	51 ± 6	103 ± 9
% des localisations réelles dans la zone de vulnérabilité	32,7 ± 7,3	32,7 ± 7,3
Nbre équivalent d'individus présents à temps plein	17	34
<b>Coyote</b>		
Nbre d'individus potentiellement présents (simulations)	40 ± 6	62 ± 8
% des localisations réelles dans la zone de vulnérabilité	0,73	0,73
Nbre équivalent d'individus présents à temps plein	0,29	0,45

#### 4. DISCUSSION

La prédation est considérée comme le principal facteur limitant les populations de caribous des bois (Rettie et Messier 1998, Ferguson et Elkie 2004). Étant donné la relative stabilité du taux de survie des adultes, ce sont les variations du taux de recrutement qui agissent le plus sur la dynamique de leur population (Bergerud 1983, Bergerud et Elliot 1986, Messier 1994, Gaillard *et al.* 1998). Résultat des contraintes liées à leur vulnérabilité à la prédation lors de la mise bas puis de celle des faons pendant leurs premières semaines de vie (Barten *et al.* 2001), les femelles des caribous ont développé des stratégies d'utilisation de l'espace visant à réduire ce risque, par exemple en s'isolant sur des îles (Cumming et Beange 1987) ou dans des complexes de milieux humides (Stuart-Smith *et al.* 1997). À l'instar de certaines populations de caribous des bois fréquentant les montagnes de la Colombie-Britannique et de l'Alberta (Edmonds 1988), les femelles des caribous de la Gaspésie ont pour caractéristique de se disperser au moment de la mise bas tout en restant dans des zones de haute altitude (Ouellet *et al.* 1996). Le contrôle des prédateurs mis en place entre 1990 et 1996 puis depuis 2001, a donc été établi dans le but d'une part d'empêcher les ours et les coyotes de monter vers les zones utilisées par les caribous pour la mise bas grâce à une série de pièges placés autour des montagnes, et d'autre part, de supprimer les individus déjà présents sur les sommets grâce à des pièges placés en altitude (Desrosiers *et al.* 2002). Bien qu'efficace à court terme comme l'a montré l'augmentation du recrutement des caribous à la fin du premier contrôle, son effet s'était déjà estompé deux années seulement après la fin de celui-ci. De plus, en considérant les densités les plus élevées de prédateurs estimées pour cette région, soit 0,18 ours/km<sup>2</sup> (Jolicoeur et Lemieux

1998; densité probablement surestimée car la méthode des marqueurs radioactifs utilisée peut inclure des ours non résidents) et 0,03 coyote/km<sup>2</sup> (Samson et Crête 1997; densité estimée lors de la présence de ravages de cerf de virginie aujourd'hui disparus), les deux secteurs faisant l'objet d'un contrôle (dont la superficie est équivalente à celle des secteurs des monts Albert et McGerrigle utilisés par les femelles caribou pendant la période de vulnérabilité (figure 1), soit environ 380 km<sup>2</sup>) devaient contenir 68 ours et 11 coyotes. Hors, depuis le début de la deuxième période de contrôle et malgré un effort annuel de plus 20 000 nuits/piège, 31 ours noirs et 15 coyotes ont été prélevés en moyenne tous les ans depuis quatre ans (Turcotte et Auger 2004, Desrosiers et Faubert 2005) sans montrer de tendance évidente. Les déplacements d'individus de ces deux principales espèces prédatrices permettent de comprendre pourquoi l'efficacité du contrôle des prédateurs ne s'est fait ressentir que sur le court terme et pourquoi il est nécessaire d'envisager des dispositions additionnelles pour atteindre les objectifs de conservation à plus long terme.

#### **4.1. Des prédateurs très mobiles**

Nos résultats montrent que les deux espèces peuvent entrer en contact avec les caribous durant la période de vulnérabilité et justifient l'utilisation des moyens de contrôle à basse et à haute altitude. Plusieurs ours noirs étaient présents sur les sommets pendant cette période, certains passant quasiment la moitié de leur temps (42,8 %) dans la zone fréquentée par les femelles caribous. Leur présence dans cette zone ne semblait pas se limiter à quelques individus, puisqu'on a pu y retrouver huit individus différents au cours des trois années de suivis. Les coyotes, quant à eux, bien que fréquentant tout au long de l'année des altitudes inférieures à celles occupées par

les caribous, se retrouvent sur les sommets de façon occasionnelle, à la faveur d'excursions ou de mouvements de dispersions qui peuvent s'étendre sur plusieurs centaines de kilomètres carrés. De tels mouvements de dispersion avaient déjà été notés par Harrison (1992) dans le Maine et plus localement en Gaspésie par Crête et Lemieux (1996).

Nos résultats montrent par contre, que l'échelle à laquelle est réalisé le contrôle des prédateurs est très locale si l'on considère leurs stratégies d'utilisation de l'espace. Ainsi, la taille importante des domaines vitaux annuels des ours noirs nous indique que les individus qui ont la capacité d'entrer en contact avec des caribous au moment de la mise bas ne se limitent pas seulement aux individus localisés sur ou juste au pied des montagnes mais à tous les individus qui se trouvent dans les cinquante premiers kilomètres autour de ces montagnes.

De même, la taille importante des domaines vitaux des coyotes résidents et surtout la taille considérable des domaines de dispersion des coyotes transitoires (3 820 km<sup>2</sup> en moyenne) démontrent bien l'étendue de leurs déplacements. D'autre part, l'absence de territorialité chez les ours noirs, illustrée par la présence conjointe de plusieurs ours dans le secteur relativement petit utilisé par les femelles caribous du mont Logan (figure 1) ainsi que le chevauchement important des domaines vitaux des ours suivis, compliquent encore le contrôle, en permettant à un grand nombre d'individus d'occuper en même temps le secteur utilisé par les caribous. Le faible taux de recapture lors des sessions de marquage (3 en 2002, 2 en 2003 et 1 en 2004) nous laisse également supposer que le nombre d'ours noirs fréquentant le secteur du mont Logan était encore plus important que ce que montre nos résultats.

Les résultats de nos simulations (tableau 2) donnent des indices pour expliquer le maintien du nombre d'individus capturés chaque année par le programme de contrôle. Dans le secteur contrôlé, une densité moyenne de 0,18 ours/km<sup>2</sup> (Jolicoeur et Lemieux 1998) donnerait 68 ours présents avant contrôle, si bien que le prélèvement moyen (31 ours par année) représenterait un taux de prélèvement de 46 %. Par contre, la grande mobilité des ours fait en sorte que beaucoup plus d'individus peuvent fréquenter la zone visée par le contrôle. Ainsi, en considérant seulement une densité de 0,06 ours/km<sup>2</sup> et une répartition aléatoire des animaux, les simulations suggèrent qu'un peu plus d'une centaine d'ours (tableau 2) ont la capacité d'accéder aux zones utilisées par les femelles caribous lors de la période de vulnérabilité des faons. En pareil cas, le taux de prélèvement réalisé par le contrôle ne serait que de 30 % par an. Cette valeur reste tout de même suffisante pour permettre une réduction importante des populations d'ours noir étant donné un taux d'exploitation soutenable évalué entre 12 et 17 % (Bunnell et Tait 1981, Jolicoeur *et al.* En préparation). Toutefois, il faut noter que nos simulations sont très conservatrices en considérant la densité d'ours la plus basse qui ait été mesurée dans notre aire d'étude. En utilisant non plus une densité de 0,06 ours/km<sup>2</sup>, mais celle de 0,18 ours/km<sup>2</sup> estimée par Jolicoeur et Lemieux (1998), on peut estimer que le nombre d'individus qui auraient la capacité d'accéder aux zones utilisées par les femelles caribous lors de la période de vulnérabilité des faons triplerait également. De plus, nos simulations n'intègrent pas la dispersion des jeunes qui contribue vraisemblablement à l'arrivée d'immigrants. Ce phénomène pourrait être assez important puisque le contrôle a pour effet de réduire localement la compétition pour les ressources et pourrait par conséquent favoriser l'établissement des jeunes en dispersion (Rogers 1987). Le taux d'exploitation effectué par le contrôle pourrait alors

être inférieur à 10 %. La réalité se situe probablement à mi-chemin de ces deux extrêmes, mais cette valeur resterait tout de même proche du taux soutenable pour une population d'ours noirs (voir plus haut), expliquant ainsi le maintien du nombre d'individus prélevés année après année.

Pour le coyote, avec une densité de 0,03 individu/km<sup>2</sup>, 11 coyotes seraient présents (avant contrôle) dans le secteur comprenant le mont Albert et les monts McGerrigle. Étant donné le prélèvement moyen de 15 coyotes par année par le contrôle, il est évident que des individus proviennent de l'extérieur de la zone contrôlée. Nos simulations considérant également une densité de 0,03 coyote/km<sup>2</sup> suggèrent qu'environ 60 coyotes fréquenteraient le secteur contrôlé (tableau 2). Le taux de prélèvement réalisé par le contrôle serait alors de 25 %. Il est difficile de statuer sur l'impact d'un tel prélèvement sur la dynamique des populations du coyote. Ballard *et al.* (2001) mentionnent par exemple que des populations de coyote peuvent persister 50 ans avec un taux d'exploitation de 75 %. Bien que le taux d'accroissement des populations de coyotes soit probablement plus faible dans cette région située au nord de son aire de répartition caractérisée par un milieu pauvre pour cette espèce (Crête et Lemieux 1996), il serait hasardeux de définir un taux d'exploitation au-delà duquel il est possible de réduire substantiellement l'abondance locale d'une population.

D'autre part, il est important de noter que la valeur donnée par les simulations indique le nombre d'individus dont le domaine vital chevauche les secteurs utilisés par les faons pendant la période critique. Pour comparer la présence des ours noirs à celle des coyotes dans les zones de vulnérabilité pendant cette période, il faut aussi tenir compte de la proportion du temps que chacune des espèces passent dans cette zone. Ainsi,

nous avons estimé un nombre « équivalent de prédateurs présents à temps plein » pendant la période de vulnérabilité des faons de caribou. Cette estimation tient compte de la proportion des localisations réelles (des individus équipés de colliers GPS) qui se trouvaient dans la zone utilisée par les femelles pendant la période de vulnérabilité (tableau 2). Ainsi, dans le secteur soumis au contrôle des prédateurs (secteur des monts Albert et McGerrigle réunis), il y aurait l'équivalent de 34 ours noirs à « temps plein » pendant la période de vulnérabilité mais seulement 0,45 coyote. Le nombre beaucoup plus important d'ours noirs laisse supposer que l'ours est un acteur plus important dans la prédation sur les faons. Toutefois, il faut demeurer prudent puisque le risque de prédation n'est pas nécessairement directement lié à l'intensité de la fréquentation de la zone de vulnérabilité des faons par les deux espèces de prédateurs.

Tous ces éléments suggèrent que le contrôle des prédateurs tel qu'il est mis en place enlève effectivement certains individus proches des caribous, mais il laisse également un espace vacant qui peut être rapidement comblé grâce aux stratégies d'utilisation de l'espace employées par les deux espèces de prédateurs en cause. Il semble également crucial de considérer les patrons de déplacement des prédateurs pour évaluer les objectifs de gestion de ces populations pour éviter de sous-évaluer grandement le nombre de prédateurs potentiellement dangereux pour l'espèce à protéger.

#### **4.2. Considérer l'environnement dans son ensemble comme dans ses particularités**

La faible qualité du milieu dans notre aire d'étude aussi bien pour l'ours noir que pour le coyote pourrait justifier leurs grands déplacements, mais d'autres éléments pourraient également intervenir pour expliquer la réoccupation rapide des secteurs visés par le

programme de contrôle des prédateurs dès l'arrêt de celui-ci. Une analyse du contenu de fèces des deux espèces récoltées dans notre aire d'étude (données non publiées) a montré que l'orignal représentait une grande proportion du régime alimentaire des coyotes, et des indices tels que des poils et des sabots signalaient également la présence de faons de cette espèce dans le régime alimentaire des ours noirs. La présence de caribou dans quelques échantillons de fèces de coyote (6/150) récoltés en altitude (> 700 m) et son absence dans les fèces d'ours (n = 96), confirmait par contre la nature marginale de l'utilisation de cette source de nourriture. La densité importante d'originaux (2 à 3 originaux/km<sup>2</sup>: St-Onge *et al.* 1995, Jean Lamoureux comm. pers.) ainsi que la présence d'un dépôt d'abats situé en périphérie du secteur utilisé par les caribous pourraient contribuer à maintenir des populations de coyote en densité supérieure à ce qu'elle serait normalement dans ce milieu, considéré comme de faible qualité pour cette espèce (Crête *et al.* 2001, Thibault et Ouellet 2005). De même, les nombreuses coupes forestières situées en bordure du parc de la Gaspésie, maintiendraient, en plus d'une importante source de brouet pour l'orignal, une source abondante de petits fruits pour l'ours noir (Rogers 1987, Samson et Huot 1998).

#### **4.3. Des solutions complémentaires ou alternatives au contrôle**

Les particularités de l'utilisation de l'espace par l'ours noir et le coyote dans notre aire d'étude imposent la recherche de moyens complémentaires au contrôle des prédateurs. La gestion des populations de prédateurs à l'échelle régionale par l'intermédiaire d'une augmentation des quotas de chasse à l'ours noir ainsi qu'une intensification du piégeage du coyote et de l'ours noir pourraient être des solutions envisageables. De plus, dans le cas du coyote, l'utilisation importante de dépôts d'abats comme source de

nourriture pourrait être évitée par des pratiques d'enfouissement des carcasses (annulant ainsi l'augmentation de capacité du support fournie par l'accès à une nourriture riche, disponible pendant une grande partie de l'année).

L'utilisation du contrôle des prédateurs comme outil de conservation est dès le départ sujet à controverse, notamment pour des questions d'ordre éthique. Son application dans les limites d'un parc de conservation est encore plus discutable. D'ailleurs, ce procédé n'a été mis en place par le Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002) que dans une optique d'urgence afin de protéger une espèce en voie de disparition. Idéalement, son application ne devrait s'étendre que sur le court terme. À plus long terme, l'analyse en cours de l'utilisation de l'habitat par les prédateurs pourrait permettre de proposer des aménagements de l'habitat limitant les populations de prédateurs sans avoir recours à un programme de contrôle récurrent. Les plans d'aménagement forestier comme celui en place actuellement autour du parc de la Gaspésie (Champagne *et al.* 1999) pourraient, par exemple, exclure la création d'habitats reconnus comme favorables aux prédateurs, dans les secteurs fréquentés par les caribous. Dans notre aire d'étude, ces milieux sont présents notamment sous la forme de parterres de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) en cours de régénération qui constituent les plus grandes sources de fruits utilisées à la fois par les coyotes et les ours noirs (données non publiées).

Enfin, une autre approche totalement différente pourrait également être mise en place en considérant non pas des actions sur les prédateurs, mais sur les caribous directement, afin de les soustraire à la prédation durant la période pendant laquelle les faons sont les plus vulnérables. Cette méthode, déjà appliquée avec succès pour une

population de caribous dans l'ouest du Canada (Oakley *et al.* 2004), consiste à capturer les femelles quelques semaines avant la mise bas et de les maintenir en captivité pendant les trois premières semaines de vie des faons afin que ces derniers soient devenus assez vigoureux pour échapper aux prédateurs. Toutefois, les résultats à moyen et long termes de ce type d'approche ne sont pas encore connus et les contraintes pratiques liées à ce procédé peuvent être importantes.

La connaissance de l'écologie d'une espèce menacée est essentielle à la mise en place de mesures visant à redresser sa population. Toutefois, lorsque la pérennité de cette espèce est menacée par la prédation, l'écologie de ses prédateurs devrait être considérée avec autant d'importance. Comme nous l'avons montré dans cette étude, la prise en compte de l'utilisation de l'espace par les prédateurs est un élément primordial. Associée à la distribution de l'espèce à protéger, elle permet de comprendre pourquoi des actions récurrentes sont nécessaires, et nous aide à déterminer l'échelle à laquelle il faut intervenir. La mobilité des espèces (prédatrices en particulier) dépend beaucoup de la qualité de leur habitat. Le milieu dans lequel elles se déplacent devrait être considéré avec attention au même titre que les mesures de gestion de ces populations.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Michel Crête, Christian Dussault et Caroline Turcotte qui ont commenté une version préliminaire de ce rapport. Nous tenons également à remercier Rolland Lemieux, Alain Desrosiers, Caroline Turcotte et Renée Faubert pour le support logistique et leur assistance sur le terrain. Le financement de cette étude a été fourni par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune Secteur Faune Québec et Secteur Forêt Québec régions Bas-St-Laurent et Gaspésie, la Fondation de la faune du Québec, Environnement Canada et le Fonds mondial pour la nature dans le cadre des Fonds de rétablissement des espèces en péril, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- BALLARD, W. B., D. LUTZ, T. W. KEEGAN, L. H. CARPENTER, et J. C. deVOS. 2001. Deer-predator relationships: a review of recent North American studies with emphasis on mule and black-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* **29**:99-115.
- BARTEN, N. L., R. T. BOWYER, et K. J. JENKINS. 2001. Habitat use by female caribou: Tradeoffs associated with parturition. *Journal of Wildlife Management* **65**:77-92.
- BERGERUD, A. T. 1974. Decline of caribou in north america following settlement. *Journal of Wildlife Management* **38**:757-770.
- BERGERUD, A. T. 1983. The natural population control of caribou. Pages 14-16 *in* F. L. Bunnell, D. S. Eastman, et J. M. Peek, éditeurs. Symposium on natural regulation of wildlife populations. Proceedings of the northwest section, the Wildlife Society. Forest, Wildlife and Range Experiment Station, University of Idaho, Moscow, Idaho.
- BERGERUD, A. T., et J. P. ELLIOT. 1986. Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* **64**:1515-1529.
- 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**:474-489.

- BOILEAU, F. 1993. Utilisation de l'habitat par l'ours noir (*Ursus americanus*) dans le parc de conservation de la Gaspésie. M.Sc. Thesis. Université Laval, Québec.
- BOUDREAU, F. 1981. Écologie des étages alpins et subalpins du Mont Jacques-Cartier. Parc de la Gaspésie, Québec. M.Sc. Thesis. Université Laval, Québec.
- BUNNELL, F. L., et D. E. N. TAIT. 1981. Population dynamics of bears - implications. Pages 75-98 *in* C. W. Fowler et T. D. Smith, éditeurs. Dynamics of large mammals populations. John Wiley and sons, New York, USA.
- CHAMPAGNE, S., J.-M. FALARDEAU, N. HARDY, N. FOURNIER, J. LAMOUREUX, et G. LANDRY. 1999. Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie. Ministère des Ressources naturelles et Société de la faune et des parcs du Québec, région de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine.
- COMITÉ DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE. 2002. Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012). Société de la faune et des parcs du Québec.
- COMMITTEE ON MANAGEMENT OF WOLF AND BEAR POPULATIONS IN ALASKA. 1997. Wolves, Bears, and Their Prey in Alaska: Biological and Social Challenges in Wildlife Management. National Academy Press, National Research Council (U.S.), Washington, D.C.
- COSEPAC. 2000. Espèces canadiennes en péril. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- COURTOIS, R. 2001. REHOutils, une extension Arc View pour l'examen et le traitement des données fauniques et forestières géoréférencées. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune.

- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L. Breton, et J. Maltais. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Québec. *Canadian field-naturalist* **117**:399-414.
- CRÊTE, M., C. BANVILLE, F. DUCHESNEAU, J. FERRON, J. HUOT, J. LÉVESQUE, et H. ROSS. 1990. Plan de redressement de la population de caribous du parc de conservation de la Gaspésie. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche.
- CRÊTE, M., et A. DESROSIERS. 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans* threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Quebec. *Canadian field-naturalist* **109**:227-235.
- CRÊTE, M., et R. LEMIEUX. 1996. Population dynamics of coyotes colonizing the boreal forest of southeastern Québec. *Journal of Wildlife Research* **1**:99-105.
- CRÊTE, M., J.-P. OUELLET, J. P. TREMBLAY, et R. ARSENAULT. 2001. Suitability of the forest landscape for coyotes in northeastern North America and its implications for coexistence with other carnivores. *Écoscience* **8**:311-319.
- CUMMING, H. G., et D. B. BEANGE. 1987. Dispersion and movements of woodland caribou near Lake Nipigon, Ontario. *Journal of Wildlife Management* **51**:69-79.
- DESROSIERS, A., M. BÉRUBÉ, R. FAUBERT, et F. LANDRY. 2002. Projets de contrôle et de recherche sur les prédateurs du caribou de la Gaspésie. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Sainte-Anne-des-Monts.
- DESROSIERS, A., et R. FAUBERT. 2005. Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie, Automne 2004. Ministère des Ressources naturelles et de la faune - Secteur Faune Québec.

- EDMONDS, E. J. 1988. Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* **66**:817-826.
- FERGUSON, S. H., et P. C. ELKIE. 2004. Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons. *Basic and Applied Ecology* **5**:465-474.
- FOURNIER, N., et R. FAUBERT. 2001. Évaluation du troupeau de caribous de la Gaspésie. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région de la Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine.
- GAILLARD, J. M., M. FESTA-BIANCHE, et N. G. YOCCOZ. 1998. Population dynamics of large herbivores: Variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology & Evolution* **13**:58-63.
- GASAWAY, W. C., R. O. STEPHENSON, J. L. DAVIS, P. E. K. SHEPHERD, et O. E. BURRIS. 1983. Interrelationships of wolves, prey, and man in interior Alaska. *Wildlife Monograph* **84**.
- HARDING, E. K., D. F. DOAK, et J. D. ALBERTSON. 2001. Evaluating the effectiveness of predator control: the non-native red fox as a case study. *Conservation Biology* **15**:1114-1122.
- HARRISON, D. J. 1992. Dispersal characteristics of juvenile coyotes in Maine. *Journal of Wildlife Management* **56**:128-138.
- HAYES, R. D., R. FARNELL, R. M. P. WARD, J. CAREY, M. DEHN, G. W. KUZYK, A. M. BAER, C. L. GARDNER, et M. O'DONOGHUE. 2003. Experimental reduction of wolves in the Yukon: Ungulate responses and management implications. *Wildlife monographs* **152**:1-35.
- JOLICOEUR, H., F. GOUDREAU, et M. CRÊTE. En préparation. Étude de la dynamique d'une population d'ours dans deux secteurs fortement exploités par la

- chasse et le piégeage en Outaouais de 1992 à 1995. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec.
- JOLICOEUR, H., et R. LEMIEUX. 1998. Évaluation de la densité d'ours noirs dans quelques habitats du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- JONKEL, C. J., et I. M. COWAN. 1971. The black bear in the spruce-fir forest. Wildlife Monograph **27**:1-57.
- KENWARD, R. E., A. B. SOUTH, et S. S. WALLS. 2003. Ranges6 v1.2: For the analysis of tracking and location data. Online manual. Anatrack Ltd.
- KOLENOSKY, G. B. 1990. Reproductive biology of black bears in east-central Ontario. International Conference on Bear Research and Management **8**:385-392.
- MAHONEY, S. P., et J. A. VIRGL. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. Canadian Journal of Zoology **81**:321-334.
- MESSIER, F. 1994. Ungulate population models with predation: A case study with the North American moose. Ecology **75**:478-488.
- MESSIER, F., J. FERRON, et J.-P. OUELLET. 1987. Le caribou du parc de la Gaspésie: synthèse des connaissances et recommandations sur la gestion du troupeau. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche.
- MOISAN, G. 1956. Le caribou de Gaspé I. Histoire et distribution. Le Naturaliste Canadien **83**:225-234.
- MOISAN, G. 1957. Le caribou de Gaspé III. Analyse de la population et plan d'aménagement. Le Naturaliste Canadien **84**:5-27.

- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET, L. SIROIS, et N. FOURNIER. 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology* **81**:1174-1184.
- OAKLEY, M., R. FARNELL, D. E. RUSSELL, C. L. GARDNER, M. REID, et R. G. WHITE. 2004. The Chisana caribou recovery program. Calving in captivity: Protocol and efficacy of a field application to raise recruitment of a threatened woodland caribou population. <http://www.yesnet.yk.ca/schools/stelias/caribou/>. Web site accessed on june 2005.
- OUELLET, J.-P., J. FERRON, et L. SIROIS. 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspe caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* **74**:1922-1933.
- PILON, E. 1997. Bilan de contrôle de prédateurs effectué de 1990 à 1996 dans le cadre du plan de soutien du caribou (*Rangifer tarandus*) du parc de la Gaspésie. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine.
- PIMENTEL, D., R. ZUNIGA, et D. MONISON. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* **52**:273-288.
- 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.
- ROEMER, G. W., C. J. DONLAN, et F. COURCHAMP. 2002. Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: How exotic species turn native predators into prey.

- Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **99**:791-796.
- ROGERS, L. L. 1987. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of black bears in northeastern Minnesota. Wildlife monographs **97**:72 pp.
- SAMSON, C., et M. CRÊTE. 1997. Summer food habits and population density of Coyotes, *Canis latrans*, in boreal forests of southeastern Quebec. Canadian field-naturalist **111**:227-233.
- SAMSON, C., et J. HUOT. 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Quebec. Journal of Wildlife Management **62**:718-727.
- SIROIS, L., et M. M. GRANTNER. 1992. A phyto-ecological investigation of the Mount Albert serpentine plateau. Pages 115-133 *in* B. A. Roberts et J. Proctor, éditeurs. The Ecology of Areas with Serpentinized Rocks. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- St-ONGE, S., R. COURTOIS, et C. BANVILLE, éditeurs. 1995. Inventaire aérien de l'original dans les réserves fauniques du Québec.
- STEWART, R. R., E. H. KOWAL, R. BEAULIEU, et T. W. ROCK. 1985. The impact of black bear removal on moose calf survival in east-central Sakatchewan. Alces **21**:403-418.
- STUART-SMITH, A. K., C. J. A. BRADSHAW, S. BOUTIN, D. M. HEBERT, et A. B. RIPPIN. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. Journal of Wildlife Management **61**:622-633.

THIBAUT, I., et J.-P. OUELLET. 2005. Behavioural adaptations of eastern coyotes in relation to vegetation cover, snow conditions and hare distribution. *Ecoscience* **12**:466-475.

TURCOTTE, C., et F. AUGER. 2004. Opérations de contrôle des prédateurs (2001 à 2003) pour la sauvegarde du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Groupe Interfaune, Sainte-Anne-des-Monts.

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