

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	I
AVANT-PROPOS.....	III
RÉSUMÉ	IV
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX.....	VI
LISTE DES FIGURES	VII
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	I
Contexte général : La situation du caribou de la Gaspésie	1
Etat des connaissances sur le coyote	4
Domaines vitaux	4
Sélection de l'habitat.....	7
Qualité de l'habitat forestier pour le coyote	8
LA SÉLECTION D'HABITAT PAR LE COYOTE ET SES IMPLICATIONS POUR LA CONSERVATION DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE	10
Méthodologie	13
Aire d'étude	13
Capture des coyotes	14
Analyse des localisations	15
Carte d'habitat	15
Sélection de l'habitat.....	17
Caractéristiques des aires d'utilisation intensive.....	18
Régime alimentaire	19
Résultats.....	20
Domaines vitaux	20
Description des différentes catégories d'habitats	20
Sélection d'habitat à l'échelle du site d'étude	21
Sélection à l'échelle du domaine vital	22
Caractéristiques des aires d'utilisation intensive.....	24
Régime alimentaire	26
Discussion	28
Les perturbations anthropiques et la disponibilité de la nourriture	28
Un cas de prédation de débordement?	33
Implications pour la conservation du caribou de la Gaspésie	35
Références	36
CONCLUSION GÉNÉRALE	43
RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALE	47

LISTE DES TABLEAUX

Introduction générale

Tableau 1 : Synthèse des travaux portant sur les domaines vitaux des coyotes 5

Tableau 2 : Synthèse des travaux portant sur la sélection de l'habitat par les coyotes.....8

Article SÉLECTION DE L'HABITAT PAR LE COYOTE, *Canis latrans*, DANS LE CONTEXTE DE LA CONSERVATION DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE

Tableau 1 : Disponibilité des catégories d'habitat dans le site d'étude et proportion de ces catégories dans les aires d'utilisation intensive fréquentées par le coyote 25

Tableau 2 : Comparaison des caractéristiques de la végétation (moyenne \pm erreur type) entre les sites aléatoires et les aires d'utilisation intensive avec et sans carcasse fréquentées par le coyote dans les coupes de 5-20 ans.....26

Tableau 3 : Comparaison de la superficie des domaines vitaux des coyotes (moyenne \pm erreur-type ; MCP 95%) entre différentes études réalisées dans des milieux de productivité différente 29

LISTE DES FIGURES

Article	SÉLECTION DE L'HABITAT PAR LE COYOTE, <i>Canis latrans</i>, DANS LE CONTEXTE DE LA CONSERVATION DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE
Figure 1 : Localisation du site d'étude tel que délimité par le polygone convexe regroupant l'ensemble des localisations des coyotes résidents. Le site d'étude inclut l'aire fréquentée par les caribous de la Gaspésie fréquentant le secteur du Mont Logan	13
Figure 2 : Recouvrement des espèces fruitières et couvert latéral par catégorie d'habitats	21
Figure 3 : Sélection de l'habitat par le coyote à l'échelle de l'aire d'étude : utilisation au niveau du domaine vital annuel comparativement à la disponibilité dans l'aire d'étude	22
Figure 4 : Sélection de l'habitat par le coyote à l'échelle du domaine vital: utilisation au niveau des localisations par période comparativement à la disponibilité dans le domaine vital annuel	23
Figure 5 : Sélection de l'habitat par le coyote à l'échelle du domaine vital: utilisation au niveau des aires d'utilisation intensive comparativement à la disponibilité dans le domaine vital	24
Figure 6 : Régime alimentaire des coyotes exprimé en pourcentage d'interception par période.	27

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Contexte général

La population de caribous de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), retrouvée au Sud du fleuve Saint-Laurent (Ouellet *et al.* 1996), constitue le seul vestige des populations qui occupaient autrefois le nord-est des États-Unis et le Canada atlantique (Bergerud et Mercer 1989). Associée à la montagne durant tout son cycle de vie, cette harde appartient à l'écotype montagnard (Courtois *et al.* 2003). Composée de 700-1500 individus en 1953 (Moisan 1957), son effectif a diminué jusqu'à atteindre environ 140 caribous en 2001 (Fournier et Faubert 2001). Génétiquement distincte des autres populations (Courtois *et al.* 2003), son statut précaire a conduit le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEpac) à la désigner comme population en voie de disparition en 2002. Au Québec, la population et son habitat ont été désignés vulnérables par le gouvernement en septembre 2001.

Plusieurs facteurs ont été proposés pour expliquer la détérioration de la situation du caribou de la Gaspésie. Une chasse excessive entre 1900 et 1915 ainsi que la perte d'habitat résultant de travaux forestiers, miniers et de feux de forêt sont autant de facteurs qui auraient amorcé le déclin de cette population (Moisan 1957). Plusieurs mesures ont été entreprises pour protéger le caribou. La chasse a été interdite de 1929 à 1934, puis de nouveau en 1949. Le parc de conservation de la Gaspésie a été créé en 1937, et les travaux forestiers et miniers y ont cessé depuis 1977. Malheureusement, ces mesures n'ont pas permis de redresser la situation. De plus, suite à l'élimination du loup gris (*Canis lupus*) sur la rive sud du Saint-Laurent et à la coupe de bois à des fins agricoles et forestières, le coyote de l'Est (*Canis*

latrans) a étendu son aire de répartition pour atteindre la péninsule gaspésienne en 1973 (George 1976). Le coyote de l'Est de l'Amérique du nord n'est pas une sous-espèce de coyote mais il diffère du coyote de l'Ouest par son régime alimentaire et par la taille plus importante de son domaine vital (Patterson et Messier 2001). La pression exercée par ce nouveau prédateur s'est ajoutée à celle de l'ours noir (*Ursus americanus*) et d'autres prédateurs occasionnels tel l'aigle royal (*Aquila chrysaëtos*) (Crête et Desrosiers 1995). Ces prédateurs s'attaquent aux faons du caribou principalement durant leurs quatre à six premières semaines de vie (Rettie et Messier 1998), mais ces derniers restent toutefois vulnérables jusqu'à l'âge de six mois (Crête et Desrosiers 1995). Dans le parc national de la Gaspésie, sur 11 mortalités de faons caribous de 1987 à 1992, sept (soit 64 %) ont été attribués au coyote, trois à l'ours noir et un à l'aigle royal (Crête et Desrosiers 1995). La prédation serait la principale cause des faibles taux de recrutement observés sur les Monts Albert et McGerrigle (Fournier et Faubert 2001). La mise en place de deux programmes de contrôle des prédateurs de 1990 à 1996 puis de 2001 à aujourd'hui a d'ailleurs permis d'améliorer le recrutement dans la population (Desrosiers et Faubert 2006).

Dans le cadre du plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie 2002-2012, deux mesures concernant les prédateurs ont été identifiées (Anonyme 2002). Premièrement, il a été suggéré de réaliser un deuxième programme de contrôle afin de limiter les ours noirs et les coyotes susceptibles de s'attaquer aux caribous. Deuxièmement, le comité a suggéré la mise en place de projets de recherche visant à préciser les stratégies d'utilisation de l'habitat et d'occupation de l'espace par les prédateurs. Le présent projet de recherche sur le coyote s'inscrit dans le cadre de cette mesure. Il vise à mieux comprendre l'écologie du coyote dans le contexte de la conservation du caribou de la Gaspésie. De plus, la compréhension de l'impact du

coyote sur les populations d'ongulés dans le nord-est de l'Amérique fait partie des priorités de recherche identifiées dans « The ecology of northeast coyotes : Current knowledge and priorities for future research » (Gompper 2002).

Dans le cas des populations de caribous, les coyotes peuvent avoir un impact important, particulièrement si ces populations sont petites et isolées (Gompper 2002). Par exemple, la colonisation du parc de la Gaspésie par le coyote a résulté en un déclin de la population de caribous (Crête et Desrosiers 1995).

Notre objectif consistait d'une part à accroître l'état des connaissances sur l'écologie de ce canidé en milieu boréal en utilisant la technologie GPS, une première pour cette espèce. D'autre part, nous voulions déterminer quels habitats et ressources étaient utilisés par le coyote en Gaspésie afin de cibler les mesures de gestion qui permettraient de réduire son impact sur le caribou. Entre autre, nous souhaitions évaluer l'importance de l'utilisation des différentes catégories de coupes forestières par les coyotes car ces dernières se rapprochent de plus en plus de l'aire utilisée par le caribou. Ces connaissances permettront d'identifier des stratégies d'aménagement visant à diminuer les risques de prédation par le coyote. Elles permettront aussi de mieux cibler les conditions spatiales et temporelles nécessaires à un programme de contrôle efficace. Il est primordial pour la survie du caribou de déterminer comment les différents habitats et les ressources qu'ils procurent influencent les stratégies d'utilisation de l'habitat et d'occupation de l'espace chez le coyote.

État des connaissances sur le coyote

Le coyote est présent en forêt boréale seulement depuis quelques dizaines d'années. Originaire du centre-ouest américain, il a élargi son aire de répartition suite aux perturbations anthropiques énoncées précédemment. Son aire de répartition s'est d'abord étendue vers le nord puis vers l'est pour atteindre le sud du Québec en 1944 (Young et Jackson 1951) et la Gaspésie en 1973 (Georges 1976). La forêt boréale représente actuellement la limite nord de son aire de répartition (Tremblay *et al.* 1998).

Domaines vitaux

De nombreux chercheurs ont étudié les domaines vitaux des coyotes en Amérique du Nord ainsi que les facteurs qui influencent leur superficie. Le tableau 1, qui résume ces recherches, permet de constater que la taille des domaines vitaux peut varier selon le type de milieu, la densité de proies, les périodes biologiques, le statut social, le sexe, l'âge et l'estimateur utilisés. Il est donc important de tenir compte de ces facteurs afin de faciliter la comparaison entre les études (Laundré et Keller 1984).

Les coyotes forestiers ont des domaines vitaux plus grands que ceux vivants en milieu rural (Tableau 1). Les individus non-résidents, aussi appelés transitoires, ont également de plus grands domaines vitaux que les résidents. Les domaines vitaux des non résidents peuvent atteindre des superficies de plus de 100 km² contre moins de 50 km² pour les résidents. Il est donc nécessaire d'analyser ces derniers séparément afin de ne pas biaiser l'estimation de leurs superficies moyennes respectives (Messier et Barrette 1982; Pearson et Hirth 1991). Des différences importantes existent aussi entre les coyotes de l'est de l'Amérique du nord et ceux de

l'ouest. Les familles de coyotes de l'est maintiennent des domaines vitaux de 30 à 50 km² (Patterson et Messier, 2001) soit de 100 à 200 % plus grands que les coyotes de l'ouest (Messier et Barrette 1982; Caturano 1983). Cette différence proviendrait de la moins grande productivité des forêts du nord-est comparativement à celles de l'ouest (Harrison 1992).

Tableau I : Synthèse de travaux portant sur les domaines vitaux des coyotes.

Auteur(s)	lieu	type de milieu	estimateur utilisé	effectif (n)	taille des DV selon diff. facteurs (km ² ± é-t)
Crête <i>et al.</i> 2001	Québec (sud-est)	agro-forestier	PCM 95 %	24	coyotes forestiers : 111 ± 28 coyotes ruraux : 48 ± 18
Tremblay <i>et al.</i> 1998	Québec (sud-est)	agro-forestier	PCM 95%	10	coyotes forestiers : 101.4 ± 67.1 coyotes ruraux : 30.1 ± 9.3
Messier et Barrette 1982	Québec	forestier	PCM 95 %	15	adulte : 31.2, juvénile : 29.9, chiot : 2.4
Litvaitis et Harrison 1989	Maine	forestier	PCM 100 %	6	48.4 ± 6.8
Pearson et Hirth 1991	Vermont	agro-forestier	PCM 100 %	16	♀ : 17.1 ± 3.2, ♂ : 18.7 ± 4.6 AUI*= 8.8
Roy et Dorrance 1985	Alberta	agro-forestier	PCM 95 %	29	résident : 12.1 non résident : jusqu'à 204
Bowen 1982	Alberta	forestier-montagne	PCM 95 %	19	♀ : 10.3 ± 1.1 en été et 16.3 ± 4.1 en hiver ♂ : 13.9 ± 1.4 en été et 14.9 ± 0.9 en hiver
Springer 1982	Washington	prairie-montagne	AM*	10	♀ adulte : 117.8 et AUI=12.8 ♂ adulte : 97.8 et AUI= 5.3 juvénile : 51.3 et AUI=1.0
Mills et Knowlton 1991	Utah et Idaho	prairie aride	MH* 85 %	38	haute densité de proies : 14.6 ± 3.0 faible densité de proies : 25.7 ± 6.3
Gosselink <i>et al.</i> 2003	Illinois	agro-urbain	KA* 95 %	28	été : 16.82 hiver : 26.98
Andelt et Gipson 1979	Nebraska	agro-forestier	PCM 95 %	9	♀ : 24.2 ± 20.7 ♂ : 28.2 ± 16.6
Gese <i>et al.</i> 1988	Colorado	prairie aride et canyon	PCM 95 %	72	adulte résident : 11.3 ± 5.8 adulte non résident : 106.5 ± 27.7 chiot résident: 5.4 ± 1.2 juvénile résident : 19.3 ± 3.4
Kamler et Gipson 2000	Kansas	agro-forestier	PCM* 95% et 100% - les excursions	10	résident : 4.1 ± 0.7 non résident : 49.3 ± 12.3
Grinder et Krausman 2001	Arizona	urbain	PCM 95%	16	résident : 12.6 ± 3.5 non résident : 105.2 ± 37.9
Sacks <i>et al.</i> 1999	Californie	agro-forestier aride	KA 90 % et 60 % et PCM 95 %	14	KA 90 % : 4.6 PCM 95 % : 5.0
Litvaitis et Shaw 1980	Oklahoma	prairie et forestier	AM	18	♀ adulte : 68.7 ± 89.1 ♂ adulte : 31.3 ± 42.5 juvénile : 1.0 ± 0.7
Holzman <i>et al.</i> 1992	Georgie	agro-forestier	PCM 95 %	17	dispersion : 9.7 ± 7.8 accouplement : 7.4 ± 5.2 gestation : 4.1 ± 3.2 élevage : 7.4 ± 6.6
Chamberlain <i>et al.</i> 2000	Mississippi	forestier	KA 95 % et 50 %	18	♂ : 11.93 ± 1.76 ♀ : 18.48 ± 3.94
Windberg et Knowlton 1988	Texas	prairie aride	PCM 95	33	♀ MH 75 % : 2.4 ♀ PCM 95 % : 3.2

* : KA= kernel adaptatif, PCM= polygone convexe minimum, CH= contour harmonique, MH= moyenne harmonique, AM= aire minimale et AUI= aire d'utilisation intensive

Laundré et Keller (1984) estiment que l'inclusion des considérations saisonnières dans le calcul du domaine vital permet d'obtenir de l'information additionnelle à partir des domaines vitaux. Les périodes d'accouplement (1 jan.-15 mars), de gestation (16 mars - 30 avril), d'élevage (1 mai-31 juil.) et de dispersion (1 août – 31 déc.) représenteraient le mieux les variations du domaine vital. Andelt et Gipson (1979) affirment que les coyotes mâles ont une taille de domaine vital supérieure pendant la période précédent l'accouplement pour les individus reproducteurs ou lorsqu'ils sont subadultes. Cette augmentation existerait également chez les femelles adultes avant et pendant l'accouplement. Holzman et al. (1992), quant à eux, ont montré que la taille des domaines vitaux était plus faible durant la gestation et, selon Laundré et Keller (1984), l'aire fréquentée durant la saison de l'élevage serait réduite. En accord avec les résultats de Messier et Barrette (1982), Pearson et Hirth (1991) et Chamberlain *et al.* (2000) affirment qu'il n'existe aucune différence de taille des domaines vitaux entre les deux sexes. Grinder et Krausman (2001) n'ont pour leur part pas trouvé de différence dans la taille des domaines vitaux entre les différentes périodes. Enfin, Bowen (1982) a mis en évidence que la taille des domaines vitaux est corrélée de façon positive avec le nombre de coyotes dans le groupe.

Springer (1982) affirme que la totalité des localisations devrait être utilisée dans le calcul de la superficie des domaines vitaux (MCP 100%). Selon ses résultats, les domaines vitaux sont composés d'aires d'utilisation intensive reliées entre elles par des excursions occasionnelles qui ne devraient pas être éliminées. La taille des aires d'utilisation intensive dans les différentes études (Springer 1982 ; Caturano 1983 ; Windberg et Knowlton 1988 ; Pearson et Hirth 1991) est peu variable et généralement de moins de 10 km².

De façon générale, malgré les différentes méthodes de calcul employées, il ressort des différentes études que les domaines vitaux des coyotes augmentent de superficie en se déplaçant vers le nord-est (tableau 1).

Sélection de l'habitat

Différents facteurs peuvent influencer la sélection de l'habitat chez le coyote. Plusieurs auteurs ont montré que la nuit les coyotes sélectionnent les habitats ouverts et évitent les habitats forestiers au couvert végétal dense alors que le jour, l'inverse se produit (Andelt et Andelt 1981 ; Roy et Dorrance 1985 ; Holzman *et al* 1992). La préférence des coyotes pour une catégorie d'habitat peut être attribuée au couvert végétal mais aussi à la disponibilité de proies comme l'ont affirmé Ozoga et Harger (1966), Litvaitis et Shaw (1980), Andelt et Andelt (1981) ainsi que Thibault et Ouellet (2005). Le tableau 2 présente les résultats de quelques une des nombreuses études portant sur la sélection de l'habitat par le coyote en Amérique du Nord afin de démontrer la variabilité des habitats préférés. De plus, on remarque que les auteurs ont utilisé différentes méthodes statistiques et qu'ils ont étudié la sélection de l'habitat selon différentes échelles ce qui complique la comparaison entre les études.

Tableau 2 : Synthèse de travaux portant sur la sélection de l'habitat par les coyotes.

Auteur(s)	méthode statistique	niveau *	Sélection de l'habitat selon divers facteurs
Gosselink <i>et al.</i> 2003	analyse compositionnelle	1, 2, 3 et sites de repos vs. DV	+ pour habitat riche en couvert. - pour habitat associé à l'homme
Chamberlain <i>et al.</i> 2000	analyse compositionnelle	1, 2 et 3	+ pour pinède de 9 à 15 ans et mature
Holzman <i>et al.</i> 1992	ANOVA	3	+ pour habitat ouvert la nuit ♀ le jour : + pour plantation de pins en été
Pearson et Hirth 1991	χ^2	3	+ pour forêt en hiver et au printemps + pour milieu ouvert en été et en automne - pour résineux durant hiver et dispersion + pour feuillus durant accouplement, gestation et élevage
Andelt et Andelt 1981	χ^2	3	culture haute : - le jour, + la nuit habitat forestier : + le jour, - la nuit
Litvaitis et Harrison 1989	χ^2	1 et 3	résineux : + en été et automne, - en hiver
Gese <i>et al.</i> 1988	χ^2	1 et 3	+ pour pinède à genévrier + pour prairie à arbustes - pour prairie ouverte
Grinder et Krausman 2001	χ^2	1 et 3	♀ : - aires naturelles, + zones résidentielles
Kamler et Gipson 2000	% hab. utilisé / % hab. disponible	# de localisation par catégorie d'hab., vs. # attendu pour cette catégorie d'hab.	prairie : + (résident), - (non-résident) forêt : - (résident), + (non-résident) agricole : - (résident), + (non-résident)
Roy et Dorrance 1985	% hab. utilisé / % hab. disponible	1	habitat ouvert : - le jour, + la nuit habitat forestier : + le jour, - la nuit
Litvaitis et Shaw 1980	% hab. utilisé / % hab. disponible	3	- pour prairie + pour savane

* : 1= utilisation dans le domaine vital vs. disponibilité dans l'aire d'étude, 2= utilisation dans le noyau d'utilisation intensive vs. disponibilité dans le domaine vital et 3= utilisation au niveau des localisations vs. disponibilité dans le domaine vital ; + : sélection ; - : évitement

Qualité de l'habitat forestier pour le coyote

Bien que les coyotes soient maintenant établis dans de nombreuses régions forestières (Messier *et al.* 1982; Toweill et Anthony 1988; Samson et Crête 1997; Dumond *et al.* 2001; Richer *et al.* 2002; Thibault et Ouellet 2005), plusieurs études ont démontré que le milieu forestier constitue néanmoins un habitat marginal pour cette espèce (Todd 1985; Crête et Lemieux 1994; Samson et Crête 1997; Tremblay *et al.* 1998). Ainsi, les coyotes forestiers de la péninsule gaspésienne présentent une des densités les plus faibles jamais observées (0,2-0,3 coyotes/10 km²; Samson et Crête 1997). Tel que mentionné précédemment, leurs domaines vitaux sont de 2 à 3 fois supérieurs à ceux des coyotes vivants dans les habitats ruraux adjacents (Crête *et al.* 2001). Ils présentent également un taux de fécondité, une masse corporelle ainsi que

des réserves de graisse et de protéines plus faibles en été que les coyotes non forestiers (Poulle *et al.* 1995). De plus, à la fin de l'été, les coyotes forestiers montrent des taux de déplacement plus importants, sont plus actifs et se nourrissent davantage de petits fruits que les coyotes non forestiers, ce qui affecte leur survie et leur fécondité (Tremblay *et al.* 1998).

Il a été démontré que c'est la faible accessibilité aux proies et non leur abondance qui fait du milieu forestier un habitat de moindre qualité pour le coyote. En effet, le couvert végétal dense diminuerait l'efficacité de chasse du coyote en été (Richer *et al.* 2002) et en hiver (Thibault et Ouellet 2005), les coyotes étant adaptés à la chasse de type poursuite en milieu ouvert (Wells et Bekoff 1982). Par contre, lorsque les conditions de neige sont contraignantes, les coyotes préfèrent les habitats fermés tel que le milieu forestier coniférien. Bénéficiant d'une plus faible accumulation de neige au sol, les déplacements y sont facilités et le couvert latéral peut permettre aux coyotes de se rapprocher davantage des proies difficiles à poursuivre en milieux ouverts enneigés (Thibault et Ouellet 2005). Les habitats ouverts, telles les coupes forestières, sont utilisés de façon préférentielle lorsque la neige ne limite pas les déplacements (Major et Sherburne 1987; Person et Hirth 1991; Thibault et Ouellet 2005). En dépit de ce fait, la coupe forestière et le défrichement, en améliorant la qualité de l'habitat pour le coyote, seraient en grande partie responsables de son expansion (Moore et Parker 1992). Et ce, contrairement à la majorité des espèces pour qui l'intensification des perturbations humaines a conduit à une contraction de leur aire de répartition (Laliberté et Ripple 2004).

SÉLECTION DE L'HABITAT PAR LE COYOTE, *Canis latrans*, DANS LE CONTEXTE DE LA CONSERVATION DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE

Dominic Boisjoly^{1,2}, Jean-Pierre Ouellet^{1,2} et Réhaume Courtois³

¹Département de biologie, chimie et sciences de la santé, Université du Québec à Rimouski, 300 allée des Ursulines, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada.

²Centre d'études nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300 allée des Ursulines, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada.

³Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction du développement de la faune, 930 boul. Sainte-Foy, Québec, Québec, G1S 2L4, Canada.

Introduction

L'arrivée d'un nouveau prédateur dans un écosystème peut avoir de nombreuses conséquences dont un accroissement du risque d'extinction d'espèces indigènes (Sinclair *et al.* 1998). L'impact des prédateurs peut être d'autant plus sévère si l'abondance de ces derniers est augmentée directement ou indirectement par des activités anthropiques (Soulé *et al.* 1988; Schneider 2001).

En forêt boréale, la coupe forestière est maintenant omniprésente et la limite nordique des secteurs touchés progresse rapidement. Certaines espèces spécialistes en sont affectées négativement dont le caribou (*Rangifer tarandus*) alors que d'autres en bénéficient généralement tels l'orignal (*Alces alces*) et le coyote (*Canis latrans*), un prédateur généraliste (Laliberté et Ripple 2004).

Le coyote est un prédateur récent en forêt boréale. Il est originaire des milieux ouverts du centre-ouest américain et a étendu son aire de répartition suite au développement de l'agriculture, à l'intensification de la coupe forestière et à l'élimination du loup (Georges 1976). Son aire de répartition s'est d'abord étendue vers le nord puis vers l'est pour atteindre le sud du Québec en 1944 (Young et Jackson 1951) et la Gaspésie en 1973 (Georges 1976). Présentement, la forêt boréale représente la limite nordique de son aire de répartition (Tremblay *et al.* 1998). Dans le nord-est de l'Amérique, le coyote occupe maintenant des écosystèmes jadis occupés par le loup et le couguar (Gompper 2002). Pourtant, même si les impacts directs et indirects de ce nouveau prédateur sur une grande variété de proies représentent potentiellement des enjeux de conservation importants, l'écologie du coyote de l'Est demeure méconnue.

Le coyote peut notamment avoir un impact important sur les populations de caribous, particulièrement si ces populations sont petites et isolées (Gompper 2002).

C'est le cas du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) (Crête et Desrosiers 1995), considéré en voie de disparition. Son abondance est passée de 700-1500 individus en 1953 (Moisan 1957) à environ 140 caribous en 2001 (Fournier et Faubert 2001) parallèlement à l'arrivée du coyote (Crête et Desrosiers 1995). Cette population constitue le seul vestige des populations du sud du fleuve Saint-Laurent (Ouellet *et al.* 1996) qui couvraient autrefois le nord-est des États-Unis et le Canada atlantique (Bergerud et Mercer 1989). Récemment, on estimait que 64 % des cas de prédatation étaient attribués au coyote (Desrosiers et Faubert 2001). La prédateur serait la principale cause des faibles taux de recrutements observés (Fournier et Faubert 2001).

Dans cette étude, nous désirons tester l'hypothèse qu'en forêt boréale, les coyotes dépendent principalement des milieux modifiés par des perturbations d'origine anthropique. Plus spécifiquement, nous prédisons qu'en forêt boréale, les coyotes vont préférer les milieux ouverts soit les coupes forestières alors qu'ils vont éviter les forêts matures. Les forêts non perturbées adjacentes ne seraient utilisées qu'occasionnellement par les coyotes lors d'excursions hors de leurs habitats préférés. Nous anticipons que les ressources alimentaires exploitées par le coyote seront davantage disponibles dans les habitats perturbés, le milieu forestier boréal étant peu productif pour cette espèce (Tremblay *et al.* 1998). Les coyotes profiteront notamment de la présence de carcasses d'orignaux, de petits fruits et de la plus grande vulnérabilité du lièvre dans les milieux plus ouverts (Thibault et Ouellet 2005). Pour vérifier ces prédictions, nous avons décrit la sélection de l'habitat par les coyotes à différentes échelles spatiales et temporelles, nous avons comparé la disponibilité des ressources entre les habitats et avons analysé leur régime alimentaire.

Méthodologie

Aire d'étude

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés aux coyotes fréquentant le secteur du mont Logan (1128 m) dans le parc national de la Gaspésie, situé dans l'est du Québec (Canada), où on retrouve une sous-population de caribou de la Gaspésie (Mosnier *et al.* 2003). Les coyotes qui fréquentent les environs du mont Logan se trouvent principalement dans les réserves fauniques de Matane et de Dunière (figure 1).

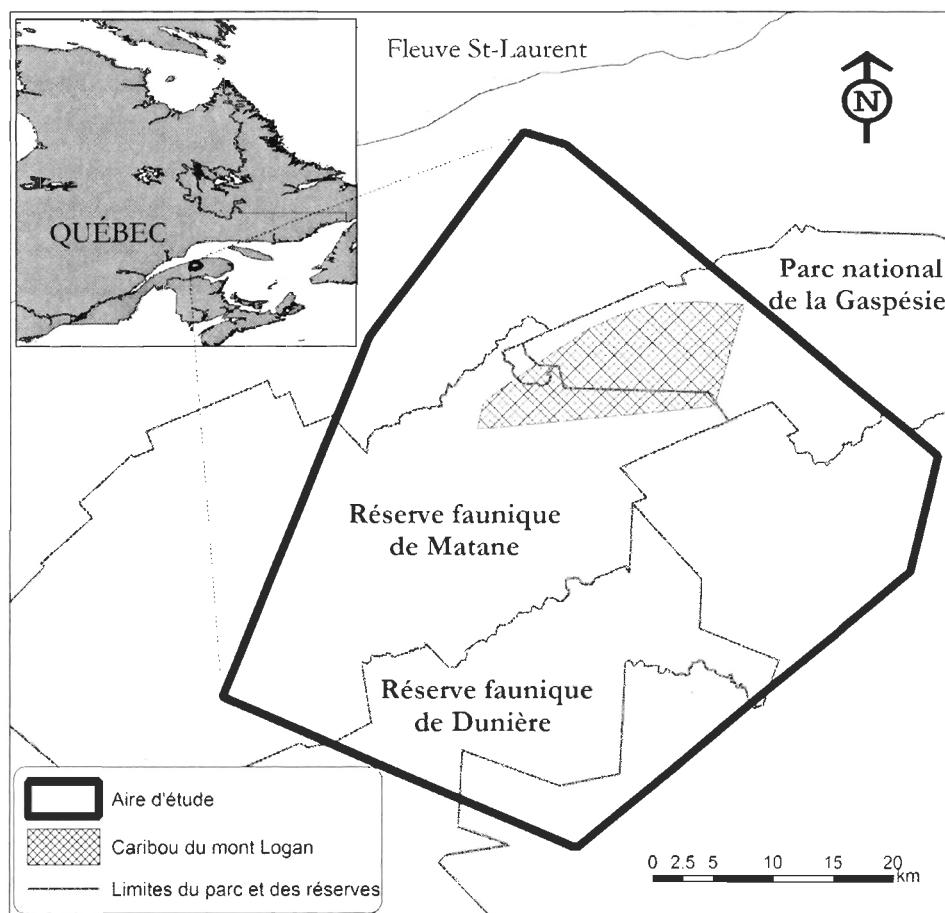


Figure 1 : Localisation du site d'étude tel que délimité par le polygone convexe regroupant l'ensemble des localisations des coyotes résidents. Le site d'étude inclut l'aire fréquentée par les caribous de la Gaspésie fréquentant le secteur du Mont Logan.

La région du parc de la Gaspésie est caractérisée par un climat froid. Les températures annuelles moyennes varient de +2.1°C aux faibles élévations à -4°C aux sommets. C'est aussi une région très humide avec les précipitations annuelles les plus élevées du sud du Québec (>1600 mm) dont 60% tombent sous forme de neige (Boudreau 1981). Dans les monts Chics-Chocs auxquels appartient le mont Logan, trois zones de végétation sont engendrées par les gradients altitudinaux et climatiques (Gagnon 1970). La zone de montagne varie de 100 à 900 m et les espèces dominantes sont le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), l'épinette noire (*P. mariana*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) et le bouleau à papier (*B. papyrifera*). Dans la zone subalpine, de 900 à 1050 m, l'épinette blanche et le sapin baumier sont les espèces dominantes et ils deviennent de plus en plus rabougris avec l'altitude. Quant à la zone alpine, elle se situe à plus de 1050 m et est constituée de toundra alpine parsemée de lichens, de mousses, de graminées et de krummholtz de sapin et d'épinette. La région périphérique du Parc de la Gaspésie dont les réserves fauniques de Matane et de Dunière, diffèrent du parc par une altitude moyenne plus faible, la présence d'érables à sucre (*Acer saccharum*) et de coupes forestières. Dans la réserve Matane, plus de 50% de la superficie forestière est âgée de moins de 20 ans et moins de 10% est à maturité commerciale (Anonyme 2004)

Capture des coyotes

Nous avons capturé 23 coyotes en août 2002 et en novembre 2003 et ce, le plus près possible de l'aire fréquentée par les caribous du Mont Logan. Les coyotes ont été capturés à l'aide de pièges à patte à double ressort de type Victor #3 avec mâchoires rembourrées (Woodstream Corp. Pennsylvania). Les pièges ont été visités tôt le matin à chaque jour et les coyotes capturés ont été manipulés avec un bâton de

contention muni d'un cran d'arrêt. Chaque coyote a par la suite été étiqueté, âgé puis un collier GPS (Lotek 3000 et 3300, Newmarket, Ontario) a été posé et l'animal relâché. Les colliers ont été programmés pour obtenir une localisation aux quatre heures. Les procédures de manipulation des coyotes ont été 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).

Analyse des localisations

Une correction différentielle a été effectuée pour optimiser la précision des localisations en utilisant le programme N4WIN version 2.40 (Lotek, Newmarket, Ontario). Les localisations avec une valeur de DOP (dilution of precision) supérieure à 25 ont été retirées des analyses (Dussault *et al.* 2001).

Des 23 coyotes capturés, nous avons obtenus des localisations sur 16 individus, les autres ayant porté des colliers défectueux. Des 16 coyotes porteurs de colliers fonctionnels, 2 étaient transitoires et 2 autres étaient d'abord résidents puis sont devenus transitoires. Un coyote a été classé comme transitoire lorsqu'il se déplaçait sur de très grandes distances sans affinité pour une aire particulière (Gese *et al.* 1988).

Carte d'habitat

Les localisations et les domaines vitaux de coyotes ont été importés dans ArcGIS (v. 9.0, ESRI Inc., Redlands, California) et ont été superposés à des cartes écoforestières 1 : 20 000 produites par le Ministère des Ressources Naturelles du Québec à partir de photographies aériennes. Les cartes ont été mises à jour pour les perturbations postérieures à leur réalisation. Neuf catégories d'habitat ont été créés à

partir de ces cartes soient : les coupes de < 5 ans (coupe avec protection de la régénération et des sols), les coupes de 5-20 ans, les coupes partielles < 20 ans (coupe de jardinage, éclaircie pré-commerciale), les perturbations naturelles < 20 ans (chablis, épidémie de tordeuse du bourgeon de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), les feuillus > 20 ans, les forêts mixtes > 20 ans, les résineux 20-50 ans, les résineux > 50 ans et les autres milieux (eau, dénudé, etc.).

Tel que proposé par Dussault *et al.* (2001), les différences de structure et de composition de la végétation entre les catégories d'habitat ont été validées à l'été 2003 par un échantillonnage aléatoire stratifié de 10 sites de chaque type d'habitat. Les essences dominantes et codominantes ont été déterminées. La surface terrière des arbres de ≥ 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) a été calculée par essence à l'aide d'un prisme de facteur 2 (Grosenbaugh 1952). Le nombre de tiges dont le DHP était compris entre 1,5 cm et 9,9 cm a été compté par essence dans un carré de 4 m de côté dont les sommets étaient orientés selon les points cardinaux. Dans cette parcelle de 16 m², le pourcentage de recouvrement au sol des arbres et arbustes susceptibles de fournir des fruits a été estimé. Le pourcentage de recouvrement de toutes les espèces de la strate arbustive haute (>2m), de la strate arbustive basse (>0,5m et <2m) et de la strate herbacée (<0,5m) a été évalué dans quatre parcelles de 1 m². Le couvert latéral a été évalué par le pourcentage d'obstruction visuelle causée par la végétation sur une planche de 150 × 30 cm divisée en 3 sections de 50 cm et située à 15 m du centre de la parcelle de 16 m² (Nudds 1977; Griffith et Youtie 1988). Le pourcentage de fermeture de la canopée a été mesuré en comptant le nombre de points sous couvert le long d'un transect de 15 m en échantillonnant tous les 1,5 m (Potvin *et al.* 1999). Les mesures du couvert latéral et du pourcentage de fermeture de la canopée ont été répétées aux quatre points cardinaux. Des ANOVAs

ont été utilisées pour vérifier si les différents paramètres mesurés variaient en fonction des catégories d'habitats.

Sélection de l'habitat

Les analyses de sélection de l'habitat ont été effectuées selon une approche hiérarchique (Johnson 1980) à deux niveaux. À l'échelle du paysage, l'utilisation des catégories d'habitats dans le domaine vital a été comparée à leur disponibilité dans l'aire d'étude. Les domaines vitaux annuels des coyotes ont été calculés à l'aide de l'extension Animal Movement (v. 2.04) du logiciel Arcview (v. 3.2a ESRI Inc., Redlands, California) à partir de la méthode du polygone convexe minimum (MCP) 95 % afin de pouvoir comparer avec la littérature, la majorité des études ayant utilisé cette méthode (Laundré et Keller 1984). Les domaines vitaux saisonniers ont par contre été déterminés avec l'ensemble des localisations pour cette période (MCP 100%) car c'est possiblement lors des excursions en périphérie du domaine vital, hors de leurs habitats préférés, que les coyotes se nourrissent de caribous. L'aire d'étude a été déterminée en regroupant l'ensemble des localisations des coyotes résidents par la méthode du polygone convexe minimum (MCP) 100%. À l'échelle du domaine vital, l'utilisation des catégories d'habitats au niveau des localisations a été comparée à leur disponibilité dans le domaine vital annuel. L'utilisation au niveau des aires d'utilisation intensive a aussi été comparée à la disponibilité dans le domaine vital puisqu'il est probable que la sélection dans ces aires soit plus représentative de l'exploitation des ressources que ce qui est obtenu à partir de l'ensemble des localisations, celles-ci comprenant aussi les déplacements. Les aires d'utilisation intensives qui regroupent 40% des localisations les plus rapprochées ont été déterminées par analyse de groupement (cluster analysis) à l'aide du logiciel Ranges 6 (Anatrack ltd., Wareham, UK).

Une MANOVA (procédure mixte; SAS system v.9, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) a été utilisée pour déterminer si le sexe, l'âge, la période du jour (jour, nuit; au niveau des localisations), la période de l'année (sauf pour l'analyse à l'échelle des aires d'utilisation intensive) et l'année ont un effet sur la sélection de l'habitat. Cette analyse a permis de tenir compte du fait que les coyotes n'ayant pas tous été suivis les mêmes années. Seuls les facteurs ayant un effet significatif ont été retenus lors des analyses subséquentes. Les périodes de l'année retenues sont : 1) ACCOUPLEMENT des coyotes (1 janvier-15 mars) ; 2) MISE BAS des coyotes (16 mars-30 avril) ; 3) ELEVAGE des jeunes (1 mai-31 juillet) qui inclus la période de vulnérabilité des jeunes caribous (15 mai-31 juillet) ; 4) dispersion des coyotes pendant la période des fruits (1 août-6 septembre) (DISPERSION I) ; 5) dispersion suite à la chasse à l'original (7 septembre-31 décembre) (DISPERSION II). Une MANOVA consistant en un test d'Hotelling similaire à l'analyse compositionnelle (Aebischer *et al.* 1993) mais sans le calcul du ratio a été utilisée afin de tester l'hypothèse nulle que l'utilisation de l'habitat est équivalente à la disponibilité (Proc GLM, SAS system v.9, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). L'analyse multivariée a été suivie d'une série de tests de T afin de déterminer les habitats où l'utilisation diffère significativement de la disponibilité.

Caractéristiques des aires d'utilisation intensive

Un échantillonnage, identique à celui utilisé pour valider les différentes catégories d'habitat, a aussi été réalisé dans 95 aires d'utilisation intensive choisies au hasard pour chaque individu. La présence de carcasses de proies a été notée de même que l'espèce, l'âge approximatif et le sexe lorsque possible. Un χ^2 a été utilisé pour déterminer si le nombre de carcasses différait en fonction de la catégorie d'habitat. Afin d'expliquer pourquoi certaines catégories d'habitat ont été préférées,

les caractéristiques de la végétation des aires d'utilisation intensives (couvert latéral et vertical ; couvert arborescent, arbustif et herbacé ; couvert des essences fruitières et non fruitières) ont été comparées à celles provenant de l'échantillonnage des sites aléatoires ($n=90$). Ces tests ont été effectués séparément pour les sites avec carcasse ($n=44$) et sans carcasse ($n=51$) pour chaque catégorie d'habitat afin de différencier les caractéristiques propres à chaque type de site. Pour ce faire, un test de t (Systat v.11, 2004, Point Richmond, CA, USA) a été utilisé.

Régime alimentaire

Nous avons récolté des fèces en parcourant l'aire d'étude au cours des années 2003 et 2004. Les principaux chemins forestiers étaient parcourus en camion à basse vitesse à chaque deux semaines en absence de neige et deux fois au cours de l'hiver 2004. Les fèces récoltées ont été séchées à 70°C pendant 24 h et rincées sur un tamis à mailles de 0,5 mm. La méthode par interceptions a été utilisée pour échantillonner chaque fèces (Chamrad et Box 1964). Nous avons considéré 50 interceptions par fèces sur un sous-échantillon de 20 fèces par période. Les résidus d'os, de dents, de poils et de graines ont été identifiés à l'aide d'une collection de référence et de guides d'identification (Adorjan et Kolenosky 1969). Afin de différencier les mammifères, la structure microscopique de la médula et des écailles des poils a été examinée (Korschgen 1980). Des fèces additionnelles ($n=50$) retrouvées à plus de 700 m d'altitude ont été analysées uniquement pour détecter la présence de caribou puisque 95% des repérages de caribous se retrouvent au delà de cette limite (Mosnier *et al.* 2003). Ces dernières n'ont pas été incluses dans l'analyse du régime alimentaire car aucune fèces ne fut récoltée en altitude lors des mois de novembre à juin. Un test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour détecter une différence dans la proportion des différents items du régime alimentaire entre les périodes. Un test de

Mann-Whitney a été effectué *a posteriori* afin de comparer le pourcentage d'interception entre les périodes prisent deux à deux pour chaque item du régime alimentaire.

Pour l'ensemble des analyses réalisées, un test non paramétrique a été effectué afin de confirmer les résultats du test paramétrique lorsque les données n'étaient pas distribuées normalement. Quand les conclusions statistiques étaient les mêmes, nous avons présenté uniquement les résultats du test paramétrique.

Résultats

Domaines vitaux

La superficie moyenne des domaines vitaux annuels des coyotes résidents était de $121 \pm 7 \text{ km}^2$ (moyenne \pm erreur type). Celle des coyotes transitoires était de $2689 \pm 252 \text{ km}^2$. Puisque les déplacements des coyotes transitoires étaient très importants par rapport aux coyotes résidents nous avons conservé uniquement ces derniers pour la suite de l'étude afin d'éliminer cette source de variation. Pour les coyotes résidents, nous avons obtenu une moyenne de 617 ± 42 localisations par coyote (min. 75).

Description des différentes catégories d'habitats

Les coupes de 5-20 ans possédaient le recouvrement d'espèces fruitières le plus important ($F_{8,121}=3,3 ; p=0,002$) (figure 2) alors que le couvert latéral était le plus faible dans les coupes de < 5 ans ($F=4,28_{,122} ; p<0,0001$). Les autres paramètres mesurés n'ont pas démontré de différence significative.

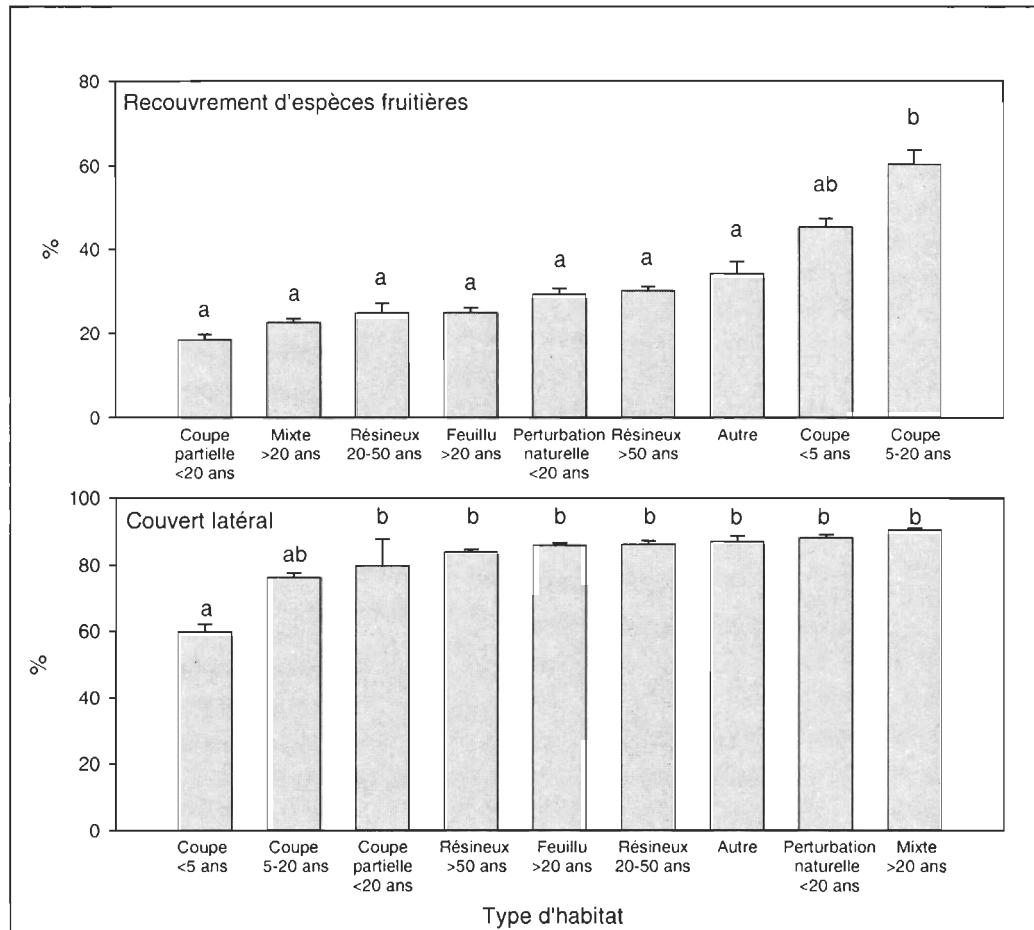


FIGURE 2: Recouvrement des espèces fruitières et couvert latéral par catégorie d'habitats. Une lettre différente indique une différence significative ($p<0.05$).

Sélection de l'habitat à l'échelle du site d'étude

Aucun effet significatif de l'année, de la période, du sexe ou de l'âge sur la sélection de l'habitat n'a été détecté à l'échelle du site d'étude (figure 3). Les coyotes préféraient établir leur domaine vital là où il y avait plus de coupes 5-20 ans ($F_{1,4}=10,3$; $p=0,0049$) alors qu'ils évitaient les perturbations naturelles ($F_{1,4}=11,9$; $p=0,0028$) et les forêts de résineux > 50 ans ($F_{1,4}=8,9$; $p=0,0081$).

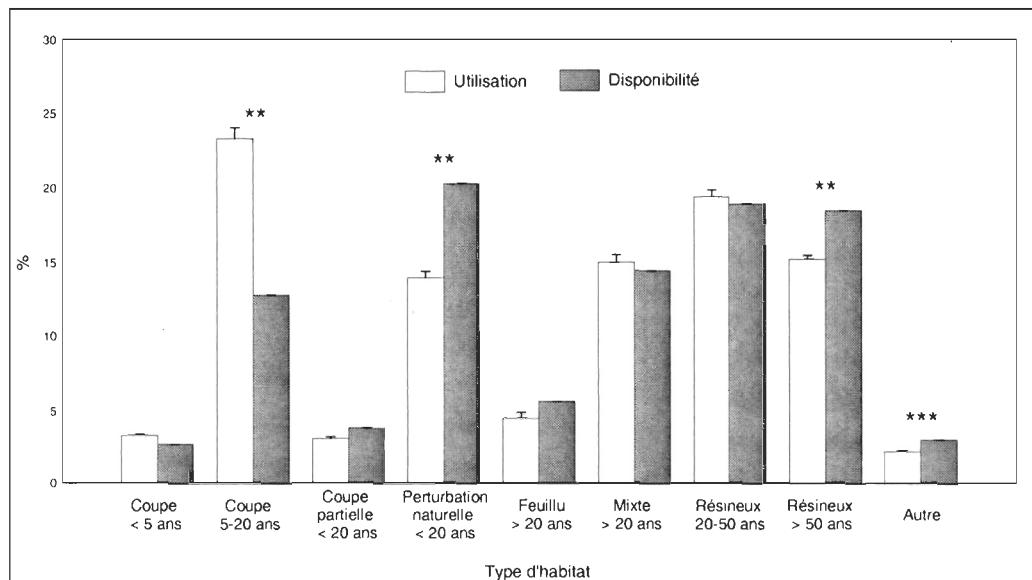


FIGURE 3 : Sélection de l'habitat par le coyote à l'échelle de l'aire d'étude : utilisation au niveau des domaines vitaux annuels comparativement à la disponibilité dans l'aire d'étude (* : $0.05 \leq p < 0.01$, ** : $0.01 \leq p < 0.001$, *** : $p \leq 0.001$).

Sélection à l'échelle du domaine vital

Aucun effet significatif de l'année, de la période du jour, du sexe ou de l'âge des individus sur la sélection de l'habitat n'a été détecté à l'échelle du domaine vital. Par contre, la période de l'année influençait la sélection de l'habitat ($F_{4,285} = 9,0$; $p < 0,0001$). Pendant la période de l'ACCOUPLEMENT qui correspond aux conditions hivernales les plus rigoureuses, les différentes catégories d'habitat étaient utilisées proportionnellement à leur disponibilité (figure 4). C'est la seule période où les coupes de 5-20 ans n'étaient pas préférées ($F_{1,5}=6,1$; $p=0,0564$). En effet, lors de la MISE BAS ($F_{1,4}=31,4$; $p=0,0025$), de l'ELEVAGE ($F_{1,4}=19,8$; $p=0,0113$), de la DISPERSION I ($F_{1,4}=36,3$; $p < 0,0001$) et de la DISPERSION II ($F_{1,4}=15,7$; $p=0,0014$), les coupes de 5-20 ans étaient toujours préférées. Par contre, les résineux 20-50 ans étaient évités lors de la DISPERSION I ($F_{1,12}=18,2$; $p=0,0011$) et les résineux > 50 ans étaient évités lors de l'ELEVAGE ($F_{1,4}=22,8$; $p=0,0088$) et de la DISPERSION II ($F_{1,14}=9,0$; $p=0,0095$). Lors des autres périodes, une tendance à l'évitement des

résineux était observée sauf lors de l'ACCOUPLEMENT où ils étaient utilisés en fonction de leur disponibilité (figure 4). Les forêts mixtes > 20 ans étaient évitées lors de l'ELEVAGE ($F_{1,4}=77,88$; $p=0,0009$).

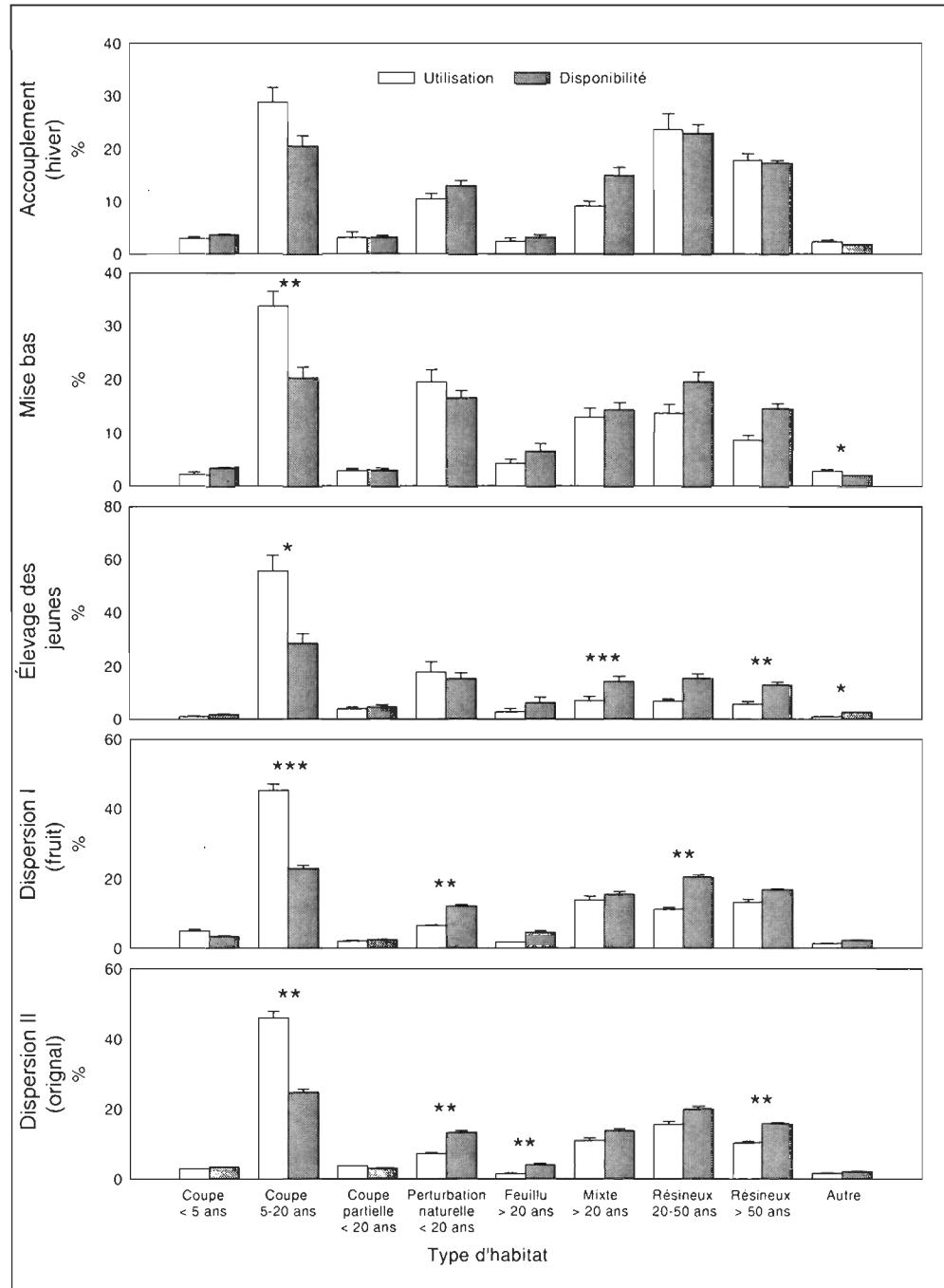


FIGURE 4 : Sélection de l'habitat par le coyote à l'échelle du domaine vital:
utilisation au niveau des localisations par période comparativement à la
disponibilité dans le domaine vital (* : $0,05 \leq p < 0,01$; ** : $0,01 \leq p < 0,001$; *** : $p \leq 0,001$).

Aucun effet significatif de l'année, du sexe ou de l'âge n'a été détecté sur l'utilisation au niveau des aires d'utilisation intensive comparativement à la disponibilité au niveau du domaine vital. À cette échelle, les coupes de 5-20 ans étaient encore préférées ($F_{1,4}=18,7$; $p=0,0004$) alors que les feuillus ($F_{1,4}=6,9$; $p=0,0175$), les forêts mixtes ($F_{1,4}=26,7$; $p<0,0001$) et les résineux de 20-50 ans ($F_{1,4}=17,1$; $p=0,0006$) étaient évités (figure 5).

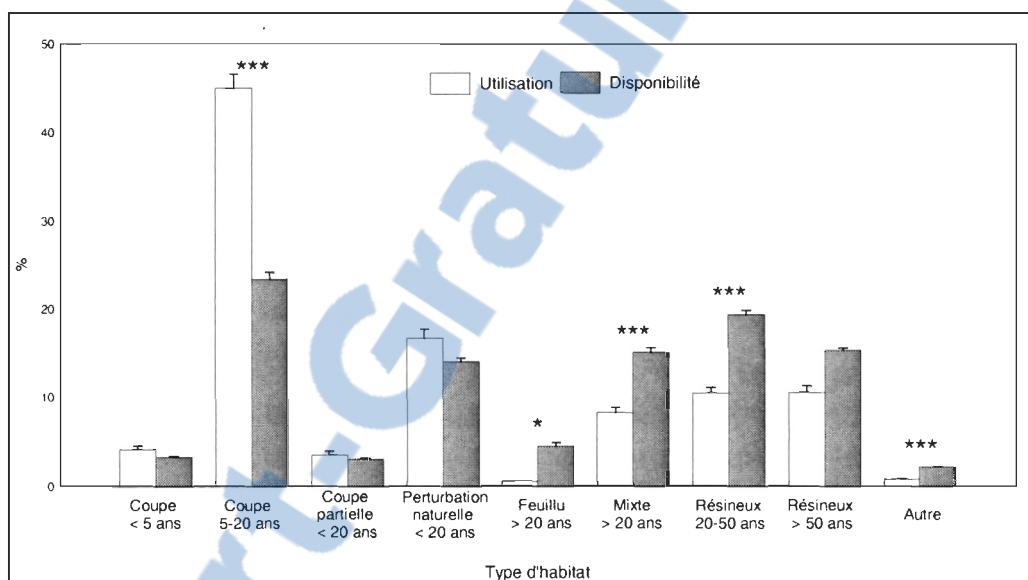


FIGURE 5 : Sélection de l'habitat par le coyote à l'échelle du domaine vital: utilisation au niveau des aires d'utilisation intensive comparativement à la disponibilité dans le domaine vital
(* : $0,05 \leq p < 0,01$; ** : $0,01 \leq p < 0,001$; *** : $p \leq 0,001$).

Caractéristiques des aires d'utilisation intensive

Nous avons retrouvé 44,2% des 95 aires d'utilisation intensive échantillonées dans des coupes 5-20 ans même si ce milieu ne représentait que 12,8% de l'aire d'étude (tableau 1). Près de la moitié des aires d'utilisation intensive, comportaient une carcasse d'orignal ($n=43$) ou de caribou ($n=2$). Parmi les orignaux retrouvés, il y avait 13 mâles adultes dont neuf avec des bois, huit femelles adultes, sept veaux et 15 individus de sexe indéterminé. Des 43 carcasses d'orignaux, huit ont

pu être identifiées comme étant des individus tués lors de la chasse (présence de projectiles, os sciés, etc.).

TABLEAU 1 : Disponibilité des catégories d'habitat dans le site d'étude et proportion d'aires d'utilisation intensive fréquentées par les coyotes.

Catégorie d'habitat	Disponibilité (%)	Proportion d'aire d'utilisation intensive (%)
Coupe < 5 ans	2,7	2,1
Coupe 5-20 ans	12,8	44,2
Coupe partielle < 20 ans	3,8	0
Perturbation naturelle < 20 ans	20,2	7,4
Feuillu > 20 ans	5,7	2,1
Mixte > 20 ans	14,5	12,6
Résineux 20-50 ans	18,9	15,8
Résineux > 50 ans	18,4	16,9
Autre	3,0	3,2

C'est dans les coupes de 5-20 ans que nous avons retrouvé le plus de carcasses d'orignaux soit 40 % de celles-ci, mais aucun effet de la catégorie d'habitat sur la présence ou l'absence de carcasse n'a été détectée ($\chi^2 = 2,5$; DF = 4 ; $p=0,639$). Quant au caribou, les deux carcasses ont été retrouvées dans une forêt de feuillus matures et dans une perturbation naturelle.

En comparant la structure et la composition de la végétation dans les aires d'utilisation intensive à celles des sites aléatoires (tableau 2), on constate que dans les coupes de 5-20 ans, les caractéristiques des sites avec et sans carcasse étaient similaires. Dans les deux cas, le couvert latéral (sans carcasse: $t= 3,7$; DF=8, $p=0,006$; avec carcasse: $t= 3,0$; DF=7 ; $p=0,019$), la surface terrière résineuse (sans: $t= 3,1$; DF=8 ; $p=0,014$), le couvert de la strate arbustive résineuse basse (sans: $t= 6,1$; DF=8 ; $p<0,0001$, avec: $t= 2,8$; DF=7 ; $p=0,025$) et le couvert de la strate arbustive résineuse haute (sans: $t= 4,9$; DF=8 ; $p=0,001$, avec: $t= 2,9$; DF=7 ; $p=0,023$) étaient plus importants dans les aires d'utilisation intensives que dans les sites aléatoires.

TABLEAU 2 : Comparaison des caractéristiques de la végétation (moyenne \pm erreur type) entre les sites aléatoires et les aires d'utilisation intensive avec et sans carcasse fréquentées par le coyote dans les coupes de 5-20 ans.

Caractéristiques de la végétation	Site aléatoire (n=90)	Aire d'utilisation intensive sans carcasse (n=44)	Aire d'utilisation intensive avec carcasse (n=51)
Couvert latéral (%)	76,2 \pm 1,4	89,4 \pm 1,2 **	89,3 \pm 1,5 *
Couvert vertical (%)	60,3 \pm 4,3	37,4 \pm 3,1 *	28,1 \pm 1,8 ***
Surface terrière feuillue (m ² /ha)	0,4 \pm 0,1	0,1 \pm 0,02 **	0,2 \pm 0,1
Surface terrière (m ² /ha)	0,2 \pm 0,1	4,9 \pm 0,5 *	2,7 \pm 0,4
Couvert de la strate arbustive feuillue haute (%)	0,0 \pm 0,0	10,7 \pm 2,2	2,3 \pm 0,5
Couvert de la strate arbustive résineuse haute (%)	2,0 \pm 0,7	32,5 \pm 2,1 ***	16,8 \pm 1,8 *
Couvert de la strate arbustive fruitière basse (%)	7,5 \pm 1,1	10,9 \pm 1,9	3,0 \pm 0,6 *
Couvert de la strate arbustive feuillue basse (%)	17,2 \pm 1,4	9,4 \pm 0,9 *	7,5 \pm 0,9 **
Couvert de la strate arbustive résineuse basse (%)	13,6 \pm 1,9	48,6 \pm 1,9 ***	36,8 \pm 2,9 *
Couvert d'espèce fruitière (%)	52,9 \pm 2,7	64,6 \pm 1,9	59,3 \pm 3,7
Couvert d'espèce non-fructifière (%)	39,0 \pm 3,0	43,3 \pm 2,1	46,2 \pm 3,4

Note : * : 0,05 \leq p < 0,01 ; ** : 0,01 \leq p < 0,001 ; *** : p \leq 0,001

Le couvert de la strate arbustive fruitière basse (>0,5m et <2m) était moins important dans les aires d'utilisation intensives avec carcasse que dans les sites aléatoires ($t= 2,9$; DF=7 ; $p=0,023$) alors que ce n'était pas le cas pour les sites sans carcasse.

Régime alimentaire

L'orignal dominait le régime alimentaire tout au long de l'année sauf lors de la période de la DISPERSION I (figure 6).

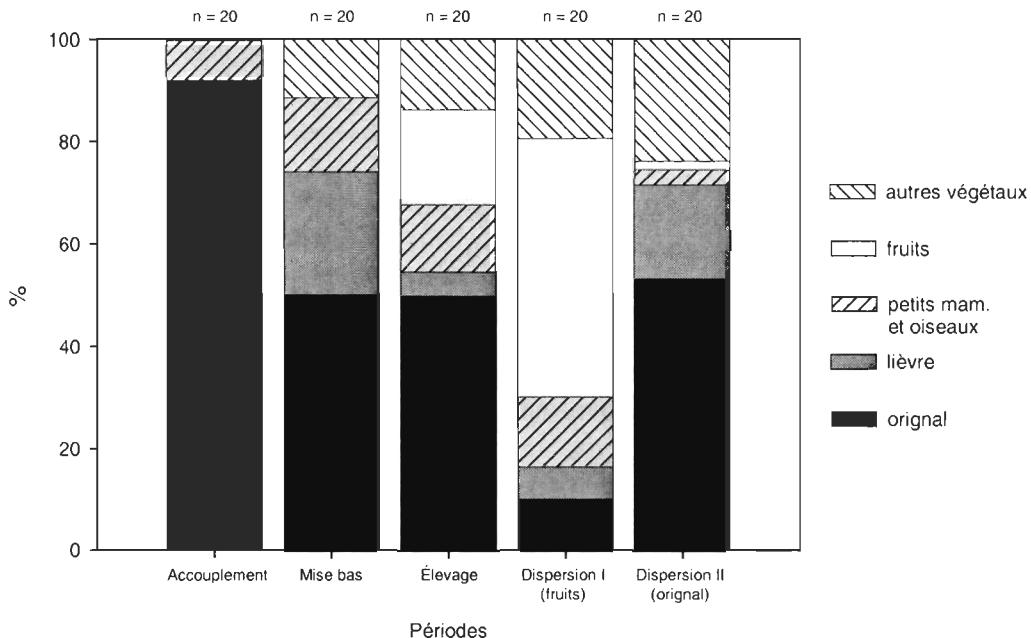


FIGURE 6 : Régime alimentaire des coyotes exprimé en pourcentage d'interception de chaque item par période.

La proportion d'orignal dans les fèces variait en fonction des périodes ($H=47,5$; $DF=4$; $p<0,0001$). Elle était la plus élevée lors de l'ACCOUPLEMENT (l'hiver) et la plus faible lorsque les petits fruits étaient présents. Lors de cette dernière période (DISPERSION I), les fruits dominaient le régime alimentaire ($H = 69,2$; $DF = 4$; $p<0,0001$). Quant au lièvre, il était surtout présent lors de la MISE BAS (printemps) et de la DISPERSION II suite à la chasse à l'orignal (automne) ($H = 15,9$; $DF = 4$; $p=0,003$). Aucune trace de la présence de caribou n'a été détectée dans les 100 fèces retrouvées dans l'ensemble de l'aire d'étude qui ont été analysées. Par contre, sur 50 fèces additionnelles récoltées à plus de 700m d'altitude et auscultées uniquement pour la présence de caribou, six contenaient du caribou. Parmi ces fèces, la proportion du caribou dans les fèces est de 4% comparativement à l'orignal qui est de 73% et au lièvre qui est de 18%.

Discussion

De façon générale, les résultats supportent notre hypothèse qui stipulait, qu'en forêt boréale, les coyotes dépendent principalement des milieux modifiés par des perturbations d'origines anthropiques car la nourriture y est plus abondante. Ainsi les coupes forestières de 5-20 ans étaient préférées à toutes les échelles spatiales considérées alors que les milieux non perturbés étaient généralement évités ou sélectionnés selon leur disponibilité. Bien que les coupes 5-20 ans ne représentaient que 12.8 % de l'aire d'étude, elles comptaient en moyenne 23.3 % des domaines vitaux des coyotes. La sélection de ce milieu à différentes échelles (i.e. à l'échelle de l'aire d'étude et du domaine vital) ainsi que la grande proportion d'aire d'utilisation intensives qu'y s'y trouvent, suggèrent une plus grande accessibilité aux ressources alimentaires dans cette catégorie d'habitat. La plus grande abondance des fruits, la présence de carcasses de cervidés et les caractéristiques de la strate arbustive dans les aires d'utilisation intensives appuient aussi cette hypothèse.

Les perturbations anthropiques et la disponibilité de la nourriture

L'analyse du régime alimentaire démontre qu'en forêt boréale gaspésienne, les coyotes se nourrissaient principalement d'originaux et, dans une moindre mesure, de petits fruits et de lièvres. Nos résultats indiquent que les coyotes préféraient les coupes forestières de 5 à 20 ans dans lesquelles ils pouvaient trouver ces trois ressources alimentaires. Cependant, en hiver la préférence pour les coupes 5-20 ans est moins prononcée vraisemblablement à cause de la neige plus abondante qui limite l'intérêt envers ce milieu ouvert (Thibault et Ouellet 2005). Nos résultats montrent également que le milieu boréal représente un milieu pauvre pour le coyote (voir aussi Richer *et al.* 2002 et Thibault et Ouellet 2005). En effet, la taille des domaines vitaux

des coyotes était particulièrement grande comparativement à celles rapportées dans la littérature (tableau 3). Gompper et Gittleman (1991) ont suggéré que la taille des domaines vitaux diminue avec l'accroissement de la disponibilité en nourriture.

TABLEAU 3 : Comparaison de la superficie des domaines vitaux (moyenne \pm erreur-type ; MCP 95%) entre différentes études réalisées dans des milieux de productivité différente.

Étude	Localisation	Milieu	Taille des domaines vitaux des coyotes résidents (km^2)	Taille des domaines vitaux des coyotes transitoires (km^2)
Cette étude	Québec	forêt boréale	121 \pm 7	2689 \pm 252
Crête <i>et al.</i> (2001)	Québec	forêt boréale	111 \pm 28	-
Messier et Barrette (1982)	Québec	forêt mixte	31 \pm 15	-
Roy et Dorrance (1985)	Alberta	agro-forestier	12	204
Gese <i>et al.</i> (1988)	Colorado	prairie aride	11.3 \pm 5.8	106.5 \pm 27.7
Kamler et Gipson (2000)	Kansas	prairie aride	4.1 \pm 0.7	49.3 \pm 12.3

Les carcasses d'orignaux étaient abondantes dans les coupes de 5-20 ans.

Cette plus grande disponibilité d'orignaux dans les coupes de 5-20 ans n'a pas été détectée statistiquement parmi les aires d'utilisation intensive car elles ne sont pas seulement engendrées par la présence de carcasses d'orignaux. Une abondance de petits fruits ou la présence de milieux propices aux lièvres ont aussi engendrées une utilisation intensive. En effet, 60% des aires d'utilisation intensives échantillonnées dans les coupes de 5-20 ans ne comportaient pas de carcasse. Toutefois, l'orignal était l'item dominant du régime alimentaire et il représentait 51% du régime alimentaire sur une base annuelle et jusqu'à 92% durant l'hiver (ACCOUPLEMENT). Il a été démontré qu'en général, les orignaux préfèrent les jeunes peuplements issus de perturbations récentes (5-20 ans selon les régions) car ces derniers procurent une nourriture abondante et un bon entremêlement couvert-nourriture (Dussault *et al.*

2005). C'est aussi dans ce type de milieu que les orignaux atteignent de fortes densités (Fisher et Wilkinson 2005). Par contre, à l'hiver lorsque les conditions de neige sont contraignantes, les orignaux fréquentent aussi les forêts fermées où l'accumulation de neige au sol est moindre (Dussault *et al.* 2005). Les coyotes seraient donc plus susceptibles d'y trouver une carcasse d'orignal à l'hiver. Des déplacements plus faciles et une plus grande probabilité de trouver des carcasses d'orignaux pourraient expliquer pourquoi les coyotes ne préféraient pas significativement les coupes de 5-20 ans l'hiver alors qu'ils utilisent davantage les forêts de résineux. La majorité des carcasses d'orignaux retrouvées étant des adultes, la plupart étaient vraisemblablement morts de causes naturelles ou suite à des blessures infligées lors de la chasse, les coyotes s'attaquant rarement aux adultes (Wolfe 1974; Crête et Desrosiers 1995). Seuls les sept veaux retrouvés étaient possiblement morts de prédation mais nos données ne nous permettaient pas de déterminer précisément la cause de la mort. Pour cela, il aurait fallu connaître la date de la mort car les faons sont surtout vulnérables jusqu'à l'âge de six mois (Wolfe 1974; Crête et Desrosiers 1995). Dans la réserve de Matane, l'élimination du loup et l'importance de la coupe forestière ont conduit à une densité très importante d'orignaux, de l'ordre de 2-3 individus par km² (J. Lamoureux Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, comm. pers.).

D'autres études avaient démontré la consommation d'orignal par les coyotes de l'est (Major et Sherburne 1987; Crête *et al.* 2001; Richer *et al.* 2002) mais de façon négligeable comparativement à la présente étude. L'importance de cette ressource découle de la densité élevée d'orignaux dans la région d'étude. Cette densité s'explique par l'importance des coupes forestières qui bénéficient aux orignaux qui sont plus abondant dans ce type de milieu (Fisher et Wilkinson 2005) et

par la gestion conservatrice de cette espèce dans les réserves fauniques de Matane et Dunière.

En ce qui concerne les petits fruits, les coupes de 5-20 ans étaient la catégorie d'habitat qui présentait le recouvrement le plus important d'espèces fruitières. Ces coupes étaient particulièrement préférées lors de la période des petits fruits (DISPERSION I) à l'échelle du domaine vital. Cette préférence se reflétait aussi dans le régime alimentaire des coyotes alors composé à 50,6% de petits fruits pendant cette période. Les aires d'utilisation intensive sans carcasse possédaient un recouvrement plus important en essences fruitières aussi bien au niveau de la strate herbacée qu'arbustive que les sites avec carcasses. Plusieurs études ont démontré que les petits fruits représentent un élément dominant du régime alimentaire des coyotes vivant en milieux forestiers durant l'été et le début de l'automne (Samson et Crête 1997; Tremblay *et al.* 1998; Richer *et al.* 2002). Il a été démontré que la densité de la végétation forestière diminue l'accessibilité aux proies (Thibault et Ouellet 2005) et suggéré que le coyote compense alors par une consommation accrue de petits fruits (Richer *et al.* 2002). Nos résultats montrent que les coyotes compensent également par une consommation de carcasses d'orignaux lorsque celles-ci sont présentes.

Le lièvre pour sa part, représentait 10,6% du régime alimentaire. Nous n'avons pas recueilli de données sur la différence de disponibilité de cette ressource en fonction des catégories d'habitats. Par contre, il a été démontré que l'abondance du lièvre était associé à un couvert latéral important (Litvaitis *et al.* 1985). Les coupes de 5-20 ans qui étaient la catégorie d'habitat avec le couvert latéral le plus faible après les coupes de < 5 ans ont été préférées à toutes les échelles. Toutes les autres catégories d'habitat, qui possèdent un couvert latéral plus important ont été évitées ou utilisées en proportion de leur disponibilité dépendamment de l'échelle

d'analyse. Les coyotes sélectionnaient les habitats avec un couvert latéral faible lorsque les conditions de neige étaient favorables aux déplacements même si ces milieux ouverts étaient moins riches en lièvre (Thibault et Ouellet 2005). Les coyotes préfèrent utiliser ces milieux car ils utilisent surtout la vision pour repérer leurs proies. Les milieux ouverts permettent aussi au coyote de poursuivre les proies sur de longue distance (Bekoff et Wells 1982).

L'analyse de la sélection de l'habitat au niveau des aires d'utilisation intensive a permis de préciser la structure et la composition de la végétation recherchées par les coyotes dans les coupes de 5-20 ans. Dans ce milieu, les coyotes ont utilisé de façon intensive les microhabitats où le couvert latéral et le recouvrement en résineux étaient plus importants que dans les sites aléatoires. Ce patron de sélection était encore plus prononcé dans les aires d'utilisation intensive qui ne comportaient pas de carcasse d'ongulé. Les coyotes recherchaient donc les îlots conifériens denses dans les coupes de 5-20 ans. Ces îlots conifériens servent de refuge aux lièvres qui doivent parfois faire des excursions à l'extérieur afin de se nourrir (Thibault et Ouellet 2005). Ainsi, les coyotes semblent utiliser les coupes de 5-20 ans car ce sont des milieux suffisamment ouverts pour localiser les proies et les poursuivre mais comportant des parcelles de résineux suffisamment fermées pour abriter des lièvres.

À l'été, les coyotes utilisent donc les coupes forestières dans lesquelles ils trouvent de l'orignal et du lièvre. À l'hiver, probablement à cause de l'abondance de neige, ils délaisSENT parfois ce milieu pour utiliser davantage les forêts de résineux matures où ils recherchent des carcasses d'orignaux.

Un cas de préation de débordement?

Les préateurs qui profitent de sources de nourriture anthropique peuvent aussi affecter leurs proies dans les habitats adjacents non perturbés (spill-over predation : Holt 1984; Oksanen et al. 1992). Dans la littérature, les exemples de ce type de préation par débordement concernent surtout des préateurs généralistes en milieu agricole (Rand et al. 2006). Ainsi, les populations de rats laveurs en Amérique ou de blaireaux en Scandinavie (Andrén 1995) dépendent de ressources agricoles pour accroître leur abondance au détriment des oiseaux forestiers présents dans les milieux adjacents qui subissent alors un taux de préation au nid plus élevé. Dans certains cas, cette hausse de la préation dans les habitats résiduels menace la survie de populations de proies (Schneider 2001). La théorie des relations préateurs proies prédit d'ailleurs qu'un préateur généraliste peut réduire l'abondance d'une proie secondaire à un niveau très faible (Crawley 1992).

Nos résultats démontrent que la coupe forestière fournit un milieu de meilleure qualité que la forêt non perturbée pour le coyote en forêt boréale. Comparativement aux habitats non perturbés, les coupes fournissent, après 5 ans, une plus grande quantité de nourriture accessible. Les coyotes y retrouvent une grande disponibilité de carcasses d'orignaux, une abondance de petits fruits en fin d'été et un milieu ouvert avec des îlots de jeunes résineux qui facilite la détection et la capture du lièvre. L'importance de l'orignal a été démontrée par l'influence des carcasses sur la sélection de l'habitat et par son importance dans le régime alimentaire des coyotes. L'importante densité d'orignaux de la réserve Matane, qui est favorisée notamment par la coupe forestière, incite les coyotes à y établir leur domaine vital. La majorité des carcasses d'orignaux ont été retrouvées à l'intérieur du domaine vital du coyote qui s'en était nourri. Quant au caribou, même si un effort

important de capture a été déployé dans l'aire fréquentée par les caribous, aucun domaine vital de coyote ne chevauchait l'aire utilisée par les caribous lors de la période de vulnérabilité des jeunes faons soit du 15 mai au 31 juillet. Nos résultats nous amènent donc à considérer l'hypothèse de la prédation par débordement comme explication possible de la prédation du caribou par le coyote. Le caribou fréquente principalement le Parc de la Gaspésie, un habitat à l'abri de la coupe forestière. Cependant, la présence de coupes en bordure du Parc pourrait engendrer un accroissement du risque de prédation chez les caribous. Les coyotes semblent s'attaquer aux caribous lorsque les premiers effectuent des excursions hors de leur domaine vital et s'aventurent hors des milieux où la coupe forestière abonde. Les deux carcasses de caribous ont d'ailleurs été retrouvées dans des forêts non perturbées par l'homme et hors du domaine vital du coyote qui s'en était nourri. De plus, cette espèce ne fut retrouvée qu'à l'état de trace dans le régime alimentaire des coyotes. Ces résultats démontrent le peu d'importance de cette ressource pour le coyote.

L'étude de la sélection de l'habitat combinée à l'analyse du régime alimentaire a permis d'illustrer comment les perturbations d'origine anthropique en forêt boréale peuvent affecter indirectement une population de proie menacée. Les coupes favorisent un herbivore qui favorise à son tour un prédateur généraliste augmentant ainsi possiblement les risques de prédation de débordement sur une espèce en voie de disparition. Il est intéressant de constater que l'aire de répartition des caribous s'est contractée en réponse aux perturbations anthropiques alors que l'inverse s'est produit pour l'orignal et le coyote (Laliberté et Ripple 2004). Pour confirmer l'hypothèse de prédation de débordement, il serait par contre nécessaire de

mesurer le taux de prédation sur le caribou en fonction de la densité de coyotes et du niveau de perturbation anthropique.

Implications pour la conservation du caribou de la Gaspésie

Comme l'ont démontré les résultats de sélection de l'habitat, tant à l'échelle du site d'étude qu'à l'échelle du domaine vital, les coupes de 5-20 ans étaient la plupart du temps préférées par les coyotes. Ce type de milieu semble procurer aux coyotes une source variée de nourriture accessible (*i.e* l'orignal, le lièvre et les petits fruits). Ainsi, afin de limiter les risques de prédation sur le caribou, par précaution, nous recommandons de réduire la coupe forestière, principalement la coupe totale, afin de conserver une zone tampon autour de l'aire de répartition actuelle du caribou de la Gaspésie où la forêt mature coniférière serait privilégiée. La forêt mature offre aussi l'avantage d'être propice au caribou (Ouellet *et al.* 1996). La coupe partielle pourrait également représenter une alternative à considérer puisque nos résultats montrent que les coupes partielles n'étaient pas préférées par le coyote comparativement aux milieux issus de la coupe totale. De plus, ce type d'intervention permet de conserver des attributs d'habitats propice au maintien du caribou (Champagne *et al.* 1999). Ces mesures de gestion forestière bénéficieront aux caribous à moyen et long terme. En attendant, des mesures à court terme pourraient être envisagées telles une augmentation de la pression de chasse à l'orignal en bordure du parc de la Gaspésie et la poursuite du contrôle des coyotes.

Références

- Adorjan, A.S. et Kolenosky, G.B. 1969. A manual for the identification of hairs of selected Ontario mammals. Ontario. Department of lands and forest, Research branch. 64 p.
- Aebischer, N.J., Robertson, P.A. et Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*. **74**: 1313-1325.
- Andrén, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Hansson, L., Fahrig, L. Merriem, G. p. 225-255. Dans Mosaic landscapes and ecological processes. London, UK. Chapman et Hall. 310 p.
- Anonyme. 2004. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 307 p.
- Bekoff, M. et Wells, M.C. 1982. Behavioral ecology of coyotes: Social organization, rearing patterns, space use, and resource defence. *American naturalist*. **60**: 281-305.
- Bergerud, A.T. et Mercer, W.E. 1989. Caribou Introductions in Eastern North-America. *Wildlife Society bulletin*. **17** : 111-120.
- Boudreau, F. 1981. Écologie des étages alpins et subalpins du Mont Jacques-Cartier, Parc de la Gaspésie. Université Laval, Québec. 185 p.
- Champagne, S., Falardeau, H., Hardy, J.-M., Fournier, N., Lamoureux, J. et Landry, G. 1999. Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie. Québec. Ministère des Ressources naturelles et Société de la faune et des parcs du Québec. 34 p.
- Chamrad, A.D. et Box, T.W. 1964. A point frame for sampling rumen contents. *Journal of Wildlife Management*. **28**: 473-477.

- Courtois, R., Bernatchez, L., Ouellet, J.P. et Breton, L. 2003. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics.* **4:** 393-404.
- Crawley, M.J. 1992. Overview. p. 476-489. Dans Natural enemies: The population biology of predators, parasites and diseases. Oxford. Blackwell scientific publications, 576 p.
- Crête, M. et Desrosiers, A. 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 Lemieux, R. 1994. Dynamique de population des coyotes colonisant la péninsule Gaspésienne. Québec. Ministère de l'environnement et de la faune. Gouvernement du Québec. 33 p.
- Crête, M., Ouellet, J.P., Tremblay, J.P. et Arsenault, R. 2001. Suitability of the forest landscape for coyotes in northeastern North America and its implications for coexistence with other carnivores. *Ecoscience.* **8:** 311-319.
- Dumond, M., Villard, M.A. et Tremblay, E. 2001. Does coyote diet vary seasonally between a protected and an unprotected forest landscape? *Écoscience.* **8 :** 301-310.
- Dussault, C., Courtois, R., Huot, J., et Ouellet, J.P. 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *Canadian Journal of Forest Research.* **31:** 1227-1234.
- Dussault, C., Ouellet, J.P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L., et Jolicoeur, H. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography.* **28:** 619-628.
- Fisher, J.T., et Wilkinson, L. 2005. The response of mammals to forest fire et timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review.* **35 :** 51-81.

- Fournier, N. et Faubert, R. 2001. Évaluation du troupeau de caribous de la Gaspésie. Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Société de la faune et des parcs du Québec. 23 p.
- Gagnon, R.M. 1970. Climat des Chics-Chocs. Québec. Ministère des ressources naturelles. 103 p.
- Georges, S.S. 1976. A range extension of the coyote in Québec. *The Canadian field-naturalist*. **90**: 78-79.
- Gese, E.M., Rongstad, O.J. et Mytton, W.R. 1988. Relationship between coyote group size and diet in southeastern Colorado. *Journal of Wildlife Management*. **52**: 647-753.
- Gompper, M.E. 2002. The ecology of northeast coyotes. Current knowledge and priorities for future research. WCS-Working Paper. **17**. 49 p.
- Gompper, M.E., et Gittleman, J.L. 1991. Home Range Scaling - Intraspecific and Comparative Trends. *Oecologia*. **87**: 343-348.
- Griffith, B., et Youtie, B.A. 1988. Two devices for estimating foliage density and deer hiding cover. *Wildlife Society bulletin* **16**: 206-210.
- Grosenbaugh, L.R. 1952. Plotless timber estimates - New, fast, easy. *Journal of Forestry*. **50**: 32-37.
- Holt, R.R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *The american naturalist*. **124**: 377-406.
- Johnson, D.D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*. **61**: 65-71.

- Korschgen, L.J. 1980. Procedures for food-habits analyses (Wildlife), In Wildlife management techniques manual. ed. T.A. Bookhout,. The Wildlife Society Bethesda. 740 p.
- Laliberté, A.S. et Ripple, W.J. 2004. Range contractions of North American carnivores and ungulates. *Bioscience*. **54**: 123-138.
- Laundré, J.W. et Keller, B.L. 1984. Home-range size of coyotes: A critical review. *Journal of Wildlife Management*. **48**: 127-139.
- Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A., et Bissonette, J.A. 1985. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *Journal of Wildlife Management*. **49**: 866-873.
- Major, J.T. et Sherburne, J.A. 1987. Interspecific relationships of coyotes, bobcats, and red foxes in western Maine. *Journal of Wildlife Management*. **51**: 606-616.
- Manly, B.F.J. 2002. Resource selection by animals : statistical design et analysis for field studies 2nd edn. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer Academic Publishers, 221 p.
- Messier, F., Barrette, C. et Huot, J. 1982. The social system of the coyote (*Canis latrans*) in a forested habitat. *Canadian Journal of Zoology*. **60**: 1743-1753.
- Moisan, G. 1957. Le caribou de Gaspé. Histoire et distribution. Analyse de la population et plan d'aménagement. *Le Naturaliste canadien*. **83**: 225-234.
- Moore, G.C. et Parker, G.R. 1992. Colonization by the eastern coyote (*Canis latrans*). In Ecology and management of the eastern coyote. ed. A.H. Boer, Fredericton, New-Brunswick. 194 p.

- Mosnier, A., Ouellet, J.P., Sirois, L. et Fournier, N. 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspe caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology*. **81**: 1174-1184.
- Murray, D.L., Boutin, S. et O'Donoghue, M. 1994. Winter habitat selection by lynx and coyotes in relation to snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology*. **72**: 1444-1451.
- Nudds, T.D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society bulletin*. **5**: 113-117.
- Oehler, J.D. et Litvaitis, J.A. 1996. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology*. **74** : 2070-2079.
- Oksanen, T., Schneider, M., Rammul, U., Hamback, P. et Aunapuu, M. 1999. Population fluctuations of voles in North Fennoscandian tundra: contrasting dynamics in adjacent areas with different habitat composition. *Oikos*. **86**: 463-478.
- Ouellet, J.P., Ferron, J. et Sirois, L. 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspe caribou in southeastern Québec. *Canadian Journal of Zoology*. **74**: 1922-1933.
- Person, D.K. et Hirth, D.H. 1991. Home range and habitat use of coyotes in a farm region of Vermont. *Journal of Wildlife Management*. **55**: 433-441.
- Potvin, F., Bélanger, L. et Lowell, K. 1999. Validité de la carte forestière pour décrire les habitats fauniques à l'échelle locale : une étude de cas en Abitibi-Témiscamingue. *The Forestry Chronicle*. **75**: 851-859.

- Poule, M.L., Crete, M. et Huot, J. 1995. Seasonal variation in body mass and composition of eastern coyotes. *Canadian Journal of Zoology.* **73:** 1625-1633.
- Rand, T.A., Tylianakis, J.M. et Tscharntke, T., 2006. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters.* **9:** 603-614.
- Richer, M.C., Crête, M., Ouellet, J.P., Rivest, L.P. et Huot, J. 2002. The low performance of forest versus rural coyotes in northeastern North America: Inequality between presence and availability of prey. *Ecoscience.* **9:** 44-54.
- Samson, C. et Crête, M. 1997. Summer food habits and population density of Coyotes, *Canis latrans*, in boreal forests of southeastern Quebec. *Canadian Field-Naturalist.* **111:** 227-233.
- Schneider, M.F. 2001. Habitat loss, fragmentation and predator impact: Spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology.* **38:** 720-735.
- Sinclair, A.R.E., Pech, R.P., Dickman, C.R., Hik, D., Mahon, P. et Newsome, A.E. 1998. Predicting effects of predation on conservation of endangered prey. *Conservation Biology.* **12:** 564-575.
- Soulé, M.E., Bolger, D.T.A., A.C., Wright, J., Sorice, M. et Hills, S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of Chaparral-requiring birds in urban habited islands. *Conservation Biology.* **2:** 75-92.
- Thibault, I. et Ouellet, J.P. 2005. Hunting behaviour of eastern coyotes in relation to vegetation cover, snow conditions, and hare distribution. *Ecoscience.* **12:** 466-475.

- Todd, A.W., 1985. Demographic and dietary comparisons of forest et farmland coyote, *Canis latrans*, populations in Alberta. *Canadian field-naturalist.* **99:** 163-171.
- Toweill, D.E. et Anthony, R.G., 1988. Coyote foods in a coniferous forest in Oregon. *Journal of Wildlife Management.* **52:** 507-512.
- Tremblay, J.P., Crête, M. et Huot, J. 1998. Summer foraging behaviour of eastern coyotes in rural versus forest landscape: A possible mechanism of source-sink dynamics. *Écoscience.* **5:** 172-182.
- Wells, M.C. et Bekoff, M. 1982. Predation by wild coyotes: Behavioral and ecological analyses. *Journal of Mammalogy.* **63:** 118-127.
- Wolfe, M.L. 1974. An overview of moose coactions with other animals. p. 437-456. Dans Alces: Moose ecology. ed. J. Bédard, Québec. Les presses de l'université Laval. 741 p.
- Young, S. et Jackson, P. 1951. The clever coyote. Harrisburg. .The Stackpole Co. 411 p.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le premier objectif de cette étude était d'accroître les connaissances sur l'écologie du coyote en milieu boréal en utilisant la technologie GPS. D'autre part, nous voulions déterminer quels sont les habitats et les ressources utilisés par le coyote en Gaspésie afin de cibler les mesures de gestion qui permettraient de réduire son impact sur le caribou.

Contrairement aux repérages obtenus à l'aide d'émetteurs VHF, le système GPS a permis d'obtenir un suivi fréquent des individus. Grâce à cette technologie, nous avons notamment été en mesure de mettre en évidence l'utilisation par le coyote de sites d'utilisation intensive. L'analyse détaillée de ces sites et des fèces de coyote a permis de montrer l'importance des carcasses d'orignaux comme ressource alimentaire pour le coyote en forêt boréale. Nous avons également montré que les coupes de 5-20 ans étaient la catégorie d'habitat préférée des coyotes car ces derniers y trouvent des ressources accessibles telles l'orignal, les petits fruits et le lièvre. Les coyotes semblent donc profiter de la coupe forestière.

Les résultats de cette étude, combinés à ceux provenant de travaux antérieurs, suggèrent que le milieu forestier boréal est pauvre pour le coyote. En effet, la grande taille des domaines vitaux (présente étude), la faible densité (Samson et Crête 1997), la consommation importante de petits fruits (Tremblay *et al.* 1998 ; Richer *et al.* 2002 ; présente étude) et le faible taux de natalité (Poule *et al.* 1995) supportent cette hypothèse. Cependant, nos travaux indiquent que le coyote profite des ressources alimentaires résultant des activités humaines augmentant ainsi artificiellement la qualité de ce milieu pour les coyotes.

Les activités humaines doivent donc être considérées dans la stratégie de conservation du caribou de la Gaspésie. Dans ce contexte, la prédation par débordement doit être prise en compte dans la gestion de ce prédateur. Ce mécanisme pourrait correspondre à la situation du caribou de la Gaspésie et du coyote et devrait être étudié davantage. En effet, les prédateurs peuvent avoir un impact très important sur les populations de proies (Crawley 1992). Les prédateurs n'affectent pas seulement leurs proies dans l'habitat de prédilection du prédateur mais aussi les populations de proies dans les habitats adjacents via la prédation par débordement (*spill-over predation* : Holt 1984; Oksanen *et al.* 1992).

La prédation est souvent considérée comme un facteur déterminant au niveau de la survie de plusieurs espèces en danger de disparition. L'introduction d'un nouveau prédateur est souvent la cause du déclin de plusieurs espèces proies (Sinclair *et al.* 1998). L'augmentation de la prédation dans les paysages perturbés par l'homme est aussi citée comme une des causes majeures du déclin de la diversité des vertébrés (Oehler et Litvaitis 1996). L'impact des prédateurs peut être particulièrement sévère si l'abondance des prédateurs a été augmentée et maintenue par l'introduction d'une espèce de proie ou par un apport de ressources d'origine anthropique (Soulé *et al.* 1988).

Dans un tel cas, le contrôle des prédateurs n'est pas nécessairement la meilleure solution à long terme pour assurer la conservation du caribou puisque la cause ultime du problème demeure l'influence des activités humaines. Comme ces dernières sont la principale cause de la disparition d'espèce et de la contraction des aires de répartition (Laliberté et Ripple 2004), l'influence humaine devrait toujours être un des principaux facteurs à considérer pour trouver des mesures visant au rétablissement d'une espèce en péril.

Ainsi, lorsqu'un prédateur généraliste bénéficie des perturbations anthropiques et qu'il pratique une prédation par débordement sur une proie en voie de disparition, le contrôle des prédateurs n'est pas la meilleure solution à long terme. Il faut donc envisager des mesures de gestion visant à régler le problème de façon durable. Par exemple, comme les coupes de 5-20 ans attirent les coyotes, limiter la coupe de type CPRS en périphérie du Parc de la Gaspésie réduirait la disponibilité de la nourriture pour les coyotes dans le secteur. De plus, comme la principale source de nourriture pour les coyotes est les carcasses d'orignaux trouvées dans les territoires adjacents au parc de la Gaspésie, il pourrait être envisagé de diminuer cette ressource par un accroissement de la récolte sportive et la gestion des abats. En réduisant la capacité de support du milieu pour les coyotes, il est probable que le risque de prédation sur les caribous de la Gaspésie soit diminué.

Cette étude a permis d'apporter de nouvelles connaissances sur l'écologie du coyote en milieu boréal mais de nombreux éléments demeurent méconnus. Peu d'études (Oehler et Litvaitis 1996 ; Thibault et Ouellet 2005) ont porté sur les préférences d'habitat du coyote en relation à la fragmentation du milieu forestier. La plupart des travaux ayant porté sur les effets de la fragmentation sur le coyote ont été effectués en milieu urbain et rural où le dérangement humain influençait fortement les patrons de sélection de l'habitat (Atwood *et al.* 2004). Pourtant il serait nécessaire de savoir si les coyotes utilisent davantage les milieux forestiers fragmentés afin de pouvoir émettre des recommandations d'aménagement appropriées. L'impact d'un prédateur sur une proie peut-être influencé par la structure du paysage ce qui implique que la gestion et l'aménagement de ces paysages peut-être une alternative au contrôle direct (Schneider 2001). Par exemple, la coupe partielle qui n'est pas préférée par les coyotes, semble une alternative intéressante aux coupes avec

protection de la régénération et des sols. Par contre, pour maintenir les volumes de bois récoltés, il faudrait probablement augmenter les superficies coupées et ainsi accroître la fragmentation du milieu. Il serait donc nécessaire de mieux comprendre l'effet de l'importance, de la nature et de la répartition des coupes sur la sélection de l'habitat par le coyote avant de recommander cette alternative.

RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALE

- Andelt, W.F. et Andelt, S.H. 1981. Habitat Use by Coyotes in Southeastern Nebraska. *Journal of Wildlife Management.* **45:** 1001-1005.
- Andelt, W.F. et Gipson, P.S. 1979. Home range, activity, and daily movements of coyotes. *Journal of Wildlife Management.* **43:** 944-951.
- Atwood, T.C., Weeks, H.P. et Gehring, T.M. 2004. Spatial ecology of coyotes along a suburban-to-rural gradient. *Journal of Wildlife Management.* **68:** 1000-1009.
- Bergerud, A.T. et Mercer, W.E. 1989. Caribou Introductions in Eastern North-America. *Wildlife Society bulletin.* **17:** 111-120.
- Bowen, W.D. 1982. Home range and spatial organization of coyotes in Jasper National park, Alberta. *Journal of Wildlife Management.* **46:** 201-216.
- Caturano, S.L. 1983. Habitat and home range use by coyotes in eastern Maine, In *Wildlife management.* University of Maine at Orono. 27 p.
- Chamberlain, M.J., Lovell, C.D. et Leopold, B.D. 2000. Spatial-use patterns, movements, and interactions among adult coyotes in central Mississippi. *Canadian Journal of Zoology.* **78:** 2087-2095.
- Courtois, R., Bernatchez, L., Ouellet, J.P. et Breton, L. 2003. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics.* **4:** 393-404.
- Crête, M. et Desrosiers, A. 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 Lemieux, R. 1994. Dynamique de population des coyotes colonisant la péninsule Gaspésienne. Ministère de l'environnement et de la faune. Gouvernement du Québec. 33 p.
- Crête, M., Ouellet, J.P., Tremblay, J.P. et Arsenault, R. 2001. Suitability of the forest landscape for coyotes in northeastern North America and its implications for coexistence with other carnivores. *Ecoscience*. **8**: 311-319.
- Desrosiers, A., et Faubert, R. 2006. Inventaire aérien du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie, Automne 2005. Ministère des ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec.
- Dumond, M., Villard, M.A. et Tremblay, E. 2001. Does coyote diet vary seasonally between a protected and an unprotected forest landscape? *Ecoscience* . **8** : 301-310.
- Fournier, N. et Faubert, R. 2001. Évaluation du troupeau de caribous de la Gaspésie. Québec. 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. 23 p.
- Georges, S.S. 1976. A range extension of the coyote in Québec. *The Canadian field-naturalist*. **90**: 78-79.
- Gompper, M.E. 2002. The ecology of northeast coyotes. Current knowledge and priorities for future research. WCS-Working Paper. **17**. 49 p.
- Gese, E.M., Rongstad, O.J. et Mytton, W.R. 1988. Relationship between coyote group size and diet in southeastern Colorado. *Journal of Wildlife Management*. **52**: 647-753.

- Gosselink, T.E., Van Deelen, T.R., Warner, R.E. et Joselyn, M.G. 2003. Temporal habitat partitioning and spatial use of coyotes and red foxes in east central Illinois. *Journal of Wildlife Management.* **67:** 90-103.
- Grinder, M.I. et Krausman, P.R. 2001. Home range, habitat use, and nocturnal activity of coyotes in an urban environment. *Journal of Wildlife Management.* **65:** 887-898.
- Harrison, D.J. 1992. Dispersal characteristics of juvenile coyotes in Maine. *Journal of Wildlife Management.* **56:** 128-138.
- Holt, R.R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *The american naturalist.* **124:** 377-406
- Holzman, S., Conroy, M.J. et Pickering, J. 1992. Home range, movements, and habitat use of coyotes in southcentral Georgia. *Journal of Wildlife Management.* **56:** 139-146.
- Kamler, J.F. et Gipson, P.S. 2000. Space and habitat use by resident and transient coyotes. *Canadian Journal of Zoology.* **78:** 2106-2111.
- Laliberté, A.S. et Ripple, W.J. 2004. Range contractions of North American carnivores and ungulates. *Bioscience.* **54:** 123-138.
- Laundré, J.W. et Keller, B.L. 1984. Home-range size of coyotes: A critical review. *Journal of Wildlife Management.* **48:** 127-139.
- Litvaitis, J.A. et Harrison, D.J. 1989. Bobcat-Coyote Niche Relationships During a Period of Coyote Population Increase. *Canadian Journal of Zoology.* **67 :** 1180-1188.
- Litvaitis, J.A. et Shaw, J.H. 1980. Coyote movements, habitat use, and food habits in southwestern Oklahoma. *Journal of Wildlife Management.* **44:** 62-68.

- Major, J.T. et Sherburne, J.A. 1987. Interspecific relationships of coyotes, bobcats, and red foxes in western Maine. *Journal of Wildlife Management*. **51**: 606-616.
- Messier, F., Barrette, C. et Huot, J. 1982. The social system of the coyote (*Canis latrans*) in a forested habitat. *Canadian Journal of Zoology*. **60**: 1743-1753.
- Mills, L.S. et Knowlton, F.F. 1991. Coyote space use in relation to prey abundance. *Canadian Journal of Zoology*. **69** : 1516-1521.
- Moisan, G. 1957. Le caribou de Gaspé. Histoire et distribution. Analyse de la population et plan d'aménagement. *Le Naturaliste canadien*. **83**: 225-234.
- Moore, G.C. et Parker, G.R. 1992. Colonization by the eastern coyote (*Canis latrans*). In Ecology and management of the eastern coyote. Fredericton, New-Brunswick. Boer. 194 p.
- Oehler J.D. et Litvaitis J.A. 1996. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology*. **74**: 2070-2079.
- Oksanen, T., Oksanen, L. et Gyllenberg, M. 1992. Exploitation Ecosystems in Heterogeneous Habitat Complexes.2. Impact of Small-Scale Heterogeneity on Predator Prey Dynamics. *Evolutionary Ecology*. **6**: 383-398.
- Ouellet, J.P., Ferron, J. et Sirois, L. 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspe caribou in southeastern Québec. *Canadian Journal of Zoology*. **74**: 1922-1933.
- Ozoga, J. et Harger, J. 1966. Winter activities and feeding habits of northern Michigan coyotes. *The Journal of wildlife management*. **30**: 809-818.

- Patterson, B.R. et Messier, F. 2001. Social organization and space use of coyotes in eastern Canada relative to prey distribution and abundance. *Journal of Mammalogy*. **82**: 463-477.
- Person, D.K. et Hirth, D.H. 1991. Home range and habitat use of coyotes in a farm region of Vermont. *Journal of Wildlife Management*. **55**: 433-441.
- Poule, M.L., Crete, M. et Huot, J. 1995. Seasonal variation in body mass and composition of eastern coyotes. *Canadian Journal of Zoology*. **73**: 1625-1633.
- Rettie, W.J. et Messier, F. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology*. **76** : 251-259.
- Richer, M.C., Crête, M., Ouellet, J.P., Rivest, L.P. et Huot, J. 2002. The low performance of forest versus rural coyotes in northeastern North America: Inequality between presence and availability of prey. *Ecoscience*. **9**: 44-54.
- Roy, L.D. et Dorrance, M.J. 1985. Coyote movements, habitat use, and vulnerability in central Alberta. *Journal of Wildlife Management*. **49**: 307-313.
- Sacks, B.N., Jaeger, M.M., Neale, J.C.C. et McCullough, D.R. 1999. Territoriality and breeding status of coyotes relative to sheep predation. *Journal of Wildlife Management*. **63**: 593-605.
- Samson, C. et Crête, M. 1997. Summer food habits and population density of Coyotes, *Canis latrans*, in boreal forests of southeastern Quebec. *Canadian Field-Naturalist*. **111**: 227-233.
- Schneider, M.F. 2001. Habitat loss, fragmentation and predator impact: Spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology*. **38**: 720-735.

- Sinclair, A.R.E., Pech, R.P., Dickman, C.R., Hik, D., Mahon, P. et Newsome, A.E. 1998. Predicting effects of predation on conservation of endangered prey. *Conservation Biology*. **12**: 564-575.
- Soulé, M.E., Bolger, D.T.A., A.C., Wright, J., Sorice, M. et Hills, S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of Chaparral-requiring birds in urban habited islands. *Conservation Biology*. **2**: 75-92.
- Springer, J.T. 1982. Movement patterns of coyotes in south central Washington. *Journal of Wildlife Management*. **46**: 191-200.
- Thibault, I. et Ouellet, J.P. 2005. Hunting behaviour of eastern coyotes in relation to vegetation cover, snow conditions, and hare distribution. *Ecoscience*. **12**: 466-475.
- Todd, A.W. 1985. Demographic and dietary comparisons of forest and farmland coyote, *Canis latrans*, populations in Alberta. *Canadian field-naturalist*. **99**: 163-171.
- Toweill, D.E. et Anthony, R.G. 1988. Coyote foods in a coniferous forest in Oregon. *Journal of Wildlife Management*. **52**: 507-512.
- Tremblay, J.P., Crete, M. et Huot, J. 1998. Summer foraging behaviour of eastern coyotes in rural versus forest landscape: A possible mechanism of source-sink dynamics. *Ecoscience*. **5**: 172-182.
- Wells, M.C. et Bekoff, M. 1982. Predation by wild coyotes: Behavioral and ecological analyses. *Journal of Mammalogy*. **63**: 118-127.
- Windberg, L.A. et Knowlton, F.F. 1988. Management implications of coyote spacing patterns in southern Texas. *Journal of Wildlife Management*. **52**: 632-640.
- Young, S. et Jackson, P. 1951. The clever coyote. Harrisburg. .The Stackpole Co. 411 p.