

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	i
RÉSUMÉ.....	ii
TABLE DES MATIÈRES.....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vi
INTRODUCTION.....	1
1. Déclin chez plusieurs mammifères au cours du dernier siècle.....	1
2. Problèmes de conservation chez les félidés.....	2
2.1. Causes naturelles.....	3
2.1.1. Compétition interspécifique.....	3
2.1.2. Compétition intraspécifique.....	4
2.1.3. Autres causes naturelles : nourriture, maladies et parasites.....	4
2.2. Causes humaines.....	5
2.2.1. La perte d'habitat.....	6
2.2.2. L'exploitation et le braconnage.....	6
2.2.3. Autres causes de mortalité humaines.....	7
3. Étude de cas : le lynx roux (<i>Lynx rufus</i>).....	8
3.1. Présentation générale.....	8
3.2. Tendances globales des populations de lynx roux.....	9
3.3. Problème de conservation spécifique au lynx roux.....	14

3.3.1. Causes naturelles.....	14
3.3.1.1. Compétition interspécifique.....	14
3.3.1.2. Compétition intraspécifique.....	17
3.3.1.3. Autres causes naturelles : nourriture, maladies et parasites..	17
3.3.2. Causes humaines.....	18
3.3.2.1. La perte d’habitat.....	18
3.3.2.2. L’exploitation et le braconnage.....	18
3.3.2.3. Autres causes de mortalité humaines.....	19
3.4. Évolution de la problématique du lynx roux au Québec depuis 1991.....	19
4. Objectif de l’étude.....	20
Understanding Fluctuations in Bobcat Harvest at the Northern Limit of their Range:	
A Case Study with Quebec.....	22
ABSTRACT.....	24
STUDY AREA.....	27
METHODS.....	27
RESULTS.....	29
DISCUSSION.....	30
MANAGEMENT IMPLICATIONS.....	32
AKNOWLEDGMENTS.....	32
LITERATURE CITED.....	33
FIGURE LEGENDS.....	38
CONCLUSION.....	46
BIBLIOGRAPHIE.....	50

LISTE DES TABLEAUX

Déclin chez plusieurs mammifères au cours du dernier siècle

Tableau 1 : État de conservation des 36 espèces de félidés selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature. Les espèces qui habitent l'Amérique du Nord (*).....2

Étude de cas : le lynx roux (*Lynx rufus*)

Tableau 2 : Historique et événements majeurs reliés à la gestion et à la conservation du lynx roux au Québec ainsi que de deux de ses principaux compétiteurs, le coyote et le pékan.....12

Understanding Fluctuations in Bobcat Harvest at the Northern Limit of their Range: A Case Study with Quebec

Table 1 : Niveau de corrélation (r^2) avec la probabilité (P) entre la récolte rapportée de lynx roux (*Lynx rufus*) au Québec et celles : au Maine, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, en Ontario et au Vermont pour trois périodes (1980-1985, 1986-1991 et 1980-1991). (*) indique lorsque la corrélation est significative ($< 0,05$) ou (***) hautement significative ($< 0,001$). [Level of correlation (r^2) with the probability (P) between the reported harvest of bobcats (*Lynx rufus*) in Quebec and: Maine, New Brunswick, Nova Scotia, Ontario, and Vermont for three periods (1980-1985, 1986-1991, and 1980-1991). (*) indicates when the correlation is significant (< 0.05) or (***) highly significant (< 0.001).].....

LISTE DES FIGURES

Étude de cas : le lynx roux (*Lynx rufus*)

Figure 1 : Distribution du lynx roux (*Lynx rufus*) en Amérique du Nord (selon Larivière et Walton 1997).....8

Figure 2 : Variations annuelles du nombre de peaux brutes de lynx roux vendues au Québec entre 1936 et 1991.....14

Understanding Fluctuations in Bobcat Harvest at the Northern Limit of their Range: A Case Study with Quebec

Figure 1 : Récolte rapportée de lynx roux (*Lynx rufus*) entre 1936 et 2006 au Québec. [Reported harvest of bobcats (*Lynx rufus*) from 1936 through 2006 for Quebec.].....40

Figure 2 : Récoltes rapportées de lynx roux (*Lynx rufus*) entre 1936 et 2006 A. au Maine, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse et B. en Ontario et au Vermont. [Reported harvests of bobcats (*Lynx rufus*) from 1936 through 2006 for A. Maine, New Brunswick and Nova Scotia and B. Ontario and Vermont.].....41

Figure 3 : Récolte rapportée (hachurée) et extrapolation de la récolte rapportée (continue) de lynx roux (*Lynx rufus*) au Québec après 1991 basée sur A. le Maine, B. le Vermont, C. l'Ontario et D. la Nouvelle-Écosse. [Reported harvest (hatched) and extrapolation of reported harvest (plain) of bobcats (*Lynx rufus*) in Quebec after 1991 based on A. Maine, B. Vermont, C. Ontario, and D. Nova Scotia.].....42

Figure 4 : Pourcentage de A. juvéniles et de B. mâles lynx roux (*Lynx rufus*) dans la récolte rapportée au Québec entre 1986 et 2006 lorsqu'il y avait plus de 10 individus. [Percentage of A. juvenile and B. male bobcats (*Lynx rufus*) in the reported harvest for Quebec from 1986 through 2006 when there was more than 10 individuals.].....44

Figure 5 : Distributions géographiques de la récolte rapportée de lynx roux (*Lynx rufus*) au Québec entre A. 1986 et 1991, B. 1992 et 2000 et C. 2001 et 2006. [Geographic distribution of the reported harvest of bobcats in Quebec between A. 1986 and 1991, B. 1992 and 2000 and C. 2001 and 2006.].....45

INTRODUCTION

1. Déclin chez plusieurs mammifères au cours du dernier siècle

Depuis le début du siècle, la distribution et le nombre de plusieurs populations d'animaux ont diminué, autant chez les oiseaux (Hill et Hagan 1991, Williams et al. 2004) que chez les mammifères (Seydack et al. 2000, Rodríguez et Delibes 2003, Zielinski et al. 2005). Par exemple, les populations du chien de prairie à queue noire (Sciuridae : *Cynomys ludovicianus*) ont connu une diminution d'environ 98% depuis le tournant du siècle (Miller et al. 1994, Miller et Cully 2001, Nicholson et al. 2006). Plusieurs espèces de mammifères carnivores ont aussi suivi cette tendance. En effet, le furet à pattes noires (*Mustela nigripes*) a connu un déclin remarquable à tel point qu'en 1985 seulement 18 individus restaient pour former la dernière population captive reproductrice pour l'espèce (Dobson et Lyles 2000, Biggins et Godbey 2003). Les populations de carcajous (*Gulo gulo*) ont aussi diminué, autant en Amérique du Nord (Kyle et Strobeck 2002), qu'en Scandinavie (Bernt-Erik et al. 2005). Vers la fin de 1880, les populations de renards véloce (*Vulpes velox*) ont grandement été réduites si bien qu'en 1930, il était disparu du Canada et placé sur la liste des espèces en danger en 1995 aux États-Unis (Kamler et al. 2003, Finley et al. 2005).

Parmi les carnivores, les félidés sont particulièrement problématiques. Au sein des 36 espèces de félidés reconnues par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), 17 (47%) sont reconnues comme préoccupantes (tableau 1). Ce pourcentage est le plus élevé de toutes les familles de l'ordre Carnivora comptant plus de 20 espèces (Canidae : 22,9%; Herpestidae : 8,8%; Mustelidae : 24,1%; Viverridae : 21,9%) ou comparé à l'ordre Carnivora de façon globale (80/276 espèces, soit 29%).

Tableau 1. État de conservation des 36 espèces de félinés selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature. Les espèces qui habitent l'Amérique du Nord (*)

Source : <http://www.iucn.org/themes/ssc/redlist2006/redlist2006.htm>.

En danger critique d'extinction	En danger	Vulnérable	Quasi menacé	Préoccupation mineure
Lynx pardelle (<i>Lynx pardinus</i>)	Chat Bai (<i>Catopuma badia</i>)	Chat à pieds noirs (<i>Felis nigripes</i>)	Chat de Geoffroy (<i>Oncifelis geoffroyi</i>)	Chat de Chine (<i>Prionailurus bengalensis</i>)
	Chat des Andes (<i>Oreailurus jacobita</i>)	Chat à tête plate (<i>Prionailurus planiceps</i>)	Chat manul (<i>Otocolobus manul</i>)	Chat de jungle (<i>Felis chaus</i>)
	Léopard des neiges (<i>Uncia uncia</i>)	Chat de Biet (<i>Felis bieti</i>)	Chat des pampas (<i>Oncifelis colocolo</i>)	Chat sauvage * (<i>Felis silvestris</i>)
	Tigre (<i>Panthera tigris</i>)	Chat doré (<i>Profelis aurata</i>)	Chat des sables (<i>Felis margarita</i>)	Jaguarundi * (<i>Herpailurus yaguarondi</i>)
		Chat doré d'Asie (<i>Catopuma temminckii</i>)	Jaguar * (<i>Panthera onca</i>)	Léopard (<i>Panthera pardus</i>)
		Chat léopard de l'Inde (<i>Prionailurus rubiginosus</i>)	Lynx Eurasién (<i>Lynx lynx</i>)	Lynx du Canada * (<i>Lynx canadensis</i>)
		Chat marbré (<i>Pardofelis marmorata</i>)	Oncille (<i>Leopardus tigrinus</i>)	Lynx du désert (<i>Caracal caracal</i>)
		Chat pêcheur (<i>Prionailurus viverrinus</i>)	Couguar * (<i>Puma concolor</i>)	Lynx roux * (<i>Lynx rufus</i>)
		Guépard (<i>Acinonyx jubatus</i>)		Margay (<i>Leopardus wiedii</i>)
		Guigna (<i>Oncifelis guigna</i>)		Ocelot * (<i>Leopardus pardalis</i>)
		Lion (<i>Panthera leo</i>)		Serval (<i>Leptailurus serval</i>)
		Panthère nébuleuse (<i>Neofelis nebulosa</i>)		

2. Problèmes de conservation chez les félinés

Plusieurs facteurs ont été avancés pour expliquer le déclin des populations de félinés. Les causes principales peuvent être réparties dans deux catégories, soient les causes naturelles et les

causes humaines. Les causes naturelles comprennent la compétition interspécifique, la compétition intraspécifique et la nourriture, les maladies et les parasites tandis que les principales causes humaines sont la perte d'habitat, l'exploitation, les routes et la déprédation.

2.1. Causes naturelles

2.1.1. Compétition interspécifique

La compétition interspécifique peut jouer un rôle important dans la dynamique des populations (Schoener 1982, Polis et al. 1989, Whitehead et Walde 1993, Holt et Polis 1997). Elle se produit lorsque des individus de deux espèces entrent en compétition pour la même ressource ou lorsque l'une exclue physiquement l'autre d'une portion d'habitat (Townsend et al. 2002). Elle est commune entre les mammifères carnivores (Mills et Gorman 1997, Palomares et Caro 1999, Sunde et al. 1999) mais ne se produit principalement que lorsque les ressources sont limitées (Jones et Barmuta 1998). Elle peut mener à une diminution de la fécondité, de la croissance ou de l'emmagasinage des réserves par les individus, de la réduction des densités et/ou d'une altération de la structure d'âge au niveau de la population et peut même aller jusqu'à l'extinction (Dunham 1980, Korpimäki 1987, Petren et Case 1996, Fedriani et Fuller 2000). La compétition interspécifique peut aussi influencer l'utilisation de l'habitat. Par exemple, lors d'une étude en Thaïlande, les déplacements des panthères nébuleuses (*Neofelis nebulosa*) de même que ceux des chats dorés d'Asie (*Catopuma temminckii*) étaient influencés par le dhole (*Cuon alpinus*), un canidé qui chasse en groupe et qui domine les deux félins solitaires (Grassman et al. 2005). Ailleurs, la panthère nébuleuse est retrouvée en faible densité là où il y a présence de grandes populations de tigres (*Panthera tigris*) ou de léopards (*Panthera pardus*; Grassman et al. 2005). La compétition interspécifique a également été observée chez une population de guépards (*Acinonyx jubatus*) où 73% de la mortalité juvénile était causée par la prédation des lions (*Panthera leo*) et des hyènes tachetée (*Crocuta crocuta*; Laurenson 1994).

2.1.2. Compétition intraspécifique

La compétition intraspécifique peut également affecter les populations de félinés. Elle a lieu lorsque deux individus de la même espèce recherchent la même ressource. Elle peut entraîner une répartition égale ou inégale des ressources. Au niveau de l'individu, elle peut causer une diminution de la fertilité, de la survie ou du développement (Begon et al. 1996). Cela a été observé en Afrique du Sud où la principale cause de mortalité chez une population de léopards était engendrée par un comportement de territorialité d'individus adultes mâles face à des individus juvéniles (mâles et femelles) qui s'étaient aventurés dans leur territoire (Balme et Hunter 2004).

2.1.3. Autres causes naturelles : nourriture, maladies et parasites

Plusieurs causes naturelles de mortalité peuvent aussi affecter les populations de félinés. La disponibilité de la nourriture en est un exemple. En Argentine, suite à une diminution des populations de proies, 42% des chats de Geoffroy (*Oncifelis geoffroyi*) sont morts de faim (Pereira et al. 2006). Au Yukon, 19% des lynx du Canada (*Lynx canadensis*) ont subi le même sort durant le déclin des populations de lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*; Poole 1994). La diminution de la fécondité des femelles adultes peut aussi affecter les populations de félinés. Une diminution dans certains paramètres de reproduction (taux d'ovulation, taux de grossesses et taille des portées) a été notée chez une population de lynx du Canada lors d'un déclin des proies, ce qui a mené à une chute de 40% des naissances (Brand et Keith 1979). La fécondité des femelles peut être affectée par plusieurs facteurs naturels, diminuant ainsi la relève et le niveau des populations.

Certaines maladies peuvent aussi affecter les populations de félinés. Chez les lynx d'Eurasie (*Lynx lynx*), la galle est une maladie commune qui est une cause importante de

mortalité, spécialement en Europe du nord (Valdmann et al. 2004). Récemment, deux épidémies causées par le virus de la maladie de Carré du chien ont été rapportées chez des populations de grands félinés. La première en Californie, qui a touché des léopards, des lions, des tigres et un jaguar (*Panthera onca*) en captivités, a entraîné une mortalité de 23% (Appel et al. 1994). La seconde a conduit à une mortalité de 30% dans une population de lions en Tanzanie (Roelke-Parker et al. 1996).

Les parasites peuvent également nuire aux populations de félinés. En effet, les parasites sont fréquents chez les lynx (Oertley et Walls 1980, Zarnke et al. 2001, Schmidt-Posthaus et al. 2002, Kikuchi et al. 2004, Reichard et al. 2004). Certains parasites tels que les vers de poumons *Vogeloides Felis* et *Metathelazia californica*, de même que l'helminthe *Toxocara sp.*, peuvent être mortels pour ceux-ci (Schmidt-Posthaus et al. 2002, Pence et al. 2003).

2.2. Causes humaines

La cause de plusieurs déclinés récents de mammifères est la croissance de la population humaine et les impacts qui y sont associés comme la perte d'habitat, l'exploitation et l'introduction d'espèces compétitives (Forester et Machlis 1996, Harcourt et al. 2001, McKinney 2001, Ceballos et Ehrlich 2002, Cardillo et al. 2004). Par exemple, l'homme a causé la diminution des populations de lynx pardelle (*Lynx pardinus*) en Espagne et au Portugal depuis une cinquantaine d'années (Palomares et al. 1991, Rodríguez et Delibes 2002, 2004) si bien que celui-ci a été reconnu comme l'espèce de carnivore européen la plus menacée (Mallinson 1978) et l'espèce de féliné la plus vulnérable à l'extinction au monde (Palomares et al. 2005, Union Internationale pour la Conservation de la Nature 2007).

2.2.1. La perte d'habitat

L'une des menaces les plus importantes chez les mammifères est la perte d'habitat (Wilcox et Murphy 1985, Ferreras et al. 1992, Rodríguez et Delibes 1992, Cardillo et al. 2004), spécialement chez les carnivores (Wilcox et Murphy 1985, Noss et al. 1996, Crooks 2002). La perte d'habitat peut être causée par l'urbanisation (Ferreras et al. 1992, White et al. 1996, Adkins et Stott 1998, Tigas et al. 2002), l'agriculture (Dollacker et Rhodes 2007, Gagné et Fahrig 2007) ou les coupes forestières (Stouffer et al. 2006, Wenjun 2007). La perte et la fragmentation de l'habitat de même que l'augmentation des bordures contribuent à la réduction de la distribution et de l'abondance de plusieurs espèces animales (Yahner 1988, Saunders et al. 1991, Ferreras et al. 1992, Palma et al. 1999, Dixon et al. 2007). Les populations de plusieurs espèces de félinés ont aussi diminué dû à la perte d'habitat. Aux États-Unis, les ocelots (*Leopardus pardalis*) ont diminué depuis les années 1975, principalement à cause de l'urbanisation et de l'agriculture (Harveson et al. 2004, Jackson et al. 2005, Haines et al. 2006). En Europe, le nombre de lynx d'Eurasie a diminué depuis 150 ans en raison de la perte et de la fragmentation de l'habitat causées par l'urbanisation et l'agriculture (Schadt et al. 2002, Kramer-Schadt et al. 2004). En Floride, la perte d'habitat par l'urbanisation demeure la plus grande menace à la survie des couguars (*Puma concolor*; Kautz et al. 2006).

2.2.2. L'exploitation et le braconnage

L'exploitation par la chasse et le piégeage, tant légale qu'illégale, peut aussi contribuer à la diminution des populations de félinés. En effet, chez les lynx pardelles, la récolte illégale était la cause de plus de 50% des mortalités (Ferreras et al. 1992). Chez les lynx du Canada, la surexploitation par le piégeage aurait fait diminuer les populations au 20^e siècle (Poole 2003). Chez le tigre, la chasse et le braconnage ont réduit l'aire de distribution depuis le début du siècle,

ont fait chuter ses populations de 95% et il est maintenant disparu de plusieurs pays (Sunquist et al. 1999, Bhagavatula et Singh 2006, World Conservation Trust 2007). Les populations de lions ont aussi subi un déclin remarquable depuis 150 ans, principalement à cause de la chasse illégale afin de protéger le bétail de la prédation et pour des pratiques culturelles traditionnelles (Bauer et Nowell 2004, Bauer et Iongh 2005, Barnett et al. 2006). Un autre exemple est le cas du chat bai (*Catopuma badia*), endémique à l'île de Bornéo, dont les populations ont grandement diminué suite à l'augmentation constante de son prix pour la revente dans les zoos (Kitchener et al. 2004).

La surexploitation d'une espèce peut affecter indirectement d'autres espèces. La surexploitation du chinchilla à queue courte (*Chinchilla brevicaudata*) a contribué à causer le déclin chez l'un de ses prédateurs, le chat des Andes (*Oreailurus jacobita*), depuis les cinquante dernières années (Iverson 2004, Lucherini et Merino 2006). Cette espèce est aujourd'hui l'espèce de féliné la plus menacée en Amérique (Iverson 2004, Lucherini et Merino 2006).

2.2.3. Autres causes de mortalité humaines

Les routes peuvent influencer négativement plusieurs espèces de félinés. Les principaux effets des routes sur les animaux sauvages sont l'augmentation de la mortalité due aux collisions automobile, la plus grande interaction avec les humains, la présence d'une barrière physique, la perte d'habitat directe et indirecte et la fragmentation (van der Zee et al. 1992, Clevenger et Waltho 2000, Cain et al. 2003). Chez les félinés, il a été observé qu'après les captures légales et illégales, les autoroutes sont très souvent une cause de mortalité importante (Haines et al. 2005, Blankenship et al. 2006).

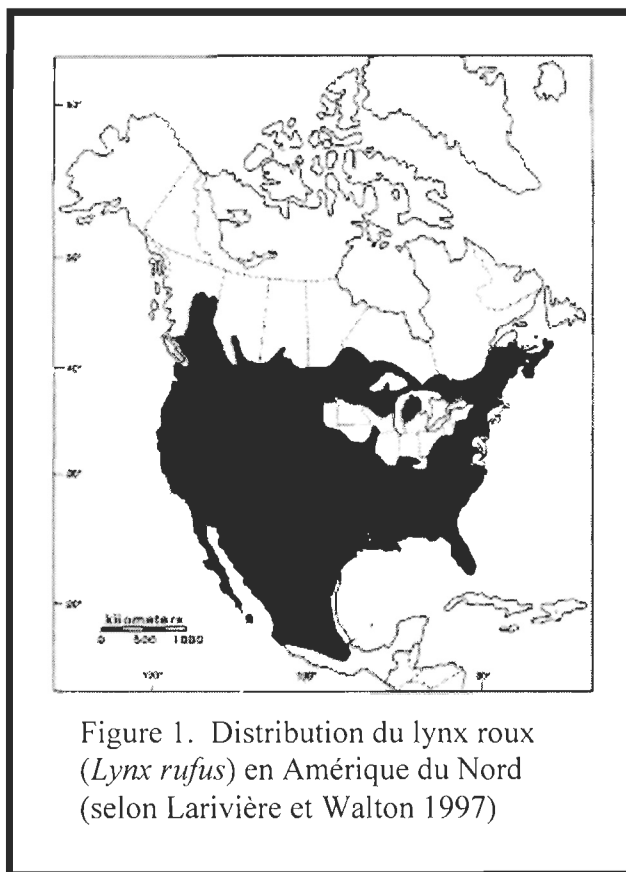
Les programmes de contrôle de la déprédation peuvent contribuer au déclin de certaines espèces. Cela a été observé chez les cougars dont les populations ont pratiquement été éliminées de l'ouest des États-Unis suite au programme de contrôle des prédateurs (Riley et al.

2004). Les populations de léopard des neiges (*Uncia uncia*), sont également menacées par la déprédation effectuée par les villageois dans le but de défendre leurs animaux d'élevage (Mishra et al. 2003, Bagchi et Mishra 2006).

3. Étude de cas : le lynx roux (*Lynx rufus*)

3.1. Présentation générale

Le lynx roux est un mammifère carnivore de taille moyenne (ca. 8 kg) de la famille des félidés. Il est l'espèce de félidé la plus répandue en Amérique du Nord, étant présent du sud du Canada au centre du Mexique et de l'Atlantique au Pacifique (figure 1).



Le lynx roux est polygame (Provost et al. 1973). L'accouplement se produit entre février et avril (Duke 1954). Les lynx roux ont une gestation d'environ 63 jours (Young 1958). Ils ont une seule portée par année qui varie entre 1 et 6 jeunes avec une moyenne de 2 à 4 (Larivière et Walton 1997, Anderson et Lovallo 2003). Les jeunes naissent entre avril et juin (Crowe 1975a, b) et restent avec leur mère jusqu'à la prochaine saison d'accouplement.

Le lynx roux occupe une grande variété d'habitats allant des forêts des basses terres aux déserts arides et des forêts boréales aux régions tropicales humides (Werdelin 1981). Les caractéristiques clés des endroits où il habite sont une abondance de proies (Rolling 1945, Litvaitis et al. 1986b, Koehler et Hornocker 1989), un couvert dense et une protection contre les conditions climatiques sévères (McCord 1974, Koehler et Hornocker 1989). Le lynx roux se nourrit principalement de lagomorphes et de rongeurs (Bailey 1974, Litvaitis et al 1986a, Witmer et deCalesta 1986, Dibello et al. 1990, Knick 1990), ainsi que de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*; Fritts et Sealander 1978, Litvaitis et al. 1984).

3.2. Tendances globales des populations de lynx roux

En Amérique du Nord, le lynx roux est généralement considéré comme abondant à la grandeur de son aire de distribution. Parmi les 12 sous espèces reconnues, une seule, qui occupe le Mexique, *Lynx rufus escuinapae*, est considérée menacée (Woolf et Hubert 1998, United States Fish et Wildlife Service 2005, Hansen 2007). Au Canada, le lynx roux occupe la partie sud de huit provinces : la Colombie-Britannique, l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, l'Ontario, le Québec, le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse. Il est absent de l'Île-du-Prince-Édouard et de Terre-Neuve-et-Labrador. Le lynx roux est particulièrement abondant en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick. En effet, ces deux provinces possèdent la plus grande récolte de lynx

roux du nord est de l'Amérique du Nord depuis 1965, atteignant environ 1000 et 800 captures par année respectivement. En contraste, le lynx roux n'est présent qu'en faible densité au Québec et la récolte annuelle entre 1965 et 1991 varie autour de 150 à 200 captures.

Au Québec, le lynx roux a commencé à attirer l'attention scientifique en 1986 (tableau 2) avec une étude ayant pour but de déterminer le sexe, l'âge de même que le décompte des cicatrices placentaires de 70 spécimens capturés en Estrie durant la saison 1985-1986 (Fortin 1986). Par la suite, le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec a effectué un sondage auprès des trappeurs et des chasseurs de lynx roux au Québec afin d'aider à déterminer les modalités d'exploitation, la disposition des fourrures, l'état des populations, la gestion et l'habitat du lynx roux au Québec (Garant 1990). Pendant plusieurs années, le lynx roux a été récolté soit par la chasse ou le piégeage au Québec. En 1991, la récolte de lynx roux a été tellement basse que l'espèce a été protégée par la fermeture de la saison de chasse et de piégeage. Au cours de cette année, quatre rapports ont été produits. Un premier est un résumé de la situation connue du lynx roux au Québec en 1991 (Garant et Lafond 1991). Le second consistait à une analyse des données recueillies sur les carcasses (poids, sexe et productivité) de lynx roux pour la saison 1990-1991 (Jean 1991). Le troisième mettait à jour les connaissances sur le lynx roux, déterminait sa situation au Québec ainsi que les priorités d'intervention (Garant 1991a). Le dernier rapport évaluait l'état de la population de lynx roux au Québec afin de déterminer son statut (Garant 1991b). Par la suite, un rapport gouvernemental a été écrit en 1993 synthétisant les connaissances biologiques sur le lynx roux, présentant les données d'exploitation disponibles et analysant les paramètres des populations exploitées (Noiseux et al. 1993). En 1996, une recherche bibliographique sur les articles écrits sur le lynx roux entre 1990 et 1996 a été effectuée (Ministère de l'Environnement et de la Faune 1996). Un second rapport a également vu le jour cette même année. Ce rapport effectuait une revue bibliographique sur l'habitat, la productivité,

la compétition avec le coyote (*Canis latrans*), la mortalité, les maladies et les possibilités d'aménagement de l'habitat pour le lynx roux et il documentait les outils de suivi et de gestion utilisés dans les provinces et les états voisins du Québec (Moisan 1996). Finalement, un rapport sur les captures accidentelles et les observations de lynx roux durant la saison 1999-2000 a été écrit en 2000 (Desjardins et al. 2000).

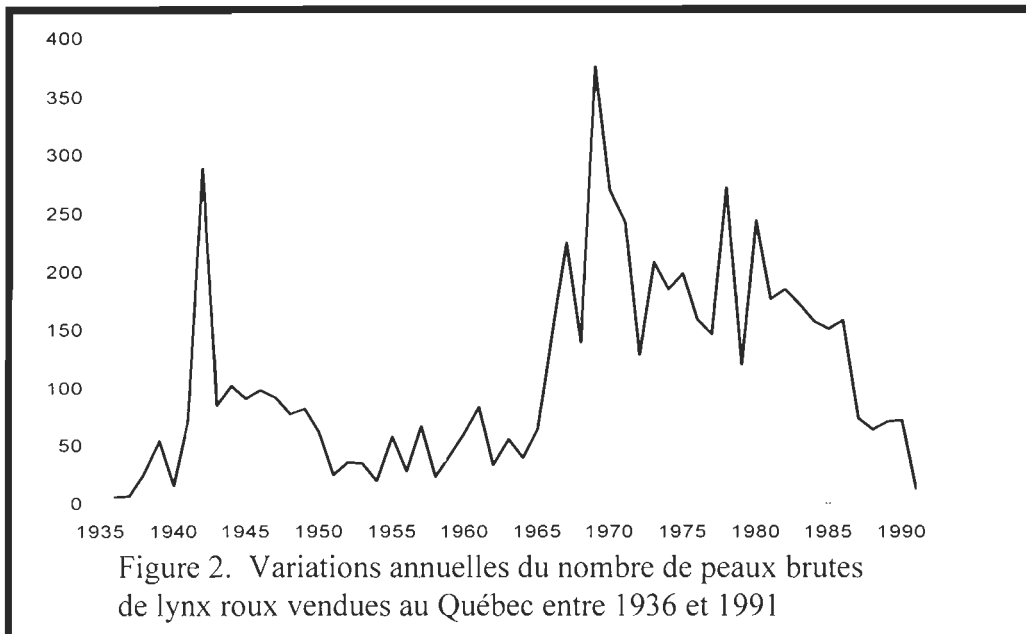
Depuis 1936, la première année où la récolte de lynx roux a été comptabilisée à partir des ventes de peaux, le nombre de peaux de lynx roux vendues au Québec a grandement fluctué (figure 2). En effet, les ventes sont restées relativement stables à environ 50 à 100 peaux, entre 1936 et 1965, à l'exception d'un pic de vente en 1942 de 288 peaux. Les ventes ont ensuite augmenté et sont demeurées relativement stables, à environ 150 à 200 peaux, entre 1967 et 1986. Par la suite, les ventes de peaux de lynx roux ont diminué. Le déclin semble avoir débuté en 1986 alors qu'on enregistrait une récolte de 157 peaux. Les ventes n'étaient plus que de 76 peaux pour 1987, soit une diminution de 52%. Cette chute a continué et en 1991, seulement 12 peaux ont été vendues (Canac-Marquis, 1995). Face à cette diminution marquée, le piégeage du lynx roux a été interdit en 1991 et la chasse en 1993.

Tableau 2. Historique et événements majeurs reliés à la gestion et à la conservation du lynx roux au Québec ainsi que de deux de ses principaux compétiteurs, le coyote et le pékan

Date	Évènement
1936	Début du suivi des ventes de peaux de lynx roux au Québec
1942	Vente de 288 peaux de lynx roux au Québec, plus grande augmentation par rapport à l'année précédente (406%)
1942	Première mention du coyote au Québec
1953-1955	Plus bas prix moyen réel enregistré pour une peau de lynx roux vendue au Québec entre 1936 et 1991 (25¢)
1969	Plus grand nombre de peaux de lynx roux vendues annuellement au Québec entre 1936 et 1991 (375 peaux)
1970	Début du suivi des ventes de peaux de coyote au Québec (elles étaient comptabilisées avec les loups)
1978	Plus haut prix moyen réel enregistré pour une peau de lynx roux vendue au Québec entre 1936 et 1991 (245\$)
1986	Publication du rapport gouvernemental : Évaluation de l'âge et du potentiel reproducteur chez le lynx roux (<i>Lynx rufus</i>), par Michèle Fortin
1988	Recommandations par le ministère lors du 4 ^e atelier sur la petite faune: - Suspendre l'exploitation de façon provisoire et d'interdire le commerce des peaux - Remettre les captures accidentelles - Terminer le rapport sur la situation du lynx roux le plus tôt possible
1989	Recommandations par le ministère lors du 5 ^e atelier sur la petite faune: - Faire un sondage d'ici avril 1990 - Informer les APTI régionales sur la situation du lynx roux et demander leur avis -Évaluer le statut du lynx roux au Québec
1990	Publication du rapport gouvernemental : Sondage auprès des trappeurs et chasseurs de lynx roux, <i>Lynx rufus</i> , au Québec, par Yves Garant
1990	Recommandations par le ministère lors du 6 ^e atelier sur les animaux à fourrure: - Interdire la chasse, le piégeage et le commerce de lynx roux - Poursuivre l'analyse des carcasses

Tableau 2. (suite)

Date	Évènement
1991	Fermeture du piégeage du lynx roux au Québec
1991	Première fois où l'on enregistre plus de 4000 peaux de coyote vendues au Québec depuis le suivi en 1970 (4086 peaux) et plus grande augmentation par rapport à l'année précédente (137%)
1991	Publication du rapport gouvernemental : Bobcat exploitation in Québec : A recent survey, par Yves Garant et René Lafond
1991	Publication du rapport gouvernemental : Bilan des données recueillies sur les carcasses de lynx roux (<i>Lynx rufus</i>) pour la saison 1990-1991, par Michel Jean
1991	Publication du rapport gouvernemental : Plan tactique - Lynx roux (<i>Lynx rufus</i>), par Yves Garant
1991	Publication du rapport gouvernemental : Rapport sur l'état de la population de lynx roux au Québec (<i>Lynx rufus</i>), par Yves Garant
1993	Recommandations par le ministère lors du 7 ^e atelier sur les animaux à fourrure : - Effectuer le bilan du lynx roux en se servant des captures accidentelles - Se documenter sur les tendances avec le carnet du piégeur
1993	Publication du rapport gouvernemental : Situation du lynx roux (<i>Lynx rufus</i>) au Québec, par François Noiseux, Réhaume Courtois et René Lafond
1995	Première fois où l'on enregistre plus de 3000 peaux de pékan vendues au Québec depuis 1917 (3230 peaux)
1995	Recommandation par le ministère lors du 9 ^e atelier sur les animaux à fourrure: - Recueillir toutes les carcasses de lynx roux
1996	Publication du rapport gouvernemental : Bibliographie sur le lynx roux, par le Ministère de l'Environnement et de la Faune
1996	Publication du rapport gouvernemental : Revue bibliographique sur la biologie et enquête sur les outils de suivi et de gestion du lynx roux (<i>Lynx rufus</i>), par Michèle Moisan
1997	Première fois où l'on enregistre plus de 5000 peaux de pékan vendues au Québec depuis 1917 (5181 peaux)
2000	Publication du rapport gouvernemental : Résultats d'une première année de récolte de données sur la situation du lynx roux dans la région de Chaudière-Appalaches, par Sylvie Desjardins, Pierre-Yves Collin et Frédéric Hébert
2000-2004	Plus de 4000 peaux de coyote vendues au Québec
2001	Première fois où l'on enregistre plus de 7000 peaux de pékan vendues au Québec depuis 1917 (7392 peaux)



3.3. Problème de conservation spécifique au lynx roux

3.3.1. Causes naturelles

3.3.1.1. *Compétition interspécifique*

Chez le lynx roux, la compétition interspécifique avec le coyote, qui est son principal compétiteur, est une hypothèse pouvant expliquer la diminution des populations (Litvaitis et al. 2006). En effet, le régime alimentaire de ces deux espèces est composé principalement de lièvres d'Amérique et de cerfs de Virginie. Elles utilisent principalement les forêts mixtes et de conifères matures, leurs domaines vitaux peuvent se superposer jusqu'à plus de 75% et elles sont le plus souvent actives la nuit, suggérant un potentiel de compétition (Witmer et deCalesta 1986, Major et Sherburne 1987, Kamler et Gipson 2004, Chamberlain 2005). De plus, l'augmentation du nombre et de la distribution du coyote pourraient intensifier cette compétition. En effet, les changements intenses du paysage par le développement de l'agriculture, de la foresterie et de l'urbanisation, ont permis au coyote d'étendre sa distribution au Québec et d'occuper la niche

écologique laissée vacante suite à l'extermination du loup (*Canis lupus*). Les coyotes ont tout d'abord atteint la frontière sud-ouest du Québec en 1944 et la portion sud de la province au début des années 1970 (Larivière et Crête 1992, Tremblay et al. 1998). La compétition interspécifique entre le lynx roux et le coyote a été confirmée par plusieurs études, avec les coyotes dominant généralement les interactions (Litvaitis et Harrison 1989). Par exemple, l'augmentation des populations de lynx roux dans l'ouest des États-Unis est due au déclin des populations de coyotes (Woolf et Hubert 1998). On a également observé ce phénomène suite à un programme de déprédation des coyotes afin de minimiser leur impact sur le bétail (Litvaitis et Harrison 1989, Henke et Bryant 1999, Neale et Sacks 2001). De même, le déclin des lynx roux coïnciderait avec l'augmentation des coyotes (Woolf et Hubert 1998). Au Maine, par exemple, on a remarqué que la récolte de coyotes augmentait tandis que celle du lynx roux diminuait entre 1977 et 1986. Cette variation n'était pas reliée au prix des fourrures qui augmentait pour le lynx ni à la sévérité hivernale (Litvaitis et Harrison 1989, Dibello et al. 1990). Le lynx roux est une espèce solitaire (Bailey 1974, Witmer et deCalesta 1986, Major et Sherburne 1987) et moins généraliste que le coyote (Litvaitis et Harrison 1989). Le coyote a donc l'avantage pour l'exploitation des ressources sur le lynx roux car il chasse en groupe (Major et Sherburne 1987, Gese et al. 1988, Gese et Grothe 1995, Sacks et al. 1999). En effet, chez les carnivores, la chasse en groupe permet généralement de rivaliser plus efficacement pour la nourriture (Lamprecht 1981, Gittleman 1989, Palomares et Caro 1999). Le coyote peut aussi être un prédateur du lynx roux (Knick 1990, Fedriani et Fuller 2000, Kamler et Gipson 2004).

Les autres espèces pouvant entrer en compétition avec le lynx roux sont le cougar, le lynx du Canada, le renard roux (*Vulpes vulpes*) et le pékan (*Martes pennanti*; Leopold et Krausman 1986, Major et Sherburne 1987, Litvaitis et Harrison 1989, Dibello et al. 1990, Hoving et al. 2003, Poulin et al. 2006). Parmi ces espèces, le cougar, le lynx du Canada et le renard

roux ont peu d'impact sur le lynx roux au Québec. En effet, au Québec, si le cougar existe, il y est peu abondant (Jolicoeur et al. 2006). En ce qui concerne le lynx du Canada, il est pratiquement absent de l'aire de distribution du lynx roux au Québec. Sa limite sud de répartition au Québec coïncide avec la limite nord de celle du lynx roux (Fortin et Tardif 2003). Pour sa part, le renard roux a un régime alimentaire qui ne chevauche que très peu celui du lynx roux. En effet, le renard roux se nourrit principalement de petits rongeurs et rarement de cervidés (Larivière et Pasitschniak-Arts 1996).

À l'inverse, le pékan peut être un compétiteur important du lynx roux au Québec. Tout comme le lynx roux, le pékan sélectionne des forêts de conifères où le lièvre est présent en grande densité (Powell 1994). De plus, le régime alimentaire du pékan comprend des lièvres d'Amérique et des carcasses de cerfs de Virginie (Kuehn 1989, Powell 1993, Zielinski et al. 1999, Van Why et Giuliano 2001), comme le lynx roux. Par contre, le pékan est plus opportuniste (Van Why et Giuliano 2001, Weir et al. 2005), ce qui lui confère un avantage compétitif lorsque les lagomorphes sont en faible densité. Par exemple, lors d'une diminution des populations de lièvres au Minnesota, la reproduction et les dépôts de gras chez les pékans n'ont pas été affectés car ceux-ci pouvaient se tourner vers plusieurs autres proies alternatives (Kuehn 1989) contrairement au lynx roux (Dibello et al. 1990). Depuis 1995, les populations de pékans ont augmenté dans le nord-est de l'Amérique. Trois facteurs peuvent expliquer cette hausse d'effectifs: la diminution de la pression de piégeage, l'augmentation de la quantité de nourriture et la diminution de l'accumulation de neige au sol (Poulin et al. 2006). Cette hausse des populations pourrait suggérer une amélioration des conditions pour des espèces sudistes comme le lynx roux. Cependant, elle pourrait avoir des répercussions négatives, par la compétition (notamment pour les ressources alimentaires telles le lièvre), sur les populations de lynx roux et d'autres carnivores dont la martre (*Martes americana*; Poulin et al. 2006).

3.3.1.2. Compétition intraspécifique

La compétition intraspécifique a été peu remarquée chez le lynx roux. En effet, seulement quelques études ont remarqué des mortalités intraspécifiques (e.g. Provost et al. 1973, Litvaitis et al. 1982, Anderson 1988). De plus, la compétition intraspécifique se produit généralement dans des populations à haute densité. Par conséquent, comme le lynx roux n'est pas présent en haute densité au Québec, la compétition intraspécifique a probablement peu d'influence sur ses populations.

3.3.1.3. Autres causes naturelles : nourriture, maladies et parasites

Le manque de nourriture peut également affecter les lynx roux en hiver. En effet, des études au Maine, au Massachusetts, au Minnesota et au Texas ont noté des mortalités hivernales dues à la famine (Petraborg et Gunvalson 1962, Litvaitis et al. 1987, Fuller et al. 1995, Blankenship et al. 2006). Le manque de nourriture peut aussi mener à la diminution de la fécondité, pouvant nuire aux populations. Par exemple, en Idaho, lorsque les lagomorphes étaient en faible nombre, les populations de lynx roux diminuaient à un taux de 52% car peu de femelles élevaient des portées (Knick 1990).

Chez les lynx roux, les maladies nuisent rarement aux populations et ne touchent que quelques individus. En effet, au Texas, on a observé le décès d'un seul lynx roux dû à la gale notoedrique et seulement trois chatons étaient infectés dans la même région (Pence et al. 1982). Plusieurs études de suivi des populations de lynx roux n'ont observé aucun cas de mortalité causé par des maladies (Fuller et al. 1985, Rolley 1985, Litvaitis et al. 1987, Knick 1990). Les infections par les parasites, comme les vers du poumon, peuvent dans quelques cas être mortelles pour le lynx roux (Stone et Pence 1978) mais nuisent rarement aux populations (Valdmann et al.

2004). Les maladies et les parasites augmentent la probabilité de mortalité mais en sont rarement les causes majeures (Anderson 1987).

3.3.2. Causes humaines

3.3.2.1. *La perte d'habitat*

Malgré le fait que le lynx roux soit assez adaptable et qu'il fréquente une grande variété d'habitats, la perte d'habitat peut l'affecter indirectement. Dans l'est des États-Unis, les lagomorphes, qui font partie de l'un des groupes qui dépendent le plus des jeunes forêts (Litvaitis 2001), ont fortement diminué suite à la perte d'habitat causée par la maturation des forêts (Chapman et Morgan 1973, Litvaitis 1993). Comme les lagomorphes sont la proie principale des lynx roux (Larivière et Walton 1997), la perte d'habitat de début de succession, ainsi que la dégradation due à l'agriculture (Woolf et Hubert 1998), ont mené à la diminution des populations de lynx roux du Nord-est des États-Unis (Litvaitis 1993).

3.3.2.2. *L'exploitation et le braconnage*

La surexploitation par la chasse et le piégeage chez les populations de lynx roux a fréquemment été rapportée (Rolley 1985, Knick 1990, Fuller et al. 1995, Chamberlain et al. 1999, Litvaitis et al. 2006). Dans plusieurs régions, les taux de survie dans les populations non trappées étaient plus élevés que ceux dans les populations trappées, suggérant l'effet négatif et additif de l'exploitation (Crowe 1975a, Fuller et al. 1985, Litvaitis et al. 1987, Knick 1990). Suite au passage de l'Endangered Species Act (ESA), qui empêchait l'importation de peaux de félinés en danger, les acheteurs se sont entre autres tournés vers les peaux de lynx roux. Cela a mené à une augmentation de la valeur des peaux ainsi que de la récolte, qui passa de 10 854 à 83 415 peaux entre 1970 et 1977 (Hansen 2007). Les individus qui se dispersent sont plus susceptibles à la

mortalité par le piégeage. Plusieurs études ont observé que le comportement de dispersion des lynx roux augmente leur vulnérabilité au piégeage (Kamler et Gipson 2000, 2004, Blankenship et al. 2006). Certains auteurs ont suggéré que le piégeage, de même que les captures accidentelles et illégales, pourraient empêcher les populations de lynx roux de faible densité de croître (Woolf et Hubert 1998).

3.3.2.3. Autres causes de mortalité humaines

Dans plusieurs études sur le lynx roux, les collisions automobiles ont été la principale source de mortalité (Nielsen and Woolf 2002, Haines et al 2005, Blankenship et al 2006). Par contre, au Québec, les collisions automobiles ont été responsables de seulement 7 mortalités de lynx roux depuis 1986 (Hélène Jolicoeur, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, données non publiées). Ce facteur a donc peu d'importance au Québec.

3.4. Évolution de la problématique du lynx roux au Québec depuis 1991

Depuis la fermeture du piégeage au Québec en 1991 plusieurs changements dans les conditions climatiques sont survenus. Parmi les plus importants, la température moyenne dans l'est de l'Amérique du Nord a augmentée de 0,5°C et la quantité de neige a diminuée de 7% (Karl et al. 1993, Hayhoe et al. 2007). De plus, des changements importants dans l'agriculture et dans l'utilisation du territoire se sont manifestés. Tous ces changements ont affectés plusieurs espèces. Le raton laveur (*Procyon lotor*) est l'une des espèces qui a grandement profité des changements dans l'agriculture. En effet, l'augmentation de la disponibilité de la nourriture, catalysée par le réchauffement climatique et par l'augmentation de l'étendue de l'agriculture expliquerait probablement l'expansion de la distribution nordique des ratons-laveurs dans les prairies

canadiennes au cours du dernier siècle (Larivière 2004). D'autres espèces ont aussi profité de ces changements. Par exemple, l'expansion de l'agriculture combinée à l'intensification des coupes forestières ont permis au coyote d'accroître sa distribution au Nord-est de l'Amérique du Nord et de coloniser le Québec (Larivière et Crête 1992, Tremblay et al. 1998, Gompper 2002). L'urubu à tête rouge (*Cathartes aura*) a aussi profité des changements dans l'utilisation du territoire, entre autre par l'augmentation des coupes forestières et de l'urbanisation, pour étendre sa distribution nordique aussi bien dans l'est que dans l'ouest du Canada (Hoffman et Smith 2003). Cela a aussi été noté pour plusieurs autres espèces dont le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*), le cerf de Virginie ainsi que pour le pékan (Boucher et al. 2003, Rioux 2003, Poulin et al. 2006).

Tous ces changements, qui ont été bénéfiques pour plusieurs espèces jadis considérées comme « sudistes », laissent préjuger qu'il peut y avoir eu un impact majeur sur les populations de lynx roux. Cependant, comme la récolte légale s'est arrêtée en 1991, il n'y a présentement aucune donnée pour déterminer le statut de cette espèce au Québec. Cette situation est particulièrement intrigante car des rapports anecdotiques, tels que des observations de trappeurs sur le terrain ou des observations d'employés du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, semblent suggérer que les populations de lynx roux au Québec pourraient avoir augmenté. Par contre, dû à l'absence de données empiriques, la situation actuelle des populations de lynx roux au Québec demeure inconnue.

4. Objectif de l'étude

L'objectif de la présente étude est donc d'analyser les différentes données disponibles dans le but de clarifier la situation actuelle de la population de lynx roux au Québec. Afin de répondre à cet objectif, deux sous-objectifs seront étudiés. Le premier sous-objectif sera de

déterminer si le déclin de vente de peaux de 1986 à 1991 observé au Québec s'est effectué à une plus grande échelle et essayer de comprendre celui-ci. Le second sous-objectif sera d'évaluer le statut actuel du lynx roux au Québec en se basant sur des indicateurs indirects. Les indicateurs indirects considérés seront l'examen de la santé et de la condition physique des individus capturés accidentellement, la distribution géographique des captures, la comparaison et le paramétrage des tendances de récolte avec les juridictions voisines après 1991 et l'extrapolation inférentielle de la récolte basée sur les récoltes des juridictions voisines.

**Compréhension des fluctuations de récolte de lynx roux à la limite de leur aire
de distribution : Une étude de cas avec le Québec**

**[Understanding Fluctuations in Bobcat Harvest at the Northern Limit of their
Range: A Case Study with Quebec*]**

*Accepté pour publication à Journal of Wildlife Management (08/08)

17 October 2008
Maxime Lavoie
20 Montée du Parc,
Lac-Beauport, Québec
Canada, G3B 0L3
418/931-5786
maxyzl@hotmail.com

RH: Lavoie et al. · Bobcat populations in Quebec

Understanding Fluctuations in Bobcat Harvest at the Northern Limit of their Range: A Case Study with Quebec

MAXIME LAVOIE¹, *Université du Québec à Rimouski*, Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski (QC), G5L 3A1, Canada

PIERRE-YVES COLLIN, *Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune*, 8400 avenue sous-le-vent, Charny (QC), G6X 3S9 Canada

FLORENT LEMIEUX, *Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune*, 770 rue Goretti, Sherbrooke (QC), J1E 3H4 Canada

HÉLÈNE JOLICOEUR, *Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune*, 880 chemin Sainte-Foy, Québec (QC), G1S 4X4 Canada

SERGE LARIVIÈRE, *Cree Hunters and Trappers Income Security Board*, Édifice Champlain, bureau 1110, 2700 boulevard Laurier, Sainte Foy (QC), G1V 4K5 Canada; *Université du Québec à Rimouski*, Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski (QC), G5L 3A1, Canada

¹ Email : maxyzl@hotmail.com

ABSTRACT In Quebec, Canada, the harvest of bobcats *Lynx rufus* started to decline in 1985 and by 1991, harvest seasons were closed due to concerns of a perceived population decline. In the light of changing conditions, the situation of Quebec bobcats needed a reassessment. Thus, we analysed harvest data in order to clarify the current situation of the populations of bobcats in Quebec. From 1980 to 1991, bobcat harvest in Quebec was strongly correlated with bobcat harvest in Maine, Nova Scotia, Ontario, and Vermont. Extrapolations of the harvest in Quebec based from harvest of neighboring Maine, Ontario, Vermont, and Nova Scotia suggest an increase in number of bobcats after 1991. The mass of male as well as female bobcats before 1991 was smaller than the mass of animals captured after 1991. The percentage of juveniles in the reported harvest before 1991 was higher than the percentage of juveniles in the reported harvest after 1991. However, the percentage of males and litter sizes in the harvest did not differ before and after 1991. The geographic distribution of the bobcats captured has gradually expanded after the closure of the harvest season. The present study suggests that the bobcats in Quebec have recovered from the 1991 decline.

KEY WORDS bobcat, harvest, *Lynx rufus*, management, northern limit, Quebec.

The Journal of Wildlife Management: 00(0): 000-000, 20XX

Environmental challenges of the 21st century include the conservation of many mammalian carnivores (Cardillo et al. 2004, Krebs et al. 2004, Palomares et al. 2005, Zielinski et al. 2005). Conflicts between carnivores and humans often occur related to use of large, undisturbed habitats (Harcourt et al. 2001, Crooks 2002, Tigas et al. 2002, Cardillo et al. 2004), and many carnivores remain abundant only in wildlife reserves or protected areas (Michalski et al. 2006). Within the Order Carnivora, the Felidae probably experience the most conservation threats. According to the World Conservation Union, 17 of the 36 (47%) species of Felidae are of conservation concern, whereas this percentage is much less for other large families such as the Mustelidae (24% of 54

species), the Canidae (23% of 35 species), the Viverridae (22% of 32 species) or the Herpestidae (9% of 34 species). The conservation issues affecting felids are numerous, and include persecution due to perceived danger to humans (e.g., tigers [*Panthera tigris*]; Mazák 1981, lion [*Panthera leo*]; Saberwal et al. 1994), demand for spotted pelts and hence intense hunting (e.g., Geoffroy's cat [*Oncifelis geoffroyi*]; Koford 1973, ocelot [*Leopardus pardalis*]; McMahan 1983, oncilla [*Leopardus tigrinus*]; Caldwell 1984), or perceived threat to domestic animals (e.g., jaguar [*Panthera onca*]; Rabinowitz 1986, snow leopard [*Uncia uncia*]; Bagchi et Mishra 2006).

In North America, three species of Felidae commonly occur, the cougar (*Puma concolor*), the Canada lynx (*Lynx canadensis*), and the bobcat (*Lynx rufus*). All three species are harvested in at least parts of their distribution, and of the three species, the bobcat is both the most widely distributed and commonly harvested species (Anderson and Lovallo 2003, Hansen 2007).

Bobcats occur from central Mexico north to southern Canada, from the Atlantic to Pacific coast (Larivière and Walton 1997, Hansen 2007). Generally abundant, only one subspecies, the Mexican bobcat (*Lynx rufus escuinapae*) is considered threatened but the listing is based primarily on a lack of population status information (Woolf and Hubert 1998, United States Fish and Wildlife Service 2005, Hansen 2007).

In Canada, bobcats are at the northern limit of their distribution. The species is common in southern areas of British Columbia and Alberta to the west, and New Brunswick and Nova Scotia to the east. The two Atlantic provinces consistently report the largest annual harvest which ranges respectively around 800 and 1,000 animals. In the neighboring province of Quebec, the annual harvest of bobcats is much less, and never exceeded 375 animals (Noiseux et al. 1993). Compared to New Brunswick and Nova Scotia, Quebec is located slightly further north, and likely represent the northeastern limit of the range distribution of bobcats. Because of the marginal conditions (e.g. deep snow, long winters), harvest fluctuated greatly since 1936 but a

more pronounced decline in harvest began in 1986. By 1991, the harvest reached an all-time low of 12 animals, and both hunting and trapping seasons for bobcats were closed.

The discontinued harvest of bobcats in Quebec created a management challenge in itself. Indeed, the monitoring of these populations was exclusively made with harvest data and the closure of the trapping season made it impossible to continue. Furthermore, many bobcats continued to be harvested incidentally to the trapping of other species (Garant 1990). Although the provincial regulations required the mandatory reporting of all incidental bobcat captures, many captured bobcats were sold illegally outside the province, mounted as taxidermy specimens, or simply discarded upon capture. This lack of consistency in reporting impaired the ability of managers to monitor the potential recovery of the population, and to this day, the status of bobcat populations in Quebec remains unknown.

Since the closing of the harvest season in 1991, environmental conditions have greatly changed in Quebec and elsewhere. First, the average temperature in eastern of Northern America has increased about 0.5 ° C and snow quantity has decreased of ~7 % (Karl et al. 1993, Hayhoe et al. 2007). Second, important changes in agriculture and territory use also occurred, especially significant increases in corn agriculture (Motha and Baier 2005). These changes coincided with changes in wildlife, including the increased abundance of more southern mammals such as coyote (*Canis latrans*; Larivière and Crête 1992, Tremblay et al. 1998, Gompper 2002), raccoon (*Procyon lotor*; Larivière 2004), white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*; Boucher et al. 2003), and birds such as turkey vulture (*Cathartes aura*; Hoffman and Smith 2003) and wild turkey (*Meleagris gallopavo*; Rioux 2003). The overall increase in these more southerly species have prompted managers to suspect that bobcats may also have benefited from these conditions. This suspected increase also is supported by trapper reports and observations of field naturalists. The

status of Quebec bobcats needed reassessment in the light of changing conditions. However, without direct harvest data, indirect estimators were needed to estimate the abundance of bobcats.

The objective of our study was to analyze the available data in order to clarify the current status of the bobcat population in Quebec. We first examined correlations between harvest in Quebec prior to closure of trapping and harvest in neighbouring jurisdictions. We then compared body mass, percentage of juveniles, sex ratio and litter size of harvested animals prior to the decline with incidental capture after the decline. Finally, we analysed the geographic distribution of the captured animals to see whether the current geographical range of bobcats changed.

STUDY AREA

Harvest data and bobcat carcasses were collected from trappers in 9 administrative regions in southern Quebec (Bas-Saint-Laurent, Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches, Estrie, Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Lanaudière, Mauricie, Montérégie, and Outaouais) during 21 harvest seasons from 1986-1987 to 2006-2007. Harvest data of bobcats was gathered from 3 Canadian provinces (New Brunswick, Nova Scotia, and Ontario) and 2 American States (Maine and Vermont).

METHODS

Our first analysis aimed to clarify the situation of the harvest in Quebec, and compare it with that of adjacent jurisdictions. To do so, we first compiled fur harvest data from neighboring jurisdictions of Canada (New Brunswick, Nova Scotia, and Ontario) and the United States (Maine and Vermont), and compared it with fur harvest data from Quebec prior to the closing of the harvest season in 1991. We then tested for correlation of the harvest for pre-decline (1980-1985), decline (1986-1991), and overall period (1980-1991). Consequently, we used the jurisdictions with the highest correlation for the years 1980-1991 to extrapolate the inferred harvest for the province of Quebec. To accomplish this, we calculated the ratio of bobcats

harvested in Quebec divided by the number of bobcats harvested in the neighboring jurisdiction for each year between 1971 and 1991. The reciprocal ratio (harvest in jurisdiction/harvest in Quebec) was also calculated, and the two means were used to set the confidence interval for the extrapolations for years 1992 to 2007. Normality of data was tested with a Shapiro-Wilk test, and correlations were tested using Pearson (data normal) or Spearman (data not normal).

Our second analysis intended to examine whether individuals collected incidentally differed from animals harvested prior to 1991 and analysed previously (Fortin 1986). We weighed, sexed, and aged collected animals using erupting dental pattern and the presence of the apical foramens in the roots of the canine teeth (Crowe 1972, 1975, Tumlison et McDaniel 1984). Thus, we separated individuals in two categories: juveniles (open apical foramens) and adults (closed apical foramens). We also removed reproductive tracks from female carcasses to determine in utero litter sizes using placental scar counts (Crowe 1975). We compiled mass, litter sizes as well as age and sex structures of the harvest for the post-closure period of 1991-present with those animals collected prior to 1991 (Fortin 1986, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune unpublished data). We compared mass and litter sizes using a Student t-test and age and sex structures using a permutation t-test ($n = 9,999$) after verifying for normality (Shapiro-Wilk test) and homoscedasticity. All tests acknowledged statistical significance at $\alpha = 0.05$.

Our third analysis aimed to scrutinize whether the geographic distribution of the harvest changed after the closure of the harvest seasons. We speculated that if bobcats increased in abundance, their geographical range may also have expanded. We chose three periods for the comparison. The first period covers the decline (1986-1991), the second period covers the time between the two other periods (1992-2000), and the third period is the most recent data with the same duration for the decline (6 years; 2001-2006). We performed this analysis by mapping

capture locations using geographic data noted during the registration of carcasses from legal and accidental captures.

RESULTS

The harvest of bobcats in Quebec varied greatly since 1936 (Fig. 1), but overall, was strongly correlated with harvest from neighboring provinces and States (Table 1, Fig. 2). From 1980 to 1991, bobcat harvest in Quebec was most strongly correlated with bobcat harvest in Maine ($P < 0.0001$), Nova Scotia ($P < 0.0001$), Ontario ($P = 0.008$), and Vermont ($P = 0.005$; table 1). Correlations in harvest also existed once we accounted for the pre-decline (1980-1985) and decline (1986-1991) periods. During the pre-decline period of 1980 to 1985, reported harvest data from Quebec was most strongly correlated with harvest of bobcats in Maine ($P = 0.05$) but not with the others jurisdictions (all $P > 0.17$; table 1). During the decline period of 1986 to 1991, reported harvest data from Quebec was most strongly correlated with bobcat harvest in Nova Scotia ($P = 0.03$) but not with the others jurisdictions (all $P > 0.09$; table 1). Therefore, we used Maine, Nova Scotia, Ontario, and Vermont to extrapolate the 'inferred harvest' for the province of Quebec. Extrapolations from Maine, Vermont, and Ontario show an increase in number of bobcats after 1991 (Fig. 3 A, B and C). The extrapolation from Nova Scotia shows an increase in number of bobcats after 1991 follow by a decrease starting in 2003-2004 (Fig. 3 D). For all extrapolations, the inferred harvest was higher than the number of bobcats reported in Quebec after 1991 (Figure 3).

The mass and the percentage of juveniles from the animals harvested after 1991 differed than those harvested between 1986 and 1991. Indeed, the mass of male bobcats before 1991 ($\bar{x} = 7.7$ kg, SE = 3.2, $n = 37$) was 13.5 % smaller (Student t-test, $t = 1.995$, $df = 56.0$, $P = 0.05$) than the mass of animals captured after 1991 ($\bar{x} = 8.9$ kg, SE = 3.3, $n = 154$). Similarly, the mass of

female bobcats before 1991 ($\bar{x} = 5.5$ kg, SE = 1.7, $n = 41$) was 14.1 % smaller (Student t-test, $t = 3.233$, $df = 69.9$, $P = 0.002$) than the mass of animals captured after 1991 ($\bar{x} = 6.4$ kg, SE = 1.8, $n = 138$). The percentage of juveniles in the reported harvest before 1991 ($\bar{x} = 59.6$ %, SE = 4.2, $n = 3$) was 45.6 % higher (permutation t-test, $t = -7.013$, $df = 15$, $P = 0.001$) than the percentage of juveniles in the reported harvest after 1991 ($\bar{x} = 27.2$ %, SE = 1.9, $n = 14$; Fig. 4 A). However, the percentage of males in the harvest did not differ (permutation t-test, $t = 1.291$, $df = 14$, $P = 0.358$) before 1991 ($\bar{x} = 50.3$ %, SE = 7.0, $n = 3$) and after 1991 ($\bar{x} = 59.7$ %, SE = 2.0, $n = 13$; Fig. 4 B). Likewise, litter sizes did not differ (Student t-test, $t = -1.097$, $df = 39.1$, $P = 0.280$) before 1991 ($\bar{x} = 1.9$ young per female, SE = 0.3, $n = 24$) and after 1991 ($\bar{x} = 1.5$ young per female, SE = 0.2, $n = 88$).

When we examined the distribution before and after the closure, it appears that the geographic distribution covers a larger area. The geographic distribution of the bobcats captured has gradually expanded after the closure of the harvest season (Fig. 5). Indeed, the geographic range of the reported bobcat has expanded northward (approx. 115 km) and eastward (approx. 47 km).

DISCUSSION

In 1985, the harvest of bobcats in Quebec started to decline. The higher number of females captured, as well as the high percentage of juveniles combined with a low reproductive rate were all indicators of a population in difficulty. In 1991, trapping season was closed. Seventeen years later, our results suggest that populations of bobcats recovered to levels at least identical than those observed between 1970 and 1985. Harvest statistics, population indices obtained from carcasses and geographic distribution all suggest that population of bobcats in Quebec are

healthy. Under the results of this study, the closure of the hunting and trapping season for this species is likely no longer justified.

The decline in harvest of bobcats in Quebec from 1985 to 1991 was a global phenomenon which also affected neighboring provinces and States. Indeed, harvests of bobcats from Maine, Nova Scotia, Ontario, and Vermont all followed a similar trend, with the lowest harvest occurring around 1991. However, following this unusually low harvest, bobcat harvest consequently increased back to normal levels for Maine, New Brunswick, Nova Scotia, Ontario, and Vermont. When we extrapolated the inferred harvest for the province of Quebec, the data suggests that if the trapping and hunting season had not been closed, the harvest of bobcat also would have increased after 1991. Even though declared captures after 1991 are just a small number of the real harvest, up to 89 captures were reported in 2001-2002 showing that bobcats are still common in Quebec. These results suggest that the closure of the hunting and trapping season for this species probably did not contribute significantly to the recovery of bobcat populations in Quebec.

Our conclusion that bobcat populations have recovered from the decline is also supported from the morphological and population data of animals captured incidentally. Indeed, during our study, bobcats were larger by 1.2 kg for males and 0.9 kg for females compared to mass of bobcats harvested during the decline. A high percentage of juveniles in the harvest may result from either a high adult mortality or a high reproduction (Rolley 1985). Since reproductive rate was low compare to reproductive rate of bobcats through their range (Larivière and Walton 1997), the high proportion of juveniles in the harvest before 1991 in Quebec probably resulted from high adult mortality. After 1991, percentages of juveniles in the harvest indicate that the population of bobcats seems neither to have problem with reproduction nor overexploitation. In a lightly harvested population, males should dominate the harvest because they use larger home range and have longer daily movement and so are more vulnerable to harvest (Bailey 1979,

Rolley 1985). All our indicators, animal mass, abundance of juveniles, and sex ratio, suggest healthy population.

The final variable that we examined, the geographical distribution, also suggests a healthy population. Indeed, captures of bobcats in Quebec extended northward and eastward since 1991. Species distributions and local abundances tend to be positively related (Gaston 1991) and an expansion of the range is often associated with an improvement in condition (Thurber and Peterson 1991, Swenson et al. 1998).

One of the major weaknesses of harvest statistics is the lack of data on harvest (Chilelli et al. 1996, Lewis and Zielinski 1996). In Quebec, trappers are not required to report their harvest effort. Furthermore, many bobcats in Quebec are captured incidentally in snares intended for other furbearers such as coyotes and foxes (Garant 1990) and thus, harvest effort for bobcat is not specific, hence we were unable to consider harvest effort in our analysis.

MANAGEMENT IMPLICATIONS

The management of the bobcat is particular in Quebec. Indeed, although bobcats are not numerous in that province, they are generally considered abundant elsewhere (Hansen 2007). Management of felids is always problematic especially at the northern limit of their distribution. This study suggests that bobcats in Quebec have recovered from the 1991 harvest decline and thus no longer are of conservation concern.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank G. R. Batcheller, C. Bernier, M. Gollop, W. J. Jakubas, L. Koback, C. Libby, S. Merchant, T. K. O'Shea, K. Royar, and M. Schiavone for help with data collection as well as A. Caron and F. Landry for data analysis. We thank the Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, Faune et Parcs for technical support. S. Lavoie and L. Brind'Amour provided financial support to M. Lavoie. SL thanks The Cree Hunters and Trappers Income

Security Board for logistic support and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada for support through a discovery grant. We thank A. Renard for laboratory help and reviewing an earlier draft of this manuscript. C. Daigle also reviewed an earlier draft of this manuscript.

LITERATURE CITED

- Anderson, E. M., and M. J. Lovallo. 2003. Bobcat and lynx. Pages 758-786 in G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman, editors. Wild mammals of North America: biology, management, and conservation. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Bagchi, S., and C. Mishra. 2006. Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). Journal of Zoology, London, 268:217-224.
- Bailey, T. N. 1979. Den ecology, population parameters and diet of eastern Idaho bobcats. Proceedings of the Bobcat Research Conference, National Wildlife Federation Scientific and Technical Series, 6:62-69.
- Boucher, S., M. Crête, J.-P. Ouellet, C. Daigle, and F. Potvin. 2003. Augmentation de la densité des populations de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) au Québec: Comparaison d'indices de condition physique. Société de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, Canada.
- Caldwell, J. R. 1984. South American cats in trade: The German connection. Traffic Bulletin, 6:31-32.
- Cardillo, M., A. Purvis, W. Sechrest, J. L. Gittleman, J. Bielby, and G. M. Mace. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. Public Library of Science Biology, 2:909-914.

- Chilelli, M., B. Griffith, and D. J. Harrison. 1996. Interstate comparisons of river otter harvest data. *Wildlife Society Bulletin*, 24:238-246.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16:488-502.
- Crowe, D. M. 1972. The presence of annuli in bobcat tooth cementum layers. *Journal of Wildlife Management*, 36:1330-1332.
- Crowe, D. M. 1975. Aspects of ageing, growth, and reproduction of bobcats from Wyoming. *Journal of Mammalogy*, 56:177-198.
- Fortin, M. 1986. Évaluation de l'âge et du potentiel reproducteur chez le lynx roux (*Lynx rufus*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la Faune, Direction régionale de Québec, Québec, Canada.
- Garant, Y. 1990. Sondage auprès des trappeurs et chasseurs de lynx roux, *Lynx rufus*, du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Canada.
- Gaston, K. J. 1991. How large is a species' geographic range? *Oikos*, 61:434-438.
- Gompper, M. E. 2002. The ecology of northeastern coyotes: Current knowledge and priorities for future research, Wildlife Conservation Society, working paper no.17.
- Hansen, K. 2007. Bobcat: Master of survival. Oxford University Press, New York, USA.
- Harcourt, A. H., S. A. Parks, and R. Woodroffe. 2001. Human density as an influence on species/area relationships: double jeopardy for small African reserves? *Biodiversity and Conservation*, 10:1011-1026.
- Hayhoe, K., C. P. Wake, T. G. Huntington, L. Luo, M. D. Schwartz, J. Sheffield, E. Wood, B. Anderson, J. Bradbury, A. DeGaetano, T. J. Troy, and D. Wolfe. 2007. Past and future

- changes in climate and hydrological indicators in the US northeast. *Climate Dynamics*, 28:381-407.
- Hoffman, S. W., and J. P. Smith. 2003. Populations trends of migratory raptors in western North America, 1977-2001. *Condor*, 105:397-419.
- Karl, T. R., P. Y. Groisman, R. W. Knight, and R. R. Heim, Jr. 1993. Recent variations of snow cover and snowfall in North America and their relation to precipitation and temperature variations. *Journal of Climate*, 6:1327-1344.
- Koford, K. B. 1973. Spotted cats in Latin America: An interim report. *Oryx*, 12:37-39.
- Krebs, J., E. Lofroth, J. Copeland, V. Banci, D. Cooley, H. Golden, A. Magoun, R. Mulders, and B. Shults. 2004. Synthesis of survival rates and causes of mortality in North American wolverines. *Journal of Wildlife Management*, 68:493-502.
- Larivière, S. 2004. Range expansion of raccoons in the Canadian prairies: Review of hypotheses. *Wildlife Society Bulletin*, 32:955-963.
- Larivière, S., and M. Crête. 1992. Causes et conséquences de la colonisation du Québec par le coyote (*Canis latrans*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction des espèces et des habitats, Québec, Canada.
- Larivière, S., and L. R. Walton. 1997. *Lynx rufus*. Mammalian Species No. 563. American Society of Mammalogists. Pages 1-8.
- Lewis, J. C., and W. J. Zielinski. 1996. Historical harvest and incidental capture of fishers in California. *Northwest Science*, 70:291-297.
- Mazák, V. 1981. *Panthera tigris*. Mammalian species No. 152. American Society of Mammalogists. Pages 1-8.
- McMahan, L. 1983. Cat skin trade shifts to smaller species. *Traffic (USA)*, 5:3-5.

- Michalski, F. R. L. P. Boulhosa, A. Faria, and C. A. Peres. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9:179-188.
- Motha, R. P., and W. Baier. 2005. Impacts of present and future climate change and climate variability on agriculture in the temperate regions: North America. *Climatic Change*, 70:137-164.
- Noiseux, F., R. Courtois, and R. Lafond. 1993. Situation du lynx roux (*Lynx rufus*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la Faune Terrestre, Québec, Canada.
- Palomares, F., E. Revilla, J. Calzada, N. Fernández, and M. Delibes. 2005. Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Doñana National Park. *Biological Conservation*, 122: 53-59.
- Rabinowitz, A. R. 1986. Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin*, 14:170-174.
- Rioux, S. 2003. Analyse des résultats des feuillets d'observation de Dindon sauvage distribués aux chasseurs de cerf de Virginie. Association Chasse Pêche et Plein-Air les Balbuzards et Fédération québécoise de la faune, Québec, Canada.
- Rolley, R. E. 1985. Dynamics of harvested bobcat population in Oklahoma. *Journal of Wildlife Management*, 49:283-292.
- Saberwal, V., J. P. Gibbs, R. Chellam, and A. J. T. Johnsingh. 1994. Lion-human conflict in the Gir Forest, India. *Conservation Biology*, 8:501-507.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, and A. Söderberg. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: Evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67:819-826.

- Thurber, J. M., and R. O. Peterson. 1991. Changes in body size associated with range expansion in coyote (*Canis latrans*). *Journal of Mammalogy*, 72:750-755.
- Tigas, L. A., D. H. Van Vuren, and R. M. Sauvajot. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108:299-306.
- Tremblay, J.-P., M. Crête, and J. Huot. 1998. Summer foraging behaviour of eastern coyotes in rural *versus* forest landscape: A possible mechanism of source-sink dynamics. *Écoscience*, 5:172-182.
- Tumlison, R. and V. R. McDaniel. 1984. Morphology, replacement mechanisms, and functional conservation in dental replacement patterns of the bobcat (*Felis rufus*). *Journal of Mammalogy*, 65:111-117.
- United States Fish and Wildlife Service. 2005. 12-month petition finding and proposed rule to delist the Mexican bobcat (*Lynx rufus escuinipae*). *Federal Register*, 70:28895-28900.
- Wolf, A., and G. F. Hubert, Jr. 1998. Status management of bobcats in the United States over three decades: 1970s-1990s. *Wildlife Society Bulletin*, 26:287-293.
- Zielinski, W. J., R. L. Truex, F. V. Schlewer, L. A. Cambell, and C. Carroll. 2005. Historical and contemporary distributions of carnivores in forests of the Sierra Nevada, California, USA. *Journal of Biogeography*, 32:1385-1407.

Associate Editor:

Figure legends

Fig. 1. – : Reported harvest of bobcats (*Lynx rufus*) from 1936 through 2006 for Quebec

Fig. 2. – : Reported harvest of bobcats (*Lynx rufus*) from 1936 through 2006 for A. Maine, New Brunswick, and Nova Scotia and B. Ontario and Vermont

Fig. 3. – : Reported harvest (hatched) and extrapolation of reported harvest (plain) of bobcats (*Lynx rufus*) in Quebec after 1991 based on A. Maine, B. Vermont, C. Ontario, and D. Nova Scotia

Fig. 4. – : Percentage of A. juvenile and B. male bobcats (*Lynx rufus*) in the reported harvest for Quebec from 1986 through 2006 when there was more than 10 individuals

Fig. 5. – : Geographic distribution of the reported harvest of bobcats in Quebec between A. 1985 and 1991, B. 1992 and 1999, and C. 2000 and 2006

Table 1. Level of correlation (r^2) with the probability (P) between the reported harvest of bobcats (*Lynx rufus*) in Quebec and: Maine, New Brunswick, Nova Scotia, Ontario, and Vermont for three periods (1980-1985, 1986-1991, and 1980-1991). (*) indicates when the correlation is significant or (***) highly significant

	PRE-DECLINE		DECLINE		TOTAL	
	1980-1985		1986-1991		1980-1991	
	r^2	P	r^2	P	r^2	P
Maine	0.66 *	0.05	0.40	0.18	0.83 ***	< 0.0001
New Brunswick	0.05	0.67	Season closed in 1988		0.12	0.41 (closed season)
Nova Scotia	0.26	0.17	0.76 *	0.03	0.85 ***	< 0.0001
Ontario	0.03	0.75	0.56	0.09	0.52 *	0.008
Vermont	0.14	0.47	0.49	0.13	0.56 *	0.005

Fig 1.

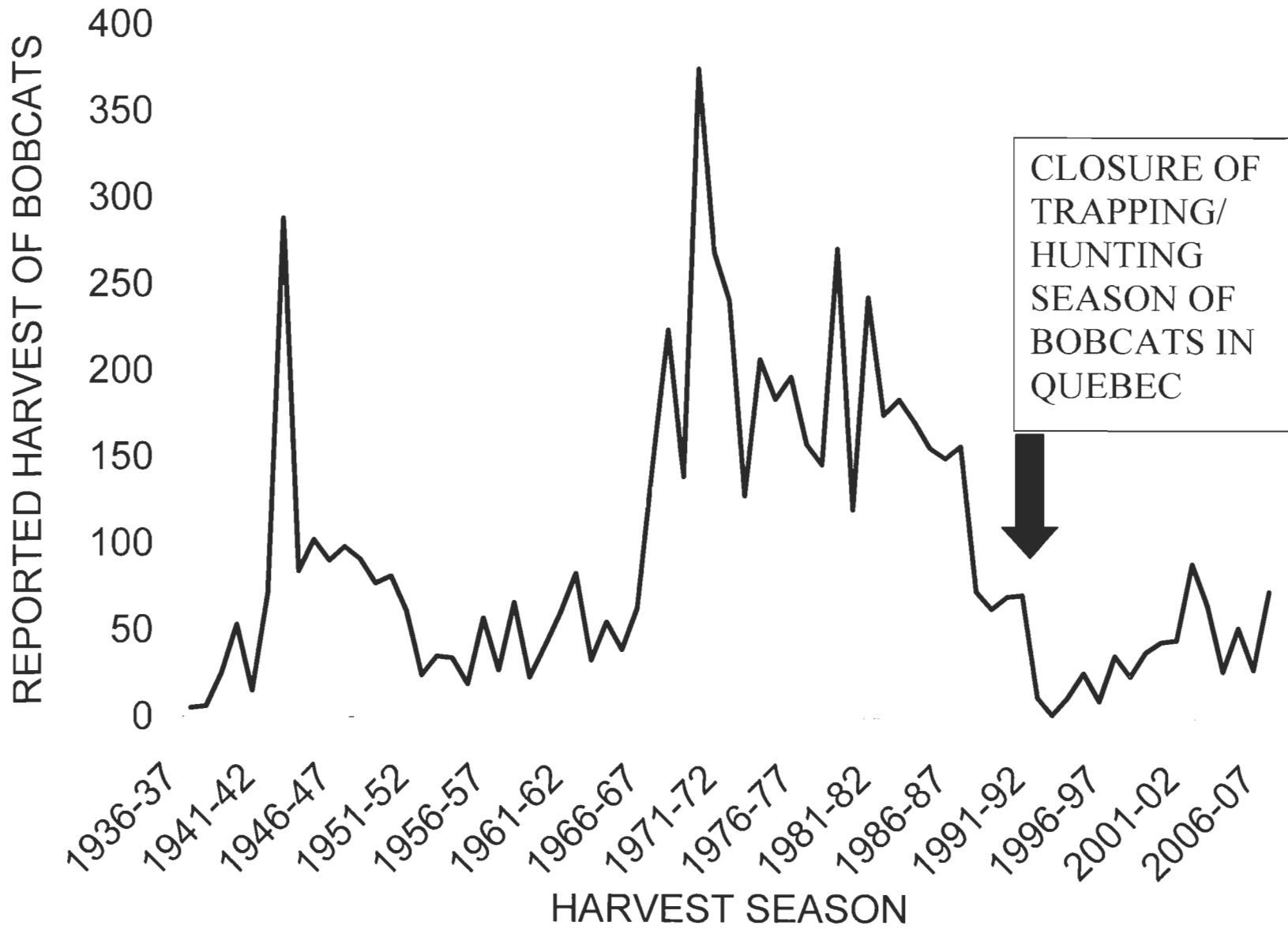


Fig 2A.

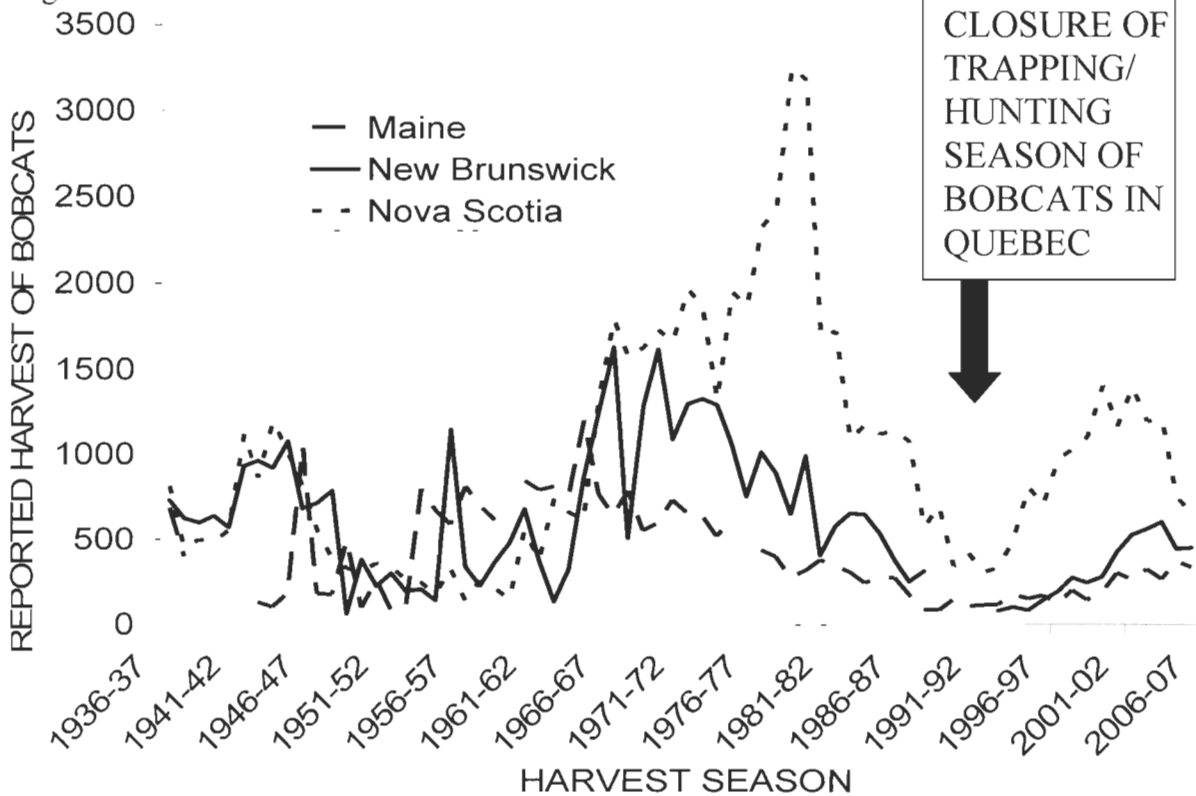
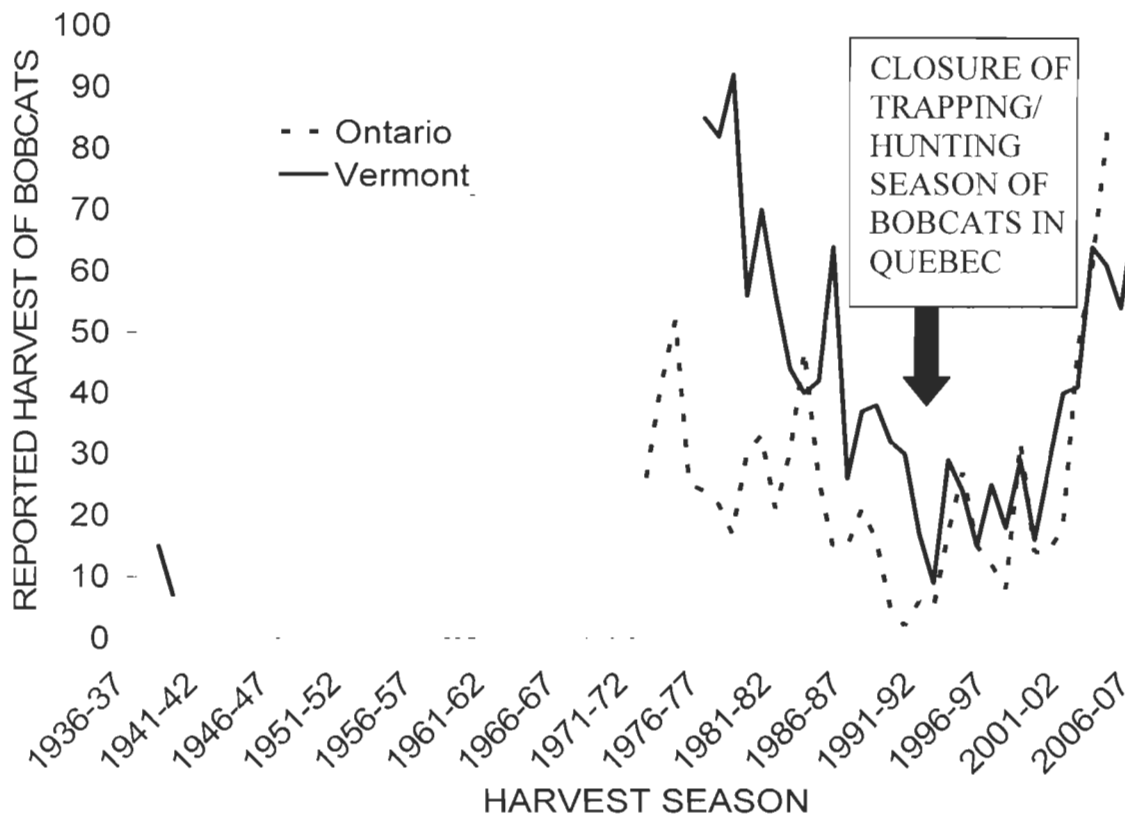
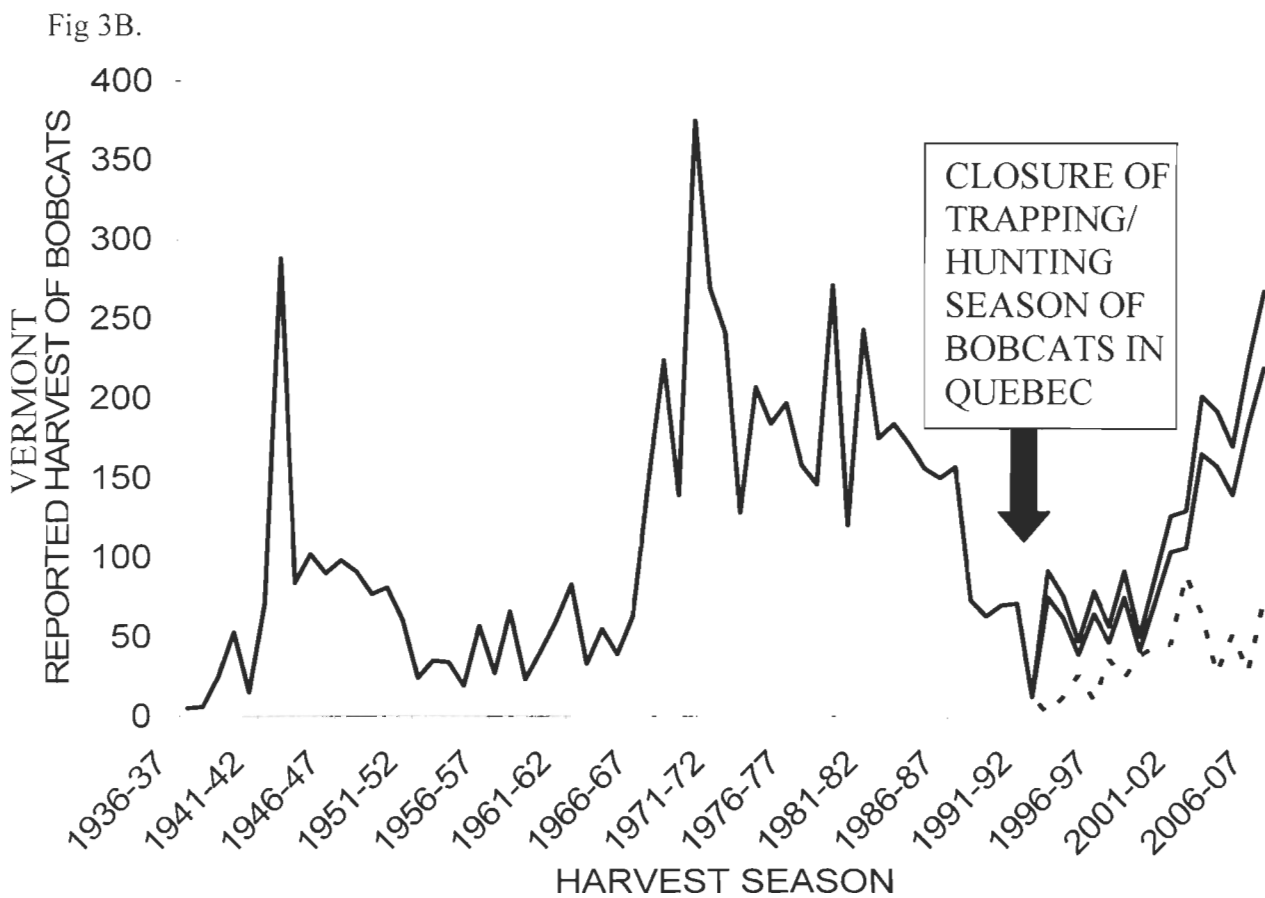
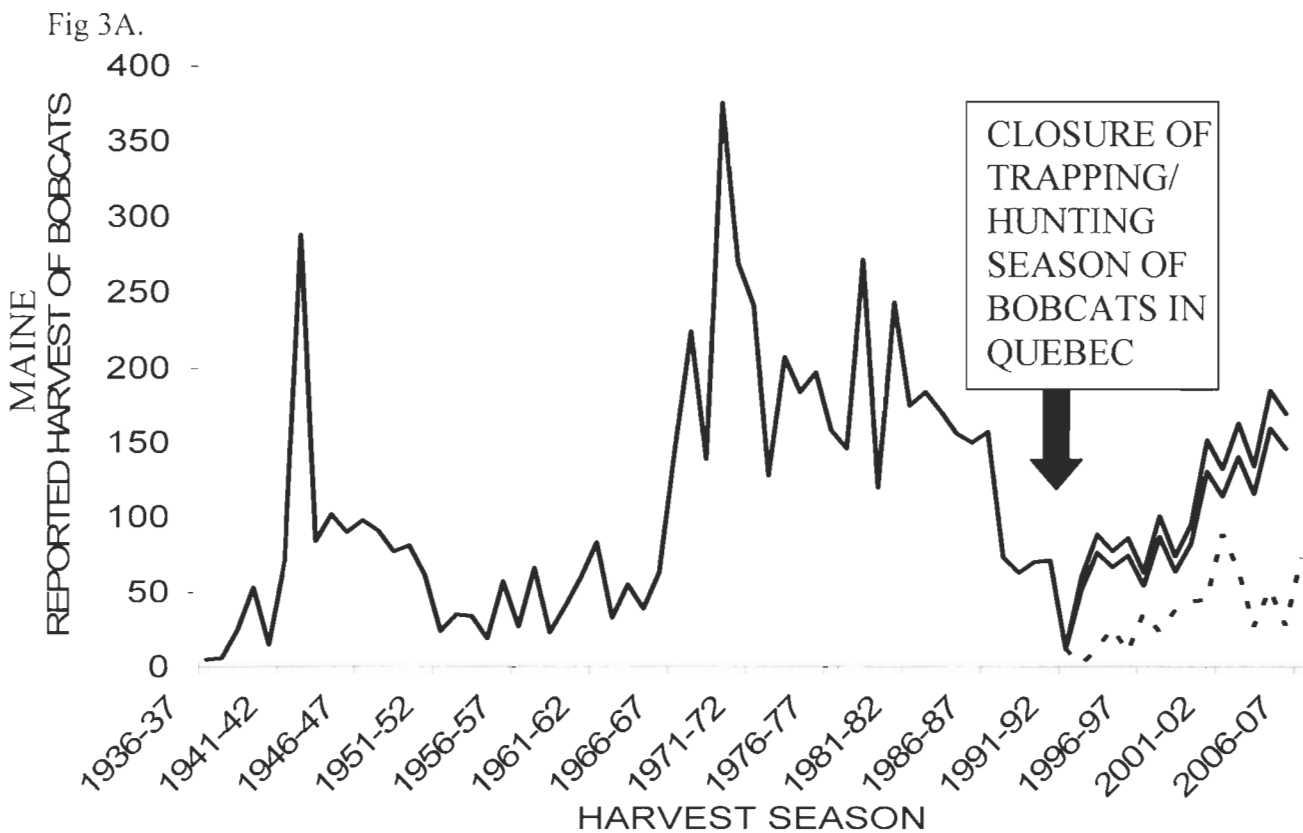
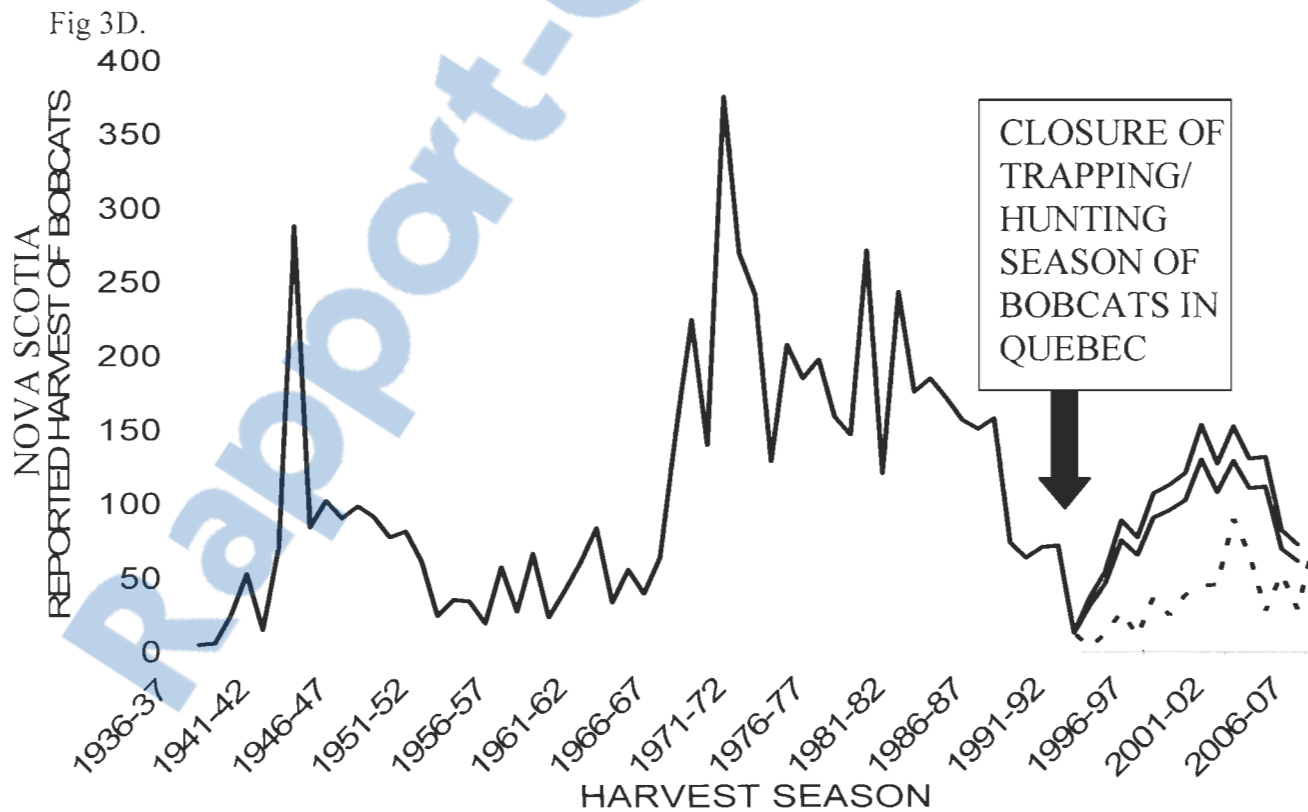
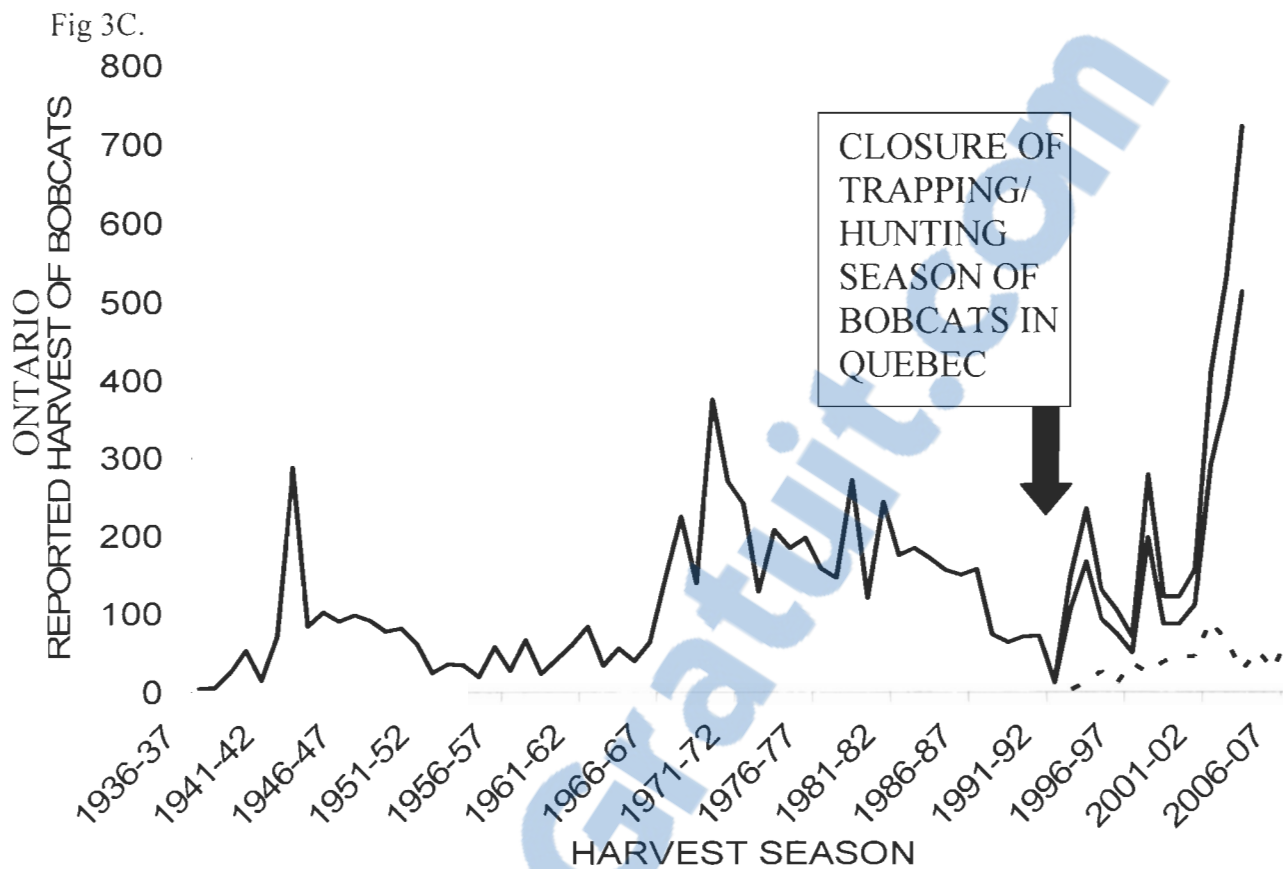


Fig 2B.







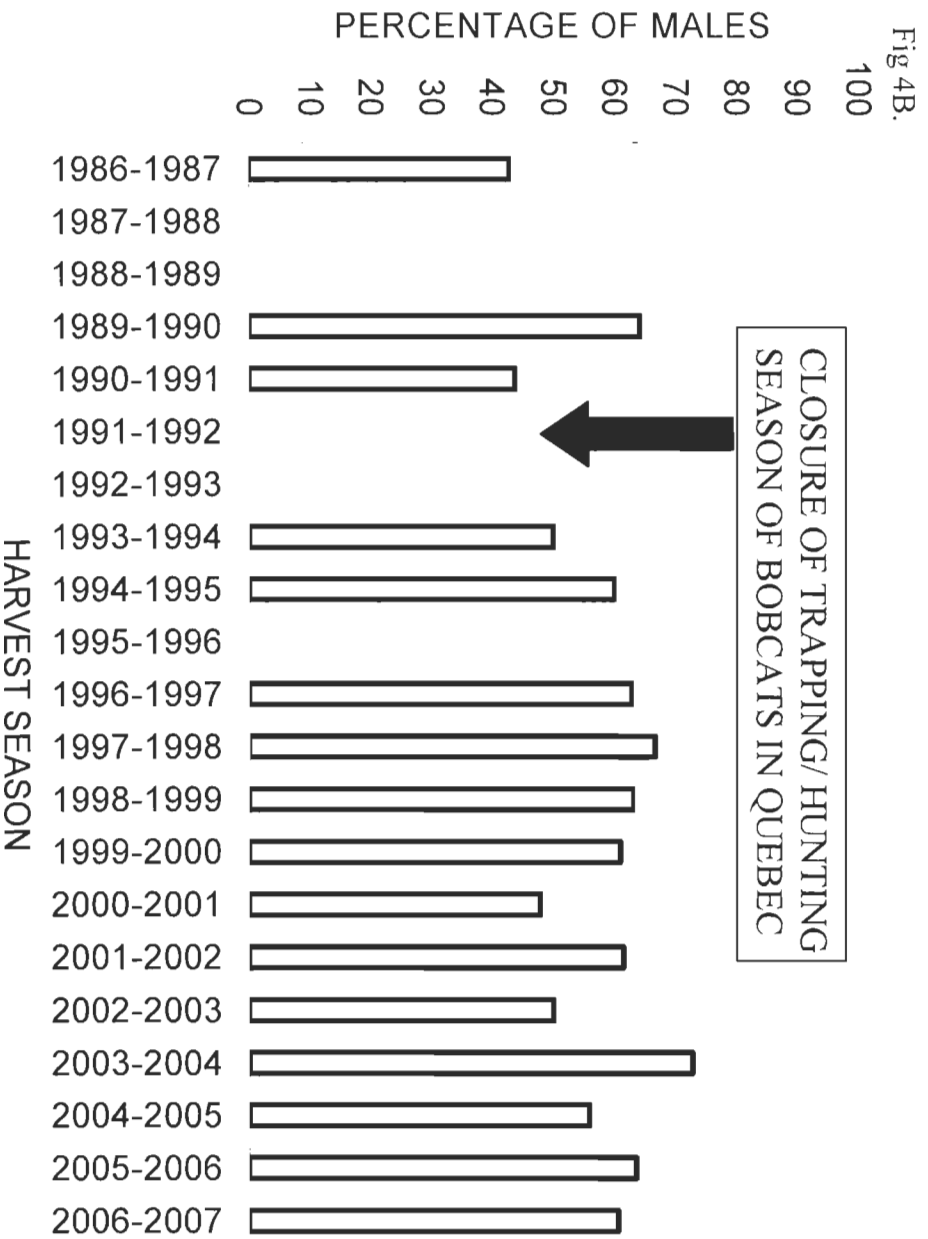
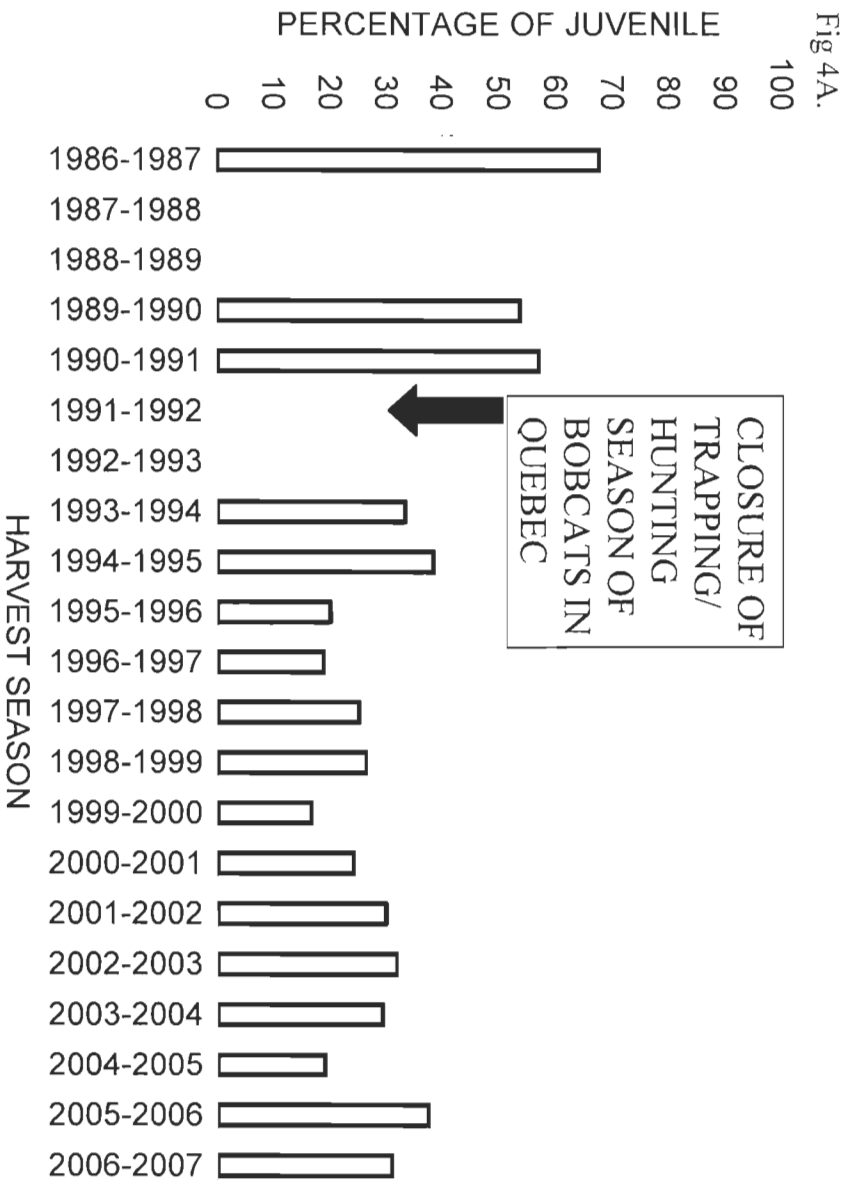
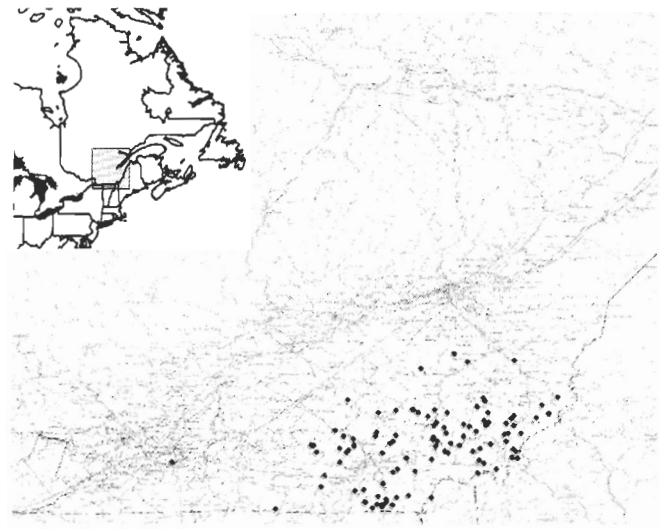


Figure 5.

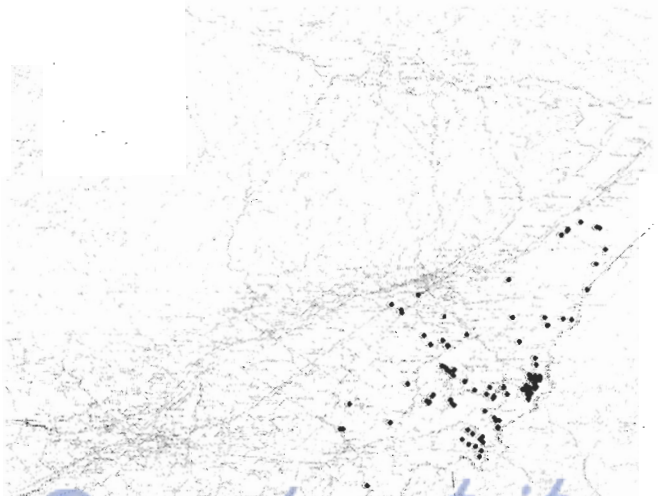
A.



B.



C.



CONCLUSION

L'année 1985 marque le début du déclin de la récolte de lynx roux au Québec. Le nombre élevé de femelles capturées, de même que le pourcentage élevé de juvéniles combiné à un faible taux de reproductivité étaient tous des indicateurs d'une population en difficulté. En 1991, la saison de piégeage a été fermée. Nous avons utilisé les données de récolte pour évaluer l'état des populations de lynx roux. Ces données comportent une faiblesse qui est le manque d'information sur l'effort de récolte (Chilelli et al. 1996, Lewis and Zielinski 1996). En effet, au Québec, les trappeurs ne sont pas obligés de reporter leur effort de piégeage. De plus, plusieurs lynx roux sont capturés accidentellement dans des pièges destinés à d'autres animaux à fourrure comme le coyote et le renard (Garant 1990) et donc l'effort de piégeage pour le lynx roux n'est pas spécifique. Par conséquent, nous n'avons pas pu considérer l'effort de piégeage dans notre analyse. Les données de récoltes sont également influencées par plusieurs autres facteurs comme le prix des peaux vendues l'année précédente mais aussi les précipitations de neige et le prix de l'essence. Par contre, ces données de récolte sont souvent les seules données disponibles pour la gestion et le suivi des animaux à fourrure et sont par conséquent d'une très grande utilité pour les gestionnaires.

Dix-sept ans après la fermeture, nos résultats suggèrent que les populations de lynx roux se sont rétablies à des niveaux similaires à ceux observés entre 1970 et 1985. Les données de récolte, les indices de population obtenus à partir des carcasses et la distribution géographique suggèrent tous que les populations de lynx roux au Québec sont en santé. À partir des résultats de cette étude, la fermeture des saisons de récolte pour cette espèce

n'apparaît plus justifiée. Nos données biologiques suggèrent que présentement, les populations de lynx roux peuvent soutenir une récolte raisonnable. Une situation similaire à celle du Québec s'est produite récemment dans le nord est de l'Amérique du Nord. En effet, en 1988, le gouvernement du Nouveau-Brunswick prenait la décision de fermer les saisons de piégeage et de chasse au lynx roux dû à une diminution de la récolte les années antérieures ainsi qu'à une dégradation des données de populations. Par contre, quatre années plus tard, soit en 1992, il a permis à nouveau les prélèvements de lynx roux et les récoltes sont actuellement d'environ 500 individus par année.

La gestion du lynx roux est particulière au Québec. En effet, les lynx roux ne sont pas abondant dans cette province mais sont considérés abondant ailleurs. Le cas du lynx roux au Québec illustre un paradoxe important en conservation soit la gestion d'une espèce en périphérie de sa distribution. Ce paradoxe touche également d'autres espèces au Québec. Un exemple est le renard gris (*Urocyon cinereoargenteus*). Ce carnivore se retrouve du sud du Canada au nord de l'Amérique du Sud, est relativement commun à la grandeur de son aire de répartition et est récolté dans la majorité des états où il se retrouve (Cypher 2003). Le renard gris est de préoccupation mineure selon le statut de conservation de l'UICN (IUCN 2007) et a été désigné comme étant très commun à l'échelle mondiale par The Nature Conservancy (Judge et Haviernick 2002). De plus, au cours du 20^e siècle, le renard gris a étendue sa distribution dans le nord-est des États-Unis et dans le sud-est du Canada dû à la création d'habitat favorable par l'agriculture (Fritzell et Haroldson 1982). Il se retrouve donc à la limite nord de son aire de distribution au Canada. Malgré le fait qu'il soit abondant et considéré non à risque ailleurs, il est sur la liste des espèces menacées au

Canada (COSEPAC 2005) et la chasse et le piégeage y sont interdits au Québec (Judge et Haviernick 2002).

Un second exemple est le cas de l'opossum d'Amérique (*Didelphis virginiana*). Cette espèce est très commune aux États-Unis et depuis 1958, sa distribution nordique s'est grandement étendue (Gardner et Sunquist 2003). Au Québec, ce marsupial est peu rencontré. En effet, une mention d'une femelle avec des jeunes a été confirmée en 2002 et une autre en 2007 dans le sud-ouest de la province (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/verteebree>). Les espèces comme le renard gris et l'opossum, abondantes aux États-Unis mais rares au Québec étant à la limite nord de leur distribution respective, causent un dilemme de conservation. En effet, les populations en périphérie de leur répartition ne sont jamais en grande densité mais sont supportées par des populations sources (Pulliam 1988, Pulliam et Danielson 1991). Comment gérer ces espèces constitue donc un défi de gestion faunique où les gestionnaires doivent penser au-delà des frontières géopolitiques.

Le réchauffement climatique risque d'amener de plus en plus de situations paradoxales dans le futur. Parmi ces situations, les plus saillantes sont celles touchant les espèces dont la distribution sera réduite ou repoussée vers le nord comme pour le renard arctique (*Vulpes lagopus*; Killengreen et al. 2007) et l'ours polaire (*Ursus maritimus*; Derocher et al. 2004). La gestion de ces espèces se cadre dans les défis plus classiques qui traitent de rareté ou du rétablissement d'espèce. Cependant le réchauffement climatique a un effet inverse sur les espèces sudistes. En effet, avec le réchauffement des températures, plusieurs espèces sudistes agrandiront leur distribution vers le nord. Cela mènera donc à un

défi de gestion différent, soit celui de gérer l'arrivée de nouvelles espèces. Le Québec vit déjà avec des défis causés par l'augmentation des espèces sudistes comme par exemple la dégradation de l'habitat ainsi que l'augmentation des accidents routiers dus à la surabondance du cerf de Virginie (Huot et al. 2002), les dommages sur les récoltes par la Grande Oie des neiges (*Chen caerulescens atlantica*; Bélanger et Lefebvre 2006) et l'arrivée d'une source de rage avec les grandes densités de raton laveur (MRNF, <http://rageduratonlaveur.gouv.qc.ca>).

L'évolution des espèces se fait en parallèle avec les conditions environnementales et l'influence humaine accélère les changements et pose un défi pour les espèces spécialistes mais avantage les espèces généralistes. Le défi des gestionnaires de la faune et des biologistes de demain sera donc d'intégrer non seulement la situation actuelle et locale de l'espèce, mais aussi le contexte environnemental global qui la concerne.

BIBLIOGRAPHIE

- ADKINS, C. A., ET P. STOTT. 1998. Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology*, London, 244:335-346.
- ANDERSON, E. M. 1987. A critical review and annotated bibliography of literature on the bobcat. Special report. 62. Colorado Division of Wildlife. 61pp.
- ANDERSON, E. M. 1988. Effects of male removal on spatial distribution of bobcats. *Journal of Mammalogy*, 69(3):637-641.
- ANDERSON, E. M., ET M. J. LOVALLO. 2003. Bobcat and lynx (*Lynx rufus* and *Lynx canadensis*). Pp. 758--786, in *Wild Mammals of North America: biology, management, and conservation* (G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman, eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 1216 pp.
- APPEL, M. J. G., R. A. YATES, G. L. FOLEY., J. J. BERNSTEIN, S. SANTINELLI, L. H. SPELMAN, L. D. MILLER, L. H. ARP, M. ANDERSON, M. BARR, S. PEARCE-KELLING, ET B. A. SUMMERS. 1994. Canine distemper epizootic in lions, tigers, and leopards in North America. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 6:277-288.
- BAGCHI, S., ET C. MISHRA. 2006. Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology*, London, 268:217-224.
- BAILEY, T. N. 1974. Social organisation in a bobcat population. *Journal of Wildlife Management*, 38:435-446.
- BALME, G., ET L. HUNTER. 2004. Mortality in a protected Leopard population, Phinda Private Game Reserve, South Africa: A population in decline? *Ecological Journal*, 6:1-6.

- BARNETT, R., N. YAMAGUCHI, I. BARNES, ET A. COOPER. 2006. Lost populations and preserving genetic diversity in the lion *Panthera leo*: Implications for its *ex situ* conservation. *Conservation Genetics*, 7:507-514.
- BAUER, H., ET H. H. IONGH. 2005. Lion (*Panthera leo*) home ranges and livestock conflicts in Waza National Park, Cameroon. *African Journal of Ecology*, 43:208-214.
- BAUER, H., ET K. NOWELL. 2004. Endangered classification for west African lions. *Cat News*, 41:35-36.
- BEGON, M., J. L. HARPER, ET C. R. TOWNSEND. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. 3rd Edition, Blackwell Science, Oxford, 1068 pp.
- BÉLANGER, L., ET J. LEFEBVRE. 2006. Gestion intégrée et durable de la Grande Oie des neiges au Québec-Plan d'action 2005-2006. Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, 34 pp.
- BERNT-ERIK, S., S. ENGEN, J. PERSSON, H. BRØSETH, A. LANDA, ET T. WILLEBRAND. 2005. Management strategies for the wolverine in Scandinavia. *Journal of Wildlife Management*, 69:1001-1014.
- BHAGAVATULA, J., ET L. SINGH. 2006. Genotyping faecal samples of Bengal tiger *Panthera tigris tigris* for population estimation: A pilot study. *BioMed Central Genetics*, 7:48.
- BIGGINS, D. E., ET J. L. GODBEY. 2003. Challenges to reestablishment of free-ranging populations of black-footed ferrets. *Comptes Rendus Biologies*, 326:104-111.
- BLANKENSHIP, T. L., A. M. HAINES, M. E. TEWES, ET N. J. SILVY. 2006. Comparing survival and cause-specific mortality between resident and transient bobcats *Lynx rufus*. *Wildlife Biology*, 12:297-303.
- BOUCHER, S., M. CRÊTE, J.-P. OUELLET, C. DAIGLE, ET F. POTVIN. 2003. Augmentation de la densité des populations de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) au

Québec: Comparaison d'indices de condition physique. Société de la Faune et des Parcs du Québec, 22 pp.

BRAND, C. J., ET L. B. KEITH. 1979. Lynx demography during a snowshoe hare decline in Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 43:827-849.

CAIN, A. T., V. R. TUOVILA, D. G. HEWITT, ET M. E. TEWES. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 114:189-197.

CANAC-MARQUIS, P. 1995. Données sur l'exploitation commerciale des animaux à fourrure sauvages au Québec de 1917 à 1993. Pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune, direction de la faune et de ses habitats, 142 pp.

CARDILLO, M., A. PURVIS, W. SECHREST, J. L. GITTLEMAN, J. BIELBY, ET G. M. MACE. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Public Library of Science Biology*, 2:909-914.

CEBALLOS, G., ET P. R. EHRLICH. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296:904-907.

CHAMBERLAIN, M. J. 2005. Overlap in space use among bobcats (*Lynx rufus*), coyotes (*Canis latrans*) and gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*). *American Midland Naturalist*, 153:171-179.

CHAMBERLAIN, M. J., B. D. LEOPOLD, L. W. BURGER JR, B. W. PLOWMAN, ET L. M. CONNER. 1999. Survival and cause-specific mortality of adult bobcats in central Mississippi. *Journal of Wildlife Management*, 63:613-620.

CHAPMAN, J. A., ET R. P. MORGAN. 1973. Systematic status of the cottontail complex in western Maryland and nearby West Virginia. *Wildlife Monograph*, 36:1-54.

CLEVINGER, A. P., ET N. WALTHO. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14:47-56.

- COSEPAC. 2005. Espèces canadiennes en péril. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 76 pp.
- CROOKS, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16:488-502.
- CROWE, D. M. 1975a. A model for exploited bobcat populations in Wyoming. *Journal of Wildlife Management*, 39:408-415.
- CROWE, D. M. 1975b. Aspects of ageing, growth, and reproduction of bobcats from Wyoming. *Journal of Mammalogy*, 56:177-198.
- CYPHER, B. L. 2003. Foxes (*Vulpes* species, *Urocyon* species, and *Alopex lagopus*). Pp. 511--546, in *Wild Mammals of North America: biology, management, and conservation* (G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman, eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 1216 pp.
- DEROCHER, A. E., N. J. LUNN, ET I. STIRLING. 2004. Polar bears in a warming climate. *Integrative and Comparative Biology*, 44:163-176.
- DESJARDINS, S., P. Y. COLLIN, ET F. HÉBERT. 2000. Résultats d'une première année de récolte de données sur la situation du lynx roux dans la région de Chaudière-Appalaches. Tiré du compte rendu du treizième atelier sur les animaux à fourrure 2000, 42-47.
- DIBELLO, F. J., S. M. ARTHUR, ET W. B. KROHN. 1990. Food habits of sympatric coyotes, *Canis latrans*, red foxes, *Vulpes vulpes*, and bobcats, *Lynx rufus*, in Maine. *Canadian Field-Naturalist*, 104:403-408.
- DIXON, J. D., M. K. OLI, T. H. EASON, M. C. WOOTEN, J. W. MCCOWN, ET M. W. CUNNINGHAM. 2007. Genetic consequences of habitat fragmentation and loss: The case of the Florida black bear (*Ursus americanus floridanus*). *Conservation Genetic*, 8:455-464.

- DOBSON, A., ET A. LYLES. 2000. Black-footed ferret recovery. *Science*, 288:985+987-988.
- DOLLACKER, A., ET C. RHODES. 2007. Integrating crop productivity and biodiversity conservation pilot initiatives developed by Bayer CropScience. *Crop Protection*, 26:408-416.
- DUKE, K. L. 1954. Reproduction in the bobcat, *Lynx rufus*. *Anatomical record*, 120:816-817.
- DUNHAM, A. E. 1980. An experimental study of interspecific competition between the iguanid lizards *Sceloporus merriami* and *Urosaurus ornatus*. *Ecological Monographs*, 50:309-330.
- FEDRIANI, J. M., ET T. K. FULLER. 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia*, 125:258-270.
- FERRERAS, P., J. J. ALDAMA, J. F. BELTRÁN, ET M. DELIBES. 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation*, 61:197-202.
- FINLEY, D. J., G. C. WHITE, ET J. P. FITZGERALD. 2005. Estimation of swift fox population size and occupancy rates in eastern Colorado. *Journal of Wildlife Management*, 69:861-873.
- FORESTER, D. J., ET G. E. MACHLIS. 1996. Modeling human factors that affect the loss of biodiversity. *Conservation Biology*, 10:1253-1263.
- FORTIN, M. 1986. Évaluation de l'âge et du potentiel reproducteur chez le lynx roux (*Lynx rufus*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la Faune, Direction régionale de Québec. Québec, 15 pp.
- FORTIN, C., ET J. TARDIF. 2003. Situation du lynx du Canada (*Lynx canadensis*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, direction du développement de la faune, 40 pp.

- FRITTS, S. H., ET J. A. SEALANDER. 1978. Diets of bobcats in Arkansas with special reference to age and sex differences. *Journal of Wildlife Management*, 42:533-539.
- FRITZELL, E. K., ET K. J. HAROLDSON. 1982. *Urocyon cinereoargenteus*. Mammalian Species No. 189. American Society of Mammalogists. Pages 1-8.
- FULLER, T. K., S. L. BERENDZEN, T. A. DECKER, ET J. E. CARDOZA. 1995. Survival and cause-specific mortality rates of adult bobcats (*Lynx rufus*). *American Midland Naturalist*, 134:404-408.
- FULLER, T. K., W. E., BERG, ET D. W. KUEHN. 1985. Survival rates and mortality factors of adult bobcats in north-central Minnesota. *Journal of Wildlife Management*, 49:292-296.
- GAGNÉ, S. A., ET L. FAHRIG. 2007. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology*, 22:205-215.
- GARANT, Y. 1990. Sondage auprès des trappeurs et chasseurs de lynx roux, *Lynx rufus*, du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, 42 pp.
- GARANT, Y. 1991a. Plan tactique, lynx roux (*Lynx rufus*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 68 pp.
- GARANT, Y. 1991b. Rapport sur l'état de la population de lynx roux au Québec (*Lynx rufus*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 34 pp.
- GARANT, Y., ET R. LAFOND. 1991. Bobcat exploitation in Québec : A recent survey. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, 7 pp.

- GARDNER, A. L., ET M. E. SUNQUIST. 2003. Opossum (*Didelphis virginiana*). Pp. 3--29, in Wild Mammals of North America: biology, management, and conservation (G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman, eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 1216 pp.
- GESE, E. M., ET S. GROTHE. 1995. Analysis of Coyote Predation on Deer and Elk during Winter in Yellowstone National Park, Wyoming. *American Midland Naturalist*, 133:36-43.
- GESE, E. M., O. J. RONGSTAD, ET W. R. MYTTON. 1988. Relationship between coyote group-size and diet in southeastern Colorado. *Journal of Wildlife Management*, 52:647-653.
- GITTLEMAN, J. L. 1989. Carnivore group living: Comparative trends. Pages 183-207 IN Carnivore behaviour, ecology and evolution. Cornell University Press, Ithaca, New-York, 620 pp.
- GOMPPER, M. E. 2002. The ecology of northeastern coyotes: Current knowledge and priorities for future research, Wildlife Conservation Society, working paper no.17, 52 pp.
- GRASSMAN JR, L. I., M. E. TEWES, N. J. SILVY, ET K. KREETIYUTANONT. 2005. Ecology of three sympatric felids in a mixed evergreen forest in north-central Thailand. *Journal of Mammalogy*, 86:29-38.
- HAINES, A. M., J. E. JANECKA, M. E. TEWES, L. I. GRASSMAN, ET P. MORTON. 2006. The importance of private lands for ocelots *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx*, 40: 1-5.
- HAINES, A. M., M. E. TEWES, L. L. LAACK. 2005. Survival and sources of mortality in ocelots. *Journal of Wildlife Management*, 69:255-263.
- HANSEN, K. 2007. Bobcat: Master of survival. Oxford University Press, New York, 212 pp.

- HARCOURT, A. H., S. A. PARKS, ET R. WOODROFFE. 2001. Human density as an influence on species/area relationships: double jeopardy for small African reserves? *Biodiversity and Conservation*, 10:1011-1026.
- HARVESON, P. M., M. E. TEWES, G. L. ANDERSON, AND, L. L. LAACK. 2004. Habitat use by ocelots in south Texas: implications for restoration. *Wildlife Society Bulletin*, 32:948-954.
- HAYHOE, K., C. P. WAKE, T. G. HUNTINGTON, L. LUO, M. D. SCHWARTZ, J. SHEFFIELD, E. WOOD, B. ANDERSON, J. BRADBURY, A. DEGAETANO, T. J. TROY, ET D. WOLFE. 2007. Past and future changes in climate and hydrological indicators in the US northeast. *Climate Dynamics*, 28:381-407.
- HENKE, S. E., ET F. C. BRYANT. 1999. Effects of coyote removal on the faunal community in western Texas. *Journal of Wildlife Management*, 63:1066-1081.
- HILL, N. P., ET J. M. HAGAN, III. 1991. Population trends of some northeastern North American landbirds: A half-century of data. *The Wilson Bulletin*, 103:165-182.
- HOFFMAN, S. W., ET J. P. SMITH. 2003. Populations trends of migratory raptors in western North America, 1977-2001. *Condor*, 105:397-419.
- HOLT, R. D., ET G. A. POLIS. 1997. A theoretical framework for intraguild predation, *American Naturalist*, 149:745-764.
- HOVING, C. L., R. A. JOSEPH, ET W. B. KROHN. 2003. Recent and historical distributions of Canada lynx in Maine and the northeast. *Northeastern Naturalist*, 10:363-382.
- HUOT, M., G. LAMONTAGNE, ET F. GOUDREULT. 2002. Plan de gestion du cerf de Virginie 2002-2008. Société de la faune et des parcs du Québec, Rapport 8047-02-03, Québec, Québec, 290 pp.
- IUCN. 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Téléchargée le 19 mai 2008.

- IVERSON, E. 2004. Scientists join forces to save the endangered Andean mountain cat. *Oryx*, 38:368-369.
- JACKSON, V. L., L. L. LAACK, ET E. G. ZIMMERMAN. 2005. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas. *Journal of Wildlife Management*, 69:733-738.
- JEAN, M. 1991. Bilan des données recueillies sur les carcasses de lynx roux (*Lynx rufus*) pour la saison 1990-1991. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la Faune Terrestre, Québec, 3 pp.
- JUDGE, K. A., ET M. HAVIERNICK. 2002. Rapport de situation du COSEPAC sur le renard gris *Urocyon cinereoargenteus* au Canada - Mise à jour, dans Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le renard gris (*Urocyon cinereoargenteus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, 34 pp.
- JOLICOEUR, H., A. PAQUET, ET J. LAPOINTE. 2006. Sur la piste du couguar (*Puma concolor*) au Québec, 1955-2005: Analyse des rapports d'observation. *Naturaliste Canadien*, 130:49-58.
- JONES, M. E., ET L. A. BARMUTA. 1998. Diet overlap and relative abundance of sympatric dasyurid carnivores: A hypothesis of competition. *Journal of Animal Ecology*, 67:410-421.
- KAMLER, J. F., W. B. BALLARD, E. B. FISH, P. R. LEMONS, K. MOTE, ET C. C. PERCHELLET. 2003. Habitat use, home ranges, and survival of swift foxes in a fragmented landscape: Conservation implications. *Journal of Mammalogy*, 84:989-995.
- KAMLER, J. F., ET P. S. GIPSON. 2000. Home range, habitat selection, and survival of bobcats, *Lynx rufus*, in a prairie ecosystem in Kansas. *Canadian Field-Naturalist*, 114:388-394.
- KAMLER, J. F., ET P. S. GIPSON. 2004. Survival and cause-specific mortality among furbearers in a protected area. *American Midland Naturalist*, 151:27-34.

- KAUTZ, R., R. KAWULA, T. HOCTOR, J. COMISKEY, D. JANSEN, D. JENNINGS, J. KASBOHM, F. MAZZOTTI, R. MCBRIDE, L. RICHARDSON, ET K. ROOT. 2006. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biological Conservation*, 130:118-133.
- KARL, T. R., P. Y. GROISMAN, R. W. KNIGHT, ET R. R. HEIM JR. 1993. Recent variations of snow cover and snowfall in North America and their relation to precipitation and temperature variations. *Journal of Climate*, 6:1327-1344.
- KIKUCHI, Y., B. B. CHOMEL, R. W. KASTEN, J. S. MARTENSON, P. K. SWIFT, ET S. J. O'BRIAN. 2004. Seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in American free-ranging or captive pumas (*Felis concolor*) and bobcats (*Lynx rufus*). *Veterinary Parasitology*, 120:1-9.
- KILLENGREEN, S. T., R. A. IMS, N. G. YOCCOZ, K. A. BRATHEN, J. A. HENDEN, ET T. SCHOTT. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation*, 135:459-472.
- KITCHENER, A. C., S. YASUMA, M. ANDAU, ET P. QUILLEN. 2004. Three bay cats (*Catopuma badia*) from Borneo. *Mammalian Biology*, 69:349-353.
- KNICK, S. T. 1990. Ecology of bobcats relative to exploitation and prey decline in southeastern Idaho. *Wildlife Monographs*, 108:1-42.
- KOEHLER, G. M., ET M. G. HORNOCKER. 1989. Influences of seasons on bobcats in Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 53:197-202.
- KORPIMÄKI, E. 1987. Dietary shifts, niche relationships and reproductive output of coexisting kestrels and long-eared owls. *Oecologia*, 74:277-285.
- KRAMER-SCHADT, S., E. REVILLA, T. WIEGAND, ET U. BREITENMOSER. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 41:711-723.

- KUEHN, D. W. 1989. Winter foods of fishers during a snowshoe hare decline. *Journal of Wildlife Management*, 53:97-105.
- KYLE, C. J., ET C. STROBECK. 2002. Connectivity of peripheral and core populations of North American wolverines. *Journal of Mammalogy*, 83:1141-1150.
- LAMPRECHT, J. 1981. The function of social hunting in larger terrestrial carnivores. *Mammal Review*, 11:169-179.
- LARIVIÈRE, S. 2004. Range expansion of raccoons in the Canadian prairies: Review of hypotheses. *Wildlife Society Bulletin*, 32:955-963.
- LARIVIÈRE, S., ET M. CRÊTE. 1992. Causes et conséquences de la colonisation du Québec par le coyote (*Canis latrans*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction des espèces et des habitats, Québec, 39 pp.
- LARIVIÈRE, S., ET M. PASITSCHNIAK-ARTS. 1996. *Vulpes vulpes*. Mammalian Species No. 537. American Society of Mammalogists. Pages 1-11.
- LARIVIÈRE, S., ET L. R. WALTON. 1997. *Lynx rufus*. Mammalian Species No. 563. American Society of Mammalogists. Pages 1-8.
- LAURENSEN, M. K. 1994. High juvenile mortality in cheetahs (*Acinonyx jubatus*) and its consequences for maternal care. *Journal of Zoology*, London, 234:387-408.
- LEOPOLD, B. D., ET P. R. KRAUSMAN. 1986. Diets of 3 predators in Big Bend National Park, Texas. *Journal of Wildlife Management*, 50:290-295.
- LITVAITIS, J. A. 1993. Response of early successional vertebrates to historic changes in land use. *Conservation Biology*, 7:866-873.
- LITVAITIS, J. A. 2001. Importance of early successional habitats to mammals in eastern forests. *Wildlife Society Bulletin*, 29:466-473.

- LITVAITIS, J. A., A. G. CLARK, ET J. H. HUNT. 1986a. Prey selection and fat deposits of bobcats *Felis rufus* during autumn and winter in Maine. *Journal of Mammalogy*, 67:389-392.
- LITVAITIS, J. A., ET D. J. HARRISON. 1989. Bobcat-coyote niche relationships during a period of coyote population increase. *Canadian Journal of Zoology*, 67:1180-1188.
- LITVAITIS, J. A., J. T. MAYOR, ET J. A. SHERBURNE. 1987. Influence of season and human-induced mortality on spatial organisation of bobcats (*Felis rufus*) in Maine. *Journal of Mammalogy*, 68:100-106.
- LITVAITIS, J. A., J. A. SHERBURNE, ET J. A. BISSONETTE. 1986b. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. *Journal of Wildlife Management*, 50:110-117.
- LITVAITIS, J. A., J. A. SHERBURNE, M. O'DONOGHUE, AND D. MAY. 1982. Cannibalism by a free-ranging bobcat, *Felis rufus*. *Canadian Field-Naturalist*, 96(4):476-477.
- LITVAITIS, J. A., C. L. STEVENS, ET W. W. MAUTZ. 1984. Age, sex and weight of bobcats in relation to winter diet. *Journal of Wildlife Management*, 48:632-635.
- LITVAITIS, J. A., J. P. TASH, ET C. L. STEVENS. 2006. The rise and fall of bobcats populations in New Hampshire: Relevance of historical harvests to understanding current patterns of abundance and distribution. *Biological Conservation*, 128:517-528.
- LUCHERINI, M., ET M. J. MERINO. 2006. Planning a common educational strategy for Andean cat conservation. *Oryx*, 40:137-138.
- MAJOR, J. T., ET J. A. SHERBURNE. 1987. Interspecific relationships of coyotes, bobcats, and red foxes in western Maine. *Journal of Wildlife Management*, 51:606-616.
- MALLINSON, J. 1978. Pages 20-24 IN *The Shadow of Extinction: Europe's Threatened Wild Mammals*. Macmillan London Ltd, London, 224 pp.

- MCCORD, C. M. 1974. Selection of winter habitat by bobcats (*Lynx rufus*) on the Quabbin Reservation, Massachusetts. *Journal of Mammalogy*, 55:428-437.
- MCKINNEY, M. L. 2001. Role of human population size in raising bird and mammal threat among nations. *Animal Conservation*, 4:45-57.
- MILLER, S. D., ET J. F. CULLY JR. 2001. Conservation of black-tailed prairies dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Journal of Mammalogy*, 82:889-893.
- MILLER, B., G. CEBALLOS, ET R. READING. 1994. The prairie dog and biotic diversity. *Conservation Biology*, 8:677-681.
- MILLS, M. G. L., ET M. L. GORMAN. 1997. Factors affecting the density and distribution of wild dogs in the Kruger National Park. *Conservation Biology*, 11:1397-1406.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE. 1996. Bibliographie sur le lynx roux. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la coordination et de la recherche, Centre de documentation, Québec, 46 pp.
- MISHRA, C., P. ALLEN, T. MCCARTHY, M. D. MADHUSUDAN, A. BAYARJARGAL, ET H. H. T. PRINS. 2003. The role of incentive programs in conservating the snow leopard. *Conservation Biology*, 17:1512-1520.
- MOISAN, M. 1996. Revue bibliographique sur la biologie et enquête sur les outils de suivi et de gestion du lynx roux (*Lynx rufus*). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. Québec, 54pp.
- NEALE, J. C. C., ET B. N. SACKS. 2001. Resource utilisation and interspecific relations of sympatric bobcats and coyotes. *Oikos*, 94:236-249.
- NICHOLSON, K. L., W. B. BALLARD, B. K. MCGEE, J. SURLES, J. F. KAMLER, ET P. R. LEMONS. 2006. Swift fox use of black-tailed prairie dog towns in northwest Texas. *Journal of Wildlife Management*, 70:1659-1666.

- NIELSEN, C. K., AND A. WOOLF. 2002. Survival of unexploited bobcats in southern Illinois. *Journal of Wildlife Management*, 66(3):833-838.
- NOISEUX, F., R. COURTOIS, ET R. LAFOND. 1993. Situation du lynx roux (*Lynx rufus*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la Faune Terrestre, Québec, 40 pp.
- NOSS, R. F., H. B. QUIGLEY, M. G. HORNOCKER, T. MERRILL, ET P. C. PAQUET. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10:949-963.
- OERTLEY, K. D., ET K. W. WALLS. 1980. Prevalence of antibodies to toxoplasma-gondii among bobcats of west-Virginia and Georgia. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 177:852-853.
- PALMA, L., P. BEJA, ET M. RODRIGUES. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology*, 36:812-824.
- PALOMARES, F., ET T. M. CARO. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist*, 153:492-508.
- PALOMARES, F., E. REVILLA, J. CALZADA, N. FERNÁNDEZ, ET M. DELIBES. 2005. Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Doñana National Park. *Biological Conservation*, 122:53-59.
- PALOMARES, F., A. RODRÍGUEZ, R. LAFFITTE, ET M. DELIBES. 1991. The status and distribution of the Iberian lynx *Felis pardina* (Temminck) in Coto Doñana area, SW Spain. *Biological Conservation*, 57:159-169.
- PENCE, D. B., F. D. MATTHEWS, ET L. A. WINDBERG. 1982. Notoedric mange in the bobcat, *Felis rufus*, from south Texas. *Journal of Wildlife Diseases*, 18:47-50.
- PENCE, D. B., M. E. TEWES, ET L. L. LAACK. 2003. Helminths of the ocelot from southern Texas. *Journal of Wildlife Diseases*, 39:683-689.

- PEREIRA, J. A., N. G. FRACASSI, ET M. M. UHART. 2006. Numerical and spatial responses of geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) to prey decline in Argentina. *Journal of Mammalogy*, 87:1132-1139.
- PETRABORG, W. H., ET V. E. GUNVALSON. 1962. Observations on bobcat mortality and bobcat predation on deer. *Journal of Mammalogy*, 43:430-431.
- PETREN, K., ET T. J. CASE. 1996. An experimental demonstration of exploitation competition in an ongoing invasion. *Ecology*, 77:118-132.
- POLIS, G. A., C. A. MYERS, ET R. D. HOLT. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: Potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20:297-330.
- POOLE, K. G. 1994. Characteristics of an unharvested lynx population during a snowshoe hare decline. *Journal of Wildlife Management*, 58:608-618.
- POOLE, K. G. 2003. A review of the Canada lynx, *Lynx canadensis*, in Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 117:360-376.
- POULIN, J.-F., H. JOLICOEUR, P. CANAC-MARQUIS, ET S. LARIVIÈRE. 2006. Investigation sur les facteurs à l'origine de la hausse de la récolte de pékans (*Martes pennanti*) au Québec depuis 1984. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction du Développement de la Faune, 61 pp.
- POWELL, R. A. 1993. The fisher, life history, ecology and behaviour, 2nd ed. University of Minnesota Press, Minneapolis, 237 pp.
- POWELL, R. A. 1994. Effects of scale on habitat selection and foraging behaviour of fishers in winter. *Journal of Mammalogy*, 75:349-356.
- PROVOST, E. E., C. A. NELSON, ET A. D. MARSHALL. 1973. Population dynamics and behaviour in the bobcat. *The World's Cats*, 1:42-67.

- PULLIAM, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist*, 132:652-661.
- PULLIAM, H. R., ET B. J. DANIELSON. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist*, 137:s50-s66.
- REICHARD, M. V., D. L. CAUDELL, ET A. A. KOCAN. 2004. Survey of helminth lung parasites of bobcats (*Lynx rufus*) from Alabama, Kansas, New Mexico, Oklahoma, and Virginia, U.S.A. *Comparative Parasitology*, 71:88-90.
- RILEY, S. J., G. M. NESSLAGE, ET B. A. MAURER. 2004. Dynamics of early wolf and cougar eradication efforts in Montana: implications for conservation. *Biological Conservation*, 119:575-579.
- RIOUX, S. 2003. Analyse des résultats des feuillets d'observation de Dindon sauvage distribués aux chasseurs de cerf de Virginie. Association Chasse Pêche et Plein-Air les Balbuzards et Fédération québécoise de la faune, Québec, 22 pp.
- RODRÍGUEZ, A., ET M. DELIBES. 1992. Current range and status of the Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824 in Spain. *Biological Conservation*, 61:189-196.
- RODRÍGUEZ, A. ET M. DELIBES. 2002. Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25:314-328.
- RODRÍGUEZ, A. ET M. DELIBES. 2003. Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx. *Biological Conservation*, 109:321-331.
- RODRÍGUEZ, A. ET M. DELIBES. 2004. Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation*, 118:151-161.
- ROELKE-PARKER, M. E., L. MUNSON, C. PARKER, R. KOCK, S. CLEAVELAND, M. CARPENTER, S. J. O'BRIEN, A. POSPISCHIL, R. HOTMANN-LEHMANN, H. LUTZ, G. L. M. MWAMENGELE, M. N. MGASA, G. A. MACHANGE, B. A. SUMMERS, ET M. J.

- G. APPEL. 1996. A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature*, 379:441-445.
- ROLLEY, R. E. 1985. Dynamics of harvested bobcat population in Oklahoma. *Journal of Wildlife Management*, 49:283-292.
- ROLLING, C. T. 1945. Habitats, foods and parasites of the bobcat in Minnesota. *Journal of Wildlife Management*, 9:131-145.
- SACKS, B. N., M. M. JAEGER, J. C. C. NEALE, ET D. R. MCCULLOUGH. 1999. Territoriality and breeding status of coyotes relative to sheep predation. *Journal of Wildlife Management*, 63:593-605.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS, ET C. R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5:18-32.
- SCHADT, S., E. REVILLA, T. WIEGAND, F. KNAUER, P. KACZENSKY, U. BREITENMOSER, L. BUFKA, J. ČERVENÝ, P. KOUBEK, T. HUBER, C. STANIŠA, ET L. TREPL. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 39:189-203.
- SCHMIDT-POSTHAUS, H., C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, H. POSTHAUS, L. BACCIARINI, ET U. BREITENMOSER. 2002. Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases*, 38:84-92.
- SCHOENER, T. W. 1982. The controversy over interspecific competition. *American Scientist*, 70:586-595.
- SEYDACK, A. H. W., C. VERMEULEN, ET J. HUISAMEN. 2000. Habitat quality and the decline of an African elephant population: Implications for conservation. *South African Journal of Wildlife Research*, 30:34-42.
- STONE, J. E., ET D. B. PENCE. 1978. Ecology of helminth parasitism in the bobcat from west Texas. *Journal of Parasitology*, 64:295-302.

- STOUFFER, P. C., R. O. BIERREGAARD JR., C. STRONG, ET T. E. LOVEJOY. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology*, 20:1212-1223.
- SUNDE, P., K. OVERSKAUG, ET T. KVAM. 1999. Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? *Ecography*, 22:521-523.
- SUNQUIST, M. E., K. U. KARANTH, ET F. C. SUNQUIST 1999. Ecology, behaviour and resilience of the tiger and its conservation needs. In *Riding the tiger: Tiger conservation in human-dominated landscapes*, ed. Seidensticker, S. Christie, and P. Jackson, 5-18. Cambridge: Cambridge University Press. 404 pp.
- TIGAS, L. A., D. H. VAN VUREN, ET R. M. SAUVAJOT. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108:299-306.
- TOWNSEND, C. R., M. BEGON, ET J. L. HARPER. 2002. *Essentials of ecology*. 2nd Edition, Blackwell Publishers, Oxford, 550 pp.
- TREMBLAY, J.-P., M. CRÊTE, ET J. HUOT. 1998. Summer foraging behaviour of eastern coyotes in rural *versus* forest landscape: A possible mechanism of source-sink dynamics. *Écoscience*, 5:172-182.
- UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE. 2007. <http://www.IUCN.org/themes>. Téléchargée le 19 mai 2007.
- UNITED STATES FISH ET WILDLIFE SERVICE. 2005. 12-month petition finding and proposed rule to delist the Mexican bobcat (*Lynx rufus escuinipae*). *Federal Register*, 70:28895-28900.
- VALDMANN, H., E. MOKS, ET H. TALVIK. 2004. Helminth fauna of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Estonia. *Journal of Wildlife Diseases*, 40:356-360.
- VAN DER ZEE, F. F., J. WIERTZ, C. J. F. TER BRAAK, R. C. VAN APELDOORN, ET J. VINK. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in the Netherlands. *Biological Conservation*, 61:17-22.

- VAN WHY, K. R., ET W. M. GIULIANO. 2001. Fall food habits and reproductive condition of fishers, *Martes pennanti*, in Vermont. *Canadian Field-Naturalist*, 115:52-56.
- WEIR, R. D., A. S. HARESTAD, ET R. C. WRIGHT. 2005. Winter diet of fishers in British Columbia. *Northwestern Naturalist*, 86:12-19.
- WENJUN, Z. 2007. Overview and forecast on forestry productions worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125:301-312.
- WERDELIN, L. 1981. The evolution of lynxes. *Annales Zoologici Fennici*, 18:37-71.
- WILCOX, B. A., ET D. D. MURPHY. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125:879-887.
- WILLIAMS, C. K., F. S. GUTHERY, R. D. APPLGATE, ET M. J. PETERSON. 2004. The northern bobwhite decline: Scaling our management for the twenty-first century. *Wildlife Society Bulletin*, 32:861-869.
- WITMER, G. W., ET D. S. DECALESTA. 1986. Resource use by unexploited sympatric bobcats and coyotes in Oregon. *Canadian Journal of Zoology*, 64:2333-2338.
- WHITE, P. C. L., G. SAUNDERS, ET S. HARRIS. 1996. Spatio-temporal patterns of home range use by foxes (*Vulpes vulpes*) in urban environments. *Journal of Animal Ecology*, 65:121-125.
- WHITEHEAD, H., ET S. J. WALDE. 1993. Territoriality and the evolution of character displacement and sexual dimorphism. *Ethology, Ecology and Evolution*, 5:303-318.
- WOOLF, A., ET G. F. HUBERT, JR. 1998. Status management of bobcats in the United States over three decades: 1970s-1990s. *Wildlife Society Bulletin*, 26:287-293.
- WORLD CONSERVATION TRUST. 2007. Tiger conservation: It's time to think outside the box. 15 pp.

- YAHNER, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*, 2:333-339.
- YOUNG, S. P. 1958. The bobcat of North America. The Stackpole Compagny, Harrisburg, Pennsylvania, 193 pp.
- ZARNKE, R. L., J. P. DUBEY, J. M. VER HOEF, M. E. MCNAY, ET O. C. H. KWOK. 2001. Serologic survey for *Toxoplasma gondii* in lynx from interior Alaska. *Journal of Wildlife Diseases*, 37:36-38.
- ZIELINSKI, W. J., N. P. DUNCAN, E. C. FARMER, R. L. TRUEX, A. P. CLEVINGER, ET R. H. BARRETT. 1999. Diet of fishers (*Martes pennanti*) at the southernmost extent of their range. *Journal of Mammalogy*, 80:961-971.
- ZIELINSKI, W. J., R. L. TRUEX, F. V. SCHLEWER, L. A. CABBELL, ET C. CARROLL. 2005. Historical and contempory distributions of carnivores in forests of the Sierra Nevada, California, USA. *Journal of Biogeography*, 32:1385-1407.

