



Gestion du loup à la périphérie des aires protégées

Rapport remis au Parc National d'Aiguebelle

Avril 2015

Gestion du loup à la périphérie des aires protégées

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

&

Parc national d'Aiguebelle

Rédaction :

Benoît Tendeng, M.Sc., UQAT

Hugo Asselin, Ph.D., UQAT

Louis Imbeau, Ph.D., UQAT

Photo de la page couverture : Lise De Serres.

Référence à citer :

Tendeng, B., Asselin, H., Imbeau, L. 2015. Gestion du loup à la périphérie des aires protégées. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Rapport présenté au responsable du service de la conservation et de l'éducation du Parc national d'Aigüebelle, 40 p.

Titre	page
Résumé	5
1- Introduction.....	6
2- Vulnérabilité de la grande faune à la périphérie des aires protégées	8
3- Écologie du loup	9
3.1- Dynamique des populations.....	9
3.2- L'habitat du loup.....	10
3.3- Causes du déclin du loup	11
4- Conflits humains-animaux sauvages.....	13
4.1- Exemples de conflits	13
4.2- Solutions à la gestion des conflits	15
4.2.1- Méthodes de contrôle des prédateurs	15
4.2.2- Méthodes préventives	16
4.2.3- Méthodes incitatives à la tolérance des prédateurs	19
5- Plans de gestion et de conservation du loup	21
5.1- Exemples de plans de gestion du loup	21
5.2- Plans de gestion des loups familiers	25
5.3- Conservation du loup	25
6- Conclusion	27
7- Références	29

Résumé

Les aires protégées sont des outils incontournables dans les stratégies nationales et internationales de conservation de la biodiversité. Cependant, certaines aires protégées sont de trop faible superficie pour combler les besoins d'habitat des espèces à grand domaine vital dont la survie peut être compromise à l'extérieur des aires protégées. C'est le cas du Parc national d'Aiguebelle en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada), dont la faible superficie (268,13 km²) ne permet pas de contenir de façon efficace la population locale de loup gris (*Canis lupus*). L'objectif de cette étude était de réaliser une synthèse des connaissances sur les conflits entre les humains et la faune en général, en portant une attention particulière aux grands carnivores, ainsi que sur les solutions particulières mises en œuvre pour réduire ces conflits dans différents contextes socioculturels et économiques. La revue de la littérature révèle que les conflits entre les humains et la faune sauvage sont fréquemment rapportés et impliquent davantage les communautés situées à la périphérie des aires protégées. Ces conflits peuvent avoir pour cause, selon les espèces impliquées, la crainte d'agressions sur les humains, la destruction des récoltes, la prédation du bétail ou la transmission de maladies. L'efficacité des méthodes de mitigation peut varier selon le contexte culturel, économique, politique et historique. Parmi les méthodes recensées, on note des méthodes de contrôle, des méthodes préventives et des méthodes incitatives à la tolérance des animaux sauvages. Bien que la coexistence entre les humains et la grande faune s'avère difficile par endroits, les méthodes préventives couplées aux méthodes incitatives semblent constituer la meilleure avenue aux yeux des biologistes de la conservation, du grand public et même des éleveurs. En effet, la combinaison des méthodes préventives et incitatives permet généralement de réduire le nombre d'événements de prédation tout en augmentant la tolérance des communautés locales à l'égard de la grande faune. Finalement, une protection efficace des animaux sauvages problématiques peut passer par la mise en place de plans de gestion et de conservation qui sont des outils pouvant servir à identifier les problèmes prioritaires de gestion tout en permettant de définir des solutions nécessaires à leur résolution. La mise en place d'une telle structure de concertation impliquant toutes les parties concernées par la problématique de gestion du loup en périphérie du parc national d'Aiguebelle (gestionnaires du parc et de la faune, chasseurs, éleveurs) pourrait contribuer à minimiser les conflits liés à la gestion de cette espèce.

Mots clés : Loup, *Canis lupus*, prédation, aires protégées, zone périphérique, gestion, conflits humains-faune

1- Introduction

Depuis le Sommet de la Terre de Rio en 1992, le maintien de la diversité biologique des écosystèmes naturels est considéré comme une condition indispensable au développement durable (Gerardin et al., 2002). Les causes de la perte de la biodiversité sont, entre autres, les changements climatiques et la surexploitation des ressources naturelles (Drolet, 2002; Groom, 2006). Dès lors, des stratégies de conservation de l'intégrité écologique des écosystèmes ont été adoptées à l'échelle internationale (Dimitrakopoulos et al., 2010). Parmi celles-ci, les aires protégées répondent à la volonté d'augmenter l'efficacité des mesures de conservation de la biodiversité (Balmford et al., 1995; Soulé et Terborgh, 1999; Bruner et al., 2001; Chape et al., 2005). Une aire protégée est « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés » (Dudley, 2008).

Plusieurs approches sont développées dans le cadre de la mise en place des aires protégées (Lombar et al., 1995). Au Québec par exemple, le concept « d'irremplaçabilité » d'un écosystème suscite plus d'intérêt (Bergeron, 2002). Le caractère irremplaçable d'un écosystème signifie que plus l'écosystème est rare (fréquence et taille), plus sa contribution à l'atteinte des objectifs de conservation est élevée (Pressey, 1999; Ferrier et al., 2000; Gerardin et al., 2002). La création des aires protégées est aussi motivée par la conservation des habitats essentiels aux animaux sauvages. La forme des aires protégées varie en fonction de la disponibilité et de la répartition spatiale de chaque écosystème sous conservation (Gerardin et al., 2002). Les aires protégées jouent un rôle important dans le maintien des populations d'animaux sauvages (Blanco et al., 1992; Boitani, 1992; Karanth et al., 2009). Elles servent de cadre de référence pour l'évaluation des modes de gestion et d'utilisation des écosystèmes des territoires adjacents (Tardif, 1999) et constituent à cette fin d'importantes réserves naturelles (Lawler et al., 2003; Dearden et Dempsey, 2004; Deguise et Kerr, 2006). Le contrôle des activités humaines, à l'intérieur et à la périphérie des aires protégées, est essentiel pour maintenir leur intégrité écologique (Schneider, 2001; Leroux et al., 2010).

Les aires protégées sont sujettes à des pressions multiples en provenance de l'extérieur (Tardif, 1999; Distefano, 2005). L'anthropisation à grande échelle à l'extérieur des aires protégées intensifie le contact entre les humains et les animaux sauvages qui trouvent refuge dans

les aires protégées (Hockings et Humle, 2009). Le contact est plus manifeste pour les animaux à grand domaine vital, comme les grands carnivores qui traversent la limite des aires protégées (Estes, 1996; Miller et al., 2001). En effet, certaines aires protégées sont de trop faible superficie pour combler les besoins d'habitat des espèces à grand domaine vital (Simonetti, 1995; Villemure, 2003; Deguise et Kerr, 2006). Dès lors, des conflits entre les humains et la faune sauvage sont fréquemment rapportés et impliquent davantage les communautés situées à la périphérie des aires protégées (Ogra, 2008). Les conflits peuvent avoir pour cause, selon les espèces impliquées, la crainte des agressions sur les humains, la destruction des récoltes, la prédation du bétail ou la transmission de maladies (Thirgood et al., 2005; Sillero-Zubiri et al., 2007). Dans plusieurs régions du monde, les Canidés qui exploitent de grands territoires, souffrent de la dégradation de l'habitat, de la chasse et des maladies à l'extérieur des aires protégées (Weber et Rabinowitz, 1996). Le loup gris (*Canis lupus*) est un cas probant. Par exemple, en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada), la faible superficie du Parc national d'Aiguebelle (268,13 km²) ne permet pas de contenir de façon efficace les populations de loups. À l'été 2008, un éleveur de la communauté voisine de Mont-Brun a abattu des loups qui se seraient attaqués à son bétail. Les connaissances actuelles sur la mortalité des loups à la périphérie du Parc national d'Aiguebelle sont fragmentaires et ne permettent pas de mettre en place des stratégies efficaces pour assurer la viabilité des meutes. L'enjeu est de réduire les conflits entre l'humain et le loup dans le milieu forestier, afin de préserver la fonction du loup dans les écosystèmes sans nuire aux activités anthropiques (Distefano, 2005; Gittleman et al., 2001; Noss et al., 1996; Miller et al., 2001).

L'objectif de cette étude est de réaliser une synthèse des connaissances sur les conflits entre les humains et la faune en général, en ciblant en particulier les grands carnivores, ainsi que les solutions particulières mises en œuvre pour réduire les conflits dans différents contextes socioculturels et économiques. L'accent sera mis sur le loup, l'espèce de Canidé la plus répandue. Nous aborderons d'abord la vulnérabilité de la grande faune à la périphérie des aires protégées en mettant l'emphase sur le cas du loup. Ensuite, nous présenterons l'écologie du loup afin de comprendre l'utilisation de son habitat et ses déplacements en dehors des limites des aires protégées. Pour mieux cerner l'envergure des conflits à l'échelle internationale, nous développerons quelques exemples de conflits ainsi que les mesures développées pour les éviter.

Finalement, une synthèse de quelques méthodes de gestion et de conservation du loup permettra d'appréhender les efforts à faire pour maintenir les populations de loup.

2- Vulnérabilité de la grande faune à la périphérie des aires protégées

Les espèces les plus susceptibles de disparaître d'une aire protégée sont celles qui ont un grand domaine vital puisqu'elles sont les plus exposées aux dangers hors des limites des aires protégées (Woodroffe et Ginsberg, 1998). Par exemple, l'étendue du domaine vital des grands carnivores (variant entre 100 et 1000 km²) implique que ceux-ci doivent dans certains cas cohabiter avec les humains (Estes, 1996; Miller et al., 2001; Nilsen et al., 2005). Or, l'intensification des activités anthropiques tend à réduire les espaces naturels disponibles aux carnivores (Distefano, 2005). La variété d'usages du paysage à la périphérie des aires protégées pose ainsi un défi à la conservation des grands carnivores (Linnell et al., 2008). L'exploitation des ressources naturelles (p. ex. agriculture, foresterie, exploitation minière) a contribué à fragmenter le paysage environnant les aires protégées, les isolant de plus en plus (Saunders et al., 1991). La perte d'habitat et la sensibilité à certaines activités humaines rendent les carnivores vulnérables à la périphérie des aires protégées (Van Zyll de Jong et Carbyn, 1999; Villemure et Masse, 2004). La plupart des aires protégées ne sont pas clôturées et par conséquent, il est de plus en plus difficile d'assurer la conservation des carnivores en raison de leurs déplacements fréquents en dehors des limites des aires protégées (Linnell et al., 2001; Villemure et Masse, 2004; Foley et al., 2005).

Le loup est un carnivore connu pour ses déplacements fréquents à la périphérie des aires protégées (Potvin, 1986; Carroll et al., 2003; Villemure et Masse, 2004), où il est vulnérable au piégeage et à la chasse (Woodroffe et Ginsberg, 1998). Les déplacements du loup sont motivés par les contraintes spatiales du milieu, mais aussi par la quête de proies. Il arrive que des loups s'aventurent à plusieurs kilomètres en dehors de leurs limites territoriales habituelles (Mech, 1994). Au Parc National de la Mauricie par exemple, des cas de dispersion en automne et au printemps ont été observés chez des loups équipés de colliers-émetteurs (Villemure, 2003). Une femelle a été capturée à 72,5 km de son territoire d'origine. Une autre femelle et un mâle ont été observés respectivement à 19 km et 20 km du territoire habituel de leur meute. Le loup peut parcourir jusqu'à 39 km par jour selon la configuration du territoire, la dispersion des ressources alimentaires et la présence de perturbations (Boitani, 2003). Toutefois, les déplacements quotidiens sont souvent inférieurs à 20 km (Messier, 1985).

Le loup vit en meutes composées de 2 à 15 individus pour une moyenne de 5 à 8 membres (Mech, 1970; Boitani, 2003). Selon plusieurs études réalisées au Québec, la taille moyenne du territoire couvert par des loups sur une base annuelle varie entre 100 et 1000 km² dépendamment de la densité des proies disponibles (Messier, 1985; Potvin, 1986; Jolicoeur, 1998). Par exemple, dans le parc national de la Mauricie (536 km²), la superficie moyenne des territoires des meutes de loups est de 644,6 km² (Villemure et Masse, 2004). La taille du territoire des loups se situe entre 100 km² et 500 km² en Europe (Boitani, 2003; Molnar, 2011) et entre 259 et 1676 km² en Scandinavie (Mattisson et al., 2013). La taille du territoire utilisé par les loups semble être influencée par le niveau de protection, les caractéristiques de l'habitat, la densité de proies et, à un degré moindre, par la taille de la meute (Apollonio et al., 2004; Villemure et Masse, 2004; Mattisson et al., 2013). Au Québec, en présence d'une densité importante de proies comme l'orignal (*Alces alces*) ou le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), l'étendue du territoire que parcourent les loups est en moyenne inférieure à 300 km². Toutefois, la taille du territoire tend à être plus grande aux endroits où l'orignal constitue la seule proie disponible (Hénault et Jolicoeur, 2003).

3- Écologie du loup

3.1- Dynamique des populations

Le loup avait disparu dans beaucoup de pays suite aux campagnes de contrôle des maladies et de prévention des attaques sur le bétail par les animaux sauvages, ainsi qu'en raison de l'expansion agricole et urbaine (Peterson, 1966; Boitani, 2003; Jolicoeur et Hénault, 2003; Laborde, 2008; Musiani et Paquet, 2004). Selon Wabakken et al. (2001), le loup n'existait presque plus en Scandinavie dans les années 1960. Au Québec, la tête du loup fût mise à prix parce qu'il était un prédateur important du cerf de Virginie (Rateaud et al., 2001). Suite à l'adoption de mesures de protection plus rigoureuses ou de campagnes de réintroduction, les loups regagnent du terrain dans les Alpes françaises et suisses (Benhammou, 2004), ainsi que dans plusieurs milieux naturels en Amérique du Nord (Hénault et Jolicoeur, 2003). La protection intégrale du loup dans les parcs nationaux québécois (sauf pour la récolte par les peuples autochtones au nord) a favorisé une augmentation des populations. Aujourd'hui, le loup est présent sur ~ 87% du territoire québécois au sud du 52^e parallèle (Jolicoeur et Hénault, 2002). L'occupation du territoire par le loup semble stable depuis une trentaine d'années (Jolicoeur et Hénault, 2002).

3.2- L'habitat du loup

Le loup, l'un des carnivores les plus étudiés à l'échelle mondiale (Schmidt et al., 2007; Zimmermann, 2014), colonise des milieux naturels variés (Messier, 1985; Mech et Boitani, 2003; Kaartinen et al., 2005). Le loup est considéré généraliste au regard de l'occupation de son habitat, lui conférant ainsi la capacité de survivre dans des endroits marginaux (Mech, 1970; Mladenoff et al., 1995). On le retrouve dans la toundra arctique tout autant que dans les plaines, dans les forêts feuillues, mixtes et résineuses (Banfield, 1975). Le meilleur habitat pour le loup est celui dans lequel les proies sont abondantes et diversifiées (Mech, 1970; Massolo et Meriggi, 1998; Boitani, 2003; Houle et al., 2010). Par exemple, une grande concentration de loups a été observée dans des milieux où la biomasse des ongulés était de 100 à 150 kg/km² (Zlatanova et Popova, 2013).

L'utilisation du milieu naturel est la manière dont une espèce exploite les différentes composantes de son habitat (Hall et al., 1997). Le concept est différent de la sélection d'habitats, qui réfère au choix des différents types de ressources en fonction de leur disponibilité (Garshelis, 2000). L'utilisation de l'habitat par le loup varie dans l'année, au gré de la répartition saisonnière des proies et des activités de reproduction (Boitani, 2003). Au printemps, les loups fréquentent les tanières et les lieux de rassemblement pour la chasse (Peterson, 1977; Prescott et Richard, 2013). Le loup se déplace le long des lacs et rivières en hiver et utilise les chemins forestiers en été dans le but de marquer son territoire, mais aussi pour la chasse (Whittington et al., 2011). Certains auteurs soutiennent que le loup oriente rarement sa sélection d'habitats vers des compositions forestières spécifiques (Mech et Boitani, 2003). Dans la forêt boréale québécoise, les loups sélectionnent les sites favorables à l'orignal, au cerf de Virginie et au castor (*Castor canadensis*), leurs principales proies, tant en hiver qu'en été (Tremblay et al., 2001; Lesmerises et al., 2012a). Dans les habitats dominés par l'orignal, les loups fréquentent les jeunes peuplements en régénération et les peuplements mixtes matures (Houle et al., 2010). La densité de loups varie sensiblement d'une région à l'autre et est positivement associée avec la disponibilité alimentaire et négativement associée aux conflits entre loups et humains (Boitani, 2003). Le loup peut toutefois développer une relative accoutumance aux activités humaines (Blanco et al., 2005). Les loups peuvent par exemple utiliser les secteurs à forte densité de structures anthropiques durant les périodes de faible achalandage (p. ex. hiver) (Houle et al., 2010). En Amérique du Nord, la densité de loups rapportée se situe généralement entre 0,3 et 4,3 loups/100 km² alors qu'en Europe, la densité est habituellement de 1 à 3 loups/100 km² (Boitani, 2003).

3.3- Causes du déclin du loup

La croissance de la population mondiale contribue à réduire les espaces naturels utilisés par les animaux sauvages (Distefano, 2005; Messmer, 2009). La modification du paysage fait en sorte que les carnivores occupent des espaces naturels qui avoisinent les habitations et les fermes (Linnell et al., 2001). Dans les milieux naturels où la densité humaine dépasse 30-40 habitants/km², la présence des loups est faible (Boitani, 2003), notamment en raison de l'altération des habitats fauniques et de la prédation (Zimmermann et al., 2014).

Les effets cumulatifs des activités anthropiques peuvent avoir une influence sur le comportement et la sélection de l'habitat par le loup (Houle et al., 2010). En effet, le loup utilise parfois les milieux altérés par les activités forestières à cause du rajeunissement de la végétation qui attire les ongulés (Mladenoff et Sickley, 1998; Kuzyk et al., 2004). Cependant, les activités forestières ne sont pas toujours bénéfiques à court terme pour le loup, qui semble être sensible à des pratiques sylvicoles telles que les coupes totales agglomérées (Labbé et al., 2013). Les loups évitent notamment les peuplements récoltés depuis moins de 5 ans (Lesmerises et al., 2012b). L'exploitation forestière à la périphérie des aires protégées peut compliquer les efforts de conservation parce que les effets de bordure peuvent augmenter le risque de disparition des animaux à grands domaines vitaux (Woodroffe et Ginsberg, 1998).

La mortalité d'origine humaine est la principale cause d'extinction des populations de loups dans le monde (Fritts et Mech, 1981; Potvin, 1986; Mech et al., 2001; Callaghan, 2002), en plus d'occasionner l'abandon ou l'évitement des territoires (Fuller et al., 1992; Mech et Goyal, 1993). Une densité de 3 chasseurs/km² peut avoir un effet direct sur la dynamique d'une population de loups (Zlatanova et Popova, 2013). Dans plusieurs pays, notamment en Europe, la législation ne semble pas assez bien structurée pour encourager une conservation et une survie à long terme du loup (Boitani, 2003). Il manque parfois de coordination entre les structures étatiques quant à la gestion du loup. En France par exemple, il est difficile, en pratique, de gérer le loup lorsqu'il est protégé par le ministère de l'Environnement, chassé avec un permis délivré par l'Office national de la chasse, géré par le ministère de la Santé pour toutes les questions sanitaires (rage, etc.), et que les dommages qu'il occasionne sont indemnisés par le ministère de l'Agriculture (Boitani, 2003). Une législation favorable aux carnivores et son application efficace peuvent contribuer à l'augmentation des populations, même en milieu où la densité humaine est élevée (Linnell et al., 2001). L'augmentation des densités de proies (p. ex. orignaux) dans les

aires protégées attire les loups (Larivière et al., 2000). La mortalité des loups survient le plus souvent à la périphérie des aires protégées, où le prélèvement est parfois autorisé (Forbes et Theberge, 1996; Jolicoeur, 1998 ; Villemure et Masse, 2004). Par exemple, à la périphérie du Parc national de la Mauricie, la mortalité annuelle des loups était de 35,6 %, dont 32,8 %, attribuable au piégeage (Villemure, 2003). D'autres carnivores connaissent aussi une mortalité importante à la limite des aires protégées. C'est le cas par exemple de l'ours grizzly (*Ursus arctos*) et du cougar (*Puma concolor*) (Knight et Eberhardt, 1985; McLellan et al., 1999; Garshelis et Pelton, 1981; Samson et Huot, 1998; Sweanor et al., 2000).

Les loups sont aussi victimes d'accidents routiers. Dans les aires protégées traversées par des routes, le risque de collision avec les loups est élevé (Fuller, 1989). Le réseau routier est une des perturbations les plus répandues dans les paysages (Trombulak et Frissell, 2000). Plusieurs études ayant utilisé la densité du réseau routier comme indice du dérangement humain ont conclu que les activités humaines associées aux routes peuvent affecter la survie et le comportement des loups (Potvin, 1986; Mech, 1989). Selon Jolicoeur (1999), le réseau routier constitue la troisième plus importante source de mortalité chez les loups de la Réserve faunique des Laurentides au Québec. La collision avec les véhicules cause ~52% de la mortalité du loup en Italie (Lovari et al., 2007). Au parc national de Banff en Alberta, 68% des mortalités connues de loups entre 1986 et 1998 ont été causées par des accidents routiers (Percy et al., 1998). Le réseau routier, en plus d'occasionner des collisions, a un effet direct sur le comportement des animaux sauvages à cause de la fragmentation des habitats et l'accessibilité au territoire (Fahrig et Rytwinski, 2009; Benitez-Lopez et al., 2010). Les loups du Parc national de la Mauricie par exemple, évitaient les routes fortement fréquentées par les visiteurs durant la période d'ouverture du parc (Villemure, 2003). Les routes peuvent agir comme des barrières aux déplacements des loups (Thurber et al., 1994; Percy, 2003; Zlatanova et Popova, 2013). Toutefois, comme le soulignent Zimmermann et al. (2014), l'effet du réseau routier sur les loups est complexe et dépend du type de route, du temps, du comportement des animaux, de la reproduction et de l'échelle d'observation. Certaines routes secondaires et/ou chemins forestiers semblent bénéfiques pour les loups, qui les utilisent pour accéder aux habitats favorables (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington et al., 2005, 2011; Houle et al., 2010; Gurarie et al., 2011; Lesmerises et al., 2012b). Il semble tout de même que la densité des routes doive rester inférieure à un seuil d'environ 0,73 km/km², sans quoi le statut du loup devient précaire (Mech et al., 1988; Rateaud et al., 2001).

4- Conflits humains-animaux sauvages

Divers conflits sont répertoriés entre les populations locales et les animaux sauvages (Noss et al., 1996; Distefano, 2005; Hockings et Humle, 2009). Les conflits surviennent lorsque les exigences et le comportement de la faune recourent ceux des populations humaines (Madden, 2004). Les conflits sont devenus plus fréquents et plus graves au cours des dernières décennies en raison de la croissance de la population humaine, de l'urbanisation et de l'expansion des activités agricoles et industrielles qui, ensemble, ont conduit à une augmentation de l'empiètement des humains sur les zones qui étaient auparavant sauvages (Sillero-Zubiri et al., 2007; Thirgood et al., 2005). La survie et la conservation des espèces les plus exposées à ces conflits sont compromises dans plusieurs régions du monde (Ogada et al., 2003; Inskip et Zimmermann, 2009) puisque leur présence dans le milieu naturel constitue parfois une menace pour le bien-être des humains (Saberwal et al., 1994). Les conflits ont été à l'origine de l'élimination de beaucoup d'espèces de carnivores dans de nombreux pays malgré leur importance écosystémique (Berger, 2006). Les conflits tirent, entre autres, leur origine des attaques sur les personnes, de la prédation des animaux d'élevage, du gaspillage des récoltes, des accidents routiers, des maladies et de la concurrence pour les proies sauvages (Knight, 2000; Sillero Zubiri et al., 2007; Thirgood et al., 2005; Anthony et Szabo, 2011).

Le conflit entre les humains et la faune sauvage revêt des enjeux sociaux et environnementaux importants (Marchand, 2012). Sur le plan social, l'attaque des animaux domestiques impose des préjudices économiques aux éleveurs (Treves et Karanth, 2003; Patterson et al., 2004; Graham et al., 2005), par exemple en France où ces coûts se chiffrent en millions d'euros (Benhammou et Dangléan, 2009). La prédation du bétail par les grands carnivores est l'un des conflits les plus communs avec les communautés locales, et ce, partout sur la planète. Les carnivores sont souvent tués de manière préventive (Shahi, 1983; Distefano, 2005; Sillero-Zubiri et al., 2007; Thirgood et al., 2005). Dans les pays en développement, les dégâts sur les cultures ont des conséquences sur la sécurité financière et alimentaire vu l'absence d'un système d'accompagnement adéquat (Lamarque et al., 2010).

4.1- Exemples de conflits

En Afrique, de nombreuses communautés locales font les frais de leur coexistence avec la faune sauvage. Les éléphants (*Loxodonta africana*) sont responsables de la majorité des conflits tandis

que les lions (*Panthera leo*) causent plus de pertes aux éleveurs namibiens (O'Connell-Rodwell et al., 2000). Les conflits surgissent le plus souvent dans les villages qui bordent les aires protégées (Sekhar, 1998; Patterson et al., 2004). La distance de la lisière des aires protégées a un effet sur la quantité de dégâts sur les cultures (Naughton-Treves, 1998). Au nord du Cameroun par exemple, les dommages causés par les animaux sauvages sur les cultures et le bétail ont encouragé le braconnage à la périphérie du Parc national de Bénoué (Weladji et Tchamba, 2003). En Ouganda, le singe à queue rouge (*Cercopithecus ascanius*) a été à l'origine de conflits entre agriculteurs et gestionnaires du Parc national de Kibale, où 54% des terres qui bordent le parc sont cultivées. Les singes sortaient des limites du parc pour s'attaquer aux cultures des paysans.

En Amérique du Nord, des incidents mettant en cause des loups agressifs sur des humains ont été rapportés (Mech, 1993). Il s'agissait généralement de cas de rage, de défense ou de loups familiers (McNay, 2002; Tennier, 2008). Au XX^e siècle, une vingtaine d'attaques ont été répertoriées (Linnell et al., 2002; Hénault et Jolicoeur, 2003), par exemple en Colombie-Britannique (2000), au Nunavut (1995, 1977), au Parc National Algonquin en Ontario (1987, 1994, 1996 et 1998) et en Alaska (1942, 1943, 1945) (voir Linnell et al. (2002) pour plus de détails). D'autres attaques de carnivores ont aussi été rapportées en Amérique du Nord. Par exemple, entre 1890 et 2001, 17 attaques mortelles et 72 attaques non mortelles ont été attribuées au cougar et 71 personnes ont été tuées par des grizzlys (Linnell et al., 2002). Au Minnesota et dans l'Ouest canadien, les cas de déprédation d'animaux domestiques par le loup sont rares malgré les contacts fréquents (Fritts et al., 1992). Il en est de même au Québec, même si quelques rares incidents ont été rapportés (Henault et Jolicoeur, 2003). Plusieurs attaques de coyotes (*Canis latrans*), d'ours grizzly et d'ours noir (*Ursus americanus*) ont par ailleurs été rapportées au Canada et aux États-Unis (Woodroffe et al., 2005; White et Gehrt, 2009). La majorité des attaques impliquait des femelles en gestation.

En Eurasie, les conflits entre humain et animaux sauvages sont aussi présents. Linnell et al. (2002) rapportent que 1843 attaques de loup sur des humains, dont 556 mortelles, sont survenues en Europe et en Asie au XX^e siècle. La prédation des animaux domestiques par des carnivores comme le léopard des neiges (*Uncia uncia*) et le loup (*Canis lupus chankus*) cause des conflits qui entravent la conservation de ces espèces en Asie (Mishra, 1997). En 1995, 18% des animaux domestiques tués dans l'État de l'Himachal Pradesh en Inde l'ont été par le léopard des neiges (Mishra, 1997). L'augmentation des populations des carnivores en Europe inquiète les

éleveurs (Mech, 1995; Woodroffe, 2000). Par exemple, dans la région des Abruzzes en Italie, Cozzas et al. (1996) ont rapporté que 94% des animaux d'élevage tués l'ont été par des loups. En France, depuis le retour du loup au début des années 1990, le nombre d'attaques sur les troupeaux n'a cessé d'augmenter (Molnar, 2011). Les attaques du loup et de l'ours brun sur les petits ruminants et les bovins font aussi l'objet de conflits en Slovaquie, en Grèce, en Espagne et dans d'autres pays d'Europe. De nombreux carnivores ont été persécutés pour leur rôle en tant que prédateurs d'animaux domestiques (Sillero-Zubiri et Switzer, 2004). Plusieurs pays européens ont eu à adopter des politiques visant à réduire les espèces prédatrices pour protéger le bétail et la volaille, et aussi pour promouvoir la sécurité humaine et favoriser les espèces de gibier (Reynolds et Tapper, 1996).

4.2- Solutions à la gestion des conflits

La gestion des conflits entre l'homme et la faune sauvage est indispensable pour soutenir le défi de conservation de la biodiversité à la périphérie des aires protégées (Madden, 2004; Newmark et al., 1994, Treves, 2009). À cette fin, il convient d'appliquer des stratégies d'atténuation à court terme, accompagnées de mesures de prévention à long terme. Des solutions ont été proposées pour rehausser la tolérance des communautés locales envers les grands carnivores, dont le loup. Les solutions s'adaptent généralement à la réalité de la région où les conflits existent et leurs succès dépendent non seulement du contexte socioculturel et économique, mais aussi du type de prédateur impliqué (Breitenmoser et al., 2005; Distefano, 2005).

4.2.1- Méthodes de contrôle des prédateurs

La manière traditionnelle de régler les conflits avec les prédateurs est d'éliminer la menace en tuant les animaux (Treves et Naughton-Treves, 2005). Cette approche de contrôle des prédateurs a été l'épine dorsale de la gestion des grands carnivores et connaît de nos jours une opposition farouche de la part de l'opinion publique et des biologistes (Gittleman et al., 2001; Woodroffe et al., 2005). Diverses méthodes ont été utilisées dans le passé pour mitiger les conflits. Au Canada par exemple, les autorités avaient mis en place des primes incitatives au piégeage pour éliminer les loups (Hénault et Jolicoeur, 2003). L'abattage est une autre méthode largement utilisée pour contrôler les populations de carnivores (Reynolds et Tapper 1996). La chasse sportive, si elle est bien gérée, peut maintenir les populations à un niveau de densité souhaitée, en plus d'apporter des revenus aux communautés locales ou aux autorités (Treves et Karanth, 2003). Pendant

longtemps, l'empoisonnement a été une méthode pratiquée dans certaines régions afin d'éradiquer les carnivores (Sillero-Zubiri et al., 2004), dont le dingo (*Canis lupus dingo*) en Australie et le loup en Europe et en Amérique du Nord (Gunson, 1992; Allen et Sparkes, 2001; Hénault et Jolicoeur, 2003). Le retrait sélectif a été aussi une méthode utilisée pour éliminer les espèces sauvages nuisibles. Le retrait sélectif consiste à repérer et tuer les individus problématiques qui s'attaquent au bétail (Treves et Naughton-Treves, 2005). Même si cette méthode reste radicale, elle a moins d'impact puisqu'un nombre moindre d'individus est éliminé (Treves et Karanth, 2003; Treves et Naughton-Treves, 2005). Une des principales contraintes de cette méthode est qu'il est parfois difficile d'identifier les individus fautifs. Comme alternative, un collier empoisonné (p. ex. au fluoroacétate de sodium) peut être fixé au cou des animaux domestiques. Le principe est basé sur le fait que le prédateur en affligeant des morsures à l'animal domestique pour le neutraliser perceront en même temps le collier et avalera le poison. Cette méthode a été utilisée en Californie pour réduire les pertes d'agneaux causées par les attaques des coyotes (Timm et Connolly, 2001). Les colliers empoisonnés peuvent être efficaces, car ils ne ciblent que les individus responsables de la mort du bétail (Burns et al., 1996). Toutefois, cette méthode peut ne pas être rentable dans les régions où la prédation est occasionnelle (Linnell et al., 1999). En outre, il serait très onéreux d'équiper la plupart des troupeaux de colliers empoisonnés. L'utilisation du fluoroacétate de sodium comme poison pose aussi d'autres problèmes puisque les colliers peuvent accidentellement tomber et entrer en contact avec d'autres animaux (Sillero-Zubiri et Switzer, 2004).

4.2.2- Méthodes préventives

Les méthodes préventives sont des alternatives à l'élimination des animaux et permettent d'éviter les conséquences sur l'équilibre des écosystèmes (Linnell et al., 1997). Les méthodes préventives ont pour objectif d'éviter les conflits en réduisant les occasions de rencontre entre les animaux domestiques et les prédateurs (Distefano, 2005). Dans certaines régions, les autorités signent des contrats avec les éleveurs pour les inciter à tolérer les prédateurs. Les coûts supplémentaires des mesures d'évitement des conflits sont parfois pris en charge par les autorités gouvernementales et régionales afin d'encourager l'adhésion des éleveurs.

La pose de barrières est une mesure préventive qui permet d'éviter les contacts entre les animaux domestiques et les prédateurs (Distefano, 2005). Les barrières biologiques (p. ex. haies de végétaux à épines) sont des solutions intéressantes, puisque peu onéreuses. Certaines barrières

sont équipées de systèmes d'effarouchement visuels et acoustiques utilisés comme mesures de protection dissuasive. La ligne de Fladry, qui consiste en une corde à laquelle pendent des drapeaux qui bougent sous l'effet du vent, est une technique traditionnelle qui a permis de réduire la prédation du loup sur le bétail en Europe, même si son efficacité semble être de courte durée (Musiani et Visalberghi, 2001; Musiani et al., 2003). Dans les pays développés, les clôtures électriques constituent une solution intéressante puisqu'elles sont efficaces contre plusieurs espèces de prédateurs (Garde, 2002; Distefano, 2005; Wam et al., 2004). Les bergers utilisent parfois des clôtures électriques mobiles pour regrouper le bétail durant la nuit (Marucco, 2010). Cependant, en plus d'être coûteuses, les clôtures électriques peuvent être dangereuses pour d'autres animaux sauvages non ciblés par la mesure (Hayward et Kerley, 2009).

Le gardiennage est une aide gouvernementale à l'emploi d'un berger et/ou d'un aide-berger pour la surveillance du troupeau. En Italie par exemple, on encourage les éleveurs disposant de petits troupeaux à regrouper leur bétail pour absorber les frais d'emploi d'un berger (Molnar, 2012). La surveillance des troupeaux par des bergers et des aides-bergers est une méthode répandue en Afrique, où la prédation du bétail reste importante et où les mesures de compensation sont souvent inexistantes (Ogada et al., 2003). Les bergers sont de plus en plus accompagnés de chiens de protection pour prévenir les attaques de prédateurs (Treves et Karanth, 2003, Molnar, 2012). En Italie, les chiens de protection sont fournis gratuitement aux éleveurs (Pouille et al., 1999; Molnar, 2011, 2012). Les chiens de protection sont utilisés de jour comme de nuit pour prévenir les attaques des troupeaux (Ginsberg et Macdonald, 1990).

Dans les zones d'élevage extensif, le zonage est un scénario expérimenté pour réduire les risques de conflits. Le zonage est une méthode largement utilisée en biologie de la conservation pour la création des aires protégées. La méthode de zonage consiste en une réglementation sur l'utilisation spatiale du territoire, ce qui permet d'éviter le chevauchement entre les espaces de pâturage et les domaines vitaux des prédateurs (Linnell et al., 2005). Un système de zonage comprend des zones noyaux, des zones tampons et des couloirs de connexion (Boitani, 2003). Chaque partie du système de zonage est sujette à une réglementation qui lui est propre. Par exemple dans les zones attribuées aux animaux sauvages (noyaux), un suivi strict de la densité de la population est appliqué en retirant de la zone les animaux problématiques. Dans les milieux d'élevage, la mise en place de parcours du bétail permet d'éviter la rencontre entre le bétail et les prédateurs naturels. Toutefois, l'efficacité du zonage passe inéluctablement par une surveillance

du bétail par des bergers pour éviter que les animaux domestiques égarés ne se retrouvent dans un milieu de prédateurs.

Différentes méthodes dissuasives (primaires et secondaires) sont aussi utilisées pour faire face à des cas de prédation. Les méthodes répulsives primaires comprennent les stimuli chimiques, visuels ou auditifs irritants pour l'animal (Shivik et al., 2003). Une des limites des méthodes dissuasives primaires est le conditionnement du prédateur qui finit par s'habituer et ne plus être effrayé (Shivik et al., 2003). Quant aux méthodes dissuasives secondaires (thérapies par aversion), elles ont pour but d'éloigner les prédateurs des zones d'élevage. L'utilisation de décharges électriques semble être une technique efficace contre les coyotes et les loups (Shivik et al., 2002, 2003).

La délocalisation ou translocation est aussi une méthode préventive qui permet d'éloigner les prédateurs des milieux où ils seraient susceptibles de s'attaquer aux troupeaux (Linnell et al., 1997). Les animaux sont alors capturés et transportés dans une zone où la concentration d'animaux domestiques est faible (Linnell et al., 1997). Le transport de l'animal peut toutefois être coûteux et engendrer un stress. De plus, il n'y a aucune garantie que l'animal se départira de son comportement. Une étude de Bradley et al. (2005) sur la translocation de 88 loups suivis par radiotélémétrie a révélé que plus d'un quart avaient toujours le même comportement de prédation sur le bétail dans leurs nouveaux milieux naturels. Par ailleurs, le taux de survie semble faible au regard du stress de la capture ou de l'état du nouvel environnement (Linnell et al., 1997; Bradley et al., 2005). Toutefois, la translocation reste une méthode appréciée par le grand public (Treves et Karanth, 2003). Pour éviter le stress, des méthodes biologiques comme le contrôle de la fécondité sont de plus en plus utilisées. Le contrôle de la fécondité des prédateurs est une méthode qui consiste à utiliser des moyens immunocontraceptifs et chimio-stérilisants pour contrôler la reproduction des prédateurs (Newsome, 1995).

La création de zones tampons est courante dans certaines régions. Les zones tampons sont des espaces situés entre les aires protégées et les zones agricoles et d'occupation humaine et ont pour objectif de décourager les animaux sauvages de traverser les limites de leur milieu naturel (Hockings et Humle, 2009). Dans son sens large, une zone tampon est une zone où l'utilisation et la gestion des terres sont conçues de manière à réduire ou à prévenir les conflits humains/faune sauvage. Les zones tampons peuvent être utilisées à des fins économiques. Par exemple au Rwanda et en Ouganda, les plantations de thé qui bordent la limite des parcs nationaux

constituent des barrières efficaces contre les chimpanzés (Hockings et Humle, 2009). Il est important de veiller à ce que les cultures expérimentées au niveau des zones tampons ne contiennent pas des plantes qui attirent la faune sauvage.

4.2.3- Méthodes incitatives à la tolérance des prédateurs

L'incitation à la tolérance des prédateurs est une approche qui vise à changer la perception et le comportement des humains vis-à-vis des prédateurs en encourageant la coexistence. L'efficacité des méthodes d'incitation passe par une collaboration de toutes les parties prenantes (p. ex. : éleveurs, gestionnaires de la faune, chasseurs, environnementalistes, grand public). Des avantages économiques tels que le tourisme et l'artisanat peuvent être tirés de la coexistence avec les animaux sauvages. Ainsi, des solutions ont été élaborées, dont certaines sont bien accueillies par les éleveurs et les agriculteurs (Distefano, 2005; Woodroffe et al., 2005).

Les programmes de compensation sont des indemnités octroyées aux éleveurs qui ont subi des pertes de bétail suite à la prédation par les animaux sauvages (Nyhus et al., 2005). Des contrats sont alors signés avec les éleveurs relatifs à la protection des troupeaux contre les attaques. L'application des mesures de protection en France est assujettie à une analyse de la vulnérabilité du troupeau à la prédation. Pour encourager le maintien et le développement du pastoralisme, un soutien financier est fourni pour la remise en état des infrastructures pastorales et la protection des troupeaux (Marboutin et Duchamp, 2005). Lors d'attaques des troupeaux par les loups, les agriculteurs sont indemnisés après la réalisation systématique de constats de dommages par des agents assermentés. En Italie, le gouvernement local compense 100% de la valeur du bétail tué par les loups, les ours et même les chiens sauvages (Cozza et al., 1996). En cas de prédation du bétail, un agent gouvernemental évalue la responsabilité du prédateur sur la mort de l'animal domestique (Nyhus et al., 2005). Au Québec, il n'existe pas de programme de compensation financière pour soutenir les éleveurs qui ont subi des pertes d'animaux par la prédation. Toutefois, les biologistes et les gestionnaires des aires protégées proposent plutôt l'adoption de pratiques préventives dans les régions où le loup ou le coyote sont présents (Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1997; Hénault et Jolicoeur, 2003). Dans le nord-ouest américain (Montana, Wyoming et Idaho), l'acceptation sociale du loup reste encore faible en milieu rural à cause de la prédation sur le bétail (Naughton-Treves et al., 2003). Les autorités encouragent les éleveurs à rapporter la mort d'un animal domestique tué par le loup à l'organisation fédérale *Wildlife Damage Management* qui procède à des enquêtes afin de vérifier

si un loup est bien en cause (Niemeyer et al., 1994). Lorsque la responsabilité du loup est confirmée, une compensation est attribuée à l'éleveur suivant le prix du marché des animaux d'élevage (Treves et al., 2002). Le système de compensation vise à renforcer la tolérance des fermiers envers les loups. Selon l'organisation privée Defenders of Wildlife (2010), un montant total de 1 368 043 \$ US a été attribué en compensation aux éleveurs victimes de la prédation du bétail par les loups entre 1987 et 2009 aux États-Unis. Pour contourner les difficultés inhérentes à l'indemnisation (p. ex. transparence, corruption, revendications), des régimes d'assurance communautaires sont encouragés pour soutenir les producteurs (Distefano, 2005). Une autre alternative à l'indemnisation est la méthode des primes de prévention des attaques de prédateurs sur le bétail, une approche qui incite à de bonnes pratiques d'élevage (Sillero-Zubiri et al., 2004).

Synthèse des solutions aux conflits entre humains et faune sauvage

Catégorie	Solutions	Considérations
Méthodes de contrôle des prédateurs	<ul style="list-style-type: none"> - abattage (chasse, piégeage) - retrait sélectif - empoisonnement 	<ul style="list-style-type: none"> - contribuent à l'extinction des prédateurs - demandent de l'expérience - parfois dangereuses et coûteuses
Méthodes de prévention des conflits	<ul style="list-style-type: none"> - barrières - ligne de Fladry - bergers et aides-bergers - chiens de protection - délocalisation - contrôle de la fécondité - zonage et zone tampon 	<ul style="list-style-type: none"> - nécessitent de l'entretien - coûteuses - zonage nécessite une concertation avec les parties prenantes - éviter les cultures qui attirent les animaux dans les zones tampons
Méthodes d'incitation à la tolérance des prédateurs	<ul style="list-style-type: none"> - indemnisation - primes de protection - régime d'assurance - sensibilisation/éducation 	<ul style="list-style-type: none"> - parfois coûteuses - contestations, incertitude - continuité

5- Plans de gestion et de conservation du loup

Les plans de gestion sont des outils qui servent à identifier les problèmes prioritaires de gestion des animaux sauvages tout en permettant de définir des solutions nécessaires à leur résolution. Pour ce faire, les plans de gestion établissent une série de priorités hiérarchisées et proposent des stratégies nécessaires pour réaliser les objectifs de conservation souhaités. Plusieurs espèces controversées, en voie de disparition, ou d'intérêt socio-économique et culturel font l'objet de plans de gestion. Les carnivores, par exemple, dont la cohabitation avec les humains n'est pas toujours paisible à la périphérie des aires protégées, font souvent l'objet de plans de gestion (Poinsot, 2010). Les grands carnivores méritent une attention particulière parce qu'ils sont sensibles aux effets de la fragmentation de l'habitat (Woodroffe et Ginsberg 1998; Gittleman et al., 2001). Les plans de gestion du loup encouragent le maintien et le rétablissement du loup en tant que partie intégrante des écosystèmes, en coexistence avec les humains (Boitani, 2003).

5.1- Exemples de plans de gestion du loup

En France, le retour du loup a encouragé la mise en place, dès 1993, de plans de gestion destinés au suivi de l'espèce et à la prévention des attaques sur le bétail (Duchamp et al., 2003). Le plan de gestion du loup, révisé périodiquement, manifeste l'engagement de l'État à mettre en place des

solutions concertées pour concilier le maintien de la présence du loup et la poursuite des activités agrosylvopastorales (Molnar, 2011). Différentes parties concernées par la présence du loup en France sont réunies au sein d'une instance de concertation appelée le « Groupe national loup (GNL) » pour établir le plan de gestion du loup. Le groupe de travail est composé de représentants de services de l'État et d'établissements publics, d'experts techniques, d'élus locaux, de représentants de la profession agricole, du monde cynégétique et d'associations de protection de la nature. Il a la mission de suivre l'élaboration et l'exécution des plans d'action nationaux pour la gestion du loup. La réalisation des plans de gestion du loup consiste à recueillir des données scientifiques sur la biologie du loup (p. ex. indice de présence, habitats, proies), à cartographier de façon permanente les observations de loups, à étudier les risques de prédation sur le bétail, et à mettre en place des mesures de prévention et de protection. Entre 2008 et 2012, les objectifs du plan de gestion du loup étaient 1) d'accompagner l'expansion naturelle du loup au-delà des Alpes par l'extension du réseau de suivi scientifique, 2) de mettre en place une gestion adaptative du loup en facilitant la mise en œuvre de mesures de protection du cheptel, 3) de renforcer la concertation et la consultation des différents partenaires de l'État sur le loup ainsi que la coopération transfrontalière pour une gestion harmonisée du loup. L'évaluation du plan d'action loup 2008-2012 a permis de constater une progression géographique (présence avérée ou occasionnelle du loup dans 456 communes en 2011 contre 319 communes en 2008) et démographique (~ 250 individus en 2012 contre 194 en 2008). Le nombre d'attaques sur les troupeaux a évolué de 736 attaques indemnisées en 2008 (0,79 M€) à 1414 en 2011 (1,55 M€). L'augmentation corrélée du nombre de victimes et des crédits alloués à la protection des troupeaux a suscité des questions, notamment des éleveurs, mais également des associations de protection de la nature sur l'efficacité des moyens de protection. Toutefois, l'évaluation de l'efficacité des moyens de protection entre 2008 et 2012 dans le département de l'Isère a conclu à une relative stabilisation du nombre d'attaques dans les zones de présence permanente. Les mesures de protection utilisées jusqu'à présent sont ainsi jugées pertinentes pour soutenir l'accompagnement de l'activité de l'élevage et réduire la prédation du bétail. Un nouveau plan national du loup (2013-2017) est actuellement en vigueur et est basé sur une gestion adaptative du loup avec l'ensemble des acteurs concernés (Linnell et al., 2008). Tout en restant compatible avec le principe de protection stricte de l'espèce, le plan 2013-2017 vise la réduction de la prédation sur le bétail. Pour optimiser l'application des mesures de protection, le plan préconise

la réalisation d'analyses de vulnérabilité à l'échelle du troupeau et du territoire afin de réduire les coûts à engager. Le plan compte plusieurs mesures pour améliorer le dispositif général de gestion du loup (p. ex. simplification du formulaire de constat de dommages et révision du barème d'indemnisation, formation des bergers et des éleveurs et sécurisation de l'usage des chiens de protection des troupeaux).

La situation du loup en Italie est souvent invoquée par les défenseurs de l'espèce pour souligner que, malgré la présence de plus de 800 loups sur son territoire, la cohabitation avec l'élevage semble généralement plus facile que dans les autres pays européens (Lefebvre et Monnier, 2012). Le mode d'élevage par petits troupeaux est l'un des facteurs qui facilitent la tolérance au loup et la cohabitation. Dans plusieurs localités en Italie, la présence des grands prédateurs est perçue comme un indicateur de la santé de l'environnement en plus de contribuer à l'essor de l'économie locale par le tourisme et l'artisanat (Molnar, 2012). Pour rehausser l'acceptabilité sociale du loup dans le milieu naturel, le gouvernement a mis en place en 2002 un plan d'action national pour la conservation du loup (Genovesi, 2002). À ce jour, aucune révision de ce plan n'a été rendue publique (Molnar, 2012). L'élaboration du plan est basée sur des connaissances scientifiques sur le loup et, pour les sujets sur lesquels il n'existe pas de données suffisantes, sur l'opinion d'experts italiens et de la population locale à la suite de séances de consultation sous la coordination d'un groupe de travail pour la conservation du loup. Le plan a pour but de maintenir et de rétablir, en coexistence avec les humains, des populations viables de loups. Pour ce faire, divers objectifs principaux ont été retenus avec la mention priorité élevée ou moyenne. Chaque objectif principal comprend des objectifs spécifiques, les réalisations prévues et les organes chargés de la mise en œuvre ainsi que les coûts prévisionnels des interventions. L'atténuation des principales menaces directes à la conservation du loup est un des objectifs généraux à priorité élevée. L'un des objectifs spécifiques rattachés à cet objectif général est la promotion d'une approche organisée et cohérente en matière de prévention des dommages, de leur évaluation sur le terrain ainsi que de leur indemnisation. Les activités retenues pour y arriver consistent à la tenue de réunions avec les autorités des aires protégées et l'administration régionale afin de discuter des principes généraux du plan d'action et des possibilités de révision de la réglementation en matière de prévention et d'indemnisation des dommages. Les acteurs concernés sont le Ministère de l'Environnement et de la Protection du Territoire, les autorités responsables des aires protégées et l'administration régionale. Un exemple d'objectif général à

priorité moyenne est l'optimisation de l'efficacité des actions de conservation. De façon spécifique, le zonage a été retenu comme une des mesures de conservation du loup. Les réalisations programmées concernent la cartographie des zones de répartition et de la connectivité fonctionnelle des habitats du loup et la mise en place de zones tampons. Le Parc national des Abruzzes, par exemple, est entouré d'une zone tampon d'environ 76 000 ha où, des mesures sont appliquées pour réduire la mobilité motorisée, le développement industriel et l'exploitation des ressources. Les acteurs impliqués dans les efforts de gestion du loup sont le Ministère de l'Environnement et de la Protection du Territoire et les Instituts de recherche. En Italie, le soutien aux acteurs du milieu agricole et pastoral est assuré par les autorités régionales (Molnar, 2012). À cette fin, il existe des plans régionaux de gestion du loup dans les régions où le loup est présent (p. ex. Piémont).

En Ontario (Canada), le gouvernement s'est engagé à améliorer la gestion du loup dans les espaces naturels en mettant en place une stratégie pour la conservation du loup qui vise 1) à pérenniser les populations de loups dans le respect de l'environnement, 2) à prévoir les avantages sociaux, économiques et culturels associés aux populations viables de loups sur le plan écologique, 3) à sensibiliser davantage le public et élargir sa compréhension sur le rôle des loups dans les écosystèmes naturels afin de promouvoir sa protection. Différentes stratégies sont préconisées pour atteindre les objectifs de conservation du loup en Ontario, parmi lesquelles figurent la mise en place de politiques et législations favorables à la conservation du loup, le suivi de la dynamique de la population, la gestion de l'habitat et l'évaluation du rôle des aires protégées. La récolte du loup est autorisée afin de maintenir les avantages sociaux, culturels et économiques associés aux loups. Toutefois, il est prévu de fixer des niveaux de capture durables et d'évaluer la nécessité d'instaurer un système d'attribution de quotas incluant tous les groupes d'utilisateurs (p. ex. autochtones, trappeurs, chasseurs résidents et non résidents). Le plan de conservation du loup en Ontario envisage d'améliorer les connaissances des chasseurs, des trappeurs et des propriétaires fonciers sur leur rôle dans la protection du loup, informer le public de la valeur du loup dans l'écosystème et éduquer les écoliers, les touristes et les utilisateurs de la forêt sur les possibilités d'observation des loups et sur les programmes d'interprétation offerts dans la province. Des partenariats ont été établis avec les Premières nations, l'industrie du tourisme, les universités et les organismes de conservation afin de diffuser l'information.

5.2- Plans de gestion des loups familiers

Un loup familier est un animal qui a perdu sa peur des humains suite à des rencontres consécutives sans conséquence (McNay, 2002, Parc national de Yellowstone, 2003). La familiarisation des loups avec les humains est un prérequis aux agressions et le conditionnement avec la nourriture est généralement le facteur principal du rapprochement (McNay, 2002). Pour éradiquer les attaques du loup sur les humains, plusieurs initiatives ont été entreprises dans les lieux d'attraction naturelle ayant enregistré des cas d'agression ou de tentative d'agression. Ces initiatives présentent des similitudes dans plusieurs aires protégées, notamment au Canada et aux États-Unis. Le Parc provincial Algonquin (Ontario) a connu 5 attaques de loups sur des enfants entre 1987 et 1998. Pour parer à toute agression des visiteurs par les loups, le parc mise sur la sensibilisation. En cas d'apparitions successives d'un loup intrépide pendant plus de 5 jours, des méthodes de conditionnement négatif sont utilisées pour apeurer et éloigner l'animal. Le conditionnement négatif est basé sur l'usage de coquilles explosives, des balles de caoutchouc, de poivre de Cayenne et de lance-pierres. En cas d'absence de résultats, l'animal est abattu (Parc provincial Algonquin, 2008). Le Parc national de Yellowstone (Wyoming) a mis en place en 2003 un plan de gestion des loups familiers pour prévenir les attaques. L'approche du parc est basée sur deux stratégies, à savoir l'éducation du public sur le comportement approprié à prendre en cas de rencontre d'un loup et la recherche sur le comportement des loups familiers afin de prévenir les attaques. La mise à mort est aussi prévue lorsqu'un loup familier ne répond pas au conditionnement négatif. Le Parc national du Mont-Tremblant (Québec) a connu trois épisodes de loups familiers entre 1993 et 2006. Pour prévenir les cas d'attaques sur les humains, le parc a élaboré des lignes directrices pour la prévention et la gestion des loups familiers (Tennier, 2008). Le parc compte sur des mesures préventives, c'est-à-dire l'éducation des visiteurs et le suivi régulier des loups. La sensibilisation se fait avec des dépliants, des panneaux et par les gardes de protection de la nature. Les loups familiers sont marqués et apeurés par des gestes, des cris, des pierres et des pulvérisateurs de capsaïcine (1%). L'utilisation de lignes de Fladry est envisagée autour des campings.

5.3- Conservation du loup

Le loup est une espèce gérée par différentes conventions et lois, notamment à l'échelle internationale (p. ex. Convention de Berne sur la conservation de la vie sauvage et du milieu

naturel, 1979; Convention Internationale sur le Commerce des Espèces en Danger, CITES, 1973) (Trouwborst, 2010; Mech et Boitani, 2010; Linnell et Boitani, 2011). Plusieurs pays se sont engagés à assurer la viabilité du loup dans les milieux naturels. Par exemple, en France, le loup est mentionné sur la liste des mammifères protégés sur l'ensemble du territoire national par arrêté ministériel en date du 23 avril 2007 et dans le code de l'environnement (articles : L.411-1, L.411-2 et L. R.411-1 à R.411-5). Au Québec, c'est la Société de la faune et des parcs du Québec qui est responsable de la gestion et de l'exploitation des espèces par la chasse, pêche et piégeage. La gestion est effectuée selon les règles liées à l'exploitation de chacune des espèces et est régie par la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (L.R.Q., c. C-61.1). La chasse et le piégeage du loup sont autorisés au Québec dans des endroits désignés appelés unités de gestion des animaux à fourrure (UGAF) qui tiennent compte de la répartition de l'espèce dans la province. Il est défendu de prélever le loup dans les parcs nationaux et dans les réserves écologiques et fauniques (Hénault et Jolicoeur, 2003). Pour prélever un loup, il est obligatoire de détenir un permis de chasse ou de piégeage et d'avoir suivi une formation. Tout abattage de loup doit être déclaré aux autorités compétentes à des fins d'enregistrement. La période de chasse et piégeage du loup s'étend d'octobre à mars et aucune limite de prises n'est actuellement en vigueur au Québec (Hénault et Jolicoeur, 2003). Le prélèvement du loup dans les territoires couverts par la Convention de la Baie-James et du Nord québécois et par la Convention du Nord-est québécois est exclusivement réservé aux communautés autochtones. En Ontario, la loi sur la protection du poisson et de la faune décrit les outils réglementaires de conservation des loups et de gestion des activités de chasse et de piégeage (Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2005).

6- Conclusion

Les aires protégées sont indispensables au maintien des populations de grands carnivores, particulièrement dans les territoires fortement anthropisés (Molnar, 2012). Elles jouent un rôle écologique important en servant de refuge aux animaux sauvages, en plus d'offrir un cadre récréatif au grand public. Cependant, la plupart des aires protégées, de par leur faible taille, ne peuvent pas assurer la protection intégrale de toutes les espèces sauvages, surtout celles à grands domaines vitaux. Les activités anthropiques pratiquées à la périphérie des aires protégées sont à l'origine de conflits entre humains et loups. Les causes des conflits découlent notamment de la prédation sur le bétail, des ravages aux cultures, des attaques sur les humains et de la transmission de maladies. L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (2005) recommande de renforcer les capacités des gestionnaires des aires protégées, des communautés, et des autres acteurs à prévenir et atténuer les conflits humains-animaux sauvages.

Au Québec, le piégeage, les accidents routiers et la chasse constituent les principales causes de mortalité de loups. La sensibilisation sur le rôle des loups dans l'équilibre des écosystèmes naturels peut encourager la tolérance de l'espèce. Des solutions ont été mises en œuvre pour résoudre ou éradiquer les conflits entre humains et faune sauvage, incluant les méthodes de contrôle (p. ex. abattage, empoisonnement), les méthodes de prévention (p. ex. barrières, zonage, chiens de protection, gardiennage) et les méthodes d'incitation à la tolérance (p. ex. assurance du bétail et de la production, indemnisations, primes, sensibilisation). Les solutions de contrôle ne font plus l'unanimité et sont de plus en plus décriées, en dépit de leur efficacité. L'élimination heurte la sensibilité et peut avoir des conséquences sur l'équilibre écosystémique. Les méthodes préventives couplées aux méthodes incitatives semblent constituer la meilleure avenue aux yeux des biologistes de la conservation et du grand public puisqu'elles permettent de réduire le nombre d'événements de prédation tout en rehaussant la tolérance des communautés locales à l'égard de la grande faune, notamment en leur fournissant des revenus qui compensent les pertes.

La mise en place de programmes de gestion et de conversation des animaux sauvages qui impliquent toutes les parties prenantes (p. ex. communautés locales, gestionnaires de la nature, autorités gouvernementales, chercheurs) est nécessaire. Le loup fait l'objet de plans de gestion et de conservation dans plusieurs pays. L'objectif de ces plans est la réduction des conflits et le maintien de l'espèce dans l'environnement. Il apparaît donc que la mise en place d'une structure

de concertation entre les parties concernées par la problématique de gestion du loup en périphérie du parc national d'Aigüebelle (gestionnaires du parc et de la faune, chasseurs, piégeurs et éleveurs) pourrait contribuer à minimiser les conflits liés à la gestion de cette espèce en Abitibi-Témiscamingue.

7- Références

- Allen, L. R., & Sparkes, E. C. 2001. The effect of dingo control on sheep and beef cattle in Queensland. *Journal of Applied Ecology*, 38, 76-87.
- Anthony, B. P., & Szabo, A. 2011. Protected areas: conservation cornerstones or paradoxes? Insights from human-wildlife conflicts in Africa and Southeastern Europe. *The Importance of Biological Interactions in the Study of Biodiversity*, 255-282.
- Apollonio, M., Mattioli, L., Scandura, M., Mauri, L., Gazzola, A., & Avanzinelli, E. 2004. Wolves in the Casentinesi Forests: insights for wolf conservation in Italy from a protected area with a rich wild prey community. *Biological Conservation*, 120, 249-260.
- Balmford, A., Leader-Williams, N., & Green, M. J. B. 1995. Parks or arks: where to conserve threatened mammals? *Biodiversity and Conservation*, 4, 595-607.
- Banfield, A. W. F. 1975. Les mammifères du Canada. Musée national des sciences naturelles et Musées nationaux du Canada. Les Presses de l'Université Laval, 406 p.
- Benhammou, F. 2004. La cohabitation hommes-grands prédateurs en France (ours et loups) : enjeux didactiques pour la conservation de la nature et le développement durable? *Recherche Naturaliste*, 14.
- Benhammou F., & Dangléant, C. 2009. Ours, lynx, loup : une protection contre nature. Toulouse, Milan éditions, 117 p.
- Benitez-Lopez, A., Alkemade, R., & Verweij, P. A. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143:1307-1316.
- Berger, K. M. 2006. Carnivore-Livestock Conflicts: Effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology*, 20, 751-761.
- Bergeron, M. E. 2002. Identification de territoires d'intérêt pour la conservation de la biodiversité méthodologie et application à l'Outaouais québécois. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, 119 p.
- Blanco, J. C., Reig, S., & De la Cuesta, L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf (*Canis lupus*) in Spain. *Biological Conservation*, 60, 73-8.
- Blanco, J. C., Cortés, Y., & Virgós, E. 2005. Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 83, 312-323.
- Boitani, L. 1992. Wolf research and conservation in Italy. *Biological Conservation*, 61, 125-132.
- Boitani, L. 2003. Plan d'action pour la conservation du loup en Europe. Editions du Conseil de l'Europe. 90 p.
- Bradley, E. H., & Pletscher, D. H. 2005. Assessing factors related to wolf depredation of cattle in fenced pastures in Montana and Idaho. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 1256-1265.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J-M., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J. D. C., & Weber, J-M. 2005. Non-lethal techniques for reducing depredation. Dans *People and Wildlife: Conflict or Coexistence*, R. Woodroffe, S. Thirgood, et A. Rabinowitz, Dir. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 48-67.

- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., & Da Fonseca, G. A. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291, 125-128.
- Burns, R. J., Zemlicka, D. E., & Savarie, P. J. 1996. Effectiveness of large livestock protection collars against depredating coyotes. *Wildlife Society Bulletin*, 24, 123-127.
- Callaghan, C. J. 2002. The ecology of the gray wolf (*Canis lupus*) habitat use, survival, and persistence in the Central Rocky Mountains, Canada. Thèse de doctorat. University of Guelph. Guelph, Ontario, 211 p.
- Carroll, C., Phillips, M. K., Schumaker, N. H., & Smith, D. W. 2003. Impacts of landscape change on wolf restoration success: planning a reintroduction program based on static and dynamic spatial models. *Conservation Biology*, 17, 536-548.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., & Lysenko, I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 443-455.
- Cozza, K., Fico, R., Battistini, M. L., & Rogers, E. 1996. The damage-conservation interface illustrated by predation on domestic livestock in central Italy. *Biological Conservation*, 78, 329-336.
- Dearden, P., & Dempsey, J. 2004. Protected areas in Canada: decade of change. *The Canadian Geographer*, 48, 225-239.
- Defenders of Wildlife 2010. Wolf compensation trust.
http://www.defenders.org/resources/publications/programs_and_policy/wildlife_conservation/solutions/statistics_on_payments_from_the_defenders_wildlife_foundation_wolf_compensation_trust.pdf, 10 décembre 2014.
- Deguisse, I. E., & Kerr, J. T. 2006. Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. *Conservation Biology*, 20, 48-55.
- Dimitrakopoulos, P. G., Jones, N., Iosifides, T., Florokapi, I., Lasda, O., Paliouras, F., & Evangelinos, K. I. 2010. Local attitudes on protected areas: Evidence from three Natura 2000 wetland sites in Greece. *Journal of Environmental Management*, 91(9), 1847-1854.
- Distefano, E. 2005. Human-Wildlife Conflict worldwide: collection of case studies, analysis of management strategies and good practices. SARD. Initiative Report, FAO, Rome, 34 p.
- Drolet, C. A. 2002. La diversité biologique et les aires protégées. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 3(1).
- Duchamp, C., Favier F., Genevey V. & Lacour, N. 2003. Le retour du loup dans les Alpes françaises : rapport final juillet 1999 – mars 2004. *Projet LifeNat99/F/006299*.
- Dudley, N., 2008. Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées. UICN, Gland, Suisse, 96 p.
- Estes, J. A. 1996. Predators and ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin*, 390-396.
- Fahrig, L., & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14, 21.
- Ferrier, S., Pressey, R. L., & Barrett, T. W. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research

agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93, 303-325.

- Forbes, G. J., & Theberge, J. B., 1996. Cross-boundary management of Algonquin Park wolves. *Conservation Biology* 10, 1091-1097.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.
- Fritts, S. H., & Mech, L. D. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 80, 1-79.
- Fritts, S. H., Paul, W. J., Mech, L. D., & Scott, D. P. 1992. Trends and management of wolf-livestock conflicts in Minnesota. U. S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication no 181. 27 p.
- Fuller, T. K. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105, 3-41.
- Fuller, T. K., Berg, W. E., Radde, G. L., Lenarz, M. S., & Joselyn, G. B. 1992. A history and current estimate of wolf distribution and numbers in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 42-55.
- Garde, L. 2002. Loup et forêt méditerranéenne, quelles questions pour l'élevage et la gestion de l'espace? *Forêt Méditerranéenne*, 23, 45-52.
- Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. Dans *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Boitani, L., & Fuller, T. K (Dir.). Columbia University Press, pp. 111-164.
- Garshelis, D. L., & Pelton, M. R. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains national park. *Journal of Wildlife Management*, 45, 912-925.
- Gerardin, V., Ducruc, J. P., & Beauchesne, P. 2002. Planification du réseau d'aires protégées du Québec: Principes et méthodes de l'analyse écologique du territoire. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 3(1).
- Genovesi, P. 2002. Piano d'azione nazionale per la conservazione del Lupo (*Canis lupus*). Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione Conservazione della Natura & Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (I.N.F.S), Quaderni di Conservazione della Natura, (13), 94 p.
- Ginsberg J. R., & Macdonald, D. W. 1990. Foxes, wolves, jackals, and dogs. An action plan for the conservation of canids. IUCN Publications, Gland, Switzerland. 116 pp.
- Gittleman, J. L., Funk, S. M., MacDonald, D. W., & Wayne, R. K. 2001. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Graham, K., Beckerman, A. P., & Thirgood, S. 2005. Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation*, 122, 159-171.
- Groom, M. J. 2006. Threats to biodiversity. Dans : Groom, M. J., Meffe, G. K., Carroll, C. R. (Dir.), *Principles of Conservation Biology*, third ed. Sinauer Associates, Massachusetts, USA, pp. 63-110.

- Gunson, J. R. 1992. Historical and present management of wolves in Alberta. *Wildlife Society Bulletin*, 330-339.
- Gurarie E., Suutarinen, J., Kojola, I., & Ovaskainen, O. 2011. Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia*, 165, 891-903.
- Hall, L. S., Krausman, P. R., & Morrison, M. L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 173-182.
- Hayward, M.W., & Kerley, G. I. H. 2009. Fencing for conservation: restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? *Biological Conservation*, 142, 1-13.
- Hénault, M & Jolicoeur, H. 2003. Les loups au Québec : Meutes et mystères. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune des Laurentides et Direction du développement de la faune, 129 pages.
- Hockings, K., & Humle, T. 2009. Lignes directrices pour de meilleures pratiques en matière de prévention et d'atténuation des conflits entre humains et grands singes. Gland, Suisse: Groupe de spécialistes des primates de la CSE/UICN. 52 p.
- Houle, M., Fortin, D., Dussault, C., Courtois, R., & Ouellet., J. -P. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape ecology*, 25, 419-433.
- Inskip, C., & Zimmermann, A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43, 18-34.
- James, A. R. C., & Stuart-Smith, A. K. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management*, 64, 154-159.
- Jolicoeur, H. 1998. Le loup du massif du lac Jacques-Cartier. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Direction de la Conservation et du patrimoine écologique. 132 p.
- Jolicoeur, H. 1999. Le loup du massif du lac Jacques-Cartier. *Le Naturaliste Canadien*, 123, 33-40.
- Jolicoeur, H., & Hénault, M. 2002. Répartition géographique du loup et du coyote au sud du 52° parallèle et estimation de la population de loups au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, 56 p.
- Kaartinen, S., Kojola, I., & Colpaert, A. 2005. Finnish wolves avoid roads and settlements. *Annales Zoologici Fennici*, 42, 523-532.
- Karanth, K. K., Nichols, J. D., Hines, J. E., Karanth, K. U., & Chistensen, N. L. 2009. Patterns and determinants of mammal species occurrence in India. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1189-1200
- Knight, J. 2000. Introduction, In: *Natural enemies: people wildlife conflicts in anthropological perspective*, Knight, J. (Dir.). Routledge, New York, USA, pp. 1-35.
- Knight, R. R., & Eberhardt, L. L. 1985. Population dynamics of Yellowstone grizzly bears. *Ecology*, 66, 323-334.
- Kuzyk, G. W., Kneteman, J., & Schmiegelow, F. K. 2004. Winter habitat use by wolves, *Canis lupus*, in relation to forest harvesting in west-central Alberta. *The Canadian Field-*

Naturalist, 118, 368-375.

- Labbé, M.-C., Bélanger, L., & St-Laurent Samuel, A. 2013. Plan de gestion des espèces focales pour les réserves fauniques Mastigouche (RFM) et du Saint-Maurice (RFSTM). Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec (FFQ) dans le cadre du projet Mise en œuvre du projet pilote d'aire protégée polyvalente dans la Mauricie : une voie pour bonifier la protection des territoires structurés du Québec, des joyaux du patrimoine naturel. Nature Québec, 37 p.
- Laborde, E. 2008. Étude du parasitisme interne des loups du parc Alpha, dans le Mercantour. Thèse de médecine vétérinaire, École Nationale Vétérinaire de Toulouse, 309 p.
- Lamarque, F., Anderson, J., Fergusson, R., Lagrange, M., Osei-Owusu, Y., & Bakker, L. 2010. Les conflits humains-faune en Afrique: causes, conséquences et stratégies de gestion. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 157, 110 p.
- Larivière, S., Jolicoeur, H., & Crête, M. 2000. Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Québec. *Biological Conservation*, 94, 143-151.
- Lawler, J. J., White, D., & Master, L. L. 2003. Integrating representation and vulnerability: two approaches for prioritizing areas for conservation. *Ecological Applications*, 13, 1762-1772.
- Lefebvre, E & Monnier, A. 2012. Évaluation du protocole technique d'intervention sur les spécimens de loups dans le cadre du plan d'action national sur le loup 2008/2012. Ministère de l'écologie, du Développement Durable et de l'Énergie & Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Pêche, France. Rapport, 89 p.
- Leroux, S. J., Schmiegelow, F. K. A., Cumming, S. G., Lessard, R. B. & Nagy, J. 2007. Accounting for system dynamics in reserve design. *Ecological Applications*, 17, 1954-1966.
- Lesmerises, F., Dussault, C., & St-Laurent, M.- H. 2012a. Réponses du loup gris au réseau routier et à la présence d'un important chantier de construction. *Le naturaliste canadien*, 136(2).
- Lesmerises, F., Dussault, C., & St-Laurent, M. -H. 2012b. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 276, 125-131.
- Linnell, J. D., & Boitani, L. 2011. Building biological realism into wolf management policy: the development of the population approach in Europe. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 23, 80-91.
- Linnell J. D. C., Salvatori, V., & Boitani, L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission, 85 p.
- Linnell, J. D. C., Aanes, R., Swenson, J. E., Odden, J., & Smith, M. E. 1997. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation*, 6, 1245-1257.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M.E., Aanes, R., & Swenson, J.E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? *Wildlife Society Bulletin*, 27, 698-705.
- Linnell, J. D., Swenson, J. E., & Anderson, R. 2001. Predators and people: conservation of large

carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation*, 4, 345-349.

- Linnell, J. D. C., Nilsen, E. B., Lande, U. S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R., & Breitenmoser, U. 2005. Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality. *Conservation Biology*, Series-Cambridge (9), 162.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Anderson, Z., Balciuskas, L., Blanco, J. C., Boitani, L., Brainerd, S., Breitenmoser, U., Kojola, I., Liberg, O., Løe, J., Okarma, H., Pedersen, H. C., Promberger, C., Sand, H., Solberg, E., Valdmann, H., & Wabakken, P. 2002. The fear of wolves: a review of wolf attacks on humans. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 731, 65 p.
- Lombard, A. T., Nicholls, A. O. & August, P. V. 1995. Where should nature reserves be located in South Africa? A snake's perspective. *Conservation Biology*, 9, 363-72.
- Lovari, S., Sforzi, A., Scala, C., & Fico, R. 2007. Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door? *Journal of Zoology*, 272, 117-124.
- Madden, F. 2004. Creating coexistence between humans and wildlife: Global perspectives on local efforts to address human-wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9, 247-257
- Marboutin, É., & Duchamp, C. 2005. Gestion adaptative de la population de loup en France: du monitoring à l'évaluation des possibilités de prélèvements. ONCFS [Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage] Rapport Scientifique, 1, 14-19.
- Marchand, G. 2012. Nos voisines, les bêtes: situation des conflits avec la faune sauvage dans une aire protégée de la périphérie de Manaus (Amazonas, Brésil). *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 3(1).
- Marucco, F., Avanzinelli, E., Dalmaso, S., Orlando, L., & Boitani, L. 2010. Progetto Lupo Regione Piemonte. Rapporto, 1999-2010.
- Massolo, A., & Meriggi, A. 1998. Factors affecting habitat occupancy by wolves in northern Apennines (northern Italy): a model of habitat suitability. *Ecography*, 21, 97-107.
- Mattisson, J., Sand, H., Wabakken, P., Gervasi, V., Liberg, O., Linnell, J. D., & Pedersen, H. C. 2013. Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia*, 173, 813-825.
- McLellan, B. N., Hovey, F.W., Mace, R. D., Woods, J. G., Carney, D. W., Gibeau, M. L., Wakkinen, W. L. & Kasworm, W. F. 1999. Rates and causes of grizzly bear mortality in the interior mountains of British Columbia, Alberta, Montana, Washington, and Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 63, 911-920.
- McNay, M. 2002. A case history of human-wolf encounter in Alaska and Canada, Alaska Department of Fish and Games, Alaska, USA. 45 p.
- Mech, L. D. 1970. *The wolf : ecology and behavior of an endangered species*. University of Minnesota Press. Minneapolis, 384 p.
- Mech, L. D. 1989. Wolf population survival in an area of high road density. *American Midland Naturalist*, 121, 387-389.

- Mech, L. D. 1993. Idolizing wolves. *Science*, 262, 1631-1632.
- Mech, L. D. 1994. Buffer zones of territories of gray wolves as regions of intraspecific strife. *Journal of Mammalogy*, 75, 199-202.
- Mech, L. D. 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology*, 9, 270-278.
- Mech, L. D., & Boitani, L. 2003. Wolves: Behavior, ecology, and conservation. Mech, L. D., & Boitani, L. (Dir.). University of Chicago Press, pp. 1-34.
- Mech, L. D. & Boitani, L. 2010. *Canis lupus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. (IUCN SSC Wolf Specialist Group). « www.iucnredlist.org ». Téléchargé le 6 décembre 2014.
- Mech, L. D. & Goyal, S. M. 1993. Canine parvovirus effect on wolf population change and pup survival. *Journal of Wildlife Diseases*, 22, 104-106.
- Mech, L. D., Fritts, S. H., Radde, G. L., & Paul, W. J. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 16, 85-87.
- Mech, L. D., Smith, D. W., Murphy, K. M., & Macnulty, D. R. 2001. Winter severity and wolf predation on a formerly wolf-free elk herd. *Journal of Wildlife Management*, 65, 998-1003.
- Messmer, T. A. 2009. Human-wildlife conflicts: emerging challenges and opportunities. *Human-Wildlife Conflicts*, 3, 10-17.
- Messier, F. 1985. Social organization, spatial distribution, and population density of wolves in relation to moose density. *Canadian Journal of Zoology*, 63, 1068-1077.
- Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Del Rio, C. M., Noss, R., Phillips, M., Reading, R., Soulé, M.E., Terborgh, & Willcox, L. 2001. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species Update*, 18, 202-210.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune. 1997. Guide sur la prévention des dommages et le contrôle des animaux déprédateurs. Direction de la faune et des habitats, Québec, 4, 261 p.
- Mishra, C. 1997. Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental conservation*, 24, 338-343.
- Mladenoff, D. J., & Sickley, T. A. 1998. Assessing potential gray wolf restoration in the northeastern United States: a spatial prediction of favorable habitat and population levels. *Journal of Wildlife Management*, 62, 1-10.
- Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Haight, R. G., & Wydeven, A. P. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology*, 9, 279-294.
- Molnar, B. 2011. Evaluation de la situation biologique et sociopolitique de la présence du Loup (*Canis lupus*) en France. 97 p.
- Molnar, B. 2012. Evaluation de la situation biologique et sociopolitique de la présence du Loup (*Canis lupus italicus*) dans la Région du Piémont et dans la Région Autonome de la Vallée d'Aoste, Italie. 86 p.
- Musiani, M. & Paquet, P. C. 2004. The practices of wolf persecution, protection, and restoration

- in Canada and the United States. *BioScience*, 541, 50-60.
- Musiani, M & Visalberghi, E. 2001. Effectiveness of Fladry on wolves in captivity. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 91-98.
- Musiani, M., Mamo, C., Boitani, L., Callaghan, C., Gates, C. C., Mattei, L., Visalberghi, E., Breck, S., & Volpi, G. 2003. Wolf depredation trends and the use of Fladry barriers to protect livestock in western North America. *Conservation Biology*, 17, 1538-1547.
- Naughton-Treves, L. 1998. Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 12, 156-168.
- Naughton-Treves, L., Grossberg, R., & Treves, A. 2003. Paying for tolerance: Rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. *Conservation Biology*, 17, 1500-1511.
- Newmark, W. D., Manyanza, D. N., Gamassa, D. G. M., & Sariko, H. I. 1994. The conflict between wildlife and local people living adjacent to protected areas in Tanzania: human density as a predictor. *Conservation Biology*, 8, 249-255.
- Newsome, A.E., Catling, P.C., Cooke, B.D., & Smyth, R. 2001. Two ecological universes separated by the dingo barrier fence in semi-arid Australia: interactions between landscapes herbivory and carnivory, with and without dingoes. *Rangeland Journal*, 23, 71-98.
- Niemeyer, C.C., Bangs, E.E., Fritts, H., Frontaine, J.A., Jimenez, M.D., & Brewster, W.G. 1994. Wolf depredation management in relation to wolf recovery. *Proc. Vertebr. Pest Conf.* 16, 57-60.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. and Linnell, J. D. C. 2005. Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote sensing estimates of environmental productivity? *Ecoscience*, 12, 68-75.
- Noss, R. F., Quigley, H. B., Hornocker, M. G., Merrill, T., & Paquet, P. C. 1996. *Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains*. *Conservation Biology*, 10, 949-963.
- Nyhus, P. J., Osofsky, S. A., Ferraro, P., Madden, F., & Fischer, H. 2005. Bearing the costs of human-wildlife conflict: the challenges of compensation schemes. Dans : *People and wildlife: conflict or coexistence*, R. Woodroffe, S. Thirgood, & A. Rabinowitz, Dir. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 107-121.
- O'Connell-Rodwell, C. E., Rodwell, T., Rice, M., & Hart, L. A. 2000. Living with the modern conservation paradigm: can agricultural communities co-exist with elephants? A five-year case study in East Caprivi, Namibia. *Biological conservation*, 93, 381-391.
- Ogada, M. O., Woodroffe, R., Oguge, N. O., & Frank, L. G. 2003. Limiting depredation by African carnivores: the role of livestock husbandry. *Conservation Biology*, 17, 1521-1530.
- Ogra, M. V. 2008. Human-wildlife conflict and gender in protected area borderlands: a case study of costs, perceptions, and vulnerabilities from Uttarakhand (Uttaranchal), India. *Geoforum*, 39, 1408-1422.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 2005. *Background on wolf conservation in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources, 55 p.

- Parc National de Yellowstone, 2003. Management of habituated wolves in Parc national de Yellowstone, National park service, Wyoming, USA, 17 p.
- Parc National et Réserve de Denali, 2007. Wolf - Human Conflict Management Plan, National park service, Alaska, USA, 85 p.
- Parc Provincial Algonquin, 2000. Fearless wolf policy for Algonquin Provincial Park (draft), Ontario, Canada, 2 p.
- Patterson, B. D., Kasiki, S. M., Selempo, E., & Kays, R. W. 2004. Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and other carnivores on ranches neighboring Tsavo National Park, Kenya. *Biological Conservation*, 119, 507-516.
- Percy, M. P. 2003. Spatio-temporal movement and road crossing patterns of wolves, black bears and grizzly bears in the bow river valley of Banff National Park. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, 137 p.
- Percy, M., Hurd, T., & Callaghan, C. 1998. Spatial and temporal effects of the Bow Valley Parkway on wolf movement and habitat use. Central Rockies Wolf Project. 33 p.
- Peterson, R. L. 1966. The mammals of Eastern Canada. Oxford University Press. Toronto. 465 p.
- Peterson, R. O. 1977. Wolf ecology and prey relationships on Isle Royale. National Park Service Scientific Monograph Series, 11.
- Plan d'action national sur le loup 2008-2012 dans le contexte français d'une activité importante et traditionnelle d'élevage. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du Territoire – Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 88 p.
- Plan d'action national sur le Loup 2013-2017. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie – Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt , 52 p.
- Poinsot, Y. 2010. Protection de la grande faune et territoires: deux modèles de gestion dans la cordillère Cantabrique. *L'Espace géographique*, 38, 289-302.
- Potvin, F. 1986. Écologie du loup dans la réserve de Papineau-Labelle. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre, Publication No 1202. Québec. 103 p.
- Pouille, M. L., Dahier, T., de Beaufort, R., & Durand, C. 2000. Le loup en France. Programme Life Nature. Rapport Final.
- Pressey, R. L. 1999. Systematic conservation planning for the real world. *Parks*, 9, 1-6.
- Rateaud, W., Jolicoeur, H., & Etcheverry, P. 2001. Habitat du loup dans le sud-ouest du Québec : occupation actuelle et modèles prédictifs. Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Ministère de l'Environnement, 56 p.
- Reynolds, J. C., & Tapper, S. C. 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review*, 26, 127-155.
- Saberwal, V. K., Gibbs, J. P., Chellam, R., & Johnsingh, A. J. T. 1994. Lion-human conflict in the Gir Forest, India. *Conservation Biology*, 8, 501-507.
- Samson, C., & Huot, J. 1998. Movements of female black bears in relation to landscape

- vegetation type in southern Quebec. *Journal of Wildlife Management*, 62, 718-727.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5, 18-32.
- Schmidt, K., Theuerkauf, J., & Kowalczyk, R. 2007. Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns. *Ecography*, 30, 66-76.
- Schneider, R. 2001. Establishing a protected area network in Canada's boreal forest: An assessment of research needs. Alberta Centre for Boreal Studies, Edmonton.
- Sekhar, N. U. 1998. Crop and livestock depredation caused by wild animals in protected areas: the case of Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *Environmental Conservation*, 25, 160-171.
- Shahi, P. 1983. Status of the grey wolf (*Canis lupus pallipes*, Sykes) in India. *Acta Zoologica Fennica*, 174, 283-286.
- Shivik, J. A., Treves, A., & Callahan, P. 2003. Nonlethal techniques for managing predation: primary and secondary repellents. *Conservation Biology*, 17, 1531-1537.
- Shivik, J.A., Asher, V., Bradley, L., Kunkel, K., Phillips, M., Breck, S., et Bangs, E. 2002. Electronic aversive conditioning for managing wolf predation. *Proc. Vertebr. Pest Conf.* 20, 227-231.
- Sillero-Zubiri, C., Sukumar, R., & Treves, A. 2007. Living with wildlife: the roots of conflict and the solutions, In: *Key topics in conservation biology*, Macdonald, D. W., & Service, K. (Dir.) Oxford University Press, Oxford, pp. 266-272.
- Sillero-Zubiri, C., & Switzer, D. 2004. Management of wild canids in human dominated landscapes. *People and Wildlife Initiatives*. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford University, 20 p.
- Simonetti, J. A. 1995. Wildlife conservation outside parks is a disease-mediated task. *Conservation Biology*, 9, 454-456.
- Soulé, M. E., & Terborgh, J. (Dir.). 1999. *Continental conservation: scientific foundations of regional reserve networks*. Island Press, Washington, DC, 236 p.
- Sweaner, L. L., Logan, K. A., & Hornocker, M. G. 2000. Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, 14, 798-808.
- Tardif, G. 1999. Mesures à privilégier en bordure des aires protégées au Québec pour contribuer à l'atteinte de leurs objectifs. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier. 113 p.
- Tennier, H. 2008. Lignes directrices pour la prévention et la gestion des loups familiers au parc national du Mont-Tremblant. Parc national du Mont-Tremblant, Parcs Québec, Société des établissements de plein air du Québec, 53p.
- Thirgood, S., Woodroffe, R., & Rabinowitz, A. 2005. The impact of human-wildlife conflict on human lives and livelihoods. Dans : *People and wildlife: conflict or coexistence?* Woodroffe, R., Thirgood, S. & Rabinowitz, A. (Dir.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 13-26.

- Thurber, J. M., Peterson, R. O., Drummer, T. D., & Thomasma, S. A. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 22, 61-68.
- Timm, R., & Connolly, G. 2001. Sheep-killing coyotes a continuing dilemma for ranchers. *California Agriculture*, 55, 26-32.
- Tremblay, J. P., Jolicoeur, H., & Lemieux, R. 2001. Summer food habits of gray wolves in the boreal forest of the Lac Jacques-Cartier highlands, Québec. *Alces*, 37, 1-12.
- Treves, A. 2009. The human dimensions of conflicts with wildlife around protected areas. Dans : *Wildlife and society: The science of human dimensions*, Manfredo, M.J., Vaske, J.J., Brown, P.J., Decker, D.J., & Duke, E.A. (Dir.). Island Press, Washington, DC, pp. 214-228.
- Treves, A., & Karanth, K. U. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17:1491-1499.
- Treves, A., & Naughton-Treves, L. 2005. Evaluating lethal control in the management of human-wildlife conflict. Dans : *People and Wildlife: Conflict or Coexistence*, R. Woodroffe, S. Thirgood & A. Rabinowitz (Dir.). Cambridge: Cambridge University press, pp. 86-106.
- Treves, A., Jurewicz, R.L., Naughton-Treves, L., Rose, R.A., Willging, R.C., & Wydeven, A. P. 2002. Wolf depredation on domestic animals in Wisconsin, 1976-2000. *Wildlife Society Bulletin*, 30, 231-241.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14, 18-30.
- Trouwborst, A. 2010. Managing the carnivore comeback: international and EU species protection law and the return of lynx, wolf and bear to western Europe. *Journal of Environmental Law*, 22, 347-372.
- Van Zyll de Jong, C. G. & Carbyn, L. N. 1999. COSEWIC status report on the grey wolf (*Canis lupus*) in Canada. 67 p.
- Villemure, M. 2003. Écologie et conservation du loup dans la région du Parc national de la Mauricie. Mémoire de maîtrise, Faculté des sciences, Université de Sherbrooke, 103 p.
- Villemure, M., & Masse, D. 2004. La conservation du loup (*Canis lupus*) au Parc national de la Mauricie. *Le Naturaliste canadien*, 128(1).
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O., & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 710-725.
- Wam, H. K., Dokk, J.G., & Hjeljord, O. 2004. Reduced wolf attacks on sheep in Ostfold, Norway using electric fencing. *Carnivore Damage Prevention News*, 7, 12-13.
- Weber, W., & Rabinowitz, A. 1996. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology*, 10, 1046-1054.
- Weladji, R. B., & Tchamba, M. N. 2003. Conflict between people and protected areas within the Bénoué Wildlife Conservation Area, North Cameroon. *Oryx*, 37, 72-79.
- White, L. A., & Gehrt, S. D. 2009. Coyote attacks on humans in the United States and Canada.

Human Dimensions of Wildlife, 14, 419-432.

- Whittington, J., St. Clair, C. C., & Mercer, G. 2005. Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications*, 15, 543-553.
- Whittington, J., Hebblewhite, M., DeCesare, N. J., Neufeld, L., Bradley, M., Wilmshurst, J., & Musiani, M. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1535-1542.
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal conservation*, 3(02), 165-173.
- Woodroffe, R., & Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128.
- Woodroffe, R., Thirgood, S., & Rabinowitz, A. 2005. *People and wildlife, conflict or co-existence?* Cambridge University Press, UK.
- Zimmermann, B., Nelson, L., Wabakken, P., Sand, H., & Liberg, O. 2014. Behavioral responses of wolves to roads: scale-dependent ambivalence. *Behavioral Ecology*, 25, 1353-1364.
- Zlatanova, D., & Popova, E. 2013. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in Bulgaria. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 19, 262-266.