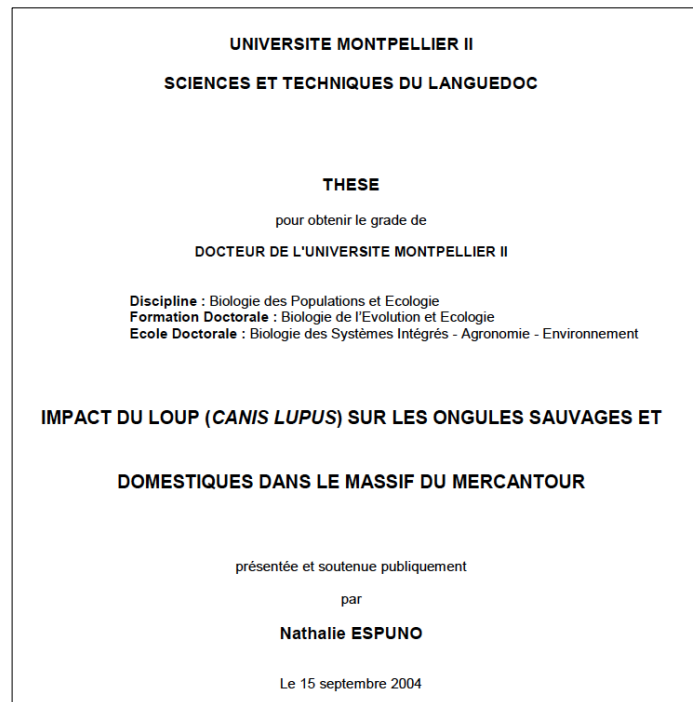


## ANNEXE 1

# Estimation du taux de mortalité des proies chez les loups à l'aide d'un modèle de consommation d'énergie



## INTRODUCTION

La coexploitation des ressources par les grands carnivores et les hommes est une source majeure de controverse (par exemple, Boyd 2002, Yodzis 2001). Les interactions controversées des prédateurs et des hommes est un phénomène général, particulièrement fréquent en Europe occidentale où, en raison de la protection juridique accrue et l'amélioration des conditions d'habitat, certaines populations de grands carnivores sont actuellement de retour dans des régions d'où ils avaient disparu, il y a plusieurs décennies (Breitenmoser, 1998). Dû aux zones limitées d'habitat convenable disponible en Europe occidentale, les prédateurs qui recolonise et les humains doivent souvent coexister. Une telle utilisation des terres est une source de conflits, en particulier lorsque l'impact des carnivores sur les proies peut affecter les chasseurs ou les éleveurs. Évaluer comment les prédateurs répondent à leurs besoins en matière de survie est donc essentiel pour préserver les espèces d'intérêt pour la conservation et gérer les populations de proies exploitées. Dans ce contexte, les études scientifiques peuvent fournir des bases impartiales sur lesquelles les gestionnaires, les parties prenantes publiques et les décideurs peuvent se concentrer pour identifier et évaluer des options de gestion alternatives (Messmer et al. 2001).

La recolonisation de la chaîne du Mercantour des Alpes du Sud de la France par les loups, *Canis lupus*, est un exemple typique de coexploitation conflictuelle des ressources par les prédateurs et les hommes (Pouille et al. 2000, Duchamp et al. 2001). Depuis leur retour dans le parc national du Mercantour au début des années 1990, les loups se nourrissent principalement de moutons domestiques et chèvres, de chamois *Rupicapra rupicapra*, de mouflon *Ovis gmelini*, de cervidés *Cervus elaphus* et de bouquetins *Capra ibex* (Pouille et al. 2000, Duchamp et al. 2001). Alors que ces derniers ont été réintroduits, les chamois, les mouflons et les cerfs communs sont des espèces de gibier précieux, chassé en dehors de la zone centrale du parc national du Mercantour. Le nombre de proie domestique tué par le loup est relativement simple à évaluer en fonction du nombre tué signalé dans le cadre d'un régime d'indemnisation des dommages, mais l'impact démographique des loups sur les

ongulés sauvages dans le Mercantour a été une source constante de débats. Il y a une préoccupation concernant la durabilité de ce nouveau système prédateur-proie impliquant loups, chasseurs d'ongulés, et des travaux sont nécessaires pour déterminer si la combinaison des quotas de récolte actuelle et les taux de prédation peuvent permettre un déclin de la population d'ongulés sauvages.

L'évaluation de l'impact d'une population de prédateurs sur la dynamique d'une population de proies nécessite d'avoir des données sur le nombre de proies individuelles tuées par la population de prédateurs par unité de temps («taux de capture»), qui, intégré aux données sur la taille de la population de proies, permet d'obtenir la proportion de la population de proies tuée par la population de prédateurs par unité de temps («taux de prédation»). Ce taux de mortalité accidentelle peut ensuite être intégré à un modèle de population de proies afin d'évaluer la réduction du taux de croissance attribuable à la prédation.

Cependant, la collecte de données sur les grandes populations de carnivores est souvent difficile et coûteuse car de densités généralement faibles et d'élusivité de ces espèces. L'estimation directe du taux de mortalité fournit souvent uniquement des taux spécifiques à la saison et peut conduire à des estimations biaisées de la consommation de proies en raison du nettoyage des victimes et de la difficulté à tenir compte de longues périodes de jeûne entre les périodes de tueries (Bobek et Nowicki, 1996). En conséquence, les conclusions de plusieurs études sur les loups impliquant le calcul direct de l'ingestion de nourriture à partir de la taille de la meute et de la carcasse (par exemple Peterson et al. 1984, Ballard et al. 1987, Fuller 1989) étaient extrêmement disparates (Bobek et Nowicki 1996). D'autres études ont évalué la consommation alimentaire quotidienne de grandes carnivores dans la nature en mesurant la consommation alimentaire chez les individus captifs et en ajustant aux distances moyennes parcourues dans la nature (par exemple, Bobek et Nowicki, 1996). Cette méthode permet de contrôler les périodes de jeûne et d'éviter les biais dus au balayage, mais sa précision est condition préalable à la connaissance des distances de voyage des prédateurs dans la nature, qui peut être difficile à obtenir et très variable.

Alternativement, le nombre de proies individuelles nécessaires à une grande population de carnivores peut être estimé indirectement avec un modèle de ses besoins énergétiques. Dans des études antérieures qui utilisaient cette approche, la demande en énergie d'une population de prédateurs a été classiquement modélisée comme la taille de la population multiplié par le taux métabolique de base individuel obtenu comme fonction de puissance de la masse corporelle, corrigé par un facteur multiplicatif reflétant l'augmentation des besoins en énergie due à l'activité (par exemple, Holmes et Sturges 1973, Wiens et Innis 1974, Wiens et Nussbaum 1975). Dans ce cas, l'élasticité de la demande d'énergie estimée par rapport au coefficient d'activité est donc un, ce qui signifie que chaque changement proportionnel de ce coefficient entraîne un changement d'ampleur similaire la demande d'énergie. La rareté des informations disponibles pour estimer le coût de l'activité a rendu impossible un ajustement précis des besoins en énergie (Wiens et Innis, 1974). Une autre modèle bioénergétique a utilisé des estimations des taux métaboliques sur le terrain basées sur les budgets de temps et des coûts spécifiques de différentes activités obtenus à partir de mesures respirométriques en laboratoire (par exemple, Furness 1978, Gremillet et al. 1995) ou des techniques d'eau doublement marquées (Lifson et al. 1955). Cependant, ces modèles ne tenaient pas compte du coût énergétique de la croissance des jeunes, ni de la variation saisonnière de la taille de la population due aux naissances et aux décès.

Dans cette étude, nous avons cherché à développer un modèle général des besoins en énergie et en proie d'une population de loups et l'appliquer pour estimer les besoins en énergie et les taux d'absorption des proies par loups du Mercantour. Nous avons modélisé la demande énergétique quotidienne de la population sur une année avec une structure de modèle classique impliquant une composante de population couplée à un composant énergie (par exemple, Furness 1978, Philips et al. 1999, Shelton et al. 1997, Stenson et al. 1997). La composante population décrit la taille des différents compartiments de la population chaque jour de l'année, intégrant l'évolution du nombre d'individus à

la suite de naissances et de décès. La composante énergie fournit des estimations quotidiennes des besoins en énergie d'un individu de chaque compartiment. Pour une estimation de base du taux métabolique des grands carnivores, nous avons utilisé l'équation allométrique que Nagy et al. (1999) à partir d'une synthèse d'eau doublement marquée études de carnivores. En modélisant explicitement les variations saisonnières de la taille de la population et les coûts énergétiques de la reproduction et de la croissance, nous nous attendions à produire des résultats plus élevés et plus réalistes de l'estimation des besoins en proies que les estimations publiées, basées sur la mesure directe de la prise de nourriture. Comme les paramètres physiologiques et biologiques des grandes populations de carnivores sont difficiles à estimer, nous avons utilisé une approche de Monte-Carlo pour évaluer comment l'incertitude des estimations de paramètres traduites en incertitude sur l'énergie estimée du loup et ses proies comme le suggèrent Furness (1978), Warren et al. (1997) et Shelton et al. (1997).

Les modèles bioénergétiques ont été largement utilisés pour évaluer les besoins alimentaires des populations ou communautés de prédateurs marins aviaires et mammifères (par exemple, Furness 1978, Montevecchi et Al. 1992, Grémillet et al. 1995, Phillips et al. 1999, Boyd 2002) mais ont rarement été appliqués aux grands carnivores terrestres. Nous montrons que la modélisation énergétique peut être une approche alternative de la mesure directe du taux de mortalité des proies par les grands carnivores terrestres, et peut donc être un outil utile pour la gestion et la conservation des systèmes prédateur-proie impliquant de grands prédateurs insaisissables tels que les loups.

## RÉSULTATS

Élasticité des taux d'abattage pour modéliser les paramètres comme prévu, l'élasticité des taux de mise à mort par rapport à la taille de la population de loups avant la reproduction était égale à un, reflétant la structure du modèle avec N agissant de manière multiplicative directe sur la sortie. En plus du nombre de loups, les estimations du taux de mise à mort des proies étaient très sensibles aux paramètres liée à la quantité d'énergie obtenue des proies (% de biomasse de chaque espèce dans le régime alimentaire, teneur en proie, % biomasse comestible, % biomasse comestible consommée, masses corporelles adultes des proies) avec des élasticités allant de 0,70 à 0,99 (Figure 1). D'autre part, les taux de survie et masses de loups adultes, % de biomasse consommée et masses de jeunes ongulés sauvages et les paramètres liés au nombre de petits loups produits (% de femelles reproductrices et la taille de la portée) ont eu un effet relativement faible sur les taux d'abattage (élasticités de 0,20 à 0,30). Finalement, la masse corporelle de l'agneau, la proportion de loups transitoires dans la population et tous les paramètres liés à l'énergétique de la reproduction du loup n'a que très peu d'influence sur le taux de mise à mort des proies, élasticités inférieures à 0,10.

### Projection démographique

L'équation retenue pour décrire la croissance des petits était :

$$W_p = 28.2154 / (1 + 7.2658e^{-0.0256i})$$

Avec  $W_p$ , la masse corporelle d'un louveteau et  $i$  le nombre de jours depuis la naissance. Il a semblé fournir une bonne représentation des observations de Pulliainen (1965), bien qu'elle surestime la masse des jeunes louveteaux. Pour les louveteaux de 38 jours ou moins, nous avons donc choisi de calculer la croissance approximative par la ligne droite

$$W_p = 0.2624 + 0.1912 I$$

La taille estimée de la population de loups a diminué rapidement après les naissances tout au long de l'année (Figure 2, partie supérieure, graphique de gauche), ce qui semble être principalement dû à une très faible estimation de la survie annuelle des petits (valeur médiane = 0,102, IC à 95% = 0,051 à 0,182) (Figure 2, graphique en bas à droite). C'était aussi illustré par la forte diminution de la proportion estimée de petits dans la population de loups de la naissance au jour 365 (Figure 3). La proportion estimée moyenne de louveteaux au cours de l'année était de 42,50% (IC à 95% = 34,53 à 49,96%).

## Besoin en proies

### Demande d'énergie et biomasse comestible requise

La demande énergétique quotidienne estimée de la population de loups a augmenté au fil des jours suivant la naissance des louveteaux **et avait tendance à culminer environ trois mois après la naissance**, avec une discontinuité attribuable au sevrage des petits (figure 4). À partir d'environ 100 jours après la naissance, la demande énergétique a diminué jusqu'à la fin de l'hiver, avec une discontinuité due au début de la gestation pour les femelles reproductrices (figure 4). Le taux de consommation prévu était de 92,1 g de matière comestible / jour / kg loup (IC 95% = 86,9-98 g), **soit 2,76 kg de matière comestible / jour** (IC 95% = 2,61-2,94 kg) pour une charge de loup de 30 kg. Le modèle prédit une demande énergétique annuelle de  $6,551 \times 10^6$  kJ (IC 95% =  $5,883 \times 10^6$  -  $7,283 \times 10^6$  kJ) par loup présent à la fin de l'hiver avant les naissances (figure 5). Cette valeur qui ne fait pas que refléter les besoins individuels, mais tient également compte de l'augmentation saisonnière de la taille de la population et les coûts de la reproduction et la croissance des petits. Basé sur le nombre de loups estimé à partir de pistage en hiver, la demande énergétique estimée de la population de loups du Mercantour allait de  $91,751 \times 10^6$  kJ / an (IC 95% =  $82,49 \times 10^6$ –  $102,21 \times 10^6$  kJ / an) à  $124,60 \times 10^6$  kJ / an (95% IC =  $112,28 \times 10^6$  à  $139,07 \times 10^6$  kJ / an) (figure 6).

### Régime alimentaire du loup

La contribution relative estimée de la biomasse des proies au régime alimentaire du loup entre 1998 et Le tableau 7 indique 2001. Aucune espèce n'a constaté de variation significative de la contribution relative au régime alimentaire du loup entre les années de cette période (mouflon:  $\bar{x} \pm 2 = 2,937$ , d.f. = 3,  $p > 0,1$ , chamois:  $\bar{x} \pm 2 = 6,908$ , d.f. = 3,  $p > 0,05$ , bouquetin:  $\bar{x} \pm 2 = 1,159$ , d.f. = 3,  $p > 0,1$ , cerf:  $\bar{x} \pm 2 = 0,5296$ , d.f. = 3,  $p > 0,1$ , bétail domestique:  $\bar{x} \pm 2 = 2,7787$ , d.f. = 3,  $p > 0,1$ ). Nous avons donc mis en commun ainsi que des coûts de toutes les années et considérées dans le reste du travail que le régime était représenté par les contributions moyennes des espèces entre 1998 et 2001 (tableau 7, rangée «pooled»). Certains objets étaient des ongulés domestiques non identifiés (tableau 7). Celles-ci étaient très probablement soit ovins ou caprins parce que les déprédations d'autres espèces de bétail étaient extrêmement rares dans le Mercantour, nous avons donc regroupé les contributions relatives estimées des moutons, des chèvres et des ongulés domestiques non identifiés, afin d'obtenir la contribution relative globale des alimentation du bétail au loup (0,207).

Pour tenir compte du fait que certaines proies étaient des ongulés sauvages non identifiés, nous avons défini une gamme probable de contribution de chaque espèce de proie sauvage. Nous avons défini la limite inférieure comme la contribution des espèces obtenues à partir de l'analyse de dispersion, et la limite supérieure sous la même forme, plus la contribution (0,034) d'ongulés sauvages non identifiés (tableau 7, dernière ligne). Au Monte-Carlo analyse, nous avons considéré que les contributions des ongulés sauvages devaient provenir de distributions délimitées par ces limites inférieure et supérieure. En supposant que 25% des jeunes appartiennent à des populations d'ongulés sauvages, les scénarios de forte et de faible la sélectivité pour les jeunes a donné des proportions de jeunes dans les échantillons tués de  $r = 0,335$  et  $r = 0,575$ , respectivement. Dans l'analyse de Monte-Carlo, nous avons considéré la valeur du paramètre correspondant à la proportion de jeunes dans l'échantillon tué à tirer d'une distribution uniforme délimitée par ces limites inférieure et supérieure.

### Taux d'abattage des proies

Sur la base de cette alimentation estimée, le modèle a prédit que la demande en énergie de la population de loups du Mercantour concerne la prédation d'un nombre estimé de chamois, figure 7, de mouflon, de bouquetin et de cerf rouge, ainsi que le nombre estimé de moutons domestiques et de chèvres illustrées à la figure 8. L'estimation du nombre d'individus tués par le loup de chaque espèce de proie sauvage ne semble pas différer significativement d'une année à l'autre. Le nombre prévu de bétail morts ne semble pas différer du nombre indiqué trois années sur quatre et, quand il différait (année 2001), le taux de mise à mort prévu était, comme prévu, inférieur au taux déclaré du taux de mortalité (figure 8).

## DISCUSSION

Nous avons présenté un modèle général permettant de prévoir les besoins en énergie et en proies d'une population de carnivores au cours d'un cycle annuel. Nous avons considéré plusieurs compartiments de population (à savoir, catégories d'individus), plusieurs étapes de l'année et plusieurs types de besoins énergétiques. Nous avons utilisé une structure de modèle générale comportant une composante de population, qui fournit le nombre quotidien d'individus dans chaque compartiment de la population, couplé à un composant en énergie, qui estime la demande énergétique individuelle quotidienne dans chaque compartiment. En raison de la généralité de cette approche, le modèle pourrait facilement être modifié pour être appliqué aux autres grandes espèces carnivores.

Le modèle permet de répartir l'impact des populations de prédateurs entre différentes espèces proies, et entre différentes classes d'âge au sein de chaque proie. Les taux de mortalité par âge dus à la prédation peuvent ensuite être estimés en combinant les taux de mortalité estimés avec des données sur la taille et la structure des populations de proies. Les taux de mortalité par prédation peuvent ensuite être utilisés dans des modèles structurés par âge des populations de proies pour évaluer le potentiel de réduction des taux de croissance des populations de proies attribuables au prédateur. De 1998 à 2001, les chasseurs ont récolté chaque année entre 148 et 202 mouflons et entre 1161 et 1372 chamois dans la zone d'étude. Notre modèle a suggéré que, pendant la même période, les loups ont probablement tué chaque année autant de mouflons que les chasseurs et la moitié moins de chamois que les chasseurs. Les taux de destruction estimés avec le modèle seront utilisés pour évaluer l'effet de la mortalité par prédation sur les taux de croissance des populations de mouflons et de chamois dans le Mercantour.

(Soit de 29 à 40 mouflon par meute/an et 116 à 137 chamois par meute et par an –car 5 meutes–)

### Importance relative des paramètres

Les taux de mortalité estimés étaient les plus sensibles à la taille de la population de loups avant la reproduction et à la composition du régime alimentaire du loup. Plusieurs études précédentes ont également conclu que les estimations de consommation de proies sont plus sensibles aux variables représentant la taille de la population (par exemple, Furness 1978, Shelton et al. 1997, Warren et al. 1997). Par conséquent, la fiabilité des taux de mortalité estimés est fortement conditionnée à la qualité des données disponibles sur le nombre de prédateurs et la composition du régime alimentaire. Les estimations de la taille de la population de loup avant la reproduction utilisées dans cette étude étaient basées sur les résultats de *snow tracking*, avec une incertitude associée inconnue. Des estimations plus précises du nombre de loup pourront être utilisées à un stade ultérieur, en utilisant les résultats de l'étude en cours de P. Taberlet (Université de Grenoble) impliquant un échantillonnage génétique non invasif. On pourrait également obtenir de meilleures estimations du régime alimentaire si de plus grands échantillons d'agrégats de loups identifiés par l'ADN étaient disponibles.

Les paramètres liés à la quantité d'énergie obtenue de proie ont également eu une influence majeure sur le taux de mortalité (élasticités comprises entre 0,70 et 0,99). La précision des estimations du taux de mortalité pourrait donc être grandement améliorée par une meilleure connaissance du contenu énergétique des proies, du % de biomasse pour des proies de différents types, la proportion de biomasse comestible tuée réellement consommée, et les masses corporelles des différents types de proies. Parmi ces paramètres importants, la proportion de matières comestibles réellement consommée lors de la mort, semble être l'estimation la plus difficile à obtenir.

Tous les paramètres liés à la population de loups autres que sa taille avant la reproduction et son régime alimentaire avaient une influence relativement mineure sur les taux de mortalité estimés. Ce résultat justifie donc l'utilisation de très larges plages de valeurs plausibles pour ces paramètres. Il ne semble pas nécessaire d'obtenir des données plus détaillées sur les taux de survie des loups, leurs masses corporelles, la proportion de population, la taille de la portée, la proportion de femelles reproductrices et l'énergie de la reproduction, car l'incertitude associée à la vaste gamme de valeurs

que nous avons utilisées n'ajoute probablement pas l'incertitude globale liée aux estimations des taux d'abattage (Boyd 2002).

Les élasticités des taux de capture par rapport aux paramètres du modèle seraient probablement différentes si le modèle était appliqué à une autre espèce de grand carnivore, mais il est peu probable que le classement relatif des élasticités changerait radicalement. Globalement, il devrait donc être possible d'appliquer le modèle espèce grand carnivore pour lesquelles des données empiriques sur la physiologie, le taux de survie, les masses corporelles, et la reproduction font défaut, en utilisant une gamme suffisamment large de valeurs plausibles obtenu à partir d'estimations de la littérature ou de suppositions éclairées.

### Critique du modèle et validation

Les loups peuvent répondre à une partie de leur demande en énergie provenant du charrognage plutôt que de la prédation, mais nous n'avons aucune donnée sur le nettoyage qui nous aurait permis d'intégrer ce facteur au modèle. Si le charrognage par les loups était très important, notre modèle aurait tendance à surestimer le taux de mortalité des proies. De plus, une partie de la mortalité par prédation peut être compensatoire, en particulier dans ce cas, l'impact de la prédation sur les populations de proies aurait tendance à être surestimé par le modèle. Par conséquent, les taux de mortalité estimés par le modèle peuvent probablement être considérés comme des taux de mortalité maximaux des proies potentielles, si l'on suppose qu'il n'y a pas de destruction excédentaire.

La demande en énergie des loups peut varier en fonction de nombreux facteurs non modélisés, notamment les conditions de températures atmosphériques, ou les variations saisonnières de masse dues à l'accumulation ou à l'appauvrissement de réserves de graisse. Nous n'avons pas pris en compte les coûts spécifiques de la thermorégulation l'hiver dans le Mercantour, parce que nous manquons de données pertinentes. Cependant, les hivers sont relativement doux dans cette région tempérée et la thermorégulation comportementale (par exemple, Long et al. 2003) peut réduire l'impact des conditions hivernales sur la demande en énergie des loups. La locomotion dans la neige profonde a augmenté chez le coyote de 4 à 6% la fréquence cardiaque par rapport à la locomotion sur des surfaces dures (Crête et Larivière, 2003). Pour le travail actuel, nous avons choisi de négliger le coût supplémentaire du déplacement dû à la neige sur ce qui semblait raisonnable, car les loups peuvent faire un usage intensif de leurs sentiers balisés en période de forte neige.

Nous avons évalué la validité de notre modèle en comparant divers résultats avec les valeurs rapportées pour des populations naturelles de loups. Okarma et Koteja (1987) ont mesuré un taux métabolique de base de 4848 kJ / jour chez une louve de 32,1 kg. En supposant que les femelles en lactation peuvent dépenser jusqu'à 7 fois leur BMR, le budget énergétique maximal soutenu pour une femme allaitante de même masse corporelle serait donc de  $4848 * 7 = 33936$  kJ / jour. Lors du réglage de la masse corporelle féminine à 32,1 kg dans notre modèle et en exécutant 3000 simulations de Monte Carlo, la demande énergétique maximale estimée d'une femelle allaitante, qui se produit la veille du sevrage, était de 30 398 kJ / jour (IC à 95% = 19618-48362 kJ / jour), une valeur plausible inférieure à 7 BMR. Gittleman et Thompson (1988) ont suggéré d'après une revue de la littérature, l'apport calorique est 66 à 188% plus élevé chez les femelles qui allaitent que chez femelles non reproductrices. La valeur médiane de la demande énergétique maximale des femelles allaitantes était 121% plus élevé que le RSF des femelles non reproductrices de la même masse corporelle prédit par l'équation de Nagy's sur les Carnivores (13768 kJ / jour pour une femelle de 32,1 kg). Limites inférieure et supérieure de l'intervalle de plausibilité était 42% plus élevé et 251% plus élevé que le RSF des femelles non reproductrices, respectivement. En plus de se situer sous le plafond durable maximal de 7 BMR, notre estimation de la demande énergétique des femelles en lactation correspondait donc à la fourchette suggérée dans la littérature.

La très faible survie des louveteaux prédit par notre modèle (0,102, IC 95% = 0,051-0,182) concordent avec les résultats de diverses études qui ont révélé des taux de survie apparents de 6 à 43% chez les

petits entre la naissance et l'âge de 5 à 10 mois dans les populations naturelles (compte rendu de Mech 1970). La proportion de jeunes en hiver de dans la population prévue par notre modèle (figure 3) était compatibles avec les proportions hivernales de louveteaux dans plusieurs populations naturelles de loups d'Amérique du Nord, qui variait de 13 à 31% (compte rendu de Mech 1970).

La consommation quotidienne de nourriture chez le loup sauvage a souvent été estimée à partir de données sur la taille des meutes et des carcasses comprise entre 60 et 210 g par kg de masse corporelle de loup (par exemple, Kolenosky 1972, Fuller et Keith 1980, Carbyn 1983, Peterson et al. 1984, Ballard et al. 1987, Fuller 1989). Cependant, ces valeurs sont probablement surestimées car elles ne tiennent pas compte des jours de jeûne entre les périodes d'alimentation sur les victimes (Bobek et Nowicki, 1996). La difficulté d'évaluer la biomasse des prédateurs perdus au profit des récupérateurs se reflète probablement aussi dans la grande variabilité des taux d'alimentation obtenus par cette approche. La consommation moyenne de viande sans os par loup adulte captif originaire d'Amérique du Nord, de Sibérie et de Pologne pesait 1,7 kg / jour en été et 2,1 kg / jour en hiver (S. Macchi, Parc du Gévaudan, communication personnelle), soit 40-50 g de nourriture par kg de masse corporelle par jour, en supposant une masse corporelle moyenne de 40 à 45 kg. Une femelle adulte captive de 45 kg a consommé en moyenne 1,6 kg de viande désossée plus une demi-tasse d'aliments secs pour chiens (P. Tucker, Wild Sentry, communication personnelle), ce qui se traduit également par environ 40-50 g par kg de masse corporelle par jour. Comme prévu, notre estimation est beaucoup plus élevée que ces valeurs de biomasse alimentaire consommée par les loups en captivité.

Glowacinski et Profus (1997) ont estimé une consommation de 2,77 kg de proies par jour pour un loup de 35 kg à l'état sauvage en Pologne. Bobek et Nowicki (1996) ont constaté que la consommation moyenne d'aliments composés (viande sans os, organes internes, os et peau) était de 31 g de masse fraîche par kg masse corporelle de loup dans des cages métaboliques. Lorsque les loups étaient captifs dans des enclos, la consommation a augmenté pour chaque kilomètre en plus de 4,78 kJ par kg de masse corporelle de loup. En supposant une distance moyenne de 25,7 km par jour (Goszczyński, 1986), les besoins alimentaires devraient atteindre 55,4 g de proies par kg de loup par jour. Si on suppose une distance de trajet quotidienne moyenne de 67 km d'après Bobek et Nowicki (1996), la consommation journalière estimée atteint 74,2 g de proies par g de masse corporelle de loup. Comme prévu, le taux de consommation estimé par notre modèle a été nettement supérieur aux estimations de Bobek et Nowicki (1996) et de Glowacinski et Profus (1997). La différence entre notre estimation et la leur, peut être attribuée à l'augmentation saisonnière de la taille de la population et des coûts de croissance et de reproduction que nous avons pris en compte dans notre modèle.

Les taux d'abattage prévus pour le bétail correspondaient dans l'ensemble aux pertes de moutons et de chèvres. Des valeurs prévues similaires ou inférieures aux pertes déclarées étaient attendues car les rapports de dommages sont classés sur la base d'un critère conservateur (que la responsabilité des loups puisse ou non être exclue). Par conséquent, certaines mortalités prises en compte dans les rapports peuvent en réalité ne pas être des dommages au loup, ce qui pourrait expliquer pourquoi plus de victimes ont été rapportées par rapport aux prévisions pour 2001. Par ailleurs, le taux de consommation moyen de bétail a peut-être été beaucoup plus faible en 2001 qu'en 1996, la valeur que nous avons utilisée pour toutes les années dans le modèle. Ou bien, la différence entre le nombre déclaré et prévu de victimes en 2001 pourrait être liée à une sous-estimation du nombre de loups cette année-là.

La cohérence de ces différents résultats du modèle avec les estimations publiées et la cohérence des taux estimés d'abattage du bétail avec les taux de pertes rapportés, suggère que notre modèle fournit des estimations réalistes des taux de mortalité des proies chez les loups dans le Mercantour. Lorsque peu d'informations empiriques sur une grande population de carnivores sont disponibles, le modèle proposé permet de combiner les données existantes avec les valeurs de la littérature et les connaissances biologiques et physiologiques des prédateurs pour obtenir des intervalles de confiance sur le taux de mise à mort des proies. Cette approche représente une alternative peu coûteuse à la

mesure directe du taux de mortalité des proies par de grands prédateurs insaisissables, qui peuvent dans de nombreux cas être suffisants pour la conservation et la gestion.

