

Réaction des loups aux perturbations expérimentales sur les sites d'habitation

Research Article

Response of Wolves to Experimental Disturbance at Homesites

PAUL F. FRAME,^{1,2} *Department of Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton, AB T6G 2E9, Canada*

H. DEAN CLUFF, *Government of the Northwest Territories, Department of Environment and Natural Resources, P.O. Box 2668, Yellowknife, NT X1A 2P9, Canada*

DAVID S. HIK, *Department of Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton, AB T6G 2E9, Canada*

JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT, vol. 71 (2) : 316–320; 2007); DOI: 10.2193/2005-744

Résumé

Les événements survenant pendant la période de mise bas (de la parturition au premier automne) déterminent souvent le succès de la reproduction des loups (*Canis lupus*). Par conséquent, on s'inquiète des effets négatifs potentiels des perturbations causées par l'homme sur les sites de mise bas et de rendez-vous, mais on dispose de relativement peu d'informations à ce sujet. Nous avons effectué des traitements expérimentaux standardisés de perturbation sur 12 sites d'habitation de loups uniques dans les Territoires du Nord-Ouest, au Canada, au cours des étés 2002 et 2003. Le traitement consistait à ce qu'un intrus s'approche d'un site d'habitation une fois par jour pendant 3 jours consécutifs et à enregistrer les réponses comportementales, la distance de réponse et l'intensité de la réponse des loups. Nous avons compté les petits et estimé leur âge avant le traitement initial sur chaque site. Les loups adultes ont déplacé les petits sur 3 des 6 sites traités chaque année. La quantité et le type d'activité humaine connue dans le domaine vital d'une meute n'ont pas influencé le fait que les adultes aient déplacé les petits en réponse au traitement. L'intensité de la réaction des loups au traitement était inversement proportionnelle à l'importance de l'activité humaine à proximité d'un site d'habitation. Il n'y avait pas de relation entre la distance à laquelle les loups réagissaient à l'intrus et la quantité ou le type d'activité humaine. Il existe une relation positive entre l'âge croissant des petits et leur déplacement en réponse au traitement. Le succès de la reproduction n'a pas été influencé par le traitement ou par la quantité et le type d'activité humaine. Les sites traités ont été utilisés par les loups l'année suivante dans la même proportion que les sites non traités. Il semble que les petits soient plus vulnérables au début de l'année lorsqu'ils sont moins mobiles ; par conséquent, les gestionnaires devraient tenir compte de l'âge des petits avant d'entreprendre des activités humaines sur les sites d'habitation des loups ou à proximité de ceux-ci.

INTRODUCTION

Minimiser l'occurrence et les impacts des perturbations humaines sur les tanières et les sites de rendez-vous des loups (*Canis lupus*) est un problème permanent pour les gestionnaires dans toute l'Amérique du Nord (Chapman 1977, Anonymous 2000, Paquet et Darimont 2002, Smith et al. 2004). Pour certains gestionnaires, toute modification du comportement des loups causée par l'homme est indésirable, alors que d'autres considèrent les loups comme des animaux de compagnie.

Pour certains gestionnaires, toute modification du comportement du loup causée par l'homme est indésirable, alors que d'autres considèrent les loups comme une espèce résiliente

et estiment que les impacts sur les populations sont plus importants que les changements de comportement d'animaux individuels (Weaver et al. 1996, Thiel et al. 1998, Paquet et Darimont 2002). Certains loups déplacent leurs petits en réponse à une perturbation de leur site d'origine (Chapman 1977, Ballard et al. 1987, Smith 1998), alors que d'autres le tolèrent (Chapman 1977, Thiel et al. 1998). Les facteurs qui influencent ces déplacements ne sont pas bien compris, bien que l'intensité et la durée de la perturbation, ainsi que « l'historique de la perturbation » ou la quantité de perturbations ambiantes de fond auxquelles les loups sont exposés, ne soient pas connus.

Les facteurs qui influencent ces déplacements ne sont pas bien compris, bien que l'intensité et la durée des perturbations, ainsi que l'historique des perturbations ou la quantité de perturbations ambiantes auxquelles les loups sont exposés, soient considérés comme importants (Chapman 1977, Thiel et al. 1998, Paquet et Darimont 2002). **A ce jour, une seule étude a utilisé une approche expérimentale pour étudier la perturbation des sites d'habitation des loups ; cependant, seules deux meutes ont été incluses dans cette étude** (Chapman 1977). Avec les propositions visant à retirer certaines populations de loups de la liste des espèces menacées aux Etats-Unis (U.S. Fish and Wildlife Service 2004) et l'augmentation des contacts avec les humains dans toute l'Amérique du Nord (Paquet et Darimont 2002, Fritts et al. 2003), il est de plus en plus important de savoir comment les loups réagissent aux perturbations humaines à l'intérieur ou à proximité de leurs sites d'habitation (Fuller et al. 2003). **Pour combler cette lacune, nous avons appliqué un traitement expérimental standardisé des perturbations sur 12 sites d'habitation de meutes de loups uniques dans une zone actuellement exposée à des quantités variables d'activités humaines.** Le traitement a imité une rencontre entre les loups et les humains qui peut se produire, et se produit effectivement, lorsque les gens (par exemple, les touristes, les chasseurs, les travailleurs des ressources) s'approchent d'un site d'habitation de loups, soit intentionnellement, soit par accident. **Nous avons testé les hypothèses suivantes dans le but de formuler des recommandations de gestion sur la base de nos résultats :** **1.** La perturbation du paysage de fond influence la probabilité d'abandon du site d'origine en réponse à la perturbation du site ; **2.** la perturbation du site d'origine influence le succès de la reproduction ; et **3.** les sites perturbés sont inutilisés le jour où le loup s'approche du site d'origine. Les sites perturbés sont inutilisés l'année suivante.

AIRE D'ETUDE

Nous avons mené cette étude dans la toundra arctique basse et la zone de transition forêt-toundra du centre de l'Arctique Canadien (Fig. 1). Les sites d'étude se trouvent dans une zone de 24 400 km² près du Lac de Gras, Territoires du Nord-Ouest, Canada (64°27'N, 110°35'W), où l'exploration diamantaire et l'activité minière se sont récemment développées. Cette expansion nous a permis d'étudier la réaction des loups aux perturbations dans une gamme de niveaux d'activité humaine.

La forêt boréale couvrait la partie la plus au sud-ouest de la zone d'étude, mais elle s'est transformée en toundra ouverte au nord-est (Timoney et al. 1992). L'eau stagnante et la roche mère exposée étaient courantes, avec des eskers, des kames et d'autres dépôts glaciaires dans le paysage. Pendant la période de mise bas des loups, la zone n'était accessible que par avion. Nous avons mené notre étude dans l'aire de répartition du troupeau migrateur de caribous

de la toundra de Bathurst (*Rangifer tarandus groenlandicus*). Les loups de la zone d'étude ont suivi les mouvements saisonniers des caribous (Walton et al. 2001, Musiani 2003, Frame et al. 2004), qui sont leurs principales proies (Kuyt 1972).

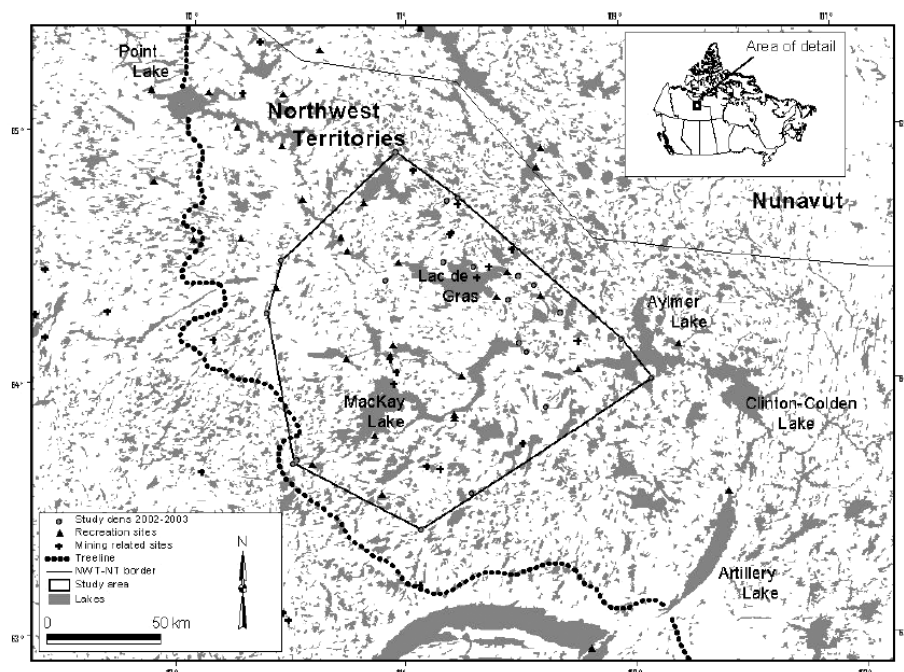


Figure 1. Carte de la zone d'étude, des sites d'habitation des loups et des éléments de perturbation humaine pris en compte dans une étude des effets de la perturbation expérimentale sur le comportement et la reproduction des loups dans le centre de l'Arctique Canadien, étés 2002-2003

METHODE

Localisation des homesites

Nous avons d'abord localisé les **tanières** à partir d'une base de données de tanières de loups connues tenue à jour par le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (GTNO) ou en examinant les rapports fournis par d'autres chercheurs (Cluff et al. 2002). En juin, de 1997 à 2003 (à l'exception de 2000), nous avons capturé 90 loups à l'aide de fusils à filet en hélicoptère. Nous avons immobilisé chimiquement les loups et les avons équipés de colliers émetteurs dans le cadre des recherches en cours sur cette population (Walton et al. 2001, Cluff et al. 2002, Musiani 2003, Frame et al. 2004). Au printemps (fin mai-début juin), nous avons utilisé des aéronefs à voilure fixe pour relocaliser les loups munis de colliers radio et pour étudier l'activité des tanières connues. Nous avons trouvé des **sites de rendez-vous** en suivant les loups munis de colliers radio après qu'ils aient quitté leur tanière natale. Nous avons suivi 12 meutes chaque année. Nous avons perturbé expérimentalement 6 meutes, et nous avons utilisé les 6 autres meutes comme **groupe de contrôle**. Aucune tanière n'a été perturbée au cours des deux années.

Traitement des perturbations

Avant chaque traitement de perturbation, nous avons observé les foyers actifs à partir de points d'observation dissimulés à l'aide de lunettes d'observation. Au cours de ces observations, nous avons compté les louveteaux et les loups adultes. Notre traitement consistait à ce qu'une personne se rende sur le site et y reste pendant un court laps de temps. Nous avons répété le traitement sur chaque site d'habitation pendant 3 jours consécutifs.

Dans les tanières natales, nous nous sommes rendus directement à l'entrée de la tanière et dans les sites de rendez-vous, nous nous sommes rendus au centre d'activité des petits. Nous avons considéré ce traitement comme une perturbation de faible intensité qui imite les événements auxquels les loups peuvent être exposés lorsqu'un randonneur, un chasseur, un travailleur des ressources ou toute autre personne s'approche intentionnellement ou accidentellement d'un site d'habitation. En effectuant le traitement sur 3 jours consécutifs, nous pensions avoir une idée de la tolérance des loups à la perturbation.

Nous espérions avoir une idée de la tolérance des loups à des intrusions répétées. Pendant qu'il était sur le site, notre intrus a enregistré l'heure de sa première réaction, l'heure de ses vocalisations, l'heure de la fin du traitement et la distance qui le séparait du site au moment de sa première réaction. L'intrus s'est retiré en suivant le même chemin que celui de son approche. Un deuxième observateur est resté au point d'observation et a enregistré la réponse des loups grâce à un système d'imagerie de terrain Nikon (Nikon Canada, Mississauga, ON, Canada) attaché à un viseur 603 et à un enregistreur vidéo numérique. Les deux observateurs sont restés en contact radio pendant le traitement. Nous avons effectué ce travail en vertu du permis de recherche sur la faune WL002948 délivré par le ministère des Ressources, de la Faune et du Développement économique du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest et du Comité de protection et d'utilisation des animaux de l'Université de l'Alberta, département des sciences biologiques, numéro de protocole 372206.

Succès de reproduction

Nous avons déterminé le nombre de petits par des dénombrements aériens à la fin de l'été. Nous avons confirmé les comptages aériens par des observations au sol lorsque cela était possible. L'absence d'arbres dans notre zone d'étude a permis à des observateurs expérimentés d'effectuer des comptages aériens et au sol fiables. Nous avons estimé l'âge des petits au moment du traitement en comparant les photos et les vidéos des animaux étudiés avec des images de petits d'âge connu prises à une semaine d'intervalle (Wildlife Science Center, Forest Lake, MN).

Indice d'activité humaine

L'activité humaine dans la zone d'étude était liée à l'exploration et à l'extraction de minéraux, à l'écotourisme, à la pêche et à la chasse. Johnson et al. (2005) ont compilé une couche de données du système d'information géographique (SIG) des sites d'activité humaine dans la zone d'étude, qu'ils ont utilisée pour une analyse de la viabilité de la population de grands mammifères dans la région. Nous avons utilisé des parties pertinentes de cette même couche de données pour des raisons de cohérence entre les études. Nous avons compilé les emplacements des activités minières et d'exploration à partir des dossiers du gouvernement fédéral et territorial. Nous avons extrait les emplacements des camps de pourvoirie de la base de données des exploitants de parcs et de loisirs du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. Le personnel gouvernemental a fourni les coordonnées des camps de la route d'hiver qui, bien qu'inactifs pendant la période de mise bas (Johnson et al. 2005), disposent d'une équipe ≥ 1 personne pour assurer la maintenance et l'entretien pendant l'été.

Nous avons généré un indice d'activité humaine pour tous les sites d'habitation de loups connus dans la zone d'étude en attribuant à chaque type de caractéristique humaine une valeur numérique basée sur son impact probable sur les loups. Nous avons attribué un score

relativement faible de 5 aux huttes de pêche et de chasse, aux camps d'entretien des routes d'hiver hors saison et à une route de transport minier. Bien que l'impact réel de ces sites sur les loups soit inconnu, ils sont probablement similaires les uns aux autres et ont un impact considérablement plus faible que l'activité minière. Les sites d'exploration minière varient en intensité, les plus avancés ayant des infrastructures similaires aux mines fonctionnelles, mais avec moins d'activité. Nous avons attribué à ces sites un score de 8. Nous avons attribué aux mines en activité un score de 10 car l'empreinte de l'infrastructure est considérable ; il y a divers degrés de circulation de camions et d'autres équipements lourds, un trafic aérien régulier, et environ 5 explosions de roches par semaine dans les puits de mine.

Chaque site d'habitation a été entouré d'un domaine vital d'été circulaire simulé de 1130 km² (19 km de diamètre), ce qui correspond à la moyenne des loups femelles de cette population (Walton et al. 2001). Nous avons divisé le score de chaque caractéristique humaine à l'intérieur d'un domaine vital de loup simulé par sa distance (km) du domaine vital et nous avons additionné les valeurs résultantes. Ainsi, nous avons attribué un indice standardisé d'activité humaine à chaque site d'habitation.

Intensité de la réponse

Nous avons quantifié l'intensité de la réponse comme la proportion du temps total de traitement pendant lequel les loups ont émis des vocalisations de réponse. Ainsi, nous avons attribué à chaque événement perturbateur une valeur d'intensité de réponse des loups.

Analyse des données

Nous avons utilisé un test *U* de Mann-Whitney pour déterminer si notre traitement influençait le succès de la reproduction. Nous avons utilisé le théorème de Pythagore sur les coordonnées de Mercator transverse universel pour calculer la distance entre l'intrus et la tanière lorsque les loups ont réagi pour la première fois (distance de réaction). Nous avons analysé les différences de distance de réponse entre les 3 traitements suivants à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis. Nous avons utilisé le même test pour comparer l'intensité de la réponse des traitements suivants. Nous avons utilisé la régression linéaire pour tester les relations entre la distance et l'intensité de la réponse par rapport à l'indice d'activité humaine d'un site, ainsi que l'intensité de la réponse par rapport à l'âge des petits. Nous avons comparé la fréquence de réutilisation des sites expérimentaux à la fréquence de réutilisation des sites témoins à l'aide d'un test du chi-carré. Nous avons utilisé la régression logistique pour tester les relations entre l'indice d'activité humaine et le fait que les petits aient été déplacés en réponse à notre traitement. Nous avons également utilisé la régression logistique pour étudier la relation entre l'âge des petits et le fait qu'ils aient été déplacés en réponse à nos perturbations.

RESULTATS

Traitement des perturbations

Nous avons perturbé expérimentalement 12 meutes uniques sur des sites d'habitation au cours des étés 2002 ($n = 6$) et 2003 ($n = 6$). Les adultes ont déplacé les petits en réponse à notre traitement dans 6 des 12 sites. Lorsque les sites ont été abandonnés, cela s'est fait après le deuxième traitement. La fréquence avec laquelle les loups ont quitté les sites perturbés a augmenté au fur et à mesure que les petits vieillissaient. Cinq des six sites traités où les petits

étaient âgés de ≥ 5 semaines ont été déplacés (Tableau 1). Un site où se trouvaient 11 petits âgés de 6 semaines n'a pas été déplacé. En revanche, un des trois sites où les petits avaient 4 semaines a été déplacé. Sur deux sites, nous avons observé des adultes tenter d'éloigner les jeunes (âgés de 3 à 6 semaines) entre les traitements suivants ; cependant, les petits cessaient de suivre et commençaient à interagir les uns avec les autres, ou bien ils suivaient sur une courte distance avant de retourner à la tanière. Nous avons observé une louve porter un petit de 4 semaines sur une distance de 5 m entre deux entrées de tanière ; cependant, nous avons vu une autre mère lutter et échouer à soulever un petit de 3 semaines. Sur un site, nous avons observé deux petits de 12 semaines qui ont été emmenés en réaction à notre traitement. Il nous a fallu une heure et demie pour parcourir 1,25 km, après quoi les loups ont été perdus de vue. Tout au long du trajet, les louveteaux interagissaient entre eux et parfois s'arrêtaient de bouger et se couchaient.

Tableau 1. Nombre de petits, âge des petits et déplacement en réponse aux perturbations expérimentales sur les sites d'origine des loups de la toundra dans le centre de l'Arctique Canadien, étés 2002 et 2003

Site name	No. pups	Age of pups (weeks)	Type of homesite	
			Den = D; Rendezvous = R	Moved (Y/N)
Haywood	Unknown	2	D	N
Mackay	7	2	D	N
Box Lake	6	3	D	N
West Afridi	5	4	D	N
Thonokeid	3	4	D	N
Lockhart	5	4	D	Y
SW LdG	3	5	D	Y
Hilltop	11	6	D	N
N Thon River	1	7	R	Y
Yamba	3	8	R	Y
W Aylmer	9	10	R	Y
S Aylmer	2	12	R	Y

La distance moyenne entre nos camps de terrain et les sites d'habitation des loups était de 2,1 km ($\pm 0,40$ SE, intervalle 0,8-4,7) et elle n'a pas influencé le déplacement des louveteaux en réponse au traitement ($U = 14,00$, $P = 0,59$). De même, la distance moyenne de nos points d'observation par rapport aux tanières était de 683 m (± 108 SE, intervalle 300-1600), et elle n'a pas influencé le déplacement des petits ($U = 18,00$, $P = 1,00$).

La réponse la plus fréquente des loups au traitement a été **d'aboyer** et de **hurler** contre l'intrus, ce qui s'est produit dans 24 des 26 (92%) cas de traitement. Les deux cas d'absence de vocalisation se sont produits sur le même site. Dans 3 cas (11%), la première réaction des loups a été de se diriger vers l'intrus. Dans les 21 autres cas de vocalisation, les loups se sont d'abord éloignés. Les loups ont quitté la zone immédiate pendant le traitement 42% ($n = 11$) du temps. Pour les 15 fois où les loups sont restés dans la zone, ils ont vérifié les petits 11 fois (73%) immédiatement après la fin du dérangement. Les sites d'habitation étaient tout aussi susceptibles d'être réutilisés l'année suivante, qu'ils aient été perturbés ou non ($n = 24$, $\chi^2 = 0,667$, $P = 0,41$).

La distance de réponse pour les traitements ultérieurs était similaire ($\chi^2 = 1,31$, $P = 0,52$) ; nous avons donc calculé la distance de réponse moyenne pour chaque site afin de l'utiliser dans notre analyse de régression. De même, nous avons utilisé l'intensité moyenne de la

réponse sur un site pour notre régression car les scores entre les traitements étaient similaires ($\chi^2 = 0,56, P = 0,76$).

Succès de la reproduction

Les petits des sites traités étaient âgés de 2 à 12 semaines (Tableau 1). Comme le nombre moyen global de petits par meute était 72% plus élevé ($U = 14,00, P = 0,006$) en 2002 ($\bar{x} = 4,6, \pm 0,90$ SE, $n = 9$) qu'en 2003 ($\bar{x} = 1,3, \pm 0,49$ SE, $n = 11$), nous avons analysé chaque année séparément. En 2002, le nombre moyen de petits dans les foyers traités expérimentalement ($4,7, \pm 1,57$ SE, $n = 3$) était seulement 0,2 plus élevé ($U = 8,50, P = 0,91$) que dans les sites de contrôle ($4,5, \pm 0,99$ SE, $n = 6$). En 2003, les sites traités comptaient en moyenne 1,3 petit de plus ($2,0, \pm 0,63$ SE, $n = 5$; $U = 7,50, P = 0,18$) que les sites témoins ($0,7, \pm 0,67$ SE, $n = 6$).

Indice d'activité humaine

Le nombre de puits de mine en activité est passé de 3 à 4 entre les deux années. Avec l'ouverture du quatrième puits de mine, les sites d'exploration ont diminué de 4 à 3 entre les années. Les autres sites de notre indice de perturbation ($n = 20$) comprenaient des camps de pourvoirie, des camps d'entretien des routes d'hiver hors saison et une route de transport de 29 km dans une mine. Le score moyen de l'indice d'activité humaine sur les sites traités ($n = 12, 0,35, \pm 0,14$ SE, intervalle 0,0-1,3) était 70% plus bas ($U = 45, P = 0,13$) que sur les sites non traités ($n = 12, 1,17, \pm 0,37$ SE, intervalle 0,0-3,28), mais il n'y a pas eu d'impact négatif sur la reproduction (voir plus haut).

Analyse de régression

La quantité d'activité humaine dans le domaine vital d'une meute n'a pas influencé la distance de réaction des loups ($R^2 = 0,006, F = 0,056, P = 0,817$), pas plus que l'âge des petits ($R^2 = 0,006, F = 0,057, P = 0,817$). L'intensité de la réponse aux perturbations était plus faible pour les loups vivant avec des niveaux plus élevés d'activité humaine dans leur domaine vital ($R^2 = 0,34, F = 5,422, P = 0,045$). L'âge des petits au moment du dérangement a eu une plus grande influence sur la probabilité d'être déplacé ($R^2 = 0,645, P = 0,088$) que la quantité d'activité humaine dans le domaine vital de la meute ($R^2 = 0,009, P = 0,773$).

DISCUSSION

Nous nous attendions à ce que les loups ayant une activité humaine plus importante dans leur domaine vital présentent une certaine **accoutumance** et soient donc plus tolérants aux perturbations de leur domaine vital. Cela n'a pas été le cas ; au contraire, l'âge des petits au moment de la perturbation a été plus important pour influencer le taux d'abandon d'un site perturbé par l'homme. Bien que l'importance de l'activité humaine de fond à proximité d'un site d'habitation n'ait pas influencé le déplacement des petits en réponse à notre traitement, il existe une relation inverse entre la réaction des loups à notre intrusion et l'indice d'activité humaine, ce qui suggère qu'une certaine **accoutumance** se produit dans la zone d'étude. Cependant, le R^2 de la régression était faible (0,34), ce qui suggère que d'autres facteurs jouent également un rôle. En outre, notre prédiction d'une réduction du succès reproductif sur les sites d'habitation perturbés n'a pas été confirmée. Ces points, ainsi que nos résultats selon lesquels les sites perturbés ont été réutilisés aussi souvent que ceux du groupe de contrôle,

suggèrent que la perturbation des sites d'habitation a un effet négatif minime, voire nul, sur les populations de loups.

Bien que la décision de déplacer les petits soit probablement prise par la mère, nos résultats suggèrent que le comportement et le développement physique des petits peuvent également influencer l'abandon d'un site d'habitation. Dans 4 des 6 foyers traités qui ont été abandonnés, les petits s'étaient déjà rendus à des sites de rendez-vous situés jusqu'à 8 km de la tanière natale (Tableau 1). Cette augmentation de la **mobilité** confirme nos résultats selon lesquels l'âge des petits est le meilleur indicateur pour prédire s'ils seront déplacés ou non en réponse à une perturbation. D'après nos résultats, les petits âgés de 3 semaines n'ont pas été déplacés, ceux âgés de 4 à 6 semaines étaient susceptibles d'être déplacés, et les petits âgés de 0,6 semaine ont toujours été déplacés en réponse à une perturbation du site d'origine survenue au cours de 2 jours consécutifs. La mobilité limitée des louveteaux âgés de 6 semaines les rend probablement plus vulnérables aux perturbations (abandon, prédation, accident) que les louveteaux plus âgés qui sont capables de suivre les adultes qui se déplacent en réponse aux perturbations.

Nos résultats selon lesquels la perturbation des sites d'habitation des loups n'a pas influencé le succès de la reproduction commencent à combler un manque d'information sur les effets au niveau de la population des activités anthropogéniques (par exemple, la randonnée à proximité des sites d'habitation) sur les loups (Fuller et al. 2003). Une intrusion dans les sites d'habitation des loups devrait provoquer un changement de comportement dans l'ensemble de la meute pour avoir un impact négatif sur le succès de la reproduction. L'effet négatif se produirait si les adultes passaient plus de temps loin de la tanière à cause du dérangement ou si les adultes passaient plus de temps à la tanière à garder les petits, réduisant ainsi le temps passé à chasser et la quantité de nourriture fournie aux petits, ce qui pourrait entraîner la malnutrition et finalement la mort. Ce type de perturbation devrait être généralisé pour avoir un impact sur une population.

Bien que les raisons pour lesquelles les loups choisissent un site d'habitation ne soient pas bien étudiées (Ciucci et Mech 1992, Heard et Williams 1992), nos résultats démontrent que les sites perturbés sont réutilisés aussi souvent que les sites non perturbés, ce qui suggère que des facteurs autres que les perturbations spécifiques au site sont plus influents pour prédire la réutilisation. La **tradition** a été suggérée comme une raison pour laquelle les loups réutilisent les sites d'habitation plusieurs années de suite (Murie 1944, Ballard et Dau 1983, Ciucci et Mech 1992), mais cet aspect de l'écologie des loups doit faire l'objet d'études plus approfondies. Dans le centre de l'Arctique, les loups sont migrateurs et non territoriaux en hiver, parcourant en moyenne 388 km entre leur aire d'hivernage et leur tanière d'été (Walton et al. 2001). Actuellement, le degré de territorialité de ces loups en été n'est pas connu. Cependant, la réutilisation des tanières natales pendant plusieurs années consécutives par le même couple reproducteur suggère un certain niveau de territorialité, de sorte que les couples reproducteurs nouvellement formés n'occupent pas les tanières des meutes établies. Dans ce cas, la réutilisation des tanières traditionnelles l'année suivant l'exposition aux perturbations n'est pas surprenante.

Implications pour la gestion

Les gestionnaires responsables de la fermeture des zones autour des sites d'habitation des loups doivent tenir compte de l'âge des petits lorsqu'ils imposent ou suppriment des restrictions à l'utilisation des terres. Lorsque les petits deviennent plus mobiles, ils sont mieux à même de réagir aux perturbations du site d'origine et sont donc moins vulnérables. Il convient d'envisager des fermetures strictes au début de la période de mise bas, lorsque les petits sont plus vulnérables, mais ces fermetures pourraient être assouplies au fur et à mesure que la saison avance et que les petits deviennent mobiles.

LITERATURE CITED

- Anonymous. 2000. The wolves of Algonquin Provincial Park; a report by the Algonquin wolf advisory group. <http://www.mnr.gov.on.ca/mnr/csb/news/wolf_report_opt.pdf>. Accessed 15 Dec 2004.
- Ballard, W. B., and J. R. Dau. 1983. Characteristics of gray wolf, *Canis lupus*, den and rendezvous sites in south-central Alaska. *Canadian Field Naturalist* 97:299–302.
- Ballard, W. B., J. S. Whitmann, and C. L. Gardner. 1987. Ecology of an exploited wolf population in south-central Alaska. *Wildlife Monographs* 98.
- Chapman, R. C. 1977. The effects of human disturbance on wolves (*Canis lupus* L.). Thesis, University of Alaska, Fairbanks, USA.
- Ciucci, P., and L. D. Mech. 1992. Selection of wolf dens in relation to winter territories in northeastern Minnesota. *Journal of Mammalogy* 73: 899–905.
- Cluff, H. D., L. R. Walton, and P. C. Paquet. 2002. Movements and habitat use of wolves denning in the central Arctic, Northwest Territories and Nunavut, Canada. Final report to the West Kitikmeot/Slave Study Society, Yellowknife, Northwest Territories, Canada.
- Frame, P. F., D. S. Hik, H. D. Cluff, and P. C. Paquet. 2004. Long foraging movement of a denning tundra wolf. *Arctic* 57:196–203.
- Fritts, S. H., R. O. Stephenson, R. D. Hayes, and L. Boitani. 2003. Wolves and humans. Pages 289–316 in L. D. Mech and L. Boitani, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Fuller, T. K., L. D. Mech, and J. F. Cochrane. 2003. Wolf population dynamics. Pages 161–191 in L. D. Mech and L. Boitani, editors. *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Heard, D. C., and T. M. Williams. 1992. Distribution of wolf dens on migratory caribou ranges in the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 70:1504–1510.
- Johnson, C. J., M. S. Boyce, R. L. Case, H. D. Cluff, R. J. Gau, A. Gunn, and R. Mulders. 2005. Cumulative effects of human developments on Arctic wildlife. *Wildlife Monographs* 160.
- Kuyt, E. 1972. Food habits and ecology of wolves on barren-ground caribou range in the Northwest Territories. *Canadian Wildlife Service Report Series* 21, Ottawa, Ontario, Canada.
- Murie, A. 1944. The wolves of Mount McKinley. U.S. National Park Service Fauna Series 5. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.
- Musiani, M. 2003. Conservation biology and management of wolves and wolf-human conflicts in western North America. Dissertation, University of Calgary, Calgary, Alberta, Canada.
- Paquet, P. C., and C. Darimont. 2002. Yeo Island wolf home site recommendation: a proposed solution to the potential conflict between home site requirements of wolves and areas targeted for timber harvest. Technical report prepared for Raincoast Conservation Society, the Heiltsuk Nation, and Western Forest Products, Victoria, British Columbia, Canada.
- Smith, D. W. 1998. Yellowstone wolf project: annual report, 1997. National Park Service, Yellowstone Center for Resources, Yellowstone National Park, Wyoming, USA.
- Smith, D. W., D. R. Stahler, and D. S. Guernsey. 2004. Yellowstone wolf project: annual report, 2003. National Park Service, Yellowstone Center for Resources, Yellowstone National Park, Wyoming, USA.
- Thiel, R. P., S. Merrill, and L. D. Mech. 1998. Tolerance by denning wolves, *Canis lupus*, to human disturbance. *Canadian Field Naturalist* 112:340–342.
- Timoney, K. P., G. H. Laroi, S. C. Zoltai, and A. L. Robinson. 1992. The high subarctic forest-tundra of northwestern Canada: position, width, and vegetation gradients in relation to climate. *Arctic* 45:1–19.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2004. Endangered and threatened wildlife and plants; removing the eastern distinct population segment of the gray wolf from the list of endangered and threatened wildlife; proposed rule. *Federal Register* 139:43664–43692.
- Walton, L. R., H. D. Cluff, P. C. Paquet, and M. A. Ramsay. 2001. Movement patterns of barren-ground wolves in the central Canadian Arctic. *Journal of Mammalogy* 82:867–876.
- Weaver, J. L., P. C. Paquet, and L. F. Ruggiero. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:964–976.