

# Stabilité d'abondance et de distribution des meutes de loups d'une population soumise à prélèvements


The Journal of Wildlife Management; DOI: 10.1002/jwmg.21616

Vol. 83 (3) : 577-590

Research Article



## Stable Pack Abundance and Distribution in a Harvested Wolf Population

SARAH B. BASSING <sup>1,2</sup> *Montana Cooperative Wildlife Research Unit, Wildlife Biology Program, University of Montana, 205 Natural Sciences Building, Missoula, MT 59812, USA*

DAVID E. AUSBAND, *Idaho Department of Fish and Game, 2885 W Kathleen Avenue, Coeur d'Alene, ID 83815, USA*

MICHAEL S. MITCHELL, *U.S. Geological Survey, Montana Cooperative Wildlife Research Unit, Wildlife Biology Program, University of Montana, 205 Natural Sciences Building, Missoula, MT 59812, USA*

PAUL LUKACS, *Wildlife Biology Program, Department of Ecosystem and Conservation Sciences, W.A. Franke College of Forestry and Conservation, University of Montana, 32 Campus Drive, Missoula, MT 59812, USA*

ALLISON KEEVER, *Montana Cooperative Wildlife Research Unit, Wildlife Biology Program, University of Montana, 205 Natural Sciences Building, Missoula, MT 59812, USA*

GREG HALE, *Alberta Environment and Parks, 12501 20 Avenue, Blairmore, AB T7N 1A2, Canada*

LISETTE WAITS, *Laboratory for Ecological, Evolutionary, and Conservation Genetics, Department of Fish and Wildlife Sciences, University of Idaho, 875 Perimeter Drive MS1136, Moscow, ID 83844, USA*

### INTRODUCTION

Les prélèvements publics sont couramment utilisés pour gérer la faune sauvage et atténuer les conflits homme/faune. Les prélèvements peuvent affecter la démographie des populations sauvages de manières diverses, comme en modifiant la structure d'âge et de sexe (Ginsberg et Milner-Gulland 1994, Milner et al. 2007), les taux de reproduction (Knowlton 1972, Ausband et al. 2015), et finalement la croissance d'une population (Pauli et Buskirk 2007). Comprendre comment les populations réagissent aux prélèvements peut aider les gestionnaires de la faune à évaluer l'efficacité de la gestion, à atteindre les objectifs de gestion et à éclairer les décisions futures (Williams et al. 2002, Mills 2013).

Les populations de loups gris (*Canis lupus*) sont gérées par des prélèvements dans la majeure partie de leur aire de répartition en Amérique du Nord (Boitani 2003). En raison du comportement social des loups, la réponse des populations aux prélèvements peut être plus complexe que pour d'autres espèces exploitées (Rutledge et al. 2010). Typiquement, seulement une seule paire de loups adultes se reproduit par meute (c.-à-d. le couple) et non pas tous les individus matures reproducteurs de la population; ainsi, les meutes de loups sont les unités de reproduction dans une population et influence la dynamique de la population (Fuller et al. 2003). Les effets des prélèvements au niveau de la meute vont affecter les membres (Brainerd et al. 2008) et potentiellement la population (Haber 1996).

Les prélèvements peuvent affecter l'abondance et la répartition des meutes dans une population (Jedrzejewska et al. 1996), mais les conséquences démographiques de cette relation sont mal comprises. La perte de loups dans une meute peut créer un effet d'instabilité sociale, conduisant à la dissolution de la meute et à l'abandon du territoire (Meier et al. 1995, Jedrzejewska et al. 1996, Gehring et al. 2003, Brainerd et al. 2008, Smith et al. 2016), et des meutes entières peuvent être enlevées par des actions de contrôle légal visant à réduire la prédation sur le bétail (Bradley et al. 2015).

La perte fréquente de meutes suite aux prélèvements peut entraîner une diminution de croissance de la population, du succès de reproduction ou augmenter la parenté dans et entre les meutes (Grewal et al. 2004, Jedrzejewski et al. 2005, Brainerd et al. 2008), ce qui peut avoir des effets à long terme sur les populations gérées avec des prélèvements élevés (Haber 1996, Brainerd et al. 2008). Alternativement, les meutes qui persistent fournissent une source de loups disperseurs pour recoloniser les territoires vides (Bjorge et Gunson 1985, Ballard et al. 1987, Hayes et Harestad 2000, Mech et Boitani 2003, Brainerd et al. 2008); ainsi, la perte et le rétablissement de meutes à travers l'espace et le temps (c'est-à-dire le remplacement des meutes) peuvent avoir peu d'effet sur la démographie si les individus disperseurs peuvent rapidement recoloniser les territoires inoccupés (Lariviere et al. 2000, Fuller et al. 2003).

Les changements fréquents d'abondance et de distribution des meutes peuvent compliquer la gestion des populations exploitées, même s'il y a peu de conséquences démographiques. L'instabilité sociale et le turnover des

meutes peuvent changer les frontières (Haber 1996, Jędrzejewska et al. 1996, Mech et Boitani 2003), la taille (Peterson et al. 1984) ou l'utilisation (Haber 1996) des territoires. De tels changements peuvent affecter la qualité ou la quantité de données collectées pour la gestion, car la surveillance des changements fréquents d'occurrence de meute peut être difficile; cela peut finalement affecter la capacité d'un gestionnaire à évaluer l'état d'une population, fixer les limites de capture et de saisons, ou atteindre les objectifs de population de loups. La rotation fréquente des meutes peut également modifier le taux de conflits loup/bétail. Hayes et al. (1991) ont rapporté que les taux de prédation sur les proies sauvages ont augmenté pour les couples colonisateurs et les meutes fortement réduites suite à des prélèvements; Ce comportement pourrait s'étendre à la prédation sur le bétail. Si les meutes non prédatrices se dissolvent en réponse aux prélèvements, les survivant ou les colonisateurs peuvent reporter leur prédation sur le bétail (Bjorge et Gunson 1985). De plus, des études ont rapporté que l'élimination mortelle, en particulier de meutes entières, a réduit la probabilité de futures prédation sur le bétail localement (Bjorge et Gunson 1985, Bradley et al. 2015) mais pas à l'échelle de la population (Harper et al. 2008). La rotation fréquente des meutes peut donc affecter les conflits avec le bétail en fonction de la fréquence de remplacement des meutes (Bradley et al. 2015) et des caractéristiques individuelles des loups recolonisant les territoires vacants (Bjorge et Gunson 1985). Comprendre la fréquence de rotation des meutes et les facteurs associés aideront les efforts de surveillance et apporteront des informations précises et suffisantes, et aideront les gestionnaires à atténuer les conflits et à atteindre les objectifs de population de loups.

Nous avons testé 2 hypothèses pour évaluer l'effet des prélèvements sur l'apparition et le renouvellement des meutes dans une population de loups du sud-ouest de l'Alberta, au Canada, où les loups ont été gérés avec des prélèvements publics pendant des décennies (Gunson 1992, Boitani 2003). Nous avons émis l'hypothèse que l'abondance et la distribution des meutes étaient très dynamique en raison des prélèvements et avons prévu que l'occupation des meutes change fréquemment en association avec les prélèvements dans le sud-ouest de l'Alberta. Alternativement, nous avons supposé que l'abondance et la distribution des meutes étaient généralement stable peu importe les prélèvements et la fréquence des changements d'occupation associés aux prélèvements de loups dans le sud-ouest de l'Alberta. Nous avons ensuite évalué l'importance relative de la récolte par rapport aux facteurs environnementaux qui ont déjà été signalé pour expliquer l'occupation des meutes dans les Montagnes Rocheuses (par exemple, le couvert forestier et la densité de bovins; Rich et al. 2013, Ausband et al. 2014) pour déterminer les facteurs dominants associés à l'abondance et à la distribution des meutes dans une population de loups récoltée.

## ZONE D'ÉTUDE

Nous avons mené notre étude dans le sud-ouest de l'Alberta, au Canada, entre 2012 et 2014. Notre zone d'étude de 30 000 km<sup>2</sup> s'étend de la frontière Canado-Américaine au nord de la rivière Brazeau mais exclu les parcs nationaux de Banff et Jasper (figure 1). L'altitude est comprise entre 429 et 3 560 m, la moyenne annuelle des températures >11°C en été et <-5°C en hiver, et en moyenne les précipitations annuelles se situaient entre 420 et 1 700 mm (Alberta 2018). La zone d'étude comprenait les montagnes de l'ouest, le long de la frontière de la Colombie-Britannique, dominée par le Sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), le pin tordu latifolié (*Pinus contorta*) et des forêts mixtes d'épicéas (*Picea engelmannii*) qui passent brusquement du tremble (*Populus tremuloides*) aux prairies de fétuques (*Festuca spp.*) - et aux terres agricoles à l'Est (Comité des régions naturelles 2006, Desserud et al. 2010). En plus des loups gris, des ours noirs (*Ursus americanus*), des cougars (*Puma concolor*), des coyotes (*C. latrans*) et des grizzlis (*U. arctos*) se sont manifestés tout au long de la zone d'étude et étaient sympatriques avec les espèces d'ongulés indigènes qui comprend le mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*), le cerf wapiti (*Cervus canadensis*), l'orignal (*Alces alces*), le cerf mulot (*Odocoileus hemionus*) et le cerf de Virginie (*O. virginianus*; Comité Naturel des régions 2006, Morehouse et Boyce 2016).

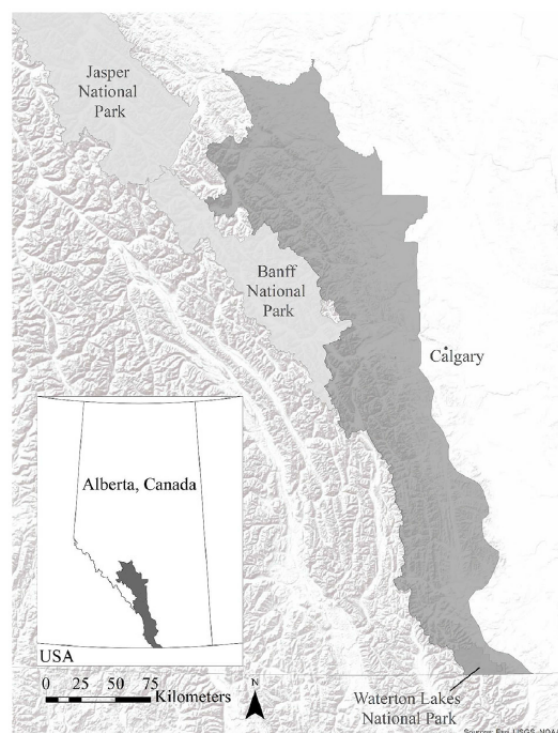


Figure 1. Area surveyed for wolf packs in southwestern Alberta, Canada, 2012–2014. Study area shaded in gray.

Les loups en Alberta, au Canada ont été gérés par des prélèvements publics pendant des décennies (Gunson 1992, Boitani 2003). Les résidents chassent le loup sans permis toute l'année sur les terrains privés et les terres louées, sur des terres publiques du 1<sup>er</sup> septembre au 15 juin (divers régions) et les capturent aux pièges avec permis du 1<sup>er</sup> octobre au 31 mars (Gouvernement de l'Alberta 2014a, b). Quelques comtés dans

notre région d'étude ont également offert des primes pour les loups (Cardston County Conseil 2012). Les prélèvements annuels de loup étaient concentrés principalement en novembre – mars (gouvernement de l'Alberta, Alberta Environment and Parks [AEP], données non publiées). Dans le sud-ouest de l'Alberta, la mortalité par prélèvements a été constamment élevée pour les loups, bien que le taux de récolte exact soit inconnu, parce que tous les prélèvements publics ont été rapportés. La mortalité par prélèvement dans cette région était probablement similaire à celle de la partie ouest adjacente de l'Alberta, où le taux de prélèvements annuels était d'environ 35% de la population régionale (Robichaud et Boyce 2010, Webb et al. 2011). Étant donné que la croissance démographique semble diminuer une fois que la mortalité par prélèvement dépasse environ 29% de la population de loups (Adams et al. 2008), nous avons considéré la récolte du sud-ouest de l'Alberta comme relativement élevée.

## RÉSULTATS

### Enquêtes sur les sites de rendez-vous et auprès des chasseurs

Nous avons étudié 1 042 sites de rendez-vous dans le sud-ouest de l'Alberta de 2012 à 2014 (Moyenne annuelle :  $347 \pm 64$  [SD]). Nous avons localisé 15 sites de rendez-vous actifs et collecté 1 709 échantillons génétiques (tableau 2). La majorité (85%) des gènes des échantillons ont été collectés sur des sites de rendez-vous actifs. Nous avons identifié 129 génotypes uniques, dont 20 génétiquement recapturés 2 fois au cours des années. Nous avons identifié  $53 \pm 21$  loups uniques en moyenne / an (tableau 2).

Nous avons reçu 8 327 réponses à nos sondages auprès des chasseurs, 2012-2014 (Moyenne :  $2 776 \pm 518$  chasseurs / an; tableau 2). De ces réponses, 762 chasseurs ont déclaré avoir vu 2 loups vivants pendant la saison de chasse aux ongulés (Moyenne :  $254 \pm 97$  chasseurs / année). Entre 10% et 15% des observations rapportées de loups ont été faites sur des terres privées.

Notre modèle phare (tableau 4) a estimé la probabilité annuelle moyenne qu'une unité d'échantillonnage soit occupée par une meute de loups (c'est-à-dire l'occupation) varie de 0,72 à 0,74 au cours de la période d'étude de 3 ans (Tableau 5). Les probabilités d'occupation étaient généralement les plus élevées dans le nord et à travers le centre de la zone d'étude où à la transition des contreforts des montagnes Rocheuses (Fig. 2). La distribution estimée des meutes de loups était constante dans le temps, avec peu de variation de probabilité d'occupation pour les unités d'échantillonnage individuelles, 2012-2014 (tableau 5; annexe A). En moyenne, nous avons estimé la présence de 23,41 meutes (95% CRI=20.32–26.34) occupant environ 23 406 km<sup>2</sup> (95% CRI=20 322 à 26 338 km<sup>2</sup>) chaque année dans le sud-ouest de l'Alberta. La taille moyenne des meutes était de 6,76 individus (IC à 95%: 5,53–9,45) au cours des années. Sur la base du nombre estimé de meutes et de la taille moyenne des meutes, nous avons estimé au minimum que 160 loups (95% CRI=123–186), 156 (95% CRI=126–183) et 160 (95% CRI=129–187) ont occupé notre zone d'étude en 2012, 2013 et 2014, respectivement. Le modèle supérieur indiquant que la

probabilité que l'unité d'échantillonnage soit occupée par une meute, était positivement liée au couvert forestier (tableaux 4 et 6). Par exemple, nous avons considéré la probabilité qu'une meute de loups occupait des unités d'échantillonnage, lorsque le pourcentage de couvert forestier était supérieur d'un écart type et en dessous du pourcentage moyen normalisé de couvert forestier. Nous avons prédit que l'occupation de la meute de loups était de 0,53 (95% CRI=0,25 à 0,81) dans les unités d'échantillonnage avec un pourcentage de couvert forestier inférieur (21,6%) et 0,92 (95% CRI=0,73–0,99) en unités d'échantillon avec un pourcentage plus élevé de couvert forestier (68,0%; Fig. 3). La probabilité de détecter une meute de loups avec l'une ou l'autre méthode d'enquête était positivement liée à l'intensité des prélèvements; nous avons prédits que les meutes occuperaient des unités d'échantillonnage lorsque les prélèvements étaient intensifs avec 1,62 fois plus de chances (95% et 97,96-2,74) d'être détecté par rapport aux meutes présentes dans les unités d'échantillonnage avec une récolte de faible intensité (tableaux 4 et 6). Les intervalles de confiance de 95% pour les prélèvements moyens et élevés avaient des coefficients d'intensité incluant 0 dans le modèle final (tableau 6).

En utilisant les échantillons MCMC de la distribution postérieure, nous avons donc calculé la probabilité que l'effet des prélèvements était supérieur à zéro et avons trouvé une probabilité de 0,94 pour une intensité de récolte élevée et 0,80 pour une intensité de récolte moyenne. Nous avons détecté peu de cas de rotation complète, mais un roulement fréquent d'individus dans 3 meutes différentes, les années consécutives échantillonnées, sur la base d'analyses génétiques. Nous avons détecté une rotation de la meute entière dans 1 seule meute génétiquement échantillonnée (n=12) en 2012 mais nous ne les avons pas encore détectés génétiquement; nous avons détecté entièrement un nouveau groupe de loups (n=9) dans le même secteur l'année suivante. Nous avons détecté le renouvellement des reproducteurs au cours de 6 années-meute; des disperseurs d'autres meutes ont remplacé 4 reproducteurs, un subordonné membre de la meute a remplacé 1 reproducteur et le remplacement d'1 reproducteur était inconnu mais la meute a réussi à se reproduire cette année-là.

## DISCUSSION

Les prélèvements de grands carnivores sont controversés, en particulier pour les espèces à structures sociales complexes (Meuteer et al. 2009, Creel et Rotella 2010, Gude et al. 2012, Ordiz et al. 2013). Comprendre les effets démographiques, génétiques et sociaux des prélèvements sur des espèces vivant en groupe est nécessaire pour la prise de décisions de gestion et de conservation éclairées (Haber 1996). Les prélèvements de loups, par exemple, peuvent entraîner de fréquents changements dans l'abondance et la distribution des meutes, ce qui peut affecter la démographie (Haber 1996, Jędrzejewska et al. 1996) ou la capacité de gérer efficacement leurs populations. Nous avons trouvé que l'occupation des meutes était stable dans une population gérée avec des prélèvements publics, mais que le turnover des individus dans les meutes était commun, suggérant que



l'habitat, et éventuellement la structure sociale ou la dispersion, ont eu plus d'influence dans la détermination de l'abondance et la distribution des meutes que les prélèvements dans ce système. L'évaluation de l'effet relatif des prélèvements sur l'occurrence des meutes et la fréquence du **turnover** permettent donc aux gestionnaires d'évaluer l'efficacité des prélèvements et de prendre des décisions pour la gestion de l'espèce.

Nous avons trouvé peu de preuves que l'occupation des meutes de loups ait changé fréquemment dans notre zone d'étude de 2012 à 2014; ainsi, nous avons rejeté notre hypothèse selon laquelle l'abondance et la distribution des meutes étaient très dynamiques dans une population fortement récoltée (au cours de cette période). Malgré des prélèvements intensifs survenant au cours de notre étude (Moyenne : 114,75 ± 56,94 loups prélevés/année dans la zone d'étude), nous avons trouvé une faible probabilité de changement d'occupation par unité d'échantillonnage au cours d'une période d'échantillonnage de 3 ans. En outre, la plupart des meutes génétiquement échantillonnées au cours des années ont persisté même lorsque certains membres ont probablement perdu la vie. Parce que le renouvellement des meutes a été peu fréquent au cours de notre étude, nous ne pouvions pas rejeter notre hypothèse selon laquelle l'abondance et la distribution des meutes resteraient généralement stables dans une population de loups récoltée pendant plusieurs années.

Contrairement à nos attentes, nos modèles les mieux supportés n'ont pas inclut les prélèvements sur la probabilité d'occupation. Les modèles incluant les prélèvements ont suggéré une faible relation négative entre l'intensité de la récolte et l'occupation des meutes, mais cette relation était incertaine (95% CRIs zéro et les modèles ont peu convergé). Ceci suggère que les prélèvements ont eu peu d'influence sur l'abondance ou la distribution des meutes dans le sud-ouest de l'Alberta au cours de notre étude. La densité humaine et les perturbations anthropiques (par exemple, densité de routes ou d'habitations) ont été négativement associées avec la sélection de l'habitat et l'utilisation par les loups à fine échelles spatio-temporelle (c'est-à-dire, à quelques kilomètres ou quelques heures; Whittington et al. 2005, Hebblewhite et Merrill 2008, Llana et al. 2012), mais nos résultats suggèrent que l'activité humaine, en particulier les prélèvements publics, peuvent ne pas être assez élevés pour influencer la présence de meute dans le sud-ouest de l'Alberta sur plusieurs années. En outre, la plupart des meutes ont probablement connu une certaine mortalité par récolte chaque année (Webb et al. 2011); si le taux de récolte n'était pas assez élevé pour supprimer tous les membres de la meute, les meutes ont probablement persisté parce que les membres survivants pouvaient maintenir leurs territoires (Ballard et al. 1987). Alternativement, si les prélèvements sont ciblés sur les loups disperseurs et non sur les résidents (Peterson et al. 1984, Person et Russell 2008), alors les prélèvements peuvent avoir eu relativement peu d'effet sur les meutes établies.

Même en mode de gestion avec des prélèvements intensifs, les facteurs environnementaux ont eu une influence plus forte que les prélèvements sur la répartition et l'abondance des meutes dans le sud-ouest de l'Alberta.

Semblable à Rich et al. (2013), nous avons trouvé que la couverture forestière était associée positivement à la probabilité d'occupation. Nous émettons l'hypothèse qu'un couvert forestier élevé constitue un habitat de sécurité pour les loups vivant dans des paysages dominés par l'homme (Llana et al. 2012). Alternativement, nous supposons que la couverture forestière est associée à la répartition des proies sauvages (Llana et al. 2012, Kittle et al. 2015) dans le sud-ouest de l'Alberta. La disponibilité des proies détermine généralement la distribution et la densité des loups (Fuller 1989, Boitani 2003, Fuller et al. 2003) et était fortement prédictif de l'occupation du loup dans l'Idaho et le Montana, aux États-Unis (Rich et al. 2013, Ausband et al. 2014). Nous avons été incapable d'estimer la densité ou la répartition des proies dans le Sud-ouest de l'Alberta, mais les recherches dans les Rocheuses aux États-Unis ont montré que les wapitis sélectionnaient les forêts et les zones arbustives au-dessus des prairies à mesure que le manteau neigeux diminuait (Proffitt et al. 2011); les ongulés sauvages peuvent préférer les habitats forestiers aux prairies et terres agricoles en été et en automne au sud-ouest de l'Alberta. En outre, des recherches antérieures ont documenté que la densité des proies sauvages était plus élevée sur les contreforts du centre-ouest de l'Alberta (Webb 2009), qui correspondent aux probabilités les plus élevées d'occupation dans notre étude.

Une fois que les prélèvements atteignent une certaine intensité, ils devraient logiquement avoir un fort effet négatif sur l'apparition de meutes. Ainsi, à un moment donné au-delà du niveau de récolte observé, nous avons supposé que l'effet relatif de la récolte peut devenir plus important pour déterminer l'abondance et la répartition des meutes que nos résultats le suggèrent. Cela pourrait être particulièrement vrai pour les populations en cours de colonisation et celles qui se trouvent à la limite de leur aire de répartition qui est à faible densité ou mal connecté à d'autres populations (Fuller et al. 2003, Gehring et al. 2003, Brainerd et al. 2008).

Les prélèvements semblent avoir un effet plus marqué sur le **turnover** des individus dans les meutes (Webb et al. 2011) par rapport au **turnover** des meutes entières. Nous avons identifié génétiquement 129 loups uniques dans la moitié sud de notre zone d'étude, mais en avons recapturé seulement 20 >1 an et seulement 4 sur 3 années; les chasseurs et les trappeurs ont déclaré avoir capturé 71 loups dans la même région au cours de notre étude. Nous avons observé un **turnover** fréquent des reproducteurs dans les meutes génétiquement échantillonnées au cours d'années consécutives et les meutes ont semblé plus réceptives à l'adoption d'adultes non-reproducteurs que dans d'autres parties des montagnes Rocheuses (Bassing 2017). Bien que de fréquentes pertes de reproducteurs puissent entraîner la dissolution des meutes (Gehring et al. 2003, Brainerd et al. 2008), nous avons trouvé peu de preuves de cela dans le sud-ouest de l'Alberta, et nous supposons que le remplacement rapide des adultes reproducteurs peut expliquer pourquoi les meutes semblaient persister, malgré le fréquent **turnover** d'individus (Gehring et al. 2003). La plupart des adultes reproducteurs ont été remplacés par des disperseurs locaux ou par un individu de la meute (Ausband 2015, Bassing 2017). En outre, la plupart des prélèvements ont coïncidé avec la

saison de reproduction et le pouls de dispersion typique des loups dans les montagnes Rocheuses (c'est-à-dire fin hiver-début du printemps; Mech et Boitani 2003, Webb et al. 2011, Jimenez et al. 2017). Le remplacement des adultes reproducteurs peut rapidement se produire dans ces conditions (Rothman et Mech 1979, Fritts et Mech 1981, Stahler et al. 2002, Mech et Boitani 2003); ainsi, le **turnover** des reproducteurs peut empêcher certains effets déstabilisateurs de perte de reproducteur au sein de la meute (Ballard et al. 1987). Contrairement à l'hypothèse selon laquelle les populations de loups récoltées sont souvent soutenues par des immigrants se dispersant dans la population (Ballard et al. 1987, Haight et al. 1998, Hayes et Harestad 2000, Fuller et al. 2003), la plupart des individus adoptés dans les meutes que nous avons génétiquement échantillonné ont dispersés à partir de meutes voisines (c'est-à-dire des meutes dans la zone d'étude ou en périphérie; Bassing 2017). **Cela suggère que la stabilité et l'occupation des meutes étaient généralement maintenues à l'intérieur de la population, soutenant que l'hypothèse d'une réduction d'émigration peut compenser la mortalité due aux prélèvements** (Adams et al. 2008).

Nous avons trouvé une relation positive faible entre la probabilité de détection et les prélèvements de loups. Contrairement aux présomptions que les prélèvements peuvent réduire la densité (Gasaway et al. 1983, Fuller 1989) ou influencer le comportement des loups (Gunson 1992, Webb et al. 2009) au point que la détection des meutes soit plus difficile que dans les populations non récoltées, nous avons trouvé une probabilité de détection plus élevée dans les zones où l'intensité de la récolte était plus élevée. **Nous supposons que c'est parce que l'intensité des prélèvements peut être associée positivement à la densité de loups.** L'abondance peut fortement affecter la probabilité de détection (Royle et Nichols 2003, MacKenzie et al. 2006) et des enquêtes peuvent être plus susceptibles de détecter des meutes de loups dans des unités d'échantillonnage où la densité de loups et l'intensité de récolte associée sont les plus élevées. **Alternativement, nous supposons que l'intensité de la récolte peut refléter les zones d'habitat de qualité supérieure qui attirent les loups indépendamment des risques de mortalité** (c.-à-d. des **puits attractifs**; Delibes et al. 2001, Novaro et al. 2005). Même si les prélèvements enlèvent beaucoup de loups dans ces zones, les individus dispersés peuvent rapidement combler et maintenir les densités locales

suffisamment pour probablement détecter des loups avec des résultats encore élevés.

Dans notre étude, nous avons formulé plusieurs hypothèses selon lesquelles, si elles étaient violées, auraient pu affecter notre capacité à détecter le **turnover** ou à évaluer l'influence des prélèvements sur l'occurrence des meutes. Nous supposons que nous serions en mesure de détecter le **turnover** des meutes en utilisant des modèles d'occupation. Bien que la récolte ait eu lieu toute l'année, le piégeage en hiver est la principale source de mortalité en Alberta (Robichaud et Boyce 2010, Webb et al. 2011). Si le piégeage a entraîné la dissolution des meutes, cela s'est probablement produit entre nos principales périodes d'échantillonnage. Si une meute de loups recolonise un territoire vacant plus vite que le taux de échantillonnage ait eu lieu (effet de sauvetage; Brown et Kodric-Brown 1977), des unités d'échantillonnage apparaissent en permanence occupé au fil du temps et nous aurions échoué à détecter le turnover des meutes. Nous avons détecté 1 cas de meute entièrement renouvelé avec des analyses génétiques non détectées par le modèle d'occupation; la durée dans ou entre les périodes peuvent être biologiquement hors de propos dans un contexte intensif de population prélevée et impropre à l'essai de notre hypothèses sur le **turnover** des meutes. Les analyses génétiques et les estimations du modèle d'occupation étaient généralement cohérentes; Ainsi, nos données suggèrent une occupation généralement stable au cours de notre étude. Nous avons également supposé que le nombre de loups capturés, rapporté par les chasseurs et les trappeurs, reflétait fidèlement les prélèvements dans le sud-ouest de l'Alberta. Parce que tous les prélèvements publics de loups ont été signalés (Gunson 1992, Robichaud et Boyce 2010, Webb et al. 2011) ainsi que ceux des Unités de gestion de faune sauvage (pas de lieux de récolte précis; AEP), notre intensité estimée de prélèvements de loups peut avoir biaisé la relation estimée entre les prélèvements, l'occupation et la détection des loups. Enfin, nous n'avons pas pu acquérir des données de récolte pour une partie de 2014; les prélèvements déclarés représente une sous-estimation des prélèvements effectifs pour cette année. Le manque de données de 2014 a peut-être réduit notre capacité à détecter l'effet de l'intensité des prélèvements sur la probabilité d'occupation. Cependant, les recherches et la documentation antérieure sur la distribution des loups et des prélèvements dans cette région (Robichaud et Boyce 2010, Webb et al. 2011) suggèrent que les relations estimées sont raisonnables.