

Université de Montréal

Interactions spatiales et temporelles entre les chiens libres et les carnivores sauvages à proximité des villages nordiques du Nunavik dans un contexte de transmission d'une maladie zoonotique : la rage

Par

Marie-Christine Frenette

Département de pathologie et microbiologie vétérinaire, Faculté de médecine vétérinaire

Mémoire présenté à la Faculté de médecine vétérinaire
en vue de l'obtention du grade de *Maîtrise ès sciences* (M. Sc)
en sciences vétérinaires, option épidémiologie.

Avril 2023

© Marie-Christine Frenette, 2023

Université de Montréal

Département de pathologie et microbiologie vétérinaire, Faculté de médecine vétérinaire.

Ce mémoire intitulé

Interactions spatiales et temporelles entre les chiens libres et les carnivores sauvages à proximité des villages du Nunavik dans un contexte de transmission d'une maladie zoonotique : la rage

Présenté par

Marie-Christine Frenette

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

André Ravel

Président-rapporteur

Patrick Leighton

Directeur de recherche

Nicolas Lecomte

Codirecteur

Denise Bélanger

Membre du jury

Résumé

Dans l'Arctique, le risque de transmission de maladies zoonotiques comme la rage est encore une préoccupation pour la santé publique, avec plusieurs cas rapportés chaque année chez différentes espèces animales. L'interface entre la faune sauvage, les animaux domestiques et les humains pour la transmission de maladies sera en augmentation en raison des pressions grandissantes du développement anthropique et du réchauffement climatique. Les interactions directes entre les chiens domestiques des villages nordiques et les renards sauvages, les principales sources d'exposition à la rage, sont des événements critiques pour l'exposition des humains au virus, mais très peu d'études se sont attardées à ce sujet. Les objectifs de ce projet sont 1- de décrire et de quantifier l'activité spatiale et temporelle des renards et des chiens libres et d'identifier les facteurs anthropiques et environnementaux qui influencent leur présence à proximité et dans les villages nordiques, 2- de quantifier les contacts directs et le potentiel d'interactions entre les renards et les chiens libres afin de mieux identifier les périodes et les zones avec un risque de transmission de la rage, 3- de comparer et discuter des résultats de l'activité des renards et des chiens libres et leur potentiel d'interactions entre les deux villages nordiques à l'étude et 4- d'identifier des méthodes de gestion pour diminuer les opportunités d'interactions entre les renards et les chiens libres. Afin de détecter la présence des deux carnivores, un réseau de caméras automatiques a été installé sur une grille spatiale autour et à l'intérieur de deux villages typiques du Nord, Kuujuaq (près de la limite des arbres) et Inukjuak (à > 100 km de la limite des arbres). Pour chaque station caméra, différents facteurs anthropiques et environnementaux ont été évalués (distance au dépotoir, distance à l'aéroport, densité d'habitations, densité de chiens de traîneau, distance aux rues, distance à l'eau, indice de végétation). Les contacts directs et les indices d'interaction ont été calculés pour évaluer le potentiel d'interactions entre les renards et les chiens libres. Les opportunités d'interactions entre les renards et les chiens sont plus élevées à l'aube et au crépuscule pendant les mois d'octobre et de novembre en périphérie des deux villages, particulièrement près des chiens de traîneau et légèrement près du dépotoir municipal (KU) et de l'aéroport (IN). Les renards roux et les renards arctiques ont été observés à proximité et dans les deux villages, mais les renards roux

sont plus souvent observés à Kuujjuaq (87% des observations) qu'à Inukjuak (renards arctiques : 74% des observations), ce qui reflète également des particularités biotiques et abiotiques uniques à chaque village. Les résultats suggèrent que les opportunités d'interactions entre les renards et les chiens représentent un risque d'exposition à la rage pour les chiens et les humains, et possiblement pour d'autres pathogènes nordiques transmissibles entre les chiens et la faune. Cependant, les événements de contacts directs interspécifiques renard-chien sont rares et les opportunités d'interactions sont concentrées dans le temps et dans des zones restreintes, ce qui peut aider à cibler des mesures préventives visant à limiter les événements de transmission. Cette étude fournit la première documentation sur l'activité des renards et leurs interactions avec les chiens libres dans les villages de l'Arctique. L'application d'une approche « Une seule Santé » devrait être utilisée pour prévenir ou diminuer le risque de transmission de la rage entre les renards et les chiens.

Mots-clés : Interactions spatio-temporelles, facteurs anthropiques, renards, chiens libres, caméras de chasse, Nunavik, rage, prévention.

Abstract

In the Arctic, the risk of transmission of zoonotic diseases like rabies is still a public health concern, with several cases reported each year in different animal species. The interface between wildlife, domestic animals and humans for disease transmission will be increasing due to pressures from anthropogenic development and global warming. Direct interactions between domestic dogs in northern communities and wild foxes, the main source of rabies exposure, are critical of human exposure to the virus, but very few studies have focused on this. The objectives of this project are 1- to describe and quantify the spatial and temporal activity of free-ranging dogs and foxes, and identify the anthropogenic and environmental factors that influence their presence near and within northern villages, 2- to quantify direct contacts and the potential for interactions between free-ranging dogs and foxes in order to better identify periods and areas of higher risk of rabies transmission, 3- to compare and contrast dog-fox activity and interactions between the two northern villages under study, and 4- to identify management methods to reduce opportunities for fox-dog interactions. To detect the presence of the two carnivores, we set up a network of automatic cameras near and within two typical northern villages, i.e., Kuujjuaq (near the tree line) and Inukjuak (> 100 km from the tree line). For each camera, different anthropogenic and environmental factors were evaluated (distance to the landfill, distance to the airport, density of dwellings, density of sled dogs, distance to streets, distance to water, vegetation index). Direct contacts and interaction index were calculated to assess the potential for interactions between foxes and free-roaming dogs. Interaction opportunities between foxes and dogs are more likely to occur at dawn and dusk during the months of October and November, and on the outskirts of both villages, particularly near sled dogs and slightly nearer to the landfill (KU) and the airport (IN). Red and Arctic foxes were observed in and around both villages, but red foxes were more frequently observed in Kuujjuaq (87% of observations) while Arctic foxes were more frequent in Inukjuak (74% of observations), which also reflects the biotic and abiotic particularities specific to each village. These results suggest that fox-dog contacts around and within the village are likely, posing a real risk of peri-domestic rabies transmission to dogs and humans, and possibly for other northern pathogens transmissible between wildlife and dogs. Nevertheless, interspecific direct

contact events are rare and interaction opportunities are concentrated in time and space, which may help target preventive measures aimed at limiting transmission events. This study provides the first documentation on the activity of foxes and their interactions with dogs and humans in Arctic communities. Considering the potential risk-by-proximity described in our study, a “One Health” approach could be applied to prevent or lower fox-dog rabies transmission.

Keywords: Spatio-temporal interactions, anthropogenic factors, foxes, free-roaming dogs, hunting cameras, Nunavik, rabies, prevention.

Table des matières

Résumé.....	3
Abstract	5
Table des matières	7
Liste des tableaux	11
Liste des figures	12
Liste des sigles et des abréviations.....	14
Remerciements	17
Introduction.....	19
Recensement des écrits.....	21
Une zoonose encore d'importance : La rage.....	21
Généralité.....	21
L'épidémiologie de cette maladie multiespèces	23
Historique et portrait actuel de la rage en milieu nordique.....	25
L'éco-épidémiologie de la rage chez les canidés	29
Les chiens (<i>Canis lupus familiaris</i>)	29
Déplacement et dispersion :.....	30
Organisation sociale et territoriale:.....	31
Reproduction :.....	32
Alimentation :	32
Le renard arctique (<i>Vulpes lagopus</i>).....	33
Alimentation :	33
Reproduction :.....	34

Organisation sociale et territoriale:.....	35
Déplacement et dispersion :	36
Le renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	37
Alimentation :	37
Organisation sociale et territoriale:.....	38
Reproduction :	39
Déplacement et dispersion :	39
Relation entre le renard roux et le renard arctique :	40
Possibilité de contrôle et prévention	42
Faune sauvage : canidés	42
Chiens domestiques	43
Humain	45
Autres agents pathogènes présents en milieu nordique chez les canidés	46
Le Nord : un milieu d'étude unique	48
Le rôle des chiens dans les communautés	48
Impact des activités humaines sur le comportement des renards.....	51
Interaction entre chiens domestiques et canidés sauvages.....	54
Définitions	54
Les contacts interspécifiques, comment les étudier ?.....	55
Questions de recherche, hypothèses et objectifs	72
Sites étudiés	75
Exposé et analyse des résultats : Spatial and temporal patterns of fox-dog contact in two Arctic villages of Nunavik, Canada, in a context of rabies transmission	76
Abstract	77

Introduction.....	78
Methods	81
Field sites.....	81
Trail Camera Grid.....	81
Images and data analysis.....	82
Temporal activity pattern of foxes and free-roaming dogs.....	83
Spatial determinants of fox and dog activity.....	84
Results	86
Trail cameras	86
Temporal activity of foxes and free-roaming dogs.....	86
Spatial determinants of fox and dog observations.....	88
Discussion	89
Acknowledgment.....	96
Literature cited	97
Tables	107
Figures	110
Supplementary 1	115
Supplementary 2	117
Supplementary 3	118
Discussion générale	119
L'effet temporel sur la présence de renards et de chiens en liberté.....	121
L'effet spatial sur la présence de renards et de chiens libres.....	124
Interactions spatio-temporelles entre les renards et les chiens libres : un risque pour la transmission de la rage.....	127

Un habitat unique pour chaque village.	131
Deux espèces de renard pour un vaste milieu nordique : l'impact sur l'étude.	134
Contrôle et prévention de la transmission de la rage	136
La transmission d'autres agents pathogènes en milieu nordique	140
Conclusion	142
Références bibliographiques	143
Annexe 1 : Classification des catégories de chiens dans le monde.	184
Annexe 2 : Données météorologiques et climatiques à Kuujjuaq et Inukjuak de 2016 à 2018..	187
Annexe 3 : Résultats supplémentaires sur l'observation des différentes espèces par les caméras de chasse.	189

Liste des tableaux

Tableau 1.	Description des études avec des interactions directes et indirectes entre les chiens domestiques et les canidés sauvages.....	62
Table 2.	Number of observations and occurrence for each mammal and bird species during the study period in Kuujjuaq (July 2016 to May 2018) and Inukjuak (May 2017 to May 2018), Nunavik, Canada.....	107
Table 3.	Arctic and red fox and dog presence models for the villages of Kuujjuaq and Inukjuak, Nunavik. Odds ratio (OR), confidence intervals at 95% (CI 95%), t, and <i>p</i> values for the best quasi-binomial GLMM models are shown. All continuous predictors are standardized (mean = 0, SD = 1). Significant <i>p</i> values (alpha=5%) are shown with a star.....	109

Liste des figures

Figure I.	Schématisation de la route de transmission de la rage entre les principales espèces en milieu nordique (flèche pointillée = transmission peu probable, flèche pleine = transmission probable, flèche rouge = transmission ciblée dans ce mémoire). Basé sur Haydon et al. (2002).	28
Figure II.	Schématisation de l'éco-épidémiologie de la rage dans un écosystème nordique en lien avec l'écologie des renards et des chiens.....	41
Figure III.	Map of the Nunavik region, northern Québec, Canada, showing the 14 Inuit communities (stars) distributed along Hudson Bay and Ungava Bay and the two villages (Kuujjuaq and Inukjuak) included in this study (Map produced by Makivik Corporation, 2013).	110
Figure IV.	Total daily activity curves (Kernel density) of red and Arctic foxes (dashed line), vs. dogs (dotted line) as well as the daily index of possible interaction (dog density x fox density) between the two species from all camera traps pictures of Kuujjuaq (KU; 2016–2018) (A) and Inukjuak (IN; 2017–2018) (B), Nunavik. The grey shaded area between lines represents the average degree of overlap [KU : 0.42 with 95% CI (0.41-0.54); IN : 0.48 with 95% CI (0.40-0.64)] displayed by the area in grey under the two curves.	111
Figure V.	Observations per camera trap nights (CTN) of red and Arctic foxes (black bands) vs. dogs (gray bands) with 95% confidence intervals (means for all the camera stations) and monthly index of interaction (dog rate x fox rate observations/trap nights) between the two species (dashed line) by months from July 2016 to May 2018 in Kuujjuaq (A) and from May 2017 to December 2017 in Inukjuak (B). Means without a letter in common differ significantly ($P < 0.05$). The background colours represent seasons: yellow (summer = June to August), orange (autumn = September to November), blue (winter = December to February), green (spring = March to May). The months with a value of 0 and without confidence intervals are periods without data (cameras were inactive).	112

Figure VI. Index of spatial interaction and interpolation of probability of interaction for red and Arctic foxes (top maps; A, B) vs. dogs (middle maps; C, D) in Kuujjuaq (left column; A, C, E) and Inukjuak (right column; B, D, F), Canada. Interactions are derived from observations per camera trap nights (circle = means of cameras station for all month; see methods for details). Spatial index of interaction (squares = dog rate x fox rate of observations/trap nights) are displayed for each camera station (bottom maps; E, F). Heatmaps of foxes (top maps) and dogs (middle maps) represent interpolation of prediction probability (B-spline approximation tool in QGIS from prediction value at each camera station, Resolution = 30 and cell size = 100) from the best GLMM (quasi-binomial) models and the interaction prediction probability (fox x dog prediction heatmap) between dog and fox (bottom maps); see results' section. Data are from July 2016 to May 2018 in Kuujjuaq and from May 2017 to December 2017 in Inukjuak, Nunavik. 114

Figure VII. Photos d'un chien domestique (*Canis lupus familiaris*), d'un renard roux (*Vulpes vulpes*) et d'un renard arctique (*Vulpes lagopus*) photographiés lors de l'étude à Kuujjuaq et Inukjuak, Nunavik 2016-2018..... 120

Figure VIII. Un renard arctique rabique attaque un chien à la station météorologique Hopen, Svalbard, Norvège, Janvier 2011 (Crédit à Ragnar Sønstebø (Ørpetveit et al. 2011))..... 128

Liste des sigles et des abréviations

ACIA/CFIA :	Agence canadienne d'inspection des aliments (<i>Canada Food Inspection Agency</i>)
AIC :	Critère d'information d'Akaike (<i>Akaike information criterion</i>)
APH :	Alabama Public Health
ARN :	Acide ribonucléique
BDI :	Indice de densité d'habitations (<i>Building density index</i>)
°C	Degré celsius
CAV :	Adénovirus canin
CDR :	Distance à la rue la plus proche (<i>Closest distance to any road</i>)
CDV :	Virus de la maladie de Carré canin
CI :	intervalle de confiance (<i>confidence intervals</i>)
cm	Centimètre
CPV :	Parvovirus canin
CTN :	Caméra trappe nuit (<i>camera trap nights</i>)
DA :	Distance à l'aéroport (<i>Distance to the airport</i>)
DIFF	Différence
DMD :	Distance au dépotoir municipal (<i>Distance to municipal dump</i>)
DW:	Distance à l'eau (<i>Distance to water</i>)
GAMM :	Modèle additif généralisé à effets mixtes (<i>Generalized additive mixed models</i>)
GLMM :	Modèle linéaire généralisé à effets mixtes (<i>Generalized linear mixed models</i>)
GPS :	Système de localisation mondial (<i>Global positioning system</i>)
IN :	Inukjuak
km	Kilomètre
km/h	Kilomètre/heure
KU :	Kuujuuaq

m :	Mètre
MAPAQ :	Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec
mm :	Millimètre
NDVI :	Indice de végétation de différence normalisée (<i>Standardized Difference Vegetation Index</i>)
Obs/CTN :	Nombre d'observation divisé par le nombre total de caméra trappe nuit (<i>Number of observations of the species divided by the total camera traps nights</i>)
OIE :	Organisation mondial de la santé animale (anciennement Office International des Épizooties)
OR :	Rapport de cotes (<i>odds ratio</i>)
r^{2c} :	Coefficient de détermination conditionnel (<i>Conditional coefficient of determination</i>)
RO :	Taux de reproduction du pathogène
ROC :	Courbe récepteur-opérateur (<i>Receiver-operator characteristic</i>)
SD :	Erreur standard (<i>Standard error</i>)
SDDI :	Indice de densité de chiens de traîneau (<i>Sled dogs density index</i>)
SNC :	Système nerveux central
SNP :	Système nerveux périphérique
WHO/OMS :	Organisation mondiale de la Santé (<i>World Health Organization</i>)

*À tous ceux et celles
qui m'ont aidée et supportée
dans ce projet de recherche.*

Remerciements

« En travaillant ensemble et réunissant nos richesses, nous pouvons accomplir de grandes choses » Ronald Reagan

Sans l'aide de chacun de vous, mon mémoire n'aurait jamais été ce qu'il est. Pour tous ceux qui ont collaboré de proche ou de loin à ce projet, merci profondément.

Merci, Patrick et Nicolas, de m'avoir fait confiance pour commencer et réaliser cette maîtrise en milieu nordique, dans deux communautés où il n'y avait jamais eu de projet sur le terrain avant celui-ci. J'espère que mon parcours n'aura pas été trop long pour vous et que le résultat final vous satisfait. Vous avez été une grande source de connaissances tout au long de ce projet. Vous avez également été capable de me rassurer malgré les obstacles et les angoisses que j'ai pu avoir à chaque étape du projet.

Merci Audrey, d'avoir toujours donné une tournure positive à ce projet, pour ton aide précieuse à remplir les formulaires CCP et pour avoir organisé les détails techniques à la préparation des premiers voyages sur le terrain. Nos discussions ont été essentielles à la précision de mes objectifs et à l'orientation de ce projet.

Merci à tous ceux qui m'ont accompagnée pour la prise de données sur le terrain. Merci Hélène de m'avoir accompagnée aux multiples voyages à Kuujuaq et à Inukjuak et pour l'installation et le suivi de mes caméras trappes. Merci, Émilie, d'avoir installé plusieurs pièges à renard dans l'objectif de mettre des colliers GPS, même si nous avons eu un succès médiocre. Merci, Agathe, de t'être jointe à l'équipe à mi-parcours et d'avoir ajouté une nouvelle saveur à notre expérience dans les communautés. Tu auras aussi été d'une grande aide pour l'écriture de mes scripts R et pour les analyses statistiques.

Merci à l'équipe technique du MAPAQ, Nicolas et Ariane, d'avoir participé au projet pilote de suivi des renards par GPS à proximité des communautés, même s'il n'a pas été possible d'inclure ces données dans ce mémoire.

Je dois faire un remerciement particulier à la communauté de Kuujjuaq et Inukjuak et plus précisément au groupe de chercheurs du Centre de recherche du Nunavik (CRN) à Kuujjuaq (Ellen et al.) et à l'équipe d'Inukjuak (Asak, Marc et Frankie) pour l'énorme assistance technique lors de notre présence dans les villages. Merci à ceux qui nous ont accueillis dans leur maison lors de nos passages dans les communautés.

Merci à mes parents, Céline et Laurent, mon frère Sébastien, ainsi que mon conjoint Mathieu, pour votre appui moral et vos encouragements pour la réalisation de ce mémoire. Merci d'avoir accepté que je travaille un nombre d'heures phénoménales sur ce projet. La phrase « Je dois faire de la maîtrise » va rester gravée dans la mémoire de ma famille. Même si parfois vous trouviez que c'était un trop gros projet de faire le double programme DMV-maitrise, vous avez toujours cru en mes compétences d'accomplir mes objectifs. Merci, Mathieu, de m'avoir écoutée parler des détails de ma maîtrise, même si tu ne comprenais pas réellement tout ce que j'expliquais.

Après un doctorat en médecine vétérinaire, l'apprentissage d'un nouvel emploi, la rénovation d'une maison entière, ainsi qu'une grossesse et un congé de maternité avec ma merveilleuse fille Éliane, et ce, parallèlement à l'accomplissement de ce mémoire, je peux maintenant dire que ce projet est derrière moi et utiliser le proverbe : Mieux vaut tard que jamais ! La réalisation de cette maîtrise est finalement devenue une réalité et toute une réussite.

Introduction

Les interactions entre la faune sauvage, les animaux domestiques et les humains sont d'une grande préoccupation pour les gestionnaires de la santé publique et les vétérinaires, mais aussi pour la conservation de la faune (Grenfell et al., 1995; McCallum & Dobson, 1995). En région nordique, on devrait observer une hausse des occasions de transmission de maladies entre ces trois sphères (faune, animaux domestiques, humains) en raison des pressions grandissantes du développement anthropique et du réchauffement climatique. En particulier, la rage, l'une des maladies zoonotiques encore d'importance pour la santé humaine à travers l'Arctique et qui est endémique chez la faune, pourrait augmenter en occurrence par des contacts accrus entre les humains, la faune et les animaux domestiques (Elmore et al., 2016; Hueffer et al., 2013). Au Nunavik, Nunavut et Territoires du Nord-Ouest, l'évolution de la rage doit être suivie attentivement (Aenishaenslin et al., 2014; Curry et al., 2016), mais le déplacement des individus et les interactions entre eux sont particulièrement difficiles à étudier avec la faune impliquée (White et al., 1995), surtout en Arctique, où le suivi des populations animales est très limité en raison des conditions météorologiques extrêmes, des grandes distances à parcourir sur ce vaste territoire peu peuplé, des difficultés logistiques et des coûts élevés pour faire des études (Epstein, 2000; Harvell et al., 2002; Hoberg et al., 2003; Kutz et al., 2004, 2001).

Le renard arctique (*Vulpes lagopus*) est le réservoir reconnu de la rage, un virus transmis par contact direct entre un individu infecté et un individu sain (Bannikov, 1970; Rosatte, 1988). Plusieurs cas de rage sont rapportés chaque année au Nunavik chez les renards arctiques et les renards roux (*Vulpes vulpes*). Ceux-ci peuvent transmettre l'infection aux chiens domestiques (*Canis lupus familiaris*) présents dans les villages inuites et ces derniers deviennent alors la principale source d'exposition humaine à la rage (Aenishaenslin et al., 2014). Dans ce contexte, les contacts directs entre les renards et les chiens sont préoccupants pour la transmission du virus et critiques d'un point de vue de santé publique. Depuis 1953, un système de surveillance passive a été mis en place au Nunavik/Labrador par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) pour suivre la situation générale de la rage chaque année (ACIA, 2015; Simon et al., 2021), mais

aucune étude n'a tenté de mesurer où et quand se produisent les interactions entre les chiens, les renards et les humains. Une telle étude permettrait d'évaluer le risque de transmission de la rage à proximité et au sein des villages, une étape qui serait favorable à la mise en œuvre des plans d'action préventifs.

Avant d'estimer le potentiel de transmission de la rage, une meilleure connaissance de la répartition temporelle et spatiale des espèces concernées est nécessaire (Dohna et al., 2014), car l'utilisation de l'espace influence les taux de contact (Robert et al., 2012; Sanchez & Hudgens, 2015). Plusieurs facteurs anthropiques et/ou naturels peuvent influencer la distribution et ainsi la probabilité de contact entre les chiens et les renards dans les environnements humanisés, tels que la densité d'habitations, la densité des rues et des routes, le niveau d'activité humaine, les ressources alimentaires naturelles ou anthropiques (Eberhardt et al., 1982; Harrison, 1997; Pamperin, 2008; Towerton et al., 2011). Si des ressources utilisées par ces deux carnivores sont regroupées à un endroit, à un temps donné, cela peut engendrer un chevauchement d'activité spatio-temporel important entre les deux espèces (Cooper et al., 2008; Dobson, 2004; Proffitt et al., 2011), et ainsi favoriser la transmission de la rage (Barasona et al., 2014), d'autant plus que ces canidés sont des espèces très mobiles (Gipson, 1983; Lehner, 2012; Walton et al., 2018). Jusqu'à présent, nous ne savons pas vraiment ce qui détermine la distribution spatio-temporelle des renards et des chiens domestiques à proximité et au sein des villages nordiques.

Pourquoi une étude mesurant les contacts entre les renards et les chiens est-elle essentielle ? En fait, un des paramètres clés de la dynamique de la rage est de quantifier le taux de transmission qui est directement conditionné par les contacts entre les hôtes. Afin d'améliorer les connaissances locales pour un meilleur contrôle de maladies, ce projet vise ainsi à documenter la présence spatio-temporelle des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages nordiques afin de mieux estimer les contacts. Ces villages représentent des « hotspots » de transmission de pathogènes entre la faune, les animaux domestiques et les humains, car elles réunissent l'abondance de ressources, la concentration d'humains et la présence d'un grand nombre de chiens en un même endroit. Afin de mieux estimer les probabilités d'interactions entre les deux canidés, nous focaliserons sur deux villages typiques du Nord, Kuujuaq (KU) et Inukjuak (IN), toutes les deux des villages du Nunavik.

Recensement des écrits

Une zoonose encore d'importance : La rage

Généralité

La rage est fortement présente dans le monde et est une zoonose des plus meurtrières avec près de 60 000 personnes tuées chaque année par ce virus (OIE, 2019), mais la plupart sont dans les pays en voie de développement où les ressources en santé publique sont inadéquates et/ou l'accès au traitement préventif est limité (Barecha et al., 2017). Les morsures de chien sont la cause de plus de 98% des cas humains de rage (Sillero-Zubiri & Laurenson, 2001), les enfants étant particulièrement vulnérables et affectés (WHO, 2018). Les continents avec le plus haut risque sont l'Afrique et l'Asie, principalement associés à la rage canine. Tandis que certains pays ont réussi à éradiquer cette maladie de leur territoire par un système de quarantaine, un programme de contrôle rigoureux d'éradication ou des barrières naturelles comme les rivières ou les montagnes, la rage reste endémique sur certains territoires, surtout lorsque la rage touche principalement des espèces hôtes sauvages (Barecha et al., 2017).

La rage est causée par un virus de la famille des Rhabdoviridae et du genre Lyssavirus (Macdonald, 1995). Ce virus est enveloppé et son génome est constitué d'ARN. Ces caractéristiques lui confèrent une faible résistance en milieu extérieur, une haute sensibilité aux agents physicochimiques de désinfection, ainsi qu'une capacité à évoluer très rapidement par mutation en échappant aux mécanismes de défense pour le contrôle des erreurs de réplication. Il existe différentes souches de virus (biotype) et chacune d'elle a sa propre espèce hôte de maintien, agissant comme réservoir (Paweska et al., 2006). Ainsi, la souche virale est adaptée à son hôte et favorise sa perpétuation dans le temps par différents facteurs d'adaptation, tels qu'une susceptibilité accrue de l'espèce, une probabilité accrue d'excréter le virus et la faible probabilité de développer une immunité protectrice (Mollentze et al., 2014). La souche la plus distribuée dans le monde est celle du virus de la rage canine (Paweska et al., 2006).

Le virus peut infecter tous les mammifères en raison de sa capacité à franchir facilement la barrière de l'espèce. La sensibilité à la rage varie selon les espèces (Macdonald, 1995), les carnivores étant particulièrement sensibles. Sauf pour de très rares cas (inhalation de gouttelettes infectées dans les grottes habitées par des chauves-souris), la transmission de la rage est possible seulement par des contacts directs avec de la salive infectée, soit par une morsure pénétrante, soit par une griffure ou soit par léchage d'une peau lésée. La manipulation du sang, de l'urine ou des fèces d'un animal rabique ne constitue pas une exposition (APH, 2015). Une fois que le virus a passé la barrière de la peau ou les muqueuses, il se multiplie localement dans les tissus environnants de la plaie, puis pénètre dans le système nerveux périphérique (SNP) pour progresser vers le système nerveux central (SNC), d'où son appellation de virus neurotrope (Schnell et al., 2010). La multiplication du virus dans les neurones du cerveau provoque une encéphalite et l'apparition des signes cliniques. Lorsque le virus a atteint le cerveau, la maladie est fatale en raison de la destruction des zones cérébrales (Madhusudana et al., 2010). Avant la mort, le virus se dissémine dans tout l'organisme par les voies nerveuses, ce qui permet son excrétion par les glandes salivaires. La période d'incubation varie selon l'espèce animale, la quantité de virus dans l'inoculum, la densité de plaques motrices au site de la morsure et la proximité de la morsure par rapport au système nerveux central, donc peut prendre de quelques jours à quelques mois (Koprowski, 2009; Smith, 1996; Ugolini, 2011). Par exemple, la période d'incubation pour les chiens peut s'étendre entre 10 jours et très rarement à 6 mois depuis l'exposition (Spickler, 2012; Warrell & Warrell, 2004), période qui est très similaire chez le renard arctique (Rausch, 1972). Les signes observés varient très peu entre les espèces et sont le plus souvent associés à des troubles de comportement en réponse à une perturbation du SNC. Les phases prodromique, excitative (furieuse) et paralytique sont les phases cliniques généralement décrites, mais les espèces ne présentent pas nécessairement les trois phases de cette maladie (Thanomsridetchai et al., 2011).

Le diagnostic de la rage chez un animal est exclusivement réalisé post-mortem, et ce, à partir de tissus cérébraux au niveau du bulbe rachidien, de l'hippocampe, du cortex cérébral ou du cervelet (Dacheux & Bourhy, 2011). Normalement, l'animal entier ou sa tête doit être acheminé dans des laboratoires certifiés pour faire les analyses recommandées. La méthode de référence est

l'utilisation de l'immunofluorescence directe pour mettre en évidence les antigènes rabiques ou les corps d'inclusion dans les prélèvements cérébraux (Bourhy et al., 1989). Il est impossible de faire des tests de diagnostic de la rage sur des animaux vivants, ce qui limite les suivis de surveillance de cette maladie.

L'épidémiologie de cette maladie multiespèces

Les notions épidémiologiques et les facteurs qui affectent la transmission de pathogènes multiespèces et zoonotiques sont essentiels afin de mieux comprendre l'écologie de cette maladie. Quand une maladie fait partie d'un système multihôte, la dynamique de transmission est complexe et dépend sur le taux de transmission interspécifique et intraspécifique (Fenton & Pedersen, 2005). L'estimation du taux de transmission entre deux espèces différentes ou deux individus de la même population est normalement basée sur le taux de contact (Holmala, 2009) qui dépend également du mode de transmission de la maladie (Courtenay et al., 2001). Le mode de transmission est variable selon le pathogène, mais dans le cas de la rage, il est associé aux contacts directs entre les individus. Le taux de contact représente le nombre d'animaux différents que chaque individu entrera en contact pendant une période définie (Mørk & Prestrud, 2004). Les contacts sont des événements critiques pour la persistance de la rage (Sepúlveda, 2013) et il est crucial que ceux-ci aient lieu pendant la courte période de l'excrétion du virus de la rage pour que l'animal susceptible soit contaminé (Wandeler et al., 1988). À l'intérieur d'une population, le taux de contact dépend de l'organisation sociale, de la densité de la population, du mouvement des individus, des domaines vitaux et de la biologie de l'espèce (MacDonald & Voigt, 1985; Sparkes et al., 2015), et peuvent suivre des patrons très complexes basés sur les différences de comportement des individus hôtes et de la hiérarchie sociale (Böhm et al., 2008; Davidson et al., 2008).

Le taux de contact interspécifique dépend de certains éléments spatiaux, tel que l'aire de répartition des espèces et de leur distribution dans l'environnement. L'interface entre les deux espèces peut être linéaire, caractérisée par une limite physique dans l'environnement, ou inégale, représentée par la préférence d'un habitat commun par les deux espèces. L'interface peut également être focale, comme un point d'eau commun, ou diffus, comme un site où les

ressources sont partagées (Schlundt et al., 2002). Les modèles théoriques suggèrent que lorsqu'une forte ségrégation spatiale conduit à des sous-groupes distincts au sein d'une population, comme c'est le cas pour les espèces territoriales, la transmission entre espèces peut être la voie de transmission dominante, de sorte que la présence d'un hôte alternatif est requise pour l'établissement du pathogène (Holt et al., 2003; Keeling, 2005). La transmission de maladie intra et interspécifique dépend également d'éléments temporels, tels que les cycles saisonniers et les fluctuations climatiques qui peuvent affecter le nombre et la répartition des animaux dans l'environnement (Schlundt et al., 2002; Selimov et al., 1990). Également, il a été proposé que seulement une petite proportion de la population (20%) est responsable d'une grande portion de la transmission de maladie (80%) (Lloyd-Smith et al., 2005; Woolhouse et al., 1997).

La présence ou l'absence d'un hôte de maintenance, c'est-à-dire d'un réservoir, et la présence d'une population sensible sont des déterminants épidémiologiques importants pour la transmission de cette maladie (Schlundt et al., 2002). Un réservoir est défini comme « une population qui est capable de maintenir l'infection dans une zone en l'absence de contaminations croisées avec d'autres animaux domestiques ou sauvages » (Naranjo et al., 2008). La taille de la population réservoir doit dépasser une valeur minimale et avoir assez d'animaux susceptibles pour que la maladie soit persistante et cette valeur est directement reliée au taux de transmission entre les hôtes de maintien (Bartlett, 1960). Le taux de reproduction du pathogène (R_0) représente le nombre d'infections secondaires dans une population sensible causées par une seule infection, donc un $R_0 > 1$ est signe d'une épidémie croissante dans la population (Haydon et al., 2002; Hudson et al., 2002; Jin & Wang, 2005). Lorsque le $R_0 < 1$, la transmission touche à sa fin et dans le cas de la rage, le virus ne devrait pas pouvoir persister dans la population (Ginsberg & Macdonald, 1990). Cependant, pendant une épizootie de rage, la maladie peut être transmise à d'autres espèces de mammifères qui peuvent également propager l'infection temporairement, mais ces hôtes ne maintiennent pas le virus dans la population pour une longue période (Dyer et al., 2014). Dans un système complexe, il est possible d'avoir des transmissions entre des populations de différentes espèces, qui individuellement n'ont pas un rôle de maintien du virus, mais lorsque ces populations sont mises ensemble dans un environnement, elles peuvent former une communauté de maintien de la maladie (Haydon et al., 2002).

Historique et portrait actuel de la rage en milieu nordique

La rage est endémique à travers l'Arctique, incluant le Nord canadien, le Groenland, Svalbard et les régions nordiques de la Russie (Mørk & Prestrud, 2004; Ørpetveit et al., 2011; Tabel et al., 1974). Les écrits mentionnent que les Inuit connaissaient depuis bien longtemps une maladie de type « rage » présente chez les renards arctiques qui pouvait se transmettre aux chiens et aux humains (Singleton, 1969). Depuis plus de 150 ans, il y a également des descriptions d'épidémies de rage chez les chiens de traîneau au Groenland réduisant leur nombre drastiquement à certains moments (Crandell, 1991; Lassen, 1962). Au Canada, le premier cas compatible avec la rage est rapporté dans les Territoires du Nord-Ouest en 1867 (Elton, 1931). Ce n'est que dans les années 1940 que l'identification de l'agent étiologique en tant que virus de la rage a été confirmée en Arctique et que les cas positifs ont commencé à être documentés (Charlton & Tabel, 1976; Jenkins & Wamberg, 1960; Turevich & Tebiakina, 1947). Depuis les 50-60 dernières années, plusieurs épidémies ont été notées au Canada (Aenishaenslin et al., 2014; Kantorovich, 1964; Rausch, 1958) et encore à ce jour, des cas de rage d'animaux sauvages et de chiens domestiques sont rapportés chaque année avec des pics périodiques d'abondance de cas positifs (ACIA, 2022). Dans le nord du Québec (Nunavik), sur les 112 animaux testés positifs à la rage entre 1999 et 2012, 44 cas étaient des animaux sauvages (principalement des renards arctiques et renards roux) et 68 cas étaient des chiens domestiques (Aenishaenslin et al., 2014).

Des cas de rage arctique ont été observés chez plusieurs espèces sauvages : loup gris (*Canis lupus*), phoque annelé (*Pusa hispida*), ours polaire (*Ursus maritimus*), caribou (*Rangifer tarandus*), chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*) et la moufette (*Mephitis mephitis*) (Loewen et al., 1990; MacDonald et al., 2011; Mørk & Prestrud, 2004; Odegaard & Krogsrud, 1981; Rausch, 1958; Ritter, 1981; Taylor et al., 1991; Weiler et al., 1995). Dans la plupart des cas, il s'agit de résultats sporadiques et en mince minorité par rapport aux cas positifs de renards arctiques, renards roux et chiens domestiques. Sur tout le territoire du Canada, seulement trois loups ont eu un résultat positif à la rage de 2014 à 2021 (ACIA, 2022), comparativement à 67 renards arctiques, 37 renards roux (présent aussi au sud du pays) et 51 chiens (présent aussi au sud du pays). Dans d'autres régions polaires (Alaska et Russie), le loup semble jouer un rôle légèrement plus important pour la transmission de la rage, car il y a eu des épisodes d'épidémies en

coïncidence avec celles du renard arctique (Chapman, 1978; Rausch, 1958; Weiler et al., 1995), ainsi qu'une déclaration de morsure chez un humain par un loup rabique, mais la souche était celle du renard arctique (Kuzmin, 1999).

La souche du virus arctique (P-41) de la rage trouvée dans les régions arctiques et subarctiques de manière circumpolaire est l'unique souche sur ce territoire et a comme hôte principal le renard arctique (Mørk & Prestrud, 2004). Au Canada, cinq différentes variantes de la souche arctique du virus de la rage sont connues dans les différentes zones géographiques (Nadin-Davis, 1998). La souche du renard est particulièrement adaptée à son hôte, mais plusieurs autres espèces pourraient la faire circuler, car elle est observée sur une vaste étendue géographique (Mansfield et al., 2006). Le virus arctique circule chez le chien viverrin et le renard roux dans les pays baltes ainsi qu'en Sibérie (Selimov et al., 1994). Dans les régions subarctiques, le renard roux, le raton laveur (*Procyon lotor*) et la mouffette sont des espèces dont la souche arctique a été isolée (Nyberg et al., 1992; Selimov et al., 1990; Webster et al., 1986). Les mécanismes derrière la persistance de la rage arctique et les épisodes d'épizooties sont encore très mal compris en Arctique. En effet, les densités de renards arctiques dépassent rarement 0,3 individu/km² (Angerbjörn et al., 1999) ce qui est en dessous des valeurs seuils estimées pour maintenir une épizootie. David et al. (1982), ont estimé qu'il fallait une valeur seuil de 0,63 renard/km² en Europe centrale, tandis qu'Anderson et al. (1981), ont estimé la densité minimale à 1,0 renard/km² pour avoir une épizootie dans la population. Cependant, Toma & Andral (1977) suggèrent que dans certaines circonstances, une densité aussi basse que 0,25 renard/km² était suffisante pour déclencher une épizootie de rage.

Plusieurs hypothèses ont été proposées pour expliquer la persistance de la rage en Arctique, c'est-à-dire la longue période d'incubation et d'excrétion du virus, la possibilité que certains renards soient porteurs silencieux, ainsi que la survie du virus dans les carcasses gelées (Charlton & Tabel, 1976; Tabel et al., 1974). Dans le modèle développé par Simon et al. (2019), l'immigration de renards arctiques infectés provenant d'autres populations serait nécessaire pour l'occurrence de la rage dans le Nord, ainsi qu'un taux de transmission élevé. Également, bien qu'aucune évidence ne montre que le renard roux pourrait être réservoir de la rage en absence du renard arctique (Goldsmith et al., 2016), son rôle dans le milieu nordique n'est pas à négliger lors

d'épizooties de rage. Outre le renard roux, on ne connaît pas le rôle d'autres carnivores, tel que le loup arctique (*Canis lupus arctos*), qui est très présent sur le territoire (Weiler et al., 1995). Les conditions environnementales et épidémiologiques de l'Arctique semblent optimales pour la maintenance du virus sur le territoire nordique chez les carnivores.

Malgré la multitude d'épizooties de rage vulpine dans la faune et les chiens domestiques, aucun cas clinique humain n'a été rapporté dans l'Arctique canadien (ACIA, 2022; Nadin-Davis, 1998) et les cas humains sont très rares dans le reste de l'Arctique (Follmann et al., 1994). Au Nunavik, de 2008 à 2017, 15 cas d'exposition humaine à un animal rabique ont été signalés, mais grâce à la prise en charge médicale adéquate, les personnes exposées n'ont pas développé la maladie (Mediouni et al., 2020). L'exposition humaine peut avoir lieu lorsqu'il y a morsure par un chien domestique ou parfois un carnivore sauvage qui devient rabique après avoir été en contact avec un animal infecté (Mørk & Prestrud, 2004). Même si les événements de morsures ne constituent pas nécessairement une transmission du virus, il y a encore plusieurs attaques de chiens ou de faune sauvage sur les résidents chaque année (Aenishaenslin et al., 2014). Dans le système nordique (Figure I), les contacts physiques entre la faune et les humains sont rares (Aenishaenslin et al., 2014; Dohna et al., 2014; Gortázar et al., 2007; Miller et al., 2013). Pour la majorité des cas, le chien est une source d'exposition locale pour la transmission du virus entre les animaux sauvages et les humains (Kim et al., 2014; Mørk & Prestrud, 2004; Simon et al., 2019). Il existe deux profils spécifiques d'exposition potentielle à la rage au Nunavik, soit qu'il s'agit d'enfants exposés par des blessures en jouant avec des chiens, soit qu'il s'agit de jeunes adultes (souvent masculin) exposés par des blessures impliquées avec la faune (Mediouni et al., 2020). Pour le premier profil, les enfants sont considérés comme un groupe vulnérable, car les morsures de chiens sont plus proches de la tête et l'incubation est ainsi moins longue (Aenishaenslin et al., 2014; Mediouni et al., 2020; Wilde et al., 2003). Par contre, une étude expérimentale a aussi démontré que le chien était possiblement moins adapté à la propagation de la rage du renard et développerait la forme muette de la rage, ce qui cause moins de risque pour l'humain, car leur comportement est moins agressif (Blancou, 1988; Blancou et al., 1983). Dans le deuxième cas, les renards rabiques peuvent occasionnellement attaquer et mordre des gens directement, comme il a déjà été observé près de l'industrie de pétrole de Prudhoe Bay en Alaska en 1994 (Ballard et

al., 2001). Par contre, les trappeurs et les chasseurs (jeunes adultes) font partie d'un groupe d'individus avec un risque d'exposition à la rage par la faune, car ils sont en contact étroit avec des carcasses de renard potentiellement infecté par le virus (Follmann et al., 1994; Mediouni et al., 2020; Secord et al., 1980). Malgré tout, il a été proposé que les populations nordiques pourraient développer possiblement une immunité acquise par les différentes manipulations de la faune (Ducrocq et al., 2019; Follmann et al., 1994; Orr et al., 1988). En résumé, le faible nombre de cas humains rabiques peut être associé à la faible densité humaine en Arctique, la faible possibilité de contact avec l'hôte principal (sauf à travers les carcasses), ainsi que l'utilisation d'une vaccination en prophylaxie post-exposition (Kuzmin, 1999; Mørk & Prestrud, 2004).

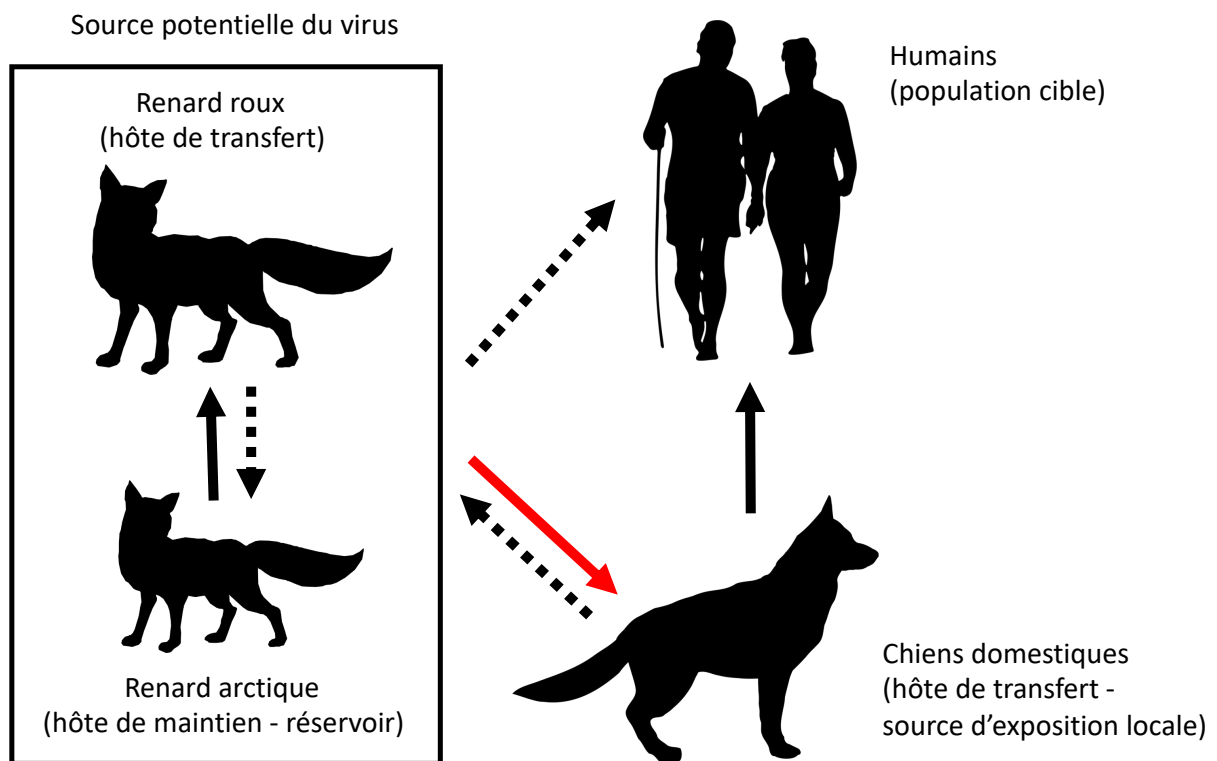


Figure I. Schématisation de la route de transmission de la rage entre les principales espèces en milieu nordique (flèche pointillée = transmission peu probable, flèche pleine = transmission probable, flèche rouge = transmission ciblée dans ce mémoire). Basé sur Haydon et al. (2002).

L'éco-épidémiologie de la rage chez les canidés

Une description de l'écologie des trois carnivores ciblés par l'étude est décrite ci-dessous en lien avec la transmission de la rage. Un schéma est présenté à la fin de cette section afin de résumer cette portion des écrits (Figure II).

Les chiens (*Canis lupus familiaris*)

L'éco-épidémiologie de la rage chez les chiens est indirectement et grandement influencée par leur niveau de dépendance aux humains. En général, les populations de chiens peuvent être divisées en différentes catégories; les chiens de compagnie restreints qui sont complètement dépendants des humains pour les soins quotidiens et sont considérés comme des membres de la famille (avec propriétaire), les chiens en liberté (de famille/domestiques ou errants) qui dépendent des communautés humaines pour s'alimenter et se loger (avec ou sans propriétaire) et des chiens sauvages qui n'ont pas de contact avec les humains (sans propriétaire). Un résumé des particularités de chaque catégorie de chiens est présenté en annexe 1 et est basé sur la classification de Boitani et al. (2016), Perry (1993) et Vanak & Gompper (2009b). Chaque sous-groupe de chiens a sa propre particularité démographique et comportementale (Hughes & Macdonald, 2013), ce qui rend les populations de chiens beaucoup plus hétérogènes que les populations d'animaux sauvages (Wandeler et al., 1988), et même à l'intérieur de ces sous-groupes il existe une variabilité. Le contexte socio-écologique des chiens va affecter leur déplacement et leur utilisation des ressources et ainsi leur niveau de risque à être exposé et/ou être une source de transmission de la rage (Vanak & Gompper, 2009b). Par contre, la plupart des auteurs s'entendent pour dire que les catégories sont flexibles et que les chiens peuvent se trouver dans plus d'une catégorie ou changer de catégorie au cours de leur vie (Boitani et al., 2016; Daniels & Bekoff, 1989a; Macdonald & Carr, 2016; Nesbitt, 1975).

Une revue des écrits est présentée seulement pour les chiens en liberté, un sous-groupe bien représenté dans les communautés nordiques et particulièrement pertinent pour la transmission de la rage. En effet, les chiens de compagnie restreints ont des contacts extrêmement limités avec la faune et ne causent pas un risque significatif par rapport à la rage (Vanak & Gompper, 2009b). Concernant les chiens sauvages, ils sont localisés en petit nombre dans des zones géographiques

(Afrique, Asie, Australie) non ciblées par la présente étude, donc ils sont également exclus. La catégorie de chiens en liberté représente tout de même environ 80% des chiens de la population canine mondiale (Lord et al., 2013). Il s'agit d'un groupe grandement hétérogène, qui comprend les chiens de famille/domestiques avec moins de restrictions sur leurs déplacements (chiens de ferme, chiens berger, chiens de travail) appartenant à des propriétaires ou un groupe de propriétaires et les chiens errants qui n'ont pas de propriétaire (incluant les chiens de villages et urbains) (Boitani et al., 2016; Vanak & Gompper, 2009b). Ils ont tous besoin des communautés humaines pour s'alimenter et se loger. Ce groupe peut servir de réservoir pour la rage (observé surtout dans les pays du Sud en développement) ou servir de source d'exposition et de transmission de la rage de la faune aux humains (observé dans les endroits où il y a un réservoir sauvage) (Barecha et al., 2017; Wandeler et al., 2013). La littérature sur l'éco-épidémiologie de la rage chez les chiens libres en milieu nordique est plutôt limitée, donc une portion des écrits provient d'études à travers le monde afin d'avoir une meilleure compréhension générale de leur écologie. Les informations pertinentes qui étaient disponibles dans un contexte nordique ont été incluses (une section plus détaillée sur le rôle des chiens en milieu nordique est également présentée dans la section « Le Nord : un milieu d'étude unique »).

Déplacement et dispersion :

La mobilité est un facteur important pour la transmission de la rage (Jin & Wang, 2005) et les chiens libres ont l'opportunité de se déplacer dans l'environnement, donc ils sont susceptibles à être exposé au virus et ils ont le potentiel de le propager sur un plus grand territoire (DüRr et al., 2017; Lunney et al., 2011). La grandeur du domaine vital et la distance des déplacements dépendent de la disponibilité des ressources (Fox et al., 1975; Gipson, 1983) et varient selon les saisons (Atickem et al., 2009; Daniels, 1983), le sexe, le statut reproducteur et le rôle du chien (DüRr et al., 2017; Sparkes et al., 2014; Vaniscotte et al., 2011). Les domaines vitaux des chiens en liberté varient de 0,004 km² à 70 km² (Berman & Dunbar, 1983; DüRr et al., 2017; Gipson, 1983; Vaniscotte et al., 2011). Les chiens en liberté qui ont un propriétaire concentrent davantage leur activité près de leur maison (Daniels & Bekoff, 1989b; Meek, 1999; Silva-Rodríguez et al., 2010) et vont défendre qu'une petite zone à proximité de celle-ci (Daniels & Bekoff, 1989b) n'allant souvent pas plus loin que 250 mètres de leur propriété (DüRr et al., 2017; Sepúlveda,

2013), un comportement qui n'a pas été étudié en milieu nordique. Dans plusieurs études, la moyenne de la taille des domaines vitaux est généralement peu élevée et se situe en dessous de 0,1 km² pour les mâles et les femelles (Berman & Dunbar, 1983; DüRr et al., 2017; Meek, 1999; Van Kesteren et al., 2013). Cependant, certains individus (avec propriétaire) parcourent de plus longues distances, avec des valeurs maximales de 3,2 km à 6 km (Coman & Robinson, 1989; Maestas et al., 2003; Sepúlveda, 2013; Woodroffe & Donnelly, 2011). Les mâles non castrés ont les domaines vitaux les plus grands (DüRr et al., 2017; Sparkes et al., 2014; Vaniscotte et al., 2011), ce qui conduit potentiellement à un nombre de contacts plus élevé et à la possibilité de propager le virus sur de plus grandes zones (DüRr et al., 2017). Les chiens de famille ont été classifiés comme soit « restant à la maison », soit « explorateur » (Hudson et al., 2017) et dont le rôle de chaque individu sera différent dans un contexte de transmission de la rage. Même si les chiens qui appartiennent à un propriétaire sont en liberté, leurs mouvements sont grandement affectés par leur propriétaire (Wilson-Aggarwal et al., 2021). À l'inverse, les chiens sans propriétaire (errants) et sans programme de contrôle local (ex. règlements municipaux), ont une liberté de déplacement absolue et ils vont souvent circuler la nuit (Wandeler et al., 2013). Certains groupes peuvent parcourir de plus grandes distances que les chiens de famille (Gipson, 1983), mais ce n'est pas un comportement généralisé (Sparkes et al., 2014). Par exemple, en Alaska, le domaine vital d'un groupe de chiens sans propriétaire était de 70 km² et était expliqué par les allers-retours au dépot municipal en périphérie du village (Gipson, 1983).

Organisation sociale et territoriale:

La formation de groupes sociaux est une dérivation du comportement de formation de meute qui provient de son ancêtre, le loup gris. Une meute est définie comme une unité sociale qui chasse, élève les jeunes et protège un territoire en tant que groupe stable (Mech & Boitani, 2003) et dont les membres sont reliés ensemble (Bekoff et al., 1984), ce qui n'est pas exactement respecté par les chiens en liberté, même ceux errants (Berman & Dunbar, 1983; Boitani et al., 2016; Bonanni et al., 2010; Daniels & Bekoff, 1989a). Une hétérogénéité de contacts sociaux s'observe selon les individus allant d'un comportement très solitaire jusqu'à faire partie d'un groupe social, les chiens errants étant plus propices à former des groupes sociaux (Boitani et al., 2016; Macdonald & Carr, 2016). Les chiens socialement connectés peuvent présenter un risque plus élevé de transmission

de la rage que les individus moins sociables (Courtenay et al., 2001; Pitt et al., 2003; Sparkes et al., 2014). Les chiens peuvent exprimer un comportement territorial, surtout pendant la période de naissance des chiots et où les domaines vitaux vont être plus restreints à proximité des tanières à ce moment. Si les chiens sont dans un groupe social, les comportements de protection du territoire sont orientés sur les non-membres du groupe (Daniels & Bekoff, 1989a).

Reproduction :

Les chiennes peuvent entrer en œstrus lorsqu'elles atteignent un poids corporel adulte (environ à 1 an d'âge) et n'ont pas à attendre la prochaine saison de reproduction (Lord et al., 2013), ce qui leur permettent d'avoir des portées de jeunes tout au long de l'année contrairement aux femelles de canidés sauvages qui synchronisent leur cycle de reproduction avec les saisons (Butler & Bingham, 2000; DüRr et al., 2017; Lord et al., 2013). La niche écologique humanisée (disponibilité des ressources alimentaires) a mené à une réduction des soins parentaux qui sont normalement énergiquement demandant pour les adultes (chasse, apprentissage, etc.), favorisant ainsi une fécondité élevée des femelles, une production d'un grand nombre de chiots chaque année et une indépendance des juvéniles à un âge beaucoup plus précoce (Butler & Bingham, 2000; DüRr et al., 2017; Lord et al., 2013). Le remplacement rapide permet de maintenir des densités de population élevées, même si l'espérance de vie est plus faible (Butler & Bingham, 2000; DüRr et al., 2017). Les populations de grande densité offrent plus d'opportunités de contacts entre les individus, donc les comportements de déplacements des chiens seront plus importants pour la transmission de la rage (Vanak & Gompper, 2009b). Si l'âge moyen des chiens adultes est de 4 ans, il faut seulement une survie de 5 à 8 % des juvéniles à l'âge de la maturité pour maintenir la population dans l'environnement (Lord et al., 2013)

Alimentation :

Certains traits morphologiques, résultant du processus de domestication des chiens à partir du loup gris, permettent aux chiens modernes d'avoir la capacité de consommer et survivre avec un éventail de types d'aliments dans différents habitats (Vanak & Gompper, 2009b). L'alimentation des chiens en liberté est majoritairement opportuniste, c'est-à-dire que le régime alimentaire se compose principalement d'aliments d'origine humaine et comprend une portion d'aliments

capturés dans la nature (Atickem et al., 2009; Boitani et al., 2016; Butler & Toit, 2002; Campos et al., 2007; Daniels & Bekoff, 1989b; Mitchell & Banks, 2005). Les aliments d'origine humaine peuvent être donnés directement aux chiens, tels que la nourriture commerciale à chien, des viandes sauvages et/ou des restes de table (Aenishaenslin et al., 2018; Meek, 1999), ou peuvent être trouvés indirectement dans l'environnement, tels que les déchets/ordures, les résidus de récoltes agricoles, les carcasses de bétail (Boitani et al., 2016; Daniels & Bekoff, 1989a; Vanak & Gompper, 2009b). Pour les chiens qui doivent trouver leur nourriture dans un environnement pauvre et/ou que les aliments sont énergiquement insuffisamment, ils auront tendance à avoir des domaines vitaux plus grands et parcourir de plus grandes distances pour répondre à leurs besoins biologiques et sociaux (Boitani et al., 2007; Gompper, 2014; Meek, 1999; Newsome et al., 2014). Ce comportement facilite aussi les opportunités d'interactions avec la faune, surtout si leur habitat est un petit village ou un milieu rural à proximité d'un environnement naturel (Butler et al., 2004; Gompper, 2014; Vanak & Gompper, 2010).

Les conditions de vie des chiens en liberté sont très variables d'une société humaine à l'autre et il est important de comprendre l'écologie locale des individus en liberté pour mieux faire le lien avec la transmission de la rage (Fahrion et al., 2017; Slater, 2001). Pour avoir une bonne compréhension de cette écologie, il faut garder à l'esprit qu'ils peuvent avoir différents statuts (avec ou sans propriétaire), différents niveaux de dépendance aux soins des humains, différents degrés de restriction de leurs déplacements et différentes interactions sociales et reproductrices (Bögel et al., 1990; Fox, 1978; Fox et al., 1975; WHO, 1988).

Le renard arctique (*Vulpes lagopus*)

Alimentation :

La biologie du renard arctique fait de cette espèce un hôte souhaitable pour la persistance de la rage en milieu nordique. Il s'agit d'un prédateur omnivore opportuniste et charognard (Audet et al., 2002; Elmhagen et al., 2000), dont le régime alimentaire est versatile et composé d'une grande variété de vertébrés (Audet et al., 2002), ce qui permet à cette population d'être viable dans de nombreux réseaux alimentaires et avec des stratégies de reproduction différentes (Berteaux et al., 2017). Les renards arctiques de l'écotype lemming, le plus répandu, dépendent

des petits mammifères pour s'alimenter, dont les lemmings (*Dicrostonyx* spp. et *Lemmus* spp.), une ressource grandement fluctuante en abondance entre les années (Audet et al., 2002) et qui peut conditionner la dynamique de population du renard arctique (Angerbjörn et al., 1999; Fauteux et al., 2016). Lorsqu'il y a des années de fortes abondances de petits mammifères, qui surviennent avec une cyclicité aux 3-4 ans environ (Angerbjörn et al., 1999), les femelles ont en moyenne des tailles de portée plus élevées (Elmhagen et al., 2000; Gilg, 2003; Krebs, 2011). La densité de renards arctiques peut varier par 10 ordres de grandeur entre les années extrêmes en abondance de proies (Mørk & Prestrud, 2004). Les cycles d'épidémie et la prévalence de la rage fluctuent parallèlement à la densité des renards dans ce biome de la toundra (Chapman, 1978; Elton, 1931; Prestrud, 1992; Ritter, 1981). Contrairement à l'écotype lemming, l'écotype côtier, plus restreint géographiquement, a une stabilité interannuelle en ressources alimentaires provenant de l'écosystème marin, comme les oiseaux de mer et les mammifères marins. Les tailles de portées maximales des renards arctiques sont plus petites, mais moins variables entre les années, ce qui se traduit par une démographie stable (Kruchenkova et al., 2009). La variation de la disponibilité des ressources est plutôt saisonnière, avec des pics de ressources pendant l'été (Eide et al., 2012; Hersteinsson, 1984). Peu de liens sont faits avec la rage dans ce biome côtier.

Reproduction :

La rage est aussi cyclique avec des pics saisonniers en relation avec la biologie du renard (Blancou, 1988), et ce, particulièrement avec leur cycle de reproduction et les ressources disponibles. La période d'accouplement de février à mai (Nowak & Walker, 1999), aussi associée au comportement de défense du territoire par les adultes, serait une période avec un plus grand risque de contact entre les renards et augmenterait le nombre de cas de rage pendant la fin de l'hiver (Mørk & Prestrud, 2004; Rausch, 1972). Par la suite, lors de la naissance et l'élevage des jeunes, d'avril à août (Nowak & Walker, 1999), les adultes se déplacent moins dans l'environnement et restent proches de leurs tanières, ce qui limite les contacts (Mørk & Prestrud, 2004). Cependant, les deux adultes vont défendre leur territoire (Kullberg & Angerbjörn, 1992). Au moment de la dispersion des juvéniles à l'automne (Audet et al., 2002), la rage les affecterait principalement, car ils ont moins d'expérience pour l'établissement de leur territoire et l'accès limité en ressources alimentaires peut mener à des interactions antagonistes (Ballard et al., 2001;

Bryan et al., 2011; Kantorovich, 1964; Kim et al., 2014; Rausch, 1958; Secord et al., 1980). Leur survie va dépendre de la disponibilité des ressources alimentaires pendant l'été (Tannerfeldt et al., 1994). Ils semblent aussi plus enclins à s'introduire à l'intérieur des villages à la recherche de nourriture (Ballard et al., 2001; Crandell, 1991) ce qui provoque un risque accru d'exposition des chiens à la rage, surtout lors des périodes d'abondance des proies où le nombre de juvéniles peut augmenter drastiquement dans l'environnement comparativement aux adultes. À partir de l'automne jusqu'à la prochaine saison de reproduction, les renards sont plutôt solitaires et très mobiles (Audet et al., 2002).

Organisation sociale et territoriale:

L'organisation sociale de l'espèce est également importante pour la transmission de la rage (MacDonald & Voigt, 1985). En général, les canidés sont des espèces territoriales (Anthony, 1997; Eberhardt et al., 1982; Landa et al., 1998). Les adultes entrecroisent rarement leurs domaines vitaux (Eberhardt et al., 1982) et vivent de façon solitaire, sauf pendant la saison d'accouplement (Chesemore, 1968; Eberhardt et al., 1983b; Eberhardt & Hanson, 1978). En réalité, les renards arctiques présentent une grande variation intraspécifique dans leur organisation sociale (Hersteinsson, 1984; Kullberg & Angerbjörn, 1992). Il est possible de voir un mâle avec deux femelles (Angerbjörn et al., 1997), des juvéniles dans le territoire parental pendant l'hiver (Eberhardt et al., 1983a) ou des aides-externes non reproducteurs en soutien aux deux parents (Cameron et al., 2011). L'organisation sociale est étroitement reliée au domaine vital de l'animal et la territorialité, qui est très variable en fonction de l'habitat et des ressources alimentaires (Angerbjörn et al., 1997; Anthony, 1997; Eberhardt et al., 1982; Frafjord & Prestrud, 1992; Landa et al., 1998; Prestrud, 1992). Dans le modèle de Norén et al. (2012), ayant comme sujet d'étude le renard arctique, le prérequis à la formation de groupes complexes est d'avoir une quantité suffisante de nourriture pour les individus. La ressource importante peut être surabondante dans l'environnement et/ou agrégée spatialement et temporellement dans une zone, ce qui incite le comportement de polygynie, car les individus ont une sécurité alimentaire à un coût supportable (Carmichael et al., 2007). Le nombre de congénères tolérés est lié à la richesse de la zone (Macdonald, 1983; Norén et al., 2012; Sandell, 1989) et le bénéfice de vivre en grand groupe est de pouvoir mieux défendre les ressources contre les prédateurs (Norén et al., 2012). À l'inverse,

la monogamie s'établit quand les ressources ne sont pas suffisamment abondantes (Zabel & Taggart, 1989). En tant qu'animal sociable et territorial, le renard peut avoir plusieurs occasions d'interagir et partager le virus de la rage avec ses congénères (Blancou, 1988), soit par contact avec d'autres membres du groupe, soit aux juvéniles pendant le printemps et l'été, soit aux partenaires reproducteurs, soit à d'autres renards voisins à proximité (Smith & Harris, 1991). Si un système social est perturbé, les contacts entre les groupes qui sont normalement rares peuvent être accrus et accélérer la propagation de la rage (Doncaster & Macdonald, 1991). La vitesse de propagation de la rage sur un territoire sera inversement proportionnelle à la densité des renards sur ce même territoire (Toma & Andral, 1977).

Déplacement et dispersion :

L'Arctique est un biotope avec une faible capacité de support et la maintenance de la rage est possible que si l'hôte primaire est très mobile (Tyul'ko & Kuzmin, 2002), une caractéristique que peut facilement accomplir les renards arctiques. Les déplacements peuvent être locaux, sporadiques et imprévisibles sur de longues distances, des migrations saisonnières ou des migrations périodiques en grand nombre (Anthony, 1997; Bannikov, 1970; Burgess, 2000). Pour satisfaire les besoins énergétiques requis de l'animal, les déplacements seront davantage augmentés et éloignés lorsque les ressources sont dispersées sur un grand territoire et qu'elles requièrent un grand domaine vital (Johnson et al., 2002). En période hivernale, lorsque les ressources sont moins abondantes, les individus peuvent parcourir de grandes distances sporadiques en sortant de leur domaine vital normal à la recherche de nourriture (Audet et al., 2002; Lai et al., 2015). Leur vitesse de déplacement peut aller jusqu'à 90 km/jour (Tarrow et al., 2010). Ils utilisent également extensivement les glaces polaires pour se déplacer et atteindre des distances de plus de 1,000 km en une courte période de temps (Lehner, 2012; Pamperin et al., 2006). Même si les distances parcourues par les renards peuvent être de plusieurs centaines de kilomètres, ils ont la capacité de s'orienter et revenir à leur point d'origine (Tarrow et al., 2010). Les longues distances parcourues facilitent la transmission de la rage en augmentant le taux de contact, surtout s'il y a agrégation d'individus à une source de nourriture (Follmann et al., 1992). Lors d'une dispersion, un renard peut croiser de quatre à six domaines vitaux avant de s'établir (Macdonald, 1987). Plus les domaines vitaux sont grands, plus un animal contaminé peut

transporter le virus de la rage dans une zone éloignée. La dispersion est aussi un aspect critique pour la propagation de la rage par le mouvement des juvéniles à la fin de l'été, lorsqu'ils sont à la recherche de leur nouveau territoire (Holmala & Kauhala, 2006). Localement, l'incidence de la rage apparaît cyclique et varie dans le temps (MacDonald & Voigt, 1985), tandis que sur un plus grand territoire, ces cycles sont plutôt asynchrones (Holmala & Kauhala, 2006).

Le renard roux (*Vulpes vulpes*)

Le renard roux est une espèce avec une distribution mondiale et centrale dans plusieurs écosystèmes à travers le monde (Dell'Arte et al., 2007; Goldyn et al., 2003; Lindström et al., 1994; Sidorovich et al., 2006). Sa distribution n'est pas surprenante en raison de sa grande plasticité comportementale lui permettant de s'adapter aux changements environnementaux (Díaz-Ruiz et al., 2016; Walton et al., 2017), allant d'un environnement complètement naturel à hautement anthropique, de l'hémisphère sud à l'hémisphère nord. L'écologie du renard roux peut grandement varier selon les habitats. Les prochaines sections porteront donc sur les milieux nordiques.

Alimentation :

Tout comme le renard arctique, le renard roux est une espèce omnivore opportuniste et charognard, dont le régime alimentaire est versatile selon les saisons et est composé d'une grande variété de vertébrés, végétaux, insectes, etc. (Cook & Hamilton, 1944; Englund, 1965). En milieu nordique, les principales proies sont les petits mammifères (lemmings et campagnols), mais plusieurs espèces d'oiseaux et d'insectes font également partie de leur alimentation (Frafjord, 2000; Smits et al., 1989). Quand la disponibilité de leurs principales proies est limitée, ils vont s'orienter vers des ressources alternatives, tels que des petits gibiers (Angelstam et al., 1984; Lindström et al., 1987), des carcasses d'ongulés (Jędrzejewski & Jędrzejewska, 1992; Killengreen et al., 2011; Selås & Vik, 2006) ou possiblement des carcasses de phoques sur les glaces de mer (Andriashek et al., 1985). Comme le renard arctique, le renard roux utilise des caches sur son territoire à proximité de sa tanière pour garder la nourriture en excès. Cette stratégie permet de mieux subsister dans les environnements arides (Hersteinsson & MacDonald, 1992; Sklepkovych & Montevecchi, 1996).

Organisation sociale et territoriale:

La structure sociale du renard roux varie grandement selon l'habitat, les ressources, les saisons et la compétition. Cependant, cette espèce est davantage décrite comme solitaire, même s'il peut y avoir une certaine collaboration entre les parents pour l'élevage des jeunes (Cavallini, 1996). Le maintien du territoire se fait tout au long de l'année par du marquage olfactif. La limite du territoire peut être légèrement flexible et des chevauchements peuvent avoir lieu avec d'autres groupes de renards (famille), mais ils sont positivement corrélés à la grandeur des domaines vitaux des groupes (Goszczyński, 2002; Macdonald & Bacon, 1982). Il peut y avoir des intrusions sur le territoire d'un individu lors de la période d'accouplement, pendant la dispersion des juvéniles ou lorsque les renardeaux reviennent dans le domaine vital des parents (Voigt & Macdonald, 1984). Le comportement de défense le long de la frontière peut augmenter le risque de transmission de la rage par des contacts directs entre un animal rabique et un animal sain, surtout qu'un renard rabique, en dernier stade de la maladie, effectue le plus souvent ses déplacements en bordure de son air d'activité habituelle (Andral et al., 1982). Lorsque les mâles entrent dans un territoire voisin, les rencontres sont presque toujours agressives et se produisent plus souvent en hiver (0,77 rencontre par jour), même si celles-ci sont beaucoup plus rares que les rencontres non agressives intragroupes (2,08 rencontres par jour) (White & Harris, 1994).

La grosseur du domaine vital varie selon les sources de nourriture, la disponibilité et l'habitat (Sheldon, 1992). Certains renards peuvent modifier leur domaine vital en raison d'une compétition interspécifique (Voigt & Earle, 1983). Dans les hautes latitudes et altitudes, le domaine vital est plus extensif et peut atteindre 44 km² (Walton et al., 2017), comparativement à 9 km² en Ontario (Voigt & Tinline, 1980) et 3 km² en milieu urbain (Rosatte & Allan, 2009), ce qui reflète aussi l'effet du gradient de productivité et la disponibilité des ressources. En ce sens, la densité est d'environ 0,1 individu/km² dans la toundra et peut atteindre 30 individus/km² en Europe (Voigt, 1987). La densité des renards va diminuer avec une baisse des températures hivernales et estivales, avec une augmentation du degré de saisonnalité et une augmentation de la durée de la couverture de neige (Bartoń & Zalewski, 2007).

Reproduction :

La période d'accouplement a lieu en hiver jusqu'au début du printemps (décembre-mars), avec un pic à la fin janvier (Castello, 2018). Cette période comporte des intrusions d'individus dans les territoires voisins ce qui augmente la probabilité de transmission intraspécifique de la rage entre les adultes. Les morsures fraîches chez les mâles adultes sont plus élevées au printemps pendant la période d'accouplement (White & Harris, 1994). Les renards sont normalement monogames, mais quelques études ont décrit des événements de polygamie (Cavallini, 1996). La naissance des renardeaux a lieu en mars et avril, ce qui diminue les contacts avec les renards voisins à ce moment de l'année. Le renard roux a aussi une grande capacité de fécondité (nombre maximal de 14 cicatrices sur l'utérus de femmes mortes), ce qui permet de compenser la mortalité des renards pendant la première année de vie (Elmeros et al., 2003; Lindström, 1981).

Déplacement et dispersion :

Les mouvements des adultes près des tanières sont en forte concentration pendant l'été pour s'occuper des jeunes. À l'automne et au début de l'hiver, c'est le moment de la dispersion des juvéniles. En Arctique, le pic de dispersion est en octobre et novembre. Ceux-ci peuvent parcourir de 2 à 394 km pour leur nouveau territoire (Ables, 1965; Adkins & Stott, 1998) et ces déplacements auront un impact sur la propagation de la rage, étant une période critique de transmission (Blancou et al., 1991). D'ailleurs, le nombre total de blessures sur les juvéniles à la suite d'un combat, qui reflète bien un contact physique direct pour la transmission de la rage, augmente pendant la période de dispersion des jeunes (White & Harris, 1994). Les juvéniles vont se disperser en utilisant trois types de comportements : direct (départ soudain et définitif), exploratoire (série de déplacements en dehors du territoire jusqu'au départ définitif) et de dérive (changement graduel vers une nouvelle zone) (Voigt & Macdonald, 1984). Les comportements de migration des juvéniles permettent de transporter le virus de la rage dans une nouvelle zone et même entre différentes régions selon les distances parcourues. Le stress causé par la dispersion sur les juvéniles pourrait augmenter leur susceptibilité à l'infection (Johnston & Beauregard, 1969). Outre la dispersion des juvéniles, les renards roux peuvent aussi sortir de leur territoire pour différentes raisons. Ils peuvent parcourir une distance cumulative de 132 à 1036 km à l'extérieur de leur territoire pour une durée de 7 à 22 jours, mais seulement une petite portion

des individus se dispersent sur de longues distances (6%), souvent représentée par des subadultes. Les renards roux, mâle ou femelle, ont donc la capacité de se déplacer sur de longues distances et traverser des territoires, des populations et même des frontières, un facteur important pour la propagation de la rage (Walton et al., 2018).

Relation entre le renard roux et le renard arctique :

Comme il a été mentionné précédemment, il n'y a pas d'évidence claire que le renard roux peut servir de réservoir pour la rage en l'absence du renard arctique en milieu nordique (Goldsmith et al., 2016). Il ne faut tout de même pas négliger sa forte expansion dans ce milieu dans les dernières années (Gallant et al., 2012; Hersteinsson & MacDonald, 1992). Il peut facilement être une source d'exposition à la rage, surtout que les deux espèces ont régulièrement et parallèlement des diagnostics positifs à la rage en milieu nordique (Kim et al., 2014). L'expansion du renard roux crée une forte compétition interspécifique avec le renard arctique par l'utilisation de la même niche écologique (Barth et al., 2000; Frafjord, 2000; Fuglei & Ims, 2008; Smits et al., 1989), car l'écologie des deux espèces est semblable à plusieurs niveaux (Hersteinsson & MacDonald, 1992). Même si les deux espèces ont de grandes similarités écologiques, quelques aspects importants les différencient et peuvent avoir un impact sur les interactions interspécifiques. Le renard roux peut être avantagé par sa taille légèrement plus imposante et sa plasticité à un nouvel environnement (Hersteinsson & MacDonald, 1992) ce qui lui permet de causer une pression écologique et être dominant sur le renard arctique (Frafjord & Prestrud, 1992; Fuglei & Ims, 2008; Rudzinski et al., 1982; Tannerfeldt et al., 2002). Par contre, le renard arctique est mieux adapté pour vivre dans les conditions nordiques (Audet et al., 2002; Hersteinsson & MacDonald, 1992; Scholander et al., 1950) et dans des conditions de famine (Fuglei & Oritsland, 1999; Prestrud & Nilssen, 1992). Dans un contexte théorique, la distribution du renard roux est limitée par la disponibilité des ressources, mais la distribution vers le sud du renard arctique est limitée par la compétition interspécifique du renard roux (Elmhagen et al., 2015; Frafjord et al., 1989; Hersteinsson, 1984). D'ailleurs, la disponibilité et la consommation de nourriture d'origine anthropique en hiver par le renard roux pourraient expliquer leur présence à l'année dans certains sites en Arctique (Savory et al., 2014). Ce chevauchement dans l'utilisation de l'habitat augmente les fréquences d'interactions agressives entre les deux espèces,

principalement par la défense du territoire, qui s'observe davantage en hiver, lorsque les ressources alimentaires sont limitées. Elles peuvent même se répercuter sous forme de prédation, où les renards roux tuent ou chassent les renards arctiques (Frafjord et al., 1989; Pamperin et al., 2006). La compétition s'observe également au niveau de l'utilisation des tanières, où des renards arctiques ont été expulsés de leurs tanières par le renard roux (Linnell et al., 1999). Dans les zones de chevauchement des deux espèces, l'épidémiologie globale de la rage pourrait évoluer vers une transmission virale accrue chez le renard roux en tant que réservoir de la région, mais il manque encore de connaissances sur l'écologie du renard roux en région nordique (Kim et al., 2014). Considérant que le renard roux peut être abondant près des installations humaines et une source d'exposition à la rage (Hersteinsson & MacDonald, 1992), il est important de considérer cette espèce dans les études nordiques de transmission de la rage, surtout que la tolérance des renards aux activités humaines semble similaire entre les deux espèces (Burgess, 2000; Stickney et al., 2014) et la variabilité de la tolérance serait plus dépendante de l'individu et de l'environnement que de l'espèce (Eberhardt et al., 1982).

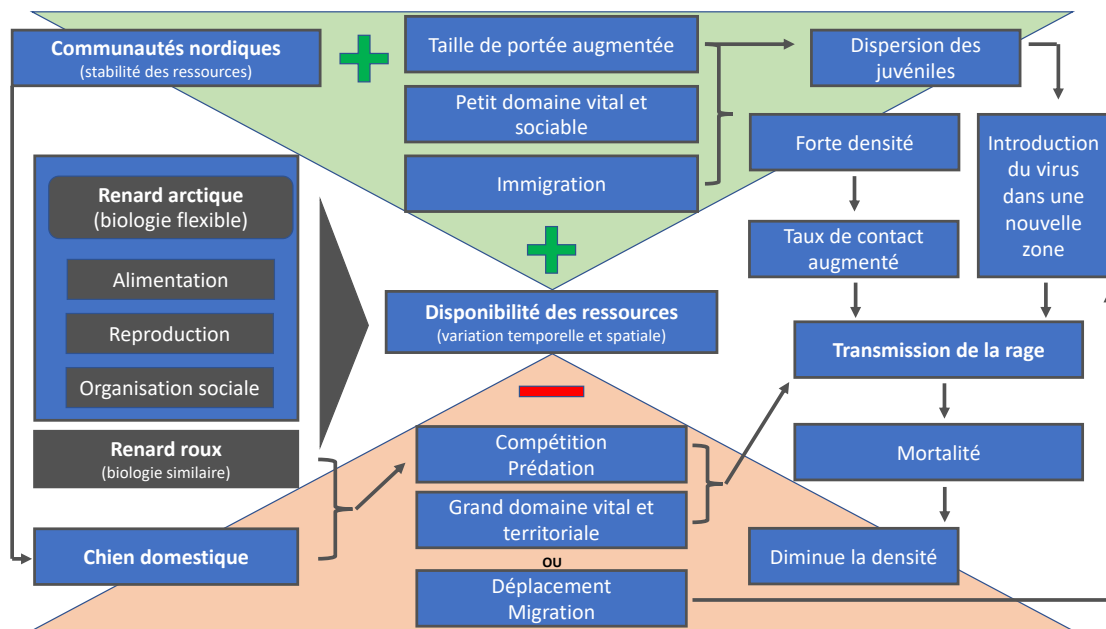


Figure II. Schématisation de l'éco-épidémiologie de la rage dans un écosystème nordique en lien avec l'écologie des renards et des chiens.

Possibilité de contrôle et prévention

Faune sauvage : canidés

La lutte contre la rage chez les animaux sauvages est plus difficile que chez les animaux domestiques (Mørk & Prestrud, 2004; Rausch, 1972). Dans plusieurs régions, le contrôle par des appâts vaccinaux a été un succès pour contrôler ou éliminer la rage, tel qu'en Europe (Freuling et al., 2013; MacInnes et al., 2001; Müller et al., 2012; Nyberg et al., 1992; Wandeler et al., 1988) et dans le sud du Canada (Sternner et al., 2009). Les zones couvertes sont souvent relativement petites comparativement à d'autres régions endémiques, comme l'Arctique, et où seulement une espèce animale réservoir était ciblée (Smith, 1996). Aussi pour le succès de la vaccination par appâts, il est crucial d'avoir les connaissances sur l'étiologie de la rage et l'écologie des espèces ciblées, ainsi qu'une estimation de la taille de la population et le pourcentage d'animaux à vacciner (Mørk & Prestrud, 2004). En Alaska, une vaccination orale par appâts expérimentaux des renards arctiques en captivité a été essayée dans les années 90, avec de bons résultats de séroconversion en anticorps et de très bons résultats sur le pourcentage de survie des animaux exposés au virus (Follmann et al., 1988, 1992). Cependant, le facteur limitant en Arctique est l'utilisation du vaccin sous forme d'appâts dans des conditions environnementales de congélation. De plus, l'étendue du territoire est également très limitante relativement à l'application de cette approche (Mørk & Prestrud, 2004). Il faut aussi considérer que les appâts vaccinaux doivent être disposés en dehors des zones d'activité humaine pour leur sécurité, donc à l'extérieur des villages nordiques (MacInnes et al., 2001).

Une autre méthode a déjà été utilisée pour contrôler la rage aux États-Unis (Friend, 1968) et au Danemark (Müller, 1966 1971), c'est-à-dire réduire considérablement la taille de population de la faune hôte. Anciennement, on mentionnait qu'il fallait éliminer 65-75% de la population de renard pendant plus d'une génération pour être efficace (Crandell, 1991). Cette stratégie est maintenant souvent considérée non efficace pour éliminer la rage d'un réservoir sylvatique, car le retrait d'un grand nombre d'hôtes cause au contraire une augmentation de la propagation de la rage (Morters et al., 2013; Müller, 1971). En effet, une augmentation de la dispersion des hôtes plus jeunes, la perturbation des groupes sociaux et les conflits territoriaux causés par le retrait

massif des animaux matures et la survie compensatoire des recrues ont provoqué plus de contacts entre les hôtes (Morters et al., 2013; Rupprecht & Smith, 1994; Smith, 1996). L'élimination des renards près des villages nordiques est tout de même une pratique courante afin d'éviter l'introduction du virus et de diminuer le risque de transmission du virus aux chiens et aux humains (Anthony, 1997; Choquette & Moynihan, 1964).

La gestion de la rage en milieu nordique nécessite un suivi épidémiologique. La surveillance passive, basée sur des observations opportunistes ou sur la collecte d'animaux morts/malades, est principalement utilisée sur les territoires nordiques (Nouvellet et al., 2013). Au Canada, ce type de programme est en place depuis plusieurs années et permet d'avoir des statistiques sur le nombre de cas d'animaux positifs classés par espèce pour chaque province (ACIA, 2022). La surveillance active est exécutée par du personnel formé, afin de faire du piégeage systématique et/ou des enquêtes sur les éclosions (Nouvellet et al., 2013), ce qui est très peu ou même jamais utilisée pour la rage dans le Nord. Actuellement, afin de mieux comprendre l'évolution et l'écologie de la rage en Arctique, les efforts sont orientés vers la modélisation de la rage (Kim et al., 2014; Simon et al., 2019).

Chiens domestiques

Les chiens n'ont pas un rôle de maintenance du virus de la rage en Arctique comme d'autres régions du monde, mais ils sont un risque d'exposition réel pour les résidents de l'Arctique lorsqu'ils entrent en contact avec des animaux sauvages rabiques (Hueffer & Murphy, 2018). Les mesures de contrôle utilisées pour réduire le risque de transmission du virus de la rage par les chiens sont semblables dans toutes les régions du monde, c'est-à-dire les campagnes de vaccination (Cleaveland et al., 2000; Sillero-Zubiri et al., 1997) et la limitation des contacts physiques entre les chiens et la faune sauvage (Anonymous, 1994; Thorne & Williams, 1988). Malheureusement, dans le contexte nordique, plusieurs contraintes peuvent diminuer le succès des interventions, dont l'éloignement des communautés aux ressources du Sud (ex. : les vaccins), un service vétérinaire absent ou restreint, le rôle incertain et changeant des chiens (plusieurs chiens en liberté et sans surveillance) (Salb et al., 2008), ce qui causent un défi pour la surveillance, la prévention et le contrôle de cette maladie (Hueffer & Murphy, 2018). En général, l'aide des vétérinaires et des experts de la faune ayant des connaissances détaillées et pertinentes

sur des déterminants épidémiologiques et écologiques permet de mieux adresser au niveau local le contrôle de maladies à potentiel épizootique modéré ou limité, tel que la rage (Schlundt et al., 2002).

La vaccination de masse systématique des chiens domestiques a souvent été un succès pour contrôler et éradiquer la rage et est préférable à l'utilisation de la prophylaxie post-exposition chez l'humain pour prévenir la rage (WHO, 2018). En Arctique, la médecine préventive canine par l'utilisation de la vaccination est moins commune (Salb et al., 2008), donc beaucoup de chiens ne sont pas vaccinés contre cette maladie zoonotique mortelle (Hueffer & Murphy, 2018). Au Nunavik, la moyenne des chiens vaccinés par 1,000 habitants est extrêmement variable entre les villages, étant plus basse dans la région de la baie d'Hudson que l'Ungava (Aenishaenslin et al., 2014). Le programme du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) prévoit de l'aide technique et matérielle gratuite pour protéger la population canine contre la rage par la vaccination et contribuer à limiter les risques de transmission de la rage aux humains (MAPAQ, 2018). Cependant, cette aide est accordée aux villages qui en font la demande seulement, ce qui peut expliquer l'inégalité de la couverture vaccinale entre les villages (Aenishaenslin et al., 2014; Lévesque, 2018). Certaines personnes choisissent aussi de ne pas vacciner leurs chiens en raison de normes culturelles et de perspectives différentes sur la santé et le bien-être animal (Lévesque, 2018; Serpell, 2004). De plus, les programmes de vaccination ne ciblent pas facilement les chiens sans propriétaires dans les villages.

Afin de limiter le contact physique entre la faune et les chiens et éviter la propagation de la rage, plusieurs méthodes peuvent ou sont utilisées dans les communautés nordiques, c'est-à-dire faire l'établissement d'une «zone tampon» grâce au piégeage ou au tir des renards près des installations du village, attacher et confiner les chiens dans le village ou près des maisons, tirer et tuer les chiens errants ou suspects de rage avec un statut vaccinal incertain et éduquer le propriétaire à être responsable avec un animal domestique (Brook et al., 2010; Choquette & Moynihan, 1964; Cleaveland et al., 2006; Jenkins et al., 2011; Lévesque, 2010). À nouveau, ces méthodes sont souvent culturellement inacceptables pour les communautés nordiques (Lévesque, 2018; Schurer et al., 2015). Certaines de ces stratégies sont non viables à long terme et difficiles à mettre en application en raison des facteurs socioéconomiques et culturels du Nord

(Brook et al., 2010; Choquette & Moynihan, 1964). L'abattage soulève aussi des questions éthiques concernant le bien-être animal (Cleaveland et al., 2006; Degeling et al., 2016). Il est certain que les éléments importants à la prévention de la rage dans les communautés nordiques sont d'avoir des stratégies efficaces et durables pour la gestion des populations canines, tout en respectant la culture (Filejski, 2016).

Humain

L'introduction de la rage près des villages nordiques par la faune sauvage ou les chiens domestiques est bien sûr une problématique pour la santé publique. Les humains possiblement exposés au virus suite à une morsure par un animal suspect peuvent avoir recours à une vaccination post-exposition et l'administration de l'immunoglobulines antirabiques le plus rapidement possible (Crowcroft & Thampi, 2015; Hampson et al., 2015). Au Nunavik, une médiane de 4 jours est estimée entre l'exposition potentielle et l'administration du premier vaccin en prophylaxie post-exposition (Aenishaenslin et al., 2014). Cependant, ce délai ne devrait pas dépasser 48 heures selon le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS, 2016). Une fois débutée, l'administration du vaccin est efficace contre la maladie lorsque le cerveau n'est pas atteint. En plus du délai d'administration, le vaccin est très coûteux pour la société, car il est généralement offert gratuitement au patient (Crowcroft & Thampi, 2015; Hampson et al., 2015), d'où l'importance de mener des actions pour éviter l'exposition des humains. Certains groupes d'humains, dont les trappeurs, ont un plus grand risque d'être exposés à des carcasses potentiellement contaminées par le virus (Follmann et al., 1994; Secord et al., 1980) et les enfants, ont un plus grand à risque d'être mordus par des chiens (Aenishaenslin et al., 2014). L'éducation de la population est une mesure indirecte importante pour diminuer les risques d'exposition à la rage (Barecha et al., 2017).

Autres agents pathogènes présents en milieu nordique chez les canidés

La rage a pris beaucoup d'importance dans les études nordiques chez les canidés (Salb et al., 2008; Sørensen et al., 2005), mais ceux-ci sont exposés et sont la source d'une multitude de pathogènes à travers le monde (Knobel et al., 2013). Les conditions climatiques extrêmes du Nord exigent des adaptations spécialisées des hôtes et des agents infectieux, ce qui en restreint également leur nombre dans ces milieux (Hueffer et al., 2011). Les grandes distances à parcourir, la logistique difficile et les coûts élevés limitent la recherche scientifique et la documentation sur les maladies de la faune nordique (Harvell et al., 2002; Hoberg et al., 2003; Kutz et al., 2004, 2001), mais quelques pathogènes ont été identifiés chez les renards arctiques, les renards roux et les chiens en milieu nordique.

L'exposition des renards arctiques et des renards roux au virus de la maladie de Carré canin (CDV) et l'adénovirus canin (CAV) a été étudiée à quelques reprises. Le CDV peut provoquer des signes cliniques dans plusieurs systèmes d'organes, y compris le système nerveux central, dont les signes cliniques peuvent être confondus avec ceux de la rage (Greene, 2012). Le CAV (type-1) provoque aussi principalement une maladie au système nerveux central chez les renards (Decaro et al., 2008), comparativement aux chiens qui sont atteints d'une hépatite infectieuse (CAV type-1) ou d'une trachéo-bronchite infectieuse (CAV type-2) (Greene, 2012). La séroprévalence du CDV varie de 6% à 25% chez les renards arctiques au Svalbard, Norvège, et est à 12% chez les renards roux en Norvège, tandis que 0% des renards arctiques sont exposés en Alaska (Åkerstedt et al., 2010; Ballard et al., 2001; Tryland et al., 2018). La séroprévalence du CAV varie entre 25% et 68% chez les renards arctiques au Svalbard et de 6% à 60% chez les renards roux en Norvège (Åkerstedt et al., 2010; Tryland et al., 2018). Le parvovirus canin (CPV), peu étudié en milieu nordique chez les renards, n'a pas été détecté chez les renards de la Norvège (Tryland et al., 2018), mais des renards arctiques élevés pour la fourrure ont déjà été exposés au virus en Finlande (Neuvonen et al., 1982; Veijalainen, 1986). Il semble y avoir un seul article qui a étudié la séroprévalence d'une bactérie, *Leptospira interrogans*, chez les deux espèces de renards avec 10% des renards roux exposés à la bactérie en Norvège (Åkerstedt et al., 2010). Cependant, quelques parasites ont été identifiés dans les populations de renards. *Toxoplasma gondii* a une prévalence de 17% à 43% chez les

juvéniles et de 39% à 76% chez les adultes renards arctiques à Karrak Lake, Canada (Bouchard et al., 2018; Elmore et al., 2016). Au Svalbard, 43% à 52% des renards arctiques sont séropositifs (Åkerstedt et al., 2010; Prestrud et al. 2007) et 67% des renards roux le sont en Norvège (Åkerstedt et al., 2010). *Trichinella* spp. a une prévalence qui varie de 2% à 21% chez les renards arctiques (Forbes, 2000; Owsiaci et al., 2020; Prestrud et al., 1993) et de 6% à 41% chez les renards roux en Amérique du Nord et en Alaska (Rausch et al., 1956; Smith & Snowdon, 1988). Une revue littéraire très récente est présentée sur *Trichinella* spp. en milieux nordiques par Oksanen et al., (2022). D'autres parasites intestinaux (cestodes, nématodes, protozoaires, Acanthocephales et trématodes) ont aussi été identifiés chez les renards arctiques en Suède (Aguirre et al., 2000; Meijer et al., 2011), en Islande (Skírnisson et al., 1993), au Canada (Eaton & Secord, 1979), au Svalbard, Norvège (Stien et al., 2010) et au Groenland (Kapel & Nansen, 1996) avec un tableau résumé présenté par Meijer et al. (2011) de la présence des différents parasites pour chaque pays.

Chez les chiens qui vivent dans les milieux nordiques, le virus de la maladie de Carré et l'adénovirus canin ont été la cause de fortes mortalités dans les populations canines (Andersen-Ranberg et al., 2019; Choquette & Moynihan, 1964). Légèrement plus au Sud, dans des communautés isolées de la Colombie-Britannique, les chiens sont exposés au parvovirus canin, au virus de la maladie de Carré, à *Bordetella bronchiseptica*, au coronavirus respiratoire canin et à *Leptospira interrogans* (Bryan et al., 2011). Les parasites sont plutôt communs dans les populations de chiens nordiques. Un minimum de 11 parasites a été détecté chez les chiens de deux communautés nordiques du Canada et 47% des chiens avaient plus d'un parasite gastro-intestinal, dont sept étaient des zoonoses : *Alaria* spp., *Diphyllobothrium* spp., *Taenid* spp., *Cytoisospora* spp., *Sarcocystis* spp., *Toxascaris* spp., *Toxocara* spp., *Uncinaria* spp., *Giardia* spp., *Toxoplasma gondii* et *Neospora caninum* (Salb et al., 2008). On peut ajouter à cette liste, d'autres parasites zoonotiques d'importances en milieu nordique : *Echinococcus multilocularis*, *Echinococcus granulosus/canadensis*, *Trichinella* spp., *Cryptosporidium* et les nématodes anisakidés (Jenkins et al., 2013).

Le Nord : un milieu d'étude unique

L'Arctique occupe près de 40% du territoire canadien et les Inuit y vivent dans 4 régions distinctes depuis plusieurs années : Nunavik (Nord-du-Québec), Nunatsiavut (nord du Labrador), Nunavut et Inuvialut (Territoires du Nord-Ouest). Au Nunavik, il y a 14 communautés inuites distribuées le long de la baie d'Hudson ou de la baie d'Ungava à travers le territoire situé au nord du 55th parallèle. L'accès aux villages depuis le sud du Canada est possible que par déplacement aérien en hiver et par voie maritime et aérienne en été, tout comme entre les différents villages du Nunavik. Le nombre d'habitants par village varie de 175 à 2 200 avec un total d'environ 12 000 résidents permanents, dont près de 90% sont des Inuit (RRSSN, 2018). Au Nunavik, tous les Inuit ont fait la transition vers une vie sédentaire entre les années 1955 à 1965 (Lévesque, 2018) et ont gardé un lien très étroit avec la nature. D'ailleurs, la chasse, la pêche et la trappe sont encore des activités du quotidien des résidents (Jenkins et al., 2013).

Le rôle des chiens dans les communautés

Le rôle du chien a toujours été très important dans le Nord canadien. Les chiens de traîneau servaient principalement de moyen de transport pour ce peuple nomade, un rôle qui a beaucoup diminué dans les 100 dernières années (Brook et al., 2010; Choquette & Moynihan, 1964; Rausch, 1972). En effet, c'est avec la sédentarisation des habitants après la chute du prix de la fourrure du renard arctique qu'est parallèlement survenue la surpopulation canine dans les villages (Lévesque, 2010). Pour une raison de sécurité publique, plusieurs chiens ont été abattus dans les années 1950 à 1960 afin de limiter les maladies canines, tels que la rage, l'hépatite canine infectieuse et la maladie de carré. La perte des attelages complets a eu une incidence importante sur le mode de vie des propriétaires (Société Makivik, 2005). Le rôle du chien dans les communautés a ainsi changé grandement avec les nouvelles habitudes de vie des habitants dans les années suivantes. Actuellement, ils sont encore importants dans l'économie et la culture de plusieurs communautés nordiques, mais à différents niveaux. Ils servent de compagnon, de gardien pour la sécurité des maisons et parfois de chiens de traîneau (Aenishaenslin et al., 2018; Cohen-Bucher, 2021). Ils accompagnent aussi les gens quand ils voyagent dans les terres pour chasser et permettent de dissuader la faune sauvage (Brook et al., 2010; Choquette & Moynihan,

1964; Rausch, 1972). Dans les villages, les chiens qui sont attachés aux maisons ou gardés à l'intérieur sont normalement bien nourris, tandis que les chiens errants ou libres se promènent à la recherche de nourriture (Lévesque, 2018). Pour les Inuit de l'Arctique, il est préférable de laisser les chiens libres, car ils peuvent chercher leur nourriture eux-mêmes et peuvent facilement socialiser, donc ils sont moins dangereux pour les humains (Lévesque, 2010; Montcombroux, 2018). Ceux-ci peuvent aussi chasser et s'alimenter d'animaux sauvages (Himsworth et al., 2010; Salb et al., 2008; Unruh et al., 1973). À Kuujuaq, près de 80% des personnes qui ont été interrogées pendant une étude transversale ont déclaré qu'elles laissent de temps en temps leurs chiens dehors en liberté et 40% des personnes vont laisser leurs chiens en liberté au moins une fois par jour (Aenishaenslin et al., 2018), et ce malgré les règlements municipaux qui interdisent aux propriétaires de laisser leurs chiens en liberté dans le village (Simon et al., 2017). Le respect du règlement se fait par un agent responsable du contrôle des chiens engagé par la municipalité. À ce jour, la taille de population des chiens dans les différents villages est inconnue et le suivi de population de chiens est très limité (Aenishaenslin et al., 2014), mais ils sont tout de même abondants dans les communautés du Nunavik (Duhaine et al., 2015; Lévesque, 2010). La combinaison du nombre élevé de chiens dans les communautés et des habitudes des propriétaires à laisser leurs chiens en liberté dans les villages cause des risques pour la santé publique (morsures, agressions et transmission de maladies) (Aenishaenslin et al., 2018). C'est pourquoi les chiens errants sont abattus si leur nombre représente une menace, s'il y a des plaintes ou s'il y a des agressions sur des humains (Simon et al., 2017). À des fins de contrôle d'animaux en surpopulation, des blessures ou des maladies, les carcasses de chiens abattus par le responsable de la communauté se retrouvent dans les dépotoirs communautaires et peuvent être accessibles et mangées par une variété d'espèces sauvages et de chiens en liberté (Brook et al., 2010).

Étant donné l'absence de mandat des organisations dans certains villages du Nunavik, les problématiques liées aux chiens ne sont pas prises en charge et persistent dans le temps (Simon et al., 2017). Plusieurs problématiques en lien avec les chiens sont rapportées annuellement par les habitants du Nunavik et les autorités locales, telles que la peur des chiens, l'agressivité et les attaques, la maltraitance, les morsures et la rage, la sous-alimentation, les parasites, la

surpopulation, les chiens en liberté ou errants et les chiots abandonnés (Aenishaenslin et al., 2018). Également, en raison du grand manque de soins vétérinaires dans les régions éloignées (Hueffer & Murphy, 2018), les chiens sont rarement vermifugés (Himsworth et al., 2010; Salb et al., 2008; Unruh et al., 1973) et vaccinés (Hueffer & Murphy, 2018), donc peuvent être affectés par plusieurs maladies maintenant bien contrôlées dans les régions les plus développées. Le virus de la rage, le parvovirus canin et la maladie de carré en sont de bons exemples, où les deux dernières ne sont pas transmissibles à l'humain. Cependant, les chiens peuvent être une source d'exposition à la rage pour les humains (Aenishaenslin et al., 2014; Choquette & Moynihan, 1964). Outre les virus, les chiens sont aussi une source de parasites zoonotiques, classés selon leur risque pour la santé humaine dans un ordre d'importance décroissant comme suit : *Echinococcus multilocularis*, *Toxoplasma gondii*, *Trichinella* et *Giardia*, *Echinococcus granulosus/canadensis* et *Cryptosporidium*, *Toxocara*, les nématodes anisakidés et les cestodes diphyllbothriides (Jenkins et al., 2013). D'ailleurs, certains parasites zoonotiques transportés par les chiens ont été détectés chez les résidents du Nunavik (Messier et al., 2012). En général, l'âge moyen des chiens amenés dans les cliniques de santé animale éloignées (lorsque disponibles) est de 1 à 2 ans (Jenkins et al., 2011). À Kuujuaq, la population de chiens est relativement jeune, car l'âge moyen des chiens dont les propriétaires ont été interrogés pendant une étude transversale est de 3,3 ans et seulement 36% de ceux-ci sont castrés/stérilisés (Aenishaenslin et al., 2018). Une jeune population peut être favorable à une faible couverture vaccinale, même si plusieurs autres aspects sociaux peuvent influencer le choix de faire vacciner un chien (Brook et al., 2010). Les différentes études en milieu nordique indiquent le besoin d'améliorer en tout temps l'accès aux soins vétérinaires, tels qu'à la vaccination et à la médication, ainsi que l'accès à de la nourriture commerciale pour chiens (Aenishaenslin et al., 2018; Brook et al., 2010; Hueffer & Murphy, 2018; Salb et al., 2008). Outre le manque de soins de santé pour les animaux, les politiques publiques mises en place à Kuujuaq pour répondre aux problématiques en lien avec les chiens ne semblent pas prendre en considération les normes et les pratiques culturelles des habitants du Nord, car elles sont basées sur les règlements appliqués dans le sud du Québec (Simon et al. 2017). De plus, l'absence d'évaluation de l'efficacité des stratégies de contrôle pour la majorité des problématiques en lien avec les chiens, telles que le règlement sur les chiens attachés, la

vaccination, l'abattage des chiens errants ou malades, représente un obstacle à leurs applications et à leurs efficacités. Il y a aussi un besoin important de mieux comprendre la variation temporelle et spatiale des populations canines dans les villages, y compris les chiens libres avec ou sans propriétaires en milieu nordique (Aenishaenslin et al., 2014).

Impact des activités humaines sur le comportement des renards

La présence humaine dans l'environnement apporte des modifications importantes aux habitats de plusieurs espèces animales, ce qui peut modifier leur comportement significativement, car ils doivent s'adapter au milieu anthropique. Pour les carnivores sauvages, plusieurs facteurs semblent influencer leur distribution et leur abondance près des villes, dont la taille et l'isolation des espaces verts, la densité des rues, la densité d'habitations et la distance au milieu naturel (Crooks, 2002; Harrison, 1997; Randa & Yunger, 2006; Riley, 2006). La réponse des carnivores aux facteurs anthropiques et naturels serait similaire entre les petites zones urbaines et les grandes zones métropolitaines (Lombardi et al., 2017). Les répercussions du développement humain sur les carnivores peuvent être à la fois positives ou négatives selon l'espèce en question (Scott et al., 2014), mais il semble exister deux catégories au comportement d'adaptation des carnivores à un milieu anthropique : les exploitateurs et les adaptateurs (McKinney, 2002). Les exploitateurs ont une grande habileté à exploiter les déchets et les structures anthropiques pour leur survie et peuvent atteindre des grandes densités d'individus en raison d'un manque de prédateurs, tandis que les adaptateurs peuvent également exploiter les déchets humains, mais vont plutôt utiliser les zones adjacentes aux développements humains (Adams & Lindsey, 2010). Les carnivores, qui ont une diète généraliste, un comportement flexible et un potentiel reproducteur élevé, seraient classés dans la catégorie d'exploiteurs (Bateman & Fleming, 2012; Fuller et al., 2010). La présence humaine et les développements anthropiques sont souvent associés avec une augmentation des ressources alimentaires, et par conséquent, affectent les conditions écologiques de la faune (Adams & Lindsey, 2010).

Quelques études ont regardé l'effet du développement humain sur le comportement des renards arctiques. Les zones de développements industriels permettent une augmentation et une stabilité des ressources alimentaires anthropiques. Étant généralistes, les renards ont la capacité

d'utiliser ces ressources disponibles (Burgess, 2000). Ils peuvent s'alimenter dans les ordures, aux dépotoirs ou sur des restes de nourritures abandonnés de sites isolés (Pamperin, 2008). La contribution de nourriture anthropique dans la diète du renard près d'un développement industriel peut atteindre près de 50% pendant l'hiver (Lehner, 2012; Savory et al., 2014) et de 6% à 26% de la diète estivale (Fine, 1980; Garrott et al., 1983; Savory et al., 2014). Cette grande utilisation des ressources hivernales permet aux renards d'avoir une meilleure réserve de gras, ce qui a également un impact positif sur la reproduction des femelles (Angerbjörn et al., 1991). Il y a aussi une augmentation de la prolificité et de la survie des renards arctiques, ainsi qu'une augmentation et une stabilité dans la densité de population près des développements humains (Contesse et al., 2004; Eberhardt et al., 1982, 1983a, 1983b; Prange et al., 2003; Burgess & Banyas, 1993). L'augmentation de la population est aussi possible grâce à une réduction de la compétition intraspécifique, par la disponibilité d'abris et de sites artificiels pour la reproduction (Lehner, 2012). La densité de tanière est trois fois plus élevée en milieu industriel qu'en milieu naturel (Ballard et al., 2001; Eberhardt et al., 1983a), dont certaines sont actives et situées très près des rues passantes (Eberhardt et al., 1982). Les déplacements des renards sont aussi affectés par les développements humains et les ressources alimentaires anthropiques. Dans les zones développées, les domaines vitaux ainsi que les mouvements des renards sont diminués, et ils ont tendance à rester dans le même secteur tout l'hiver sans utiliser les glaces de mer. Ils ont des déplacements journaliers hivernaux jusqu'à cinq fois moins grands près de développement industriel (Contesse et al., 2004; Lehner, 2012; Pamperin, 2008). Le temps passé à un site d'activité humaine peut aller de 5 min à 5,5 heures pour s'alimenter (dans le site du dépotoir) ou se reposer (Eberhardt et al., 1982). Ces impacts sur l'écologie ne s'observent pas seulement pour le renard arctique en milieu nordique. L'augmentation du développement humain et des ressources alimentaires dans les régions nordiques en association avec les réchauffements climatiques sont probablement les principales causes de l'expansion du renard roux dans la toundra arctique (Gallant et al., 2012; Hersteinsson & MacDonald, 1992; Selås & Vik, 2006). Dans les zones pétrolières, les renards roux restent maintenant toute l'année malgré les froids extrêmes de l'Arctique en raison des ressources anthropiques disponibles (Savory et al., 2014). Au cours du XX^e siècle, la disponibilité des carcasses et des abats de rennes causée par

l'augmentation des élevages de rennes sur le territoire de la Fennoscandie a contribué à l'expansion de l'aire de répartition des renards roux dans la toundra arctique et à l'exclusion des renards arctiques (Angerbjörn et al., 2013; Killengreen et al., 2011). Dans les zones où le renard arctique et le renard roux utilisent les mêmes territoires, le renard arctique est moins susceptible d'utiliser les zones où l'activité humaine pourrait profiter au renard roux (Selås et al., 2010). Cependant, l'activité diurne du renard roux est diminuée dans les zones de haut niveau de perturbations humaines, tandis qu'elle augmente dans les habitats plus naturels (Díaz-Ruiz et al., 2016). L'impact du développement humain est donc considérable sur le comportement de certains canidés en milieu nordique et peut augmenter significativement la proximité entre ceux-ci, les chiens et les humains (Ballard et al., 2001).

Interaction entre chiens domestiques et canidés sauvages

Définitions

La domestication des chiens a mené à la formation d'un système d'interface entre ceux-ci et les carnivores sauvages, ce qui permet d'observer une multitude d'interactions interspécifiques lorsque ces deux groupes côtoient les mêmes territoires. Les interactions entre ces deux groupes ont pris une grande importance partout dans le monde, car elles modulent la dynamique des populations et des communautés à plusieurs niveaux écologiques (Farris et al., 2020; Karanth et al., 2017) et elles peuvent faciliter la transmission de certaines maladies infectieuses entre les animaux domestiques et les animaux sauvages (Cleaveland et al., 2000; Deplazes et al., 2004; Nandi & Kumar, 2010; Riley et al., 2004). En écologie, les interactions se présentent sous différentes formes entre deux espèces de carnivores, telles que la compétition, la prédation, l'hybridation, la transmission de maladie, dont les impacts sont parfois positifs, parfois négatifs ou neutres (Hughes & Macdonald, 2013; Smith & Smith 2001). La compétition a un effet majoritairement négatif pour les deux espèces. Il peut s'agir d'une compétition par exploitation, donc il y a utilisation des mêmes ressources par les deux espèces ce qui engendre une diminution de la disponibilité de ces ressources dans l'environnement pour les deux espèces. Il peut aussi s'agir d'une compétition par interférence, donc une espèce limite l'accès aux ressources à l'autre espèce ce qui engendre souvent des comportements agressifs entre les deux espèces. La prédation représente une interaction directe et souvent complexe de deux ou plusieurs espèces qui aura un effet positif sur une espèce et un effet négatif sur l'autre (Smith & Smith 2001). L'hybridation, qui permet d'avoir une progéniture par l'accouplement de deux espèces distinctes (espèce hybride), a été proposée comme l'une des interactions possibles entre les carnivores sauvages et les chiens domestiques (Hughes & Macdonald, 2013). Cette interaction, qui est nécessairement directe entre deux espèces, peut avoir un effet neutre sur les deux espèces (Vilà & Wayne, 1999) ou négative sur l'une d'entre elles si celle-ci est en voie de disparition (Gottelli et al., 1994).

En épidémiologie, une interaction représente un événement au cours duquel différents individus/espèces/populations/milieus entrent directement ou indirectement en contact les uns avec les autres avec le potentiel de transmettre des agents pathogènes. Une interaction unique est un contact (ponctuel ou continu) repérable dans un contexte spatio-temporel prédéfini qui peut être direct, c'est-à-dire un contact rapproché voire physique, ou un contact indirect, c'est-à-dire médiatisé par l'environnement par une utilisation asynchrone des ressources ou par l'intermédiaire d'un vecteur (Triguero-Ocaña et al., 2021). Selon Cross et al. (2012), les mots « interaction » et « contact » sont régulièrement interchangeable, et font référence aux contacts directs et indirects, mais comme décrits précédemment, il existe une petite nuance entre les deux termes. Les interactions directes impliquent une cooccurrence spatiale et temporelle avec une interaction comportementale spécifique entre les deux espèces, tandis que les interactions indirectes ne nécessitent que la cooccurrence spatiale du réservoir et des hôtes sensibles dans une fenêtre temporelle permettant la transmission du pathogène (Godfrey, 2013). La fenêtre temporelle nécessaire à une transmission indirecte est déterminée par la persistance de l'agent pathogène dans l'environnement et sa capacité à exposer et contaminer un hôte qui partage l'environnement contaminé (Childs et al., 2007; Lange et al., 2016; Nituch et al., 2015).

La probabilité et le type d'interaction entre les chiens et les animaux sauvages sont fonction de l'utilisation de l'espace par les espèces qui composent les populations (Gompper, 2014). Les interactions directes entre les animaux domestiques et les animaux sauvages, sont difficilement quantifiables (Totton et al., 2002; White et al., 1995) et probablement moins fréquentes que les interactions indirectes dans l'environnement, car elles ont tendance à être rares et évitées (Sepúlveda, 2013). Elles sont souvent asymétriques (Atwood & Gese, 2008) et influencées par la différence de taille des espèces (Crooks & Van Vuren, 1995; Davies et al., 2007; Polis et al., 1989). Cependant, les interactions indirectes peuvent déplacer ou attirer les carnivores en fonction de la concurrence perçue ou des menaces qu'offrent les animaux domestiques (Lenth et al., 2008).

Les contacts interspécifiques, comment les étudier ?

La quantification des interactions entre les individus est centrale à plusieurs domaines de l'écologie, tels que le comportement animal et la dynamique des maladies infectieuses (Cross et

al., 2012). L'objectif de la quantification des interactions est d'obtenir un nombre d'interactions par unité de temps (Triguero-Ocaña et al., 2021), mais les contacts interspécifiques sont plutôt difficiles à estimer, surtout lorsque la faune est impliquée (Grenfell et al., 1995), car les méthodes utilisées ont toutes des contraintes et des imperfections pour détecter de réels contacts spatio-temporels. Ainsi, la quantification devient souvent un indice ou une probabilité d'interactions (Triguero-Ocaña et al., 2021). Plusieurs méthodes ont été utilisées pour tenter d'estimer les contacts entre les individus de différentes espèces : les observations directes, l'utilisation de technologies scientifiques (enregistreurs, GPS, télémétrie, caméras), le savoir local (entrevue, questionnaire). Ces méthodologies peuvent globalement permettre la quantification des interactions, mais d'autres ont seulement comme objectif de détecter l'existence d'interactions potentielles à l'interface des espèces étudiées (méthodes non quantitatives), dont la détection des animaux par l'utilisation de transects linéaires et l'échantillonnage épidémiologique (étude de la communauté des agents pathogènes, l'épidémiologie moléculaire et l'analyse des facteurs de risques). Selon les méthodes quantitatives utilisées, il est possible d'étudier à la fois les interactions directes (présence simultanée de deux individus à un certain point) et indirectes (présence séquentielle de deux individus à un certain point) (Triguero-Ocaña et al., 2021). Une courte description des méthodes est présentée afin d'éclaircir notre choix de suivi pour ce mémoire.

L'observation est l'une des plus anciennes méthodes qui permet d'étudier la faune et elle a été utilisée à quelques reprises pour évaluer les contacts directs ou indirects intra et interspécifiques. Les études ont lieu en nature, où les animaux sont facilement visibles – ex. tanières, habitats ouverts (Reimchen, 1998; Richomme et al., 2006; Tevis, 1947) ou sur des sites artificiels – ex. site d'alimentation, en captivité (Buesching et al., 2003; Day et al., 2000; Totton et al., 2002; Vanak et al., 2009). Il s'agit d'une approche quantitative qui permet d'obtenir un nombre d'interactions par unité de temps lorsque les individus sont marqués et reconnaissables ou elle permet d'obtenir un taux d'interaction lorsque les animaux ne sont pas marqués (Triguero-Ocaña et al., 2021). Cette méthode est peu coûteuse, mais l'applicabilité est limitée, car les résultats sont spécifiques à la localisation souvent restreinte des observations, surtout si le site est artificiel (Böhm et al., 2009). Cette méthode est peu appropriée pour étudier les contacts entre les chiens domestiques

et les canidés sauvages considérant que ces espèces sont difficiles à observer directement et les interactions entre les individus sont des événements extrêmement rares (Cross et al., 2012; van der Jeugd & Prins, 2000). La rareté des événements cause un biais dans la récolte des données, car soit les individus ne peuvent pas être observés simultanément jour et nuit, soit la résolution spatio-temporelle des données est trop grossière (Cross et al., 2012). De plus, il est souvent difficile de suivre visuellement les animaux pendant un temps suffisant et sans avoir d'impact sur leur comportement naturel (Triguero-Ocaña et al., 2021). Pour ce type de méthodologie, les analyses statistiques traditionnelles peuvent être complexes à utiliser, car les données ne sont pas indépendantes et elles n'ont pas une distribution normale (Croft et al., 2011; Whitehead, 2008). Une autre technique dérivée de l'observation directe afin d'estimer les contacts entre espèces sur un plus grand territoire est de questionner la population humaine sur leurs connaissances et leurs observations quotidiennes (entrevue, questionnaire, etc.) (Brahmbhatt et al., 2012; Sepúlveda et al., 2014; Silva-Rodríguez & Sieving, 2011), mais les informations recueillies concernant les interactions directs ou indirects sont qualitatives ou semi-quantitatives (aucun échantillonnage systématique) (Triguero-Ocaña et al., 2021). Cette méthodologie offre la possibilité d'étudier plus en profondeur d'autres aspects de l'interaction, tels que les perceptions des différents acteurs, les problématiques en lien avec les interactions et les pistes de solutions (Brook & McLachlan, 2006). Différents biais peuvent être présents avec l'utilisation de questionnaires ou d'entrevues si la crédibilité des données, ainsi que la représentativité de la population échantillonnée ne sont pas vérifiées au préalable (White et al., 2005), si les opinions des participants sous-estiment ou surestiment la réalité ce qui mènerait à une mauvaise interprétation des données (Jori et al., 2011) et s'il n'y a pas de standardisation entre les différents enquêteurs pour les entrevues (Cowie et al., 2014).

L'évolution de la technologie scientifique a offert plusieurs autres options de suivi de la faune. Les caméras de chasse sont maintenant grandement utilisées en science (Meek et al., 2015), particulièrement pour les espèces cryptiques et crépusculaires, comme les chiens errants (Sparkes et al., 2016; Thomson, 1992a, 1992b) et les carnivores sauvages (Billodeaux & Armstrong, 2005; Kauffman et al., 2007; Kelly & Holub, 2008; Moruzzi et al., 2006; Vine et al., 2009). L'installation des caméras de chasse est non invasive, le matériel (caméras et accessoires)

est moins coûteux selon le choix des caméras utilisées pour l'étude et facilement accessible contrairement à d'autres technologies (Kucera & Barrett, 2011). La plupart des caméras sont équipées d'un capteur infrarouge passif (déclenchement automatique) qui détecte le mouvement d'un objet/animal dont la température diffère de l'arrière-plan (Rovero et al., 2013). Le mode « time lapse » est aussi un outil pertinent pour échantillonner des points d'agrégations d'espèces et des modèles d'activité temporelle d'espèces ciblées (Price Tack et al., 2017). Les photos/vidéos obtenues permettent de faire l'identification individuelle d'un éventail d'espèces (Bengsen et al., 2012; Burton et al., 2015; Sarmiento et al., 2009). Les différentes caractéristiques techniques de chaque marque de caméra doivent être prises en compte lors de leur sélection pour l'étude et l'emplacement est un facteur crucial à considérer selon les objectifs de l'étude (Triguero-Ocaña et al., 2021). Cette méthodologie s'utilise parfois pour étudier les interactions intra et interspécifiques, autant directes qu'indirectes, où la définition de l'interaction dépend des objectifs de l'étude et des caractéristiques de l'espèce cible et de l'agent pathogène (Kukielka et al., 2013; Sparkes et al., 2016; Triguero-Ocaña et al., 2020). Une interaction directe est normalement représentée par la présence de deux ou plusieurs animaux sur la même photographie, tandis qu'une interaction indirecte est représentée par des visites consécutives devant une caméra par différents individus dans une fenêtre de temps critique prédéfinie. L'utilisation des caméras comme outil d'échantillonnage est aussi associée à des imperfections pour la collecte de données sur les interactions, telles que l'existence de faux négatifs (aucun déclenchement lors d'un passage d'un animal) dans la zone de détection de la caméra (MacKenzie et al., 2004) et une résolution spatiale limitée à une petite zone de détection devant la caméra (Sparkes et al., 2016). Le tri des photos peut être une étape fastidieuse, mais le développement de technologies informatiques est en expansion afin d'automatiser le tri et l'organisation des images, identifier les espèces et récolter les données (date, heure) sur les images (Ivan & Newkirk, 2016; Tabak et al., 2019). Dans la littérature scientifique, il existe aussi une variation considérable dans les critères utilisés pour définir un « événement » indépendant lors de la détection de deux visites consécutives devant une caméra. Le seuil de 15 minutes pour séparer les événements de détection est une valeur souvent utilisée (Burton et al., 2015;

Carrasco-Garcia et al., 2016). Cette méthode d'échantillonnage à l'avantage de détecter une multitude d'espèces et de faire des analyses spatiales d'utilisation de l'espace.

L'utilisation de la télémétrie ou de colliers GPS est utile pour suivre les déplacements et calculer les domaines vitaux des individus à l'étude, ce qui permet aussi d'estimer grossièrement des taux de contacts intra et interspécifiques par le chevauchement des domaines vitaux (Eriksen et al., 2009; Fieberg & Kochanny, 2005; Kauhala & Holmala, 2006; Robert et al., 2012; Woodroffe & Donnelly, 2011), par les interactions médiées par l'habitat (Barasona et al., 2014; Vanak & Gompper, 2010) et par les taux de colocalisation d'individus selon des fenêtres spatiales et temporelles (Miguel et al., 2013; Triguero-Ocaña et al., 2019). La localisation simultanée de deux individus permet d'estimer le taux d'interaction directe entre les espèces cibles, nécessitant une précision des localisations. Il est donc difficile de quantifier avec exactitude des taux de contact direct provenant des données récoltées par la technique de télémétrie en raison du manque de résolution temporelle et spatiale (erreur de télémétrie) et l'absence de synchronicité entre les localisations de deux individus à un même emplacement (Prange et al., 2006). Le contact direct est généralement défini comme se produisant si les emplacements actifs se situent dans un rayon de 25 à 100 mètres (Atwood & Weeks, 2003; Gehrt & Fritzell, 1998; Ramsey et al., 2002; White et al., 2000). Même s'il y a une meilleure précision des localisations avec l'utilisation des colliers GPS (Di Orio et al., 2003; Schauber et al., 2007), celles-ci sont encore susceptibles d'être asynchrones spatialement et temporellement entre deux individus et les informations sur les déplacements entre les localisations sont absentes (Prange et al., 2006). Des interactions indirectes peuvent être déduites des données GPS en évaluant l'écart temporel entre les visites de différents individus au même endroit, donc les fenêtres spatiales (distance) et temporelles (temps) critiques seront prédéfinies selon les espèces ciblées et les agents pathogènes étudiés (Cowie et al., 2016; Schauber et al., 2007; Triguero-Ocaña et al. 2019). Les échecs de localisations par les colliers GPS en raison de l'utilisation de l'habitat, de la saison et/ou de l'activité des animaux peuvent produire un biais dans la récolte de données et ainsi sur les estimations des taux de contact (D'Eon & Delporte, 2005; Frair et al., 2004). La précision des localisations semble aussi varier selon les conditions de l'environnement, allant de < 1 m à 300 m (Hurn, 1989; Lewis et al., 2007). Pour remédier à ces problématiques, les enregistreurs de proximité ont vu jour et permettent

d'enregistrer la proximité et la durée d'interaction entre deux individus portant ce type de collier à l'intérieur de quelques mètres (Böhm et al., 2009; Cross et al., 2012; Ji et al., 2005; Prange et al., 2011). Cette méthode est la technologie de préférence pour estimer des interactions directes avec des implications épidémiologiques (Triguero-Ocaña et al., 2021) et donc permet de calculer un taux de contact direct plus facilement et avec plus de précision (0,9 m à 1,6 m) que les autres technologies (Drewe et al., 2012; Prange et al., 2011). Bien que son utilisation ait ciblé des contacts intraspécifiques jusqu'à maintenant, cette technologie pourrait éventuellement être favorable pour calculer les taux de contact interspécifiques. Cependant, une grande proportion de la population doit avoir les émetteurs de proximité pour bien évaluer les contacts entre les individus, donc les espèces étudiées doivent être faciles à capturer et avoir un petit domaine vital (Prange et al., 2011), ce qui n'est pas représentatif des carnivores sauvages. Selon Barasona et al. (2014) et Sparkes et al. (2016), la combinaison des caméras de chasse ou des enregistreurs de proximité avec un suivi GPS des individus serait les deux meilleures combinaisons pour estimer un taux de contact. Ces deux dernières combinaisons impliquent la capture d'animaux, donc elles sont contraignantes et peuvent être invasives sur la faune étudiée, ce qui est de moins en moins accepté éthiquement en recherche. Également, en raison des coûts associés à l'achat et au déploiement de ces appareils, les chercheurs sont limités à l'échantillonnage d'une petite fraction de la population (Cross et al., 2012).

Le choix d'une méthode de récolte de données doit tout d'abord répondre à nos objectifs d'étude, et être basé sur la faisabilité, la fiabilité, les biais, les transformations de données possibles en une quantification des interactions, le coût et l'acceptabilité de la communauté où a lieu l'étude.

À ce jour, il y a encore très peu d'études qui quantifient les contacts, et l'on retrouve plutôt des événements anecdotiques ou descriptifs de contacts directs dans la littérature (Tableau 1). Sur les 47 articles* décrits ici-bas, 12 articles présentaient des résultats quantitatifs ou semi-quantitatifs (26%) basés sur des données recueillies selon différentes méthodes (observations, entrevues, estimation). La fréquence des contacts entre un chien domestique et un canidé sauvage varie de 0,2 à 204 interactions/année pour l'ensemble des articles. Seulement trois études en milieu nordique (6%) ont mentionné des interactions directes de prédation, d'attaque ou de mise à mort entre les chiens domestiques et les canidés sauvages et une étude était sur la

transmission de maladie. À titre comparatif, dans la méta-analyse de Hughes & Macdonald (2013) qui portait sur les interactions entre les chiens domestiques en liberté et les animaux sauvages, seulement 69 articles finaux avaient réellement comme sujet les interactions entre les chiens domestiques en liberté et la faune sauvage (mammifère, reptile, oiseaux, etc.), dont 14 articles (20%) concernaient les maladies et parasites transmissibles, comparativement à 45% des articles présentés dans le tableau 1 ici-bas. La tendance de publication sur les interactions entre les chiens domestiques et la faune sauvage de cette méta-analyse était plutôt stable entre 1973 et 2011, avec une année record en 2009 (Hughes & Macdonald 2013).

*Les 47 articles présentés dans le tableau 1 sont en partie rassemblés à partir de la revue de Hughes & Macdonald (2013), où seulement les articles qui concernaient des interactions entre les chiens domestiques en liberté et les canidés sauvages ont été conservés (27 articles). Pour compléter la liste d'articles de 2012 à 2021, les mêmes mots clés anglophones ont été utilisés pour effectuer les recherches dans les bases de données d'articles scientifiques publiés (DOAJ, Science direct, PUBMED, JSTOR, Google Scholar) : *Canis familiaris* AND free-ranging OR free-roaming OR stray OR feral OR street OR community. Les articles retenus avaient des informations sur les espèces étudiées et les types d'interaction entre les chiens domestiques en liberté et les canidés sauvages (20 articles).

Tableau 1. Description des études avec des interactions directes et indirectes entre les chiens domestiques et les canidés sauvages.

Auteur et année de publication	Lieu de l'étude	Espèces impliquées	Type d'interaction	Type de résultats	Observations et/ou résultats de l'étude
Acosta-jamett et al., 2015	Centre-Nord du Chili	Chien domestique - Renard de Magellan (<i>Lycalopex culpaeus</i>) et renard gris d'Argentine (<i>Lycalopex griseus</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Les renards étaient plus abondants dans les basses terres où la prévalence du virus de la maladie de Carré était plus élevée chez les chiens. La transmission interspécifique est susceptible de se produire dans cette zone.
Alexander et al., 1993	Kenya	Chien domestique - Chien sauvage (<i>Canis lupus familiaris</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Les chiens domestiques peuvent servir de sources d'infection pour les chiens sauvages africains.
Atickem et al., 2009	Sud-Est de l'Éthiopie	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct et indirect - Attaque, compétition/ interférence	Quantitatif	Aucune évidence significative de concurrence par exploitation entre les chiens et les loups. Observation de 36 interactions chien-loup (chasse l'animal) sur une période de 16 mois.
Belsare et al., 2014	Centre de l'Inde	Chien domestique - Renard du Bengale (<i>Vulpes bengalensis</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Les chiens pourraient jouer un rôle dans le maintien et la transmission du parvovirus canin, le virus de la maladie de Carré et l'adénovirus canin aux renards, car les deux canidés sont exposés aux trois virus.
Boitani et al., 1984	Italie	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct et indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	Il y a de la compétition directe et indirecte pour la nourriture aux décharges à ciel ouvert et pour l'habitat en raison des mouvements de loups qui sont limités par les meutes de chiens et pour la génétique.

Butler et al., 2004	Zimbabwe	Chien domestique - Chacal à flancs rayés (<i>Canis adustus</i>)	Direct et indirect - Prédation, attaque, mise à mort, transmission de maladie	Semi-quantitatif	Il est peu probable d'avoir une rivalité entre les chiens domestiques et les carnivores sauvages pour les proies sauvages (les chiens domestiques sont de mauvais chasseur). Il y a eu une seule mise à mort d'un chien par un chacal pendant une période de 3 ans et demi.
Cevitanes et al., 2021	Centre du Chili	Chien domestique - Renard de Magellan (<i>Lycalopex culpaeus</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Les analyses génétiques d'un sous-ensemble d'ectoparasites ont révélé que les chiens et les renards partagent un nombre limité de types de séquences nucléotidiques, ce qui suggère que la transmission interspécifique de ces ectoparasites se produisent rarement. Le niveau élevé de contact des renards avec les habitats péri-domestiques suggère qu'il y a une probabilité élevée de transmission de maladie des chiens aux renards. Il y a 92% des renards qui ont été en contact avec une ou plusieurs maisons dans 1 +/- 3 villages par nuit et 46% des renards représentaient 80% des contacts péri-domestiques et de l'exposition totale aux chiens.
Courtenay et al., 2001	Marajo, Brésil	Chien domestique - Renard des savanes (<i>Cerdocyon thous</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Quantitatif	Le niveau élevé de contact des renards avec les habitats péri-domestiques suggère qu'il y a une probabilité élevée de transmission de maladie des chiens aux renards. Il y a 92% des renards qui ont été en contact avec une ou plusieurs maisons dans 1 +/- 3 villages par nuit et 46% des renards représentaient 80% des contacts péri-domestiques et de l'exposition totale aux chiens.
Freeman & Shaw, 1979	Oklahoma, USA	Chien domestique - Coyote (<i>Canis latrans</i>)	Direct - Hybridation	Qualitatif	Preuve d'hybridation entre les coyotes et les chiens pour 14,6% et 10,7% des mâles et des femelles respectivement.

Fritts & Paul, 1989	Minnesota, USA	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Semi-quantitatif	Il y a des interactions directes entre les loups gris et les chiens domestiques. Il y a eu 47 plaintes d'interactions chien-loup en 8 ans.
Galov et al., 2015	Croatie	Chien domestique - Chacal doré (<i>Canis aureus</i>)	Direct - Hybridation	Qualitatif	Preuve d'hybridation entre les chiens et les chacals par l'analyse de marqueurs génétiques, où la femelle chacal s'hybride avec le chien mâle.
Gil-Sánchez et al., 2021	Sud du Moyen Atlas, Maroc	Chien domestique - Loup doré (<i>Canis lupaster</i>) et le renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	Indirect - Compétition	Qualitatif	Faible compétition interspécifique et ségrégation spatiale et temporelle (mécanisme d'évitement) entre les canidés sauvages et les chiens.
Gipson et al., 1974	Arkansas, USA	Chien domestique - Coyote (<i>Canis latrans</i>) et loup rouge (<i>Canis rufus</i>)	Direct - Hybridation	Qualitatif	Preuve d'hybridation entre les chiens et les coyotes pour 16% et 10% des mâles et des femelles respectivement, ainsi qu'entre les chiens et les loups rouges pour 1% des deux sexes.
Gowtage-Sequeira et al., 2009	Namibie	Chien domestique - Chacal à chabraque (<i>Canis mesomelas</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Forte homologie dans la séquence des gènes du virus de la maladie de carré canine entre les chiens domestiques et les chacals à chabraque. Preuve de transmission de la maladie de carré canine entre les deux espèces.
Kamler et al., 2003	Kansas, USA	Chien domestique - Coyote (<i>Canis latrans</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Qualitatif	Observation d'une attaque d'un coyote par trois chiens sauvages.
Kamler et al., 2017	Afrique du Sud	Chien domestique - Renard à oreilles de chauve-souris (<i>Otocyon megalotis</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort, transmission de maladie	Qualitatif	Observation de plusieurs attaques (mise à mort) de renards à oreilles de chauve-souris par des chiens. Transmission de la rage entre les deux espèces est possible.

Kojola et al., 2004	Centre-Est de la Finlande	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Quantitatif	La majorité des attaques (70%) ont eu lieu dans la cour des maisons. Observation de 21 attaques de chiens par les loups sur une période de 3 ans.
Krauze-Gryz et al., 2012	Centre de la Pologne	Chien domestique - Renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	Ségrégation spatio-temporelle des niches entre les espèces. Interaction antagonistes interspécifiques.
Lacerda et al., 2009	Nord-Ouest du Brésil	Chien domestique - Loup à crinière (<i>Chrysocyon brachyurus</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	La présence de loups à crinière est négativement associée à la présence de traces de chiens près des décharges.
Laurenson et al., 1998	Éthiopie	Chien domestique - Loup d'Éthiopie (<i>Canis simensis</i>)	Direct et indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Preuve d'infection par la rage, le virus de la maladie de Carré, l'adénovirus canin et le parvovirus canin chez les chiens domestiques et les loups éthiopiens.
Lembo et al., 2008	Nord-Ouest de la Tanzanie	Chien domestique - Carnivores sauvages	Direct et indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Il y a une seule lignée virale de la rage entre les chiens domestiques et les animaux sauvages, la transmission interspécifique est fréquente. La rage des populations de chiens initie parfois des chaînes de transmission de courte durée chez les carnivores.
Lenth et al., 2008	Colorado, USA	Chien domestique - Renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	La détection des renards roux est plus élevée dans les zones qui permettent les chiens. La présence de chiens affecte l'activité des carnivores.

Lushasi et al., 2021	Sud-est de la Tanzanie	Chien domestique - Chacal doré (<i>Canis aureus</i>)	Direct - Transmission de maladie	Quantitatif	La transmission de la rage inter-espèces (chien-chacal) serait fréquente. Sur l'ensemble des transmissions inférées (transmission directs probables), 24% ont eu lieu entre la faune et les chiens (73 interactions sur 9 ans).
Mansfield et al., 2006	Régions Arctiques et Baltiques	Chien domestique - Renard arctique (<i>Alopex lagopus</i>)	Direct - Transmission de maladie	Qualitatif	La propagation de la rage par le renard arctique et son interaction avec les chiens domestiques suggèrent que le transfert du virus se produit régulièrement entre les deux espèces.
Miranda et al., 2017	Portugal	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Les séquences du parvovirus canin provenant des loups montrent qu'ils ont une relation étroite avec les chiens domestiques européens.
Mitchell & Banks, 2005	Sud-Est de l'Australie	Chien sauvage (<i>Canis lupus familiaris</i>) - Renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	Association négative entre les prédateurs, donc un évitement temporel possible ou des changements localisés d'habitats. Concurrence alimentaire et exclusion à petite échelle des renards par les chiens.
Moya et al., 2019	Chili	Chien domestique - Renard de Magellan (<i>Lycalopex culpaeus lycoides</i>) et renard gris d'Argentine (<i>Pseudalopex griseus</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Le partage de l'habitat et la détection d'anticorps à <i>Leptospira</i> spp. chez les renards et les chiens signifie que la transmission interspécifique est possible.

Müller et al., 2011	Portugal	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Le virus de la maladie de Carré trouvé chez les loups résulte d'évènements de transmission par des chiens domestiques locaux plutôt que par des espèces sauvages.
Newsome et al., 2014	Centre de l'Australie	Chien domestique - Chien sauvage (<i>Canis lupus familiaris</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	Chevauchement alimentaire considérable entre les chiens domestiques et les chiens sauvages, mais il y a quelques distinctions importantes qui séparent partiellement leurs niches écologiques.
Orozco et al., 2014	Argentine	Chien domestique - Renard des savanes (<i>Cerdocyon thous</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	Les chiens et la faune ont des opportunités potentielles de contact autant sur les bords de la zone protégée que d'autres zones fragmentées pour la transmission du parvovirus canin.
Otranto et al., 2019	Irak	Chien domestique - Chacal doré (<i>Canis aureus</i>) et renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	Indirect - Transmission de maladie	Qualitatif	L'exposition aux mêmes agents pathogènes (par des vecteurs) chez les chiens, les renards et les chacals indique qu'ils circulent dans ces populations qui vivent dans les mêmes zones.
Ørpetveit et al., 2011	Svalbard, Norvège	Chien domestique - Renard arctique (<i>Alopex lagopus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Qualitatif	Un renard a attaqué des chiens en janvier 2011 et le virus de la rage a été détecté dans le cerveau du renard après la mort.
PáEz et al., 2005	Nord de la Colombie	Chien domestique - Renard gris d'Amérique (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)	Direct - Transmission de maladie	Qualitatif	Le virus de la rage isolé chez les renards, les chiens et les humains proviennent d'une seule variante génétique. Il y a transmission de la rage entre les chiens et les renards.

Palomares & Caro, 1999	Amérique du Nord, Afrique et Europe	Chien domestique - Coyote (<i>Canis latrans</i>) et loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Qualitatif	Revue : Jusqu'à présent, les interactions interspécifiques ont été révélées par des mesures qualitatives plutôt que quantitatives. En réponse à la mortalité, les victimes peuvent modifier leur utilisation de l'espace, leur activité et former des groupes.
Rausch, 1958	Alaska, USA	Chien domestique - Coyote (<i>Canis latrans</i>), loup gris (<i>Canis lupus</i>), (<i>Alopex lagopus</i>) et renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Qualitatif	Résumé sur les foyers de rage enregistrés chez les animaux canins en Alaska sur une période de 9 ans avec plusieurs observations d'interactions directes entre les chiens et les autres canidés sauvages.
Rhodes et al., 1998	Zimbabwe	Chien domestique - Chacal à flancs rayés (<i>Canis adustus</i>) et chacal à chabraque (<i>Canis mesomelas</i>)	Direct - Transmission de maladie	Quantitatif	Le virus de la rage est régulièrement introduit chez les chacals par les chiens provenant de la population associée aux établissements humains. Estimation qu'un chacal est infecté par la rage à tous les 19 jours en 1960 et qu'un chacal est infecté par la rage à tous les 3 jours en 1980 en raison d'une augmentation de la population de chiens.
Sepúlveda et al., 2014	Sud du Chili	Chien domestique - Renard gris d'Argentine (<i>Lycalopex griseus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Semi-quantitatif	Les interactions entre les chiens et la faune sont liées au rôle du chien dans le foyer et sont directement influencées par leurs propriétaires. Il y a eu 22 observations d'interaction entre un chien et un renard dans l'année précédente.

Silva-Rodríguez & Sieving, 2011	Sud du Chili	Chien domestique - Renard gris d'Argentine (<i>Lycalopex griseus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Semi-quantitatif	La probabilité que les chiens domestiques se nourrissent d'animaux sauvages est élevée lorsqu'ils reçoivent moins de soins de leurs propriétaires. Il y a eu environ 22 interactions (chasse ou mise à mort) entre le chien et le renard pendant l'année.
Silva-Rodríguez et al., 2010	Sud du Chili	Chien domestique - Renard gris d'Argentine (<i>Lycalopex griseus</i>)	Direct et indirect - Attaque, compétition/ interférence	Qualitatif	Les chiens semblent limiter l'utilisation de l'espace aux carnivores sauvages par interférence. Il y a un chevauchement majeur entre les domaines vitaux des 2 espèces (5,4 à 8,8 chiens/km ² dans le domaine vital de chaque renard). Observation et mention de contact direct entre les 2 espèces.
Sparkes et al., 2016	Nord-Est de l'Australie	Chien domestique - Chien sauvage (<i>Canis lupus familiaris</i>)	Direct et indirect - Transmission de maladie	Quantitatif	Les interactions sont peu fréquentes entre les chiens domestiques et les chiens sauvages, donc les agents qui nécessitent un contact direct sont limités. Le chevauchement spatial étendu pourrait faciliter les agents pathogènes par contact indirect. Le taux de contact varie entre 0,003 à 0,56 contact/piège-nuit.
Stephens et al., 2015	Australie	Chien domestique - Chien sauvage (<i>Canis lupus dingo</i>)	Direct - Hybridation	Qualitatif	L'hybridation entre les chiens domestiques et les dingos pourrait être une menace pour la persistance des dingos purs.

Tikkunen et Kojola, 2020	Est de la Finlande	Chien domestique - loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct - Prédation, attaque, mise à mort.	Semi-quantitatif	Les informations publiques réduisent le risque d'attaque entre les chiens et les loups. Il y a une attaque mortelle d'un chien par un loup sur 17% des jours des saisons de chasse (760 jours).
Vanak & Gompper, 2010	Centre de l'Inde	Chien domestique - Renard du Bengale (<i>Vulpes bengalensis</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	Effet négatif de la présence de chiens domestiques sur la distribution spatiale du renard indien. La présence de chiens domestiques à la périphérie des habitats naturels peut interférer avec la distribution spatiale du carnivore sympathique.
Vanak et al., 2009	Centre de l'Inde	Chien domestique - Renard du Bengale (<i>Vulpes bengalensis</i>)	Indirect - Compétition/ interférence	Qualitatif	Il y a de la vigilance et des compromis pour la recherche de nourriture à cause de la compétition par interférence entre les carnivores indigènes et les chiens domestiques malgré un faible chevauchement alimentaire. Les odeurs de chiens n'affectent pas la recherche de nourriture et l'activité des renards.
Wierzbowska et al., 2016	Pologne	Chien domestique - Loup gris (<i>Canis lupus</i>)	Direct et indirect - Mise à mort, compétition/ interférence	Semi-quantitatif	Le loup mange des proies similaires aux chiens, donc il y a une compétition par interférence pour les ressources. Un total de 1 270 cas de mise à mort de chiens par le loup de 2006 à 2011 (moyenne de 61/an).

Woodroffe & Donnelly, 2011	Centre-Nord du Kenya	Chien domestique - Lycaon (<i>Lycaon pictus</i>)	Direct - Transmission de maladie	Quantitatif	Les agents directement transmis des chiens domestiques aux chiens sauvages pourraient être peu fréquents et rarement suivis d'une transmission à d'autres meutes de chiens sauvages. Maximum d'un contact direct par 50 jours.
Zapata-Ríos & Branch 2018	Andes du Nord de l'Équateur	Chien domestique - Renard de Magellan (<i>Pseudalopex Culpaeus</i>)	Direct et indirect - Prédation, compétition/ interférence	Qualitatif	L'occupation des renards est mieux prédite par la présence de chiens domestiques que par la perte et la fragmentation de l'habitat. Les chiens influencent négativement l'occupation des renards.

Questions de recherche, hypothèses et objectifs

La transmission de la rage dans le Nord québécois est une problématique pour les habitants et les chiens des villages nordiques qui sont en étroite relation avec la faune, dont les renards, le réservoir de ce virus. Plusieurs cas de rage chez les animaux domestiques et sauvages sont répertoriés chaque année au Nunavik, mais il y a très peu de connaissances sur l'utilisation de l'espace par les renards à proximité et dans les villages nordiques, ainsi que la fréquence de contacts et des interactions possibles à l'interface renard-chien, des paramètres essentiels pour évaluer le risque de transmission de la rage aux humains par l'intermédiaire du chien. Ces constats mènent à la question de recherche principale de l'étude : comment les renards et les chiens libres utilisent-ils l'espace à proximité et dans les villages nordiques et comment cela influence-t-il le risque de contacts directs entre ces deux espèces pour la transmission d'une maladie zoonotique, telle que la rage?

Questions spécifiques et hypothèses :

- 1) Quels sont les patrons d'activité temporelle (journalière et mensuelle) des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages de Kuujjuaq et d'Inukjuak ?
 - Hypothèse : L'activité journalière et mensuelle des renards et des chiens est variable sur une période de 24 heures et entre les saisons (mois).
 - Prédiction : Les observations de renards par unité de temps seront plus fréquentes la nuit (du crépuscule à l'aube) et pendant les mois hivernaux (de septembre à avril), tandis que les observations de chiens en liberté par unité de temps seront plus fréquentes le jour et pendant les mois estivaux (d'avril à septembre).
 - Impact : Meilleure connaissance de l'activité temporelle des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages de Kuujjuaq et Inukjuak, ce qui permet d'évaluer les périodes avec un chevauchement des activités temporelles entre les deux canidés dans les villages nordiques.

- 2) Quels sont les patrons d'activité spatiale des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages de Kuujjuaq et d'Inukjuak et quels facteurs spatiaux influencent leur activité spatiale?
- Hypothèse : Les renards et des chiens sont distribués dans l'environnement selon l'influence de différents facteurs environnementaux (eau, végétation) et anthropiques (habitations, routes, dépotoirs, chiens de traineau) qui vont augmenter ou diminuer leur présence dans certaines zones à proximité et dans les villages nordiques.
 - Prédiction : Les observations de renards seront plus élevées près des ressources alimentaires anthropiques (dépotoir municipal), de l'eau et loin des activités humaines (habitations), tandis que les observations de chiens seront plus élevées près des structures anthropiques (routes, habitations) et possiblement près des chiens de traîneau.
 - Impact : Meilleure connaissance de l'activité spatiale et des facteurs qui influencent l'activité spatiale des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages de Kuujjuaq et Inukjuak, ce qui permet d'évaluer les zones avec un chevauchement des activités spatiales entre les deux canidés dans les villages nordiques.
- 3) Quel est le potentiel spatial et temporel de contacts entre les renards et les chiens libres à proximité et dans les villages de Kuujjuaq et d'Inukjuak ?
- Hypothèse : Le potentiel de contacts est augmenté lorsque les espèces utilisent les mêmes espaces en même temps (journée, saison, environnement).
 - Prédiction : Les contacts directs seront peu fréquents entre les renards et les chiens libres et la superposition entre les activités des renards et des chiens libres (indices d'interaction) sera faible et restreinte dans le temps et dans l'environnement.
 - Impact : Permet de quantifier le risque de contacts entre les renards et les chiens à proximité et dans les villages de Kuujjuaq et Inukjuak et de développer des plans de contrôle ciblés pour la transmission de maladies, telle que la rage.

Les objectifs de l'étude :

- 1) Décrire et quantifier l'activité spatiale et temporelle des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages nordiques.
- 2) Identifier les facteurs anthropiques et environnementaux qui influencent la présence des renards et des chiens libres à proximité et dans les villages nordiques.
- 3) Quantifier les contacts directs et le potentiel d'interactions entre les renards et les chiens libres afin de mieux identifier les périodes et les zones avec un risque de transmission de maladie comme la rage.
- 4) Comparer et discuter des similitudes et des différences entre les résultats de l'activité spatiale et temporelle des renards et des chiens libres et leur potentiel d'interactions entre les villages nordiques à l'étude.
- 5) Identifier des méthodes de gestion pour diminuer le potentiel de contacts entre les renards et les chiens libres à proximité et dans les villages nordiques.

Sites étudiés

Kuujjuaq est un village du Nunavik (Nord-du-Québec) situé à 48 kilomètres au sud de la baie d'Ungava sur le bord de la rivière Koksoak (58°06'00" Nord, 68°24'00" Ouest). Ce village se trouve à la limite des arbres dans un paysage de taïga (épinettes noires et mélèzes) et de toundra. Inukjuak est aussi un village du Nunavik et est situé sur la rive de la baie d'Hudson, le long de la rivière Innuksuac (58°27'15" Nord, 78°06'07" Ouest). L'environnement est essentiellement de la toundra, car le village se trouve à environ 150 km de la limite des arbres. Les zones étudiées ont une superficie de 84 km² et de 72 km² à Kuujjuaq et Inukjuak, respectivement. La taille de population humaine diffère entre les deux villages, avec 2,668 habitants à Kuujjuaq et 1,821 habitants à Inukjuak selon le dernier recensement de 2021 (Statistique Canada, 2022a, 2022b). Le climat au Nunavik est très variable avec des températures allant de -30°C (moyenne minimale) en hiver à 15°C (moyenne maximale) en été (Gouvernement du Canada, 2011), ce qui est un enjeu dans le suivi des espèces en temps réel. L'ensoleillement est d'une durée minimale de 6,5 heures à la fin décembre et atteint un maximum de 18 heures au mois de juin (voir l'annexe 2 pour une présentation des données météorologiques et climatiques dans les deux villages). Ces deux villages représentent des « hotspots » à la transmission de pathogènes entre la faune, les animaux domestiques et les humains, car elles réunissent l'abondance de ressources (ex. grand dépotoir à proximité des villages), la forte concentration d'humains (deux villages très peuplés du Nunavik) et la présence d'un grand nombre de chiens à un même endroit. De plus, ces deux communautés avaient montré un intérêt pour mieux comprendre la transmission de la rage et offraient des circonstances logistiques convenables pour pouvoir réaliser une récolte de données en continu sur le site (accès à des personnes-ressources, logement, matériels), des aspects importants pour l'accomplissement d'études en milieu nordique.

Exposé et analyse des résultats : Spatial and temporal patterns of fox-dog contact in two Arctic villages of Nunavik, Canada, in a context of rabies transmission

Marie-Christine Frenette^{1,2,3}, Nicolas Lecomte², Agathe Allibert^{1,3}, Hélène Déry^{1,3}, Patrick Leighton^{1,3}

¹Epidemiology of Zoonoses and Public Health Research Group (GREZOSP), Faculty of Veterinary Medicine, University of Montreal, 3200 Sicotte, C.P. 5000, Saint-Hyacinthe, QC, J2S 7C6, Canada.

²Canada Research Chair in Polar and Boreal Ecology and Centre d'Études Nordiques, Department of Biology, Université de Moncton, 18 Av Antonine-Maillet, Moncton, NB, E1A 3E9, Canada.

³Centre de recherche en santé publique de l'Université de Montréal et du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal (CReSP).

Abstract

Interactions between wildlife, domestic animals, and humans can increase the risk of transmission of zoonotic diseases. Yet mapping where and how such close contacts occur is a challenge. In the Arctic, tundra wildlife, such as Arctic and red foxes, enter villages to access food resources, resulting in increased risk of exposure for domestic dogs and people to wildlife zoonoses (e.g., rabies). Here we identified the factors influencing the distribution of foxes and free-roaming dogs around and within villages and estimated the spatiotemporal probability of fox-dog contacts. To detect the presence of both carnivores, we set up a network of trail cameras on a spatial grid surrounding two villages in Nunavik, Québec, Canada: Kuujjuaq (close to the treeline) and Inukjuak (Arctic tundra >100 km away from the treeline). We accumulated a total of 7,964 camera trap nights in Kuujjuaq (2016-2018) and 3,161 in Inukjuak (2017-2018). Fox-dog interactions were more likely to occur at dawn and dusk, as well as in autumn and spring when foxes were more active near villages. Foxes were more likely to be observed close to the municipal dump whereas free-roaming dogs were more likely to be observed near attached sled dogs, human habitations and wetlands. Areas with sled dogs and the airport were the most likely locations for interactions between foxes and dogs. Red and Arctic foxes were observed in and around both villages, but red foxes were more frequently observed in Kuujjuaq (87% of observations) while Arctic foxes were more frequent in Inukjuak (74% of observations). These results suggest that fox-dog contacts within the village limits and near human dwellings are likely, posing a real risk of peri-domestic rabies transmission to dogs and humans. Nevertheless, such contact zones are concentrated in time and space, which may help target preventive measures aimed at limiting transmission events. This study provides the first estimate of spatio-temporal patterns of contact between foxes and free-roaming dogs in Arctic villages, shedding new light on the process of rabies transmission in the North and providing key empirical parameters for models of zoonotic disease risk in the Arctic.

Keywords: spatiotemporal interactions, anthropogenic factors, free-roaming dogs, foxes, Nunavik, hunting cameras, rabies

Introduction

The transmission of diseases at the interface of wildlife, domestic animals, and humans is a major and growing concern for animal populations and for public health. Interspecific interactions, the key element in the transmission of multispecies pathogens, are expected to be impacted by climate change and anthropogenic development, particularly in the Arctic and Subarctic environments (Elmore et al., 2016; Hueffer et al., 2013). A possible increase in contact between wildlife and domestic animals is anticipated (Hueffer et al., 2013), representing a significant risk to the human population when zoonotic diseases are transmitted through these interactions. In this constantly changing northern environment, it is still very difficult to predict the future dynamics of these infectious diseases and there is currently little scientific documentation of the epidemiological parameters of disease transmission at the interface of wildlife, domestic animals, and humans due to the inherent challenges imposed by this vast, cold, and sparsely populated territory (Epstein, 2000; Hoberg et al., 2003; Kutz et al., 2004, 2001).

Rabies is a zoonotic disease of concern to the inhabitants of northern villages, both humans and domestic animals. This disease causes cases each year in arctic wildlife (red fox [*Vulpes vulpes*], Arctic fox [*Vulpes lagopus*], gray wolf [*Canis lupus*]), and in domestic dogs (*Canis lupus familiaris*) since the earliest records (CFIA, 2015; Chapman, 1978; Charlton, 1976; Rausch, 1958). Small villages in the North represent a favorable interface for direct and indirect contact between foxes and domestic dogs for the transmission of rabies and other diseases (i.e. distemper, infectious canine hepatitis, parasites), because several resources are available for both canids and a large proportion of domestic dogs have the opportunity to roam freely without supervision (Aenishaenslin et al., 2018). Unlike most regions of the world where dogs play an important role in maintaining rabies virus in the environment (Zhang et al., 2011), the fox is the only reservoir for rabies in the Arctic and the dog acts as a local rabies exposure bridge between foxes and humans (Kim et al., 2014). Despite the small number of inhabitants in the North and the very small number of human rabies deaths recorded in the Arctic (Mørk & Prestrud, 2004), it has been shown that the risk of human exposure to the virus is still a real public health threat in Nunavik (Mediouni et al., 2020), with children being more vulnerable to dog bites and therefore at highest

risk of being exposed to the virus (Aenishaenslin et al., 2014). In 1953, a passive surveillance system was established in Nunavik/Labrador by the Canada Food Inspection Agency (CFIA) to track the general situation of rabies each year (Aenishaenslin et al., 2014; CFIA, 2015), but no study has attempted to measure where and when the interactions between dogs and foxes occur near and within villages in order to assess the risk of rabies transmission, an essential step for the implementation of preventive action plans.

Characterizing and quantifying interactions and the potential of disease transmission between wildlife and domestic animals is necessary to understand the complex dynamics of a multi-host pathogens transmission (Böhm et al., 2009; Martin et al., 2011); however, before being able to estimate transmission rates, detailed knowledge of the temporal and spatial activity patterns of the species involved is required (Dohna et al., 2014) because space use influences contact rates (Robert et al., 2012; Sanchez & Hudgens, 2015). Activity and distribution of foxes are highly dependent on food availability and this will modulate their movements and habitat use (Bartoń & Zalewski, 2007; Carricondo-Sanchez et al., 2016; Gallant et al., 2012; Rosalino et al., 2010). At a broad scale, fox abundance is positively associated with anthropogenic landscape features (Lesmeister et al., 2015) with foxes frequently approaching or entering northern villages for food, rest, and even denning (Eberhardt et al., 1982). Different anthropogenic factors can influence the activity and distribution of foxes when they are in close proximity to humans, such as roads or trails (Baker et al., 2007; Meek & Saunders, 2000; Towerton et al., 2011), housing density (Harrison, 1997; Lombardi et al., 2017), operating noisy equipment, high levels of human activity (Eberhardt et al., 1982), and available waste and landfills (Bino et al., 2010; Pamperin, 2008). The tolerance and the risk-foraging trade-off can vary between animals depending on individual and contextual factors (Bejder et al., 2006; Cole & Knight, 1995; Gill et al., 2001). For instance, where foxes coexist with larger carnivores such as dogs, they may adjust activity patterns to reduce temporal and/or spatial overlap (Amarasekare, 2002; Vance, 1984). Activity and distribution of domestic dogs are highly associated with human activities and infrastructure since they are dependent on humans for shelter and food (Sepúlveda, 2013). For Arctic Inuit, it is often considered better to let dogs roam free, as they can forage themselves and can socialize easily, meaning that they are not necessarily well feed by humans (Montcombroux, 2018). In general,

free-roaming dog space use is limited to a small radius near their home (DüRr et al., 2017; Sepúlveda, 2013) and they tend to use roads and trails to move outside of their home range (Sepúlveda, 2013; Vanak & Gompper, 2010), which has not been studied in Arctic. The type and distance of travel may also vary depending on the season (Atickem et al., 2009; Li et al., 2022). However, dog space use is highly variable among human societies highlighting the need to study the behaviour of free-roaming dogs at the place of interest. Currently, there is little scientific documentation of the determinants of fox and free-roaming dog spatiotemporal distribution in remote northern villages.

Contacts between foxes and dogs are central to rabies transmission and other pathogens and a risk of exposure at the wildlife-dogs-humans interface in northern villages. This study had three objectives: (1) quantify the spatial and temporal activity patterns of foxes and dogs independently at the scale of a typical northern village; (2) determine which anthropogenic and environmental factors are influencing the presence of both canids in the environment; (3) quantify the potential for interactions between foxes and free-roaming dogs (observed direct contact, inferred direct contact and index of interaction) in order to identify periods and areas at risk for disease transmission; (4) compare observed patterns of activity and the potential of fox-dog interactions in two northern villages with contrasting social and environmental contexts. We expected (1-2) the presence of both canids to be variable during a 24-hour period and between seasons (months) and spatially heterogeneous in the northern village environment because of anthropogenic and environmental factors; (2) interactions between foxes and domestic dogs to be infrequent and restricted in time and space; (3) the same fundamental factors to influence the spatiotemporal activity and interactions of canids in both villages. This study is the first to use a network of remote cameras to capture the fine-scale spatiotemporal space use by foxes and domestic dogs in and around northern villages, providing new insight into the risk of zoonotic disease transmission in this context.

Methods

Field sites

The study was conducted in two villages in Nunavik (northern Quebec, Canada): Kuujjuaq (KU) (58°06'00" N, 68°24'00" W) on the Southern shore of the Ungava Bay and Inukjuak (IN) (58°27'15" N, 78°06'07" W) on the Eastern shore of the Hudson Bay (Figure III). Communities in Nunavik are isolated from one another, without access by land. Kuujjuaq is located along the Koksoak River near the tree line with a habitat consisting of taiga interspersed with tundra. Inukjuak is near the Innuksuac River, about 150 km north of tree line and surrounded by tundra habitat. The studied areas (84 km² vs. 72 km² in Kuujjuaq and Inukjuak, respectively) encompass the villages and associated infrastructure (e.g., municipal dump, schools, grocery stores). The population size of Kuujjuaq (2,668) and Inukjuak (1,821) are similar to several other villages across the Arctic, but are in the most populated of Nunavik villages (Statistics Canada, 2022b, 2022a). Both villages represent "hotspots" for the transmission of pathogens between wildlife, domestic animals, and humans, because they bring together an abundance of resources, a high concentration of humans and the presence of a large number of dogs at the same place. In addition, these two communities had shown an interest in better understanding the transmission of rabies and offered suitable logistical circumstances to be able to collect data continuously on site (a limiting factor in many northern studies).

Trail Camera Grid

To quantify the presence of foxes and free-roaming dogs in and around both study areas, we set a systematic sampling grid of motion-activated trail cameras (Spypoint, Force-S, 2016). We installed a camera in the center of each 1 km² grid cell that was accessible by road in summer for a total of 33 cameras in Kuujjuaq and 23 in Inukjuak (Suppl. 1). All camera stations were operated continuously during the study, except for occasional poor weather or camera malfunction (e.g., dead batteries, filled memory cards, camera glitches).

Cameras were installed at a height of 0.5 m from the ground with a north orientation to avoid being triggered by the sun. The cameras were attached to the small trees in Kuujjuaq (close to

the tree line) and on rock mounts in Inukjuak (absence of trees in the tundra). To maximize the detection of foxes and dogs in front of the cameras, the field of vision was oriented along a trail, hill, or fence line, avoiding any obstructive plants. Our cameras did not provide a view of nearby roads and paths. No camera was oriented toward or located in close proximity to sled dog feeding and holding areas (in both villages, sled dogs are always supposed to be tied up). No lures were used at the stations because the time between visits was too long to keep a constant scent during the study and to avoid bias in sampling. The photos were taken during the daylight hours (colour images) and at night (monochromatic images) using a motion trigger with infrared detection set at high sensitivity. To maximize animal identification after a trigger, three pictures in a burst were taken per detection with a 10-second delay between triggers to prevent filling up memory cards too quickly. The recorded temperature varied between -40°C and 23°C.

Images and data analysis

Images were sorted manually by M.C Frenette to select those with animal present. The images were identified to species level individually by M.C Frenette and N. Lecomte and classified into three categories: dogs, red foxes, and Arctic foxes. Other mammals and bird species detected were also recorded (Table 2). An observation was defined as the presence of one or more individuals of the same species on an image during a 15-minute time window at a given station (ex. detection of three images with the same dog within a 15-minute time period at the same station was considered as a single observation). The number of individuals was noted for each observation. There is a considerable variation in criteria used to define independent detection “events” in the scientific literature. We used a threshold of 15 minutes to separate detection events, a value often used (Burton et al., 2015; Carrasco-Garcia et al., 2016) and found it reflected our data well based on examination of the images of foxes and dogs. It was not possible to reliably identify individual animals using the recorded images; therefore, assumptions had to be made when classifying animals as separate individuals. Observations of free-roaming dogs included images with the presence of one or more dogs alone or accompanied by a human. Observations of red and Arctic foxes were combined for all statistical analyses because the number of observations for each fox species at each time period (month) and station were too low to be analysed with the models. Furthermore, the ecology of the two species is very similar where they

coexist in the Arctic (Hersteinsson & MacDonald, 1992) and we also consider that both species are equally important for fox-dog interactions, especially in the context of rabies transmission in the Arctic where cases of rabies in red and Arctic foxes are often reported simultaneously during local outbreaks of the disease (Kim et al., 2014) (see Suppl. 1 for the proportion of arctic and red foxes at each camera station in Kuujuaq and Inukjuak). Observation effort was calculated as the number of active nights (a continuous 24-hour period when a camera trap is set to be active) summed across all cameras, or camera trap nights (CTN). The presence rate of a species is defined by the number of observations of the species divided by the total camera traps nights (Obs/CTN). Location of camera traps and the time stamp of each image (hour, day, month, year) were included in the database. In Inukjuak, while 2018 data are included in the descriptive results, only 2017 data were used for temporal and spatial analysis because of the loss of many cameras during winter 2018 (16 cameras out of 23).

To quantify the potential for interactions between foxes and free-roaming dogs, we examined three different measures. Observed interspecific direct contact is based on observations of a dog and a fox on the same image. Inferred interspecific direct contact is based on observations of a dog and a fox at the same station within a 12-hour interval (Binkley et al. 2022). A short time window was used to estimate the possible direct contact that could happen outside the small detection zone area in front of the camera trap. Numbers of contacts were reported as a rate per CTN. Because of the very small number of direct contact event (observed and inferred), we were unable to conduct spatial and temporal analyses with these contact measures. An index of interaction was therefore calculated by multiplying temporal and spatial activity measures of the two groups of canids to identify times and locations of higher risk for disease transmission.

Temporal activity pattern of foxes and free-roaming dogs

Daily activity of foxes and dogs, based on the time stamp recorded for each observation, was analyzed for each village with the Overlap package (Ridout & Linkie, 2009) in R v 1.2.1335 (R Core Team, 2019). The daily index of interaction between foxes and dogs was calculated by multiplying fox and dog daily activity curves. The monthly activity of foxes and dogs, based on the mean monthly Obs/CTN for all camera stations, was analyzed using generalized additive mixed models

(GAMM) (Groll & Tutz, 2012) in R using the lme4 (Bates et al., 2020) and mgcv (Wood 2018) packages, with mean monthly Obs/CTN as the dependent variable and the factors years (Kuuujuaq only) and month for each village as independent variables. The camera station was included as a random effect and the number of camera trap nights per station per month was included as a weight vector to account for observation effort. The monthly index of interaction between foxes and dogs was calculated by multiplying the presence rate of foxes and the presence rate of dogs for each month.

Spatial determinants of fox and dog activity

Fox and dog observations in both villages were analyzed with presence-absence binary dependent variable at each station for each month and linked to different anthropogenic and environmental spatial variables measured at each camera station (Suppl. 2) with QGIS v 3.6.2-Noosa (QGIS Development Team, 2019) and the OpenStreetMap files from Québec (OpenStreetMap contributors, 2019). The distance to water (DW) was measured as the linear distance (m) from each camera to the nearest permanent water body. The distance to the airport (DA) was measured as the linear distance (m) from each camera to the center of the landing runway in Inukjuak and to a point located between both landing runways in Kuuujuaq, with a \log_{10} transformation to improve model fitting. We defined the open municipal dump as a permanent food source in the environment and measured the \log_{10} of linear distance (m) from each camera to the center of the area with organic waste at the municipal dump (DMD). The area of human activity was defined by generating a building density map (QGIS Kernel density raster: pixels = 30 x 30, radius 2.5 km) with buildings within the villages ranked with an index of land use by humans (BDI) (DeBoer, 2015) and extracted the pixel value at each camera station for analysis. The linear distance (m) between the cameras and the nearest road (CDR) was measured for each camera. To generate an index of sled dog presence (SDDI), we mapped locations with attached sled dogs and created a sled dog density raster (pixels = 30 x 30, r = 2.5 km). To characterize the vegetation within 100-meter radius of each camera, a Standardized Difference Vegetation Index (NDVI) (Pettoirelli et al., 2011) raster was calculated with Landstat8 images taken in June 2017 for both villages (USGS, 2016). Spearman collinearity analysis was performed between each variable for each village to verify whether the variables were independent (threshold of $r > 0,7$). The only

variable that needed to be removed was sled dog density in Inukjuak, which was highly correlated with building density ($r= 0.9$).

We analyzed presence-absence of fox and dog observations using binomial generalized linear mixed models (GLMM) in R using the lme4 package (Bates et al., 2020). Station was included as a random effect and the number of camera trap nights per station per month included as a weight vector to account for observation effort. Each independent variable (season, year, BDI, CDR, DMD, DA, SDDI, DW, NDVI) was analyzed using a univariate model with a retention threshold of $p < 0.2$ before constructing the multivariate explanatory models. This yielded the following models for Kuujuak (KU) and Inukjuak (IN): Fox KU = season + year + DMD; Dog KU = season + year + SDDI + BDI + DW; Fox IN = season + BDI + DA; Dog IN = season + BDI + DA. The Akaike information criterion (AIC) was used to compare the different models (Burnham & Anderson, 2004) with χ^2 test (Suppl. 3). Because of overdispersion, we ran our best models with a quasi-binomial distribution using the package MASS (Venables & Ripley, 2002). Quasi-binomial models provided a good fit based on ROC curves (Fox KU: 0.881 [0.845-0.918], Dog KU: 0.879 [0.840-0.918], Fox IN: 0.840 [0.771-0.910], Dog IN: 0.897 [0.791–1.000]). Spatial autocorrelation was evaluated using Moran's I (Moran, 1950) for each species and village, but no significant residual spatial autocorrelation was detected. Finally, we created an observation probability map using the best GLMM model for fox and dog presence for each village and season. We then generated an estimated interaction probability map by multiplying probability surfaces from the fox and dog observation probability maps. Seasons were defined as: spring (March-May), summer (June-August), autumn (September-November), winter (December-February).

Results

Trail cameras

A total of 41 species were observed during the study period, with dogs and foxes making up 50% of observations of mammals and 22% of observations of all species combined (Table 2). In total, 270 observations of foxes and 311 observations of dogs were recorded during 7,961 CTN in Kuujjuaq (KU), while 96 observations of foxes and 67 observations of dogs were recorded during 3,161 CTN in Inukjuak (IN). CTN per station and per village were variable because of weather or malfunctioning cameras (KU: mean \pm SD = 241 ± 54 , minima = 132, maxima = 368; IN: mean \pm SD = 137 ± 80 , minima = 20, maxima = 272). The total number of observations per CTN was equal for foxes between the two villages with 0.03 Obs/CTN, and similar for dogs with 0.04 and 0.02 Obs/CTN for Kuujjuaq and Inukjuak, respectively. Red foxes, a more boreal species, made up 87% of fox observations in Kuujjuaq, which is at the limit of the boreal zone but only 26% of fox observations in Inukjuak, which is in the tundra zone. Observation of two foxes in the same image only occurred once (two red foxes, in Kuujjuaq). Dogs with a human presence on the same image made up 42% of the dog observations in Kuujjuaq but only 16% of dog observations in Inukjuak. Images with more than one dog were more common than for foxes, making up 33% of dog observations in Kuujjuaq (1-7 dogs; mean \pm SD = 1.4 ± 0.6) and 28% in Inukjuak (1-4 dogs; mean \pm SD = 1.4 ± 0.6).

Temporal activity of foxes and free-roaming dogs

In both villages, foxes were active during the night with above average observation density between 18:00 and 07:00. Fox activity peaked around 4:00 in KU and 1:00 in IN, whereas dog activity peaked at 07:00 and remained elevated throughout the daytime in both villages (Figure IV). Out of all observations of dogs during the daytime in Kuujjuaq, 47% included a human presence compared to only 20% during the night. In Inukjuak, the opposite pattern was observed with 14% of dog observations had a human presence during the daytime vs 27% during the night.

The daily index of interaction (fox density x dog density) showed a short but pronounced peak at around 7:00 in both villages, followed by another short peak at 18:30 in KU and 23:00 in IN. More

dogs were observed at 23:00 in IN compared to KU, creating another interaction peak as it was synchronized with high nocturnal fox activity. The index of interaction remained low for the rest of the 24-h period.

There was significant seasonal and inter-annual variation in fox activity (Table 3). In Kuujjuaq, monthly fox observations per CTN ranged from 0.001 to 0.080, with significantly higher activity in March and April 2018 than other months (Figure V A). In the best fox presence model ($N = 351$, $r^{2c} = 0.47$), the odds of fox observation were 10.02 times higher in 2018 than they were in 2016 (Table 3). The odds of fox observation in Kuujjuaq were 2.16 times higher in autumn vs. spring and 8.33 times higher in autumn vs. summer. In Inukjuak, monthly fox observations per CTN ranged from 0.011 to 0.081, but no significant difference was observed across months (Figure V B). However, in the best fox presence model ($N = 122$, $r^{2c} = 0.46$), the odds of fox observation were 23.22 times higher in autumn vs. spring. Monthly dog observations per CTN ranged from 0.003 to 0.090 in both villages (Figure V A, B) with two peaks reaching 0.078 and 0.090 Obs/CTN in May & October 2017 for Kuujjuaq and 0.053 and 0.063 Obs/CTN in July & November 2017 for Inukjuak. Little (KU) to no (IN) significant difference in dog activity was observed across months; however, there was great variability in the presence rate of dogs at each station within a month. The results of the best dog presence models also confirmed no significant difference between seasons in Kuujjuaq ($N = 351$, $r^{2c} = 0.50$) and Inukjuak ($N = 122$, $r^{2c} = 0.55$; Table 3). The index of fox-dog interaction showed a pronounced autumn peak in both villages, with a small secondary peak in late spring / early summer (Figure V A, B).

No image captured a fox and a dog on the same frame in both villages (0 observed direct contacts/CTN) and only one image captured two foxes. In Kuujjuaq (2016–2018), there were eight occurrences of a fox observation followed by a dog observation, or vice versa, within the same 12-hour period (0.001 inferred direct contacts/CTN), with a mean (\pm SD) time interval between both observations of 380 ± 197 min (minima = 36, maxima = 634). The shortest time interval between fox/dog detections was 36 min and took place in September around 08:20 (at the end of the morning peak in daily index of interaction; Figure IV), with the dog observation followed by the fox observation. No such occurrences were observed in Inukjuak, where the shortest interval between detection of foxes and dogs was 13.7 hours and occurred in November 2017 (0 inferred

direct contacts/CTN). Results from both villages suggest little temporal co-occurrence of different canid species at the spatial scale measured by our trail cameras.

Spatial determinants of fox and dog observations

For both villages, two zones of higher fox observation probability were observed. In Kuujjuaq, one was centered on the dump, with the odds of fox observation increased by 4.53 for each logarithmic unit of distance (\log_{10} m) closer to the municipal dump (Table 3). Another area of high fox observation probability existed between the village center (high concentration of buildings) and the airport (Figure VI A). While no spatial variables were significantly associated with fox presence-absence at camera stations in Inukjuak (Table 3), fox observation probability was highest outside of the town center, concentrated near the airport and west of municipal dump (Figure VI B).

In Kuujjuaq, the odds of free-roaming dog observation increased by 2.70 for each unit increase of the sled dog density index, and by 1.004 for each meter closer to water bodies (Table 3, Figure VI C). In Inukjuak, the odds of dog observation increased by 1.02 for each unit increase of the building density index (Table 3, Figure VI D).

In Kuujjuaq, the index of fox-dog interaction was highest near sled dogs on the outskirts of the village where it reached a peak value of 0.47 (Figure VI E), but the zone also included the northern section of village itself. In Inukjuak, the index of fox-free-roaming dog interaction was highest near the outskirts of the village and close to the airport facilities, where it reached a peak value of only 0.22 due to lower dog observations/trap nights and lower spatial overlap between fox and dog activity zones (Figure VI F).

Discussion

This study is the first to quantify the spatiotemporal activity patterns of foxes (Arctic and red) and free-roaming dogs in and around Arctic villages, as well as to estimate the probability of interaction between these canid species, both of which are important information for assessing the risk of rabies transmission in northern regions. Variation in the distribution and activity of canids in and around northern villages is largely determined by the availability of food resources (Aarts et al., 2008) and we were able to identify key determinants influencing the presence of foxes and free-roaming dogs in northern villages, such as the municipal dump, presence of sled dogs, human infrastructure and wetlands. Our results suggest that there is a potential for fox-dog interactions in and around the village and near human dwellings, representing the potential for peri-domestic rabies transmission to dogs and humans. Nevertheless, such contact zones are concentrated in time and space, which reduces opportunity for transmission by real physical contact and may help target preventive measures aimed at limiting transmission events for other zoonoses spread by direct contact (see Bino et al., 2010).

The daily activity patterns of wildlife species serving as reservoir of zoonotic infectious agent is critical to quantifying the interspecific transmission of diseases spread through direct interactions with dogs (Doncaster & Macdonald, 1997; Kukielka et al., 2013; Sparkes et al., 2016). Here we identified dawn and dusk as the principal periods of overlap between fox nocturnal activity and dog daytime activity. The activity of wild canids is mostly nocturnal in natural settings (Mørk and Prestrud, 2004, Eberhardt et al., 1982, Meek and Saunders, 2000, but see Servin et al., 1991) but foxes in the tundra have been observed to show continuous activity with peaks during the early night and late night, even during extended summer daylight in the high Arctic (Careau et al., 2007). Foxes may adjust their daily activity pattern based on ecological factors such as interference from competitors, habitat selection and prey availability (Boitani et al., 1984; Cavallini & Lovari, 1994; Díaz-Ruiz et al., 2016; Eberhardt et al., 1982; Mitchell & Banks, 2005), as well as anthropogenic factors such as human activity patterns and food availability from garbage (Boitani et al., 1984; Díaz-Ruiz et al., 2016; Doncaster & Macdonald, 1997; Fuglei et al., 2017; Larm et al., 2021; Weber et al., 1994). While previous studies have documented activity patterns of

wild canids in the Arctic (Fuglei et al., 2017; Larm et al., 2021; Thorsen, 2016), only one similar study exists for dogs in this region (Li et al., 2022). Dogs in the two northern villages appear to be primarily a domesticated population rather than a feral dog population, defined as dogs living in a completely wild state with no food or shelter intentionally supplied by humans and they have mostly night activity (Causey & Cude, 1980; Daniels & Bekoff, 1989; Vanak & Gompper, 2009b). The observation of dogs frequently accompanied by a human in camera images, as well as the association between the peaks of daily activity of free-roaming dogs (07:00, 12:00, 17:00) and the activity of humans outside working hours (general working hours 09:00–12:00, 13:00–17:00), also suggests a close and dependent relationship between dogs and humans in our study region, also observed in the study of Li et al. (2022). This relationship did not preclude the observation of free-roaming domestic dogs at different times of day, reflecting a common practice in northern villages of letting dogs run free to allow them to socialize and forage on their own (Aenishaenslin et al., 2018; Lévesque, 2010) despite municipal regulations in some Arctic villages (Kuujuaq included) which prohibit owners from letting their dogs roam free in the village (Lévesque, 2010; Simon et al., 2017). Such free-roaming, unsupervised dogs are more likely to encounter and interact with wildlife, increasing the risk of rabies transmission. In Inukjuak, dog activity was more frequent at night, increasing the probability of interaction with foxes in this village. Humans seem to have a significant influence on the daily activity of dogs because of shelter and food provided (Li et al., 2022; Vanak & Gompper, 2009b), and they decide when they let their dog roam free in the villages during the day (Aenishaenslin et al., 2018), which necessarily influences the index of interactions between domestic dogs and wildlife. It would be relevant to better understand the impact of human activities on the daily activities of dogs in northern villages and its indirect effects on rabies transmission. The use of camera traps implies that motion detection trigger performance is not the same between day vision (standard light) vs night vision (infrared), but this bias is identical for canids studied and night identification to species level was possible even with poorer night image quality.

Seasonal activity pattern of foxes observed in our study suggest that peaks in dog-fox interactions occur mainly during autumn and possibly spring. Fox activity patterns in and around villages likely reflect reproductive phenology and the availability of food resources. The fox population density

peaks in late summer in high latitudes with the emergence of the young from the burrow (Rausch, 1972), and the onset of juvenile dispersal in early autumn (Crandell, 1991; Toma & Andral, 1977) is probably favorable for fox observations. Unfortunately, we obtained relatively few observations of foxes during winter due to weather conditions and poorly functioning cameras, but previous studies suggest that juvenile foxes approach and stay near villages during winter, as resources are less available in the tundra at that time of year (Rioux et al., 2017). Moreover, more than half of the foxes trapped by local people near the villages of Nunavik (including the villages of Kuujuaq and Inukjuak) are ≤ 1 years old (Bouchard et al., 2022), and has been observed elsewhere in the Arctic (Eide et al., 2012). The second peak of fox activity coincides with the mating period from February to May (Mørk & Prestrud, 2004) when foxes travel great distances to establish their breeding territory (Eberhardt et al., 1983). Seasonal activity patterns in our study were similar to those documented by Urquhart (1973), where Arctic foxes were observed to avoid oil production facilities in the summer, possibly due to an increase in the availability of food resources in the tundra (but see Eberhardt et al., 1982, 1983). Unlike foxes, seasonal activity of dogs is associated primarily with human activities (Sepúlveda, 2013). Each dog has a different activity pattern depending on its owner, social and breeding interactions in the village, degree of movement restriction (partial to always free), and level of care by its owner (Fox et al., 1975; Wandeler et al., 1988, 1993). All these components vary over time depending on the activities of the owners and likely account for the variability of temporal dog presence rate in our data. In several villages, population control of stray dogs is carried sporadically which can cause a fluctuation in the population size between seasons, years and villages (Aenishaenslin et al., 2014). Even if we consider that the temporal presence rate of dogs is difficult to predict and inconsistent, the frequency of risky interactions with wildlife will generally increase at times of year when fox activity is higher in northern villages and the presence rate of free-roaming dogs will also likely amplify the frequency of such interactions. Obviously, these results consider that the detection by the cameras is identical between species and over time, a bias that is difficult to correct in multi-species studies which take place over a long period of time using camera tracking (Rowcliffe et al., 2011; Tobler et al., 2008; Towerton et al., 2011). Environmental conditions may influence detection between each season, for example by snow accumulation or by vegetation obstruction.

Fine-scale spatial factors (e.g. building density, roads density, proximity to green space, anthropic food and prey availability) can affect the presence of foxes close to or within the human community/urban environment (Carrasco-Garcia et al., 2016; Harrison, 1997; Lombardi et al., 2017; Riley, 2006), but very few studies have investigated these factors in northern regions (Eberhardt et al., 1983, Eide et al., 2012, Selås et al., 2010). Our best models showed that one anthropogenic factor, the distance to the landfill, can affect the presence-absence of foxes at camera stations. The sedentarization of people in the North has led to the creation of open garbage dumps in every village, concentrating human food waste and remains of organic matter (Cockburn, 1986; Gagnon, 1999) and making it easily accessible resource subsidy for wildlife, especially in winter when other food resources are limited in the tundra (Burgess, 2000; Gallant et al., 2020; Garrott et al., 1983). As generalists foragers, foxes are well-adapted for using this anthropogenic food source (Burgess, 2000; Contesse et al., 2004; Savory et al., 2014). Several studies have shown that anthropogenic food is an integral part of the diet of foxes near northern villages based on fecal analysis (Lehner, 2012; Savory et al., 2014) and that anthropogenic food subsidies have likely contributed to the rapid range expansion of red foxes across the Arctic (Gallant et al., 2020). The high concentration and long-term availability of food resources in landfills increases probability of contact between foxes (Doncaster & Macdonald, 1997) creating an important context for rabies transmission (Bradley & Altizer, 2007). The effect of landfill on fox presence-absence at camera stations was observed in Kuujuaq only, where it is located further from the village than in Inukjuak (KU: 3.5 km vs. IN: 0.5 km). The layout of the villages therefore becomes an important source of spatial variation, and should be considered when extrapolating the results of this study to other villages in the Arctic.

Our study showed that the presence-absence of free-roaming dogs at camera stations is closely related to anthropogenic factors (human infrastructure and sled dog density) and, to a lesser extent, environmental factors. Domestic dogs are known to be dependent on human dwellings (Maestas et al., 2003; Sepúlveda, 2013). Studies elsewhere in the world show that free dogs tend to travel no further than 250 meters from their owner's house (DüRr et al., 2017; Sepúlveda, 2013), with only a small proportion of dogs wandering more extensively, especially intact males (DüRr et al., 2017), or when dogs are with their owner (Butler et al., 2004; Sepúlveda, 2013). Dog

spatial activity may be similar in northern villages and explain the effect of higher building density on our free-roaming dog presence-absence results. The presence of sled dog groups (which represent a small proportion of the dog population nowadays) is exclusive to northern villages so it is difficult to compare with other studies and explain why free-roaming dogs are also more present at camera stations close to attached sled dog groups. However, domestic animals rely less on external conditions for hunting, mating and survival so they are expected to be less attentive to their environment compared to wild species (Price, 1984), which is consistent with the lack of landfills, water surfaces and vegetation effect on the presence-absence of dogs at camera stations. Camera positioning can play an important role in the results of the presence-absence of free-roaming dogs at camera stations since they tend to use streets, paths and trails to move around villages (Sepúlveda, 2013; Vanak & Gompper, 2010). Our cameras were not providing a view of nearby roads and paths, which may have resulted in underestimating the free-roaming dog presence at camera stations located in the zone of higher building density. Other methods could be useful in combination with cameras to better understand the presence of dogs around and within village (e.g., telemetry, the daily count of dogs by observations in the village). However, the spatial distribution of dogs in our study was clearly more restricted than that of foxes and focused on human infrastructure, imposing a strong geographic limit on where interactions with wildlife are likely to occur.

Both villages are characterized by abiotic and biotic factors specific to them, which results in a spatial variation on a scale of a community, and this may influence the presence of foxes and dogs around and within each village. Wildlife community composition was different between both villages, with only four mammal species in common out of 10 (exclude foxes and dogs) and 3 bird species out of 28, likely due to the villages being located in different ecozones (taiga vs tundra). The removal or the addition of species in an environment affect the behavior, the abundance and the distribution of other species (Glen & Dickman, 2005). Along with these differences, we obtained a much higher proportion of arctic foxes in Inukjuak (tundra) than in Kuujuaq (taiga), which may lead to a bias in the interpretation of the spatial and temporal presence results between the two villages, since the observations of the red fox and the arctic fox were combined for statistical analysis. On the other hand, even though foxes may react differently in certain

environmental conditions and social contexts (see Pamperin, 2008; Pamperin et al., 2006; Rudzinski et al., 1982; Savory et al., 2014; Selås & Vik, 2006; Tarroux et al., 2010), the ecology of the two species is very similar where they coexist in the Arctic (Hersteinsson & MacDonald, 1992) and their ecological niche largely overlaps when they use the same habitats (Barth et al., 2000; Fuglei & Ims, 2008; Smits et al., 1989). It has also been noted that the tolerance of foxes to human activities is similar between the two species (Burgess, 2000; Stickney et al., 2014) and that the variability in tolerance is more dependent on the individual and the environment than on the species (Eberhardt et al., 1982). Sampling effort also differed between villages due to logistical constraints and the loss of data from malfunctioning cameras, which may impact the accuracy of the temporal and spatial statistical analysis comparing the two villages.

We found that opportunities for interactions between free-roaming dogs and foxes are fairly restricted in time and space and therefore the probability of real physical contact may be small. Indeed, only a small number of events of a fox followed by a dog or a dog followed by a fox were observed at the same camera station within a given 12-hour interval (few inferred direct contacts) and dogs and foxes were never recorded on the same frame (no observed direct contact). Contact between foxes and free-roaming dogs may be underestimated within the present study by the sampling method used, because camera traps require passage of animals in front of a single small area. Nowadays, the new preferred technology to better estimate direct contact is the proximity logger (Triguero-Ocaña et al., 2021), but a large proportion of the population studied must be equipped with proximity loggers to properly assess contact between individuals, which means that species needs to be easy to capture and have a small home range (Prange et al., 2011).

Spatial and temporal index of interaction revealed several opportunities for interactions between free-roaming dogs and foxes around and within both villages. Agonistic interactions between healthy carnivores will normally occur when food is limited in the environment (Palomares & Caro, 1999). Physically constrained domestic dogs are generally highly dependent on food produced by humans and are well fed, so they have limited opportunities to interact with wildlife compared to free-roaming dogs that are more at risk of interacting with wildlife (Lévesque, 2018; Vanak & Gompper, 2009b), especially when they have insufficient food and have to roam their territory to forage or hunt (Silva-Rodríguez & Sieving, 2011). However, locations with attached

sled dogs represented one of the hotspots of interaction with foxes, and foxes have been observed to approach attached sled dog teams in order to steal their food (N. Lecomte observations), representing a group of constrained dogs at risk of interacting with wildlife. From a rabies transmission standpoint, it would be beneficial to restrict the free movement of dogs in villages to reduce the probability of free-roaming dog-fox interactions, especially in autumn when the index of interaction was the highest in our study. The potential for interaction between foxes and free-roaming dogs both within and on the margins of northern villages suggests that adopting a good vaccination program for all groups of dogs (free-roaming and sled dogs) will remain a priority for rabies prevention in this context. Restricting movement of foxes is not feasible, but limiting access to anthropogenic food sources could reduce interaction risk. Foxes have an exceptional sense of smell and the ability to detect carcasses from long distances (Mullen & Pitelka, 1972; Smith, 1976), so landfills and other food sources are a strong incentive to approach villages. Controlling anthropogenic waste and making it less accessible to wildlife have both been effective in reducing the population density of red foxes in northern Israel (Bino et al., 2010), making this a promising avenue for reducing wildlife-dog interactions in and around northern villages if possible to apply.

This study is the first to have used camera traps to study foxes and free-roaming dogs in and around northern villages and provides an important step toward understanding the fine-scale interactions between wild and domestic canids involved in rabies transmission in the North. Other species may also play a role in the ecology of rabies, such as wolves that were also observed close to geographic hotspots for canid interactions in our study (Suppl. 1), but whose role in rabies dynamics is still unclear (Mørk & Prestrud, 2004; Weiler et al., 1995). More broadly, this study provides new insight about the context and frequency of interspecific contacts, important parameters for developing and refining epidemiological models of rabies transmission in the Arctic (Moran et al., 2021; Simon et al., 2019; Tardy et al., 2023).

Acknowledgment

This was funded by the Canadian Networks of Centres of Excellence (ArcticNet Grant #P63 to P.L.) and the Université de Montréal. We would like to thank Alix Gordon, Audrey Simon, Barrie Ford, Ellen Avar, Émilie Bouchard, Frankie Jean-Gagnon, Lassarusie Tukai, Liam Callaghan, Marc Basterfield, Peter May, Sandy Supa, the Northern Village of Kuujuaq, Kativik Regional government, Village of Inukjuak and the Nunavik Research Centre for their help in this project. Research was also supported by Epidemiology of Zoonoses and Public Health Research Unit (GREZOSP), Université de Montréal.

Literature cited

- Aarts, G., MacKenzie, M., McConnell, B., Fedak, M., & Matthiopoulos, J. (2008). Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography*, 31(1), 140–160. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05236.x>
- Aenishaenslin, C., Brunet, P., Lévesque, F., Gouin, G. G., Simon, A., Saint-Charles, J., Leighton, P., Bastian, S., & Ravel, A. (2018). Understanding the connections between dogs, health and Inuit through a mixed-methods study. *EcoHealth*, 16(1), 151-160. <https://doi.org/10.1007/s10393-018-1386-6>
- Aenishaenslin, C., Simon, A., Forde, T., Ravel, A., Proulx, J.-F., Fehlner-Gardiner, C., Picard, I., & Bélanger, D. (2014). Characterizing rabies epidemiology in remote inuit communities in Québec, Canada: A “one Health” approach. *EcoHealth*, 11(3), 343–355. <https://doi.org/10.1007/s10393-014-0923-1>
- Amarasekare, P. (2002). Interference competition and species coexistence. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1509), 2541–2550. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2181>
- Atickem, A., Bekele, A., & Williams, S. D. (2009). Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia: Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf. *African Journal of Ecology*, 48(2), 401–407. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2009.01126.x>
- Baker, P., Dowding, C., Molony, S., White, P., & Harris, S. (2007). Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18, 716–724. <https://doi.org/10.1093/beheco/arm035>
- Ballard, W. B., Follmann, E. H., Ritter, D. G., Robards, M. D., & Cronin, M. A. (2001). Rabies and canine distemper in an arctic fox population in Alaska. *Journal of Wildlife Diseases*, 37(1), 133–137. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-37.1.133>
- Barth, L., Angerbjörn, A., & Tannerfeldt, M. (2000). Are Norwegian lemmings (*Lemmus lemmus*) avoided by arctic (*Alopex lagopus*) or red foxes (*Vulpes vulpes*)? A feeding experiment. *Wildlife Biology*, 6(2), 101–109. <https://doi.org/10.2981/wlb.2000.005>
- Bartoń, K. A., & Zalewski, A. (2007). Winter severity limits red fox populations in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 281–289. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00299.x>
- Bates, D. M., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2020). *Package lme4: Linear Mixed-Effects Models using Eigen and S4*. R package version 1.1-26. <https://github.com/lme4/lme4/>
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., & Gales, N. (2006). Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour*, 72(5), 1149–1158. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2006.04.003>
- Binkley, L., O’Quin, J., Jourdan, B., Yimer, G., Deressa, A., & Pomeroy, L. W. (2022). Quantifying intra- and inter-species contact rates at supplemental feeding sites in Ethiopia to inform rabies maintenance potential of multiple host species. *Transboundary and Emerging Diseases*, 69(6), 3837-3849. <https://doi.org/10.1111/tbed.14755>

- Bino, G., Dolev, A., Yosha, D., Guter, A., King, R., Saltz, D., & Kark, S. (2010). Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1262–1271. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01882.x>
- Böhm, M., Hutchings, M. R., & White, P. C. L. (2009). Contact networks in a wildlife-livestock host community: Identifying high-risk individuals in the transmission of bovine TB among badgers and cattle. *PLoS ONE*, 4(4), e5016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005016>
- Boitani, L., Barrasso, P., & Grimod, I. (1984). Ranging behaviour of the red fox in the Gran Paradiso National Park (Italy). *Italian Journal of Zoology*, 51, 275–284. <https://doi.org/10.1080/11250008409439466>
- Bouchard, É., Sharma, R., Hernández-Ortiz, A., Buhler, K., Al-Adhami, B., Su, C., Fenton, H., G.-Gouin, G., Roth, J. D., Rodrigues, C. W., Pamak, C., Simon, A., Bachand, N., Leighton, P., & Jenkins, E. (2022). Are foxes (*Vulpes* spp.) good sentinel species for *Toxoplasma gondii* in northern Canada? *Parasites & Vectors*, 15(1), Article 1. <https://doi.org/10.1186/s13071-022-05229-3>
- Bradley, C. A., & Altizer, S. (2007). Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(2), 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.11.001>
- Burgess, R. M. (2000). Arctic Fox. In J. C. Truett & S. R. Johnson (Eds.), *The natural history of an Arctic oil field* (pp. 159–178). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012701235-3/50010-6>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research*, 33(2), 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). Review: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Butler, J. R. A., du Toit, J. T., & Bingham, J. (2004). Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: Threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biological Conservation*, 115(3), 369–378. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00152-6)
- Careau, V., Giroux, J.-F., & Berteaux, D. (2007). Cache and carry: Hoarding behavior of arctic fox. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 62(1), 87–96. <https://doi.org/10.1007/s00265-007-0441-z>
- Carrasco-Garcia, R., Barasona, J. A., Gortazar, C., Montoro, V., Sanchez-Vizcaino, J. M., & Vicente, J. (2016). Wildlife and livestock use of extensive farm resources in South Central Spain: Implications for disease transmission. *European Journal of Wildlife Research*, 62(1), 65–78. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0974-9>
- Carricondo-Sanchez, D., Samelius, G., Odden, M., & Willebrand, T. (2016). Spatial and temporal variation in the distribution and abundance of red foxes in the tundra and taiga of northern Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 62(2), 211–218.

<https://doi.org/10.1007/s10344-016-0995-z>

- Causey, M. K., & Cude, C. A. (1980). Feral dog and white-tailed Deer interactions in Alabama. *The Journal of Wildlife Management*, 44(2), 481–484. <https://doi.org/10.2307/3807982>
- Cavallini, P., & Lovari, S. (1994). Home range, habitat selection and activity of red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica*, 3(39), 279–287.
- CFIA. (2015). *Rabies in Canada*. Government of Canada. <https://inspection.canada.ca/animal-health/terrestrial-animals/diseases/reportable/rabies/rabies-in-canada/eng/1356156989919/1356157139999>
- Chapman, R. C. (1978). Rabies: Decimation of a wolf pack in arctic Alaska. *Science*, 201(4353), 365–367. <https://doi.org/10.1126/science.566470>
- Charlton, K. M., & Tabel, H. (1976). Epizootiology of rabies in Canada. In R. J. Shephard & S. Itoh (Eds.), *Circumpolar health* (pp. 301–305). University of Toronto Press. www.jstor.org/stable/10.3138/j.ctvfrxhh6.53
- Cockburn, R. H. (1986). To Great Slave and Great Bear: P.G. Dowries’s Journal of Travels North from Ile à la Crosse in 1938 [Part IV]. *Arctic*, 39(1), 68–77.
- Cole, D. N., & Knight, R. L. (1995). Wildlife responses to recreationists. In R. L. Knight & K. Gutzwiller (Eds.), *Wildlife and recreationists: Coexistence through management and research* (pp. 51–69). Island Press.
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S., Bontadina, F., & Deplazes, P. (2004). The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology*, 69(2), 81–95. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00123>
- Crandell, R. A. (1991). Arctic fox rabies. In G. M. Baer (Ed.), *The natural history of rabies* (2nd ed., pp. 291–306). CRC Press.
- Daniels, T. J., & Bekoff, M. (1989). Spatial and temporal resource use by feral and abandoned dogs. *Ethology*, 81(4), 300–312. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1989.tb00776.x>
- DeBoer, M. (2015). Understanding the Heat Map. *Cartographic Perspectives*, 80, Article 80. <https://doi.org/10.14714/CP80.1314>
- Díaz-Ruiz, F., Caro, J., Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., & Ferreras, P. (2016). Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: Prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology*, 298(2), 128–138. <https://doi.org/10.1111/jzo.12294>
- Dohna, H. zu, Peck, D. E., Johnson, B. K., Reeves, A., & Schumaker, B. A. (2014). Wildlife–livestock interactions in a western rangeland setting: Quantifying disease-relevant contacts. *Preventive Veterinary Medicine*, 113(4), 447–456. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.12.004>
- Doncaster, C. P., & Macdonald, D. W. (1997). Activity patterns and interactions of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Oxford city. *Journal of Zoology*, 241(1), 73–87. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb05500.x>
- DüRr, S., Dhand, N. K., Bombara, C., Molloy, S., & Ward, M. P. (2017). What influences the home range size of free-roaming domestic dogs? *Epidemiology and Infection*, 145(7),

1339–1350. <https://doi.org/10.1017/S095026881700022X>

- Eberhardt, L. E., Garrott, R., & Hanson, W. C. (1983). Winter movements of Arctic foxes, *Alopex lagopus*, in a petroleum development area. *Canadian Field-Naturalist*, 97, 66–70.
- Eberhardt, L. E., Hanson, W. C., Bengtson, J. L., Garrott, R. A., & Hanson, E. E. (1982). Arctic fox home range characteristics in an oil-development area. *The Journal of Wildlife Management*, 46(1), 183–190. <https://doi.org/10.2307/3808421>
- Eide, N. E., Stien, A., Prestrud, P., Yoccoz, N. G., & Fuglei, E. (2012). Reproductive responses to spatial and temporal prey availability in a coastal Arctic fox population. *Journal of Animal Ecology*, 81(3), 640–648. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01936.x>
- Elmore, S. A., Samelius, G., Al-Adhami, B., Huyvaert, K. P., Bailey, L. L., Alisauskas, R. T., Gajadhar, A. A., & Jenkins, E. J. (2016). Estimating toxoplasma gondii exposure in arctic foxes (*vulpes lagopus*) while navigating the imperfect world of wildlife serology. *Journal of Wildlife Diseases*, 52(1), 47–56. <https://doi.org/10.7589/2015-03-075>
- Epstein, P. R. (2000). Is Global Warming harmful to health? *Scientific American*, 283(2), 50–57.
- Fox, M. W., Beck, A. M., & Blackman, E. (1975). Behavior and ecology of a small group of urban dogs (*Canis familiaris*). *Applied Animal Ethology*, 1(2), 119–137. [https://doi.org/10.1016/0304-3762\(75\)90082-6](https://doi.org/10.1016/0304-3762(75)90082-6)
- Fuglei, E., Ehrich, D., Killengreen, S. T., Rodnikova, A. Y., Sokolov, A. A., & Pedersen, Å. Ø. (2017). Snowmobile impact on diurnal behaviour in the Arctic fox. *Polar Research*, 36((sup1)), Article (sup1). <https://polarresearch.net/index.php/polar/article/view/2724>
- Fuglei, E., & Ims, R. A. (2008). Global Warming and effects on the Arctic Fox. *Science Progress*, 91(2), 175–191. <https://doi.org/10.3184/003685008X327468>
- Gagnon, M. (1999). *Les militaires américains à Crystal 2 (Frobisher Bay) dans les années 1940: Perspectives inuit*. [Master's thesis, Université Laval]. <https://docplayer.fr/65034173-Les-militaires-americains-a-crystal-2-frobisher-bay-dans-les-annees-1940-perspectives-inuit.html>
- Gallant, D., Lecomte, N., & Berteaux, D. (2020). Disentangling the relative influences of global drivers of change in biodiversity: A study of the twentieth-century red fox expansion into the Canadian Arctic. *Journal of Animal Ecology*, 89(2), 565–576. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13090>
- Gallant, D., Slough, B. G., Reid, D. G., & Berteaux, D. (2012). Arctic fox versus red fox in the warming Arctic: Four decades of den surveys in north Yukon. *Polar Biology*, 35(9), 1421–1431. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1181-8>
- Garrott, R. A., Eberhardt, L. E., & Hanson, W. C. (1983). Summer food habits of juvenile arctic foxes in Northern Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, 47(2), 540–545. <https://doi.org/10.2307/3808533>
- Gill, J. A., Norris, K., & Sutherland, W. J. (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97(2), 265–268. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00002-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00002-1)
- Glen, A. S., & Dickman, C. R. (2005). Complex interactions among mammalian carnivores in Australia, and their implications for wildlife management. *Biological Reviews*, 80(03),

387. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006718>

- Groll, A., & Tutz, G. (2012). Regularization for generalized additive mixed models by likelihood-based boosting. *Methods of information in medicine*, 51(2), 168–177. <https://doi.org/10.3414/ME11-02-0021>
- Harrison, R. L. (1997). A comparison of gray fox ecology between residential and undeveloped rural landscapes. *The Journal of Wildlife Management*, 61(1), 112–122. <https://doi.org/10.2307/3802420>
- Harvell, C. D., Mitchell, C. E., Ward, J. R., Altizer, S., Dobson, A. P., Ostfeld, R. S., & Samuel, M. D. (2002). Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science (New York, N.Y.)*, 296(5576), 2158–2162. <https://doi.org/10.1126/science.1063699>
- Hersteinsson, P., & MacDonald, D. W. (1992). Interspecific Competition and the Geographical Distribution of red and Arctic foxes *Vulpes Vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos*, 64(3), 505–515. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/3545168>
- Hoberg, E. P., Kutz, S., Galbreath, K., & Cook, J. (2003). Arctic biodiversity: From discovery to faunal baselines - Revealing the history of a dynamic ecosystem. *Journal of Parasitology*, 89, S84–S95.
- Hueffer, K., Parkinson, A. J., Gerlach, R., & Berner, J. (2013). Zoonotic infections in Alaska: Disease prevalence, potential impact of climate change and recommended actions for earlier disease detection, research, prevention and control. *International Journal of Circumpolar Health*, 72(1), 19562. <https://doi.org/10.3402/ijch.v72i0.19562>
- Jones, D. M., & Theberge, J. B. (1982). Summer home range and habitat utilisation of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a tundra habitat, northwest British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 60, 807–812. <https://doi.org/10.1139/z82-111>
- Kim, B. I., Blanton, J. D., Gilbert, A., Castrodale, L., Hueffer, K., Slate, D., & Rupprecht, C. E. (2014). A conceptual model for the impact of climate change on fox rabies in Alaska, 1980–2010. *Zoonoses and Public Health*, 61(1), 72–80. <https://doi.org/10.1111/zph.12044>
- Kukielka, E., Barasona, J. A., Cowie, C. E., Drewe, J. A., Gortazar, C., Cotarelo, I., & Vicente, J. (2013). Spatial and temporal interactions between livestock and wildlife in South Central Spain assessed by camera traps. *Preventive Veterinary Medicine*, 112(3–4), 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.08.008>
- Kutz, S. J., Hoberg, E. P., Nagy, J., Polley, L., & Elkin, B. (2004). “Emerging” parasitic infections in Arctic ungulates. *Integrative and Comparative Biology*, 44(2), 109–118. <https://doi.org/10.1093/icb/44.2.109>
- Kutz, S. J., Veitch, A. M., Hoberg, E. P., Elkin, B. T., Jenkins, E. J., & Polley, L. (2001). New host and geographic records for two Protostrongylids in Dall’s sheep. *Journal of Wildlife Diseases*, 37(4), 761–774. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-37.4.761>
- Larm, M., Norén, K., & Angerbjörn, A. (2021). Temporal activity shift in arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in response to human disturbance. *Global Ecology and Conservation*, 27, e01602. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01602>
- Lehner, N. S. (2012). *Arctic fox winter movement and diet in relation to industrial development on*

Alaska's North Slope. University of Alaska Fairbanks.

- Lesmeister, D. B., Nielsen, C. K., Schaubert, E. M., & Hellgren, E. C. (2015). Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in midwestern north America. *Wildlife Monographs*, 191(1), 1–61. <https://doi.org/10.1002/wmon.1015>
- Lévesque, F. (2010). Control of dog populations in three Nunavik communities in the mid-20th century. *Inuit Studies*, 34(2), 149–166. <https://doi.org/DOI: 10.7202/1004074ar>
- Lévesque, F. (2018). Sixty years of dog management in Nunavik. *Medicine Anthropology Theory*, 5(3), 195-212. <https://doi.org/10.17157/mat.5.3.554>
- Li, M. F., Nagendran, L., Schroeder, L., & Samson, D. R. (2022). The activity patterns of nonworking and working sled dogs. *Scientific Reports*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11635-5>
- Lombardi, J. V., Comer, C. E., Scognamillo, D. G., & Conway, W. C. (2017). Coyote, fox, and bobcat response to anthropogenic and natural landscape features in a small urban area. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1239–1248. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0676-z>
- Lovari, S., Valier, P., & Lucchi, M. R. (1994). Ranging behaviour and activity of red foxes (*Vulpes vulpes*: Mammalia) in relation to environmental variables, in a Mediterranean mixed pinewood. *Journal of Zoology*, 232(2), 323–339. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb01576.x>
- Maestas, J. D., Knight, R. L., & Gilgert, W. C. (2003). Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology*, 17(5), 1425–1434. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02371.x>
- Makivik Corporation. (2013). *Cartes du Nunavik*. Makivik Corporation. <https://www.makivik.org/fr/cartes-du-nunavik/>
- Martin, C., Pastoret, P.-P., Brochier, B., Humblet, M.-F., & Saegerman, C. (2011). A survey of the transmission of infectious diseases/infections between wild and domestic ungulates in Europe. *Veterinary Research*, 42(1), 70. <https://doi.org/10.1186/1297-9716-42-70>
- Mediouni, S., Brisson, M., & Ravel, A. (2020). Epidemiology of human exposure to rabies in Nunavik: Incidence, the role of dog bites and their context, and victim profiles. *BMC Public Health*, 20(1), 584. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-08606-8>
- Meek, P., & Saunders, G. (2000). Home range and movement of Foxes (*Vulpes vulpes*) in coastal New South Wales, Australia. *Wildlife Research*, 27, 663–668. <https://doi.org/10.1071/WR98030>
- Mitchell, B. D., & Banks, P. B. (2005). Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecology*, 30(5), 581–591. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01473.x>
- Montcombroux, G. (2018). *The Canadian Inuit dog: Canada's heritage* (2nd ed.). Whippoowill Solitude Publishing.
- Moran, E. J., Lecomte, N., Leighton, P., & Hurford, A. (2021). Understanding rabies persistence in low-density fox populations. *Ecoscience*, 28(3–4), 301–312. <https://doi.org/10.1080/11956860.2021.1916215>

- Moran, P. A. P. (1950). Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 37(1/2), 17–23. <https://doi.org/10.2307/2332142>
- Mørk, T., & Prestrud, P. (2004). Arctic Rabies – A review. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 45(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/1751-0147-45-1>
- Mullen, D. A., & Pitelka, F. A. (1972). Efficiency of winter scavengers in the Arctic. *Arctic*, 25(3), 225–231. <https://doi.org/10.14430/arctic2964>
- OpenStreetMap contributors. (2019). *Download OpenStreetMap data for this region: Quebec*. Geofabrik. <https://download.geofabrik.de/north-america/canada/quebec.html>
- Palomares, F., & Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist*, 153(5), 492–508. <https://doi.org/10.1086/303189>
- Pamperin, N. J. (2008). *Winter movements of Arctic foxes in Northern Alaska measured by satellite telemetry* [Master's thesis, University of Alaska Fairbanks]. <https://scholarworks.alaska.edu:443/handle/11122/86>
- Pamperin, N. J., Follmann, E. H., & Petersen, B. (2006). Interspecific killing of an Arctic fox by a red fox at Prudhoe Bay, Alaska. *Arctic*, 59(4), 361–364.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46(1), 15–27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>
- Prange, S., Gehrt, S. D., & Hauver, S. (2011). Frequency and duration of contacts between free-ranging raccoons : Uncovering a hidden social system. *Journal of Mammalogy*, 92(6), 1331–1342. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-416.1>
- Price, E. O. (1984). Behavioral aspects of animal domestication. *The Quarterly Review of Biology*, 59(1), 1–32.
- QGIS Development Team. (2019). *QGIS Geographic Information System,, Open Source Geospatial Foundation Project*. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team. (2019). *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rausch, R. (1958). Some observations on Rabies in Alaska, with special reference to wild canidae. *The Journal of Wildlife Management*, 22(3), 246. <https://doi.org/10.2307/3796457>
- Rausch, R. L. (1972). Observations on some natural-focal zoonoses in Alaska. *Archives of Environmental Health*, 25(4), 246–252.
- Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322–337.
- Riley, S. P. D. (2006). Spatial ecology of bobcats and gray foxes in urban and rural zones of a National Park. *Journal of Wildlife Management*, 70(5), 1425–1435. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1425:SEOBAG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1425:SEOBAG]2.0.CO;2)
- Rioux, M.-J., Lai, S., Casajus, N., Bêty, J., & Berteaux, D. (2017). Winter home range fidelity and extraterritorial movements of Arctic fox pairs in the Canadian High Arctic. *Polar Research*, 36(sup1), 1–10. <https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1316930>

- Robert, K., Garant, D., & Pelletier, F. (2012). Keep in touch: Does spatial overlap correlate with contact rate frequency? *The Journal of Wildlife Management*, 76(8), 1670–1675. <https://doi.org/10.1002/jwmg.435>
- Rosalino, L. M., Sousa, M., Pedrosa, N. M., Basto, M., RosÁrio, J., Santos, M. J., & Loureiro, F. (2010). The influence of food resources on red fox local distribution in a mountain area of the Western Mediterranean. *Vie et Milieu - Life and Environment*, 60(1), 39–45. <https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03261955>
- Rowcliffe, J. M., Carbone, C., Jansen, P. A., Kays, R., & Kranstauber, B. (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps: An adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(5), 464–476. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x>
- Rudzinski, D. R., Graves, H. B., Sargeant, A. B., & Storm, G. L. (1982). Behavioral interactions of penned red and arctic foxes. *Journal of Wildlife Management*, 46(4), 877–884.
- Sanchez, J. N., & Hudgens, B. R. (2015). Interactions between density, home range behaviors, and contact rates in the Channel Island fox (*Urocyon littoralis*). *Ecology and Evolution*, 5(12), 2466–2477. <https://doi.org/10.1002/ece3.1533>
- Savory, G. A., Hunter, C. M., Wooller, M. J., & O’Brien, D. M. (2014). Anthropogenic food use and diet overlap between red foxes (*Vulpes vulpes*) and arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in Prudhoe Bay, Alaska. *Canadian Journal of Zoology*, 92, 657–663. <https://doi.org/10.1139/cjz-2013-0283>
- Selås, V., Johnsen, B. S., & Eide, N. E. (2010). Arctic fox *Vulpes lagopus* den use in relation to altitude and human infrastructure. *Wildlife Biology*, 16(1), 107–112. <https://doi.org/10.2981/09-023>
- Selås, V., & Vik, J. O. (2006). Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897–1976. *Journal of Zoology*, 269(3), 299–308.
- Sepúlveda, M. A. (2013). *Interactions between domestic, invasive and threatened carnivores and their implications in conservation and pathogen transmission* [Doctoral thesis, University of Minnesota].
- Servin, J., Rau, J. R., & Delibes, M. (1991). Activity pattern of the red fox *Vulpes vulpes* in Doñana, SW Spain. *Acta Theriologica*, 36, 369–373. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.91-39>
- Silva-Rodríguez, E. A., & Sieving, K. E. (2011). Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 25(4), 808–815. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01690.x>
- Simon, A., Saint-Charles, J., Lévesque, F., & Ravel, A. (2017). Une approche de recherche en écosanté peut-elle aider à résoudre les problématiques liées aux chiens à Kuujuaq? *Études Inuit Studies*, 41(1-2), 307–325. <https://doi.org/10.7202/1061443ar>
- Simon, A., Tardy, O., Hurford, A., Lecomte, N., Bélanger, D., & Leighton, P. (2019). Dynamics and persistence of rabies in the Arctic. *Polar Research*, 38, 3366. <https://doi.org/10.33265/polar.v38.3366>
- Smith, T. G. (1976). Predation of ringed seal pups (*Phoca hispida*) by the arctic fox (*Alopex lagopus*). *Canadian Journal of Zoology*, 54(10), 1610–1616. <https://doi.org/10.1139/z76->

- Smits, C. M., Slough, B. G., & Yasui, C. A. (1989). Summer food habits of sympatric Arctic foxes, *Alopex lagopus*, and red foxes, *Vulpes vulpes*, in the northern Yukon Territory. *Canadian Field-Naturalist*, 103(3), 363–367.
- Sparkes, J., Ballard, G., Fleming, P. J. S., van de Ven, R., & Körtner, G. (2016). Contact rates of wild-living and domestic dog populations in Australia: A new approach. *Oecologia*, 182(4), 1007–1018. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3720-4>
- Statistics Canada. (2022a). *2021 Census of Population geographic summary: Inukjuak, Village nordique (VN) [Census subdivision], Quebec*. Statistics Canada. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/search-recherche/productresults-resultatsproduits-eng.cfm>
- Statistics Canada. (2022b). *2021 Census of Population geographic summary: Kuujuaq, Village nordique (VN) [Census subdivision], Quebec*. Statistics Canada. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/search-recherche/productresults-resultatsproduits-eng.cfm?Lang=E&GEOCODE=2021A00052499095>
- Stickney, A. A., Obritschkewitsch, T., & Burgess, R. M. (2014). Shifts in fox den occupancy in the greater Prudhoe Bay area, Alaska. *Arctic* 67(2), 196–202. <https://doi.org/10.14430/arctic4386>
- Tardy, O., Lenglos, C., Lai, S., Berteaux, D., & Leighton, P. A. (2023). Rabies transmission in the Arctic: An agent-based model reveals the effects of broad-scale movement strategies on contact risk between Arctic foxes. *Ecological Modelling*, 476, 110207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110207>
- Tarroux, A., Berteaux, D., & Bêty, J. (2010). Northern nomads: Ability for extensive movements in adult arctic foxes. *Polar Biology*, 33(8), 1021–1026. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0780-5>
- Thorsen, N. H. (2016). *Anthropogenic effects on spatiotemporal activity patterns and interactions in a predator-prey assemblage* [Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences]. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2403189>
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegue, S. E., Pitman, R. L., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169–178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- Toma, B., & Andral, L. (1977). Epidemiology of fox rabies. In M. A. Lauffer, F. B. Bang, K. Maramorosch, & K. M. Smith (Eds.), *Advances in Virus Research* (Vol. 21, pp. 1–36). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-3527\(08\)60760-5](https://doi.org/10.1016/S0065-3527(08)60760-5)
- Towerton, A. L., Penman, T. D., Kavanagh, R. P., & Dickman, C. R. (2011). Detecting pest and prey responses to fox control across the landscape using remote cameras. *Wildlife Research*, 38(3), 208–220. <https://doi.org/10.1071/WR10213>
- Triguero-Ocaña, R., Vicente, J., Lavelle, M., & Acevedo, P. (2021). Collecting data to assess the interactions between livestock and wildlife. In J. Vicente, K. C. Vercauteren, & C. Gortázar (Eds.), *Diseases at the wildlife—livestock interface: Research and perspectives*

- in a changing world* (pp. 307-338). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65365-1_10
- Urquhart, D. R. (1973). *Oil exploration and Banks Island wildlife: A guideline for the preservation of Caribou, Muskox, and Arctic Fox populations on Banks Island, N.W.T.* Northwest Territories Game Management Division.
- USGS. (2016). *EarthExplorer*. Earth Explorer. <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2009a). Dietary niche separation between sympatric free-ranging domestic dogs and Indian foxes in central India. *Journal of mammalogy*, 90(5), 1058–1065. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-107.1>
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2009b). Dogs *Canis familiaris* as carnivores: Their role and function in intraguild competition. *Mammal Review*, 39(4), 265–283. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2009.00148.x>
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2010). Interference competition at the landscape level: The effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1225–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01870.x>
- Vanak, A. T., Thaker, M., & Gompper, M. E. (2009). Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64(2), 279–287. <https://doi.org/10.1007/s00265-009-0845-z>
- Vance, R. R. (1984). Interference competition and the coexistence of two competitors on a single limiting resource. *Ecology*, 65(5), 1349–1357. <https://doi.org/10.2307/1939115>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S* (4th ed.). New York : Springer. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>.
- Wandeler, A. I., Capt, S., Kappeler, A., & Hauser, R. (1988). Oral immunization of wildlife against Rabies: Concept and first field experiments. *Clinical Infectious Diseases*, 10(Supplement_4), S649–S653. https://doi.org/10.1093/clinids/10.Supplement_4.S649
- Wandeler, A. I., Matter, H. C., Kappeler, A., & Budde, A. (1993). The ecology of dogs and canine rabies: A selective review. *Revue Scientifique et Technique de l'OIE*, 12(1), 51–71. <https://doi.org/10.20506/rst.12.1.663>
- Weber, J.-M., Meia, J.-S., & Aubry, S. (1994). Activity of foxes, *Vulpes vulpes*, in the Swiss Jura mountains. *Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 59, 9–13.
- Weiler, G. J., Garner, G. W., & Ritter, D. G. (1995). Occurrence of Rabies in a wolf population in Northeastern Alaska. *Journal of Wildlife Diseases*, 31(1), 79–82. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-31.1.79>
- Woodroffe, R., & Donnelly, C. A. (2011). Risk of contact between endangered African wild dogs *Lycaon pictus* and domestic dogs: Opportunities for pathogen transmission: Contact between domestic and wild dogs. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1345–1354. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02059.x>
- Zhang, J., Jin, Z., Sun, G.-Q., Zhou, T., & Ruan, S. (2011). Analysis of Rabies in China: Transmission dynamics and control. *PLoS ONE*, 6(7), e20891. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020891>

Tables

Table 2. Number of observations and occurrence for each mammal and bird species during the study period in Kuujjuaq (July 2016 to May 2018) and Inukjuak (May 2017 to May 2018), Nunavik, Canada.

Species	Kuujjuaq		Inukjuak	
	Total count	Occurrence (%)	Total count	Occurrence (%)
<u>Mammals</u>				
American red squirrel (<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>)	191	14.8	0	0.0
Arctic fox (<i>Vulpes lagopus</i>)	34	2.6	71	38.2
Arctic hare (<i>Lepus arcticus</i>)	0	0.0	2	1.1
Black bear (<i>Ursus americanus</i>)	13	1.0	0	0.0
Canada lynx (<i>Lynx canadensis</i>)	9	0.7	0	0.0
Caribou (<i>Rangifer tarandus</i>)	6	0.5	1	0.5
Domestic dog (<i>Canis lupus familiaris</i>)	311	24.1	67	36.0
Grey wolf (<i>Canis lupus</i>)	21	1.6	0	0.0
Muskox (<i>Ovibos moschatus</i>)	2	0.2	2	1.1
Red fox (<i>Vulpes vulpes</i>)	232	17.9	25	13.4
Short-tailed weasel (<i>Mustela erminea</i>)	6	0.5	1	0.5
Snowshoe hare (<i>Lepus americanus</i>)	465	36.0	0	0.0
Ungava collared lemming (<i>Dicrostonyx hudsonius</i>)	3	0.2	17	9.1
Total	1,293	100	186	100
<u>Birds</u>				
American pitpit (<i>Anthus rubescens</i>)	0	0.0	50	7.0
American robin (<i>Turdus migratorius</i>)	262	21.8	0	0.0
American tree sparrow (<i>Spizelloides arborea</i>)	0	0.0	1	0.1
Canada goose (<i>Branta canadensis</i>)	0	0.0	440	61.9
Canada jay (<i>Perisoreus canadensis</i>)	30	2.5	0	0.0
Chipping sparrow (<i>Spizella passerina</i>)	26	2.2	10	1.4
Common raven (<i>Corvus corax</i>)	40	3.3	58	8.2
Dark-eyed junco (<i>Junco hyemelis</i>)	12	1.0	0	0.0
Fox sparrow (<i>Passerella iliaca</i>)	6	0.5	0	0.0

Glaucous gull (<i>Larus hyperboreus</i>)	0	0.0	1	0.1
Great black-backed gull (<i>Larus marinus</i>)	0	0.0	3	0.4
Grey-cheeked thrush (<i>Catharus minimus</i>)	42	3.5	0	0.0
Herring gull (<i>Larus argentatus</i>)	0	0.0	9	1.3
Horned lark (<i>Eremophila alpestris</i>)	0	0.0	8	1.1
Lapland longspur (<i>Calcarius lapponicus</i>)	1	0.1	7	1.0
Lincoln's sparrow (<i>Lincoln's sparrow</i>)	0	0.0	1	0.1
Northern pintail (<i>Anas acuta</i>)	0	0.0	2	0.3
Pine grosbeak (<i>Pinicola enucleator</i>)	2	0.2	0	0.0
Rock ptarmigan (<i>Lagopus muta</i>)	542	45.1	0	0.0
Rusty blackbird (<i>Euphagus carolinus</i>)	1	0.1	0	0.0
Short-eared owl (<i>Asio flammeus</i>)	0	0.0	3	0.4
Snow bunting (<i>Plectrophenax nivalis</i>)	4	0.3	16	2.3
Snow goose (<i>Anser caerulescens</i>)	0	0.0	13	1.8
Song sparrow (<i>Melospiza melodia</i>)	13	1.1	10	1.4
Spruce grouse (<i>Falcapennis canadensis</i>)	32	2.7	0	0.0
White-crowned sparrow (<i>Zonotrichia leucophrys</i>)	187	15.5	79	11.1
Wilson wabler (<i>Cardellina pusilla</i>)	1	0.1	0	0.0
Yellow rumped warbler (<i>Setophaga coronata</i>)	2	0.2	0	0.0
Total	1,203	100	711	100

Species identification was carried out by Frenette M.C and Lecomte N. based on camera trap images. Observation of animals that could not be identified to species level were excluded from the table.

Table 3. Arctic and red fox and dog presence models for the villages of Kuujjuaq and Inukjuak, Nunavik. Odds ratio (OR), confidence intervals at 95% (CI 95%), t, and *p* values for the best quasi-binomial GLMM models are shown. All continuous predictors are standardized (mean = 0, SD = 1). Significant *p* values (alpha=5%) are shown with a star.

Variable	OR	CI 95%	t- value	<i>p</i>	OR	CI 95%	t- value	<i>p</i>
	Fox in Kuujjuaq presence model				Dog in Kuujjuaq presence model			
Spring ¹	0.46	0.22-0.97	-2.03	0.04*	1.07	0.48-2.35	0.16	0.88
Summer ¹	0.12	0.05-0.29	-4.61	< 0.001*	0.50	0.23-1.12	-1.66	0.09
2017 ¹	2.13	0.48-9.43	0.99	0.33	2.20	0.69-6.99	1.32	0.19
2018 ¹	10.02	1.87-53.80	2.66	0.008*	0.86	0.21-3.62	-0.20	0.84
DMD log ₁₀	0.22	0.06-0.77	-2.34	0.03*	-	-	-	-
SDDI	-	-	-	-	2.70	1.56-4.67	3.51	0.002*
BDI	-	-	-	-	1.01	1.00-1.01	1.98	0.06
DW	-	-	-	-	1.00	1.00-1.01	2.91	0.007*
	Fox in Inukjuak presence model				Dog in Inukjuak presence model			
Spring ¹	0.04	0.00-0.77	-2.09	0.04*	0.30	0.02-4.54	-0.85	0.40
Summer ¹	0.58	0.26-1.28	-1.33	0.19	0.98	0.35-2.72	-0.05	0.96
Winter ¹	2.52	0.48-13.30	1.06	0.29	0.08	0.00-61.02	-0.74	0.46
BDI	0.99	0.98-1.00	-1.62	0.12	1.02	1.01-1.03	2.92	0.008*

Subscripts: DMD = Distance to municipal dump center (log₁₀) in m, SDDI = Sled dogs density index, BDI = Building density index, DW = Distance to water in m. Spring = March to May, summer = June to August, winter = December to February. ¹The reference category for season is autumn in both villages and the reference category for year is 2016 in Kuujjuaq.

Figures

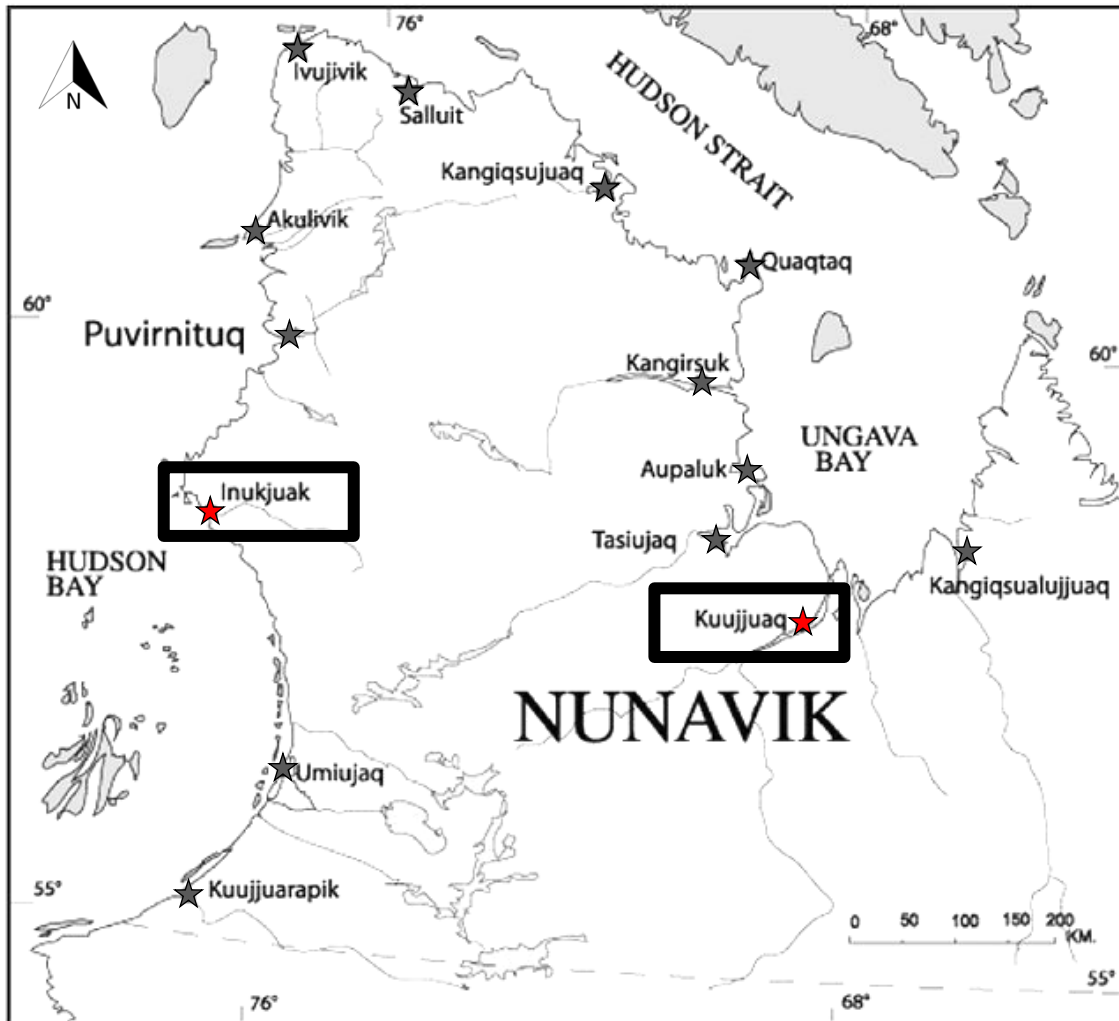


Figure III. Map of the Nunavik region, northern Québec, Canada, showing the 14 Inuit communities (stars) distributed along Hudson Bay and Ungava Bay and the two villages (Kuujuaq and Inukjuak) included in this study (Map produced by Makivik Corporation, 2013).

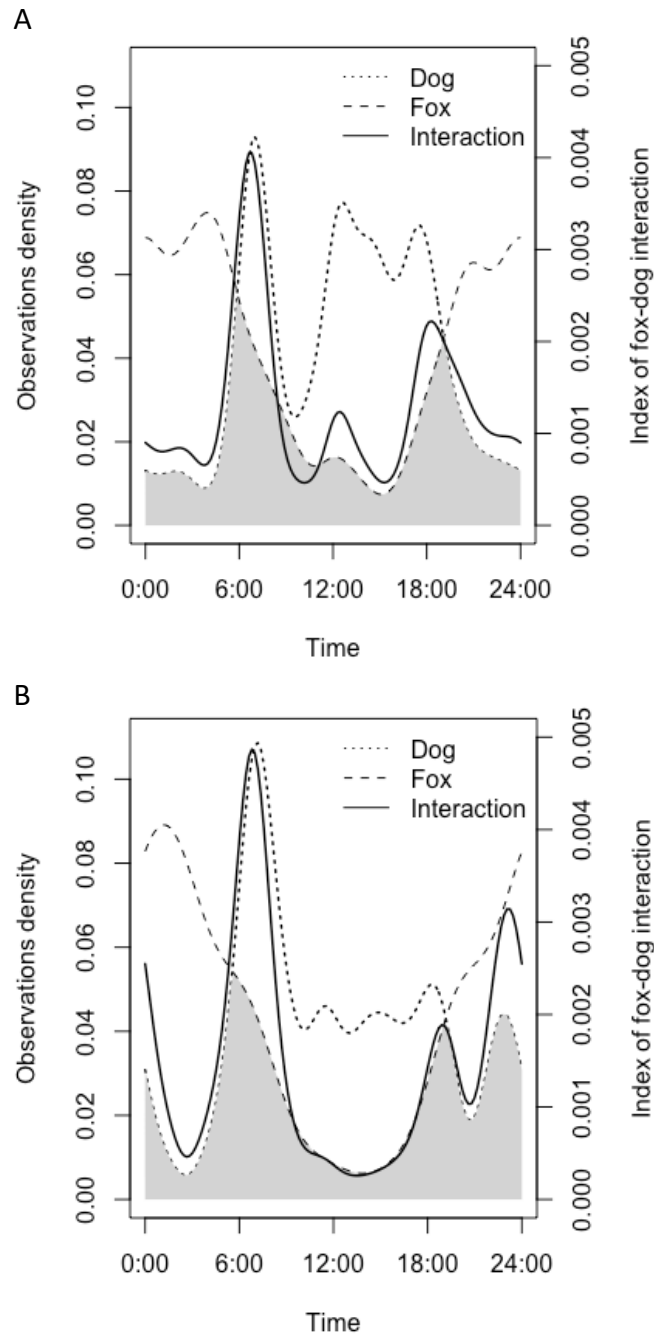


Figure IV. Total daily activity curves (Kernel density) of red and Arctic foxes (dashed line), vs. dogs (dotted line) as well as the daily index of possible interaction (dog density x fox density) between the two species from all camera traps pictures of Kuujuaq (KU; 2016–2018) (A) and Inukjuak (IN; 2017–2018) (B), Nunavik. The grey shaded area between lines represents the average degree of overlap [KU : 0.42 with 95% CI (0.41-0.54); IN : 0.48 with 95% CI (0.40-0.64)] displayed by the area in grey under the two curves.

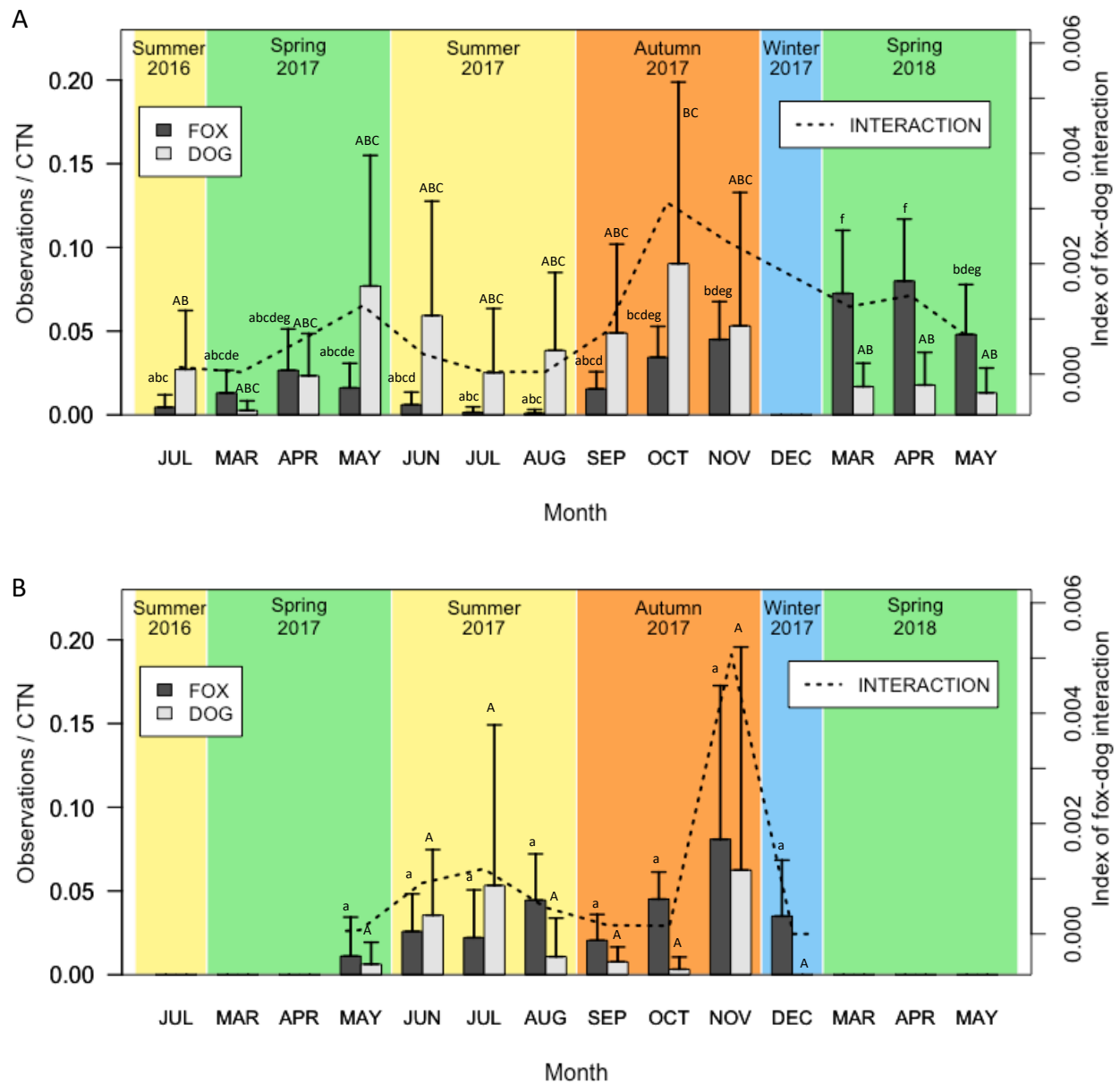


Figure V. Observations per camera trap nights (CTN) of red and Arctic foxes (black bands) vs. dogs (gray bands) with 95% confidence intervals (means for all the camera stations) and monthly index of interaction (dog rate x fox rate observations/trap nights) between the two species (dashed line) by months from July 2016 to May 2018 in Kuujuaq (A) and from May 2017 to December 2017 in Inukjuak (B). Means without a letter in common differ significantly ($P < 0.05$). The background colours represent seasons: yellow (summer = June to August), orange (autumn = September to November), blue (winter = December to February), green (spring = March to May). The months with a value of 0 and without confidence intervals are periods without data (cameras were inactive).

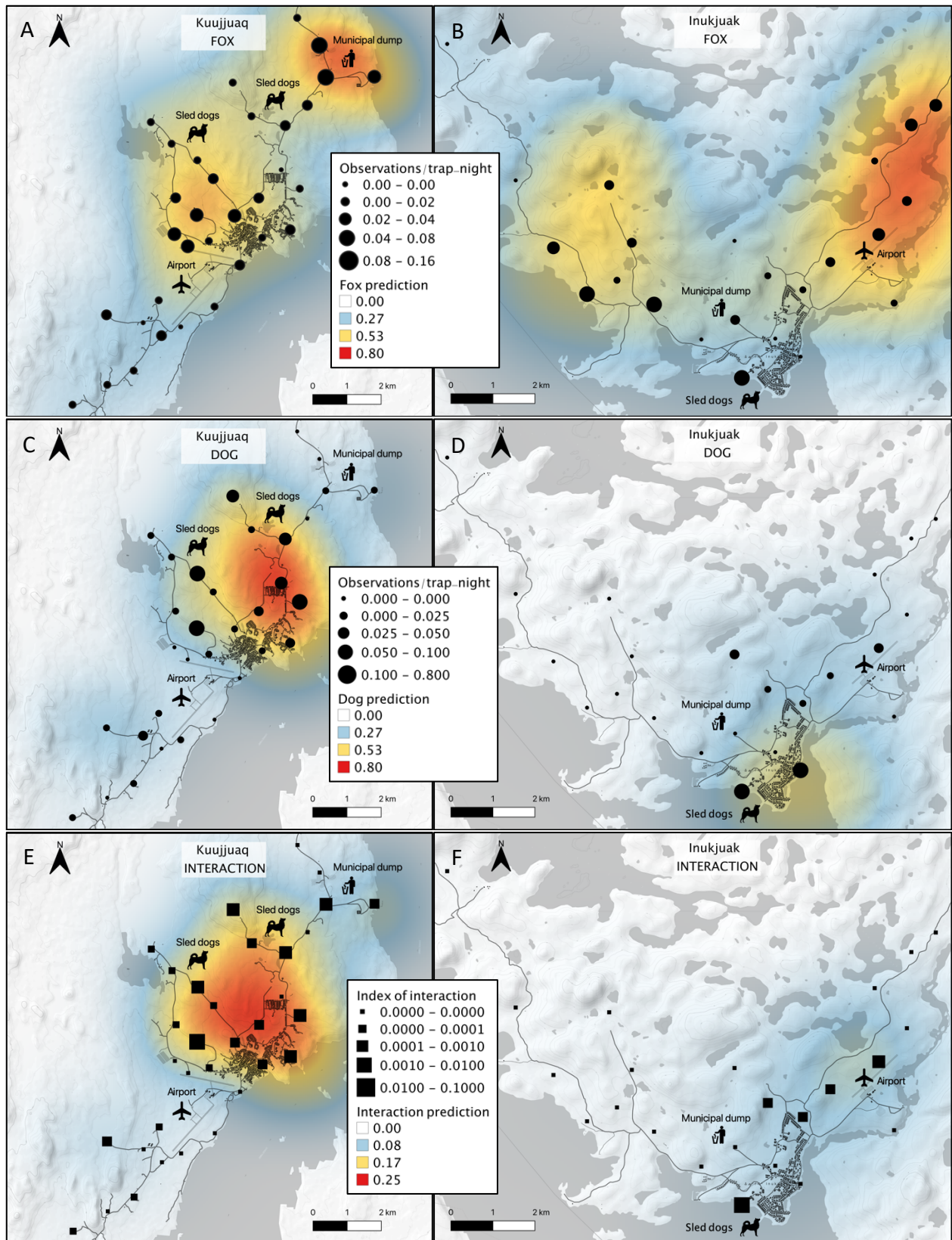
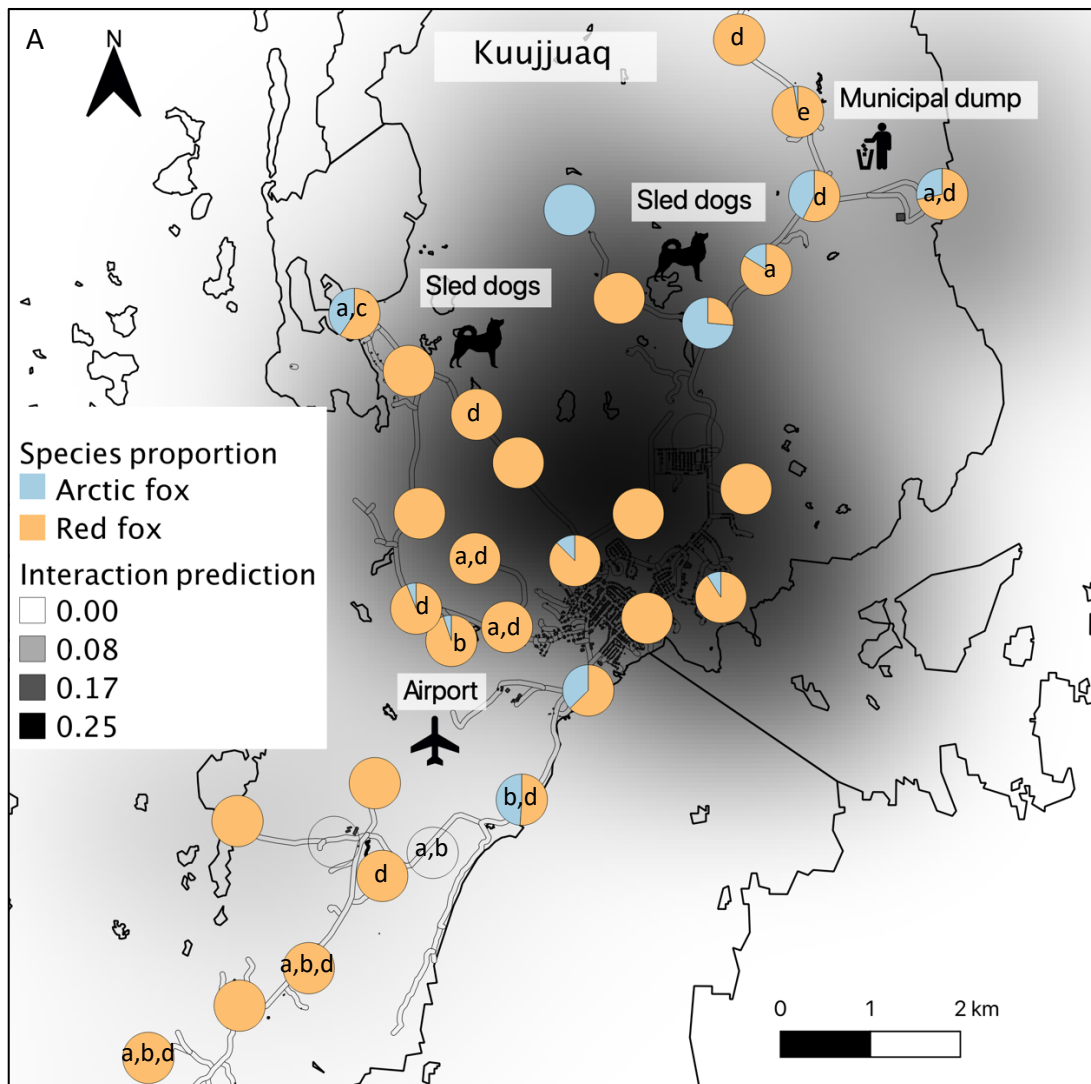
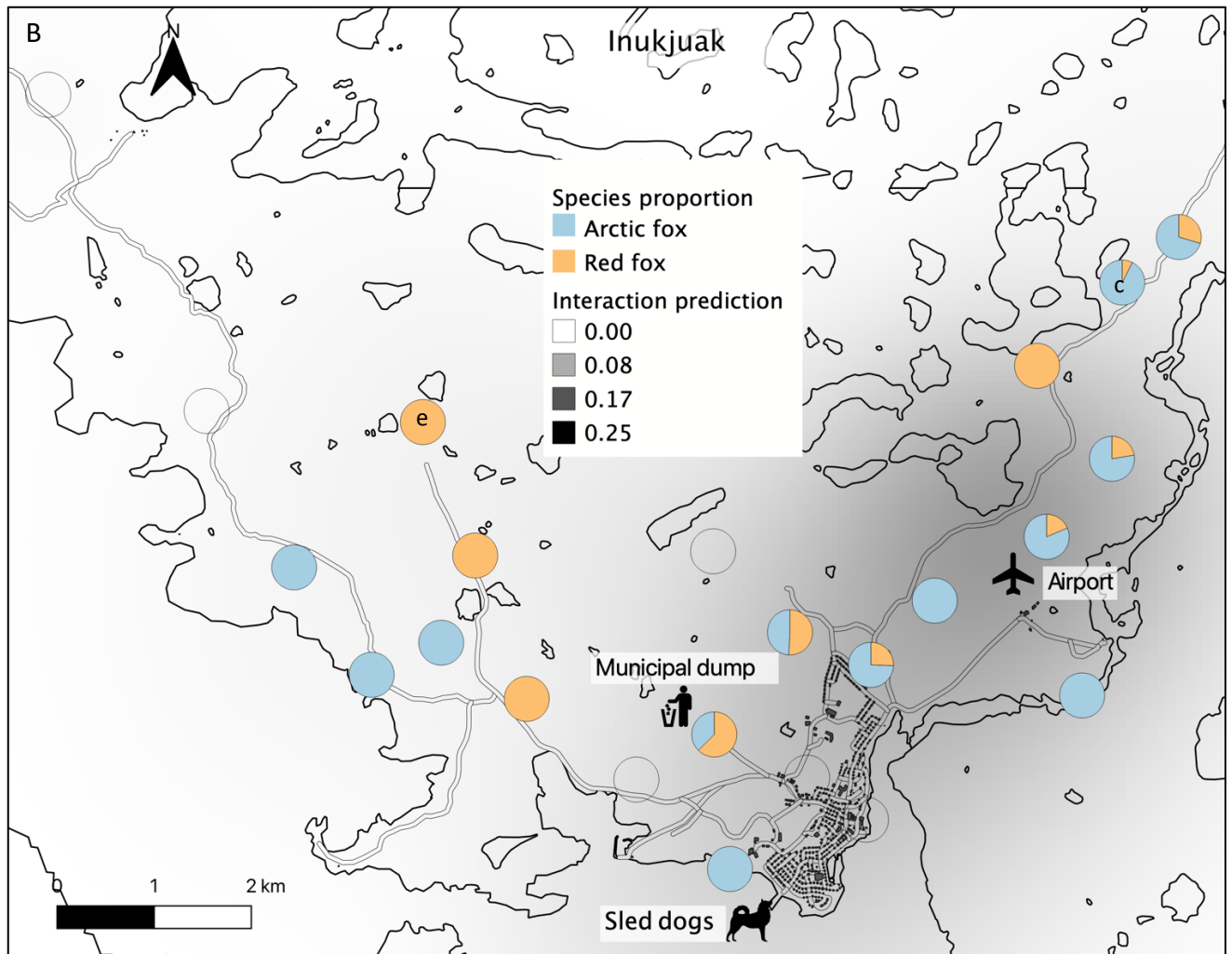


Figure VI. Index of spatial interaction and interpolation of probability of interaction for red and Arctic foxes (top maps; A, B) vs. dogs (middle maps; C, D) in Kuujjuaq (left column; A, C, E) and Inukjuak (right column; B, D, F), Canada. Interactions are derived from observations per camera trap nights (circle = means of cameras station for all month; see methods for details). Spatial index of interaction (squares = dog rate x fox rate of observations/trap nights) are displayed for each camera station (bottom maps; E, F). Heatmaps of foxes (top maps) and dogs (middle maps) represent interpolation of prediction probability (B-spline approximation tool in QGIS from prediction value at each camera station, Resolution = 30 and cell size = 100) from the best GLMM (quasi-binomial) models and the interaction prediction probability (fox x dog prediction heatmap) between dog and fox (bottom maps); see results' section. Data are from July 2016 to May 2018 in Kuujjuaq and from May 2017 to December 2017 in Inukjuak, Nunavik.

Supplementary 1

Proportion of arctic and red foxes detections at each camera station in Kuujjuaq (A) and Inukjuak (B), Nunavik, Quebec, Canada. Background heatmap with color gradient from black to white shows the index of interaction between foxes and dogs (Figure VI E, F). Other mammal species observed during the study are shown on the map and identified by a letter on each camera station (except for small mammals). a: Black bear (*Ursus americanus*), b: Canada Lynx (*Lynx canadensis*), c: Caribou (*Rangifer tarandus*), d: Grey wolf (*Canis lupus*), e: Muskox (*Ovibos moschatus*)





Supplementary 2

Summary statistics (Mean, 95% Confidence interval, and minima and maxima) for anthropogenic and environmental parameters included in generalized linear mixed models (GLMMs) analysis and measured for each camera station in Kuujuaq (KU) and Inukjuak (IN), Nunavik.

		Average	CI 95%	Min	Max
Building density index - BDI	KU	47.68	28,93	0,04	463,51
	IN	36.35	26.45	0,00	247.56
Closest distance to any road – CDR (m)	KU	63.3	17.4	0.9	347.5
	IN	187.3	49.0	30.2	645.4
Distance to municipal dump – DMD (m)	KU	5378	941	457	12505
	IN	2794	658	50	7572
Distance to airport – DA (m)	KU	3560	598	792	7699
	IN	3399	767	329	8983
Sled dog’s density index – SDDI	KU	0.47	0.29	0.00	4.32
	IN	0.32	0.26	0.00	2.47
Distance to water – DW (m)	KU	204.7	56.9	6.9	765.0
	IN	275.86	66.3	17.6	762.3
Standardized difference vegetation index (NDVI)	KU	0.23	0.02	-0.01	0.32
	IN	0.20	0.01	0.11	0.28

Supplementary 3

Comparison of generalized linear mixed models (GLMMs) with pre-selected covariables for foxes and dogs in Kuujuaq and Inukjuak using AIC and p values (χ^2 test). Significant p values (alpha=5%) are shown with a star. The best presence models for each canid are shown in bold.

	AIC	p
Explanatory models in Kuujuaq		
<u>Fox</u>		
PA ~ 1	8722	
PA ~ YEAR	7500	<0.001*
PA ~ YEAR + SEASON	6906	<0.001*
PA ~ YEAR + SEASON + DMD	6904	0.03*
<u>Dog</u>		
PA ~ 1	5719	
PA ~ YEAR	5504	<0.001*
PA ~ YEAR + SEASON	5426	<0.001*
PA ~ YEAR + SEASON + SDDI	5423	0.03*
PA ~ YEAR + SEASON + SDDI + DW	5419	0.02*
PA ~ YEAR + SEASON + SDDI + DW + BDI	5418	0.08
Explanatory models in Inukjuak		
<u>Fox</u>		
PA ~ 1	2560	
PA ~ SEASON	2346	<0.001*
PA ~ SEASON + BDI	2341	0.01*
PA ~ SEASON + BDI + DA	2340	0.07
<u>Dog</u>		
PA ~ 1	987	
PA ~ SEASON	986	0.1
PA ~ SEASON + BDI	978	0.002*
PA ~ SEASON + BDI + DA	978	0.12

Subscripts: DMD = Distance to municipal dump center (\log_{10}) in m, SDDI = Sled dogs density index, BDI = Building density index, DW = distance to water in m. Season: Spring = March to May, summer = June to August, winter = December to February.

Discussion générale

La transmission de la rage dans le Nord québécois est une problématique pour les habitants et les chiens des communautés nordiques qui sont en étroite relation avec la faune, dont les renards arctiques, le réservoir reconnu de ce virus. Plusieurs cas de rage chez les animaux sont répertoriés chaque année au Nunavik (Aenishaenslin et al., 2014) et pourraient augmenter en occurrence par des contacts accrus entre les humains, la faune et les animaux domestiques en raison des pressions grandissantes du développement anthropique et du réchauffement climatique (Elmore et al., 2016; Hueffer et al., 2013).

Considérant qu'il y a très peu de connaissances sur l'utilisation de l'espace du renard près des villages nordiques, ainsi que la fréquence des contacts et des interactions possibles à l'interface renard-chien (Tableau 1), il est difficile de limiter le risque de transmission de la rage aux humains par l'intermédiaire du chien et du renard. Dans une optique de santé publique, il était donc important de caractériser la présence de renards et de chiens en liberté à proximité et à l'intérieur des villages nordiques, afin de mieux comprendre quels facteurs anthropiques et environnementaux influencent leur présence dans l'environnement et ainsi identifier les périodes et les zones à plus grand risque d'interactions entre ces deux espèces.

Afin de répondre à la question de recherche principale « Comment les renards et les chiens libres utilisent-ils l'espace autour et dans des villages nordiques et comment cela influence-t-il le risque de contacts directs entre ces deux espèces pour la transmission d'une maladie zoonotique, telle que la rage ? », des caméras de chasse ont été installées pour récolter des données sur la présence des canidés domestiques et des canidés sauvages pour une période d'environ deux ans (Figure VII), ce qui a permis de mieux comprendre la présence et les interactions des deux canidés à proximité et dans les villages à l'étude (Kuujjuaq et Inukjuak).

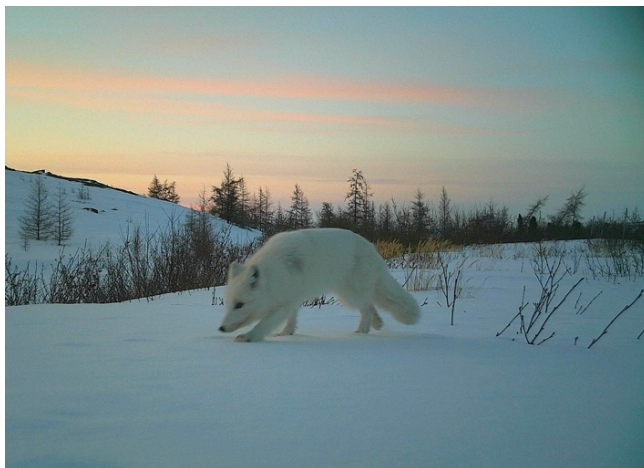


Figure VII. Photos d'un chien domestique (*Canis lupus familiaris*), d'un renard roux (*Vulpes vulpes*) et d'un renard arctique (*Vulpes lagopus*) photographiés lors de l'étude à Kuujuaq et Inukjuak, Nunavik 2016-2018.

L'effet temporel sur la présence de renards et de chiens en liberté

L'activité journalière et le taux de présence des renards pendant l'année (entre les mois et les saisons) ne sont pas constants dans le temps et confirment nos hypothèses. L'activité nocturne des canidés sauvages est bien connue (Mørk & Prestrud, 2004). Normalement, à la tombée de la nuit, les renards vont commencer à patrouiller dans leur domaine vital, pour se reposer légèrement au milieu de la nuit et redevenir actifs jusqu'à l'aube afin de trouver leur site de repos pour la journée. Cette activité nocturne n'empêche pas l'observation de petits mouvements diurnes (Meek & Saunders, 2000; Saunders et al., 1993), aussi observés dans notre étude. Eberhardt et al. (1982), ont observé que les renards arctiques étaient actifs pendant 34% des localisations de jour et 72% des localisations de nuit, même s'il y a de la luminosité en continu pendant la période estivale. Plusieurs facteurs influencent l'activité journalière des renards près des villages, tels que les conditions anthropiques, en particulier la disponibilité de nourriture et les activités humaines (Blanco, 1986; Boitani et al., 1984; Doncaster & Macdonald, 1997; Weber et al., 1994), et les conditions environnementales, dont la compétition par interférence, la sélection d'habitats et la disponibilité des proies (Doncaster & Macdonald, 1997; Lovari et al., 1994). Les différents facteurs qui influencent la présence des renards près des villages et dans l'environnement sont aussi variables pendant l'année. Ainsi l'activité des renards est guidée par la disponibilité des ressources et par leur phénologie reproductrice. D'ailleurs, le taux de présence de renards dans nos deux villages nordiques est considérablement réduit en été, similaire aux dires d'Urquhart (1973), où les renards arctiques ont tendance à moins fréquenter les installations d'exploitation pétrolière en été en raison d'une hausse de la disponibilité des ressources alimentaires naturelles dans la toundra et pour avoir accès à leurs tanières. En général, les renards se déplacent moins pendant l'été pour rester proches de leur tanière afin d'élever les jeunes (Frafjord & Prestrud, 1992), particulièrement les femelles qui sont en lactation (Doncaster & Macdonald, 1997). Il faut tout de même mentionner que dans des endroits plus tempérés, les densités de canidés sauvages peuvent être très élevées et plutôt stables tout au long de l'année près des habitations humaines (Fedriani et al., 2001; Panek & Bresiński, 2002). Ce constat a aussi été observé en Alaska près d'un autre site d'exploitation pétrolière, mais où la compétition interspécifique est faible, car il n'y a aucune présence de chiens sur le site (Eberhardt et al., 1982,

1983a). La densité de renards à tendance à augmenter à la fin de l'été sur le territoire nordique avec l'émergence des jeunes. Ceux-ci s'éloignent de leur tanière et se dispersent au début de l'automne à la recherche d'un nouveau territoire (Eberhardt et al., 1983b; Rausch, 1972) et pour s'alimenter (Ballard et al., 2001; Crandell, 1991), produisant une hausse de déplacements propices à la détection des individus par les caméras. Malheureusement, nous avons très peu de données pour la saison hivernale, mais normalement les juvéniles restent près des villages pendant l'hiver, car les ressources sont moins disponibles dans la toundra, contrairement à l'été (Rioux et al., 2017; Vanak et al., 2009). D'ailleurs, plus de la moitié des renards piégés près des villages du Nunavik en hiver ont ≤ 1 an (Bouchard et al., 2022) ce qui est aussi observé ailleurs en milieu nordique (Eide et al., 2012). Les renards font des excursions en dehors de leur territoire entre novembre et mars (Tarrow et al., 2010) avec un pic de mouvements en décembre et janvier (Rioux et al., 2017) et leur domaine vital peut augmenter de taille pour la recherche de nourriture (Frafjord & Prestrud, 1992). L'autre augmentation du taux de présence des renards concorde avec la période de recherche de partenaire et d'accouplement de février à mai (Mørk & Prestrud, 2004) où les renards vont parcourir du terrain pour établir leur territoire (Eberhardt et al., 1983b). Les résultats obtenus près des deux villages semblent être représentatifs de l'écologie des renards en milieu nordique. Lors des analyses, le nombre d'observations de renards était ajustée par le nombre de caméra trappe nuits par station (taux de présence) afin de diminuer le biais que peuvent causer les caméras non fonctionnelles ou obstruées par du contenu environnemental. En revanche, ce qui est difficile à quantifier et à corriger est la performance de déclenchement avec l'utilisation de la fonction « détection de mouvement ». Cette performance de déclenchement par détection de mouvement est variable tout au long d'une journée selon la vision de jour vs la vision nocturne infrarouge de nuit, ainsi qu'entre les jours de l'année (une journée de tempête hivernale vs une journée d'été ensoleillé) (Vine et al., 2009) et a inévitablement un impact sur les résultats temporels de taux de présence des espèces.

L'activité journalière des chiens libres n'est pas constante pendant une journée, ce qui confirme nos hypothèses, tandis que le taux de présence des chiens libres pendant l'année (entre les mois et les saisons) ne montre aucune différence, ce qui n'est pas représentatif de nos hypothèses. Les populations de chiens des deux villages ont une activité diurne, ce qui les éloigne grandement de

la définition de chiens sauvages et les catégorise bien comme chiens domestiques (Sepúlveda, 2013; Vanak & Gompper, 2009b; Woodroffe & Donnelly, 2011). Deux éléments dans les données soutiennent la relation étroite et dépendante qu'ont les chiens avec les humains des villages. Tout d'abord, plusieurs observations ont des chiens accompagnés d'un humain dans les deux villages (KU = 42%, IN = 16%). Ensuite, les pics d'activité quotidiens des chiens libres (07H00, 12H00 et 18H00) concordent avec la disponibilité des gens à faire des activités extérieures en dehors des heures de travail (heure de travail 09H00-12H00, 13H00-17H00), ce qui est aussi observé dans une autre étude nordique (Li et al., 2022). Cette relation chien-humain n'empêche pas l'observation de chiens libres en absence de propriétaire à différent moment de la journée, ce qui reflète une vieille culture nordique des années 1950, qui est de laisser les chiens circuler seuls dans les villages pour les laisser socialiser et s'alimenter par eux-mêmes malgré les règlements municipaux (incluant Kuujuaq) qui interdisent aux propriétaires de laisser leurs chiens en liberté dans les villages (Lévesque, 2010; Simon et al., 2017). Les chiens ont donc différents degrés de restriction sur leurs mouvements et différents niveaux de soins administrés par leurs propriétaires, ce qui modulent leurs interactions sociales et reproductrices avec d'autres chiens et la faune (Fox et al., 1975; Wandeler et al., 1993, 1988). Dans les villages nordiques, ces composantes varient dans le temps en fonction de l'activité des propriétaires (choix du propriétaire de laisser son chien libre à un moment de la journée) ou en fonction des mesures de contrôle des populations de chiens par les municipalités (chiens errants sont abattus par l'agent de contrôle s'ils causent une menace pour l'humain), ce qui reflètent la variabilité du taux de présence des chiens dans les villages. L'éradication des chiens errants est faite sporadiquement pour éviter de trop grosses densités de chiens dans les villages ce qui peut causer une fluctuation dans la taille de population à l'intérieur d'une journée, entre les saisons, entre les années et entre les villages (Aenishaenslin et al., 2014). L'impact des activités humaines n'a malheureusement pas été mesuré et analysé dans cette étude, mais il serait pertinent de comprendre comment elle peut influencer l'activité quotidienne des chiens libres dans les villages nordiques et ainsi avoir une meilleure compréhension des interactions entre chien libre-renard-humain.

L'effet spatial sur la présence de renards et de chiens libres

Plusieurs études démontrent l'effet de facteurs spatiaux à petite échelle sur la présence de renards dans les milieux ruraux et urbains dominés par l'humain (Carrasco-Garcia et al., 2016; Harrison, 1997; Lombardi et al., 2017; Riley, 2006), mais très peu d'entre elles se trouvent dans la région du Nord (Eberhardt et al., 1983b, Eide et al., 2012, Selås et al., 2010). Le suivi par caméra de chasse a permis de préciser que certains facteurs affectent la présence-absence des renards dans l'environnement près des villages, mais que les résultats obtenus sont un peu différents de nos hypothèses. Tout d'abord, la présence des renards aux stations de caméra à proximité du dépotoir est plus élevée à Kuujuaq. La sédentarisation des gens a causé la formation de décharges à déchets ouvertes dans chaque village qui contient de la nourriture jetée et des restants de matière organique (Cockburn, 1986; Gagnon, 1999) facilement accessible pour la faune, surtout en hiver lorsque les ressources sont limitées dans la toundra (Burgess, 2000; Garrott et al., 1983). Étant généralistes, les renards ont l'habileté à utiliser cette source de nourriture (Burgess, 2000; Contesse et al., 2004; Savory et al., 2014). Plusieurs études démontrent que ces aliments font intégralement partie de l'alimentation des renards près des villages nordiques lorsque les fèces sont analysées (Lehner, 2012; Savory et al., 2014). De plus, un site comme un dépotoir contient une forte concentration et suffisamment de ressources pour plus d'un individu et puisque le renouvellement des ressources est très élevé, ceci permet d'avoir plusieurs individus à proximité les uns des autres pour exploiter la même source de nourriture (Doncaster & Macdonald, 1997), créant un risque accru de contacts entre les renards (Bradley & Altizer, 2007) et de transmission de la rage. Ce risque est d'autant plus important lorsque l'on mentionne que les chiens morts ou euthanasiés (statut rabique inconnu) sont disposés au dépotoir (observation personnelle). En condition nordique, une carcasse contaminée par le virus de la rage peut rester infectieuse sur de longues périodes de temps (Ballard et al., 2001; Mørk & Prestrud, 2004). À plus grande échelle, la présence d'un dépotoir ouvert peut aussi être attractive pour les canidés sauvages. Avec leur odorat exceptionnel et leur capacité à détecter des carcasses à partir de longues distances (Lai et al., 2016; Mullen & Pitelka, 1972), un dépotoir devient un incitatif pour les renards à s'approcher près des villages. Aucune autre variable spatiale n'influence positivement ou négativement la présence-absence des renards aux stations de

caméra dans les 2 villages. Il est certain que la tolérance des renards arctiques et des renards roux aux activités humaines et aux habitations peut être variable entre les milieux et entre chaque individu. Certains renards vont éviter des sites avec de hauts niveaux d'activité humaine, tandis que d'autres vont faire des visites fréquentes à ces mêmes sites (Eberhardt et al., 1982), ce qui pourrait annuler l'effet des habitations humaines sur la présence-absence des renards aux stations de caméra. Selon Harrison (1997), lorsque la densité d'habitations atteint un certain seuil, elle peut avoir un effet répulsif sur la présence des renards, un seuil qui ne semble pas atteint dans les petits villages nordiques. Notre étude confirme qu'il est possible d'observer des renards dans les zones où la densité d'habitation est plus élevée, donc également où l'activité humaine est plus importante. Finalement, les routes/chemins, la présence de chiens de traîneau, la proximité à une surface d'eau et l'indice de végétation (productivité) n'ont pas d'impact sur la présence-absence des renards aux stations de caméra dans nos deux villages nordiques même si certains de ces facteurs peuvent avoir des effets sur la présence de canidés à d'autres endroits que dans l'Arctique (Bartoń & Zalewski, 2007; Fiorello et al., 2006; Magar & Dhamala, 2019; Vanak et al., 2009). Ces variables sont peut-être évaluées à une trop fine échelle pour détecter un effet potentiel sur la présence des renards par rapport à leur domaine vital qui peut être variable en taille et parfois très grand (Crandell, 1991). Un milieu ouvert comme la toundra peut influencer le mouvement des renards différemment à un milieu dense en végétation, car il est plus facile à parcourir par rapport à une forêt, donc les routes/chemins deviennent moins essentielles pour le déplacement des individus (Meek & Saunders, 2000; Towerton et al., 2011). Il est aussi possible d'avoir omis des variables spatiales importantes pour expliquer la présence-absence de renards (ex. : présence de tanière) ou que certaines variables considérées statiques dans les analyses évoluaient considérablement entre les saisons (ex. : indice de végétation) ou dans le temps (ex. : nouvelles constructions d'habitations), donc elles n'étaient plus assez représentatives de la situation dans les deux villages pour une année complète.

L'étude a permis de préciser que certains facteurs affectent la présence des chiens libres dans l'environnement autour et dans les villages et confirme certaines hypothèses. Elle est principalement augmentée aux stations de caméra près des zones de chiens de traîneau, mais la présence de groupes de chiens de traîneau est plutôt exclusive aux villages nordiques

(maintenant en faible proportion par rapport à la population totale des chiens dans les villages) et il est difficile de comparer ces résultats avec d'autres études. Cependant, même si les individus sont bien attachés, il n'est pas impossible d'observer des individus évadés de ces groupes de chiens par les caméras à proximité des zones de chiens de traîneau. Ces chiens sont bien nourris par leur propriétaire pour favoriser leurs performances (communication personnelle d'A. Ravel), une source de nourriture qui peut attirer les chiens en liberté sans surveillance humaine. Ailleurs dans le monde, les chiens domestiques sélectionnent plutôt des milieux anthropiques (Vanak & Gompper, 2010; Woodroffe & Donnelly, 2011) et sont fortement associés et dépendants des habitations humaines (Maestas et al., 2003; Sepúlveda, 2013). Certaines études démontrent même que les chiens ne s'éloignent pas plus loin que 200-250 mètres de diamètre de la maison de leurs propriétaires et passent la majeure partie de leur temps dans ce périmètre (DüRr et al., 2017; Sepúlveda, 2013). Seulement une petite portion de la population des chiens peuvent s'éloigner plus extensivement c'est-à-dire les mâles non castrés (DüRr et al., 2017) ou lorsqu'ils sont accompagnés par leurs maitres (Butler et al., 2004; Sepúlveda, 2013). Les chiens en liberté dans les villages pourraient présenter des comportements similaires, surtout que la densité des habitations semble avoir un effet sur la présence des chiens aux stations de caméra. Il est possible que le positionnement des caméras, jamais orientées vers les routes/chemins, ait conduit à sous-estimer la présence de chiens aux stations de caméra près des habitations, surtout que selon certaines études, les chiens libres ont tendance à se promener principalement sur les routes/chemins pour se déplacer (Sepúlveda, 2013; Vanak & Gompper, 2010). D'autres méthodes pourraient être utilisées en combinaison avec des caméras pour mieux connaître la présence de chiens à l'intérieur des villages (pistage par télémétrie, comptage quotidien des chiens par des observations dans le village, etc.). Considérant que les chiens domestiques sont généralement et particulièrement dépendants des humains pour s'alimenter et faire d'autres activités (Sepúlveda, 2013), donc moins sensibles aux conditions de l'environnement pour survivre, chasser et se reproduire contrairement à la faune (Price, 1984), il semble cohérent de ne pas avoir eu d'effet du dépotoir, des surfaces d'eau et de la végétation sur la présence-absence des chiens aux caméras de station.

Interactions spatio-temporelles entre les renards et les chiens libres : un risque pour la transmission de la rage.

Le risque de contacts est augmenté lorsque les espèces utilisent les mêmes espaces au même moment (journée, saison, zone). La possibilité de contacts entre les renards et les chiens, bien qu'en général plutôt faible selon le chevauchement journalier et saisonnier, représente un moment clé pour la transmission de la rage. En effet, tous les chiens qui sont en liberté à la levée du soleil et à l'obscurité ont une plus grande chance d'entrer en contact avec les renards présents près des villages. Ces résultats sont similaires à une étude qui quantifie les contacts entre un canidé domestique et un canidé sauvage (Sparkes et al., 2016). Contrairement à l'activité journalière, le taux présence saisonnier des chiens libres est variable et ne présente aucune tendance saisonnière. Ainsi, les moments avec un plus grand risque de contacts sont ceux où le taux de présence de renards est augmenté autour et dans les villages, donc à l'automne, peut-être à l'hiver (pas de données) et au printemps. Le taux de présence de chiens libres aura plutôt un impact sur la valeur de l'indice d'interaction pendant ces périodes à risque. Il est important de mentionner qu'un chien en liberté sans la surveillance de son propriétaire qui rencontre un renard rabique présente un risque accru pour la population humaine. Les observations et les données de contacts directs entre les renards et les chiens domestiques en milieu nordique sont très rares dans la littérature. Seulement l'étude d'Ørpetveit et al. (2011) témoigne d'une transmission de la rage d'un renard arctique à un chien domestique pendant le mois de janvier avec une preuve photographique de l'interaction (Figure VIII). Les autres études confirment seulement que les cas de rage chez les renards sont majoritairement observés pendant les mois les plus froids, mais ne discutent pas du risque pour les chiens domestiques. Cette hausse de cas peut être causée par des mouvements et des contacts accrus près des sources de nourriture de novembre à avril ou parce que les carcasses sont plus susceptibles d'être retrouvées sur la neige par les humains pour être analysées (Crandell, 1991; Rausch, 1972). Néanmoins, si les renards sont plus susceptibles d'être infectés par la rage pendant la période où le risque de contacts entre les renards et les chiens domestiques est plus élevé près des villages, il est d'autant plus important d'être vigilant pendant cette période de l'année.



Figure VIII. Un renard arctique rabique attaque un chien à la station météorologique Hopen, Svalbard, Norvège, Janvier 2011 (Crédit à Ragnar Sønstebo (Ørpetveit et al. 2011)).

Si l'on ajoute le volet spatial, les zones où il y a un grand chevauchement entre la présence de renards et la présence de chiens libres aux stations caméras à proximité des sites de chiens de traîneau et légèrement près du dépôt pour l'un des villages (Kuujuuaq) et près de l'aéroport pour l'autre village (Inukjuak), mais l'indice d'interaction est beaucoup plus fort près des sites de chiens de traîneau. Il faut préciser qu'à Kuujuaq, les sites de chiens de traîneau sont éloignés de la forte densité d'habitations humaines contrairement à Inukjuak. Cette zone, où le risque de contacts est augmenté, rend également les chiens de traîneau vulnérables aux contacts avec les renards, surtout qu'il est impossible pour eux d'éviter une interaction avec un renard lorsqu'ils sont attachés. Il ne faut pas oublier que les renards ont été la principale source de transmission de la rage aux chiens de traîneau par le passé (Crandell, 1991). À fine échelle, Mitchell & Banks (2005), ont observé une association négative entre les chiens et les renards pour la visite de stations appâtées et ont conclu une possible exclusion des renards par les chiens. Théoriquement, les plus grands carnivores vont influencer négativement les plus petits carnivores (Linnell & Strand, 2000) par compétition pour les ressources alimentaires (Glen et al., 2006; Mitchell & Banks, 2005), s'ils sont perçus comme des prédateurs ou comme des compétiteurs par interférence (Glen & Dickman, 2005; Johnson et al., 2007; Vanak & Gompper, 2009a). Dans les 2 villages, les stations de caméra ne sont pas appâtées et on observe la visite des deux canidés sur

la majorité des stations, sans évidence d'exclusion spatiale par le chien. Ces résultats d'interactions s'appuient sur la prémisse que la probabilité de détection des deux espèces est identique pour estimer leur taux de présence. Cependant, prendre en compte la détectabilité des espèces dans les analyses constitue un défi majeur lorsque les caméras de chasse sont utilisées dans les études, car la détection est influencée par l'emplacement et l'espacement des caméras, ainsi que par les comportements et déplacements des animaux (taille des domaines vitaux, sélection d'habitats, interactions spécifiques) (Burton et al., 2015). Éventuellement, il faudra des études très performantes pour permettre d'éviter les biais de probabilité de détection multiespèce.

L'étude a permis d'identifier des moments et des zones avec un plus grand risque de contacts entre les renards et les chiens libres, mais en l'absence d'information sur le nombre de renards et de chiens positifs à la rage dans les deux villages, la présence des deux espèces ne signifie pas nécessairement qu'il y aura une transmission de la maladie (Jones et al., 2011). Cependant, le risque d'exposition à la rage par les canidés est bien présent au Nunavik, car selon une étude réalisée de 1999 à 2012, une forte proportion d'animaux sauvages étaient positifs à la rage (Aenishaenslin et al., 2014) et il ne faut qu'un seul animal rabique pour provoquer des événements de transmission (Prager et al., 2012). Chez les animaux sains cliniquement, des interactions normalement agonistiques entre carnivores se produisent lorsque la nourriture est limitée dans l'environnement (Palomares & Caro, 1999). Chez les chiens, leur comportement est prédit par la quantité et la répartition des ressources alimentaires directement ou indirectement fournies par l'homme. Les chiens libres sont plus à risque d'interagir avec la faune (Gompper, 2014), surtout si la nourriture fournie est insuffisante en énergie et qu'ils doivent parcourir le territoire à la recherche de nourriture ou pour chasser (Silva-Rodríguez & Sieving, 2011). Aussi, si le coût de l'agression directe est trop élevé au profit de cette action, l'évitement d'une attaque sera une option privilégiée (Huntingford & Turner, 1987) et probablement favorisée si les chiens des villages sont bien nourris. Le comportement des animaux rabiques peut changer lorsqu'ils sont positifs à la rage par rapport aux animaux sains, et augmenter les risques d'interactions agonistiques et les chances de transmettre le virus. Même si certains renards infectés semblent avoir des comportements « normaux » (non agressifs), les observations de renards qui se

promènent dans les villages et se mêlent librement aux chiens de traîneau sont des comportements anormaux et augmentent le risque de transmission de la rage aux chiens également (Kantorovich, 1964). En milieu nordique, la propagation de la rage par le renard arctique et ses interactions avec les chiens domestiques et les chiens de traîneau suggèrent que la transmission du virus de la rage des animaux sauvages aux animaux domestiques se produit (Mansfield et al., 2006), d'où l'importance de comprendre quand et à quel endroit les interactions ont lieu.

Un habitat unique pour chaque village.

Nous nous attendions à obtenir des résultats similaires entre les deux villages sur la présence spatiale et temporelle et les interactions entre les canidés, surtout que le design expérimental était identique dans les deux villages. Les facteurs temporels et spatiaux qui influencent la présence des renards et des chiens ne sont pas exactement identiques à Kuujuaq et à Inukjuak dans cette étude. Même si les deux villages typiques ont une taille similaire et le même type d'infrastructures, ils se caractérisent par des facteurs abiotiques (température, vent, humidité, etc.), biotiques (composition faunistique et végétale) et anthropiques (aménagement – discuté précédemment) qui leur sont propres, ce qui se traduit par des écosystèmes distincts dans chaque communauté, et cela peut influencer la présence de renards et de chiens autour et dans les villages. Les différences sont discutées dans les prochains paragraphes avec des données présentées en annexes 2 et 3, qui n'ont pas été utilisées dans la section « exposé et analyse des résultats ».

Les facteurs abiotiques jouent un rôle primaire au niveau régional dans la distribution des espèces et sur la biodiversité à grande échelle (Benton, 2009; Pearson & Dawson, 2003; Wiens, 2011). Selon le résumé des valeurs météorologiques et climatiques à Kuujuaq et à Inukjuak de 2016 à 2018 présenté en annexe 2, une différence s'observe entre les villages au niveau de la température moyenne, de la quantité de précipitation totale et sur la hauteur maximale de neige au sol. La température et la couverture de neige (en quantité et en qualité) sont les principaux facteurs abiotiques qui ont un impact sur les systèmes hivernaux et peuvent avoir des effets sur les mammifères actifs en hiver (Williams et al., 2015). Le climat peut limiter la densité de mammifères directement à cause de leurs traits physiologiques ou indirectement par l'action sur la disponibilité des ressources (Boyce, 1979; Leach et al., 2016; Lewis et al., 2017). À grande échelle, la densité des renards roux diminue lorsque les températures hivernales et estivales sont plus froides, quand il y a une augmentation du degré de saisonnalité (indice basé sur la variation du rayonnement photosynthétiquement actif) et une augmentation de la durée de couverture de neige au sol (Bartoń & Zalewski, 2007; Hersteinsson & MacDonald, 1992), ce qui peut expliquer le ratio plus bas de renards roux vs renards arctiques à Inukjuak. La sévérité de l'hiver va aussi

être un facteur important qui agit sur la recherche de nourriture et la diète du renard (Jędrzejewski & Jędrzejewska, 1992). Une couverture de neige épaisse et dure restreint la prédation des renards sur les proies lorsqu'il saute à travers la neige pour les capturer (Bilodeau et al., 2013; Duchesne et al., 2011). Ce facteur abiotique affecte donc l'utilisation de l'habitat par les renards en modifiant la disponibilité des espèces de proies et la dynamique prédateur-proie dans l'habitat (Halpin & Bissonette, 1988).

Si les facteurs abiotiques sont importants pour la distribution des espèces à grande échelle, les facteurs biotiques jouent plutôt un rôle à petite échelle, mais sous l'influence des facteurs abiotiques (Benton, 2009; Pearson & Dawson, 2003; Wiens, 2011). On observe une différence importante sur la présence des différentes espèces dans chaque village ce qui implique une dynamique distincte de disponibilité des ressources, d'interaction et de compétition pour les ressources. L'activité des renards et leurs habitudes alimentaires vont dépendre de la disponibilité et de l'activité des proies (Lovari et al., 1994), surtout que les renards s'adaptent à un grand éventail de proies (Angerbjörn et al., 1999; Jędrzejewska & Jędrzejewski, 1998; Prestrud, 1992). D'ailleurs, plusieurs espèces observées pendant l'étude ont le potentiel d'être une source alimentaire pour les renards tout au long de l'année (Annexe 3). À Kuujuaq, ces espèces sont l'Écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), le Lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), le Lagopède alpin (*Lagopus muta*) et le Tétrin du Canada (*Falcapennis canadensis*). D'ailleurs, la présence de rongeurs, de lièvres, de tétraoninés et de carcasses d'ongulés est un bon indicateur sur la distribution des renards roux au nord de la Suède (Carricondo-Sanchez et al., 2016). À Inukjuak, ces espèces sont le lemming, l'Oie des neiges (*Anser caerulescens*) et la Bernache du Canada (*Branta canadensis*). Même si les lemmings sont normalement la principale proie des renards arctiques à plusieurs endroits (Angerbjörn et al., 1999; Elmhagen et al., 2000), les oies peuvent aussi être importantes dans la diète du renard comme proies alternatives au Svalbard, et ce même avant le caribou et les oiseaux de mer (Eide et al., 2005). Les passereaux sont aussi très présents en période estivale dans les deux villages et peuvent servir de proies secondaires dans l'alimentation des deux renards (Frafjord, 2000; Smits et al., 1989).

Bien que les proies aient un impact significatif sur l'activité des renards dans l'environnement et dans le temps, la compétition entre les espèces est aussi un facteur biotique qui peut moduler la

présence des renards et des chiens dans l'environnement. À Kuujjuaq, la présence de taïga permet d'observer des compétiteurs aux renards et aux chiens, tels que les loups gris, les lynx du Canada (*Lynx canadensis*) et les ours noirs. Lorsque présents, les lynx et les loups peuvent avoir un impact négatif sur la présence des renards roux, car ils sont des prédateurs du renard (Jedrzejewska & Jedrzejewski, 1998) et ils limitent leur distribution dans l'environnement par interférence (Elmhagen et al., 2010; Newsome & Ripple, 2015; Pasanen-Mortensen et al., 2013). Ces mêmes espèces peuvent aussi avoir des interactions de compétition directe et indirecte avec les chiens domestiques et ainsi limiter les déplacements des individus (Boitani et al., 1984, Palomares & Caro, 1999). Dans l'optique de transmission de maladies, ces espèces mobiles peuvent jouer un rôle important dans l'environnement de Kuujjuaq à proximité des habitations, car ils sont présents dans les zones d'interactions élevées entre les chiens et les renards.

Après la discussion sur les différences abiotiques et biotiques entre les deux villages, il n'est peut-être pas surprenant d'observer des différences spatio-temporelles de la présence des chiens et des renards dans chaque village. Bien que ces variables abiotiques et biotiques n'aient pas été incluses dans les analyses, il est évident que l'extrapolation des résultats à grande échelle est à faire avec précaution.

Deux espèces de renard pour un vaste milieu nordique : l'impact sur l'étude.

Une différence importante observée est la proportion des espèces de renards dans chaque village avec un pourcentage d'observations de renards arctiques plus élevé à Inukjuak (toundra) qu'à Kuujuaq (taïga). Cependant, les observations des deux renards ont été combinées pour les analyses statistiques en raison d'un nombre trop faible d'observations de chaque espèce dans chaque village. Des résultats d'analyses spécifiques d'espèces auraient peut-être conduit à des conclusions différentes. En revanche, même si les renards peuvent réagir différemment dans certaines conditions environnementales et certains contextes sociaux (voir Pamperin et al., 2006; Pamperin, 2008; Rudzinski et al., 1982; Savory et al., 2014; Selås & Vik, 2006; Tarroux et al., 2010), l'écologie des deux espèces est connue pour être très similaire (Hersteinsson & MacDonald, 1992) et leur niche écologique se recouvre largement lorsqu'elles utilisent les mêmes habitats (Barth et al., 2000; Fuglei & Ims, 2008; Smits et al., 1989). Il est également mentionné que la tolérance des renards aux activités humaines est similaire entre les deux espèces (Burgess, 2000; Stickney et al., 2014) et que la variabilité de la tolérance serait plus dépendante de l'individu et de l'environnement que de l'espèce (Eberhardt et al., 1982). Cependant, cette similarité provoque aussi une compétition pour les ressources entre ces deux espèces sympatriques (Hersteinsson & MacDonald, 1992; Tannerfeldt et al., 2002). En condition expérimentale, le renard roux est dominant sur le renard arctique (Rudzinski et al., 1982), puis d'autres études ont appuyé ces observations en milieu naturel (Frafjord et al., 1989; Hersteinsson & MacDonald, 1992; Pamperin et al., 2006). Près d'une exploitation de pétrole, les renards roux consomment des aliments anthropiques tout au long de l'année et ces aliments sont en plus grande proportion dans leur régime alimentaire comparativement aux renards arctiques (Savory et al., 2014). Au contraire, d'autres observations directes indiquent cependant que les renards arctiques semblent tirer avantage des ressources anthropiques plus souvent que les renards roux (Pamperin et al., 2006). Contrairement au renard arctique, le renard roux aurait aussi un comportement plus sédentaire dans la toundra (Pamperin, 2008; Tarroux et al., 2010) et serait plus abondant près des installations humaines (Hersteinsson & MacDonald, 1992; Selås et al., 2010). Il est possible que

cette compétition entre les espèces soit propice à un décalage spatial et temporel d'utilisation des ressources près d'un village. Savory et al. (2014), affirment avec des observations personnelles en Alaska, que les renards arctiques semblent plus actifs au crépuscule et pendant la nuit quand les renards roux sont moins actifs. Cette hypothèse serait intéressante à explorer par d'autres études écologiques puisqu'il s'agit d'observations non quantifiées. À la suite des recherches dans la littérature, il est évident qu'il manque beaucoup d'informations sur les similitudes et les différences comportementales entre les deux espèces en milieu nordique, mais les résultats permettent de témoigner que le Nunavik se situe dans la zone de transition et d'expansion du renard roux vers le nord. On peut s'attendre à une exposition à la rage similaire entre les villages, peu importe le ratio renard roux-renard arctique, car les deux espèces sont régulièrement et parallèlement testées positives à la rage (Kim et al., 2014; Aenishaenslin et al., 2014).

Contrôle et prévention de la transmission de la rage

Afin de diminuer le risque de transmission de la rage entre les renards et les chiens domestiques, il faudrait parvenir à limiter les interactions directes entre les deux espèces. Les interactions agonistiques entre les carnivores peuvent être accentuées lorsque la nourriture est limitée dans l'environnement (Palomares & Caro, 1999). Le comportement des chiens est étroitement associé à la quantité et la distribution des ressources alimentaires directement ou indirectement fournies par les humains, ce qui influence les interactions entre ceux-ci et la faune (Gompper, 2014). Les chiens domestiques contraints physiquement et dépendants de la nourriture de leur propriétaire ont des occasions limitées d'interagir avec la faune et la restriction devrait être valorisée si l'objectif est de limiter le contact entre les renards et les chiens domestiques. À l'inverse, les chiens qui sont libres peuvent interagir plus facilement avec la faune (Gompper, 2014), surtout si la nourriture fournie est insuffisante en énergie et qu'ils doivent parcourir du territoire pour chasser et s'alimenter (Silva-Rodríguez & Sieving, 2011). Par contre, si le coût d'une agression directe est trop élevé par rapport au bénéfice de cette action, l'évitement d'une attaque sera une option préférable (Huntingford & Turner, 1987) et probablement favorisée si les chiens des villages sont alimentés convenablement. À Kuujuaq, les résultats d'une étude transversale ont rapporté que 67% des chiens sont nourris avec de la nourriture commerciale, 12% sont nourris avec des viandes sauvages et 11% sont nourris avec des restes de repas (Aenishaenslin et al., 2018). Le choix d'un type de nourriture est significativement différent entre les propriétaires Inuit et non-Inuit du village et certains propriétaires ont mentionné que les chiens nordiques ne devraient pas être nourris tous les jours, ce qui peut causer une insuffisance alimentaire chez certains individus. Ainsi, l'éducation des propriétaires sur l'alimentation convenable des chiens et sur les méthodes de restriction est à prioriser dans les villages.

Pour les renards, il est plutôt difficile de limiter leurs déplacements et de contrôler leur alimentation. L'une des options pour diminuer le risque de contacts près des villages serait de bloquer l'accès à la nourriture anthropique, surtout qu'elle peut être grandement utilisée par ceux-ci (Savory et al., 2014). Près des habitations humaines au nord de l'Israël, le contrôle des déchets anthropiques et limiter leur accès à la faune est un moyen efficace pour diminuer la densité de population des renards dans les villages (Bino et al., 2010). À l'inverse, dans un

contexte nordique près d'une exploitation pétrolière, l'utilisation de méthodes pour empêcher la faune de se nourrir dans les ordures (barrières à ours) n'empêche pas nécessairement les renards de venir s'installer et s'alimenter dedans, surtout en hiver (Pamperin et al., 2006). Il faudrait probablement raffiner les moyens utilisés. D'autres méthodes telles que l'abattage des renards pour le contrôle de la rage est inefficace considérant leur haut taux de renouvellement (Anderson et al., 1981; Morters et al., 2013; Rupprecht et al., 1995).

La prévention par la vaccination orale a été démontrée comme une technique efficace pour prévenir la rage chez les chiens (Estrada et al., 2001) et chez les renards (Freuling et al., 2013). Pour être utilisé, le vaccin doit être sécuritaire pour tous les animaux, doit donner une protection immunitaire à l'animal ciblé, doit attirer l'espèce en question, doit être stable et garder son efficacité dans l'environnement et ne doit pas causer la maladie chez les espèces non ciblées par le vaccin (Winkler et al., 1976, 1975; Winkler & Baer, 1976). La vaccination orale a l'avantage de ne pas perturber l'écologie et le comportement des animaux (Gortázar et al., 2007). Le défi est de l'instaurer dans les grandes régions comme le Nunavik où la population de renards est très dispersée et peu concentrée (MacInnes et al., 2001; Mansfield et al., 2006) d'autant plus que certains vaccins peuvent perdre leur efficacité dans des conditions de congélation, un facteur limitant en Arctique (Mørk & Prestrud, 2004). La vaccination pourrait être épanchée dans un rayon autour des villages nordiques, mais à l'extérieur des activités humaines (MacInnes et al., 2001) et avant le pic des contacts en saison hivernale, telle qu'août-septembre. Cette vaccination orale donnée dans l'environnement pourrait être un support à la vaccination des chiens par injection qui ne doit pas être abandonnée, car la moyenne des chiens vaccinés par 1000 habitants est très variable (Aenishaenslin et al., 2014). Les zones de chiens de traîneau ont un plus grand risque d'interactions, d'où l'importance d'adopter une bonne vaccination de tous les groupes de chiens dans les villages. Il faut continuer à éduquer sur l'importance de vacciner les chiens, car ils sont la principale source d'exposition des humains à la rage. Malheureusement, le statut vaccinal des chiens est peu documenté au Nunavik, car la taille de la population canine dans les régions du Nunavik est inconnue, donc la couverture vaccinale réelle est impossible à calculer (Aenishaenslin et al., 2014). Pour des raisons de normes culturelles et de perspectives différentes sur la santé et

le bien-être animal, certains propriétaires de chiens font le choix de ne pas vacciner leurs chiens même si le service est offert (Lévesque, 2018; Serpell, 2004).

Il est aussi important de se questionner sur le coût-bénéfice des mesures de contrôle et prévention envisageables. Par exemple, demander aux propriétaires canins de limiter le mouvement de leurs chiens en tout temps dans les villages en les gardant soit attachés soit à l'intérieur d'une maison ne serait pas une mesure coûteuse pour les habitants des villages et pour les gouvernements, et elle pourrait contrôler relativement bien les contacts directs entre les renards et les chiens. Au contraire, investir dans des infrastructures pour limiter l'accès aux déchets dans chaque village est probablement une mesure plus coûteuse pour le gain qu'elle pourrait avoir sur la diminution du risque de contacts entre les renards et les chiens domestiques, surtout que les zones identifiées avec un risque de contacts ne sont pas à proximité des ordures. De plus, les renards ont la capacité de creuser sous les clôtures pour avoir accès au dépotoir (Goldyn et al., 2003), donc les décharges et les autres sources de nourriture sont plutôt une forte incitation aux renards à s'approcher des villages, car ceux-ci ont un odorat exceptionnel et ont la capacité de détecter les carcasses à partir de longues distances (Lai et al., 2015; Mullen & Pitelka, 1972). Cependant, à long terme, les renards seraient probablement moins sédentaires à proximité des villages si aucune ressource n'est accessible (Bino et al., 2010).

Concernant le volet de la vaccination préventive, cette méthode représente un coût non négligeable, mais elle assure une bonne protection à tous les animaux immunisés, donc elle est bénéfique pour la population animale et humaine. La vaccination de masse des chiens est d'ailleurs la solution la plus rentable jusqu'à présent, surtout si des cliniques gratuites sont offertes dans les lieux défavorisés ou éloignées (Barecha et al., 2017; Cleaveland et al., 2006), une formule offerte à chaque année partout au Nunavik depuis 1983 par le MAPAQ (et conjointement avec la faculté de médecine vétérinaire depuis 2017), mais la couverture vaccinale des chiens entre les régions du Nunavik, Ungava et Hudson, est inégale (Aenishaenslin et al., 2014). Au niveau de la faune, l'immunisation par la vaccination n'est pas vraiment réalisable milieu nordique et n'empêcherait pas la réintroduction du virus par des animaux migrateurs (Crandell, 1991), c'est pourquoi le bénéfice n'est pas encore assez élevé par rapport à l'investissement. Chez les humains, l'objectif serait de diminuer l'utilisation du traitement post-exposition par la

sensibilisation et l'éducation de la population à utiliser d'autres méthodes moins coûteuses, tel que la vaccination de masse des chiens (Barecha et al., 2017; Cleaveland et al., 2006; WHO, 2018).

Il serait avantageux d'appliquer l'approche «Une seule Santé» pour la réduction des contacts entre les canidés et les chiens domestiques et prévenir la rage en milieu nordique, surtout que quelques études en milieux nordiques se sont déjà tournées vers cette approche (Aenishaenslin et al., 2018, 2014; Simon et al., 2017). Elle permet de mettre en lien la santé de l'humain, de l'animal et de l'écosystème (Zinsstag et al., 2011). Parfois, les mesures concernant la rage ont souvent une emphase sur la prévention de la maladie chez l'humain au lieu d'encourager une approche «Une seule Santé» (Rock & Degeling, 2015). L'objectif serait de promouvoir des guides de mesures et de services au bénéfice des humains et des espèces non humaines intégrés dans l'environnement complexe d'une communauté nordique en utilisant une approche multidisciplinaire (Rock et al., 2015; Rock & Degeling, 2015).

La transmission d'autres agents pathogènes en milieu nordique

Les chiens domestiques sont probablement la cause la plus importante de risques de maladies chez les canidés sauvages et ont été impliqués dans des épidémies de maladies chez les canidés et d'autres animaux sauvages dans le monde (Cleaveland et al., 2006). À l'inverse, les canidés sauvages peuvent aussi transmettre des maladies aux chiens domestiques (Maes et al., 2003). Parmi les nombreux agents pathogènes qui affectent les canidés, quelques-uns sont préoccupants pour la conservation des canidés sauvages, dont trois d'entre eux ont été mieux étudiés par le passé à travers le monde (et aussi en milieu nordique), c'est-à-dire le virus de la rage, le virus de la maladie de Carré et le parvovirus canin (Knobel et al., 2013). À ceux-ci s'ajoute l'adénovirus canin décrit historiquement en milieu nordique (Choquette & Moynihan 1964). La rage nécessite des contacts directs pour être transmise, tandis que le virus de la maladie de Carré, le parvovirus canin et l'adénovirus canin peuvent être transmis par des contacts rapprochés ou peuvent être excrétés dans l'environnement et y survivre pendant quelques semaines (CDV) à quelques mois (CAV, CPV) (Greene, 2012). Selon nos résultats, si le potentiel de transmission interspécifique de la rage est rare et localisé spatio-temporellement, on peut conclure que le potentiel de transmission interspécifique des trois autres virus entre les canidés sauvages et domestiques est plus élevé autour et dans nos deux villages nordiques. Les chiens partagent également des parasites avec les canidés sauvages dans le Nord, dont certains ont plus d'importance à cause de leur risque pour la santé humaine, tels que *Echinococcus multilocularis*, *Toxoplasma gondii*, *Trichinella*, *Toxocara*, les nématodes anisakidés et les cestodes diphyllbothrides (Jenkins et al., 2013). Le partage de ces parasites par transmission indirecte pourrait être possible entre les renards et les chiens du Nunavik dans les deux villages étudiés, car les canidés ont été observés sur presque toutes les stations de caméra pendant l'étude (grand chevauchement spatial). Selon la persistance du parasite dans l'environnement et sa capacité à exposer et contaminer un hôte qui partage l'environnement contaminé, une fenêtre temporelle pour chaque parasite pourrait être utilisée pour établir un taux de contact indirect entre les espèces autour et dans les villages pour mieux comprendre leur dynamique dans l'environnement (Childs et al., 2007; Lange et al., 2016; Nituch et al., 2015). Cependant, des facteurs peuvent influencer la transmission indirecte des parasites. Par exemple, quelques parasites retrouvés chez

les chiens peuvent être associés à leur diète par la consommation d'aliments contaminés et insuffisamment cuits donnés par leur propriétaire (Salb et al., 2008), donc ils ne sont pas nécessairement transmis par un environnement contaminé. La prévalence des parasites chez les canidés sauvages peut aussi varier selon la distribution et l'abondance des hôtes intermédiaires dans l'environnement (Fuglei et al., 2008; Stien et al., 2010).

Les changements climatiques et le développement anthropique en milieu nordique affectent déjà les espèces de l'Arctique, y compris les agents de maladies infectieuses, et des changements encore plus importants sont attendus dans les prochaines années (Bradley et al., 2005; Hueffer et al., 2011). Les facteurs qui vont influencer les maladies infectieuses sont l'augmentation de la température environnementale, le changement dans la biodiversité, l'introduction d'animaux domestiques et invasifs, et l'augmentation des contaminants environnementaux persistants (Bradley et al., 2005). Les agents pathogènes qui pourraient augmenter en occurrence avec les changements climatiques sont ceux à transmission vectorielle. Une augmentation des températures hivernales améliore les chances de survie des hôtes, mais aussi le taux de survie et la réplication de nombreux insectes qui peuvent transmettre des agents infectieux (Revich et al., 2012). Présentement, le renard arctique en Islande n'a pas encore été infecté par des maladies vectorielles, sauf par *A. phagocytophilum* (Hornok et al., 2020). Dans le Nord du Canada, la présence d'exposition à des maladies vectorielles est encore à un très faible niveau pour le renard arctique (*Bartonella henselae*, *Mycoplasma haemocanis*, *Ehrlichia canis* et *Anaplasma*) (Mascarelli et al., 2015). Il y a une faible exposition au virus transmis par les moustiques (*Orthobunyavirus*) au Canada chez les renards roux et les renards arctiques, mais le village d'Inukjuak est l'une des communautés avec des renards arctiques exposés (Buhler et al., 2023). Également, avec le réchauffement du Nord, les opportunités pour faire du commerce, de l'agriculture et du tourisme vont favoriser l'importation d'animaux domestiques et leurs agents pathogènes dans les régions nordiques (Bradley et al., 2005; Jenkins et al., 2011). Les chiens vont ainsi continuer à jouer un rôle important dans le Nord comme une source de transmission d'agents pathogènes entre les animaux de la faune et les humains résidents du Nord (Jenkins et al., 2011), mais d'autres espèces domestiques pourront aussi jouer un rôle important à l'avenir (Bradley et al., 2005).

Conclusion

La présente étude fournit la première documentation sur la distribution spatiale et temporelle des renards et des chiens libres à proximité et à l'intérieur d'un village afin d'identifier les endroits et les moments propices aux contacts entre ceux-ci. L'étude a permis de conclure : qu'il y a présence de chiens libres dans les deux villages et qu'ils ont tendance à se rassembler près des chiens de traîneau; que les renards sont bien présents près et dans les villages surtout à l'automne et au printemps (peu de données l'hiver) et qu'ils sont plus présents près du dépotoir municipal à Kuujuaq; que les indices d'interaction entre les deux carnivores sont plus élevés pour les mois d'octobre et novembre et dans des zones légèrement en périphérie des villages; et que chaque village a des particularités biotiques et abiotiques uniques. Les résultats suggèrent que les opportunités d'interactions renard-chien représentent un risque d'exposition à la rage pour chiens et les humains, et possiblement pour la transmission d'autres pathogènes nordiques. Cependant, les évènements de contacts directs interspécifiques renard-chien sont rares et les opportunités d'interactions sont concentrées dans le temps et dans des zones restreintes, ce qui peut aider à cibler des mesures préventives visant à limiter les évènements de transmission.

Ces nouvelles connaissances obtenues peuvent être utilisées à modéliser la transmission de la rage en milieu nordique, et la transmission d'autres pathogènes zoonotiques par des contacts directs et indirects. Elles nous amènent aussi à voir l'importance de quantifier la présence des renards roux vs renards arctiques à travers l'Arctique. Cependant, certaines lacunes subsistent pour avoir une meilleure compréhension du risque de transmission de la rage (ou contacts) entre les canidés sauvages et les chiens. Les sujets nécessitant davantage de recherche sont : (1) une analyse quantitative de la démographie et l'écologie des populations de chiens dans les villages nordiques; (2) la mesure du taux effectif de transmission au-delà d'indices d'interaction potentielle entre les canidés en Arctique; (3) une analyse de l'impact des changements climatiques sur la redistribution et les interactions des espèces hôtes (renards arctiques et renards roux); (4) l'application de l'approche « Une seule santé » afin d'élaborer des méthodes efficaces pour diminuer le risque de transmission de la rage entre les renards et les chiens.

Références bibliographiques

- Ables, E. D. (1965). An Exceptional fox movement. *Journal of Mammalogy*, 46(1), 102. <https://doi.org/10.1093/jmammal/46.1.102>
- ACIA. (2015). Cas de rage au Canada. *Gouvernement du Canada* <https://inspection.canada.ca/sante-des-animaux/animaux-terrestres/maladies/declaration-obligatoire/rage/cas-de-rage-au-canada/fra/1356156989919/1356157139999>
- ACIA. (2022). Rabies in Canada. *Gouvernement du Canada*. <https://inspection.canada.ca/animal-health/terrestrial-animals/diseases/reportable/rabies/rabies-in-canada/eng/1356156989919/1356157139999#a2012>
- Acosta-Jamett, G., Cunningham, A. A., Bronsvort, B. M. D., & Cleaveland, S. (2015). Serosurvey of canine distemper virus and canine parvovirus in wild canids and domestic dogs at the rural interface in the Coquimbo Region, Chile. *European Journal of Wildlife Research*, 61(2), 329-332. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0886-0>
- Adams, C. E., & Lindsey, K. J. (2010). *Urban Wildlife Management* (2^e éd.). CRC Press.
- Adkins, C. A., & Stott, P. (1998). Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology*, 244(3), 335-346. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1998.tb00038.x>
- Aenishaenslin, C., Brunet, P., Lévesque, F., Gouin, G. G., Simon, A., Saint-Charles, J., Leighton, P., Bastian, S., & Ravel, A. (2018). Understanding the connections between dogs, health and Inuit through a mixed-methods study. *EcoHealth*, 16(1), 151-160. <https://doi.org/10.1007/s10393-018-1386-6>
- Aenishaenslin, C., Simon, A., Forde, T., Ravel, A., Proulx, J.-F., Fehlner-Gardiner, C., Picard, I., & Bélanger, D. (2014). Characterizing rabies epidemiology in remote inuit communities in Québec, Canada: A “one Health” approach. *EcoHealth*, 11(3), 343-355. <https://doi.org/10.1007/s10393-014-0923-1>
- Aguirre, A. A., Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., & Mörner, T. (2000). Health evaluation of arctic fox (*Alopex lagopus*) cubs in Sweden. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 31(1), 36-40. [https://doi.org/10.1638/1042-7260\(2000\)031\[0036:HEOFAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1638/1042-7260(2000)031[0036:HEOFAFA]2.0.CO;2)
- Åkerstedt, J., Lillehaug, A., Larsen, I.-L., Eide, N. E., Arnemo, J. M., & Handeland, K. (2010). Serosurvey for canine distemper virus, canine adenovirus, *Leptospira interrogans*, and *Toxoplasma gondii* in free-ranging canids in Scandinavia and Svalbard. *Journal of Wildlife Diseases*, 46(2), 474-480. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-46.2.474>
- Alexander, K. A., Conrad, P. A., Gardner, I. A., Parish, C., Appel, M., Levy, M. G., Lerche, N., & Kat, P. (1993). Serologic survey for selected microbial pathogens in African wild dogs (*Lycaon pictus*) and sympatric domestic dogs (*Canis familiaris*) in Maasai Mara, Kenya. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24(2), 140-144.

- Ancrenaz, M., Hearn, A. J., Ross, J., Sollmann, R. & Wilting, A. (2012). *Handbook for wildlife monitoring using camera-traps*. BBEC II Secretariat.
- Andersen-Ranberg, E. U., Vernersen, E. S., Jensen, J. J., Houser, G., Sonne, C., & Langebæk, R. (2019). Cold case reopened : Finding clues to recurrent mass mortalities in Greenland sled dogs (*Canis lupus familiaris borealis*). *Polar Biology*, 42(7), 1411-1413. <https://doi.org/10.1007/s00300-019-02521-4>
- Anderson, R. M., Jackson, H. C., May, R. M., & Smith, A. M. (1981). Population dynamics of fox rabies in Europe. *Nature*, 289(5800), 765-771. <https://doi.org/10.1038/289765a0>
- Andral, L., Artois, M., Aubert, M. F. A., & Blancou, J. (1982). Radio-pistage de renards enragés. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 5(1), 285-291. [https://doi.org/10.1016/0147-9571\(82\)90050-9](https://doi.org/10.1016/0147-9571(82)90050-9)
- Andriashek, D., Kiliaan, H., & Taylor, M. (1985). Observations on foxes, *Alopex lagopus* and *V. vulpes*, and wolves, *C. lupus* on the off-shore sea ice of northern Labrador. *Canadian field-naturalist*, 99, 86-89.
- Angelstam, P., Lindström, E., & Widén, P. (1984). Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia*, 62(2), 199-208. <https://doi.org/10.1007/BF00379014>
- Angerbjörn, A., Arvidson, B., Norén, E., & Strömgren, L. (1991). The effect of winter food on reproduction in the arctic fox, *Alopex lagopus* : A field experiment. *Journal of Animal Ecology*, 60(2), 705-714. <https://doi.org/10.2307/5307>
- Angerbjörn, A., Eide, N. E., Dalén, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R. A., Killengreen, S., Landa, A., Meijer, T., Mela, M., Niemimaa, J., Norén, K., Tannerfeldt, M., Yoccoz, N. G., & Henttonen, H. (2013). Carnivore conservation in practice : Replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 59-67. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12033>
- Angerbjörn, A., Ströman, J., & Becker, D. (1997). Home range patterns in arctic foxes in Sweden. *Journal of Wildlife Research*, 2(1), 9-14.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., & Erlinge, S. (1999). Predator–prey relationships : Arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology*, 68(1), 34-49. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00258.x>
- Anonymous. (1994). Last bark for Antarctic Huskies. *Science*, 263(5147), 606-606. <https://doi.org/10.1126/science.263.5147.606-a>
- Anthony, R. M. (1997). Home ranges and movements of arctic fox (*Alopex lagopus*) in Western Alaska. *Arctic*, 50(2). <https://doi.org/10.14430/arctic1097>
- APH. (2015). Rabie : Control and Bite. Division of Epidemiology, Zoonotic Disease Branch. <https://www.alabamapublichealth.gov/infectiousdiseases/assets/RabiesBiteManual071615.pdf>
- Atickem, A., Bekele, A., & Williams, S. D. (2009). Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia :

- Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf. *African Journal of Ecology*, 48(2), 401-407. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2009.01126.x>
- Atwood, T. C., & Gese, E. M. (2008). Coyotes and recolonizing wolves : Social rank mediates risk-conditional behaviour at ungulate carcasses. *Animal Behaviour*, 75(3), 753-762. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.08.024>
- Atwood, T. C., & Weeks, Jr., H. P. (2003). Spatial home-range overlap and temporal interaction in eastern coyotes : The influence of pair types and fragmentation. *Canadian Journal of Zoology*, 81(9), 1589-1597. <https://doi.org/10.1139/z03-144>
- Audet, A., Robbins, B., & Larivière, S. (2002). Alopex lagopus. *Mammalian Species*, 713, 1-10.
- Ballard, W. B., Follmann, E. H., Ritter, D. G., Robards, M. D., & Cronin, M. A. (2001). Rabies and canine distemper in an arctic fox population in Alaska. *Journal of Wildlife Diseases*, 37(1), 133-137. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-37.1.133>
- Banks, P. B., & Bryant, J. V. (2007). Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters*, 3(6), 611-613. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0374>
- Bannikov, A. J. (1970). Arctic fox in the USSR: biological premises of productivity. Dans W. A. Fuller & P. G. Kevan (Éds.), *Proceedings of Conference on Productivity and Conservation in Northern Circumpolar Lands*. (No. 16, p. 121-130). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <https://portals.iucn.org/library/node/6225>
- Barasona, J. A., Latham, M. C., Acevedo, P., Armenteros, J. A., Latham, A. D. M., Gortazar, C., Carro, F., Soriguer, R. C., & Vicente, J. (2014). Spatiotemporal interactions between wild boar and cattle : Implications for cross-species disease transmission. *Veterinary Research*, 45(1). <https://doi.org/10.1186/s13567-014-0122-7>
- Barecha, C. B., Girzaw, F., Kandi, R. V., & Pal, M. (2017). Epidemiology and public health significance of rabies. *Perspectives in Medical Research*, 5(1), 55-57.
- Barth, L., Angerbjörn, A., & Tannerfeldt, M. (2000). Are Norwegian lemmings (*Lemmus lemmus*) avoided by arctic (*Alopex lagopus*) or red foxes (*Vulpes vulpes*) ? A feeding experiment. *Wildlife Biology*, 6(2), 101-109. <https://doi.org/10.2981/wlb.2000.005>
- Bartlett, M. S. (1960). *Stochastic population models in ecology and epidemiology*. Methuen.
- Bartoń, K. A., & Zalewski, A. (2007). Winter severity limits red fox populations in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 281-289. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00299.x>
- Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2012). Big city life : Carnivores in urban environments: Urban carnivores. *Journal of Zoology*, 287(1), 1-23. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x>
- Bekoff, M., Daniels, T. J., & Gittleman, J. L. (1984). Life history patterns and the comparative social ecology of carnivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15(1), 191-232. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.001203>

- Belsare, A. V., Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2014). Epidemiology of viral pathogens of free-ranging dogs and Indian foxes in a human-dominated landscape in central India. *Transboundary and Emerging Diseases*, 61(Suppl. 1), 78-86. <https://doi.org/10.1111/tbed.12265>
- Bengsen, A., Butler, J., & Masters, P. (2012). Estimating and indexing feral cat population abundances using camera traps. *Wildlife Research*, 38(8), 732-739. <https://doi.org/10.1071/WR11134>
- Benton, M. J. (2009). The red queen and the court jester : Species diversity and the role of biotic and abiotic factors through time. *Science*, 323(5915), 728-732. <https://doi.org/10.1126/science.1157719>
- Berman, M., & Dunbar, I. (1983). The social behaviour of free-ranging suburban dogs. *Applied Animal Ethology*, 10(1), 5-17. [https://doi.org/10.1016/0304-3762\(83\)90107-4](https://doi.org/10.1016/0304-3762(83)90107-4)
- Berteaux, D., Thierry, A.-M., Alisauskas, R., Angerbjörn, A., Buchel, E., Doronina, L., Ehrich, D., Eide, N. E., Erlandsson, R., Flagstad, Ø., Fuglei, E., Gilg, O., Goltsman, M., Henttonen, H., Ims, R. A., Killengreen, S. T., Kondratyev, A., Kruchenkova, E., Kruckenberg, H., ... White, P. A. (2017). Harmonizing circumpolar monitoring of Arctic fox : Benefits, opportunities, challenges and recommendations. *Polar Research*, 36(sup1), 2. <https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1319602>
- Billodeaux, L., & Armstrong, J. (2005). The use of digital motion-sensor cameras to capture coyote presence in Western Georgia. *Wildlife Damage Management Conferences -- Proceedings*. 132, 264-270. http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_wdmconfproc/132.
- Bilodeau, F., Gauthier, G., & Berteaux, D. (2013). Effect of snow cover on the vulnerability of lemmings to mammalian predators in the Canadian Arctic. *Journal of Mammalogy*, 94(4), 813-819. <https://doi.org/10.1644/12-MAMM-A-260.1>
- Bino, G., Dolev, A., Yosha, D., Guter, A., King, R., Saltz, D., & Kark, S. (2010). Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1262-1271. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01882.x>
- Blanco, J. (1986). On the diet, size and use of home range and activity patterns of a red fox In Central Spain. *Acta Theriologica*, 31, 547-552. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.86-48>
- Blancou, J. (1988). Ecology and Epidemiology of Fox Rabies. *Reviews of Infectious Diseases*, 10, S606-S609.
- Blancou, J., Aubert, M. F. A., & Artois, M. (1991). Fox Rabies. Dans G. M. Baer (Éd.), *The Natural History of Rabies* (2^e éd.). Routledge.
- Blancou, J., Aubert, M. F. A., & Soulebot, J. P. (1983). Différences dans le pouvoir pathogène de souches de virus rabique adaptées au renard ou au chien : Change in rabies virus pathogenicity with adaptation to fox or dog. *Annales de l'Institut Pasteur / Virologie*, 134(4), 523-531. [https://doi.org/10.1016/S0769-2617\(83\)80024-0](https://doi.org/10.1016/S0769-2617(83)80024-0)

- Bögel, K., Frucht, K., Drysdale, G., Remfry, J., World Health Organization. Veterinary Public Health Unit et al. (1990). Guidelines for dog population management (publication no WHO/ZOON/90.166). <https://apps.who.int/iris/handle/10665/61417>
- Böhm, M., Hutchings, M. R., & White, P. C. L. (2009). Contact networks in a wildlife-livestock host community : Identifying high-risk individuals in the transmission of bovine TB among badgers and cattle. *PLoS ONE*, 4(4), e5016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005016>
- Böhm, M., Palphramand, K. L., Newton-Cross, G., Hutchings, M. R., & White, P. C. (2008). Dynamic interactions among badgers : Implications for sociality and disease transmission. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 735-745.
- Boitani, L., Barrasso, P., & Grimod, I. (1984). Ranging behaviour of the red fox in the Gran Paradiso National Park (Italy). *Italian Journal of Zoology*, 51, 275-284. <https://doi.org/10.1080/11250008409439466>
- Boitani, L., & Ciucci, P. (1995). Comparative social ecology of feral dogs and wolves. *Ethology Ecology & Evolution*, 7(1), 49-72. <https://doi.org/10.1080/08927014.1995.9522969>
- Boitani, L., Ciucci, P., & Ortolani, A. (2007). Behaviour and social ecology of free-ranging dogs. Dans P. Jensen (Éd.), *The Behavioural Biology of Dogs* (p. 147-165). CABI.
- Boitani, L., Francisci, F., Ciucci, P., & Andreoli, G. (1995). Population biology and ecology of feral dogs in central Italy. Dans J. Serpell (Éd.), *The domestic dog : Its evolution, behaviour, and interactions with people* (2^e éd., p. 217-244). Cambridge University Press.
- Boitani, L., Francisci, F., Ciucci, P., & Andreoli, G. (2016). The ecology and behavior of feral dogs : A case study from central Italy. Dans J. Serpell (Éd.), *The Domestic Dog* (2^e éd., p. 342-368). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781139161800.017>
- Bonanni, R., Valsecchi, P., & Natoli, E. (2010). Pattern of individual participation and cheating in conflicts between groups of free-ranging dogs. *Animal Behaviour*, 79(4), 957-968. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2010.01.016>
- Bouchard, É., Elmore, S. A., Alisauskas, R. T., Samelius, G., Gajadhar, A. A., Schmidt, K., Ross, S., & Jenkins, E. J. (2018). Transmission dynamics of *Toxoplasma gondii* in arctic foxes (*Vulpes lagopus*) : a long-term mark-recapture serologic study at Karrak Lake, Nunavut, Canada. *Journal of Wildlife Diseases*, 55(3), 619-626. <https://doi.org/10.7589/2018-06-144>
- Bouchard, É., Sharma, R., Hernández-Ortiz, A., Buhler, K., Al-Adhami, B., Su, C., Fenton, H., G.-Gouin, G., Roth, J. D., Rodrigues, C. W., Pamak, C., Simon, A., Bachand, N., Leighton, P., & Jenkins, E. (2022). Are foxes (*Vulpes* spp.) good sentinel species for *Toxoplasma gondii* in northern Canada? *Parasites & Vectors*, 15(1), Article 1. <https://doi.org/10.1186/s13071-022-05229-3>.
- Bourhy, H., Rollin, P. E., Vincent, J., & Sureau, P. (1989). Comparative field evaluation of the fluorescent-antibody test, virus isolation from tissue culture, and enzyme immunodiagnosis for rapid laboratory diagnosis of rabies. *Journal of Clinical Microbiology*, 27(3), 519-523.

- Boyce, M. S. (1979). Seasonality and patterns of natural selection for life histories. *The American Naturalist*, 114(4), 569-583.
- Bradley, C. A., & Altizer, S. (2007). Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(2), 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.11.001>
- Bradley, M., Kutz, S. J., Jenkins, E., & O'Hara, T. M. (2005). The potential impact of climate change on infectious diseases of Arctic fauna. *International Journal of Circumpolar Health*, 64(5), 468-477. <https://doi.org/10.3402/ijch.v64i5.18028>
- Brahmbhatt, D. P., Fosgate, G. T., Dyason, E., Budke, C. M., Gummow, B., Jori, F., Ward, M. P., & Srinivasan, R. (2012). Contacts between domestic livestock and wildlife at the Kruger National Park Interface of the Republic of South Africa. *Preventive Veterinary Medicine*, 103(1), 16-21. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2011.08.003>
- Brook, R. K., Kutz, S. J., Millins, C., Veitch, A. M., Elkin, B. T., & Leighton, T. (2010). Evaluation and delivery of domestic animal health services in remote communities in the Northwest Territories : A case study of status and needs. *The Canadian Veterinary Journal*, 51(10), 1115-1122.
- Brook, R. K., & McLachlan, S. M. (2006). Factors influencing farmers' concerns regarding bovine tuberculosis in wildlife and livestock around Riding Mountain National Park. *Journal of Environmental Management*, 80(2), 156-166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.022>
- Bryan, H. M., Darimont, C. T., Paquet, P. C., Ellis, J. A., Goji, N., Gouix, M., & Smits, J. E. (2011). Exposure to infectious agents in dogs in remote coastal British Columbia : Possible sentinels of diseases in wildlife and humans. *The Canadian Journal of Veterinary Research*, 75, 11-17.
- Buesching, C. D., Stopka, P., & Macdonald, D. W. (2003). The social function of allo-marking in the European badger (*Meles meles*). *Behaviour*, 140(8), 965-980.
- Buhler, K. J., Dibernardo, A., Pilfold, N. W., Harms, N. J., Fenton, H., Carriere, S., Kelly, A., Schwantje, H., Aguilar, X. F., Leclerc, L.-M., Gouin, G. G., Lunn, N. J., Richardson, E. S., McGeachy, D., Bouchard, É., Ortiz, A. H., Samelius, G., Lindsay, L. R., Drebot, M. A., ... Jenkins, E. (2023). Widespread exposure to mosquito-borne California serogroup viruses in caribou, Arctic fox, red fox, and polar bears, Canada. *Emerging Infectious Diseases*, 29(1), 54-63. <https://doi.org/10.3201/eid2901.220154>
- Burgess, R. M. (2000). Arctic Fox. Dans J. C. Truett & S. R. Johnson (Éds.), *The Natural History of an Arctic Oil Field* (p. 159-178). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012701235-3/50010-6>
- Burgess, R. M., & Banyas, P. W. (1993). *Inventory of arctic fox dens in the Prudhoe Bay region, 1992*. Alaska Resources Library.
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). Review : Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking

- surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675-685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Butler, J. R. A., & Bingham, J. (2000). Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimbabwean communal lands. *Veterinary Record*, 147(16), 442-446. <https://doi.org/10.1136/vr.147.16.442>
- Butler, J. R. A., du Toit, J. T., & Bingham, J. (2004). Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe : Threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biological Conservation*, 115(3), 369-378. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00152-6)
- Butler, J. R. A., & Toit, J. T. du. (2002). Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe : Implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation Forum*, 5(1), 29-37. <https://doi.org/10.1017/S136794300200104X>
- Cameron, C., Berteaux, D., & Dufresne, F. (2011). Spatial variation in food availability predicts extrapair paternity in the arctic fox. *Behavioral Ecology*, 22(6), 1364-1373. <https://doi.org/10.1093/beheco/arr158>
- Campos, C. B., Esteves, C. F., Ferraz, K. M. P. M. B., Crawshaw, P. G., & Verdade, L. M. (2007). Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 273(1), 14-20. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00291.x>
- Carmichael, L. E., Szor, G., Berteaux, D., Giroux, M. A., Cameron, C., & Strobeck, C. (2007). Free love in the far north : Plural breeding and polyandry of arctic foxes (*Alopex lagopus*) on Bylot Island, Nunavut. *Canadian Journal of Zoology*, 85(3), 338-343. <https://doi.org/10.1139/Z07-014>
- Carrasco-Garcia, R., Barasona, J. A., Gortazar, C., Montoro, V., Sanchez-Vizcaino, J. M., & Vicente, J. (2016). Wildlife and livestock use of extensive farm resources in South Central Spain : Implications for disease transmission. *European Journal of Wildlife Research*, 62(1), 65-78. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0974-9>
- Carricondo-Sanchez, D., Samelius, G., Odden, M., & Willebrand, T. (2016). Spatial and temporal variation in the distribution and abundance of red foxes in the tundra and taiga of northern Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 62(2), 211-218. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-0995-z>
- Castello, J. R. (2018). *Canids of the world : wolves, wild dogs, foxes, jackals, coyotes, and their relatives (Princeton field guides)*. Princeton University Press.
- Causey, M. K., & Cude, C. A. (1980). Feral dog and white-tailed Deer interactions in Alabama. *The Journal of Wildlife Management*, 44(2), 481-484. <https://doi.org/10.2307/3807982>
- Cavallini, P. (1996). Variation in the social system of the red fox. *Ethology Ecology & Evolution*, 8(4), 323-342. <https://doi.org/10.1080/08927014.1996.9522906>
- Cevidane, A., Ulloa-Contreras, C., Di Cataldo, S., Latrofa, M. S., Gonzalez-Acuña, D., Otranto, D., & Millán, J. (2021). Marked host association and molecular evidence of limited

- transmission of ticks and fleas between sympatric wild foxes and rural dogs. *Medical and Veterinary Entomology*, 35(3), 239-250. <https://doi.org/10.1111/mve.12515>
- Chapman, R. C. (1978). Rabies : Decimation of a wolf pack in arctic Alaska. *Science*, 201(4353), 365-367. <https://doi.org/10.1126/science.566470>
- Charlton, K. M., & Tabel, H. (1976). Epizootiology of rabies in Canada. Dans R. J. Shephard & S. Itoh (Éds.), *Circumpolar Health* (p. 301-305). University of Toronto Press. <https://doi.org/10.3138/9781487579876-051>
- Chesemore, D. L. (1968). Distribution and movements of white foxes in northern and western Alaska. *Canadian Journal of Zoology*, 46(5), 849-854. <https://doi.org/10.1139/z68-121>
- Childs, J. E., Richt, J. A., & Mackenzie, J. S. (2007). Introduction : Conceptualizing and partitioning the emergence process of zoonotic viruses from wildlife to humans. *Current Topics in Microbiology and Immunology*, 315, 1-31. https://doi.org/10.1007/978-3-540-70962-6_1
- Choquette, L. P. E., & Moynihan, W. A. (1964). Control of disease in dogs in the Canadian north. *The Canadian Veterinary Journal*, 5(10), 262-267.
- Cleaveland, S., Appel, M. G. J., Chalmers, W. S. K., Chillingworth, C., Kaare, M., & Dye, C. (2000). Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology*, 72(3-4), 217-227. [https://doi.org/10.1016/S0378-1135\(99\)00207-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1135(99)00207-2)
- Cleaveland, S., Kaare, M., Knobel, D., & Laurenson, M. K. (2006). Canine vaccination—Providing broader benefits for disease control. *Veterinary Microbiology*, 117(1), 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2006.04.009>
- Cockburn, R. H. (1986). To great slave and great bear : P.G. Dowries's journal of travels north from Ile à la Crosse in 1938 [Part IV]. *Arctic*, 39(1), 68-77.
- Cohen-Bucher, E. E. (2021). *The socio-cultural interrelations and the socio-spatial dynamics between dogs and peoples in subarctic communities : The case of Kawawachikmach, Matimekush-Lac-John and Schefferville* [mémoire de maîtrise, Université de Montréal]. <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/25454>
- Coman, B. J., & Robinson, J. L. (1989). Some aspects of stray dog behaviour in an urban fringe area. *Australian Veterinary Journal*, 66(1), 30-32. <https://doi.org/10.1111/j.1751-0813.1989.tb09711.x>
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S., Bontadina, F., & Deplazes, P. (2004). The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology*, 69(2), 81-95. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00123>
- Cook, D. B., & Hamilton, W. J. (1944). The ecological relationships of red fox food in Eastern New York. *Ecology*, 25(1), 91-104. <https://doi.org/10.2307/1930765>

- Cooper, S. M., Perotto-Baldivieso, H. L., Owens, M. K., Meek, M. G., & Figueroa-Pagan, M. (2008). Distribution and interaction of white-tailed deer and cattle in a semi-arid grazing system. *Agriculture, ecosystems & environment*, 127(1-2), 85-92.
- Courtenay, O., Quinell, R. J., & Chalmers, W. S. K. (2001). Contact rates between wild and domestic canids : No evidence of parvovirus or canine distemper virus in crab-eating foxes. *Veterinary Microbiology*, 81(1), 9-19. [https://doi.org/10.1016/S0378-1135\(01\)00326-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1135(01)00326-1)
- Cowie, C. E., Beck, B. B., Gortazar, C., Vicente, J., Hutchings, M. R., Moran, D., & White, P. C. L. (2014). Risk factors for the detected presence of *Mycobacterium bovis* in cattle in south central Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 60(1), 113-123. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0757-0>
- Cowie, C. E., Hutchings, M. R., Barasona, J. A., Gortázar, C., Vicente, J., & White, P. C. L. (2016). Interactions between four species in a complex wildlife : Livestock disease community: implications for *Mycobacterium bovis* maintenance and transmission. *European Journal of Wildlife Research*, 62(1), 51-64. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0973-x>
- Crandell, R. A. (1991). Arctic fox rabies. Dans G. M. Baer (Éd.), *The Natural History of Rabies* (2^e éd., p. 291-305). CRC Press.
- Croft, D. P., Madden, J. R., Franks, D. W., & James, R. (2011). Hypothesis testing in animal social networks. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(10), 502-507. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.012>
- Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488-502. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x>
- Crooks, K. R., & Van Vuren, D. (1995). Resource utilization by two insular endemic mammalian carnivores, the island fox and island spotted skunk. *Oecologia*, 104(3), 301-307. <https://doi.org/10.1007/BF00328365>
- Cross, P. C., Creech, T. G., Ebinger, M. R., Heisey, D. M., Irvine, K. M., & Creel, S. (2012). Wildlife contact analysis : Emerging methods, questions, and challenges. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 66(10), 1437-1447. <https://doi.org/10.1007/s00265-012-1376-6>
- Crowcroft, N. S., & Thampi, N. (2015). The prevention and management of rabies. *BMJ*, 350, g7827. <https://doi.org/10.1136/bmj.g7827>
- Curry, P., Kostiuik, D., Werker, D., Baikie, M., Ntiamoah, W., Atherton, F., Enns, A., Opondo, J., Guirgis, H., & Mema, S. (2016). Translocated dogs from Nunavut and the spread of rabies. *Canada Communicable Disease Report*, 42(6), 121-124. <https://doi.org/10.14745/ccdr.v42i06a02>
- Dacheux, L., & Bourhy, H. (2011). Le diagnostic de la rage. *Revue Francophone des Laboratoires*, 2011(430), 33-40. [https://doi.org/10.1016/S1773-035X\(11\)70823-1](https://doi.org/10.1016/S1773-035X(11)70823-1)

- Daniels, T. J. (1983). The social organization of free-ranging urban dogs. I. Non-estrous social behavior. *Applied Animal Ethology*, 10(4), 341-363. [https://doi.org/10.1016/0304-3762\(83\)90184-0](https://doi.org/10.1016/0304-3762(83)90184-0)
- Daniels, T. J., & Bekoff, M. (1989a). Population and social biology of free-ranging dogs, *Canis familiaris*. *Journal of Mammalogy*, 70(4), 754-762. <https://doi.org/10.2307/1381709>
- Daniels, T. J., & Bekoff, M. (1989b). Spatial and temporal resource use by feral and abandoned dogs. *Ethology*, 81(4), 300-312. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1989.tb00776.x>
- David, J. M., Andral, L., & Artois, M. (1982). Computer simulation model of the EPI-enzootic disease of vulpine rabies. *Ecological Modelling*, 15(2), 107-125. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(82\)90056-4](https://doi.org/10.1016/0304-3800(82)90056-4)
- Davidson, R. S., Marion, G., & Hutchings, M. R. (2008). Effects of host social hierarchy on disease persistence. *Journal of Theoretical Biology*, 253(3), 424-433. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2008.03.021>
- Davies, J. T., Meiri, S., Barraclough, T. G., & Gittleman, J. L. (2007). Species co-existence and character divergence across carnivores. *Ecology Letters*, 10(2), 146-152. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01005.x>
- Day, T. D., O'Connor, C. E., Waas, J. R., & Matthews, L. R. (2000). Social interactions among captive brushtail possums (*Trichosurus vulpecula*). *Applied Animal Behaviour Science*, 70(2), 157-165. [https://doi.org/10.1016/S0168-1591\(00\)00144-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1591(00)00144-1)
- Decaro, N., Martella, V., & Buonavoglia, C. (2008). Canine adenoviruses and herpesvirus. *veterinary clinics of North America: small animal practice*, 38(4), 799-814. <https://doi.org/10.1016/j.cvsm.2008.02.006>
- Degeling, C., Lederman, Z., & Rock, M. (2016). Culling and the common good : Re-evaluating harms and benefits under the one health paradigm. *Public Health Ethics*, 9(3), 244-254. <https://doi.org/10.1093/phe/phw019>
- Dell'Arte, G. L., Laaksonen, T., Norrdahl, K., & Korpimäki, E. (2007). Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica*, 31(3), 276-281. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.12.007>
- D'eon, R. G., & Delparte, D. (2005). Effects of radio-collar position and orientation on GPS radio-collar performance, and the implications of PDOP in data screening. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 383-388. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01010.x>
- Deplazes, P., Hegglin, D., Gloor, S., & Romig, T. (2004). Wilderness in the city : The urbanization of *Echinococcus multilocularis*. *Trends in Parasitology*, 20(2), 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2003.11.011>
- Díaz-Ruiz, F., Caro, J., Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., & Ferreras, P. (2016). Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity : Prey availability, human disturbance or habitat structure? *Journal of Zoology*, 298(2), 128-138. <https://doi.org/10.1111/jzo.12294>

- Di Orio, A. P., Callas, R., & Schaefer, R. J. (2003). Performance of two GPS telemetry collars under different habitat conditions. *Wildlife Society Bulletin*, 31(2), 372-379.
- Dobson, A. P. (2004). Population dynamics of pathogens with multiple host species. *The American naturalist*, 164(Suppl), S64-S78. <https://doi.org/10.1086/424681>
- Dohna, H. zu, Peck, D. E., Johnson, B. K., Reeves, A., & Schumaker, B. A. (2014). Wildlife–livestock interactions in a western rangeland setting : Quantifying disease-relevant contacts. *Preventive Veterinary Medicine*, 113(4), 447-456. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.12.004>
- Doncaster, C. P., & Macdonald, D. W. (1991). Drifting territoriality in the red fox *Vulpes vulpes*. *Journal of Animal Ecology*, 60(2), 423-439. <https://doi.org/10.2307/5288>
- Doncaster, C. P., & Macdonald, D. W. (1997). Activity patterns and interactions of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Oxford city. *Journal of Zoology*, 241(1), 73-87. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb05500.x>
- Drewe, J. A., Weber, N., Carter, S. P., Bearhop, S., Harrison, X. A., Dall, S. R. X., McDonald, R. A., & Delahay, R. J. (2012). Performance of proximity loggers in recording intra- and inter-species interactions : A laboratory and field-based validation study. *PLOS ONE*, 7(6), e39068. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039068>
- Duchesne, D., Gauthier, G., & Berteaux, D. (2011). Habitat selection, reproduction and predation of wintering lemmings in the Arctic. *Oecologia*, 167(4), 967-980. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2045-6>
- Ducrocq, J., Proulx, J.-F., Lévesque, B., De Serres, G., Wood, H., & Lemire, M. (2019). Assessment of naturally acquired neutralizing antibodies against rabies Lyssavirus in a subset of Nunavik's Inuit population considered most at risk of being exposed to rabid animals. *Zoonoses and Public Health*, 66. <https://doi.org/10.1111/zph.12561>
- Duhaime, G., Lévesque, S., & Caron, A. (2015). *Le Nunavik en chiffres 2015 – version intégrale*. <https://www.chaireconditionautochtone.fss.ulaval.ca/doc/Publication/Le-Nunavik-en-chiffres-2015-18-08-15.pdf>
- DüRr, S., Dhand, N. K., Bombara, C., Molloy, S., & Ward, M. P. (2017). What influences the home range size of free-roaming domestic dogs? *Epidemiology and Infection*, 145(7), 1339-1350. <https://doi.org/10.1017/S095026881700022X>
- Dyer, J. L., Yager, P., Orciari, L., Greenberg, L., Wallace, R., Hanlon, C. A., & Blanton, J. D. (2014). Rabies surveillance in the United States during 2013. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 245(10), 1111-1123. <https://doi.org/10.2460/javma.245.10.1111>
- Eaton, R. D., & Secord, D. C. (1979). Some intestinal parasites of Arctic fox, Banks Island, N. W. T. *Canadian Journal of Comparative Medicine*, 43(2), 229-230.
- Eberhardt, L. E., Garrott, R. A., & Hanson, W. C. (1983a). Den use by arctic foxes in Northern Alaska. *Journal of Mammalogy*, 64(1), 97-102. <https://doi.org/10.2307/1380754>
- Eberhardt, L. E., Garrott, R., & Hanson, W. C. (1983b). Winter movements of Arctic foxes, *Alopex lagopus*, in a petroleum development area. *Canadian Field-Naturalist*, 97, 66-70.

- Eberhardt, L. E., & Hanson, W. C. (1978). Long-distance movements of arctic foxes tagged in northern Alaska. *Canadian Field-Naturalist*, 92(4). <https://www.osti.gov/biblio/5927638>
- Eberhardt, L. E., Hanson, W. C., Bengtson, J. L., Garrott, R. A., & Hanson, E. E. (1982). Arctic fox home range characteristics in an oil-development area. *The Journal of Wildlife Management*, 46(1), 183-190. <https://doi.org/10.2307/3808421>
- Eide, N. E., Eid, P. M., Prestrud, P., & Swenson, J. E. (2005). Dietary responses of arctic foxes *Alopex lagopus* to changing prey availability across an Arctic landscape. *Wildlife Biology*, 11(2), 109-121. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2005\)11\[109:DROAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2005)11[109:DROAFA]2.0.CO;2)
- Eide, N. E., Stien, A., Prestrud, P., Yoccoz, N. G., & Fuglei, E. (2012). Reproductive responses to spatial and temporal prey availability in a coastal Arctic fox population. *Journal of Animal Ecology*, 81(3), 640-648. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01936.x>
- Elmeros, M., Pedersen, V., & Wincentz, T.-L. (2003). Placental scar counts and litter size estimations in ranchred red foxes (*Vulpes vulpes*). *Mammalian Biology*, 68(6), 391-393. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00108>
- Elmhagen, B., Kindberg, J., Hellström, P., & Angerbjörn, A. (2015). A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *AMBIO*, 44(1), 39-50. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0606-8>
- Elmhagen, B., Ludwig, G., Rushton, S. P., Helle, P., & Lindén, H. (2010). Top predators, mesopredators and their prey: Interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology*, 79(4), 785–794. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01678.x>
- Elmhagen, B., Tannerfeldt, M., Verucci, P., & Angerbj, A. (2000). The arctic fox (*Alopex lagopus*) : An opportunistic specialist. *Journal of zoology*, 251, 139-149.
- Elmore, S. A., Samelius, G., Al-Adhami, B., Huyvaert, K. P., Bailey, L. L., Alisaukas, R. T., Gajadhar, A. A., & Jenkins, E. J. (2016). Estimating toxoplasma gondii exposure in arctic foxes (*Vulpes lagopus*) while navigating the imperfect world of wildlife serology. *Journal of Wildlife Diseases*, 52(1), 47-56. <https://doi.org/10.7589/2015-03-075>
- Elton, C. (1931). Epidemics among sledge dogs in the Canadian Arctic and their relation to disease in the arctic fox. *Canadian Journal of Research*, 5(6), 673-692. <https://doi.org/10.1139/cjr31-106>
- Englund, J. (1965). *Studies on food ecology of the red fox (Vulpes V.) in Sweden*. Swedish Sportsmen's Assoc.
- Epstein, P. R. (2000). Is global warming harmful to health? *Scientific American*, 283(2), 50-57. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0800-50>
- Eriksen, A., Wabakken, P., Zimmermann, B., Andreassen, H. P., Arnemo, J. M., Gundersen, H., Milner, J. M., Liberg, O., Linnell, J., Pedersen, H. C., Sand, H., Solberg, E. J., & Storaas, T. (2009). Encounter frequencies between GPS-collared wolves (*Canis lupus*) and moose (*Alces alces*) in a Scandinavian wolf territory. *Ecological Research*, 24(3), 547-557. <https://doi.org/10.1007/s11284-008-0525-x>

- Estrada, R., Vos, A., De Leon, R., & Mueller, T. (2001). Field trial with oral vaccination of dogs against rabies in the Philippines. *BMC Infectious Diseases*, 1, 23. <https://doi.org/10.1186/1471-2334-1-23>
- Fahrion, A. S., Taylor, L. H., Torres, G., Müller, T., Dürr, S., Knopf, L., de Balogh, K., Nel, L. H., Gordoncillo, M. J., & Abela-Ridder, B. (2017). The road to dog rabies control and elimination-what keeps us from moving faster? *Frontiers in Public Health*, 5, 103. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2017.00103>
- Farris, Z. J., Gerber, B. D., Karpanty, S., Murphy, A., Wampole, E., Ratelolahy, F., & Kelly, M. J. (2020). Exploring and interpreting spatiotemporal interactions between native and invasive carnivores across a gradient of rainforest degradation. *Biological Invasions*, 22(6), 2033-2047. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02237-1>
- Fauteux, D., Gauthier, G., & Berteaux, D. (2016). Top-down limitation of lemmings revealed by experimental reduction of predators. *Ecology*, 97(11), 3231-3241.
- Fedriani, J. M., Fuller, T. K., & Sauvajot, R. M. (2001). Does availability of anthropogenic food enhance densities of omnivorous mammals? An example with coyotes in southern California. *Ecography*, 24(3), 325-331. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240310.x>
- Fenton, A., & Pedersen, A. B. (2005). Community epidemiology framework for classifying disease threats. *Emerging Infectious Diseases*, 11(12), 1815-1821. <https://doi.org/10.3201/eid1112.050306>
- Fieberg, J., & Kochanny, C. O. (2005). Quantifying home-range overlap : The importance of the utilization distribution. *The Journal of Wildlife Management*, 69(4), 1346-1359. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)69\[1346:QHOTIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)69[1346:QHOTIO]2.0.CO;2)
- Filejski, C. (2016). The changing face of rabies in Canada. *Canada Communicable Disease Report*, 42(6), 118-120.
- Fine, H. (1980). *Ecology of arctic foxes at Prudhoe Bay, Alaska* [mémoire de maîtrise, Université d'Alaska]. <https://scholarworks.alaska.edu/handle/11122/8354>
- Fiorello, C. V., Noss, A. J., & Deem, S. L. (2006). Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology*, 20(3), 762-771. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00466.x>
- Follmann, E. H., Ritter, D. G., & Baer, G. M. (1988). Immunization of arctic foxes (*Alopex lagopus*) with oral rabies vaccine. *Journal of Wildlife Diseases*, 24(3), 477-483. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-24.3.477>
- Follmann, E. H., Ritter, D. G., & Baer, G. M. (1992). Oral rabies vaccination of arctic foxes (*Alopex lagopus*) with an attenuated vaccine. *Vaccine*, 10(5), 305-308. [https://doi.org/10.1016/0264-410X\(92\)90368-T](https://doi.org/10.1016/0264-410X(92)90368-T)
- Follmann, E. H., Ritter, D. G., & Beller, M. (1994). Survey of fox trappers in northern Alaska for rabies antibody. *Epidemiology and Infection*, 113(1), 137-141.

- Forbes, L. B. (2000). The occurrence and ecology of *Trichinella* in marine mammals. *Veterinary Parasitology*, 93(3-4), 321-334. [https://doi.org/10.1016/s0304-4017\(00\)00349-6](https://doi.org/10.1016/s0304-4017(00)00349-6)
- Fox, M. (1978). *The dog its domestication and behavior*. Dogwise Publishing.
- Fox, M. W., Beck, A. M., & Blackman, E. (1975). Behavior and ecology of a small group of urban dogs (*Canis familiaris*). *Applied Animal Ethology*, 1(2), 119-137. [https://doi.org/10.1016/0304-3762\(75\)90082-6](https://doi.org/10.1016/0304-3762(75)90082-6)
- Frafjord, K. (2000). Do arctic and red foxes compete for food? *Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 65, 350-359.
- Frafjord, K., Becker, D., & Angerbjörn, A. (1989). Interactions between arctic and red foxes in Scandinavia—predation and aggression. *Arctic*, 42(4), 354-356.
- Frafjord, K., & Prestrud, P. (1992). Home range and movements of arctic foxes *Alopex lagopus* in Svalbard. *Polar Biology*, 12(5). <https://doi.org/10.1007/BF00238191>
- Frair, J. L., Nielsen, S. E., Merrill, E. H., Lele, S. R., Boyce, M. S., Munro, R. H. M., Stenhouse, G. B., & Beyer, H. L. (2004). Removing GPS collar bias in habitat selection studies. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 201-212. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00902.x>
- Freeman, R. C., & Shaw, J. H. (1979). Hybridization in *Canis* (Canidae) in Oklahoma. *The Southwestern Naturalist*, 24(3), 485-499. <https://doi.org/10.2307/3671304>
- Freuling, C. M., Hampson, K., Selhorst, T., Schröder, R., Meslin, F. X., Mettenleiter, T. C., & Müller, T. (2013). The elimination of fox rabies from Europe : Determinants of success and lessons for the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1623), 20120142. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0142>
- Friend, M. (1968). History and epidemiology of rabies in wildlife in New York. *New York Fish and Game Journal*, 15, 71-97.
- Fritts, S. H., & Paul, W. J. (1989). Interactions of wolves and dogs in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006), 17(2), 121-123.
- Fuglei, E., & Ims, R. A. (2008). Global warming and effects on the arctic fox. *Science Progress*, 91(2), 175-191. <https://doi.org/10.3184/003685008X327468>
- Fuglei, E., & Oritsland, N. A. (1999). Seasonal trends in body mass, food intake and resting metabolic rate, and induction of metabolic depression in arctic foxes (*Alopex lagopus*) at Svalbard. *Journal of Comparative Physiology. B, Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, 169(6), 361-369. <https://doi.org/10.1007/s003600050232>
- Fuglei, E., Stien, A., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., Eide, N. E., Prestrud, P., Deplazes, P., & Oksanen, A. (2008). Spatial distribution of *Echinococcus multilocularis*, Svalbard, Norway. *Emerging Infectious Diseases*, 14(1), 73-75. <https://doi.org/10.3201/eid1401.070565>
- Fuller, T., Destefano, S., & Warren, P. S. (2010). Carnivore behavior and ecology, and relationship to urbanization. Dans S. D. Gehrt, S. P. D. Riley, & B. L. Cypher (Éds.), *Urban Carnivores: Ecology, Conflict, and Conservation* (p. 13-19). The Johns Hopkins University Press.

- Gagnon, M. (1999). *Les militaires américains à Crystal 2 (Frobisher Bay) dans les années 1940 : Perspectives inuit*. [mémoire de maîtrise, Université Laval]. <https://docplayer.fr/65034173-Les-militaires-americains-a-crystal-2-frobisher-bay-dans-les-annees-1940-perspectives-inuit.html>
- Gallant, D., Slough, B. G., Reid, D. G., & Berteaux, D. (2012). Arctic fox versus red fox in the warming Arctic : Four decades of den surveys in north Yukon. *Polar Biology*, 35(9), 1421-1431. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1181-8>
- Galov, A., Fabbri, E., Caniglia, R., Arbanasić, H., Lapalombella, S., Florijančić, T., Bošković, I., Galaverni, M., & Randi, E. (2015). First evidence of hybridization between golden jackal (*Canis aureus*) and domestic dog (*Canis familiaris*) as revealed by genetic markers. *Royal Society Open Science*, 2(12), 150450. <https://doi.org/10.1098/rsos.150450>
- Garrott, R. A., Eberhardt, L. E., & Hanson, W. C. (1983). Summer food habits of juvenile arctic foxes in Northern Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, 47(2), 540-545. <https://doi.org/10.2307/3808533>
- Gehrt, S. D., & Fritzell, E. K. (1998). Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions : Group structure in a solitary carnivore. *Animal Behaviour*, 55(5), 1211-1227. <https://doi.org/10.1006/anbe.1997.0657>
- Gilg, O. (2003). Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science*, 302(5646), 866-868. <https://doi.org/10.1126/science.1087509>
- Gil-Sánchez, J. M., Mañá-Varela, B., Herrera-Sánchez, F. J., & Urios, V. (2021). Spatio-temporal ecology of a carnivore community in middle atlas, NW of Morocco. *Zoology*, 146, 125904. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2021.125904>
- Ginsberg, J. & Macdonald, D. (1990). *Foxes, wolves, jackals, and dogs : an action plan for the conservation of canids*. IUCN. <https://www.semanticscholar.org/paper/Foxes%2C-Wolves%2C-Jackals%2C-and-Dogs%3A-An-Action-Plan-of-Macdonald-Ginsberg/6962bd441651bea31f402f76890315beebf24be5>
- Gipson, P. S. (1983). Evaluation and control implications of behavior of feral dogs in interior Alaska. *ASTM Special Technical Publication*, 285-294. <https://doi.org/10.1520/STP30190S>
- Gipson, P. S., Sealander, J. A., & Dunn, J. E. (1974). The taxonomic status of wild *Canis* in arkansas. *Systematic Biology*, 23(1), 1-11. <https://doi.org/10.1093/sysbio/23.1.1>
- Glen, A. S., & Dickman, C. R. (2005). Complex interactions among mammalian carnivores in Australia, and their implications for wildlife management. *Biological Reviews*, 80(03), 387. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006718>
- Glen, A. S., Fay, A. R., & Dickman, C. R. (2006). Diets of sympatric red foxes *Vulpes vulpes* and wild dogs *Canis lupus* in the Northern Rivers Region, New South Wales. *Australian Mammalogy*, 28(1), 101-104. <https://doi.org/10.1071/am06013>

- Godfrey, S. S. (2013). Networks and the ecology of parasite transmission : A framework for wildlife parasitology. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 2, 235-245. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2013.09.001>
- Goldsmith, E. W., Renshaw, B., Clement, C. J., Himschoot, E. A., Hundertmark, K. J., & Hueffer, K. (2016). Population structure of two rabies hosts relative to the known distribution of rabies virus variants in Alaska. *Molecular ecology*, 25(3), 675-688. <https://doi.org/10.1111/mec.13509>
- Goldyn, B., Hromada, M., Surmacki, A., & Tryjanowski, P. (2003). Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *Zeitschrift Für Jagdwissenschaft*, 49(3), 191-200. <https://doi.org/10.1007/BF02189737>
- Gompper, M. E. (Éd.). (2014). *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press.
- Gortázar, C., Ferroglio, E., Höfle, U., Frölich, K., & Vicente, J. (2007). Diseases shared between wildlife and livestock : A European perspective. *European Journal of Wildlife Research*, 53(4), 241-256. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0098-y>
- Goszczyński, J. (2002). Home ranges in red fox : Territoriality diminishes with increasing area. *Acta Theriologica*, 47(1), 103-114. <https://doi.org/10.1007/BF03192482>
- Gouvernement du Canada. (2011). *Rapport de données horaires pour le 06 mars 2014*. Environnement et Changement climatique Canada. https://climat.meteo.gc.ca/climate_data/hourly_data_f.html?timeframe=1&Year=2014&Month=3&Day=6&hlyRange=1953-01-01%7C2014-03-06&dlyRange=1947-03-01%7C2014-03-04&mlyRange=1947-01-01%7C2005-12-01&StationID=6095&Prov=QC&urlExtension=_f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=1840&EndYear=2022&selRowPerPage=25&Line=1&searchMethod=contains&txtStationName=kuujjuaq
- Gowtage-Sequeira, S., Banyard, A. C., Barrett, T., Buczkowski, H., Funk, S. M., & Cleaveland, S. (2009). Epidemiology, pathology, and genetic analysis of a canine distemper epidemic in Namibia. *Journal of Wildlife Diseases*, 45(4), 1008-1020. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-45.4.1008>
- Greene, C. E. (2012). *Infectious diseases of the dog and cat* (4^e éd.). Elsevier/Saunders.
- Grenfell, D. of Z. B., Grenfell, B. T., Dobson, A. P., & Moffatt, H. K. (1995). *Ecology of Infectious Diseases in Natural Populations*. Cambridge University Press.
- Halpin, M. A., & Bissonette, J. A. (1988). Influence of snow depth on prey availability and habitat use by red fox. *Canadian Journal of Zoology*, 66(3), 587-592. <https://doi.org/10.1139/z88-086>
- Hampson, K., Coudeville, L., Lembo, T., Sambo, M., Kieffer, A., Attlan, M., Barrat, J., Blanton, J. D., Briggs, D. J., Cleaveland, S., Costa, P., Freuling, C. M., Hiby, E., Knopf, L., Leanes, F., Meslin, F.-X., Metlin, A., Miranda, M. E., Müller, T., ... Global Alliance for Rabies Control Partners for Rabies Prevention. (2015). Estimating the global burden of endemic canine rabies.

- Harrison, R. L. (1997). A comparison of gray fox ecology between residential and undeveloped rural landscapes. *The Journal of Wildlife Management*, 61(1), 112-122. <https://doi.org/10.2307/3802420>
- Harvell, C. D., Mitchell, C. E., Ward, J. R., Altizer, S., Dobson, A. P., Ostfeld, R. S., & Samuel, M. D. (2002). Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science (New York, N.Y.)*, 296(5576), 2158-2162. <https://doi.org/10.1126/science.1063699>
- Haydon, D. T., Cleaveland, S., Taylor, L. H., & Laurenson, M. K. (2002). Identifying reservoirs of infection : A conceptual and practical challenge. *Emerging infectious diseases*, 8(12), 1468-1473.
- Hersteinsson, P. (1984). *The behavioural ecology of the Arctic fox (Alopex lagopus) in Iceland* [thèse, Université d'Oxford]. <https://ora.ox.ac.uk/objects/uuid:e031278a-1a06-474b-bb77-75ab17e87ee6>
- Hersteinsson, P., & MacDonald, D. W. (1992). Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos*, 64(3), 505-515. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/3545168>
- Himsworth, C. G., Jenkins, E., Hill, J. E., Nsungu, M., Ndao, M., Andrew Thompson, R. C., Covacin, C., Ash, A., Wagner, B. A., McConnell, A., Leighton, F. A., & Skinner, S. (2010). Emergence of sylvatic *Echinococcus granulosus* as a parasitic zoonosis of public health concern in an indigenous community in Canada. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 82(4), 643-645. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2010.09-0686>
- Hoberg, E. P., Kutz, S., Galbreath, K., & Cook, J. (2003). Arctic biodiversity : From discovery to faunal baselines - Revealing the history of a dynamic ecosystem. *Journal of Parasitology*, 89, S84-S95.
- Holmala, K. (2009). *The community of medium-sized carnivores : The interactions between species, habitats and rabies*. [thèse, Université de Helsinki].
- Holmala, K., & Kauhala, K. (2006). Ecology of wildlife rabies in Europe. *Mammal Review*, 36(1), 17-36. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2006.00078.x>
- Holt, R. D., Begon, M., Bowers, R. G., & Schaubert, E. M. (2003). Parasite establishment in host communities. *Ecology Letters*, 6, 837-842. <https://doi.org/doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00501.x>
- Hornok, S., Mühldorfer, K., Takács, N., Hofmann-Lehmann, R., Meli, M. L., Gyuranecz, M., Unnsteinsdóttir, E. R., Greenwood, A. D., & Czirják, G. Á. (2020). Broad range screening of vector-borne pathogens in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in Iceland. *Animals*, 10(11), 2031. <https://doi.org/10.3390/ani10112031>
- Hsu, Y., Severinghaus, L. L., & Serpell, J. A. (2003). Dog keeping in Taiwan : Its contribution to the problem of free-roaming dogs. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 6(1), 1-23. https://doi.org/10.1207/S15327604JAWS0601_01

- Hudson, E. G., Brookes, V. J., Dürr, S., & Ward, M. P. (2017). Domestic dog roaming patterns in remote northern Australian indigenous communities and implications for disease modelling. *Preventive Veterinary Medicine*, 146, 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2017.07.010>
- Hudson, P. J., A. Rizzoli, B. T. Grenfell, H. Heesterbeek, & A. P. Dobson (Éds.) (2002). The ecology of wildlife diseases. Oxford University Press.
- Hueffer, K., & Murphy, M. (2018). Rabies in Alaska, from the past to an uncertain future. *International Journal of Circumpolar Health*, 77(1), 1475185. <https://doi.org/10.1080/22423982.2018.1475185>
- Hueffer, K., O'Hara, T. M., & Follmann, E. H. (2011). Adaptation of mammalian host-pathogen interactions in a changing arctic environment. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 53(1), 17. <https://doi.org/10.1186/1751-0147-53-17>
- Hueffer, K., Parkinson, A. J., Gerlach, R., & Berner, J. (2013). Zoonotic infections in Alaska : Disease prevalence, potential impact of climate change and recommended actions for earlier disease detection, research, prevention and control. *International Journal of Circumpolar Health*, 72(1), 19562. <https://doi.org/10.3402/ijch.v72i0.19562>
- Hughes, J., & Macdonald, D. W. (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, 157, 341-351. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.005>
- Huntingford, F., & Turner, A. K. (1987). *Animal conflict*. Chapman and Hall Animal Behaviour Series.
- Hurn, J. (1989). *GPS : A Guide to the Next Utility*. Trimble Navigation.
- Ivan, J. S., & Newkirk, E. S. (2016). Cpw Photo Warehouse : A custom database to facilitate archiving, identifying, summarizing and managing photo data collected from camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(4), 499-504. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12503>
- Jedrzejewska, B., & Jedrzejewski, W. (1998). *Predation in vertebrate communities : The Białowieża primeval forest as a case study*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-35364-6>
- Jędrzejewski, W., & Jędrzejewska, B. (1992). Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Białowieża National park, Poland. *Ecography*, 15(2), 212-220.
- Jenkins, E. J., Castrodale, L. J., de Rosemond, S. J. C., Dixon, B. R., Elmore, S. A., Gesy, K. M., Hoberg, E. P., Polley, L., Schurer, J. M., Simard, M., & Thompson, R. C. A. (2013). Chapter two - Tradition and transition : Parasitic zoonoses of people and animals in Alaska, Northern Canada, and Greenland. Dans D. Rollinson (Éd.), *Advances in parasitology* (Vol. 82, p. 33-204). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407706-5.00002-2>
- Jenkins, E. J., Schurer, J. M., & Gesy, K. M. (2011). Old problems on a new playing field : Helminth zoonoses transmitted among dogs, wildlife, and people in a changing northern climate. *Veterinary Parasitology*, 182(1), 54-69. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2011.07.015>

- Jenkins, M., & Wamberg, K. (1960). Rabies discovered in Greenland. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 137, 183-185.
- Ji, W., White, P. C. L., & Clout, M. N. (2005). Contact rates between possums revealed by proximity data loggers : Contact rates between possums. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 595-604. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01026.x>
- Jin, Y., & Wang, W. (2005). The effect of population dispersal on the spread of a disease. *Journal of Mathematical Analysis and Applications*, 308(1), 343-364. <https://doi.org/10.1016/j.jmaa.2005.01.034>
- Johnson, C. N., Isaac, J. L., & Fisher, D. O. (2007). Rarity of a top predator triggers continent-wide collapse of mammal prey : Dingoes and marsupials in Australia. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 341-346. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3711>
- Johnson, D. D. P., Kays, R., Blackwell, P. G., & Macdonald, D. W. (2002). Does the resource dispersion hypothesis explain group living? *Trends in Ecology & Evolution*, 17(12), 563-570. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02619-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02619-8)
- Johnston, D. H., & Beauregard, M. (1969). Rabies epidemiology in Ontario. *Bulletin of the Wildlife Disease Association*, 5(3), 357-370. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-5.3.357>
- Jones, B., McKeever, D., Grace, D., Pfeiffer, D., Mutua, F., Njuki, J., McDermott, J., Rushton, J., Said, M., Ericksen, P., Kock, R., & Alonso, S. (2011). *Zoonoses (Project 1) : Wildlife/domestic livestock interactions*. D. Grace & B. Jones (Éds).
- Jori, F., Brahmabhatt, D., Fosgate, G. T., Thompson, P. N., Budke, C., Ward, M. P., Ferguson, K., & Gummow, B. (2011). A questionnaire-based evaluation of the veterinary cordon fence separating wildlife and livestock along the boundary of the Kruger National Park, South Africa. *Preventive Veterinary Medicine*, 100(3-4), 210-220. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2011.03.015>
- Kamler, J. F., Keeler, K., Weins, G., Richardson, C., & Gipson, P. (2003). Feral dogs, *Canis familiaris*, kill coyote, *Canis latrans*. *Canadian Field Naturalist*, 117, 123-124.
- Kamler, J. F., Rostro-García, S., & Macdonald, D. W. (2017). Seasonal changes in social behavior and movements of bat-eared foxes in South Africa : Disease implications. *Journal of Mammalogy*, 98(5), 1426-1433. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx092>
- Kantorovich, R. A. (1964). Natural foci of a rabies-like infection in the far north. *Journal of Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology*, 8(1), 100-110.
- Kapel, C. M., & Nansen, P. (1996). Gastrointestinal helminths of Arctic foxes (*Alopex lagopus*) from different bioclimatological regions in Greenland. *The Journal of Parasitology*, 82(1), 17-24.
- Karant, K. U., Srivathsa, A., Vasudev, D., Puri, M., Parameshwaran, R., & Kumar, N. S. (2017). Spatio-temporal interactions facilitate large carnivore sympatry across a resource gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1848), 20161860. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1860>

- Kauffman, M. J., Sanjayan, M., Lowenstein, J., Nelson, A., Jeo, R. M., & Crooks, K. R. (2007). Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx*, 41(1), 70-78. <https://doi.org/10.1017/S0030605306001414>
- Kauhala, K., & Holmala, K. (2006). Contact rate and risk of rabies spread between medium-sized carnivores in southeast Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 43(4), 348-357.
- Keeling, M. (2005). The implications of network structure for epidemic dynamics. *Theoretical Population Biology*, 67(1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.tpb.2004.08.002>
- Kelly, M., & Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores : Trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on salt pond mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15(2), 249-262. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2008\)15\[249:CTOCTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2)
- Killengreen, S. T., Lecomte, N., Ehrich, D., Schott, T., Yoccoz, N. G., & Ims, R. A. (2011). The importance of marine vs. Human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the arctic tundra. *The Journal of Animal Ecology*, 80(5), 1049-1060. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01840.x>
- Kim, B. I., Blanton, J. D., Gilbert, A., Castrodale, L., Hueffer, K., Slate, D., & Rupprecht, C. E. (2014). A conceptual model for the impact of climate change on fox rabies in Alaska, 1980–2010. *Zoonoses and public health*, 61(1), 72-80. <https://doi.org/10.1111/zph.12044>
- Knobel, D. L., Butler, J. R. A., Lembo, T., Critchlow, R., & Gompper, M. E. (2013). Dogs, disease, and wildlife. Dans M. E. Gompper (Éd.), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation* (p. 144-169). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199663217.003.0006>
- Kojola, I., Ronkainen, S., Hakala, A., Heikkinen, S., & Kokko, S. (2004). Interactions between wolves *Canis lupus* and dogs *C. familiaris* in Finland. *Wildlife Biology*, 10(1), 101-105. <https://doi.org/10.2981/wlb.2004.014>
- Koprowski, H. (2009). Rabies in the face of the 21st century. *Zoonoses and Public Health*, 56(6-7), 258-261. <https://doi.org/10.1111/j.1863-2378.2009.01266.x>
- Koster, J. (2008). The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation*, 35(3), 211-220. <https://doi.org/10.1017/S0376892908005055>
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J. B., Goszczyński, J., Chylarecki, P., & Zmihorski, M. (2012). The good, the bad, and the ugly : Space use and intraguild interactions among three opportunistic predators—cat (*Felis catus*), dog (*Canis lupus familiaris*), and red fox (*Vulpes vulpes*)—under human pressure. *Canadian Journal of Zoology*, 90(12), 1402-1413. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0072>
- Krebs, C. J. (2011). Of lemmings and snowshoe hares : The ecology of northern Canada. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1705), 481-489. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1992>

- Kruchenkova, E. P., Goltsman, M., Sergeev, S., & MacDonald, D. W. (2009). Is alloparenting helpful for Mednyi Island arctic foxes, *Alopex lagopus semenovi*? *Naturwissenschaften*, 96, 457-466. <https://doi.org/10.1007/s00114-008-0494-5>
- Kucera, T., & Barrett, R. (2011). A history of camera trapping. Dans A. F. O'Connell, J. D. Nichols & K. U. Karanth (Éds.). *Camera traps in animal ecology : methods and analyses* (p. 9-26). https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_2
- Kukielka, E., Barasona, J. A., Cowie, C. E., Drewe, J. A., Gortazar, C., Cotarelo, I., & Vicente, J. (2013). Spatial and temporal interactions between livestock and wildlife in South Central Spain assessed by camera traps. *Preventive Veterinary Medicine*, 112(3-4), 213-221. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.08.008>
- Kullberg, C., & Angerbjörn, A. (1992). Social behaviour and cooperative breeding in arctic foxes, *Alopex lagopus* (L.), in a semi-natural environment. *Ethology*, 90(4), 321-335. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1992.tb00843.x>
- Kutz, S. J., Hoberg, E. P., Nagy, J., Polley, L., & Elkin, B. (2004). "Emerging" parasitic infections in Arctic ungulates. *Integrative and Comparative Biology*, 44(2), 109-118. <https://doi.org/10.1093/icb/44.2.109>
- Kutz, S. J., Veitch, A. M., Hoberg, E. P., Elkin, B. T., Jenkins, E. J., & Polley, L. (2001). New host and geographic records for two Protostrongylids in Dall's sheep. *Journal of Wildlife Diseases*, 37(4), 761-774. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-37.4.761>
- Kuzmin, I. V. (1999). An arctic fox rabies virus strain as the cause of human rabies in Russian Siberia. *Archives of Virology*, 144(3), 627-629. <https://doi.org/10.1007/s007050050531>
- Lacerda, A. C. R., Tomas, W. M., & Marinho-Filho, J. (2009). Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: Interactions with native mammals. *Animal Conservation*, 12(5), 477-487. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00277.x>
- Lai, S., Bêty, J., & Berteaux, D. (2015). Spatio-temporal hotspots of satellite-tracked arctic foxes reveals a large detection range in a mammalian predator. *Movement Ecology*, 3:37 DOI 10.1186/s40462-015-0065-2
- Landa, A., Strand, O., Linnell, J. D. C., & Skogland, T. (1998). Home-range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. *Canadian Journal of Zoology*, 76(3), 448-457. <https://doi.org/10.1139/cjz-76-3-448>
- Lange, M., Kramer-Schadt, S., & Thulke, H.-H. (2016). Relevance of indirect transmission for wildlife disease surveillance. *Frontiers in Veterinary Science*, 3, 110. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fvets.2016.00110>
- Lassen, H. C. A. (1962). Paralytic human rabies in Greenland. *The Lancet*, 279(7223), 247-249. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(62\)91194-7](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(62)91194-7)
- Laurenson, K., Sillero-Zubiri, C., Thompson, H., Shiferaw, F., Thirgood, S., & Malcolm, J. (1998). Disease as a threat to endangered species : Ethiopian wolves, domestic dogs and canine pathogens. *Animal Conservation*, 1(4), 273-280. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.1998.tb00038.x>

- Leach, K., Montgomery, W. I., & Reid, N. (2016). Modelling the influence of biotic factors on species distribution patterns. *Ecological Modelling*, 337, 96-106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.06.008>
- Lehner, N. S. (2012). *Arctic fox winter movement and diet in relation to industrial development on Alaska's North Slope* [mémoire de maîtrise, University of Alaska Fairbanks].
- Lembo, T., Hampson, K., Haydon, D. T., Craft, M., Dobson, A., Dushoff, J., Ernest, E., Hoare, R., Kaare, M., Mlengeya, T., Mentzel, C., & Cleaveland, S. (2008). Exploring reservoir dynamics : A case study of rabies in the Serengeti ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1246-1257. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01468.x>
- Lenth, B. E., Knight, R. L., & Brennan, M. E. (2008). The effects of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal*, 28(3), 218-227. [https://doi.org/10.3375/0885-8608\(2008\)28\[218:TEODOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3375/0885-8608(2008)28[218:TEODOW]2.0.CO;2)
- Lévesque, F. (2010). Le contrôle des chiens dans trois communautés du Nunavik au milieu du 20^e siècle. *Études/Inuit/Studies*, 34(2), 149-166. <https://doi.org/10.7202/1004074ar>
- Lévesque, F. (2018). Sixty years of dog management in Nunavik. *Medicine Anthropology Theory*, 5(3), 195-212. <https://doi.org/10.17157/mat.5.3.554>
- Lewis, J. S., Farnsworth, M. L., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Gray, M., & Miller, R. S. (2017). Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Scientific Reports*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/srep44152>
- Lewis, J. S., Rachlow, J. L., Garton, E. O., & Vierling, L. A. (2007). Effects of habitat on GPS collar performance : Using data screening to reduce location error. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 663-671. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01286.x>
- Li, M.F., Nagendran, L., Schroeder, L., Samson, D.R. (2022). The activity patterns of nonworking and working sled dogs. *Scientific Reports*, 12, 7999. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11635-5>
- Lindström, E. (1981). Reliability of placental scar counts in the red fox (*Vulpes vulpes* L.) with special reference to fading of the scars. *Mammal Review*, 11(4), 137-149.
- Lindström, E., Angelstam, P., Widén, P., & Andrén, H. (1987). Do predators synchronize vole and grouse fluctuations ? : an experiment. *Oikos*, 48(2), 121-124. <https://doi.org/10.2307/3565847>
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K., & Swenson, J. E. (1994). Disease reveals the predator : sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*, 75(4), 1042-1049. <https://doi.org/10.2307/1939428>
- Linnell, J. D. C., & Strand, O. (2000). Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distributions*, 6(4), 169-176. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00069.x>

- Linnell, J. D. C., Strand, O., & Landa, A. (1999). Use of dens by red *Vulpes vulpes* and arctic *Alopex lagopus* foxes in alpine environments : Can inter-specific competition explain the non-recovery of Norwegian arctic fox populations? *Wildlife Biology*, 5(3), 167-176. <https://doi.org/10.2981/wlb.1999.021>
- Lloyd-Smith, J. O., Schreiber, S. J., Kopp, P. E., & Getz, W. M. (2005). Superspreading and the effect of individual variation on disease emergence. *Nature*, 438(7066), 355-359. <https://doi.org/10.1038/nature04153>
- Loewen, K., Prins, B., & Philibert, H. (1990). Northwest Territories. Rabies in a polar bear. *The Canadian Veterinary Journal*, 31(6), 457.
- Lombardi, J. V., Comer, C. E., Scognamiglio, D. G., & Conway, W. C. (2017). Coyote, fox, and bobcat response to anthropogenic and natural landscape features in a small urban area. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1239-1248. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0676-z>
- Lord, K., Feinstein, M., Smith, B., & Coppinger, R. (2013). Variation in reproductive traits of members of the genus *Canis* with special attention to the domestic dog (*Canis familiaris*). *Behavioural Processes*, 92, 131-142. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2012.10.009>
- Lovari, S., Valier, P., & Lucchi, M. R. (1994). Ranging behaviour and activity of red foxes (*Vulpes vulpes* : Mammalia) in relation to environmental variables, in a Mediterranean mixed pinewood. *Journal of Zoology*, 232(2), 323-339. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb01576.x>
- Lunney, M., Jones, A., Stiles, E., & Waltner-Toews, D. (2011). Assessing human-dog conflicts in Todos Santos, Guatemala : Bite incidences and public perception. *Preventive Veterinary Medicine*, 102(4), 315-320. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2011.07.017>
- Lushasi, K., Hayes, S., Ferguson, E. A., Changalucha, J., Cleaveland, S., Govella, N. J., Haydon, D. T., Sambo, M., Mchau, G. J., Mpolya, E. A., Mtema, Z., Nonga, H. E., Steenson, R., Nouvellet, P., Donnelly, C. A., & Hampson, K. (2021). Reservoir dynamics of rabies in south-east Tanzania and the roles of cross-species transmission and domestic dog vaccination. *The Journal of Applied Ecology*, 58(11), 2673-2685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13983>
- Macdonald, D. W. (1983). The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, 301(5899), 379-384. <https://doi.org/10.1038/301379a0>
- Macdonald, D. W. (1987). *Running with the fox*. Unwin Hyman.
- Macdonald, D. W. (1995). *Collins European mammals : Evolution and behaviour*. HarperCollins.
- Macdonald, D. W., & Bacon, P. J. (1982). Fox society, contact rate and rabies epizootiology. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 5(1-3), 247-256. [https://doi.org/10.1016/0147-9571\(82\)90045-5](https://doi.org/10.1016/0147-9571(82)90045-5)
- Macdonald, D. W., & Carr, G. (2016). Variation in dog society : Between resource dispersion and social flux. Dans J. Serpell (Éd.), *The Domestic Dog : Its Evolution, Behavior and Interactions with People* (2^e éd., p. 319-341). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781139161800>

- Macdonald, D. W., & Voigt, D. R. (1985). Biological basis of rabies models. Dans P. J. Bacon (Éd.), *Population dynamics of rabies in wildlife* (p. 71-108). Academic Press. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201301452595>
- Macdonald, E., Handeland, K., Blystad, H., Bergsaker, M., Fladberg, M., Gjerset, B., Nilsen, O., Os, H., Sandbu, S., Stokke, E., Vold, L., Ørpetveit, I., Gaup Åmot, H., & Tveiten, O. (2011). Public health implications of an outbreak of rabies in arctic foxes and reindeer in the Svalbard archipelago, Norway, September 2011. *Eurosurveillance*, 16(40). <https://doi.org/10.2807/ese.16.40.19985-en>
- MacInnes, C. D., Smith, S. M., Tinline, R. R., Ayers, N. R., Bachmann, P., Ball, D. G. A., Calder, L. A., Crosgrey, S. J., Fielding, C., Hauschildt, P., Honig, J. M., Johnston, D. H., Lawson, K. F., Nunan, C. P., Pedde, M. A., Pond, B., Stewart, R. B., & Voigt, D. R. (2001). Elimination of rabies from red foxes in eastern Ontario. *Journal of Wildlife Diseases*, 37(1), 119-132. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-37.1.119>
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L., & Nichols, James. D. (2004). Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73(3), 546-555. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00828.x>
- Madhusudana, S. N., Sundaramoorthy, S., & Ullas, P. T. (2010). Utility of human embryonic kidney cell line HEK-293 for rapid isolation of fixed and street rabies viruses : Comparison with Neuro-2a and BHK-21 cell lines. *International Journal of Infectious Diseases*, 14(12), e1067-e1071. <https://doi.org/10.1016/j.ijid.2010.07.004>
- Maes, R. K., Wise, A. G., Fitzgerald, S. D., Ramudo, A., Kline, J., Vilnis, A., & Benson, C. (2003). A canine distemper outbreak in Alaska : Diagnosis and strain characterization using sequence analysis. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 15(3), 213-220. <https://doi.org/10.1177/104063870301500302>
- Maestas, J. D., Knight, R. L., & Gilgert, W. C. (2003). Biodiversity across a rural land-use gradient. *Conservation Biology*, 17(5), 1425-1434. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02371.x>
- Magar, S. K. T., & Dhamala, M. K. (2019). Habitat selection and threats of red fox (*Vulpes vulpes*) in Rara National Park, Nepal. *Review of Environment and Earth Sciences*, 6(1), Article 1. <https://doi.org/10.18488/journal.80.2019.61.1.13>
- Mansfield, K. L., Racloz, V., McElhinney, L. M., Marston, D. A., Johnson, N., Rønsholt, L., Christensen, L. S., Neuvonen, E., Botvinkin, A. D., Rupprecht, C. E., & Fooks, A. R. (2006). Molecular epidemiological study of Arctic rabies virus isolates from Greenland and comparison with isolates from throughout the Arctic and Baltic regions. *Virus Research*, 116(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.virusres.2005.08.007>
- MAPAQ. (2018). Programme d'aide technique aux communautés nordiques pour la protection des chiens contre la rage (numéro DSA 201803).
- Mascarelli, P. E., Elmore, S. A., Jenkins, E. J., Alisauskas, R. T., Walsh, M., Breitschwerdt, E. B., & Maggi, R. G. (2015). Vector-borne pathogens in arctic foxes, *Vulpes lagopus*, from

- Canada. *Research in Veterinary Science*, 99, 58-59.
<https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2014.12.011>
- McCallum, H., & Dobson, A. (1995). Detecting disease and parasite threats to endangered species and ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(5), 190-194.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)89050-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89050-3)
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation : The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10), 883-890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- Mech, L. D., & Boitani, L. (2003). Social ecology of the wolf. Dans L. D. Mech & L. Boitani (Éds.), *Wolves : Behavior, Ecology, and Conservation* (p. 1-34). University of Chicago Press.
<https://press.uchicago.edu/ucp/books/book/chicago/W/bo3641392.html>
- Mediouni, S., Brisson, M., & Ravel, A. (2020). Epidemiology of human exposure to rabies in Nunavik : Incidence, the role of dog bites and their context, and victim profiles. *BMC Public Health*, 20(1), 584. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-08606-8>
- Meek, P. D. (1999). The movement, roaming behaviour and home range of free-roaming domestic dogs, *Canis lupus familiaris*, in coastal New South Wales. *Wildlife Research*, 26(6), 847.
<https://doi.org/10.1071/WR97101>
- Meek, P. D., Ballard, G.-A., Vernes, K., & Fleming, P. J. S. (2015). The history of wildlife camera trapping as a survey tool in Australia. *Australian Mammalogy*, 37(1), 1-12.
<https://doi.org/10.1071/AM14021>
- Meek, P., & Saunders, G. (2000). Home range and movement of foxes (*Vulpes vulpes*) in coastal New South Wales, Australia. *Wildlife Research*, 27, 663-668.
<https://doi.org/10.1071/WR98030>
- Meijer, T., Mattsson, R., Angerbjörn, A., Osterman-Lind, E., Fernández-Aguilar, X., & Gavier-Widén, D. (2011). Endoparasites in the endangered Fennoscandian population of arctic foxes (*Vulpes lagopus*). *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 923-927.
<https://doi.org/10.1007/s10344-011-0505-2>
- Messier, V., Lévesque, B., Proulx, J.-F., Rochette, L., Serhir, B., Couillard, M., Ward, B. J., Libman, M. D., Dewailly, E., & Déry, S. (2012). Seroprevalence of seven zoonotic infections in Nunavik, Quebec (Canada). *Zoonoses and Public Health*, 59(2), 107-117.
<https://doi.org/10.1111/j.1863-2378.2011.01424.x>
- Miguel, E., Grosbois, V., Caron, A., Boulinier, T., Fritz, H., Cornélis, D., Foggin, C., Makaya, P. V., Tshabalala, P. T., & de Garine-Wichatitsky, M. (2013). Contacts and foot and mouth disease transmission from wild to domestic bovines in Africa. *Ecosphere*, 4(4), art51.
<https://doi.org/10.1890/ES12-00239.1>
- Miller, K. K., Ritchie, E. G., & Weston, M. A. (2013). The human dimensions of dog-wildlife interactions. Dans M. E. Gompper (Éd.), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation* (p.

286-304). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199663217.003.0012>

- Miranda, C., Santos, N., Parrish, C., & Thompson, G. (2017). Genetic characterization of canine parvovirus in sympatric free-ranging wild carnivores in Portugal. *Journal of Wildlife Diseases*, 53(4), 824-831. <https://doi.org/10.7589/2016-08-194>
- Mitchell, B. D., & Banks, P. B. (2005). Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecology*, 30(5), 581-591. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01473.x>
- Mollentze, N., Biek, R., & Streicker, D. G. (2014). The role of viral evolution in rabies host shifts and emergence. *Current Opinion in Virology*, 8, 68-72. <https://doi.org/10.1016/j.coviro.2014.07.004>
- Montcombroux, G. (2018). *The Canadian Inuit Dog: Canada's Heritage* (2^e éd.). Whippoorwill Solitude Publishing.
- Mørk, T., & Prestrud, P. (2004). Arctic Rabies – A Review. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 45(1), 1-9. <https://doi.org/10.1186/1751-0147-45-1>
- Morters, M. K., Restif, O., Hampson, K., Cleaveland, S., Wood, J. L. N., & Conlan, A. J. K. (2013). Evidence-based control of canine rabies : A critical review of population density reduction. *The Journal of Animal Ecology*, 82(1), 6-14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02033.x>
- Moruzzi, T. L., Fuller, T. K., DeGraaf, R. M., Brooks, R. T., & Li, W. (2006). Assessing Remotely Triggered Cameras for Surveying Carnivore Distribution. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 30(2), 380-386.
- Moya, S., Oettinger, S., Borie, C., Flores, R., Abalos, P., & Briceño, C. (2019). Serologic survey of *Brucella canis* and *Leptospira* spp. in free-ranging wild and domestic canids from Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Wildlife Diseases*, 55(3), 713-716. <https://doi.org/10.7589/2018-05-126>
- MSSS. (2016). *La rage : Guide d'intervention visant la prévention de la rage humaine*. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/2699388>
- Mullen, D. A., & Pitelka, F. A. (1972). Efficiency of winter scavengers in the Arctic. *Arctic*, 25(3), 225-231. <https://doi.org/10.14430/arctic2964>
- Müller, A., Silva, E., Santos, N., & Thompson, G. (2011). Domestic dog origin of canine distemper virus in free-ranging wolves in Portugal as revealed by hemagglutinin gene characterization. *Journal of Wildlife Diseases*, 47(3), 725-729. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-47.3.725>
- Müller, J. (1966). The reappearance of rabies in Denmark. *Bulletin of the Wildlife Disease Association*, 65, 21-29.
- Müller, J. (1971). The effect of fox reduction on the occurrence of rabies. Observations from two outbreaks of rabies in Denmark. *Bulletin - Office International Des Epizooties*, 75(9), 763-776.

- Müller, T., Demetriou, P., Moynagh, J., Cliquet, F., Fooks, A. R., Conraths, F. J., Mettenleiter, T. C., & Freuling, C. (2012). Rabies elimination in Europe – a success story. Dans A. R. Fooks & Dr. T. Mülle (Éds.). *Rabies control – towards sustainable prevention at the source : compendium of the OIE global conference on rabies control, 7–9 September 2011*. (p. 31-43). OIE.
- Nadin-Davis, S. A. (1998). Polymerase chain reaction protocols for rabies virus discrimination. *Journal of Virological Methods*, 75(1), 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0166-0934\(98\)00106-2](https://doi.org/10.1016/S0166-0934(98)00106-2)
- Nandi, S., & Kumar, M. (2010). Canine parvovirus : Current perspective. *Indian journal of virology*, 21(1), 31-44. <https://doi.org/10.1007/s13337-010-0007-y>
- Naranjo, V., Gortazar, C., Vicente, J., & de la Fuente, J. (2008). Evidence of the role of European wild boar as a reservoir of Mycobacterium tuberculosis complex. *Veterinary Microbiology*, 127(1-2), 1-25. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2007.10.002>
- Nesbitt, W. H. (1975). Ecology of a feral dog pack on a wildlife refuge. Dans M. W. Fox (Éd.), *The Wild canids : Their systematics, behavioral ecology, and evolution* (p. 391-395). Dogwise Publishing.
- Neuvonen, E., Veijalainen, P., & Kangas, J. (1982). Canine parvovirus infection in housed raccoon dogs and foxes in Finland. *The Veterinary Record*, 110(19), 448-449. <https://doi.org/10.1136/vr.110.19.448>
- Newsome, T. M., Ballard, G.-A., Crowther, M. S., Fleming, P. J. S., & Dickman, C. R. (2014). Dietary niche overlap of free-roaming dingoes and domestic dogs : The role of human-provided food. *Journal of Mammalogy*, 95(2), 392-403. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-145.1>
- Newsome, T. M., & Ripple, W. J. (2015). A continental scale trophic cascade from wolves through coyotes to foxes. *Journal of Animal Ecology*, 84(1), 49–59. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12258>
- Nituch, L. A., Bowman, J., Wilson, P. J., & Schulte-Hostedde, A. I. (2015). Aleutian mink disease virus in striped skunks (*Mephitis mephitis*) : Evidence for cross-species spillover. *Journal of Wildlife Diseases*, 51(2), 389-400. <https://doi.org/10.7589/2014-05-141>
- Norén, K., Hersteinsson, P., Samelius, G., Eide, N. E., Fuglei, E., Elmhagen, B., Dalén, L., Meijer, T., & Angerbjörn, A. (2012). From monogamy to complexity : Social organization of arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in contrasting ecosystems. *Canadian Journal of Zoology*, 90(9), 1102-1116. <https://doi.org/10.1139/z2012-077>
- Nouvellet, P., Donnelly, C. A., De Nardi, M., Rhodes, C. J., De Benedictis, P., Citterio, C., Obber, F., Lorenzetto, M., Pozza, M. D., Cauchemez, S., & Cattoli, G. (2013). Rabies and canine distemper virus epidemics in the red fox population of Northern Italy (2006–2010). *PLoS ONE*, 8(4), e61588. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061588>
- Nowak, R. M., & Walker, E. P. (1999). *Walker's Mammals of the World*. JHU Press.

- Nyberg, M., Kulonen, K., Neuvonen, E., Ek-Kommonen, C., Nuorgam, M., & Westerling, B. (1992). An epidemic of sylvatic rabies in Finland—Descriptive epidemiology and results of oral vaccination. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 33(1), 43-57.
- Odegaard, O. A., & Krogsrud, J. (1981). Rabies in Svalbard : Infection diagnosed in arctic fox, reindeer and seal. *The Veterinary Record*, 109(7), 141-142. <https://doi.org/10.1136/vr.109.7.141>
- OIE. (2019). *Portail Rage*. Organisation Mondiale de la Santé Animal. <http://www.oie.int/fr/sante-animale-dans-le-monde/portail-rage/>
- Oksanen, A., Kärssin, A., Berg, R. P. K. D., Koch, A., Jokelainen, P., Sharma, R., Jenkins, E., & Loginova, O. (2022). Epidemiology of *Trichinella* in the Arctic and subarctic : A review. *Food and Waterborne Parasitology*, 28, e00167. <https://doi.org/10.1016/j.fawpar.2022.e00167>
- Orozco, M. M., Miccio, L., Enriquez, G. F., Iribarren, F. E., & Gürtler, R. E. (2014). Serologic evidence of canine parvovirus in domestic dogs, wild carnivores, and marsupials in the Argentinean Chaco. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 45(3), 555-563. <https://doi.org/10.1638/2013-0230R1.1>
- Ørpetveit, I., Ytrehus, B., Vikøren, T., Handeland, K., Mjøs, A., Nissen, S., Blystad, H., & Lund, A. (2011). Rabies in an Arctic fox on the Svalbard archipelago, Norway, January 2011. *Euro Surveillance*, 16(7), pii = 19797. <http://www.eurosurveillance.org/ViewArticle.aspx?ArticleId=19797>
- Orr, P. H., Rubin, M. R., & Aoki, F. Y. (1988). Naturally acquired serum rabies neutralizing antibody in a Canadian Inuit population. *Arctic medical research*, 47(suppl 1), 699-700.
- Otranto, D., Iatta, R., Baneth, G., Cavalera, M. A., Bianco, A., Parisi, A., Dantas-Torres, F., Colella, V., McMillan-Cole, A. C., & Chomel, B. (2019). High prevalence of vector-borne pathogens in domestic and wild carnivores in Iraq. *Acta Tropica*, 197, 105058. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2019.105058>
- Owsiacki, R., Buhler, K. J., Sharma, R., Branigan, M., Fenton, H., Tomaselli, M., Kafle, P., Lobanov, V. A., Bouchard, É., & Jenkins, E. (2020). *Trichinella nativa* and *Trichinella* T6 in arctic foxes (*Vulpes lagopus*) from northern Canada. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 13, 269-274. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2020.11.006>
- PáEz, A., Saad, C., Núñez, C., & BóShell, J. (2005). Molecular epidemiology of rabies in northern Colombia 1994–2003. Evidence for human and fox rabies associated with dogs. *Epidemiology and Infection*, 133(3), 529-536. <https://doi.org/10.1017/S0950268805003699>
- Palomares, F., & Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist*, 153(5), 492-508. <https://doi.org/10.1086/303189>
- Pamperin, N. J. (2008). *Winter movements of Arctic foxes in Northern Alaska measured by satellite telemetry* [mémoire de maîtrise, University of Alaska Fairbanks]. <https://scholarworks.alaska.edu:443/handle/11122/86>

- Pamperin, N. J., Follmann, E. H., & Petersen, B. (2006). Interspecific killing of an arctic fox by a red fox at Prudhoe Bay, Alaska. *Arctic*, 59(4), 361-364.
- Panek, M., & Bresiński, W. (2002). Red fox, *Vulpes vulpes*, density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta Theriologica*, 47(4), 433-442. <https://doi.org/10.1007/BF03192468>
- Pasanen-Mortensen, M., Pyykönen, M., & Elmhagen, B. (2013). Where lynx prevail, foxes will fail – limitation of a mesopredator in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 22(7), 868–877. <https://doi.org/10.1111/geb.12051>
- Paweska, J. T., Blumberg, L. H., Liebenberg, C., Hewlett, R. H., Grobbelaar, A. A., Leman, P. A., Croft, J. E., Nel, L. H., Nutt, L., & Swanepoel, R. (2006). Fatal Human Infection with Rabies-related Duvenhage Virus, South Africa. *Emerging Infectious Diseases*, 12(12), 1965-1967. <https://doi.org/10.3201/eid1212.060764>
- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species : Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361-371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>
- Perry, B. D. (1993). Dog ecology in eastern and southern Africa : Implications for rabies control. *The Onderstepoort Journal of Veterinary Research*, 60(4), 429-436. PMID: 7777332
- Pitt, W. C., Box, P. W., & Knowlton, Frederick. F. (2003). An individual-based model of canid populations : Modelling territoriality and social structure. *Ecological Modelling*, 166(1), 109-121. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00130-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00130-3)
- Polis, G. A., Myers, C. A., & Holt, R. D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation : Potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 297-330.
- Prager, K. C., Mazet, J. A. K., Dubovi, E. J., Frank, L. G., Munson, L., Wagner, A. P., & Woodroffe, R. (2012). Rabies virus and canine distemper virus in wild and domestic carnivores in Northern Kenya : Are domestic dogs the reservoir? *EcoHealth*, 9(4), 483-498. <https://doi.org/10.1007/s10393-013-0815-9>
- Prange, S., Gehrt, S. D., & Hauver, S. (2011). Frequency and duration of contacts between free-ranging raccoons : Uncovering a hidden social system. *Journal of Mammalogy*, 92(6), 1331-1342. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-416.1>
- Prange, S., Gehrt, S. D., & Wiggers, E. P. (2003). Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *The Journal of wildlife management*, 324-333.
- Prange, S., Jordan, T., Hunter, C., & Gehrt, S. D. (2006). New Radiocollars for the Detection of Proximity among Individuals. *Wildlife Society Bulletin*, 34(5), 1333-1344. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1333:NRFTDO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1333:NRFTDO]2.0.CO;2)
- Prestrud, P. (1992). Denning and home-range characteristics of breeding arctic foxes in Svalbard. *Canadian Journal of Zoology*, 70(7), 1276-1283. <https://doi.org/10.1139/z92-178>
- Prestrud, K. W., Åsbakk, K., Fuglei, E., Mørk, T., Stien, A., Ropstad, E., Tryland, M., Gabrielsen, G. W., Lydersen, C., Kovacs, K. M., Loonen, M. J. J. E., Sagerup, K., & Oksanen, A. (2007).

- Serosurvey for *Toxoplasma gondii* in arctic foxes and possible sources of infection in the high Arctic of Svalbard. *Veterinary Parasitology*, 150(1), 6-12. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2007.09.006>
- Prestrud, P., & Nilssen, K. (1992). Fat deposition and seasonal variation in body composition of arctic foxes in Svalbard. *The Journal of Wildlife Management*, 56(2), 221-233. <https://doi.org/10.2307/3808816>
- Prestrud, P., Stuve, G., & Holt, G. (1993). The prevalence of *Trichinella* sp. in Arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Svalbard. *Journal of Wildlife Diseases*, 29(2), 337-340. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-29.2.337>
- Price, E. O. (1984). Behavioral Aspects of Animal Domestication. *The Quarterly Review of Biology*, 59(1), 1-32.
- Price Tack, J. L., West, B. S., McGowan, C. P., Ditchkoff, S. S., Reeves, S. J., Keever, A., & Grand, J. B. (2017). Animal finder : A semi-automated system for animal detection in time-lapse camera trap images. *Ecological Informatics*, 36, 145-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.11.003>
- Proffitt, K. M., Gude, J. A., Hamlin, K. L., Garrott, R. A., Cunningham, J. A., & Grigg, J. L. (2011). Elk distribution and spatial overlap with livestock during the brucellosis transmission risk period : Elk and livestock overlap and disease risk. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 471-478. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01928.x>
- Ramsey, D., Spencer, N., Caley, P., Efford, M., Hansen, K., Lam, M., & Cooper, D. (2002). The effects of reducing population density on contact rates between brushtail possums : Implications for transmission of bovine tuberculosis. *Journal of Applied Ecology*, 39(5), 806-818. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00760.x>
- Randa, L. A., & Yunger, J. A. (2006). Carnivore occurrence along an urban–rural gradient : A landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy*, 87(6), 1154-1164. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-224R2.1>
- Rausch, R. L. (1958). Some observations on Rabies in Alaska, with special reference to wild Canidae. *The Journal of Wildlife Management*, 22(3), 246. <https://doi.org/10.2307/3796457>
- Rausch, R. L. (1972). Observations on some natural-focal zoonoses in Alaska. *Archives of Environmental Health*, 25(4), 246-252.
- Rausch, R., Babero, B. B., Rausch, R. V., & Schiller, E. L. (1956). Studies on the helminth fauna of Alaska. XXVII. The occurrence of larvae of *Trichinella spiralis* in Alaskan mammals. *The Journal of Parasitology*, 42(3), 259-271.
- Reimchen, T. E. (1998). Nocturnal foraging behaviour of black bears, *Ursus americanus*, on Moresby Island, British Columbia. *Canadian Field-Naturalist*, 112(3), 446-450.
- Revich, B., Tokarevich, N., & Parkinson, A. J. (2012). Climate change and zoonotic infections in the Russian Arctic. *International Journal of Circumpolar Health*, 71(1), 18792. <https://doi.org/10.3402/ijch.v71i0.18792>

- Rhodes, C. J., Atkinson, R. P., Anderson, R. M., & Macdonald, D. W. (1998). Rabies in Zimbabwe : Reservoir dogs and the implications for disease control. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 353(1371), 999-1010.
- Richomme, C., Gauthier, D., & Fromont, E. (2006). Contact rates and exposure to inter-species disease transmission in mountain ungulates. *Epidemiology and Infection*, 134(1), 21-30. <https://doi.org/10.1017/S0950268805004693>
- Riley, S. P. D. (2006). Spatial ecology of bobcats and gray foxes in urban and rural zones of a National Park. *The Journal of Wildlife Management*, 70(5), 1425-1435.
- Riley, S. P. D., Foley, J., & Chomel, B. (2004). Exposure to feline and canine pathogens in bobcats and gray foxes in urban and rural zones of a national park in California. *Journal of Wildlife Diseases*, 40(1), 11-22. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-40.1.11>
- Rioux, M.-J., Lai, S., Casajus, N., Bêty, J., & Berteaux, D. (2017). Winter home range fidelity and extraterritorial movements of Arctic fox pairs in the Canadian High Arctic. *Polar Research*, 36(sup1), 1-10. <https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1316930>
- Ritter, D. (1981). Rabies. Dans R. A. Dieterich, *Alaskan wildlife diseases* (p. 6-12). Institute of Arctic Biology, University of Alaska. <https://scholarworks.alaska.edu:443/handle/11122/3021>
- Robert, K., Garant, D., & Pelletier, F. (2012). Keep in touch : Does spatial overlap correlate with contact rate frequency? *The Journal of Wildlife Management*, 76(8), 1670-1675. <https://doi.org/10.1002/jwmg.435>
- Rock, M. J., Adams, C. L., Degeling, C., Massolo, A., & McCormack, G. R. (2015). Policies on pets for healthy cities : A conceptual framework. *Health Promotion International*, 30(4), 976-986. <https://doi.org/10.1093/heapro/dau017>
- Rock, M. J., & Degeling, C. (2015). Public health ethics and more-than-human solidarity. *Social Science & Medicine* (1982), 129, 61-67. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2014.05.050>
- Rosatte, R., & Allan, M. (2009). the ecology of red foxes, *Vulpes vulpes*, in Metropolitan Toronto, Ontario : disease management implications. *The Canadian Field-Naturalist*, 123(3), 215. <https://doi.org/10.22621/cfn.v123i3.967>
- Rosatte, R. C. (1988). Rabies in Canada—history, epidemiology and control. *The Canadian Veterinary Journal*, 29(4), 362-365.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (2013). « Which camera trap type and how many do I need? » A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 24(2), 148-156. <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>
- RRSSSN. (2018). *Communautés | La région du Nunavik (ou « la terre où l'on s'installe », en inuktitut)*. <https://nrbhss.ca/fr/communaut%C3%A9s>
- Rudzinski, D. R., Graves, H. B., Sargeant, A. B., & Storm, G. L. (1982). Behavioral interactions of penned red and arctic foxes. *Journal of Wildlife Management*, 46(4), 877-884.

- Rupprecht, C. E., & Smith, J. S. (1994). Raccoon rabies : The re-emergence of an epizootic in a densely populated area. *Seminars in Virology*, 5, 155-164. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Raccoon+rabies%3A+the+re-emergence+of+an+epizootic+in+a+densely+populated+area.&author=Rupprecht+C.E.&publication_year=1994
- Rupprecht, C. E., Smith, J. S., Fekadu, M., & Childs, J. E. (1995). The ascension of wildlife rabies : A cause for public health concern or intervention? *Emerging Infectious Diseases*, 1(4), 107-114. <https://doi.org/doi: 10.3201/eid0104.950401>
- Salb, A. L., Barkema, H. W., Elkin, B. T., Thompson, R. C. A., Whiteside, D. P., Black, S. R., Dubey, J. P., & Kutz, S. J. (2008). Dogs as sources and sentinels of parasites in humans and wildlife, Northern Canada. *Emerging Infectious Diseases*, 14(1), 60-63. <https://doi.org/10.3201/eid1401.071113>
- Sanchez, J. N., & Hudgens, B. R. (2015). Interactions between density, home range behaviors, and contact rates in the Channel Island fox (*Urocyon littoralis*). *Ecology and Evolution*, 5(12), 2466-2477. <https://doi.org/10.1002/ece3.1533>
- Sandell, M. (1989). The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. Dans J. L. Gittleman (Éd.), *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution* (p. 164-182). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4716-4_7
- Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C., & Fonseca, C. (2009). evaluation of camera trapping for estimating red fox abundance. *Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1207-1212. <https://doi.org/10.2193/2008-288>
- Saunders, G., White, P., Harris, S., & Raynor, J. (1993). Urban foxes (*Vulpes vulpes*) : Food acquisition, time and energy budgeting of a generalized predator. *Symposia of the Zoological Society of London*, 65, 215-234.
- Savory, G. A., Hunter, C. M., Wooller, M. J., & O'Brien, D. M. (2014). Anthropogenic food use and diet overlap between red foxes (*Vulpes vulpes*) and arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in Prudhoe Bay, Alaska. *Canadian Journal of Zoology*, 92, 657-663. <https://doi.org/10.1139/cjz-2013-0283>
- Schauber, E. M., Storm, D. J., & Nielsen, C. K. (2007). Effects of joint space use and group membership on contact rates among white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, 71(1), 155-163.
- Schlundt, J., Kock, R. A., & Fisher, J. R. (2002). Infectious animal diseases : The wildlife/livestock interface. *Revue Scientifique et Technique de l'OIE*, 21(1), 53-65. <https://doi.org/10.20506/rst.21.1.1322>
- Schnell, M. J., McGettigan, J. P., Wirblich, C., & Papaneri, A. (2010). The cell biology of rabies virus : Using stealth to reach the brain. *Nature Reviews Microbiology*, 8(1), 51-61. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2260>

- Scholander, P. F., Walters, V., Hock, R., & Irving, L. (1950). Body insulation of some arctic and tropical mammals and birds. *The Biological Bulletin*, 99(2), 225-236. <https://doi.org/10.2307/1538740>
- Schurer, J. M., Phipps, K., Okemow, C., Beatch, H., & Jenkins, E. (2015). Stabilizing dog populations and improving animal and public health through a participatory approach in indigenous communities. *Zoonoses and Public Health*, 62(6), 445-455. <https://doi.org/10.1111/zph.12173>
- Scott, D. M., Berg, M. J., Tolhurst, B. A., Chauvenet, A. L. M., Smith, G. C., Neaves, K., Lochhead, J., & Baker, P. J. (2014). Changes in the distribution of red foxes (*Vulpes vulpes*) in urban areas in Great Britain : Findings and limitations of a media-driven nationwide survey. *PLoS ONE*, 9(6), e99059. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099059>
- Secord, D. C., Bradley, J. A., & Mitchell, D. (1980). Prevalence of rabies virus in foxes trapped in the Canadian Arctic. *The Canadian Veterinary Journal*, 21, 297-300.
- Selås, V., Johnsen, B. S., & Eide, N. E. (2010). Arctic fox *Vulpes lagopus* den use in relation to altitude and human infrastructure. *Wildlife Biology*, 16(1), 107-112. <https://doi.org/10.2981/09-023>
- Selås, V., & Vik, J. O. (2006). Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897-1976. *Journal of Zoology*, 269(3), 299-308.
- Selimov, M. A., Botvinkin, A. D., Khozinski, V. V., Klyieva, E. V., King, A., Petrenk, L. G., Dolzhanov, P. B., Chernyavski, V. F., Kolotvina, P. V., & Machidze, C. Z. (1990). Lyssavirus characterization with monoclonal antibodies on strains of certain regions of the USSR. *Rabies Bulletin Europe*, 14, 8-9.
- Selimov, M. A., Botvinkin, A. D., Khozinskiĭ, V. V., & Gribanova, L. I. (1994). New data on the spread of P-41-positive strains of the rabies virus in arctic and extra-arctic regions. *Zhurnal Mikrobiologii, Epidemiologii, I Immunobiologii*, 2, 53-56.
- Sepúlveda, M. A. (2013). *Interactions between domestic, invasive and threatened carnivores and their implications in conservation and pathogen transmission* [thèse de doctorat, University of Minnesota].
- Sepúlveda, M. A., Singer, R. S., Silva-Rodríguez, E., Stowhas, P., & Pelican, K. (2014). Domestic dogs in rural communities around protected areas : Conservation problem or conflict solution? *PLOS ONE*, 9(1), e86152. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086152>
- Serpell, J. A. (2004). Factors influencing human attitudes to animals and their welfare. *Animal Welfare*, 13, S145-S151.
- Sheldon, J. W. (1992). *Wild Dogs : The Natural History of the Non-domestic Canidae*. Academic Press.
- Sidorovich, V. E., Sidorovich, A. A., & Izotova, I. V. (2006). Variations in the diet and population density of the red fox *Vulpes vulpes* in the mixed woodlands of northern Belarus. *Mammalian Biology*, 71(2), 74-89. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.12.001>

- Sillero-Zubiri, C., & Laurenson, K. (2001). Interactions between carnivores and local communities : Conflict or co-existence. Dans J. Gittleman, S. Funk, D. W. Macdonald, & R. K. Wayne, (Éds.), *Proceedings of a Carnivore Conservation Symposia* (p. 282-312). Zoological Society of London.
- Sillero-Zubiri, C., Macdonald, D. W., & IUCN/SSC Canid Specialist Group. (1997). *The Ethiopian wolf: Status survey and conservation action plan*. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/7289>
- Silva-Rodríguez, E. A., Ortega-Solís, G. R., & Jiménez, J. E. (2010). Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile : Interference of chillas foxes by dogs in Chile. *Austral Ecology*, 35(7), 765-777. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02083.x>
- Silva-Rodríguez, E. A., & Sieving, K. E. (2011). Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 25(4), 808-815. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01690.x>
- Simon, A., Beauchamp, G., Bélanger, D., Bouchard, C., Fehlner-Gardiner, C., Lecomte, N., Rees, E., & Leighton, P. A. (2021). Ecology of Arctic rabies : 60 years of disease surveillance in the warming climate of northern Canada. *Zoonoses and Public Health*, 68(6), 601-608. <https://doi.org/10.1111/zph.12848>
- Simon, A., Saint-Charles, J., Lévesque, F., & Ravel, A. (2017). Une approche de recherche en écosanté peut-elle aider à résoudre les problématiques liées aux chiens à Kuujuaq ? *Études Inuit Studies*, 41(1-2), 307-325. <https://doi.org/10.7202/1061443ar>
- Simon, A., Tardy, O., Hurford, A., Lecomte, N., Bélanger, D., & Leighton, P. (2019). Dynamics and persistence of rabies in the Arctic. *Polar Research*, 38, 3366. <https://doi.org/10.33265/polar.v38.3366>
- Singleton, J. (1969). The history of rabies in Canada. *State Veterinary Journal*, 24, 205-209.
- Sklepkovych, B. O., & Montevecchi, W. A. (1996). Food availability and food hoarding behaviour by red and arctic foxes. *Arctic*, 49(3), 228-234.
- Skírnisson, K., Eydal, M., Gunnarsson, E., & Hersteinsson, P. (1993). Parasites of the arctic fox (*Alopex lagopus*) in Iceland. *Journal of Wildlife Diseases*, 29(3), 440-446. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-29.3.440>
- Slater, M. R. (2001). The role of veterinary epidemiology in the study of free-roaming dogs and cats. *Preventive Veterinary Medicine*, 48(4), 273-286. [https://doi.org/10.1016/s0167-5877\(00\)00201-4](https://doi.org/10.1016/s0167-5877(00)00201-4)
- Smith, G. C., & Harris, S. (1991). Rabies in urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Britain : The use of a spatial stochastic simulation model to examine the pattern of spread and evaluate the efficacy of different control regimes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 334(1271), 459-479.

- Smith, H. J., & Snowdon, K. E. (1988). Sylvatic trichinosis in Canada. *Canadian Journal of Veterinary Research*, 52(4), 488-489.
- Smith, J. S. (1996). New aspects of rabies with emphasis on epidemiology, diagnosis, and prevention of the disease in the United States. *Clinical Microbiology Reviews*, 9(2), 166.
- Smith, R. L., & Smith, T. M. (2001). *Ecology and Field Biology : Hands-On Field Package* (6^e éd.). Pearson.
- Smits, C. M., Slough, B. G., & Yasui, C. A. (1989). Summer food habits of sympatric arctic foxes, *Alopex lagopus*, and red foxes, *Vulpes vulpes*, in the Northern Yukon Territory. *Canadian Field-Naturalist*, 103(3), 363-367.
- Société Makivik. (2005). *L'abattage de chiens inuits (qimmiits) au Nunavik, du milieu des années 1950 à la fin des années 1960*. Mémoire présenté au ministre des Affaires indiennes et du Nord canadien du gouvernement du Canada et au ministre délégué aux Affaires autochtones du gouvernement du Québec.
- Sørensen, K. K., Mørk, T., Sigurðardóttir, Ó. G., Åsbakk, K., Åkerstedt, J., Bergsjø, B., & Fuglei, E. (2005). Acute toxoplasmosis in three wild arctic foxes (*Alopex lagopus*) from Svalbard; one with co-infections of *Salmonella Enteritidis* PT1 and *Yersinia pseudotuberculosis* serotype 2b. *Research in Veterinary Science*, 78(2), 161-167. <https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2004.07.010>
- Sparkes, J., Ballard, G., Fleming, P. J. S., van de Ven, R., & Körtner, G. (2016). Contact rates of wild-living and domestic dog populations in Australia : A new approach. *Oecologia*, 182(4), 1007-1018. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3720-4>
- Sparkes, J., Fleming, P. J. S., Ballard, G., Scott-Orr, H., Durr, S., & Ward, M. P. (2015). Canine rabies in Australia : A review of preparedness and research needs. *Zoonoses and Public Health*, 62(4), 237-253. <https://doi.org/10.1111/zph.12142>
- Sparkes, J., Körtner, G., Ballard, G., Fleming, P. J. S., & Brown, W. Y. (2014). Effects of sex and reproductive state on interactions between free-roaming domestic dogs. *PLOS ONE*, 9(12), e116053. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116053>
- Spickler, A. R. (2012). *Rabies and Rabies-Related Lyssaviruses*. Center for Food Security and Public Health. <http://www.cfsph.iastate.edu/DiseaseInfo/factsheets.php>.
- Statistique Canada. (2022a). *2021 Census of Population geographic summary: Inukjuak, Village nordique (VN) [Census subdivision], Quebec*. Statistique Canada. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/search-recherche/productresults-resultatsproduits-eng.cfm>
- Statistique Canada. (2022b). *2021 Census of Population geographic summary: Kuujjuaq, Village nordique (VN) [Census subdivision], Quebec*. Statistique Canada. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/search-recherche/productresults-resultatsproduits-eng.cfm?Lang=E&GEOCODE=2021A00052499095>

- Steinmetz, R., Seuaturien, N., & Chutipong, W. (2013). Tigers, leopards, and dholes in a half-empty forest : Assessing species interactions in a guild of threatened carnivores. *Biological Conservation*, 163, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.016>
- Stephens, D., Wilton, A. N., Fleming, P. J. S., & Berry, O. (2015). Death by sex in an Australian icon : A continent-wide survey reveals extensive hybridization between dingoes and domestic dogs. *Molecular Ecology*, 24(22), 5643-5656. <https://doi.org/10.1111/mec.13416>
- Sterner, R. T., Meltzer, M. I., Shwiff, S. A., & Slate, D. (2009). Tactics and economics of wildlife oral rabies vaccination, Canada and the United States. *Emerging Infectious Diseases*, 15(8), 1176-1184. <https://doi.org/10.3201/eid1508.081061>
- Stickney, A. A., Obritschkewitsch, T., & Burgess, R. M. (2014). Shifts in fox den occupancy in the greater Prudhoe Bay area, Alaska. *Arctic*, 67(2), 196-202. <https://doi.org/10.14430/arctic4386>
- Stien, A., Voutilainen, L., Haukisalmi, V., Fuglei, E., Mørk, T., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., & Henttonen, H. (2010). Intestinal parasites of the Arctic fox in relation to the abundance and distribution of intermediate hosts. *Parasitology*, 137(1), 149-157. <https://doi.org/10.1017/S0031182009990953>
- Tabak, M. A., Norouzzadeh, M. S., Wolfson, D. W., Sweeney, S. J., Vercauteren, K. C., Snow, N. P., Halseth, J. M., Di Salvo, P. A., Lewis, J. S., White, M. D., Teton, B., Beasley, J. C., Schlichting, P. E., Boughton, R. K., Wight, B., Newkirk, E. S., Ivan, J. S., Odell, E. A., Brook, R. K., ... Miller, R. S. (2019). Machine learning to classify animal species in camera trap images : Applications in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(4), 585-590. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13120>
- Tabel, H., Corner, A. H., Webster, W. A., & Casey, C. A. (1974). History and epizootiology of rabies in Canada. *The Canadian veterinary journal*, 15(10), 271-281.
- Tannerfeldt, M., Angerbjörn, A., & Arvidson, B. (1994). The effect of summer feeding on juvenile arctic fox survival : A field experiment. *Ecography*, 17(1), 88-96.
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B., & Angerbjörn, A. (2002). Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia*, 132(2), 213-220. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0967-8>
- Tarroux, A., Berteaux, D., & Bêty, J. (2010). Northern nomads : Ability for extensive movements in adult arctic foxes. *Polar Biology*, 33(8), 1021-1026. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0780-5>
- Taylor, M., Elkin, B., Maier, N., & Bradley, M. (1991). Observation of a polar bear with rabies. *Journal of Wildlife Diseases*, 27(2), 337-339. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-27.2.337>
- Tevis, L. (1947). Summer activities of California Raccoons. *Journal of Mammalogy*, 28(4), 323-332. <https://doi.org/10.2307/1375355>
- Thanomsridetchai, N., Singhto, N., Tepsumethanon, V., Shuangshoti, S., Wacharapluesadee, S., Sinchaikul, S., Chen, S.-T., Hemachudha, T., & Thongboonkerd, V. (2011). Comprehensive

proteome analysis of hippocampus, brainstem, and spinal cord from paralytic and furious dogs naturally infected with rabies. *Journal of Proteome Research*, 10(11), 4911-4924. <https://doi.org/10.1021/pr200276u>

- Thomson, P. C. (1992a). The behavioural ecology of Dingoes in North-western Australia. II. Activity patterns, breeding season and pup rearing. *Wildlife Research*, 19(5), 519-530. <https://doi.org/10.1071/WR9920519>
- Thomson, P. C. (1992b). The behavioural ecology of dingoes in north-western Australia. IV. Social and spatial organization, and movements. *Wildlife Research*, 19(5), 543-563. <https://doi.org/10.1071/wr9920543>
- Thorne, E. T., & Williams, E. S. (1988). Disease and endangered species : The Black-footed Ferret as a recent example. *Conservation Biology*, 2(1), 66-74. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.tb00336.x>
- Tikkunen, M., & Kojola, I. (2020). Does public information about wolf (*Canis lupus*) movements decrease wolf attacks on hunting dogs (*C. familiaris*)? *Nature Conservation*, 42, 33-49. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.42.48314>
- Toma, B., & Andral, L. (1977). Epidemiology of Fox Rabies. Dans M. A. Lauffer, F. B. Bang, K. Maramorosch, & K. M. Smith (Éds.), *Advances in Virus Research* (Vol. 21, p. 1-36). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-3527\(08\)60760-5](https://doi.org/10.1016/S0065-3527(08)60760-5)
- Totton, S. C., Tinline, R. R., Rosatte, R. C., & Bigler, L. L. (2002). Contact rates of raccoons (*Procyon lotor*) at a communal feeding site in rural Eastern Ontario. *Journal of Wildlife Diseases*, 38(2), 313-319. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-38.2.313>
- Towerton, A. L., Penman, T. D., Kavanagh, R. P., & Dickman, C. R. (2011). Detecting pest and prey responses to fox control across the landscape using remote cameras. *Wildlife Research*, 38(3), 208-220. <https://doi.org/10.1071/WR10213>
- Triguero-Ocaña, R., Barasona, J. A., Carro, F., Soriguer, R. C., Vicente, J., & Acevedo, P. (2019). Spatio-temporal trends in the frequency of interspecific interactions between domestic and wild ungulates from Mediterranean Spain. *PLOS ONE*, 14(1), e0211216. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211216>
- Triguero-Ocaña, R., Vicente, J., Lavelle, M., & Acevedo, P. (2021). Collecting Data to Assess the Interactions Between Livestock and Wildlife. Dans J. Vicente, K. C. Vercauteren, & C. Gortázar (Éds.), *Diseases at the Wildlife—Livestock Interface : Research and Perspectives in a Changing World* (p. 307-338). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65365-1_10
- Triguero-Ocaña, R., Vicente, J., Palencia, P., Laguna, E., & Acevedo, P. (2020). Quantifying wildlife-livestock interactions and their spatio-temporal patterns : Is regular grid camera trapping a suitable approach? *Ecological Indicators*, 117, 106565. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106565>
- Tryland, M., Balboni, A., Killengreen, S. T., Mørk, T., Nielsen, O., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., & Fuglei, E. (2018). A screening for canine distemper virus, canine adenovirus and carnivore

protoparvoviruses in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) from Arctic and sub-Arctic regions of Norway. *Polar Research*, 37(1), 1498678. <https://doi.org/10.1080/17518369.2018.1498678>

- Turevich, E. I., & Tebiakina, A. E. (1947). Rabies and so-called 'dikovanie' of animals in Polar region. *Journal of Microbiology*, 2, 17-25.
- Tyul'ko, Z., & Kuzmin, I. (2002). Simulation of rabies epizootic process in fox populations at a limited carrying capacity of biotopes. *Russian Journal of Ecology*, 33, 331-337. <https://doi.org/10.1023/A:1020265726669>
- Ugolini, G. (2011). Rabies Virus as a Transneuronal Tracer of Neuronal Connections. Dans A. C. Jackson (Éd.), *Advances in Virus Research* (Vol. 79, p. 165-202). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-387040-7.00010-X>
- Unruh, D. H. A., King, J. E., Allen, J. R., & Eaton, R. D. P. (1973). Parasites of dogs from Indian settlements in Northwestern Canada : A survey with public health implications. *Canadian Journal of Comparative Medicine*, 37(1), 25-32.
- Urquhart, D. R. (1973). *Oil exploration and Banks Island wildlife : A guideline for the preservation of Caribou, Muskox, and Arctic Fox populations on Banks Island, N.W.T.* Northwest Territories Game Management Division.
- van der Jeugd, H. P., & Prins, H. H. T. (2000). Movements and group structure of giraffe (*Giraffa camelopardalis*) in Lake Manyara National Park, Tanzania. *Journal of Zoology*, 251(1), 15-21. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00588.x>
- Van Kesteren, F., Mastin, A., Mytynova, B., Ziadinov, I., Boufana, B., Torgerson, P. R., Rogan, M. T., & Craig, P. S. (2013). Dog ownership, dog behaviour and transmission of *Echinococcus* spp. in the Alay Valley, southern Kyrgyzstan. *Parasitology*, 140(13), 1674-1684. <https://doi.org/10.1017/S0031182013001182>
- Vanak, A. T. (2008). Intraguild interactions between native and domestic carnivores in central India [thèse de doctorat, University of Missouri--Columbia]. <https://doi.org/10.32469/10355/6640>
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2009a). Dietary niche separation between sympatric free-ranging domestic dogs and Indian foxes in central India. *Journal of Mammalogy*, 90(5), 1058-1065. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-107.1>
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2009b). Dogs *Canis familiaris* as carnivores : Their role and function in intraguild competition. *Mammal Review*, 39(4), 265-283. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2009.00148.x>
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2010). Interference competition at the landscape level : The effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1225-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01870.x>
- Vanak, A. T., Thaker, M., & Gompper, M. E. (2009). Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64(2), 279-287. <https://doi.org/10.1007/s00265-009-0845-z>

- Vaniscotte, A., Raoul, F., Poulle, M. L., Romig, T., Dinkel, A., Takahashi, K., Guislain, M. H., Moss, J., Tiaoying, L., Wang, Q., Qiu, J., Craig, P. S., & Giraudoux, P. (2011). Role of dog behaviour and environmental fecal contamination in transmission of *Echinococcus multilocularis* in Tibetan communities. *Parasitology*, 138(10), 1316-1329. <https://doi.org/10.1017/S0031182011000874>
- Veijalainen, P. (1986). A serological survey of enteric parvovirus infections in Finnish fur-bearing animals. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 27(2), 159-171. <https://doi.org/10.1186/BF03548161>
- Vilà, C., & Wayne, R. K. (1999). Hybridization between wolves and dogs. *Conservation Biology*, 13(1), 195-198. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97425.x>
- Vine, S. J., Crowther, M. S., Lapidge, S. J., Dickman, C. R., Mooney, N., Piggott, M. P., English, A. W., Vine, S. J., Crowther, M. S., Lapidge, S. J., Dickman, C. R., Mooney, N., Piggott, M. P., & English, A. W. (2009). Comparison of methods to detect rare and cryptic species : A case study using the red fox (*Vulpes vulpes*). *Wildlife Research*, 36(5), 436-446. <https://doi.org/10.1071/WR08069>
- Voigt, D. R. (1987). Red fox. Dans M. Bruce Malloch Novak, J. A. Novak, & Baker (Éds.), *Wild Furbearer Management and Conservation in North America* (p. 379-392). Ontario Ministry of Natural Resources.
- Voigt, D. R., & Earle, B. D. (1983). Avoidance of coyotes by red fox families. *The Journal of Wildlife Management*, 47(3), 852-857. <https://doi.org/10.2307/3808625>
- Voigt, D. R., & Macdonald, D. W. (1984). Variation in the spatial and social behaviour of the red fox, *Vulpes vulpes*. *Acta Zoologica Fennica*, 171, 261-265.
- Voigt, D. R., & Tinline, R. R. (1980). Strategies for Analyzing Radio Tracking Data. Dans C. J. Amlaner & D. W. Macdonald (Éds.), *A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking* (p. 387-404). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-024928-5.50051-8>
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M., & Willebrand, T. (2017). Variation in home range size of red foxes *Vulpes vulpes* along a gradient of productivity and human landscape alteration. *PLOS ONE*, 12(4), e0175291. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175291>
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M., & Willebrand, T. (2018). Long-distance dispersal in red foxes *Vulpes vulpes* revealed by GPS tracking. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6). <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1223-9>
- Wandeler, A. I., Bingham, J., & Meslin, F.-X. (2013). Dogs and Rabies. Dans C. N. L. Macpherson, F.-X. Meslin, & A. I. Wandeler (Éds.), *Dogs, Zoonoses and Public Health* (2^e éd., p. 43-66). CABI.
- Wandeler, A. I., Capt, S., Kappeler, A., & Hauser, R. (1988). Oral immunization of wildlife against Rabies : Concept and first field experiments. *Clinical Infectious Diseases*, 10(Suppl 4), S649-S653. https://doi.org/10.1093/clinids/10.Supplement_4.S649

- Wandeler, A. I., Matter, H. C., Kappeler, A., & Budde, A. (1993). The ecology of dogs and canine rabies : A selective review. *Revue Scientifique et Technique de l'OIE*, 12(1), 51-71. <https://doi.org/10.20506/rst.12.1.663>
- Warrell, M. J., & Warrell, D. A. (2004). Rabies and other lyssavirus diseases. *The Lancet*, 363(9413), 959-969.
- Weber, J., Meia, J., & Aubry, S. (1994). Activity of foxes, *Vulpes vulpes*, in the Swiss Jura mountains. *Z. Säugeterkunde*, 59, 9-13. /paper/Activity-of-foxes%2C-Vulpes-vulpes%2C-in-the-Swiss-Jura-Weber-Meia/cb145be08aecc10ec03720a0e2745327a5ac278b
- Webster, W. A., Casey, G. A., & Charlton, K. M. (1986). Major antigenic groups of rabies virus in Canada determined by anti-nucleocapsid monoclonal antibodies. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 9(1), 59-69. [https://doi.org/10.1016/0147-9571\(86\)90076-7](https://doi.org/10.1016/0147-9571(86)90076-7)
- Weiler, G. J., Garner, G. W., & Ritter, D. G. (1995). Occurrence of Rabies in a wolf population in Northeastern Alaska. *Journal of Wildlife Diseases*, 31(1), 79-82. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-31.1.79>
- White, P. C. L., & Harris, S. (1994). Encounters between red foxes (*Vulpes vulpes*) : Implications for territory maintenance, social cohesion and dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 63(2), 315-327. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/5550>
- White, P. C. L., Harris, S., & Smith, G. C. (1995). Fox contact behaviour and rabies spread : A model for the estimation of contact probabilities between urban foxes at different population densities and its implications for rabies control in Britain. *The Journal of Applied Ecology*, 32(4), 693-706. <https://doi.org/10.2307/2404809>
- White, P. C. L., Jennings, N. V., Renwick, A. R., & Barker, N. H. L. (2005). Questionnaires in ecology : A review of past use and recommendations for best practice. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 421-430.
- White, P. J., Ralls, K., & Siniff, D. B. (2000). Nocturnal encounters between kit foxes. *Journal of Mammalogy*, 81(2), 456-461.
- Whitehead, H. (2008). *Analyzing Animal Societies : Quantitative Methods for Vertebrate Social Analysis*. University of Chicago Press.
- WHO. (1988). *Report of WHO consultation on dog ecology studies related to rabies control, Geneva, 22-25 February 1988* (Publication no. WHO/Rab.Res./88.25. Unpublished). World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/58695>
- WHO. (2018). *Rabies*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/rabies>
- Wiens, J. J. (2011). The niche, biogeography and species interactions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1576), 2336-2350. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0059>
- Wierzbowska, I. A., Hędrzak, M., Popczyk, B., Okarma, H., & Crooks, K. R. (2016). Predation of wildlife by free-ranging domestic dogs in Polish hunting grounds and potential

- competition with the grey wolf. *Biological Conservation*, 201, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.016>
- Wilde, H., Briggs, D. J., Meslin, F.-X., Hemachudha, T., & Sitprija, V. (2003). Rabies update for travel medicine advisors. *Clinical Infectious Diseases*, 37(1), 96-100. <https://doi.org/10.1086/375605>
- Williams, C. M., Henry, H. A. L., & Sinclair, B. J. (2015). Cold truths : How winter drives responses of terrestrial organisms to climate change. *Biological Reviews*, 90(1), 214-235. <https://doi.org/10.1111/brv.12105>
- Wilson-Aggarwal, J. K., Goodwin, C. E. D., Moundai, T., Sidouin, M. K., Swan, G. J. F., Léchenne, M., & McDonald, R. A. (2021). Spatial and temporal dynamics of space use by free-ranging domestic dogs *Canis familiaris* in rural Africa. *Ecological Applications*, 31(5), e02328. <https://doi.org/10.1002/eap.2328>
- Winkler, W. G., & Baer, G. M. (1976). Rabies immunization of red foxes (*Vulpes vulpes*) with vaccine in sausage baits. *American Journal of Epidemiology*, 103(4), 408-415. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a112240>
- Winkler, W. G., McLEAN, R. G., & Cowart, J. C. (1975). Vaccination of foxes against rabies using ingested baits. *Journal of Wildlife Diseases*, 11(3), 382-388. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-11.3.382>
- Winkler, W. G., Shaddock, J. H., & Williams, L. W. (1976). Oral rabies vaccine : Evaluation of its infectivity in three species of rodents. *American Journal of Epidemiology*, 104(3), 294-298. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a112302>
- Woodroffe, R., & Donnelly, C. A. (2011). Risk of contact between endangered African wild dogs *Lycaon pictus* and domestic dogs : Opportunities for pathogen transmission: Contact between domestic and wild dogs. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1345-1354. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02059.x>
- Woolhouse, M. E. J., Dye, C., Etard, J.-F., Smith, T., Charlwood, J. D., Garnett, G. P., Hagan, P., Hii, J. L. K., Ndhlovu, P. D., Quinnell, R. J., Watts, C. H., Chandiwana, S. K., & Anderson, R. M. (1997). Heterogeneities in the transmission of infectious agents : Implications for the design of control programs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(1), 338-342. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.1.338>
- Zabel, C. J., & Taggart, S. J. (1989). Shift in red fox, *Vulpes vulpes*, mating system associated with El Niño in the Bering Sea. *Animal Behaviour*, 38(5), 830-838. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(89\)80114-9](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(89)80114-9)
- Zapata-Ríos, G., & Branch, L. C. (2018). Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PLOS ONE*, 13(2), e0192346. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192346>
- Zinsstag, J., Schelling, E., Waltner-Toews, D., & Tanner, M. (2011). From « one medicine » to « one health » and systemic approaches to health and well-being. *Preventive Veterinary Medicine*, 101(3-4), 148-156. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2010.07.003>

Annexe 1 : Classification des catégories de chiens dans le monde.

	Chiens de compagnie	Chiens en liberté		Chiens sauvages
		Chiens domestiques (de famille)	Chiens errants (de village)	
Proportion de la population mondiale ¹	Environ 15%-20%	Environ 75%-80%		Environ 5%
Statut du chien	Avec propriétaire	Avec propriétaire ²	Sans propriétaire	Sans propriétaire ³
Niveau de socialisation	Bien socialisé	Socialisé	Différents degrés de peur/tolérance envers les humains	Aucune preuve de socialisation aux humains ⁴ , fort évitement des contacts humains ⁵
Dépendance aux humains pour les ressources	Élevée	Élevée	Modéré à faible	Aucune ³
Alimentation	Aliments d'origine humaine exclusivement (généralement de bonne qualité)	Aliments d'origine humaine (qualité variable) ⁶	Plus de 80% des aliments sont d'origine humaine (reste de table ou ordures) et moins de 20% de proies sauvages ⁷	Presque exclusivement de la nourriture sauvage ⁸

Organisation sociale	Aucune	Défense du territoire, ainsi que souvent solitaire avec quelques groupes sociaux lâches	Formation de petites meutes et chiens errants parfois seuls ⁹	Formation de meutes et allélomimétique ¹⁰
Habitat	En villes ou en zones rurales avec un espace intérieur et extérieur clos du propriétaire ¹¹	Souvent en zones rurales ¹²	En villes ou en zones rurales, environnement dominé par les humains	Environnement naturel
Restriction des mouvements et déplacements	Élevé (délimitation par une clôture, une maison, une laisse, etc.)	Peuvent être restreint légèrement ou se promener librement ²	S'étendent dans les villes ou zones rurales, mais quittent rarement les environs du village ⁶	Inexistante
Activité journalière	Diurne	Diurne ¹³	Diurne et nocturne	Nocturne ¹³
Interaction avec la faune	Contact limité seulement lors de sorties en nature avec le propriétaire ¹¹	Opportunité d'interagir avec la faune. Parfois la tâche principale du chien ^{12,14}	Opportunité d'interagir avec la faune, sauf pour les chiens dans les grandes villes	Plus d'opportunité d'interagir avec la faune
Transmission de maladies	Faible	Plus élevé entre chiens (forte densité), mais rare avec la faune ¹⁵	Modéré entre chiens et rare avec la faune	Plus faible entre chiens (faible densité), mais fort possible avec la faune ¹⁵

Tableau basé sur les écrits de [Boitani et al., \(2016\)](#); [Perry, \(1993\)](#); [Vanak & Gompper, \(2009b\)](#).

Autres références sur le tableau :

1 : Lord et al.,2013

2 : Hsu et al., 2003

3 : Causey & Cude, 1980

4 : Daniels & Bekoff, 1989b

5 : Boitani & Ciucci, 1995

6 : Macdonald & Carr, 2016

7 : Vanak & Gompper, 2009a

8 : Mitchell & Banks, 2005

9 : Boitani et al., 1995

10 : Meek, 1999

11 : Banks & Bryant, 2007; Fiorello et al., 2006; Koster, 2008; Lenth et al., 2008

12 : Vanak & Gompper, 2009b

13 : Sparkes et al., 2016

14 : Butler et al., 2004; Vanak, 2008

15 : Woodroffe & Donnelly, 2011

Annexe 2 : Données météorologiques et climatiques à Kuujjuaq et Inukjuak de 2016 à 2018.

L'élévation de la station météorologique de Kuujjuaq est à 39,9 m au-dessus du niveau de la mer, tandis que celle d'Inukjuak est à 26,2 m au-dessus du niveau de la mer.

Les températures moyennes sont généralement plus froides à Inukjuak qu'à Kuujjuaq pour chaque mois, avec une moyenne de la différence entre les deux villages de 1,5 °C sur l'ensemble de la période à l'étude.

Les précipitations sont plus abondantes à Inukjuak qu'à Kuujjuaq, avec une somme de précipitation totale de 211 mm de plus en précipitation sur la période à l'étude. La moyenne est de 14,1 mm par mois.

La hauteur maximale de neige au sol est plus élevée à Inukjuak pour la plupart des mois à l'étude. En moyenne, il y a 25,1 cm de plus de neige au sol à Inukjuak qu'à Kuujjuaq chaque mois même en incluant les mois sans neige qui ont des valeurs de zéro. Si les mois sans neige sont enlevés de la moyenne, il s'agit d'une moyenne maximale de 34,2 cm de neige de plus au sol par mois enneigé à Inukjuak.

Les valeurs maximales de rafale sont variables entre les mois, avec des différences entre les deux villages qui vont de -21 à 26 km/h, mais la moyenne des différences est de seulement -0,8 km/h.

Tableau : Données des températures moyennes (°C), des sommes de précipitation journalière de pluie (mm) et de neige (cm), des valeurs maximales de neige au sol (cm) et des valeurs maximales de rafale (km/h) basées sur les données du gouvernement du Canada (Gouvernement du Canada, 2011) pour la période à l'étude.

Année	Mois	Température (°C)			Pluie (mm)	Neige (cm)	Précipitation totale (mm)			Neige au sol (cm)			Rafale de vent (km/h)		
		KU	IN	DIFF	KU	KU	KU	IN	DIFF	KU	IN	DIFF	KU	IN	DIFF
2016	Juil.	12,4	-	-	56,6	0,0	56,6	-	-				74,0	-	-
2017	Mars	-17,8	-17,7	-0,1	1,2	25,0	26,2	15,0	11,2	34,0	67,0	-33,0	89,0	91,0	-2,0
2017	Avr.	-9,4	-10,8	1,4	0,4	14,6	15,0	37,0	-22,0	28,0	60,0	-32,0	69,0	82,0	-13,0
2017	Mai	2,1	-0,9	3,0	8,2	18,6	26,8	6,3	20,5	5,0	0,0	5,0	44,0	63,0	-19,0
2017	Juin	7,1	7,7	-0,6	64,8	0,0	64,8	10,6	54,2	0,0	0,0	0,0	67,0	57,0	10,0
2017	Juil.	12,2	9,5	2,7	75,0	0,0	75,0	88,0	-13,0	0,0	0,0	0,0	76,0	72,0	4,0
2017	Août	10,5	9,9	0,6	65,4	0,0	65,4	47,7	17,7	0,0	0,0	0,0	57,0	65,0	-8,0
2017	Sept.	6,6	7,1	-0,5	64,6	1,0	65,6	38,8	26,8	0,0	0,0	0,0	93,0	87,0	6,0
2017	Oct.	1,6	0,5	1,1	61,4	21,0	82,4	61,2	21,2	6,0	2,0	4,0	83,0	104,0	-21,0
2017	Nov.	-7,9	-7,5	-0,4	2,4	32,2	34,6	37,7	-3,1	15,0	42,0	-27,0	76,0	87,0	-11,0
2017	Déc.	-15,4	-16,9	1,5	0,0	43,1	43,1	27,4	15,7	26,0	78,0	-52,0	91,0	70,0	21,0
2018	Janv.	-25,6	-27,3	1,7	1,0	24,6	25,6	4,6	21,0	24,0	79,0	-55,0	72,0	46,0	26,0
2018	Fév.	-25,5	-27,7	2,2	0,0	12,0	12,0	6,2	5,8	28,0	77,0	-49,0	67,0	67,0	0,0
2018	Mars	-10,1	-16,6	6,5	0,2	26,6	26,8	9,3	17,5	31,0	77,0	-46,0	67,0	67,0	0,0
2018	Avr.	-12,3	-15,0	2,7	0,0	16,8	16,8	6,7	10,1	27,0	81,0	-54,0	82,0	69,0	13,0
2018	Mai	-5,1	-6,4	1,3	6,2	27,6	33,8	6,4	27,4	7,0	44,0	-37,0	69,0	87,0	-18,0
		Somme		23,1					211,0			-376,0			-12,0
		Moyenne		1,5					14,1			-25,1			-0,8

Abréviations : Kuujuaq (KU), Inukjuak (IN), différence entre la valeur de Kuujuaq et la valeur d'Inukjuak (DIFF).

Annexe 3 : Résultats supplémentaires sur l'observation des différentes espèces par les caméras de chasse.

Histogramme empilé du nombre d'observations des espèces de mammifères (Figure A), des espèces de passereaux (Figure B) et des espèces d'oiseaux excluant les passereaux (Figure C) à chaque mois rapporté par caméra trappe nuit (CTN) pendant la période d'étude à Kuujjuaq (KU) de juillet 2016 à mai 2018 et à Inukjuak (IN) de mai 2017 à mai 2018, Nunavik, Canada. Les signes d'étoile (*) sur les graphiques représentent les mois sans données pour le village de Kuujjuaq. Les données excluent les renards arctiques, les renards roux et les chiens domestiques qui sont décrits dans la section « exposé et analyse des résultats ».

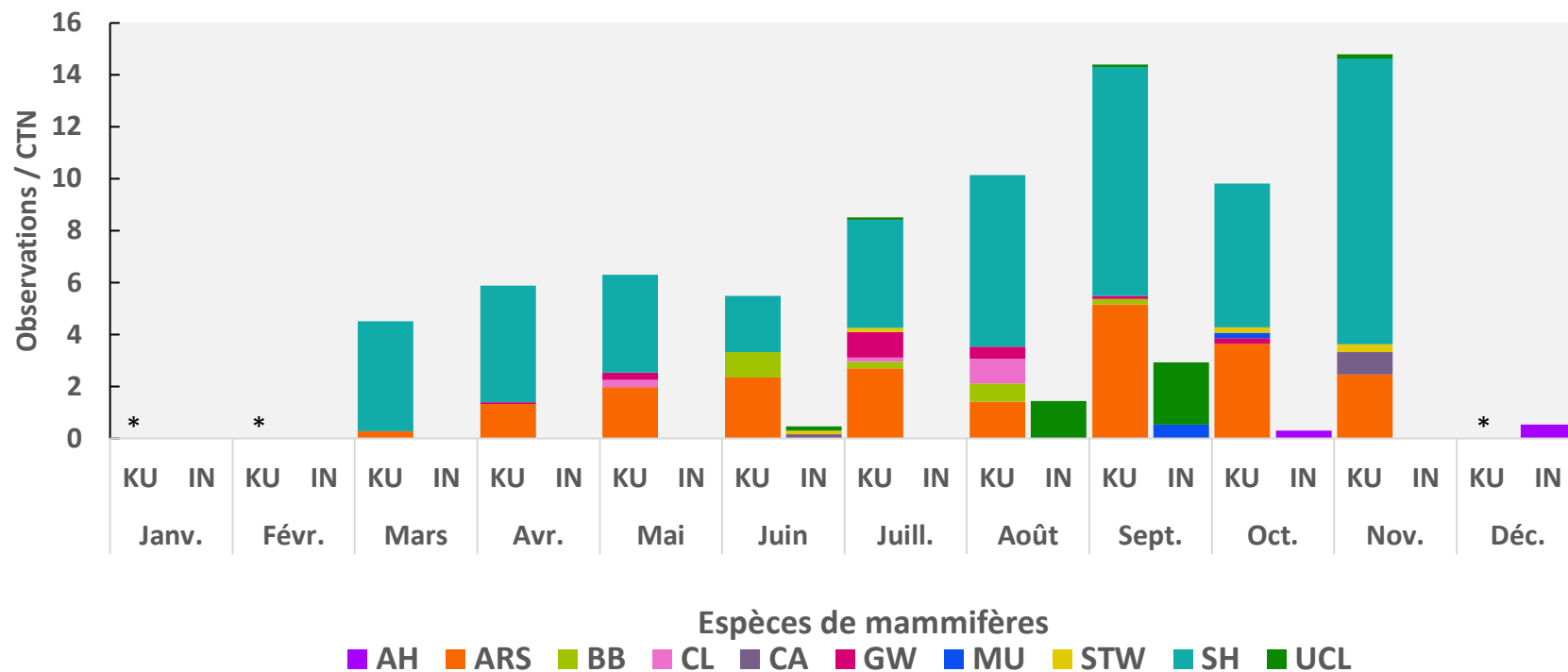
On observe une plus grande diversité d'espèces à Kuujjuaq qu'à Inukjuak. Sur les 13 espèces de mammifères observés, seulement 5 espèces sont observées dans les deux villages, puis sur les 28 espèces d'oiseaux observées, seulement 5 espèces d'oiseaux sont communes aux deux villages.

Les mammifères sont observés en plus grande quantité cumulative à Kuujjuaq chaque mois, avec des maximums en septembre et en novembre. Le loup gris est observé seulement à Kuujjuaq, et ce 6 mois sur les 9 mois avec des données. Le lièvre arctique et l'écureuil roux sont observés en grande quantité chaque mois à Kuujjuaq, une source potentielle de nourriture pour les renards. Il y a aussi quelques observations de lemming d'Ungava à Inukjuak.

La plupart des passereaux sont observés entre juin et septembre, sauf le grand corbeau qui s'observe toute l'année avec une hausse des observations en janvier et février. Les passereaux sont aussi une source alimentaire potentielle pour les renards.

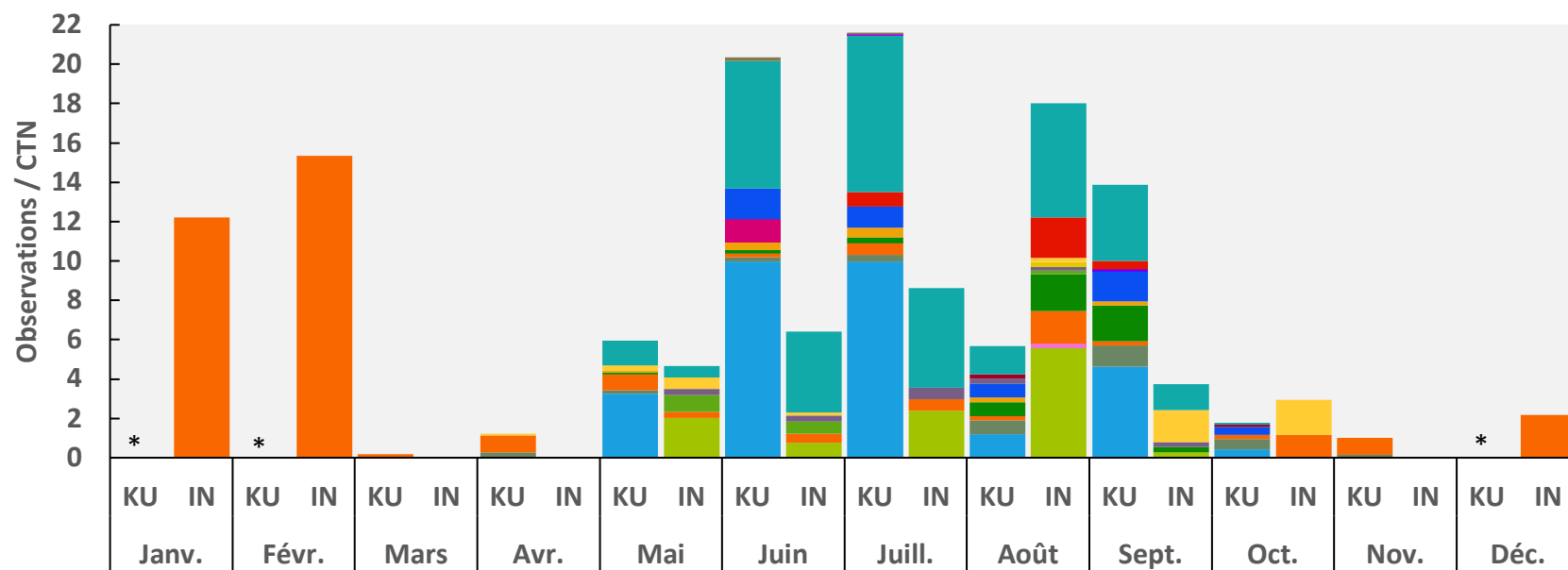
On observe une distribution estivale des observations de la bernache du Canada à Inukjuak, une source alimentaire potentielle pour les renards par la présence des œufs dans les nids. À l'inverse, le lagopède alpin est davantage observé à Kuujjuaq en période hivernale et printanière. Les observations des autres espèces d'oiseaux sont marginales.

Figure A



Abréviations : Lièvre arctique (AH), Écureuil roux (ARS), Ours noir (BB), Lynx du Canada (CL), Caribou (CA), Loup gris (GW), Bœuf musqué (MU), Hermine (STW), Lièvre d'Amérique (SH), Lemming d'Ungava (UCL).

Figure B

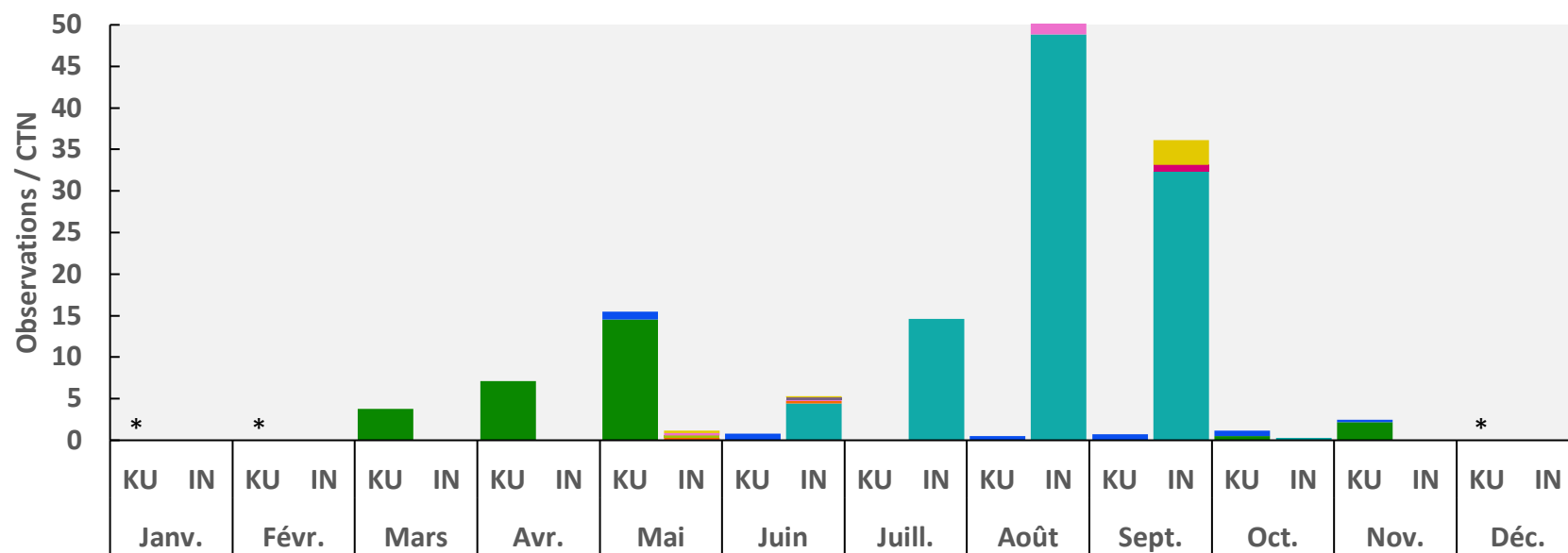


Espèces de passereaux



Abréviations : Pitpit d'Amérique (AP), Merle d'Amérique (AR), Bruant hudsonien (ATS), Mésangeai du Canada (CJ), Grand Corbeau (CR), Bruant familial (CS), Junco ardoisé (DEJ), Bruant fauve (FS), Grive à joues grises (GCT), Alouette hausse-col (HL), Plectrophane lapon (LL), Bruant de Lincoln (LS), Durbec des sapins (PG), Quiscale rouilleux (RB), Plectrophane des neiges (SB), Bruant chanteur (SS), Bruant à couronne blanche (WCS), Paruline à calotte noire (WW), Paruline à croupion jaune (YRW).

Figure C



Espèces d'oiseaux (exclu les passereaux)

CG GBBG GG HG NP RP SEO SpG SnG

Abréviations : Bernache du Canada (CG), Goéland marin (GBBG), Goéland bourgmestre (GG), Goéland argenté (HG), Canard pilet (NP), Lagopède alpin (RP), Hibou des marais (SEO), Tétras du Canada (SpG), Oie des neiges (SnG).