

Implications sociales et écologiques de la propagation des chiens domestiques : généralités,
mesures d'atténuation et étude de cas au Chili

par

Louis-Philippe Potvin

Essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, juin 2013

Sommaire

Depuis 14 000 ans, les humains ont tiré profit de la relation qu'ils ont développée avec les chiens (*Canis familiaris*). La négligence humaine a par contre renversé la vapeur, faisant des chiens des animaux nuisibles dans plusieurs pays du monde. En effet, une irresponsabilité généralisée de la part des propriétaires de chiens a donné naissance à une surpopulation canine. Avec plus de 700 millions d'individus, dont le trois quart serait errant, les chiens sont devenus les canidés les plus nombreux sur Terre. Leur omniprésence, à des densités parfois démesurées, cause inévitablement un impact significatif sur la santé humaine, la faune sauvage et l'élevage d'animaux domestiques. Parmi les pays caractérisés par un mauvais contrôle canin figure le Chili. Cet endroit note le plus grand nombre de chiens par habitant.

Le premier objectif de cet essai était de déterminer l'impact des chiens sur les humains et leurs activités. Le second était de réviser les notions écologiques touchant la présence des chiens à l'échelle internationale dans le but de déterminer les conséquences qu'ils ont en milieu naturel et rural. Le troisième objectif était de mesurer l'amplitude des interférences écologiques entre les chiens et la faune. Le quatrième et dernier objectif consistait à formuler des recommandations visant à diminuer l'impact négatif des chiens au Chili, tout en considérant l'aspect culturel et législatif national.

La revue de littérature exhaustive de l'impact des chiens sur la santé et l'écologie a permis de constater que les chiens ont effectivement un impact négatif sur tous les continents et sur plusieurs îles. Ils sont porteurs d'au moins 60 zoonoses, dont les principales sont la rage et l'échinococcose cystique, toutes les deux responsables de la mort de milliers d'êtres humains chaque année. Figurant parmi les 100 espèces invasives les plus nuisibles au monde, les chiens perturbent profondément l'équilibre écologique naturel. En effet, leur omniprésence et leur capacité à coloniser une gamme variée d'habitats laissent des marques importantes, et souvent

permanentes, dans la biodiversité. Par ailleurs, les chiens sont des prédateurs féroces et des charognards efficaces, dominant plusieurs autres espèces de la faune sauvage. Les maladies qu'ils sont susceptibles de transmettre à des animaux de différentes classes taxonomiques et leur haut taux de prédation sur des animaux d'élevage font du meilleur ami de l'Homme une bête plutôt inquiétante.

Comme la plupart des problèmes causés par les chiens surviennent en raison de leurs libres déplacements, cet essai a approfondi la possibilité de diminuer la population canine errante. Dans le contexte culturel et législatif spécifique du Chili, différentes mesures d'atténuation ont été examinées. Il découle de celles-ci qu'une restructuration législative visant à responsabiliser la tenue des chiens est absolument cruciale. Les lois à instaurer doivent être sans aucune ambiguïté, facilement applicables par une autorité déterminée, et formulées de façon à s'attaquer à la source du problème. Il est donc suggéré d'imposer des amendes sévères aux propriétaires qui n'ont pas fait stériliser leur chien et le laissent déambuler librement, de même qu'à tous ceux qui abandonnent un chien ou le laisse déambuler librement. Ces mesures visent à éliminer la reproduction incontrôlée et non désirée, encourager la tenue responsable des chiens et décourager leur obtention dans le cas où il est impossible pour un propriétaire de lui assurer une vie saine et active. Évidemment, l'éducation de la population chilienne est un élément fondamental dans la compréhension de ces lois et dans l'acceptation d'un potentiel programme de stérilisation. L'analyse des moyens d'intervention possibles suggère qu'une stérilisation chimique des mâles effectuée par des vétérinaires compétents serait efficace pour contrôler la population canine et ultimement la réduire. De plus, un contrôle sanitaire municipal empêchant l'accès des chiens aux ordures ménagères est recommandé. De façon à conserver un registre sur les dynamiques populationnelles canines lors de l'implantation de ce programme de stérilisation, il serait souhaitable de se servir de puces électroniques sous-cutanées. L'insertion d'un tel dispositif sur chaque chien permettrait de compiler des informations cruciales à la gestion de cet animal domestique en vue de contrer leur abandon, leur prolifération, et ultimement mettre fin à leur souffrance. En appliquant ces mesures, il est

souhaité que la qualité de vie des chiens et la perception des humains sur ceux-ci s'améliorent. Finalement, ces suggestions contribueront significativement à diminuer leurs impacts sur la santé humaine et l'écologie.

Resumen

Desde hace 14.000 años, los seres humanos se han beneficiado de su relación con los perros (*Canis familiaris*). En la relación perro-hombre, la irresponsabilidad generalizada por parte de los dueños de dichos perros, ha llevado a la aparición de una sobrepoblación canina con cifras de 700 millones a nivel mundial, de los cuales tres cuartos son animales callejeros. Los perros se han vuelto los cánidos más numerosos del planeta. Su omnipresencia, a veces en densidades desmesuradas, causa inevitablemente un impacto significativo sobre la salud humana y la ecología. Entre los países caracterizados por un control canino se encuentra Chile, pero es un control débil, lo cual ha conllevado a que en ese país se encuentre la mayor cantidad de perros por habitante en todo el mundo.

El primer objetivo de este ensayo fue determinar el impacto de los perros sobre los humanos y sus actividades. El segundo objetivo fue revisar las nociones ecológicas con respecto a la presencia de los perros a nivel internacional y determinar sus consecuencias en lugares naturales y rurales. El tercer objetivo fue medir la amplitud de las interferencias ecológicas entre los perros y la fauna silvestre. El último objetivo fue formular recomendaciones para disminuir el impacto negativo de los perros en Chile, considerando la cultura y las legislaciones de este país.

Una revisión exhaustiva de literatura acerca de la influencia de los perros en la salud y el equilibrio ecológico, ha permitido constatar que los perros efectivamente tienen un impacto negativo en todos los continentes, incluyendo muchas islas. Los caninos son vectores de al menos 60 zoonosis, de las cuales las principales son la rabia y la equinococosis hídática, ambas responsables de la muerte de miles de personas cada año. Figurando entre las 100 especies invasivas más dañinas del mundo, los perros perturban profundamente la vida

silvestre. Su omnipresencia y su capacidad de colonizar varios hábitats perjudican la biodiversidad. Además, los perros son depredadores feroces y carroñeros eficientes, por lo que dominan a muchas especies de la fauna silvestre. La variedad de enfermedades que son capaces de transmitir a animales de diferentes clases taxonómicas y su participación en el conflicto humano-carnívoro como depredadores de animales domésticos, hacen reflexionar sobre su reputación de “mejor amigo del hombre”.

Debido al hecho que la mayoría de estos problemas son causados por el libre desplazamiento de los perros, este ensayo se ha enfocado en la posibilidad de disminuir la población de perros callejeros. En el contexto cultural y legislativo de Chile, diferentes medidas de atenuación han sido examinadas, siendo crucial una reestructuración legislativa con el objetivo de responsabilizar a los dueños de los perros. Las leyes a instaurar no deben ser ambiguas, sino fácilmente aplicables por una autoridad determinada y formuladas de manera de resolver la fuente del problema. Se sugiere el imponer multas severas a los dueños de perros que no han esterilizado a su mascota y a todas las personas que abandonan a un perro o lo dejan deambular sin restricción. Estas medidas aspiran a eliminar la reproducción incontrolada y no deseada, promover la tenencia responsable de los perros y disuadir su obtención en el caso de que el dueño no pueda garantizar una vida sana y activa a su perro. Indudablemente, la educación de la población chilena es un elemento fundamental en la comprensión de estas leyes y la aceptación de un futuro programa de esterilización masivo. El análisis de varias medidas de intervención sugiere que una esterilización química de los machos efectuada por veterinarios competentes, y sostenida en el tiempo, puede lograr un cierto control de la población canina. Además, es recomendable un control sanitario impidiendo el acceso de los perros a las basuras domésticas. De manera de conservar un registro de las dinámicas poblacionales caninas durante un programa de esterilización, es deseable el uso de microchip. Su inserción en cada perro permitiría compilar información necesaria para la gestión de este animal doméstico, luchar contra su abandono, su proliferación y finalmente su sufrimiento. Aplicando estas recomendaciones, la calidad de vida de los perros y la percepción de la gente

sobre ellos mejorarán. Finalmente, estas recomendaciones contribuirán significativamente a disminuir el impacto de los caninos sobre la salud humana y la ecología.

Remerciements

Je tiens à remercier tous ceux qui m'ont guidé dans l'écriture de cet essai. D'abord, les conseils qui m'ont été apportés par Caroline Cloutier et Sophie Calmé au tout début du projet m'ont été très utiles. Sans cette première orientation, je n'aurais pas été aussi à l'aise d'aborder les différents thèmes de la façon dont je l'ai fait. L'appui de Marc Bélisle m'a énormément aidé à optimiser cet essai. Tant au niveau du contenu que de la structure, Marc a été d'une aide précieuse et m'a formulé des conseils pertinents sur les versions préliminaires de ce travail. Je dois également des remerciements sincères à Denis Potvin, Josée Lalonde et Virginie Journeau pour la révision de mon texte.

Les gens avec qui j'ai partagé un bureau tous les jours ont également contribué à enrichir mon expérience de rédaction. Ce temps agréable passé en bonne compagnie, je le dois à Joaquin Bidart, Natalia Castro, Jenny Doddis, Gabriel Pastor. Merci également à la Faculté de Vétérinaires de la Universidad Austral de Chile de m'avoir laissé occuper un ordinateur avec une vue magnifique sur le Jardin botanique.

Carlos Rodriguez a également été d'un appui clé dans la compréhension des lois concernant les chiens au Chili. Le partage de ses connaissances et sa vision de la problématique ont été grandement appréciés.

Merci à tous ceux qui, en cours de route, ont désiré aborder le sujet des chiens avec moi et qui ont accepté de partager leur vision sur la problématique canine au Chili ou ailleurs.

Finalement, merci Daniela Leal pour m'avoir poussé à travailler de façon efficace pendant ces derniers mois passés à ses côtés.

Table des matières

SOMMAIRE.....	i
RESUMEN	v
REMERCIEMENTS	viii
TABLE DES MATIÈRES.....	ix
LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX	xii
LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES.....	xiii
LEXIQUE.....	xv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 - LE CONTEXTE SOCIAL DERRIÈRE LES CHIENS DOMESTIQUES	4
1.1 Le processus d'évolution des chiens	4
1.2 Les rôles des chiens.....	6
1.3 La classification des chiens	7
1.4 Les populations de chiens	8
1.5 Les problèmes de santé humaine et coûts associés	9
1.5.1 Morsures	10
1.5.2 Accidents routiers	12
1.6 Les maladies transmissibles aux humains.....	13
1.6.1 Rage	14
1.6.2 Échinococcose cystique.....	19

CHAPITRE 2 - LES IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES CHIENS.....	24
2.1 Diète	24
2.1.1 Les chiens en tant que proies	25
2.1.2 Les chiens en tant que charognards	26
2.2 Interférence spatiale	28
2.2.1 Effet de lisière.....	30
2.2.2 Stress nuisant à la quête de nourriture	32
2.2.3 Stress nuisant à la reproduction	33
2.3 Hybridation.....	36
2.4 Prédation sur la faune.....	41
2.5 Prédation sur les animaux d'élevage.....	48
2.5.1 Usage des chiens en tant que protecteur des troupeaux.....	48
2.5.2 Prédation des chiens envers les animaux d'élevage et coûts associés.....	51
2.6 Transmission de maladies	54
2.6.1 Rage	55
2.6.2 Maladie de Carré.....	58
 CHAPITRE 3 - CONTRÔLE DES POPULATIONS CANINES ET MESURES EFFICACES POUR DIMINUER LEUR IMPACT SUR LES HUMAINS ET LA FAUNE AU CHILI	 62
3.1 Populations canines au Chili	64
3.2 La rage au Chili	65

3.3	Parasitisme canin au Chili	67
3.4	Impact écologique des chiens au Chili : un exemple	70
3.5	Le contrôle des populations canines.....	70
3.6	Comment réduire les populations canines.....	72
3.7	Les avantages des programmes CCR sur les chiens	74
3.8	Les succès des programmes de réduction canine.....	74
3.9	La situation culturelle au Chili.....	75
3.10	La situation législative au Chili.....	76
3.11	Un programme de stérilisation viable au Chili.....	79
3.12	Recommandations	80
CONCLUSION		82
RÉFÉRENCES		86
ANNEXE 1.....		122

Liste des figures et des tableaux

Tableau 1.1:	EVCII pour la rage et autres maladies sélectionnées.....	17
Tableau 1.2 :	Niveaux d'infection d'Echinococcosis humaine et canine dans certains pays en voie de développement.	20
Figure 1.1:	Présence et absence de la rage selon les pays.....	15
Figure 2.2:	Résultat de l'hybridation entre loups et chiens dans la Sierra de Penouta, Asturia de l'Ouest, Espagne	41
Figure 2.3:	Prédation de chiens errants sur des argalis (<i>Ovis ammon</i>) en Mongolie.	42
Figure 3.4:	Cas de rage animale et humaine au Chili entre 1950 et 2000.....	66

Liste des acronymes, des symboles et des sigles

ADN	Acide désoxyribonucléique
ARFS	Aire de recherche de la faune Sengwa
AUS	Devise australienne
CCR	Capturer, châtrer, et relâcher
CGT	Chien de garde de troupeaux
CT	Capturer et tuer
€	Devise européenne
EA	Échinococcose alvéolaire
EC	Échinococcose cystique
EVCI	Espérance de vie corrigée de l'incapacité (<i>Disability-adjusted life years</i>)
ha	Hectare
IUCN	Union internationale pour la conservation de la nature (<i>International Union for Conservation of Nature</i>)
LV	Leishmaniose viscérale
<i>n</i>	Représente la taille d'un échantillon dans une étude donnée
OMS	Organisation mondiale de la santé
ONG	Organisme non gouvernemental
PNB	Parc National de Brasilia
PNMB	Parc National du Mont Balé
PNSG	Parc National de Sanjay Ghandi
TCG	Terres communes de Gowke
TDR	Programme de recherche sur les maladies tropicales (<i>Tropical disease research</i>)
USD	Devise américaine

WSPA

Société mondiale pour la protection des animaux (*World Society for the Protection of Animals*)

Lexique

Effet d'aspiration	Colonisation d'une niche écologique nouvellement désoccupée, généralement effectuée par de jeunes individus d'une certaine espèce (Killan <i>et al.</i> , 2007)
Helminthe	Désigne tout parasite appartenant à l'embranchement des vers (Office québécois de la langue française, 2013)
Hispathologique	Résultant de l'étude au microscope des tissus vivants (Dictionnaire Larousse, 2013)
Hotspot	Zone présentant une concentration exceptionnelle d'espèces endémique et soumise à une perte d'habitat exceptionnelle (Myers <i>et al.</i> , 2000)
Introgression	Infiltration progressive de gènes d'une espèce dans le génome d'une autre espèce par une succession d'hybridations et de croisements en retour (Office québécois de la langue française, 2013)
Néonate	Synonyme savant de nouveau-né (Office québécois de la langue française, 2013)
Recrutement	Tout ce qui s'ajoute à une population, notamment s'il s'agit de faune sauvage, pour quelque cause que ce soit, c'est-à-dire reproduction, immigration et repeuplement. (Office québécois de la langue française, 2013)
Viabilité	Faculté de survie et de développement normal (Office québécois de la langue française, 2013)
Zoonose	Maladie infectieuse ou parasitaire des animaux vertébrés, domestiques ou non, transmissible à l'homme, dans les conditions naturelles, avec possibilité de contagion inverse (Office québécois de la langue française, 2013)

Introduction

L'expansion humaine a donné naissance à l'introduction volontaire ou accidentelle de plusieurs espèces dans différents habitats et écosystèmes. Aujourd'hui, les espèces introduites sont une des causes principales des inquiétudes des biologistes de la conservation (Diamond, 1989; Macdonald *et al.*, 2006). En effet, les impacts négatifs que posent les animaux domestiques représentent de vrais défis en ce qui concerne la conservation, en plus d'être intimement liés aux valeurs économiques, sociales et politiques des communautés locales (Lindenmayer et Hunter, 2010). Vivant en relation proche avec les humains depuis plus de 14 000 ans (Nobis, 1979), les chiens (*Canis familiaris*) sont maintenant parmi les animaux domestiques les plus répandus au monde (Ferreira *et al.*, 2011). En 1993, leur population mondiale était estimée à 500 millions (Wandeler *et al.*, 1993) et ce chiffre s'élevait à 703,3 millions 10 ans plus tard (Hughes et Macdonald, 2013). D'une société à l'autre, les rôles qu'ils jouent sont néanmoins variés et complexes. Ils peuvent, par exemple, être des animaux de compagnie ou servant à éliminer les déchets, des icônes sacrées, des gardiens – tous avec des niveaux variés d'intégration au sein des communautés humaines (Serpell, 1995). Les rôles imposés par les humains sur leur(s) chien(s) impliquent que ces derniers ne sont pas traités également. Les populations de chiens sont par conséquent des amalgames d'individus entièrement dépendants des humains, errants et nécessitant les communautés humaines pour s'alimenter et trouver refuge, et finalement complètement indépendants du contact humain. Chacun de ces groupes présente des traits démographiques et comportementaux distincts. Il est estimé que 75 % de la population canine totale fait partie de la catégorie des chiens errants, c'est-à-dire des chiens qui déambulent librement sans restriction géographique imposée par l'humain (Butcher, 2000). En raison de leur capacité à coloniser presque tous les habitats, autant continents qu'insulaires, les chiens ont incontestablement un impact sur les communautés humaines et la vie sauvage. En effet, ils sont reconnus comme étant un problème considérable pour les humains et la faune sauvage (Feldmann, 1974; Young *et al.*,

2011), avec un impact économique estimé à 620 millions USD annuellement aux États-Unis (Pimentel *et al.*, 2005). Ils sont aussi une source de conflits avec les humains pour leurs morsures, leurs attaques sur le bétail et la transmission de maladies comme la rage. En effet, les chiens sont globalement responsables de 99 % des 55 000 décès humains annuels causés par ce virus (Knobel *et al.*, 2005), majoritairement en Asie et en Afrique. De plus, il existe au moins 60 autres zoonoses qui sont associées aux chiens (Matter et Daniels, 2000).

Cet essai traite des implications sociales et écologiques de la propagation des chiens domestiques à travers le monde avec une étude de cas au Chili. Le premier objectif qui en justifie l'écriture est la détermination de l'impact des chiens domestiques sur les humains et leurs activités. Le second objectif est de réviser les notions écologiques touchant la présence des chiens à l'échelle internationale dans le but d'identifier leurs conséquences en milieu naturel et rural. Le troisième objectif est de mesurer l'amplitude des interférences écologiques entre les chiens et la faune. Finalement, le dernier objectif est de trouver des solutions aux changements écologiques occasionnés par les chiens dans le contexte culturel et législatif du Chili, le pays avec le plus grand nombre de chiens par habitant (Hughes et Macdonald, 2013).

Une revue exhaustive de la littérature a permis de diviser le présent essai en trois chapitres. Le premier aborde le contexte qui entoure les chiens. Il présente notamment le processus d'évolution des chiens et les différents rôles qu'ils jouent aujourd'hui dans nos sociétés. Des données sur les populations canines et les ratios « humain: chien » de certains pays y sont présentés. Une sélection des problèmes de santé les plus importants qui sont associés aux chiens y est également détaillée. Ceux-ci incluent les morsures, la rage, et une maladie parasitaire appelée *Echinococcus granulosus*.

Le second chapitre traite des impacts écologiques des chiens. Il présente le chien en tant que proie, charognard et prédateur, autant sur les animaux de la faune sauvage que les animaux d'élevage. Il traite aussi de l'interférence spatiale occasionnée sur ces animaux. La problématique concernant sa reproduction avec des espèces génétiquement proches de lui

comme le dingo (*Canis lupus dingo*) et le loup gris (*Canis lupus*) est également abordée. En dernier lieu, ce chapitre détaille deux maladies qui posent un risque à la santé de nombre d'espèces d'animaux sauvages, soit la rage et la maladie de Carré.

Le troisième et dernier chapitre traite des contrôles de populations canines et des mesures efficaces pour diminuer leur impact sur les humains et la faune, dans le contexte spécifique du Chili. On y expose des statistiques quant aux populations canines, la rage et le parasitisme canin. Quelques exemples d'impact écologique des chiens sont également fournis dans le but de comprendre la problématique au niveau national. Puis, un programme de contrôle canin qui s'est avéré efficace dans certains pays est présenté dans le but d'étudier sa viabilité et son applicabilité au Chili. Une révision des lois en vigueur concernant les chiens est aussi effectuée, expliquant partiellement l'origine de la problématique de surpopulation canine. Une fois les contextes socioculturels, économiques et législatifs bien définis, des recommandations limitant l'impact des chiens au Chili sont finalement proposées.

Chapitre 1

Le contexte social derrière les chiens domestiques

Les chiens font partie de la vie courante des humains depuis des milliers d'années, et leur intégration à nos sociétés est aujourd'hui complète. Ce premier chapitre vise à déterminer l'impact des chiens sur les humains et leurs activités. Il débute par l'explication du processus de leur évolution et présente les rôles qu'ils jouent dans diverses sphères de la société. Ensuite, leurs impacts sur la santé humaine, notamment à travers des maladies telles que la rage et l'échinococcose cystique sont étudiés, en vue de saisir réellement l'étendue des conséquences qu'apporte ce canidé, souvent considéré comme le meilleur ami de l'Homme.

1.1 Le processus d'évolution des chiens

La littérature scientifique relate clairement que les chiens que l'on connaît aujourd'hui sont le résultat de la domestication des loups (*Canis lupus*) (Clutton-Brock, 1995; Lindblad-Toh *et al.*, 2005), qui historiquement occupaient la plupart de l'Eurasie et de l'Amérique du Nord (Gao 1997, Nowak 2003). Par contre, l'époque précise de cette origine fait l'objet de plusieurs débats. Les analyses d'ADN suggèrent que les chiens auraient divergé génétiquement des loups à des endroits différents il y a aussi longtemps que 135 000 ans (Vilà *et al.*, 1997). Quant à lui, le rapprochement entre les humains et les chiens ne se serait effectué que beaucoup plus tard. En effet, ce sont des ossements de chiens enterrés à Bonn-Oberkassel, en Allemagne, et datés de 14 000 ans qui permettent de confirmer cette plus récente relation de proximité (Nobis, 1979).

L'histoire précisant le lieu de la transformation du loup au chien et les gens qui en sont responsables demeure également matière à discussion, notamment avec des origines pointant de l'Europe à l'Extrême-Orient (Boyko *et al.*, 2009; Pang *et al.*, 2009; Verginelli *et al.*, 2005). En fait, la domestication des loups est vue comme le résultat de deux processus entremêlés qui auraient eu lieu au moment où les hommes vivaient encore de la chasse et de la cueillette. Les loups moins effrayés auraient été plus enclins à s'approcher des campements nomades pour s'alimenter des carcasses ou pour attaquer les animaux blessés qui se seraient échappés de l'affrontement avec les humains. Ces loups auraient également pu s'avérer utiles en tant que sonneur d'alarme pour les animaux intrus s'approchant des campements pendant la nuit (Lindsay, 2000). Graduellement, la sélection naturelle et la dérive génétique résultant de l'effet des activités humaines auraient commencé à différencier ces loups des autres populations plus nombreuses et autonomes (Muller, 2002). Une fois les humains en contact avec ces loups de manière plus rapprochée, les louveteaux auraient été sélectionnés en tant qu'animal de compagnie selon leur caractère à ne pas fuir et pour leur sociabilité (Muller, 2002). Éventuellement, les hommes de Cro-Magnon auraient établi un certain contrôle sur l'accouplement de ces loups, dit alors « protochiens » pour leur prédilection à devenir des chiens sous cette sélection artificielle basée sur les traits désirés. Des ossements bien conservés de mâchoires inférieures et de dents portent à croire que ces protochiens ressemblaient dès lors à des petits chiens de berger (Nobis, 1979). Ainsi, une partie de la population de loups est devenue des chiens, faisant de ceux-ci les tout premiers animaux à être domestiqués par l'homme. Par contre, ce n'est que beaucoup plus tard, soit il y a environ 3000 à 4000 ans, que les variations phénotypiques des diverses races de chiens connues aujourd'hui sont apparues. Cette diversité actuelle est confirmée par l'Association Américaine des Reproducteurs de Chiens qui reconnaît aujourd'hui environ 400 races différentes de chiens (Fogle et Morgan, 2000).

1.2 Les rôles des chiens

Bien que la localisation exacte du lignage des premiers chiens demeure incertaine, l'impact que les humains ont eu sur ceux-ci en tant qu'espèce est indéniable, et les innombrables transformations apportées en témoignent. À leur tour, les chiens jouent maintenant une gamme impressionnante de rôles dans la société actuelle. Certains sont utilisés pour secourir des victimes d'avalanches, de naufrages en eaux froides, ou d'autres personnes perdues en forêt. En effet, plusieurs types de chiens entraînés pour remplir des fonctions précises viennent en aide aux humains, tels que les chiens dépisteurs de drogues, de mines anti personnelles, de termites, et mêmes de cancers (Udell et Wynn, 2008). D'autres sont utiles à la chasse ou pour tirer des traîneaux sur la neige. Ils occupent également un rôle important dans la protection des animaux d'élevage en raison de leur esprit naturel de gardien (Corbett, 1995; Serpell, 1995). Les preuves tangibles les plus anciennes de ce rôle de gardien imposé aux chiens se retrouvent en Islande et aux îles Faeroe et remontent au 13^e siècle, où ils auraient été utilisés comme chiens de troupeaux (Laurans, 1975). De par leur instinct protecteur, ils sont aptes à surveiller les troupeaux et signaler l'approche des prédateurs. D'ailleurs, une revue de littérature exhaustive de leur capacité à diminuer la prédation des carnivores sauvages sur les animaux d'élevage révèle que cette réduction peut-être efficace entre 11 % et 100 % (Smith *et al.*, 2000). D'autres rôles joués par les chiens impliquent le domaine alimentaire. En effet, dans certaines parties de l'Asie et des îles Pacifiques, ils font partie de la diète régulière des gens et représentent des sources de protéines animales vitales (Corbett, 1995). Pour une grande majorité, les chiens demeurent ni plus ni moins que des animaux de compagnie. Peu importe le niveau d'intégration des chiens dans les communautés humaines, les usages variés que l'on fait d'eux indiquent hors de tout doute qu'ils sont devenus une composante importante du mode de vie d'une grande partie de la population mondiale (Serpell, 1995).

1.3 La classification des chiens

Dans cet essai, il est question de plusieurs types de chien. Ceux-ci occupent des niches écologiques différentes et interagissent différemment avec leur entourage selon leur niveau de proximité avec les humains. Afin de clarifier l'usage de certains termes, la définition de quelques mots de vocabulaire s'impose donc. Ceux-ci sont basés sur les critères élaborés par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et la Société mondiale pour la protection des animaux (WSPA) (Bogel *et al.*, 1990).

D'abord, le terme « errant » est souvent utilisé pour mentionner certains chiens, mais son usage est ambigu et porte à confusion. En effet, il s'applique potentiellement à tous les chiens qui sont perdus, abandonnés ou simplement en déplacement sans laisse. Ce terme sert alors à définir un chien qui n'est pas en conformité avec les lois de contrôle établies localement. Par exemple, dans une zone où des mesures sont mises de l'avant pour contrôler le virus de la rage, un chien peut être considéré comme « errant » s'il n'est pas enfermé, en laisse ou muselé, selon les critères préétablis. Dans un contexte différent où les chiens doivent détenir une forme d'identification quelconque (un collier par exemple), un chien « errant » peut simplement le devenir parce qu'il se promène librement et qu'il est démuné d'une telle identification.

La terminologie « avec propriétaire » est également imprécise parce que dans certaines régions, un chien peut appartenir à aucune personne en particulier, mais être considéré comme propriété d'un quartier. Un chien qui est associé à une maison par le biais d'enregistrements ou de permis est évidemment considéré comme « avec propriétaire ». Quant aux nuisances causées par ceux-ci, il est important de connaître à quel degré de supervision ils sont soumis avant d'élaborer des programmes de mitigation. Le niveau de dépendance des chiens par rapport aux soins attribués par les humains doit également être pris en considération dans les définitions. Ces soins peuvent être l'approvisionnement en nourriture, la disponibilité d'un refuge ou simplement l'attention qui leur est offerte. Les chiens sont définis selon leur niveau

de restriction ou de supervision par les humains telle qu'énoncée ici-bas (OMS et WSPA, 1990)

- Chien féral : Chien indépendant et non restreint. Même si ce dernier peut dépendre des déchets humains pour subvenir à ses besoins alimentaires, personne n'en est responsable. Il s'agit d'un chien qui est retourné au stade sauvage et qui ne dépend pas des humains pour se reproduire.
- Chien de quartier : Chien semi-dépendant, semi-restreint ou non restreint.
- Chien restreint ou supervisé : Chien entièrement dépendant des humains, entièrement restreint et supervisé par son propriétaire.
- Chien de compagnie : Chien conservé pour le plaisir et par un propriétaire qui entretient avec lui une relation affectueuse.
- Chien de famille : Chien entièrement dépendant des humains, semi-restreint par son propriétaire.
- Chien de travail : Chien utilisé pour protéger les animaux d'élevage, faire de la course, aider à la chasse, guider les aveugles, servir dans la police ou l'armée.

1.4 Les populations de chiens

Le chien est l'espèce carnivore ayant la population la plus élevée au monde (Wandeler *et al.*, 1993). Son habileté à survivre dans des environnements différents a fait de lui l'animal le plus répandu sur la planète avec le chat domestique (*Felis catus*), mais avec des densités encore plus élevées que son homologue félin (Wandeler *et al.*, 1993). Les chiens sont présents sur tous les continents et presque toutes les îles où les humains sont installés (Wandeler *et al.*, 1993). Bien sûr, ceci est causé par la forte association qui existe entre ces derniers et les communautés humaines qui maintiennent artificiellement ces populations à de très hauts niveaux en répondant à leurs besoins de base.

À venir jusqu'à 1993, les estimations des populations de chiens domestiques étaient de 500 millions (Wandeler *et al.*, 1993). Ceci était calculé selon un ratio « humain: chien » de 10:1 et en utilisant une population humaine totale de 5,5 milliards en 1993 (US Census Bureau, 2011). Des données plus récentes sur la population humaine actuelle et les ratios humains: chiens ont récemment donné naissance à des estimations plus actualisées. Selon des données recueillies entre 1985 et 2003, les ratios sont de 12,3 :1 en Afrique et 9,5 :1 en Asie (excluant la Chine) (Knobel *et al.*, 2005). En Chine, les populations nationales de chiens sont estimées différemment selon les auteurs les ayant étudiées. Euromonitor International (2011a) l'évaluait à 27 millions en 2009, la compagnie « Pet World » à 58 millions, et Wang *et al.* (2008) à 100 millions pour 2008. Les estimations concernant ce pays utilisent des ratios variés, soit de 49:1, 22,8:1 et 13,2:1. Ceci engendre une incertitude énorme par rapport à la population probable de chiens, estimée entre 27 et 102 millions pour la Chine seulement. Une médiane, calculée à 22,8 :1 offre une figure sans doute plus réaliste d'environ 59 millions en 2012 (Hughes et Macdonald, 2013). Aux États-Unis seulement, 78,2 millions de chiens sont enregistrés (American Pet Products Manufacturers Association, 2007), laissant croire que la population réelle est encore plus élevée.

Selon les figures recalculées par Hughes et Macdonald (2013), la population mondiale actuelle de chiens s'élèverait à 700 millions. De ceux-ci, la population de chiens qui ne sont pas restreints par les humains et appartiennent à quelqu'un en particulier ou non totalise environ 75 % de la population globale totale (WSPA, 2012).

1.5 Les problèmes de santé humaine et coûts associés

Les blessures, maladies et décès causés par les chiens consistent un problème majeur de santé publique à travers le monde. Cette section traite des conséquences qu'ils ont sur la santé humaine.

1.5.1 Morsures

En plus de transmettre des infections zoonotiques causant la mort telle que la rage (Rabinowitz *et al.*, 2007), les chiens sont capables de perforer et déchirer les tissus humains et même de fracturer les os. Ils peuvent également causer des éraflures et des lacérations avec leurs pattes. Les fractures sont souvent rapportées chez les personnes âgées qui trébuchent en raison de leur chien ou qui se font pousser par celui-ci (Lindstrom *et al.*, 2002). De plus, d'autres groupes tels que les joggeurs sont également à risque d'accident puisqu'ils peuvent être appelés à changer leur trajectoire brusquement afin d'éviter un chien qu'ils considèrent gênant ou menaçant (Langley, 2009).

Bien que peu communes, les morsures de chiens ont été établies depuis longtemps comme une source potentielle sérieuse de blessures mortelles. Ce n'est qu'avec l'arrivée récente d'un mécanisme informatisé et uniformisé sur les hospitalisations et les décès causés par les morsures de chiens que des comparaisons à l'échelle internationale sont finalement possibles. L'information médicale reliée à l'ampleur des blessures traumatiques résultant des attaques de chiens demeure néanmoins incomplète. Il est estimé que le nombre de morsures officiellement rapporté aux autorités est largement inférieur au chiffre réel (Hanna et Selby, 1981; Weiss *et al.*, 1998). En Pennsylvanie, aux États-Unis, un sondage a d'ailleurs révélé que le taux de morsures de chiens était 36 fois plus élevé que les données officielles le suggéraient (Beck et Jones, 1985). Les blessures reliées aux morsures sont des sources d'infections potentiellement dangereuses. En effet, une étude aux États-Unis révèle qu'entre 3 et 18 % des morsures de chiens deviennent infectées, provoquant occasionnellement des méningites, des endocardites et des chocs septiques, tous susceptibles de causer la mort (Langley, 2009).

Les données sur les taux de mortalité engendrés par les chiens à l'échelle planétaire sont limitées et difficilement comparables entre elles en raison du manque de conformité du dépistage entre les pays et les années pour lesquelles celles-ci sont disponibles. Pour des

périodes relativement similaires, il est possible de comparer ces taux (exprimés par 100 000 personnes) pour les États-Unis, l'Australie et le Canada. Pour la période 1995-1996, le taux de mortalité causé par les chiens aux États-Unis oscillait entre 0,05/100 000 et 0,07/100 000 (Lockwood, 1997). Pour cette même période, l'Australie enregistrait un taux de 0,004/100 000 et un taux d'admission à l'hôpital de 7,7/100 000 (Ozanne-Smith *et al.*, 2001). Au Canada, entre 1987 et 1997, le taux de mortalité était de 0,007/100 000 et de 2,6/100 000 pour les admissions à l'hôpital entre 1994 et 1996 (Santé Canada, données non publiées).

En Australie comme dans d'autres pays, les groupes les plus à risque de morsures menant à une hospitalisation sont les jeunes âgés de 1 à 4 ans (National Injury Surveillance Unit, 1998). Chaque année, aux États-Unis, environ 1,5 % de la population est victime des morsures de chiens (Voelker, 1997; Weiss *et al.*, 1998; Gilchrist *et al.*, 2008). Entre 1979 et 1999, aux États-Unis, la troisième catégorie d'animaux causant le plus de morts était les chiens, avec 9,9 % des 157 décès annuels causés par des animaux (US Department of Health and Human Services, 1990). La catégorie d'animaux causant le plus de décès (36,4 % entre 1999 et 2007) était majoritairement reliée aux accidents impliquant des animaux de ferme, alors que la catégorie suivante en importance (28,2 % entre 1999 et 2007) était attribuable aux insectes de l'ordre des *Hymenoptera*, composés de frelons, de guêpes et d'abeilles. Lorsque classé sous la catégorie des animaux non venimeux, le taux de mortalité causé par les chiens entre 1979 et 1990 était de 15,9 % et représentait alors 186 individus (Langley et Morrow, 2008).

Aux États-Unis, on estime que 4,7 millions de personnes sont annuellement mordues par leur chien de compagnie ou des chiens errants, ce qui entraîne environ 800 000 cas nécessitant des traitements médicaux (Sacks *et al.*, 1996). Entre 1999 et 2007, le nombre de fatalités aux États-Unis résultant d'une interaction avec un chien était de 250, soit 27,8 par année. En général, les décès surviennent chez les enfants de moins de 10 ans et chez les adultes âgés de

65 ans et plus (Langley, 2009) et les chiens les plus souvent en cause sont les pitbulls¹ (Pinckney et Kennedy, 1982; Sacks *et al.*, 2000; Raghavan, 2008). De plus, le coût économique engendré par ces morsures est relativement élevé. Le Centre de contrôle des maladies estime que le traitement médical pour les morsures de chiens s'élève à 165 millions USD par année et que les coûts indirects comme la perte temporaire d'un emploi gonflent ce chiffre jusqu'à 250 millions USD (Colburn, 1999; Quinlan et Sacks, 1999). D'autres sources évaluent les morsures de chiens à plus du tiers des déclarations d'assurance en responsabilité civile des ménages américains, coûtant aux États-Unis 413 millions USD en 2010 (Insurance Information Institute, 2011). Selon eux, les pertes totales reliées aux morsures excèdent donc 1 milliard USD par année.

Plus récemment, le National Canine Research Council (2011) a produit un rapport indiquant que les morsures ayant causé la mort s'élevait à 31 individus en 2011 aux États-Unis, mentionnant que ce chiffre était très bas par rapport au nombre très élevé d'interactions entre les humains et les chiens. En résumé, les attaques de chien causent la mort d'en moyenne 15 Américains par année, comparativement à 1 à 2 personnes au Canada (Avis, 1999; Ozanne-Smith *et al.*, 2001), alors que les données à ce sujet pour les pays en voie de développement sont manquantes.

1.5.2 Accidents routiers

De par leur abondance, il est justifiable de croire que les chiens présentent un danger pour la sécurité routière. Par contre, la littérature ne semble pas indiquer que leur présence s'avère un élément significatif dans les accidents routiers qu'ils causent. En effet, il est estimé qu'environ 75 000 personnes aux États-Unis sont annuellement victimes d'accident en lien avec la faune, causant la mort de 415 personnes (Conover *et al.*, 1995). De ceci, 35 000 sont mordus par des

¹ Le terme « pitbull » réfère aux races suivantes: *American pitbull terrier*, *American Staffordshire terrier*, et *Staffordshire Bull Terrier*

serpents venimeux, rongeurs, renards ou moufettes; 29 000 entrent en collision avec des cerfs sur la route, et 12 000 contractent une maladie transmise par un animal sauvage (Conover *et al.*, 1995). Des études révisant le nombre d'accidents de la route mettant en relation la faune pointent majoritairement vers les cerfs comme espèce problématique, surtout en Suède (Seiler *et al.*, 2004; Seiler 2005), au Canada (Joyce et Mahoney 2001; Sielecki 2004), aux États-Unis (Hubbard *et al.*, 2000) et au Royaume-Uni (Wilson, 2003). Malgré leur omniprésence et leur densité parfois très élevée, les chiens n'apparaissent pas dans la littérature comme un animal fréquemment impliqué dans les accidents de la route, probablement du fait qu'ils sont relativement de petite taille par rapport aux autres mammifères, notamment ceux de la famille des cervidés.

1.6 Les maladies transmissibles aux humains

Les chiens sont d'importants vecteurs de maladies qui affectent la santé de l'être humain. En effet, il est estimé que plus de 60 maladies zoonotiques impliquent ce mammifère (Matter et Daniels, 2000). Ils sont une importante source de maladies émergentes chez l'humain, tel que l'entérite acidophile causée par le nématode *Ancylostoma caninum*. Ils sont aussi un pont pour les infections réémergentes comme *Echinococcus multilocularis* et une source de parasites pour les personnes immunovulnérables (MacPherson, 2005). La population de chiens errants est particulièrement associée à une variété d'infections bactériennes, virales ou parasitaires.

La leishmaniose, une maladie chronique dont le troisième vecteur principal est le chien en Amérique latine, affecte considérablement la santé de millions d'êtres humains à travers le monde (PAHO, 2008). Sa prévalence serait de 12 millions et la population à risque de 350 millions (Guizani *et al.*, 2011). La leishmaniose viscérale (LV) est la manifestation clinique la plus sévère, avec une incidence d'environ 500 000 cas par année et un taux de mortalité annuel de 59 000 décès. Globalement, son incidence et son aire de distribution sont à la hausse (Guizani *et al.*, 2011).

La toxocarose humaine, causée par l'infection zoonotique du stade larvaire de *Toxocara canis*, un nématode intestinal des chiens, est une des infections parasitaires humaines les plus communes au monde (Fisher, 2003). Elle affecte majoritairement les communautés les plus pauvres des pays en voie de développement. Sa séroprévalence parmi des individus apparemment en bonne santé oscille entre 2,4 % au Danemark (Stensvold *et al.*, 2009) et 92,8 % à l'île de la Réunion (MagnaVal *et al.*, 1994). Même si cette maladie peut être grave et débilitante, l'incidence des manifestations cliniques sévères est inconnue et son diagnostic est difficile. Ceci donne la fausse impression que son fardeau et son impact sur la santé sont bas, et conséquemment fait de la toxocarose humaine une zoonose négligée (Sariego *et al.*, 2012).

En raison de leur prévalence et de leur impact sur la santé publique, deux maladies sont traitées plus en profondeur dans la section suivante. Celles-ci sont la rage et l'échinococcose.

1.6.1 Rage

La rage est une maladie zoonotique, c'est-à-dire qu'elle se transmet aux humains par les animaux. Elle peut causer la mort si elle n'est pas traitée, et son vecteur principal est le chien domestique. D'ailleurs, on rapporte que dans 99,9 % des cas, les morsures de ce canidé sont responsables de la transmission de cette maladie (Knobel *et al.*, 2005).

La rage est un virus qui se présente sur tous les continents à l'exception de l'Antarctique. Elle est en effet présente dans plus de 150 pays et territoires (figure 1.1; OMS, 2012). Par contre, la rage est généralement considérée comme une maladie touchant majoritairement les populations pauvres et vulnérables vivant dans des communautés rurales reculées. Ce virus est récemment devenu un cas de menace à la santé publique en Australie, en Amérique latine et en Europe occidentale, où les décès qui en résultent sont typiquement reliés aux morsures de chiens. Aux États-Unis et au Canada, ce sont plutôt les chauves-souris qui sont le principal vecteur de cette maladie (OMS, 2012).

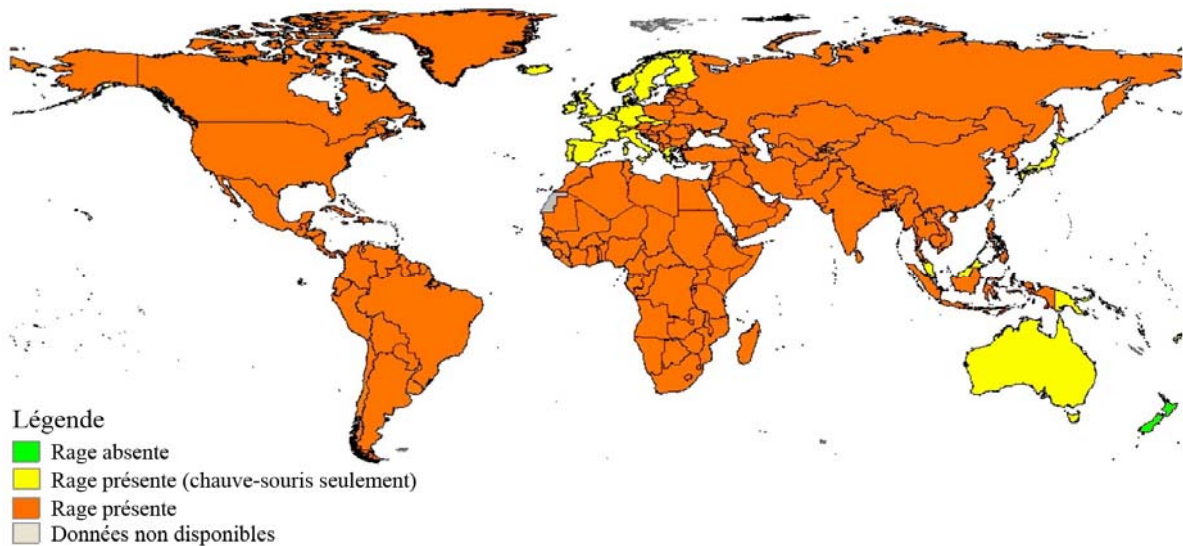


Figure 1.1: Présence et absence de la rage selon les pays

Traduction libre

Source : OMS, 1997

Essentiellement, les zones où cette maladie présente un danger imminent se trouvent dans les pays en voie de développement, où surviennent plus de 99 % des décès (OMS, 1998). En Afrique et en Asie, environ 55 000 personnes meurent annuellement : un chiffre équivalent à 95 % des décès liés à la rage mondialement (Knobel, 2005; OMS, 2012). En raison des diagnostics erronés effectués dans les pays en voie de développement, il est estimé que le nombre réel de décès s'élève en réalité à 100 000 (Fooks, 2007). En effet, cette maladie est souvent peu rapportée ou mal diagnostiquée. Dans un hôpital du Malawi, en Afrique australe, 3 enfants sur 26 (11,5 %), initialement reconnus comme porteurs de la malaria cérébrale, se sont plutôt avérés atteints de la rage, après que des tests en laboratoire l'aient confirmé (Mallewa *et al.*, 2007). Une autre étude, cette fois en Tanzanie, révèle que les décès causés par la rage peuvent être jusqu'à 100 fois plus élevés que ce que suggèrent les rapports officiels (Cleaveland *et al.*, 2002). Quant au transfert de maladies vers les animaux, il est estimé que

25 000 à 27 000 animaux d'élevage contractent la rage à la suite d'exposition aux chiens ou à d'autres vecteurs (OMS, 1996a), ce qui représente un risque de transmission accru pour l'humain et des pertes économiques importantes pour les éleveurs.

Afin de comprendre l'épidémiologie de cette maladie, il convient de présenter quelques-unes de ses caractéristiques. Il importe de mentionner que la rage n'est pas transmise que par les morsures profondes d'animaux infectés. Elle se transmet également par le contact de la salive aux muqueuses humaines ou aux blessures non cicatrisées sur la peau par n'importe quel animal porteur (OMS, 2012). La maladie débute par une fièvre et souvent une douleur, des fourmillements, des sensations de brûlure ou des démangeaisons à l'endroit de la blessure. Le chien étant le principal vecteur de la rage, les ratons-laveurs, les mouffettes, les chauves-souris et les canidés tels que les renards peuvent aussi la transmettre. Une fois dans le corps, le virus se répand jusqu'au système nerveux central et entraîne une inflammation progressive du cerveau et de la moelle épinière. Il existe deux développements potentiels du virus. Le premier résulte dans la forme « furieuse » de la maladie, où le patient devient hyperactif, excité et hydrophobe. Après quelques jours, un arrêt cardiovasculaire cause la mort. Dans 30 % des cas, la rage se présente sous sa seconde forme, moins spectaculaire et de plus longue durée, appelée « paralytique ». Débutant à l'endroit de la plaie, les muscles deviennent graduellement paralysés. Puis, un coma s'installe et la mort survient. Les cas de rage paralytique sont souvent mal diagnostiqués, faisant de la rage une maladie sous-notifiée.

La rage est une maladie négligée et mal contrôlée à travers les pays en voie de développement. Pourtant, des vaccins sécuritaires et efficaces, tant pour les animaux que les humains, sont disponibles pour la prévenir. Pour mieux comprendre l'ampleur de cette maladie, il convient d'emprunter un concept calculatoire élaboré par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Ce dernier permet d'évaluer le fardeau imposé par différentes maladies et facilite les comparaisons entre maladies dans le but d'établir des priorités quant aux programmes de santé publique à élaborer. En effet, les années d'espérance de vie corrigée pour l'incapacité (EVCI

en français, ou *DALY* en anglais) considèrent les années de vie perdues causées par une mort prématurée et les additionne à celles vécues avec un handicap. Basé sur ce concept, Coleman *et al.* (2004) mettent en évidence l'importance de la rage par rapport aux autres maladies recevant une attention internationale majeure. En utilisant les chiffres conservateurs des cas officiels de rage rapportés, ils calculent que la rage est une maladie prioritaire, étant donné que certaines maladies comme la dengue sont à presque la moitié des valeurs EVCI de la rage (tableau 1.1).

Tableau 1.1: EVCI (espérance de vie corrigée pour l'incapacité) pour la rage et d'autres maladies sélectionnées

Maladie	Années EVCI perdues (x 1000)
Malaria	42 280
Turberculose	36 040
Filariose lymphatique	5644
Leishmaniose	2357
Schistosomiase	1760
Trypanosomiase	1598
Rage	1160
Onchocercose	987
Maladie de Chagas	649
Dingue	653
Lèpre	177

N.B. Les années EVCI de la rage sont basées sur des données officielles de l'OMS (OMS, 1998). Les autres maladies sont basées sur les pointages officiels des années EVCI en 2001 pour les maladies prioritaires dans le TDR (*Tropical Disease Research*; OMS, 2002).

Source : Adapté de Coleman *et al.*, (2004).p. 141

En raison du lourd fardeau qu'elle impose sur les pays en voie de développement et de la facilité relative avec laquelle un contrôle canin peut être implanté, il semble injustifiable que la rage cause encore la mort de tant de personnes chaque année. Les pays ayant grandement réduit ou éliminé la rage touchant les humains l'ont fait en effectuant un contrôle strict de leur population de chiens en les vaccinant massivement, ce qui reste malgré tout un défi majeur

dans nombre de pays en voie de développement (Bourhy *et al.*, 2010). Cette maladie est par contre toujours d'actualité en raison de la méconnaissance de son épidémiologie chez l'humain et d'une mauvaise priorisation par les autorités reliées au domaine de la santé. De plus, les campagnes de vaccination sont souvent victimes de leur propre succès puisqu'un arrêt prématuré des cas d'infection chez l'humain met un frein à la vaccination chez les chiens, ce qui entraîne alors sa réémergence (Dodet, 2010). Il existe en effet de nombreuses barrières perçues comme empêchant l'efficacité d'une vaccination massive et donc l'enrayement de la rage. Celles-ci incluent l'abondance de faune porteuse du virus, une grande population de chiens sans propriétaire, des porteurs de chiens ne présentant aucun symptôme, mais tout de même porteurs, et le coût de vaccination des chiens (Lembo *et al.*, 2010; Hampson *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2009). Il est soutenu qu'une vaccination de 70 % de la population canine est suffisante pour contrôler l'éruption de la rage chez la population de chien (Coleman et Dye, 1996), ce qui permet d'empêcher sa transmission des chiens aux humains (Zinsstag *et al.*, 2009). En effet, une campagne de vaccination en Afrique rurale a permis de diminuer radicalement l'incidence de la rage chez l'humain (Cleaveland *et al.*, 2003). Une connaissance de l'écologie des chiens et de sa démographie est toutefois nécessaire dans la planification efficace de campagnes de vaccination massives pour maîtriser la rage chez les chiens (OMS, 1987; OMS, 2005; Bogel *et al.*, 1990).

Puisque les populations de chiens ont pu être vaccinées avec succès à maintes reprises et même en régions éloignées, il est possible de conclure que les engagements pris par les gouvernements nationaux et autres autorités dans le domaine de la santé doivent faire du contrôle de la rage une priorité et conserver les infrastructures nécessaires pour effectuer des vaccinations régulières de la population de chiens à long terme (Davlin et VonVille, 2012). Ces campagnes permettent une meilleure compréhension de l'écologie et de la démographie locale des chiens, un élément clé dans la gestion informée des ressources pour l'atténuation de la maladie. Finalement, les propriétaires de chiens doivent être éduqués quant aux bonnes

pratiques de gestion de leur animal et encouragés à le faire vacciner. Un service de vétérinaire doit donc être disponible et préférablement peu coûteux (Davlin et VonVille, 2012).

1.6.2 Échinococcose cystique

Le cestode intestinal *Echinococcus granulosus* (*E. granulosus*) est un important pathogène zoonotique qui cause le développement de maladies sévères chez les humains (Yang *et al.*, 2005). Des trois formes de cestodes parasites affectant l'humain, l'échinococcose cystique (EC) et l'échinococcose alvéolaire (EA) sont les plus importantes en raison de leur distribution géographique et de leur impact sur la santé et l'économie. Elles sont causées par l'infection due au cestode du genre *Echinococcus* et envahissent divers organes de leur hôte intermédiaire, notamment les reins et les poumons. Des 2 à 3 millions de cas d'échinococcose annuellement reportés, la plupart sont de forme cystique (EC), et donc causés par *E. granulosus* (Budke *et al.*, 2006; Craig *et al.*, 2007). Dans la région centre-nord du Xinjiang, en Chine, les taux d'infection tant chez les humains que chez les chiens sont drastiquement élevés (tableau 1.2). Due à sa prévalence, son impact sur la santé et sa proche connexion avec les chiens, l'emphase sera mise sur l'*Echinococcus granulosus* plutôt qu'*Echinococcus multilocularis*, qui quant à elle provoque l'échinococcose alvéolaire et est maintenue exclusivement dans l'Hémisphère Nord en raison de la relation prédateur-proie qui existe entre les canidés et des petits rongeurs (Craig *et al.*, 2000).

Tableau 1.2 : Niveaux d'infection d'Echinococcosis humaine et canine dans certains pays en voie de développement.

Endroit	Pourcentage de chiens affectés	Humains infectés / 100 000	Source
Algérie	9,4 - 12,0	2,26	Seimenis, 2003
Chine - Centre Nord du Xingjiang	82,3	80,00	Jenkins <i>et al.</i> , 2005
Égypte	3,0 - 10,0	4,29	Seimenis, 2003
Maroc	35,0 - 48,4	5,20 - 7,10	Seimenis, 2003
Pérou, circonscription de Pacaraos	51,0	Non disponible	Moro <i>et al.</i> , 2005
Tunésie	30,0 - 68,0	1,50 - 2,05	Seimenis, 2003
Uruguay - La Paloma	20,0	Non disponible	Cohen <i>et al.</i> , 1998

Traduction libre

Source : Jackman, J. et Rowan, A. (2007). p. 61

E. granulosus est transmis par l'intermédiaire de carnivores sauvages et ongulés, ou via des animaux domestiques comme les chiens. Lorsque les animaux infectés défèquent dans l'environnement, les œufs des cestodes adultes vivant à l'intérieur de l'intestin grêle sont libérés dans les pâturages et les risques de propagation du parasite augmentent (Acosta-Jamett *et al.*, 2010). Bien qu'il existe plusieurs souches d'*E. granulosus*, les chiens et d'autres canidés en sont toujours les hôtes définitifs, alors que les animaux d'élevage sont des hôtes intermédiaires (Yang *et al.*, 2005).

Le cycle de cette maladie débute par l'ingestion accidentelle d'œufs d'*E. granulosus* provenant d'excréments de carnivores infectés. Les œufs donnent naissance à de petits cestodes d'environ 2 à 7 mm qui se développent à l'intérieur de l'intestin grêle de leur hôte. Graduellement, la réaction infectieuse produit des kystes pouvant varier de 1 à 15 cm en taille

sur les organes humains, quoique des cas surpassant 20 cm aient été diagnostiqués (Ammann et Eckart, 1996; Pawlowski, 1997; Shambesh, 1997).

Chez les hôtes définitifs comme les chiens et parfois d'autres canidés, il peut être difficile de détecter la maladie, même dans les cas où l'infection est très sévère puisqu'il n'y a pas d'effets pathogènes (Eckert *et al.*, 2001). Ces animaux porteurs sont dits « non symptomatiques ». Dans le cas des hôtes intermédiaires comme les moutons, les chèvres, les vaches et les chevaux, ils ne présentent pas non plus de symptômes à l'exception des cas très graves d'infection chez les chevaux. De plus, il n'existe pas de méthode fiable pour détecter la maladie chez les animaux vivants. Les kystes sont détectés au moment de l'analyse de la viande, de l'éviscération ou de l'autopsie. Les caractéristiques intrinsèques d'*E. granulosus* compliquent donc considérablement son enrayement. De plus, *E. granulosus* peut être directement transféré chez l'humain par la manipulation d'un hôte infecté, de fèces, de plantes ou de terre contenant des œufs d'*Echinococcus* et ce, si ces derniers entrent en contact avec la bouche. Les œufs peuvent aussi être ingérés via des légumes, de la salade ou des fruits non cuits s'ils ont été préalablement contaminés (Eckert et Deplazes, 2004).

La distribution d'*E. granulosus* s'étend sur tous les continents et dans au moins 100 pays (Eckert et Deplazes, 2004). Les prévalences les plus élevées sont en Eurasie (notamment dans les régions méditerranéennes, la Russie et la Chine), en Afrique (régions nordiques et orientales), en Australie et en Amérique du Sud. En Chine, l'EC est considéré comme un problème de santé publique majeur (Wen et Yang, 1997). Dans la province de Sichuan en Chine, l'incidence de l'EC chez l'humain était de 2,1 % en 1997 et 1998 (Wang *et al.*, 2001) et allait jusqu'à 42 par 100 000 personnes dans un comté du Xinjiang, dans l'ouest du pays. En Afrique de Nord et de l'Est, une prévalence supérieure à 3 % a été enregistrée, et les incidences annuelles allaient jusqu'à 9,2 par 100 000 en Uruguay en 1995 (Cohen *et al.*, 1998).

Les facteurs qui contribuent à la persistance, l'émergence et la réémergence de l'EC sont nombreux. Dans les régions méditerranéennes comme ailleurs, ceux-ci incluent (1) la présence d'une grande population de chiens (spécialement errants) infectés par *E. granulosus*, (2) l'accès facile des chiens aux organes du bétail infectés par des kystes de *E. granulosus*, (3) des installations insuffisantes pour la destruction des viscères infectées, (4) l'abattage illégal ou fait à la maison sans inspection et (5) une forte proximité entre les chiens et d'autres animaux vivant sur des petites parcelles rurales. Des facteurs socio-économiques tels que (6) le manque d'accès à l'eau potable, (7) une mauvaise éducation de la santé, et (8) une instabilité économique mettent également à risque certaines populations (Battelli *et al.*, 2002; Todorov et Boeva, 1999).

Plusieurs solutions ont été évaluées pour contrôler *E. granulosus*. Une première option met l'emphase sur l'éducation de la santé publique avec un accès aux soins de santé primaire (Parodi *et al.*, 2001), l'amélioration de l'hygiène dans les abattoirs et de l'inspection de la viande, de même que l'enregistrement des chiens (Gemmell *et al.*, 2001). La seconde option inclut les premières recommandations, mais cible quant à elle l'interruption de la transmission du parasite. Des informations spécifiques quant à la prévalence d'*E. granulosus* dans les populations de chiens, l'âge des kystes chez les animaux domestiques, et finalement la prévalence d'EC chez les humains sont essentielles au plan d'éradication de la maladie. Un contrôle à long terme, nécessitant 15 ans, peut être suffisant pour enrayer la maladie si aucune contrainte financière majeure n'est imposée (Gemmell *et al.*, 2001). En Argentine, des conditions sous-optimales ont permis de diminuer considérablement la prévalence du kyste chez les moutons et son stade intestinal chez les chiens ruraux, mais ceci a pris plus de 20 ans et la maladie y est toujours présente (Larrieu *et al.*, 2001). Les changements politiques et administratifs sont donc une barrière importante aux programmes de contrôles d'*E. granulosus* parce qu'ils perturbent le financement à long terme nécessaire pour arrêter la propagation des maladies qu'elle cause.

Un rapport de l'Office international des épizooties suggère que le fardeau humain mondial pour l'EC excède un million d'années EVCI, résultant en une perte de 760 millions USD par année (Budke *et al.*, 2006), bien que l'on considère que ces chiffres sont probablement des sous-estimations des valeurs réelles (Craig *et al.*, 2007). Des études de cas et des essais cliniques témoignent d'un taux de mortalité entre 2 et 4 % pour l'EC, mais ce pourcentage augmente considérablement si le traitement et les soins sont de mauvaise qualité (Brunetti et Junghanss, 2009; Brunetti *et al.*, 2010). En comparaison, les analyses des 400 000 cas d'AE reportés révèlent que le taux de mortalité excède 90 % dans les 10 à 15 ans suivant le diagnostic si la maladie n'est pas traitée ou si le traitement est limité (Brunetti *et al.*, 2010, Torgerson *al.*, 2008). Annuellement, environ 18 000 nouveaux cas d'AE sont reportés, élevant le fardeau annuel EVCI à 666 434 (Torgerson *al.*, 2010).

Chapitre 2

Les impacts écologiques des chiens

L'étendue des impacts écologiques que les chiens ont sur leur environnement est vaste et bien réelle. Dans ce chapitre, il est question de la participation des chiens à la diète de certains carnivores sauvages et de comment leur propre diète affecte la faune sauvage. Puis, il est question des interférences spatiales que les chiens ont avec les animaux sauvages qui partagent le même habitat. Le stress imposé par leur présence peut en effet nuire à la quête de nourriture et à la reproduction de certaines espèces. Les menaces que représentent les chiens pour l'intégrité génétique des dingos (*Canis lupus dingo*) sont ensuite abordées. Ce chapitre traite également de la capacité des chiens à protéger les animaux d'élevage, et inversement à s'en alimenter. Pour conclure, les répercussions de la transmission des maladies des chiens à la faune sauvage telles que la rage et la maladie de Carré sont abordées.

2.1 Diète

Comme mentionné plus haut, les chiens domestiques sont probablement les carnivores les plus nombreux sur la Terre aujourd'hui (Daniels et Bekoff, 1989). Leur succès à coloniser tous les continents et la plupart des îles sur lesquels ils ont été introduits révèle bien de leur potentiel d'envahissement (OMS et WSPA, 1990; Wandeler *et al.*, 1993). C'est d'ailleurs ainsi qu'ils sont perçus dans de nombreux habitats en raison des perturbations et des modifications qu'ils entraînent dans les écosystèmes locaux (Clout, 1995). La section suivante traite de l'inclusion des chiens dans la diète de certains grands carnivores et de comment la diète des chiens entraîne des répercussions écologiques.

2.1.1 Les chiens en tant que proies

Quoique moins rapportés que les cas de prédation des chiens sur la faune sauvage ou le bétail, il existe quelques exemples où les chiens sont eux-mêmes la proie d'autres carnivores. C'est en effet le cas dans les régions rurales du Zimbabwe, en Afrique, où les chiens auraient été introduits il y a environ 1000 ans par l'immigration des peuples Bantous (Clutton-Brock *et al.*, 1976; Clutton-Brock, 1993). Aujourd'hui, plus de 70 % de la population nationale de chiens habite dans les terres communes. Celles-ci couvrent près de 40 % de la superficie du pays et sont principalement destinées à l'agropastoralisme (Brooks, 1990). Sur ces terres, tous les chiens ont un propriétaire, mais leurs déplacements et leur reproduction ne sont pas contrôlés. Ils dépendent néanmoins des résidents locaux pour répondre à leurs besoins primaires (Butler et Bingham, 2000). À l'instar de la courbe exponentielle de la croissance humaine au Zimbabwe, la population de chien y est passée de 250 000 en 1954 jusqu'à 1,36 million sur les terres communes exclusivement, et ce, en seulement 50 ans (Adamson, 1954; Butler et Bingham, 2000). Une étude en bordure de l'Aire de Recherche de la Faune Sengwa (ARFS), dans une zone de 33 km² des Terres Communes de Gowke (TCG), s'est intéressée à la prédation de quelques carnivores sur les chiens. Les données collectées entre janvier 1993 et juin 1996 indiquent que la diète des léopards (*Panthera pardus*), des lions (*Panthera leo*) et des hyènes tachetées (*Crocuta crocuta*) incluait régulièrement les chiens. En effet, 19 chiens ont été rapportés comme proies de ces carnivores pour cette période, avec les léopards comme plus grands prédateurs (53 %) suivis des lions (42 %) et des hyènes tachetées (5 %). La quantité de chiens chassée par ces grands carnivores représentait plus de 6 % de la population totale de chiens de l'aire d'étude en 1993 (Butler, 1998).

La préférence des léopards à s'alimenter de chiens autour des villages et près des habitations est bien documentée et l'exemple précédent ne constitue pas un cas isolé (Daniel, 1996). Une autre étude, cette fois dans le Parc National de Sanjay Ghandi (PNSG), en bordure de Mumbai, en Inde, a révélé une forte contribution des animaux domestiques à leur diète. Alors que les

études en Afrique signalent plutôt leur préférence pour les ongulés comme proies principales (Bailey, 1993), les léopards du PNSG sont considérés comme généralistes du fait qu'ils s'alimentent majoritairement de chiens domestiques qui sont abondants dans le parc. Il est à noter que le parc en question est considéré comme petit, isolé et pauvre en proies. L'étude de fèces y a révélé la présence de chiens dans 63,7 % des échantillons ($n = 90$) (Edgaonkar et Chellam, 2002). Selon la masse normale des chiens vivant dans le PNSG, les auteurs suggèrent qu'environ 58 % de la biomasse ingérée par les léopards provient de cette seule et unique source alimentaire. Comme cette étude ne fait aucune mention de la diète des chiens, il est impossible de savoir s'ils agissent comme compétiteurs des léopards pour les mêmes proies. Il serait donc intéressant d'étudier leur préférence alimentaire afin de trouver la cause de la faible densité de proies au PNSG. Quoi qu'il en soit, il est clair qu'un contrôle sur la population de chien au PNSG pourrait priver les léopards d'une source cruciale de nourriture et ainsi poser une menace à leur survie.

2.1.2 Les chiens en tant que charognards

Toujours au Zimbabwe, une étude s'est penchée sur la compétitivité potentielle entre les chiens et d'autres charognards sauvages à la frontière de l'Aire de Recherche de la Faune Sengwa (ARFS) et des Terres Communes de Gowke (TCG) (Butler et du Toit, 2002). Entre 1995 et 1996, les items alimentaires contribuant majoritairement à la diète de ces chiens étaient respectivement le *sadza* (une mixture de maïs, millet et de sorgho constituant l'alimentation principale de la population humaine locale), les fèces humaines et les carcasses de vaches. Les déchets humains sont en effet très courants dans la diète des chiens errants, tel que rapporté en Italie (Macdonald et Carr, 1995), en Amérique du Nord (Daniels et Bekoff, 1989), au Bengale (Oppenheimer et Oppenheimer, 1975), en Asie du Sud-Est (Corbett, 1995) et en Alaska (Lantis, 1980). Les carcasses de mammifères représentaient 48,8 % de l'apport calorique des chiens, tandis que les matières végétales et les fèces humaines contribuaient respectivement à 24,3 % et 20,5 %. Afin d'évaluer l'efficacité de détection et de

consommation des animaux par les chiens, des carcasses de chèvres (*Capra hircus*) et d'impala (*Aepyceros melampus*) ont été positionnées à différents endroits dans l'aire d'étude. Selon le concept de « guildes » voulant que les animaux utilisant des ressources similaires soient regroupés ensemble (Root, 1967; Terborgh et Robinson, 1986), les auteurs ont classé les chiens dans la catégorie des charognards vertébrés. Des 8 espèces de mammifères et 9 d'oiseaux comprises dans la guildes, les chiens étaient les charognards les plus voraces, consommant 60 % de la biomasse totale des carcasses mises à disposition. Les rapaces arrivaient au deuxième rang avec 14,7 %, suivis des lions, des léopards et des hyènes tachetées. Les chiens dominaient également en raison de leur efficacité à trouver les carcasses distribuées dans le site d'étude, trouvant ainsi 66,7 % d'entre elles avant leurs compétiteurs endémiques. Cette étude est un exemple que les chiens supplantent d'autres mammifères charognards dans leur quête de nourriture. L'effet le plus notable s'est répercuté sur les rapaces, qui étaient les charognards sauvages les plus efficaces dans la zone d'étude avant l'arrivée des chiens. Les chiens ont probablement tiré avantage de leurs sources de nourriture par leur capacité à être actif autant de jour que de nuit, contrairement aux rapaces qui sont entièrement diurnes parce qu'ils dépendent des courants ascendants pour leurs vols planés (Pennycuick, 1972). La taille supérieure relative des chiens par rapports aux rapaces et leur moins grande sensibilité aux perturbations humaines sont d'autant plus de facteurs qui permettent aux chiens de gagner sur les rapaces. Cette interaction de compétition est d'une grande importance pour les rapaces du Sud de l'Afrique dont les populations sont en baisse en raison de la destruction de leurs habitats et de leur empoisonnement indiscriminé (Mundy, 1982). Butler et du Toit (2002) suggèrent que la combinaison d'une augmentation de la densité des chiens et des perturbations humaines déplace les rapaces des zones rurales et les privent d'une source abondante de charognes et de déchets humains. Cette nourriture sert donc à maintenir de hautes densités de chiens (Butler, 1998), permettant à ceux-ci d'étaler leur influence en tant que charognards efficaces jusqu'en périphérie des réserves naturelles, où ils supplantent avec succès les rapaces qui tentent de s'approvisionner de carcasses.

2.2 Interférence spatiale

Les interactions interspécifiques entre prédateurs, notamment la compétition et la prédation, ont des conséquences écologiques importantes dans la formation des assemblages d'espèces et des réseaux trophiques (Polis *et al.*, 1989). Ces deux processus sont cruciaux dans la distribution spatio-temporelle des espèces qui interfèrent entre elles parce que les prédateurs dominants affectent fortement la distribution et l'abondance des prédateurs moins féroces, dits « soumis » (Hakkarainen et Korpimaki 1996; Salo *et al.*, 2008). En raison d'une forte compétition et prédation des membres d'une même guildes, les espèces compétitivement désavantagées sont souvent appelées à modifier leurs activités temporelles pour accommoder celles des espèces dominantes ou simplement forcées vers des habitats sous-optimaux (Creel *et al.*, 2001). L'évitement de la coexistence spatiale et temporelle avec les prédateurs de hauts niveaux trophiques est souvent associé à des variations numériques et comportementales chez l'espèce soumise (Ritchie et Johnson, 2009). Ce phénomène a été noté dans une communauté de chouettes, dans laquelle la dominante chouette de l'Oural (*Strix uralensis*) affectait la distribution spatiale de la plus petite et compétitivement plus faible chouette hulotte (*Strix aluco*) (Hakkarainen et Korpimaki, 1996; Vrezec et Tome, 2004). Ce phénomène a aussi été observé chez les guépards (*Acinonyx jubatus*) qui évitaient les lions bien que cela les poussait vers des zones moins riches en proies (Creel *et al.*, 2001), ou encore au sein d'une communauté d'insectes où les fourmis rousses des bois (*Formica rufa*) plus nombreuses et compétitivement supérieures changeaient l'utilisation de l'espace et le comportement des autres prédateurs (Reznikova et Dorosheva, 2004). Une telle ségrégation de la niche spatiotemporelle diminue nécessairement la bonne condition de l'espèce soumise (Creel *et al.*, 2001), alors que la réduction du nombre de prédateurs dominants augmente le succès écologique des compétiteurs plus faibles (Ritchie et Johnson, 2009).

Les chiens sont un facteur d'interférence important dans l'occupation du territoire et des ressources qu'ils partagent avec d'autres animaux. Considérés comme les carnivores les plus

nombreux (Daniels et Bekoff, 1989), il est permis de croire qu'ils interagissent avec la majorité sinon la totalité des carnivores vivants (Sillero-Zubiri *et al.*, 2004). C'est pourquoi ils sont le sujet d'études visant à évaluer leur impact sur l'occupation spatiotemporelle des carnivores dans les habitats où ils se trouvent. Entre carnivores, les interactions sont régulées par les réponses comportementales d'un individu envers la menace imposée par un individu de plus grande taille (Palomares et Caro, 1999; Linnell et Strand, 2000; Donadio et Buskirk, 2006). Pour ces interactions, il est supposé que les plus petites espèces sont portées à éviter les espèces de taille supérieure soit en augmentant leur niveau de vigilance (Durant, 2000), soit en se déplaçant vers des zones moins fréquemment utilisées par ces dernières (Johnson et Franklin, 1994; Jiménez *et al.*, 1996; Tannerfeldt *et al.*, 2002; Mitchell et Banks, 2005). En occupant un territoire de moindre qualité (Linnell et Strand, 2000) ou en évitant temporellement un carnivore de plus grande taille par la modification de ses activités (Harrington *et al.*, 2009), le carnivore subordonné tend à réduire ses chances de survie et de reproduction. Une étude de Silva-Rodriguez *et al.* (2010) menée dans le Sud du Chili avait justement pour but d'évaluer si les chiens affectaient l'usage de l'espace d'un plus petit carnivore: le renard gris d'Argentine (*Pseudalopex griseus*). Sur une aire de 1500 ha comprenant de petites fermes privées principalement utilisées pour l'agriculture et la production de pâte cellulosique, la cohabitation de ces deux canidés a été étudiée. La fréquentation des stations olfactives par les deux espèces et le chevauchement du territoire par ces deux espèces a permis d'observer qu'à l'échelle grossière, l'usage de l'habitat se superposait et donc qu'aucune ségrégation spatiale n'existait. En effet, sur une superficie de 1300 ha, presque la moitié des stations visitées par les renards gris d'Argentine étaient aussi visitées par les chiens. Une différence de l'usage de l'habitat a par contre été notée à une échelle plus fine, soit celle discriminant les prairies des forêts de plantation et autres. Pendant le jour, lorsque les chiens semblaient plus actifs, les renards gris d'Argentine se réfugiaient dans la forêt naturelle, le seul habitat non utilisé par les chiens. De plus, la probabilité de détecter des chiens était inversement proportionnelle à la distance de la maison de l'agriculteur. Ceci suggère que les chiens pourraient restreindre l'usage de l'espace des renards gris

d'Argentine à de courtes distances des maisons, et ce, probablement au courant de la journée. Un phénomène similaire a été observé pour les renards gris (*Urocyon cinereoargenteus*) qui eux aussi évitaient de se rapprocher des maisons durant la journée alors que les chiens sont plus actifs (Harrison, 1993; Harrison, 1997). Ce modèle est en accord avec le comportement d'autres carnivores tels que les coyotes (*Canis latrans*) et les lynx roux (*Lynx rufus*), dont les pourcentages d'activité diurne sont négativement corrélés avec les activités humaines et de chiens, tel qu'il a été évalué dans une réserve de nature urbaine en Californie (George et Crooks, 2006). À l'instar des renards gris d'Argentine, les coyotes et les lynx étaient plus enclins à utiliser les zones urbanisées durant la nuit en raison de l'occupation de ce territoire par les chiens durant le jour (Riley *et al.*, 2002).

Les résultats de Silva-Rodriguez *et al.* (2010) indiquent que les renards gris d'Argentine arrivent à coexister avec les chiens en les évitant à de fines échelles spatiales et probablement temporellement, et ce, parce que les densités de chiens sont pour l'instant modérément élevées. Si l'influence de l'étendue spatiotemporelle des chiens augmente au-delà d'un seuil qui demeure à ce jour non identifié, il est possible que cette coexistence ne soit plus possible (Harrison, 1993; Harison, 1997) et que les chiens déplacent leurs rivaux vers des habitats de moindre qualité.

2.2.1 Effet de lisière

La fragmentation des habitats est une des plus grandes menaces à la biodiversité, notamment causée par la diminution des populations des espèces indigènes et leur isolation (Wilcox et Murphy, 1985; Soulé et Kohm, 1989; Meffe et Carroll, 1997) et par les changements écologiques qui ont lieu dans les parcelles d'habitats restants (Lovejoy *et al.*, 1986; Laurance et Bierregaard, 1997). L'effet de lisière est un processus écologique résultant d'une interaction entre deux écosystèmes adjacents et séparés par une transition (écotone) plus ou moins prononcée (Murcia, 1995). Selon Murcia (1995), il existe trois types d'effets de lisière : (1) les

effets abiotiques dont font partie les changements environnementaux (Laurance, 1991); (2) les effets biologiques directs qui incluent des changements d'abondance et de distributions d'espèces causées par la modification des conditions en bordure de la lisière (Lovejoy *et al.*, 1986; Laurance, 1990, 1994); et (3) les effets biologiques indirects qui impliquent des changements d'interactions entre espèces comme la prédation, le parasitisme, la compétition et l'herbivorisme (Dirzo et Miranda, 1991; Wright et Duber, 2001; Asquith et Mejia-Chang, 2005). La lisière est aussi un environnement perturbé qui peut favoriser l'introduction ou la prolifération de certaines espèces, menant à une augmentation de leur population et facilitant leur dispersion vers l'intérieur d'autres segments d'habitats (Paton, 1994). Il a été noté que les chiens bénéficient de cette fragmentation et envahissent certains habitats (Oehler et Litvatis, 1996; Butler et du Toit, 2002; Manor et Saltz, 2004; Galetti et Sazima, 2006).

Au Brésil, la présence de chien est fréquemment rapportée à l'intérieur d'habitats fragmentés et même d'habitats protégés (Tiepolo *et al.*, 2004; Alves et Andriolo, 2005; Galetti et Sazima, 2006; Whiteman *et al.*, 2008). Le Parc National de Brasilia (PNB), un écosystème de Cerrado isolé dans une matrice hostile de paysages modifiés par les activités humaines, est maintenant exposé à la présence de chiens. Lacerda *et al.* (2009) ont étudié l'effet de cette présence sur les populations de loups à crinière (*Chrysocyon brachyurus*), considérés comme quasi menacés par l'IUCN (Rodden *et al.*, 2008). À l'aide de stations olfactives, il a été montré que l'occurrence des loups à crinière était négativement associée à des pistes de chiens dans la même station et/ou dans les environs des stations situées à 1 km les unes des autres. De plus, les probabilités d'occurrence des loups à crinière étaient 1,53 fois plus élevées dans les stations sans le moindre signe de présence de chiens comparativement aux stations choisies aléatoirement. La présence du chien dans le PNB peut donc être considérée comme un effet de lisière par la tendance des loups à crinière à éviter les endroits occupés par les chiens. En effet, bien que les loups à crinière soient plus massifs et imposants que les chiens, ils sont solitaires, et donc plus susceptibles d'être persécutés par les chiens. En effet, les chiens se maintiennent en groupes allant de 1 à 8 individus avec une moyenne de 3 à 4 individus (Lacerda, 2002;

Manor et Saltz, 2004; Galetti et Sazima, 2006), ce qui leur offre un avantage supplémentaire lorsqu'ils font face à d'autres canidés sympatriques solitaires comme les loups à crinière.

2.2.2 Stress nuisant à la quête de nourriture

Une étude par Vanak *et al.* (2009) a montré les effets que les chiens provoquaient sur les activités et les comportements de recherche de nourriture des renards indiens (*Vulpes bengalensis*), un petit canidé communément distribué à travers le sous-continent indien (Gompper et Vanak, 2006). En disposant des plats contenant de la nourriture à une certaine distance des terriers de renards indiens, il a été possible d'évaluer leur réaction quant à la présence directe et indirecte de chiens. La présence indirecte des chiens était reproduite avec une balle de coton fraîchement trempée dans l'urine combinée à des fèces fraîches de chiens. La présence directe de chien était reproduite par l'usage d'un chien silencieusement assis dans une cage fermée à 20 m du plateau, mais tout de même à la vue du renard. Les visites des renards indiens au plat de nourriture situé près du chien en cage étaient moins fréquentes et le temps investi dans la consommation de la nourriture était réduit. Les renards indiens étaient également plus vigilants à la vue des chiens, prenant des postures alertes, s'agitant avec des mouvements plus brusques et poussant plus fréquemment des cris d'alarme. Ils arrivaient également plus tard aux stations que dans le cas du plat sans odeur ou même avec odeur d'urine de fèces de chiens, suggérant un comportement plus craintif. Les auteurs concluent donc que les renards indiens ne sont pas affectés par les indicateurs indirects de la présence des chiens tels que la présence d'urine ou de fèces, mais qu'ils le sont fortement par la présence directe des chiens. Le compromis entre la vigilance et la quête de nourriture engendre probablement un coût énergétique élevé, spécialement en cas de rareté alimentaire ou lorsque les jeunes renards sont en processus de croissance. Bien que les populations de renards indiens fluctuent considérablement selon la disponibilité des proies, le stress additionnel qui leur est imposé par les chiens ne met pas l'espèce en péril. En effet, les menaces réelles sont plutôt reliées à la dégradation et la perte de son habitat (Johnsingh et Jhala, 2008). Par contre, l'étude

précédente est un indicateur de l'effet parfois insoupçonné quoique significatif que les chiens peuvent avoir sur la faune sauvage et pour lequel un nombre restreint d'études a été effectué.

2.2.3 Stress nuisant à la reproduction

En tant qu'espèce envahissante, les impacts des chiens sur la dynamique des populations d'animaux sauvages ont été relativement peu étudiés, spécialement en comparaison avec les chats. Ceci est surprenant, étant donné que leur diète peut dépendre fortement de la faune sauvage disponible (Kruuk et Snell, 1981; Meek, 1999) et que leur abondance surpasse parfois celle des carnivores dont l'occurrence est endémique (Daniels et Bekoff, 1989). De plus, il est connu que le changement de comportements occasionné par la simple présence de prédateurs peut affecter l'habilité des proies à survivre et à se reproduire normalement. Le temps investi à éviter un prédateur peut en effet détériorer la condition corporelle d'un animal en raison du temps insuffisant investi dans la recherche de nourriture, ce qui à son tour peut affecter la reproduction (Hik, 1995). Des recherches empiriques ont d'ailleurs montré qu'une large gamme de classes taxonomiques, notamment les oiseaux, montrent des réponses comportementales aux risques de prédation. Ceci peut avoir des effets considérables sur la survie des adultes et des juvéniles, de même que sur la taille de couvée et la masse des œufs (Lima, 1998). Dans certains cas, les effets indirects peuvent même être supérieurs aux effets directs comme la prédation (Preisser *et al.*, 2005). Un modèle récent sur les effets indirects des chats urbains sur les populations d'oiseaux suggère que les effets sublétaux pourraient contribuer à une diminution de leur abondance (Beckerman *et al.*, 2007). Jusqu'à maintenant, les effets indirects de la présence des chiens demeurent peu étudiés, signifiant que l'impact réel des chiens est sous-estimé. Pourtant, le stress créé par les chiens sur la faune est susceptible d'être élevé, considérant qu'ils sont probablement largement moins efficaces que d'autres canidés en tant que chasseurs, mais qu'ils sont d'avidés pourchasseurs (Serpell, 1995). En Israël, les effets indirects des chiens errants sur le recrutement d'une population déclinante d'une sous-espèce de gazelle d'Arabie (*Gazella gazella gazella*) a fait l'objet d'une étude

(Manor et Saltz, 2004). Celle-ci est l'une des cinq sous-espèces de *Gazella gazella* et est classée « vulnérable » par l'IUCN (IUCN SSC Antelope Specialist Group, 2008). Ce statut est principalement causé par la fragmentation de son habitat; considéré comme l'un des plus densément peuplés au Moyen-Orient (Baharav, 1983; Yom-Tov et Mendelssohn, 1988). Comme la progéniture des gazelles d'Arabie est difficile à apercevoir (Mendelssohn, 1974; Baharav, 1983), les auteurs ont employé des méthodes indirectes telles que la comparaison de l'abondance spatio-temporelle des chiens avec le ratio jeune : femelle des gazelles, synonyme de recrutement et déterminant clé dans la dynamique des ongulés (Gaillard *et al.*, 1998). Il est à noter que, même s'il existe plusieurs facteurs qui influencent le recrutement des ongulés, le plus dominant semble être la prédation (Linnell *et al.*, 1995). Par contre, la prédation sur les néonates des ongulés par les chiens errants est considérée avoir un faible impact sur leur dynamique populationnelle (Nelson et Mech, 1986; Linnell *et al.*, 1995; Ballard *et al.*, 1999; Butler et du Toit, 2002). Les résultats de l'étude de Manor *et al.* (2004) ont effectivement indiqué qu'il existait une relation prédateur-proie entre les chiens errants et les gazelles d'Arabie. Par contre, aucun cas de prédation réussie n'a été détecté pendant l'étude, quoique 10 chiens aient été aperçus pourchassant des femelles adultes. Ce type de harcèlement est connu comme ayant des effets sur le succès reproducteur et la survie en raison des coûts énergétiques investis dans l'évitement des prédateurs (Lima, 1998). Des changements comportementaux par rapport à l'augmentation de la taille des troupeaux de gazelles ont également été observés lors d'une forte présence de chien. Le recrutement de gazelles durant le printemps était d'ailleurs fortement diminué dans la zone qui présentait une présence marquée des chiens par rapport aux régions où la présence était moins prononcée. La concentration de chien la plus élevée se trouvait près du dépotoir : lieu de source considérable de nourriture pour les chiens. L'enlèvement de la presque totalité des chiens (40) près du dépotoir a renforcé l'idée d'un impact majeur sur le recrutement des gazelles, car une augmentation de celui-ci a subséquemment été notée. Un retour rapide d'une abondance de chiens suite à leur suppression a par contre eu pour effet de rehausser le stress des gazelles à son niveau initial. Les auteurs concluent que les chiens sont un facteur limitant majeur de la population de

gazelles d'Arabie, et que leur suppression est efficace pour augmenter le recrutement des ongulés, que ce soit en diminuant le stress causé aux femelles ou en diminuant directement la prédation sur les jeunes. Cette étude marque la nécessité de rendre les déchets humains inaccessibles et d'éduquer le public quant aux effets de l'abandon des chiens non désirés et l'importance de la stérilisation comme mesures de prévention à long terme.

Une étude différente visant la détermination de l'impact des chiens de garde sur des gazelles d'Arabie partageant des enclos avec des bovins et des chiens de garde a subséquemment eu lieu (Gingold *et al.*, 2009). Elle offre d'ailleurs une perspective intéressante parce qu'elle fait réfléchir les usagers de chiens de garde sur les impacts directs et indirects de leur présence avec le bétail. En effet, il semble exister un compromis entre leur utilité à défendre les bêtes d'élevage des autres prédateurs et leur tendance à s'attaquer aux animaux dont ils devraient être les gardiens. Les résultats montrent que le comportement des troupeaux de gazelles femelles et des mâles solitaires dans l'enclos contenant les chiens de garde était significativement différent du comportement dans l'enclos sans chien de garde. Pour les femelles, ceci se reflétait dans un changement du temps alloué à chaque activité, notamment une augmentation du temps passé à courir et à surveiller les alentours, de même qu'une diminution du temps passé à se reposer et à marcher. La présence de chien de garde a également eu un impact sur le ratio jeune: femelle des gazelles d'Arabie et par conséquent leur succès reproducteur. Les bénéfices escomptés des chiens de garde dans la protection des bêtes d'élevage doivent donc être bien analysés et comparés à leurs inconvénients afin d'en évaluer leur utilité nette. En effet, Gingold *et al.* (2009) affirment que les prétentions des éleveurs voulant que les chiens de garde protègent le bétail dans les enclos n'ont pas été supportées empiriquement et que la majorité des anecdotes suggèrent que les chiens de garde s'attaquent occasionnellement aux veaux. Étant donné qu'une grande proportion des gazelles du plateau de Golan habite ce type d'enclos, il est important que des mesures visant à atténuer la détérioration des populations de gazelles soient mises en place pour éviter l'impact négatif que représentent les chiens sur celles-ci.

2.3 Hybridation

L'hybridation entre différentes espèces d'animaux sauvages est un problème de conservation qui suscite une attention grandissante dans la littérature scientifique (Rhymer et Simberloff, 1996; Allendorf *et al.*, 2001; Mallet, 2005). Dans des situations où un ou les deux taxons impliqués sont rares, l'effet Allee (Courchamp *et al.*, 1999) peut mener à une diminution des barrières reproductives prézygotiques et initier l'introgession (Coyne et Orr, 2004; Lodé *et al.*, 2005; Seehausen *et al.*, 2008). L'introgession est définie comme l'infiltration progressive de gènes d'une espèce dans le génome d'une autre espèce par une succession d'hybridations et de croisements en retour (Office québécois de la langue française, 2013). Ce phénomène, couplé à une fréquence élevée des événements d'hybridations, peut donner naissance à une abondance d'hybrides. La propagation des gènes associés à la domestication au sein des populations naturelles peut aussi déranger l'adaptation locale et/ou augmenter l'homogénéité génétique et éventuellement mener à l'extinction des espèces (Rhymer et Simberloff, 1996). Dans certains cas extrêmes, ceci peut même aller jusqu'au remplacement total de l'espèce (Konishi et Takata, 2004). En raison des déclin de populations, des translocations des espèces à l'extérieur de leur étendue naturelle et de la modification anthropogénique de leurs habitats, le processus d'hybridation s'est récemment accentué (Rhymer et Simberloff, 1996; Seehausen *et al.*, 2008). Ceci a d'importantes implications pour la conservation, notamment dans le maintien des populations de canidés à leur état pur.

Le contact entre les chiens et des sous-espèces de loups (*Canis lupus spp.*) peuvent mettre en péril l'intégrité génétique de certaines espèces. C'est en effet le cas des dingos (*Canis lupus ssp. dingo*), qui est détaillé ici-bas. Actuellement, les dingos sont menacés par l'abondance d'hybrides apparus en raison de leur croisement avec les chiens. L'avancement des études sur le processus d'hybridation a d'ailleurs fait basculer le dingo sur la liste des espèces menacées dans l'État de Victoria, en Australie, et au rang des espèces « vulnérables » par l'IUCN en 2004 (Victorian Scientific Advisory Committee, 2008; Corbett, 2008).

Selon les informations tirées des fossiles (Olsen et Olsen, 1977), des analyses moléculaires (Vilà *et al.*, 1997; Corbett, 2003) et des études anthropologiques (Corbett, 1995), les dingos primitifs avaient anciennement une distribution cosmopolite (Corbett, 1995). Ceux-ci étaient associés à des sociétés nomades de chasseurs-cueilleurs et plus tard avec des populations sédentaires vivant d'agriculture. Les dingos primitifs auraient été apprivoisés et par la suite transportés autour du monde. Les Austronésiens auraient transporté les dingos de l'Asie vers l'Australie et d'autres îles du Pacifique et de l'Asie du Sud-Est il y a 1 000 à 5 000 ans (Corbett, 1995). Aujourd'hui, le dingo est menacé par l'introgression des gènes de chiens domestiques, ce qui cause un danger réel quant à sa survie à son état pur (Corbett, 2001; Daniels et Corbett, 2003). Les hybrides de dingos sont présents à travers le monde et leurs proportions par rapport aux dingos purs sont à la hausse (Woodall *et al.*, 1996). Il a été montré que les dingos purs n'existent aujourd'hui que dans des populations fragmentées, principalement dans le Centre et le Nord de l'Australie et à travers la Thaïlande. D'après les critères phénotypiques externes, ils pourraient néanmoins être présents aux endroits suivants : Cambodge, Chine, Inde, Indonésie, Laos, Malaisie, Myanmar, Papouasie Nouvelle-Guinée, Philippines et Vietnam (Corbett, 2008).

Les dingos d'Australie sont aussi menacés par les actions et les conséquences des prétendues « sociétés de préservation des dingos », des « fermes » de dingos et des lois autorisant la tenue légale de dingos par le public. Les fermes de dingos sont basées sur des hybrides connus ou des dingos non confirmés et donc contribuent à augmenter le processus d'hybridation (Corbett, 2001). L'intérêt grandissant des individus et autres groupes à conserver les dingos en tant qu'animal de compagnie en Australie et d'autres pays tels que la Suisse et les États-Unis pose également une menace concrète en raison de la sélection humaine favorisant certains comportements et caractéristiques (Corbett, 2008).

En plus de détenir une importance symbolique auprès des peuples autochtones (Breckwoldt, 1988; Rose, 2000), les dingos sont reconnus comme jouant des rôles écologiques importants

(Glen *et al.*, 2007; Johnson *et al.*, 2007; Letnic *et al.*, 2009a, 2009b). En tant que plus grand carnivore terrestre d’Australie, les dingos exercent un contrôle des niveaux trophiques inférieurs. Ils demeurent d’ailleurs essentiels dans la diminution des populations de trois espèces envahissantes récemment introduites en Australie, soit le renard roux (*Vulpes vulpes*), les chats errants, et les lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) (Newsome *et al.*, 2001; Glen *et al.*, 2007; Letnic, 2007). Leur effet sur la faune endémique est également notable. Il semble que les dingos soient capables de structurer les écosystèmes arides à de grandes échelles spatiales en régulant les populations de kangourous (*Megaleia rufa*) et d’êmeus (*Dromaius novaehollandiae*) (Caughley *et al.*, 1980; Pople *et al.*, 2000).

L’hybridation entre les chiens et les dingos aurait commencé autour des années 1830 dans les Hautes-Terres de l’Est de Victoria, où ils étaient utilisés pour le travail ou comme animaux de compagnie par les éleveurs. Estimer l’abondance actuelle des dingos purs est une tâche difficile parce que les facteurs phénotypiques externes des hybrides ne peuvent être distingués de ceux des dingos purs. La population de « chiens sauvages » (incluant les dingos, les chiens domestiques et leurs hybrides) dans le Sud-Est des Hautes-Terres d’Australie a été relativement abondante au cours des 40 dernières années. La proportion de dingos purs, basée sur des critères morphologiques crâniens, a par contre décliné d’environ 49 % en 1960 jusqu’à 17 % dans les années 1980 (Jones, 1990). La forme pure de l’espèce est encore présente dans les régions du Nord, et Nord-Ouest et du Centre, mais est peut-être localement éteinte dans le Sud-Est et le Sud-Ouest du pays (Corbett, 2008).

Généralement, les mesures de crânes d’animaux morts peuvent séparer les dingos purs des chiens domestiques purs, mais ils sont moins utiles pour distinguer leurs hybrides (Newsome et Corbett, 1985, Corbett, 1995; 2001, Wilton, 2001), spécialement dans les Hautes-Terres de l’Est de Victoria (Jones, 1990). À cet endroit, l’introggression des gènes de chiens domestiques serait très avancée, et peut-être même complète (Daniels et Corbett, 2003; Elledge *et al.*, 2008). Ce phénomène suscite un questionnement quant aux rôles écologiques que les hybrides joueront dans les années à venir. Une étude montrant une augmentation significative de la

masse des chiens errants suggère un changement potentiel de la biomasse minimale qu'ils doivent ingérer de même que dans la quantité de proies nécessaires à leur survie. L'avenir du dingo demeure donc très incertain et des mesures de protection de son pool génétique sont nécessaires si on veut assurer la survie de cette espèce à son état pur, s'il n'est pas déjà trop tard.

Les craintes résultant de l'hybridation des chiens avec des espèces proches ne sont pas exclusives aux dingos. Récemment, les populations de loups gris (*Canis lupus*) d'Europe ont également été le sujet d'inquiétude en raison de leur hybridation extensive avec des chiens domestiques, faisant l'objet de nombreux programmes de recherche (Vilà et Wayne, 1999; Boitani, 2003). En raison des différences physiologiques, éthologiques, et de l'hybridation unidirectionnelle (chiens mâles qui se croisent avec les femelles loups), l'hybridation entre les deux espèces est sporadique et n'apparaît actuellement pas comme une menace aux compositions génétiques des populations de loups (Vilà *et al.*, 1997; Vilà et Wayne, 1999; Randi et Lucchini, 2002). Dans l'Ouest de l'Iran, les études de Khosravi *et al.* (2013) vont dans la même direction. Elles indiquent que malgré les croisements occasionnels entre loups et chiens, les espèces demeurent génétiquement distinctes. Dans la Péninsule ibérique, 8 loups hybrides sur 212 (4 %) ont été génétiquement identifiés. Par contre, l'échantillonnage biaisé de l'étude ne permettait pas d'affirmer que 4 % de la population de loups ibériens étaient des hybrides (Godinho *et al.*, 2011).

Peu importe le niveau de confiance avec lequel on peut affirmer que l'hybridation entre les loups et différents canidés porte une menace à une espèce ou une autre, le phénomène est définitivement présent, et probablement même à la hausse (Godinho *et al.*, 2011). Des études génétiques à long terme en particulier dans les zones hautement urbanisées semblent nécessaires pour mieux comprendre la dynamique de ces populations sympatriques. L'énorme déséquilibre populationnel entre les loups et les chiens est un facteur considérable dans le passage unidirectionnel des gènes des chiens vers ceux des loups et suggère que l'hybridation

est une menace sérieuse à l'intégrité génétique de certaines populations de canidés (Godinho *et al.*, 2011). Par exemple, en Italie, la population de chiens est au moins 1000 fois plus grande que celle des loups (Randi et Lucchini, 2002). Cette disproportion, ajoutée à la faible densité et à la fragmentation naturelle des populations de loups, risque d'augmenter l'hybridation avec les chiens. Comme dans le cas des dingos, la haute ressemblance génétique entre hybrides et individus purs rend leur détection difficile (figure 2.2), ce qui explique peut-être le maigre nombre d'études faisant foi de l'occurrence d'hybrides en Europe (Anderson *et al.*, 2002; Randi et Lucchini, 2002; Vilà *et al.*, 2003). Il est à prévoir que l'augmentation des influx de chiens errants causés par la fragmentation des habitats naturels exacerbera la pression qui pèse déjà sur certaines espèces de canidés (Oehler et Litvatis, 1996; Butler et Du Toit, 2002).



Figure 2.2: Résultat de l'hybridation entre loups et chiens dans la Sierra de Penouta, Asturia de l'Ouest, Espagne. Pourcentage respectif associé aux loups de haut en bas: 100%, 43%, 31 %.

Source : Godinho, R. *et al.*, (2011). p. 5156

2.4 Prédation sur la faune

À travers le processus de domestication des chiens, certains traits ont été favorisés selon l'usage prévu. Puisque les humains ont pendant longtemps favorisé les habiletés des chiens à repérer et attraper des proies, plusieurs races se sont transformées en canidés spécialisés dans le domaine de la chasse (Serpell, 1995). Les chiens ont ainsi évolué comme prédateurs de haut niveau dans plusieurs écosystèmes, et chassent encore aujourd'hui une grande variété d'animaux, sauvages ou d'élevages (Macdonald et Sillero-Zubiri, 2004; Nelson et Mech, 1986; Linnell *et al.*, 1995; Butler et Bingham, 2000). Les exemples de prédation des chiens sur la faune présentés ici-bas permettent de confirmer qu'ils sont dangereux pour la faune (figure 2.3; Serpell, 1995) et qu'ils peuvent affecter sérieusement les populations de plusieurs espèces distinctes qui occupent des habitats variés.



Figure 2.3: Prédation de chiens errants sur les argalis (*Ovis ammon*) en Mongolie.

Source : Young, J.K. *et al.*, (2011). p. 128

Une revue de littérature exhaustive de Hughes et Macdonald (2013) sur les chiens a permis une évaluation sommaire du dégât causé par la prédation des chiens sur la faune. Des 69 articles scientifiques trouvés ayant un lien avec les interactions entre les chiens et la faune, presque la moitié (35) documentait des actes de prédation des chiens sur la faune à différents endroits dans le monde. Dans cette revue de littérature, la prédation par les chiens était considérée comme le problème principal pour 15 des 21 espèces de proies ayant un statut oscillant entre « vulnérable » et « en danger critique d'extinction » selon la liste rouge de l'IUCN. Il est ici question de quatre exemples provenant de lieux variés et concernant une espèce d'oiseau, trois espèces de reptiles et jusqu'à cinq espèces de mammifères.

Avec une population avoisinant les 700 millions à travers le globe et donc incontestablement le canidé le plus abondant (Wandeler *et al.*, 1993), il est envisageable que l'impact de la prédation des chiens soit plus sévère que celui venant des prédateurs sauvages, du moins localement. D'ailleurs, de hautes densités de chiens peuvent prévenir la récupération de petites proies dont les effectifs populationnels sont faibles (Banks et Bryant, 2007). Un exemple de la Nouvelle-Zélande permet toutefois d'illustrer que de faibles densités de chiens peuvent être également problématiques. Dans une forêt commerciale de pins appelée *Waitangi State Forest* près de Northland, la population de kiwi (*Apteryx australis*) a connu une diminution foudroyante entre 1985 et 1987 pour cause de prédation d'un seul chien. En effet, à partir des 13 kiwis considérés comme tués par ce chien sur 23 portants des radioémetteurs, Taborsky (1988) estime que la population totale serait passée de 900 à 400 en 6 semaines. Non reconnus par l'IUCN au temps de cette première étude, les kiwis sont apparus sur la liste rouge en l'an 2000, avec le statut « en danger » (BirdLife International, 2012). En effet, leur long cycle de reproduction couplé à leur grande longévité fait de ceux-ci des oiseaux vulnérables à de telles diminutions de population, si bien qu'une période de 10 à 20 ans a été estimée nécessaire pour le retour à ses densités antérieures. Une étude plus récente (Pierce et Sporle, 1997) appuie le fait que la prédation enregistrée par Taborsky (1988) n'était pas un événement isolé dans le temps, et que les chiens sont toujours les principaux prédateurs des kiwis à cet endroit. Entre 1990 et 1995, 194 kiwis ont été rapportés comme proies des chiens (errants ou en laisse), ce qui représentait 70 % de toutes les causes de mortalité. McLennan *et al.* (1996) convient que la prédation sur les kiwis continentaux causée par les chiens et un autre prédateur, le furet (*Mustela furo*), est imprévisible et épisodique et cause des répercussions énormes en peu de temps au sein des populations locales de kiwis. Ce cas de prédation met l'accent sur la nécessité d'établir des règles de contrôles stricts sur les animaux de compagnie autorisés à entrer dans les écosystèmes naturels, spécialement si ceux-ci contiennent des proies faciles à détecter et à tuer par les chiens.

À la suite de diminutions importantes dans la population d'amblyrhynches à crête (*Amblyrhynchus cristatus*) sur les îles Galapagos, en Équateur, Kruuk et Snell (1981) ont étudié la relation prédateur-proie qui existait entre ces iguanes marins et les chiens domestiques. L'objectif était de comprendre ce qui permettait à ces derniers d'avoir un tel impact sur la population de ce reptile. L'étude a principalement eu lieu sur une étendue de 3 km de plage à Caleta Webb, sur Isabela, la plus grande île de l'archipel, et également sur l'île de Santa Cruz. La présence de chiens sur Isabela remonte au moins à 1890 (Heller, 1903; Slevin, 1931), bien qu'elle date probablement au maximum de 10 ans dans l'aire d'étude. La population de chiens y a été évaluée à 20 individus et était totalement indépendante des humains. De plus, les habitations les plus proches se trouvaient à une distance minimale de 60 km. En combinant les données des deux îles, l'étude de la diète de ces chiens a révélé que les restants d'amblyrhynches à crête étaient présents dans 58 % des fèces et qu'au total, 51 % des fèces étaient composées uniquement de cet item alimentaire. À Caleta Webb seulement, 92 % des 52 fèces contenaient des restants d'iguanes, et dans 88 % des cas, ceci constituait le seul item alimentaire ou l'item le plus abondant. Ceci indique que les iguanes étaient la source principale de nourriture des chiens vivant dans cette zone. D'autres résultats montrent que les chiens tuaient environ un iguane tous les cinq jours. En extrapolant les données d'abondance d'iguanes et de mouvements des chiens, ces derniers tueraient chaque année 27 % de la population totale d'iguanes, alors estimée à 4900. De surcroît, ceci ne considèrerait pas les œufs déterrés des nids, chiffre impossible à quantifier par les chercheurs. La vulnérabilité des amblyrhynches à crête aux prédateurs introduits s'explique par leur processus évolutif. En effet, ils ont comme principal prédateur endémique la buse des Galapagos (*Buteo galapagoensis*), qui s'en prend généralement aux iguanes de plus petite taille (de Vries, 1976). Une pression sélective serait donc exercée sur les petits individus qui seraient plus enclins à trouver refuge pour éviter la prédation. En revanche, les gros iguanes seraient avantagés à demeurer à un endroit ensoleillé le plus longtemps possible (Bartholomew et Lasiewski 1965; Bartholomew, 1966), représentant toutefois des proies faciles pour les chiens. Isolés du continent pendant 5 à 15 millions d'années (Rassman, 1997), les iguanes marins ont évolué

sans risque de prédation d'animaux terrestres et ne présentent donc aucune plasticité comportementale. Berger *et al.* (2007) suggère que les iguanes marins pourraient développer des réponses antiprédatrices en moins de 200 ans malgré leur long historique d'absence terrestre. Par contre, l'incapacité actuelle des iguanes marins d'éviter la prédation des chiens (Kruuk et Snell, 1981), exprimé par l'échec d'ajustement comportemental causé par un lent processus d'apprentissage ou une longue période nécessaire aux modifications génétiques rend les reptiles insulaires très vulnérables à ces prédateurs introduits (Atkinson, 1989). Sur l'île de Santa Cruz, une population entière parmi les trois à l'étude a d'ailleurs été éliminée par la prédation des chiens. Pour assurer la survie des iguanes marins, Kruuk et Snell (1981) suggèrent donc l'élimination des chiens sur les Îles Galapagos.

Les chiens sont également considérés comme les plus grands prédateurs d'autres espèces d'iguanes, notamment l'iguane terrestre de l'Île Anegada (*Cyclura pinguis*), en danger critique d'extinction (Grant, 1937; Mitchell, 1996), et l'iguane vert (*Iguana iguana*) (Hirth, 1963). Sur le site d'étude de l'Îlot rocheux Pine dans les Îles Turks et Caïques, les chiens ont contribué avec les chats à diminuer graduellement la population des iguanes terrestres de l'Île Anegada jusqu'à leur élimination quasi totale (Iverson, 1978). En trois ans et avec seulement deux ou trois chiens, la population initialement évaluée à 5000 individus a presque été anéantie (Iverson, 1977; 1978). L'effet des chiens était d'une part direct en raison de la pression imposée par la prédation sur une large portion de la population. Le nombre d'iguanes tués était d'ailleurs supérieur à celui consommé, phénomène qui est souvent observé lorsque les proies sont faciles à chasser (Kruuk, 1972). D'autre part, les chiens avaient un effet indirect sur les iguanes en recouvrant de sable les terriers dans lesquels se réfugiaient les iguanes qui s'y trouvaient alors emprisonnés. Bien que la prédation des chiens et des chats soit un facteur décisif dans la diminution des populations d'iguanes terrestres de l'Île Anegada, les changements dans la composition végétale causée par le surpâturage des brouteurs introduits sont aussi responsables du déclin de leur population. Quoi qu'il en soit, ces deux dernières études de cas concernant différentes espèces d'iguanes suggèrent qu'une faible densité de

chiens peut considérablement affecter les populations de reptiles vulnérables jusqu'à des niveaux si bas qu'ils mettent leur survie en danger, perturbant ainsi les dynamiques écosystémiques.

À Cuba, l'époque précise de l'arrivée des chiens n'est pas clairement établie, mais les restants de chiens trouvés dans les dépotoirs pré-Colombiens seraient une indication qu'il y aurait eu un chevauchement temporel entre l'arrivée des chiens gardés par les peuples autochtones cubains et ceux amenés par les Européens (Borroto-Páez, 2009). Une revue de littérature sur les mammifères invasifs de Cuba par Borroto-Páez (2009) met en lumière les conséquences de la prédation des chiens sur la faune locale. L'attention sur le contrôle des espèces invasives dans les Caraïbes est absolument capitale, considérant que ces îles représentent un *hotspot* de biodiversité en raison du haut niveau d'endémisme et du danger de disparition de plusieurs espèces de la faune et de la flore (Myers *et al.*, 2000). Les deux espèces endémiques les plus touchées par la prédation des chiens sont des petits mammifères comme le hutia cubain (*Capromys pilorides*) et l'almiqui (*Solenodon cubanus*). On a aperçu pour la dernière fois en 1890 un individu vivant de cette dernière espèce, qui est donc considéré « en danger de disparition » selon la liste rouge de l'IUCN (Soy et Mancina, 2008). Une espèce de hutia appelée rat à queue noire (*Mesocapromys melanurus*), considérée « vulnérable », n'est pas non plus à l'abri des chiens malgré ses habitudes arboricoles, et a effectivement été retrouvée à plusieurs reprises dans les fèces de chiens dans les montagnes orientales du Parc National Alejandro de Humboldt (Soy et Silva, 2008a). En 2008, des ossements et des poils de hutia à queue préhensile (*Mysateles prehensilis*), classée « quasi en danger d'extinction » (Soy et Silva, 2008b), ont été retrouvés dans les fèces de chiens dans la Réserve de la Biosphère Sierra del Rosario située dans l'Ouest de l'île (Soy et Silva, 2008b). Les chiens occupent des niches dans toute l'étendue du territoire cubain et sont une menace pour les espèces endémiques encore présentes dans des aires naturelles et des régions d'importance pour la conservation. Dans au moins sept régions de haute biodiversité réparties d'est en ouest et incluant l'île de la Jeunesse située à 100 km de l'île de Cuba, des empreintes de chiens et des excréments

contenant des restants de vertébrés endémiques ont été identifiés. Dans certaines régions rurales de Cuba, les chiens sont élevés et entraînés pour chasser les hutias en raison de la source alternative de protéines qu'ils représentent pour la population locale. Selon l'espèce de hutia désirée et son habitat respectif, les phénotypes avantageant les chiens qui les chassent sont conservés et passés à la génération suivante. Par exemple, l'habitat terrestre occupé par le hutia cubain nécessite un chien avec des petites extrémités et un poil court afin de faciliter son entrée dans des grottes et des crevasses karstiques. Pour la chasse aux espèces arboricoles telles que le hutia à queue préhensile et le rat à queue noire, des espèces plus massives sont plus communément utilisées. D'un côté, les chiens sont d'importants joueurs pour le soutien qu'ils apportent aux communautés locales dans leur quête de protéines animales. D'un autre côté, ils sont aussi responsables de la disparition des hutias parce qu'ils sont susceptibles de pénétrer les forêts sans les ordres de leur maître et ainsi de tuer autant de hutias qu'ils le désirent pour satisfaire leurs propres besoins alimentaires. Par conséquent, leur présence représente une menace pour la faune sur le continent américain et sur au moins 16 îles. L'atténuation de leur impact est donc nécessaire afin d'éviter la disparition complète et définitive de mammifères cubains. À Cuba, la compétition pour les ressources a déjà possiblement exterminé *Mesocapromys sanfelipensis* et d'autres rongeurs du genre *Boromys*, de même que les espèces insectivores de la famille Nesophontidae (Soy et Silva, 2008c; Borroto-Páez, 2009). Depuis 1500, cette région enregistre le plus haut taux d'extinction de mammifères des Caraïbes, avec 37,5 % des extinctions mondiales (Morgan et Woods 1986; MacPhee et Marx 1997; MacPhee et Flemming 1999). Le fait que Cuba soit l'île la plus riche en biodiversité des Caraïbes implique que des programmes d'éradication des espèces invasives sont absolument nécessaires au maintien, voire au retour à l'équilibre écologique (Borroto-Páez, 2009).

Les exemples précédents affectant différentes classes d'animaux dans des régions distinctes mettent en valeur l'aspect fragile de la faune endémique à l'invasion des chiens dans divers environnements où les proies n'ont pas développé de stratégies antiprédatrices ou sont

simplement incapables de faire face à la prédation. Il est fort probable que ce problème s'exacerbe avec l'expansion des établissements humains parce que l'approvisionnement direct et indirect offert par les humains crée de hautes densités de chiens qui à leur tour augmentent la prédation sur la faune, et ce, indépendamment des fluctuations dans la population de proies (Young *et al.*, 2011).

2.5 Prédation sur les animaux d'élevage

Le sujet portant sur la prédation des chiens sur les animaux d'élevage se divise en deux composantes. En premier lieu, il est question des chiens en tant que protecteurs de troupeaux. En effet, les chiens sont depuis longtemps un atout indispensable dans la prévention des attaques de carnivores sauvages sur les animaux d'élevage. Leur usage en tant que gardien est notamment décrit dans une collection de manuscrits datés d'environ 150 ans av. J.-C. sur des fermes romaines (Anonyme, dans Coppinger et Coppinger, 1993a). En Italie, en France et au Portugal, les chiens auraient été utilisés depuis des milliers d'années pour défendre les troupeaux (Smith *et al.*, 2000). En second lieu, il est question des chiens en tant que prédateurs des animaux d'élevage. Les conflits entre éleveurs et conservationnistes causés par la prédation des carnivores sur le bétail sont de plus en plus communs à travers le monde, et les chiens en font partie intégrante. Les actes de prédation envers le bétail sont généralement associés aux populations de chiens sans propriétaires qui vivent indépendamment des hommes ou aux chiens avec propriétaires, mais sans restriction.

2.5.1 Usage des chiens en tant que protecteur des troupeaux

Les diverses races de chiens servant à prévenir les attaques des carnivores, communément appelés chiens de garde de troupeaux (CGT), sont les animaux les plus fréquemment utilisés et les plus efficaces (Smith *et al.*, 2000). Leur haut taux de succès rend leur usage populaire, bien que d'autres animaux tels que les ânes (*Equus asinus*) et les lamas (*Lama glama*) soient également mis à contribution dans certaines circonstances. Afin d'éviter la confusion entre

deux termes similaires, il convient d'établir la différence entre les chiens de troupeaux et les CGT. Les chiens de troupeaux sont des animaux disposant toujours de leur instinct de prédateur original qui aident leur maître à guider les troupeaux de chèvres ou de moutons, par exemple, vers les endroits désirés. Les CGT sont quant à eux démunis de leur comportement agressif parce qu'ils ont été artificiellement sélectionnés pour ne pas faire de mal au troupeau, pour rester avec celui-ci et le protéger en jappant (Coppinger *et al.*, 1983; Coppinger et Coppinger, 1996a).

Les chiens peuvent être d'une aide essentielle pour la protection de leur troupeau. Les pourcentages validant l'efficacité des CGT comme gardiens sont reportés entre 66 % et 90 % (Coppinger *et al.*, 1988; Green *et al.*, 1994). Il importe de spécifier que le mot « efficacité » est un terme relatif. Certains chiens peuvent empêcher complètement la prédation, alors que d'autres ne font que la diminuer. La considération de cette diminution comme suffisante ou non est subjective et relève ultimement de la perception de l'éleveur affecté par la prédation dans une situation donnée. Par exemple, la mort d'un mouton causée par un coyote peut être perçue comme un échec autant qu'un succès en ce sens où le coyote n'a pas tué plus d'un mouton. Quant à la réduction de la prédation des carnivores par les chiens, celle-ci oscille entre 11 % et 100 % (Linhart *et al.*, 1979; Green et Woodruff, 1980; Green *et al.*, 1984a; McGrew et Blakesley, 1982; Pfeifer et Goos, 1982; Black et Green, 1984; Andelt, 1987, 1996; Coppinger *et al.*, 1988; Green et Woodruff, 1988; Lorenz, 1989). Sans offrir de pourcentage précis, d'autres études traitant des carnivores africains (lions, léopards, hyènes) suggèrent que les chiens sont peu efficaces à les effrayer et à prévenir leurs attaques sur le bétail (Ogada *et al.*, 2003; Kolowski et Holekamp, 2006).

À l'instar de l'efficacité, les pourcentages présentés plus haut peuvent également porter à confusion. En effet, il est difficile d'attribuer directement l'usage des CGT aux diminutions des attaques sur le bétail parce que cette stratégie est communément utilisée conjointement avec d'autres techniques. Quoi qu'il en soit, il est clair que plusieurs éleveurs ont été capables

de diminuer les niveaux de prédation en incorporant les CGT à leur gestion de troupeaux (Andelt, 1992).

La diminution des pertes d'animaux d'élevage représente évidemment des bénéfices économiques. Plusieurs réponses intéressantes ont été générées sur 15 ans de sondages (entre 1983 et 1998) auprès des éleveurs de moutons utilisant des CGT à travers les États-Unis (Green *et al.*, 1984b; Lorenz et Coppinger, 1986; Coppinger *et al.*, 1988; Green, 1989; Green et Woodruff, 1990). L'un de ces travaux montre que, pour 400 producteurs utilisant 763 chiens, les chiens représentaient un atout économique chez 82 % des éleveurs et que l'investissement était ni plus ni moins que rentabilisé chez 9 % des éleveurs (Green et Woodruff, 1988).

Les CGT sont utilisés pour défendre les animaux d'élevage contre plusieurs types de carnivores, notamment les ours, les grands félins et les loups. Green et Woodruff (1989) ont documenté 20 rencontres entre CGT et ours et ont noté que 75 % des cas se terminaient avec l'éloignement de l'ours parce qu'il était pourchassé ou avec sa mort s'il était abattu, avant qu'un acte de prédation ait lieu. La prédation sur le bétail par les grands félins figure comme un problème majeur et se présente comme une des raisons principales pour le statut menacé ou en danger de plusieurs d'entre eux (Sawarkar, 1986; Rabinowitz, 1986; Cunningham *et al.*, 1995; Nowell et Jackson, 1996). Formellement, peu de documentation existe sur l'effet des CGT pour lutter contre la prédation par les grands félins. Par contre, plusieurs rapports anecdotiques témoignent de leur succès contre les pumas (*Puma concolor*). Aux États-Unis, les CGT aideraient à diminuer la prédation des pumas sur les chèvres et les moutons, laquelle est évaluée à seulement 7,7 % de la prédation totale (USDA, 1995), mais tout de même susceptible de causer de graves dommages localement. À l'instar des pumas, la prédation par les loups en Amérique du Nord ne représente pas un problème majeur, bien que son impact local puisse lui aussi être sévère. Par contre, son statut comme espèce protégée et les efforts de réintroduction pourraient signifier une augmentation potentielle des cas de prédation par les

loux sur le bétail (Fritts *et al.*, 1992). À ce jour, et ce, 20 ans après le début des programmes de compensation remboursant le bétail tué par les loups dans le nord-ouest des États-Unis, l'impact de cette prédation est toujours gravement ressenti chez certains éleveurs (Muhly et Musiani, 2009). Une étude de Coppinger *et al.* (1988) relate que les comportements entre loups et CGT sont typiques des canidés. En effet, une hiérarchie basée sur la dominance était établie, et aucune blessure n'était infligée ni à l'un ni à l'autre des carnivores. Les auteurs concluent donc que les rôles protecteurs des CGT contre les loups ne fonctionnent pas par agression directe, mais plutôt par interférence des séquences prédatrices normales des loups. Les loups éviteraient le contact avec les CGT ou seraient distraits par d'autres types de comportements (salutations, rituels déterminants le statut, jeux), augmentant l'effort nécessaire pour tuer un animal d'élevage (Coppinger et Coppinger, 1996b).

Malgré les réussites des CGT, il arrive que l'instinct prédateur de ceux-ci supplante le côté protecteur que les humains ont tenté de leur inculquer. Selon un sondage effectué auprès de 44 éleveurs distribués dans 14 états aux États-Unis et 2 provinces canadiennes, 25 % des CGT avaient infligé des blessures ou tué au moins un de leurs animaux d'élevage (Green *et al.*, 1984b). Quatorze des 135 chiens (10 %) utilisés par ces éleveurs avaient tué au moins un mouton ou une chèvre au courant de leur vie. De ceux-ci, 9 étaient des accidents isolés impliquant des chiens de moins de 2 ans. Par contre, 5 (4 %) des chiens ont continué à tuer des animaux d'élevage et ont été éliminés

2.5.2 Prédation des chiens envers les animaux d'élevage et coûts associés

En raison de l'étendue des pays affectés par la prédation des chiens envers les animaux d'élevage et l'imprécision avec laquelle cette prédation est rapportée, il n'existe aucune figure mondiale supportant leur impact à grande échelle. De plus, les pertes sont souvent attribuées à différents carnivores sans qu'aucune confirmation ne soit effectuée, augmentant ainsi de façon injustifiée la mauvaise perception des carnivores soupçonnés. Quelques exemples de prédation

par des chiens sur les animaux domestiques servent à illustrer les propos précédents sur trois continents différents, et les coûts associés à cette prédation sont détaillés lorsque disponibles.

Tout d'abord, les dégâts infligés aux animaux domestiques par les carnivores sauvages sont souvent surreprésentés en comparaison avec ceux infligés par les chiens. À ce titre, une étude d'Echegaray et Vilà (2010) consacrée à la collecte et à l'analyse d'échantillons de fèces en Espagne, a permis de clarifier la proportion réelle des animaux d'élevage tués par les loups comparativement aux chiens. Des 136 fèces collectées et soupçonnées de provenir de loups gris, 86 ont pu être génétiquement identifiées, confirmant la collecte de 53 échantillons de chiens, 31 de loups et deux de renards roux. Les analyses ont détecté la présence d'animaux d'élevage dans 54 % des fèces de chiens alors que les échantillons de loups contenaient 73 % d'animaux sauvages. Les conclusions de l'étude doivent être considérées avec précaution. D'abord, l'échantillonnage biaisé par la nature de son objectif principal qui était de trouver des fèces de loups empêche d'affirmer que la diète trouvée pour les chiens est représentative pour toute la région d'étude. Dans un deuxième temps, il est impossible de confirmer que la présence d'animaux d'élevage dans les fèces correspond assurément à un animal tué par le prédateur dont les fèces ont été analysées, parce que les loups comme les chiens agissent en tant que charognards de façon opportuniste. Les découvertes faites dans cette étude ont tout de même des implications majeures pour l'opinion publique concernant la conservation des loups. En effet, elles suggèrent que les prédateurs principaux des animaux d'élevage sont les chiens, alors que les loups sont persécutés pour des actes de prédation qu'ils commettent moins fréquemment.

Le même phénomène, nuisant à la survie d'un autre grand carnivore, l'ours brun (*Ursus arctos*), a été répertorié par Bouvier et Arthur (1995). Leur étude dans les Pyrénées françaises a évalué que des 733 moutons tués dans ces montagnes, 91 % étaient tués par des chiens alors que le reste était réellement la proie des ours bruns. L'étendue à laquelle peuvent s'appliquer ces résultats à d'autres espèces reste incertaine, mais ces exemples suggèrent qu'il existe une

probabilité de hauts taux de prédation par les chiens et que celle-ci est communément attribuée par erreur à d'autres carnivores sauvages.

En Australie, la prédation causée par les dingos, les chiens et leurs hybrides cause des effets néfastes majeurs sur l'économie de l'élevage. Afin de simplifier le texte qui suit, les canidés préalablement mentionnés seront référés comme « chiens sauvages ». Une revue de littérature utilisant les valeurs conservatives de pertes économiques encourues par les éleveurs en raison des actes de prédation estime les pertes agricoles et d'élevages annuels à 66 millions AUS. Les impacts économiques les plus importantes proviennent des pertes de production de bovins (32,4 millions AUS) et de moutons (15,9 millions AUS). C'est ainsi que 10 millions AUS sont investis par année dans le maintien de clôtures servant à prévenir l'entrée des chiens sauvages dans les enclos où se trouvent les bêtes (McLeod et Norris, 2004).

Dans l'état du Texas uniquement, aux États-Unis, les coûts infligés à l'industrie bovine par les chiens sont évalués à 5 millions USD par année (Carter, 1990). Au Royaume-Uni, où les loups sont absents, 30 000 moutons et 5000 à 10 000 agneaux sont annuellement la proie des chiens. Le coût de ces pertes est estimé à 2,5 millions € par année (Taylor *et al.*, 2005).

Une étude des résultats de 398 sondages effectués auprès d'éleveurs de subsistance dans l'Araucanie, dans le Sud du Chili, ont révélé un impact notable des chiens sur les proies totales prises par les carnivores de cette région (Potvin, sous presse). En l'espace d'un an, les espèces causant la mort du plus grand nombre d'animaux d'élevage (62 %) étaient les oiseaux de proie, notamment la buse de Harris (*Parabuteo unicinctus*), le caracara huppé (*Caracara plancus*) et le tiouque (*Milvago chimango*). Parmi les mammifères carnivores sauvages présents dans la zone, le puma, le renard de Magellan (*Lycalopex culpaeus*), le renard gris d'Argentine (*Lycalopex griseus*) et la guigna (*Leopardus guigna*) représentaient au total 24 % de la prédation totale sur tous les animaux d'élevage. Quant aux chiens, ils représentaient à eux seuls 14 % de tous les actes de prédation, mais s'attaquaient à des proies de valeur

commerciale plus élevée en comparaison avec les oiseaux de proie qui ne s'alimentaient que de volaille. En effet, les chiens représentaient 43 % des pertes totales relatives aux animaux d'élevage. Malgré ces chiffres, l'opinion des éleveurs envers les carnivores sauvages était très défavorable. Par exemple, les pumas et les renards de Magellan étaient considérés comme une plus grande menace que les chiens et les oiseaux de proie pour les animaux d'élevage par un plus grand nombre d'éleveurs, alors que leur prédation respective était moindre.

Malheureusement, les calculs de pertes économiques impliquées par la prédation prennent très rarement en considération d'autres valeurs que le coût individuel des bêtes perdues et ne sont donc pas de justes indicateurs de la prédation. En général, cette façon simple d'évaluer l'impact des carnivores est incomplète et ne témoigne pas de façon holistique des conséquences économiques subies. D'abord, elle ne fait aucune distinction entre les éleveurs de statuts économiques différents. L'impact de la perte de quelques bêtes est en effet plus problématique pour un éleveur de subsistance pour qui l'élevage est la seule activité économique que pour un éleveur commercial possédant des centaines de bêtes. En effet, même une réduction mineure du cheptel chez les éleveurs à faible revenu peut représenter une diminution des profits marginaux suffisante pour affecter l'attitude des éleveurs envers les prédateurs (Fritts *et al.*, 2003) et ainsi favoriser la persécution des carnivores. Finalement, ce calcul ne prend pas en considération les coûts encourus par les éleveurs pour l'application de mesures de prévention de la prédation, tels que la construction de clôtures ou l'achat et l'entretien de CGT.

2.6 Transmission de maladies

Un nombre grandissant d'analyses de viabilité des populations supportent que les maladies constituent un important risque d'extinction pour un grand nombre d'espèces de carnivores et de populations de canidés sauvages en particulier (Thorne et Williams, 1988; Macdonald, 1993; Ginsberg *et al.*, 1995; Murray *et al.*, 1999; Vucetich et Creel, 1999; Haydon *et al.*,

2002a). De plus, l'augmentation de la population humaine et d'animaux domestiques favorise le transfert de maladies infectieuses des réservoirs d'hôtes domestiques vers la faune (Daszak *et al.*, 2000). Les canidés sauvages sont particulièrement à risque des pathogènes généralistes transmis par les chiens en raison de leur proximité génétique et du fait qu'ils occupent des territoires où la présence humaine est fortement associée aux chiens (Laurenson *et al.*, 2004). Représentant globalement les carnivores les plus nombreux (Rhodes *et al.*, 1998), les chiens sont des réservoirs de plusieurs maladies infectieuses (Cleaveland *et al.*, 2000) et représentent une problématique majeure dans la conservation de plusieurs espèces.

Les maladies les plus étudiées et qui ont un impact significatif sur les populations de carnivores sauvages sont la rage, la maladie de Carré et la parvovirose canine. Les deux premières sont parmi les maladies les plus sévères touchant les canidés sauvages (Laurenson *et al.*, 2004) pour lesquelles des éclosions dans diverses espèces ont été documentées (Woodruff *et al.*, 2004). Cette section traite donc de ces deux maladies pour lesquelles les vecteurs principaux sont les chiens et qui ont eu des impacts sévères sur les loups d'Éthiopie (*Canis simensis*), considérés comme en danger d'extinction (Marino et Sillero-Zubiri, 2012).

2.6.1 Rage

Dix-huit ans de surveillance des loups d'Éthiopie dans les hautes terres d'Éthiopie ont mené à la constatation que la rage transmise par les chiens provenant des zones avoisinantes était la cause principale de leur déclin populationnel. Le cycle de vie et l'écologie de ces canidés expliquent partiellement leur vulnérabilité à une telle maladie. En effet, les meutes, généralement composées d'environ 13 individus, se voient augmentées de deux à sept louveteaux par année, un produit de la femelle dominante exclusivement (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996a). Sa population mondiale actuellement estimée à 600 individus, les loups d'Éthiopie sont les canidés les plus rares au monde (Marino, 2003; Sillero-Zubiri *et al.*, 2004). En plus d'être limités à seulement sept chaînes de montagnes à travers les hautes terres d'Éthiopie, leur habitat est soumis à d'énormes pressions pour l'expansion de l'agriculture (Marino, 2003;

Sillero-Zubiri *et al.*, 2004). La rage pose une menace imminente à la survie des toutes les populations restantes (Sillero-Zubiri *et al.*, 2004), mais les plus petites populations sont inévitablement celles qui sont le plus à risque de disparaître (Haydon *et al.*, 2002a). De toutes les populations, variant entre 10 et 350 individus (Marino, 2003), la plus grande se trouve dans les Montagnes Balé, au sud-est de l'Éthiopie, et contenue dans le Parc National du Mont Balé (PNMB). Les loups d'Éthiopie du PNMB font l'objet d'études depuis 1983, ce qui a permis de suivre leur population et d'en comprendre ses fluctuations à travers les variations climatiques, la disponibilité des proies et les maladies. Ces recherches ont décelé deux ou trois épidémies de rage qui ont fait diminuer considérablement la population depuis les années 1990 (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996b; Randall *et al.*, 2004). En 1990, 12 des 23 (52 %) loups marqués dans trois meutes sont morts ou ont disparu dans le Plateau de Sanetti en l'espace de 3 mois (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996b). Bien qu'aucun échantillon n'ait été récolté, les taux de mortalité et les modèles de mortalité suggèrent que la rage était la cause de ce déclin. En 1991-1992, 41 des 53 loups marqués (77 %) sont morts ou ont disparu en 4 mois dans la Vallée de Web, alors que trois meutes se sont éteintes (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996b). Cette fois, trois échantillons de cerveaux provenant des carcasses se sont avérés positifs pour le virus de la rage (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996b; Whitby *et al.*, 1997). Au même endroit, en l'espace de 6 mois pendant les années 2003 et 2004, 72 des 95 (76 %) loups marqués sont morts ou ont disparu dans 10 meutes différentes (Randall *et al.*, 2004). À nouveau, la détection du virus a été confirmée dans 13 des 15 échantillons de cerveaux analysés. Quant aux deux échantillons, ils présentaient des signes hispathologiques typiques du virus de la rage (Randall *et al.*, 2004).

Les facteurs expliquant l'étendue de ce virus sont associés à la population de chiens servant de réservoir. En effet, les chiens vivants dans les habitats des loups d'Éthiopie sont reconnus comme des sources de pathogènes dans le processus d'infection (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996b; Laurenson et Shiferaw, 1997; Laurenson *et al.*, 1998; Randall *et al.*, 2004). Des analyses phylogénétiques du virus de la rage collecté sur les loups ont d'ailleurs montré que les souches étaient associées aux chiens domestiques (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996b; Randall *et al.*, 2004). La

rage est endémique en Éthiopie et sa présence dans les populations de chiens est répandue à travers le pays (Fekadu, 1982; Mebatsion *et al.*, 1992; Tefera *et al.*, 2002) et même dans les pays avoisinants (Johnson *et al.*, 2004). Une part importante de la problématique de cette maladie est reliée à la surabondance de chiens dans les montagnes Balé, endroit où ils sont considérés comme les carnivores les plus nombreux. En effet, leur densité dans les villages à l'intérieur et en bordure des habitats des loups est présentement estimée entre 9,5 et 16 chiens/km² dans les petits villages (<100 foyers), 40,2 chiens/km² dans les petites villes (>100 foyers) et 230-380 chiens/km² dans les plus grandes villes (Laurenson *et al.*, 1997). Ces densités sont bien au-delà du seuil maximum permettant de contenir le virus, estimé à 5 hôtes/km² (Cleaveland et Dye, 1995). Il existe donc un sérieux risque de transmission des maladies entre chiens et loups dans les montagnes Balé en raison de la coexistence des loups avec les humains et leurs chiens. Ceci s'explique par la forte présence humaine autour et dans leur habitat, estimé à 8500 foyers et plus de 12 500 chiens (Ethiopian Wolf Conservation Project, sous presse). Comme la rage est excrétée dans la salive des hôtes infectés, une interaction où un simple contact buccal effectué entre un chien infecté et un loup peut causer un transfert accidentel de la maladie. Bien que les loups évitent généralement le contact direct avec les chiens, des situations ont été rapportées dans lesquelles les chiens intervenaient dans les activités des loups. Par exemple, des chiens ont été observés à pourchasser des loups et à leur faire compétition pour la nourriture. Des chiens se seraient même accouplés avec des loups d'Éthiopie, produisant des hybrides fertiles (Gottelli *et al.*, 1994; Wayne et Gottelli, 1997). Les données à long terme sur la démographie, les structures spatiales et la dynamique de la population de loups, couplées à une surveillance de l'incidence de la rage et à un contrôle de celle-ci autant dans la population réservoir que dans la population cible, font de ce cas un des meilleurs exemples d'études d'impacts des maladies infectieuses chez les carnivores. Les efforts de vaccination et d'éducation ont par contre eu un succès relativement limité dans les montagnes Balé. Ceci s'explique par des raisons culturelles favorisant le libre déplacement des chiens afin qu'ils puissent effectuer les fonctions pour lesquelles ils sont prisés, c'est-à-dire la protection du bétail et l'enlèvement des déchets humains (Atickem, 2003). Une stratégie

exhaustive de gestion des maladies semble donc essentielle dans la conservation des loups d'Éthiopie (Randall *et al.*, 2006).

2.6.2 Maladie de Carré

La maladie de Carré, nommée d'après le vétérinaire l'ayant décrit pour la première fois en 1905, est l'une des maladies les plus communes chez les chiens. Elle est le résultat d'un morbillivirus de la famille des paramyxoviridae et est très proche d'autres maladies membres du genre *Morbillivirus* telles que la rougeole, la peste bovine, la peste des petits ruminants, le morbillivirus des marsouins et des dauphins, et la maladie de Carré affectant les pinnipèdes (Gowtage-Sequeira, 2009). Cette maladie infectieuse est très contagieuse et a été responsable de sévères déclinés d'espèces terrestres (Murray *et al.*, 1999) et aquatiques (Kennedy *et al.*, 2000). Elle est une maladie majeure chez les chiens domestiques et peut ressurgir même après des efforts de vaccination (Pardo *et al.*, 2005; Norris *et al.*, 2006). Ce virus est émergent chez plusieurs espèces (Harder et Osterhaus, 1997) et son transfert des chiens vers les lions (Roelke-Parker *et al.*, 1996), les loups peints (*Lycaon pictus*) et les pinnipèdes (Kennedy *et al.*, 2000) a déjà causé de graves épisodes de mortalités. Ce virus a un spectre d'infection très large et est apparemment en expansion (Harder et Osterhaus, 1997). Aux États-Unis, la maladie de Carré affecte les ratons-laveurs (*Procyon lotor*), à partir desquels une contagion à des animaux de zoo tels que les lions, les léopards (*Panthera pardus*) et les tigres (*Panthera tigris*) aurait eu lieu (Appel *et al.*, 1994). La disparition de la dernière population sauvage de putois à pieds noirs (*Mustela nigripes*) dans le Wyoming, serait également attribuable à cette maladie (Williams *et al.*, 1988).

Une étude sur l'épidémie de la maladie de Carré qui a eu lieu en Namibie entre 2001 et 2003 relate les effets engendrés sur la faune (Gowtage-Sequeira, 2009). L'épidémie aurait pris son origine dans une population de chiens, puis aurait ensuite sévèrement affecté les populations de chacals à chabraque (*Canis mesomelas*), qui auraient à leur tour infecté d'autres espèces. Le chacal à chabraque est un prédateur opportuniste capable de s'étendre sur un grand territoire;

une caractéristique qui le rend particulièrement influant dans la dissémination de la rage (McKenzie, 1993; Bingham *et al.*, 1999) et la maladie de Carré (Gowtage-Sequeira, 2009). En Namibie et à d'autres endroits d'Afrique subsaharienne, les chacals peuvent agir comme espèces hôtes intermédiaires dans la transmission de maladies entre les chiens et d'autres carnivores sympatriques menacés, tels que les loups peints et les loups d'Éthiopie.

Les détails de l'épidémie namibienne rapportés par Gowtage-Sequeira (2009) et décrits ici-bas mettent en valeur le potentiel catastrophique de cette maladie et sa rapidité à se transmettre d'espèce en espèce. Au début de l'année 2002, plusieurs cas de la maladie de Carré ont été rapportés chez des chiens dans la capitale, Windhoek, considérée comme le centre d'origine de l'épidémie. En avril 2002, le virus était présent dans la ville côtière de Swakopmund, à 260 km à l'ouest de Windhoek, où une centaine de chiens ont été euthanasiés et au moins 50 ont été traités. Un mois plus tard, un cas d'infection chez un chacal à chabraque a été observé, à 117 km au nord de Swakopmund, dans la Réserve naturelle Cape Cross, où habite la plus grande colonie d'otaries à fourrure d'Afrique du Sud (*Arctocephalus pusillus pusillus*). Plusieurs cas ont par la suite été rapportés le long de la côte et ailleurs, avec les derniers cas de l'épidémie à Oranjemund, à 700 km du point d'origine. À son point culminant, la prévalence d'anticorps chez les chacals à chabraque était de 74,1 % ($n = 89$). Alors qu'il est très probable que les chiens aient joué un rôle important en maintenant une haute prévalence de la maladie de Carré dans l'écosystème côtier Namibien, l'étude ne permet pas de déterminer si ceux-ci sont exclusivement responsables de l'épidémie ou s'ils ont uniquement agi comme population réservoir (Haydon *et al.*, 2002b). Par contre, l'ampleur et la rapidité de la dispersion de la maladie chez les chacals peuvent s'expliquer par leur vulnérabilité apparente et l'arrivée de l'épidémie tout juste au moment de la saison de reproduction, moment où les contacts intraspécifiques sont plus élevés. De plus, les grands déplacements typiques de leurs habitudes de chasse ont facilité la dissémination rapide et étendu la maladie bien au-delà de l'espace urbain utilisé par les chiens. La présence de chacals et de chiens testés positifs pour les antigènes du virus dans la zone d'étude relate du danger qu'ils peuvent représenter pour la

population d'otaries à fourrure d'Afrique du Sud, estimée à un million sur la côte namibienne (Pallett, 2000; Mukapuli, 2004). Les chacals auraient pu leur transmettre la maladie, spécialement parce qu'ils ont été observés s'alimentant librement parmi celles-ci. Une telle transmission de la maladie de Carré des animaux terrestres aux animaux aquatiques s'est d'ailleurs déjà produite chez les phoques de Sibérie (*Pusa sibirica*) du Lac Baïkal, en Russie (Grachev *et al.*, 1989; Visser *et al.*, 1990). Par contre, le transfert de cette maladie aux pinnipèdes sympatriques ne survient pas toujours, tel qu'observé lors de l'épidémie de la maladie de Carré chez des chiens qui n'ont pas infecté les loups de mer des îles Galapagos (*Zalophus californianus wollebacki*) (Levy *et al.*, 2008).

Il est aussi probable que la sévérité de l'épidémie sur la côte namibienne soit reliée à l'époque de l'année, puisqu'elle s'est produite quand la disponibilité en nourriture était la plus faible. En effet, le statut nutritif des chiens pourrait jouer un rôle dans l'apparition et l'infection des maladies (Appel, 1970). Quant aux chacals de la côte namibienne, ils dépendent fortement des otaries comme sources de nourriture (Hiscocks et Perrin, 1987), tuant les jeunes avant qu'ils ne soient trop imposants ou s'alimentant de carcasses. Les chacals à chabraque sont donc sujets à une période de faible disponibilité alimentaire pendant les mois précédents la saison des naissances, généralement de novembre à décembre. Les individus de condition physique suboptimale et donc avec un système immunitaire affaibli auraient par conséquent été plus susceptibles de mourir de la maladie.

L'étude de Gowtage-Sequeira (2009) sur l'épidémie de la maladie de Carré en Namibie révèle l'importance de contenir les maladies chez les populations de chiens qui peuvent agir comme réservoirs. Des espèces de canidés hôtes, comme les chacals à chabraque, vivant en sympatrie avec les chiens, sont des vecteurs importants à considérer lors d'éclatement d'épidémies parce qu'ils sont susceptibles d'infecter des régions éloignées du centre d'origine où vivent d'autres animaux vulnérables. Un contrôle des populations et des mouvements des chiens semble donc essentiel afin de limiter les dégâts d'épidémies telles que celles de la

maladie de Carré ou de la rage, spécialement s'il existe plusieurs espèces hôtes potentielles pouvant être également vecteur de ces virus.

Chapitre 3

Contrôle des populations canines et mesures efficaces pour diminuer leur impact sur les humains et la faune au chili

Les chapitres précédents ont mis en lumière les effets globaux des chiens sur la santé publique et l'écologie lorsque leurs mouvements et leurs populations ne sont pas régulés. Il importe de véhiculer l'idée que les chiens ne sont pas fondamentalement mauvais, mais qu'ils engendrent une gamme impressionnante de problèmes lorsque leur propriétaire n'en assume pas l'entière responsabilité. L'une d'entre elles, manifestement la plus importante, concerne la reproduction. Comme les autres animaux, les chiens sont guidés par leur instinct qui les pousse à assurer leur descendance. Par contre, lorsque les seuls facteurs limitant leur prolifération sont ceux imposés par leur cycle reproductif, une forte croissance de la population canine est à envisager. Un tel dénouement se produit notamment lorsque les chiens bénéficient d'une aide supplémentaire des humains en recevant d'eux les ressources nécessaires à leur survie.

Les conséquences des chiens sur l'écologie et la santé explorées dans le chapitre antérieur sont majoritairement associées aux pays aux prises avec une surabondance de chiens. Il va de soi que l'impact d'un grand nombre de chiens peut toutefois être bénin lorsqu'il existe un contrôle strict sur ceux-ci de la part des propriétaires, lesquels se portent entièrement responsables d'assurer la gamme complète de leurs besoins. Parmi ceux-ci est la nécessité d'administrer les soins de santé nécessaires à leur développement (vaccins, soins antiparasitaires), de répondre à leurs besoins de base (eau, nourriture, besoins affectifs, espace adéquat) et de s'assurer qu'ils soient actifs physiquement (Millán, 2013). D'un point de vue de santé publique, une tâche cruciale du maître est la collecte et la disposition des excréments, qui sont susceptibles de transmettre nombre de maladies à la faune et aux humains. Effectivement, il existe plus de 60

maladies zoonotiques qui sont associées aux chiens (Beck, 2000; Reece, 2005), et plusieurs d'entre elles peuvent être transmises via leurs fèces.

L'ignorance et la négligence humaine permettant aux chiens de vivre sans restriction géographique et de se reproduire librement sont sans doute les causes premières de la surpopulation canine aujourd'hui observée dans plusieurs pays (OMS et WSPA, 1990). De ceci résulte des quantités alarmantes de chiots, animaux pris en charge ou non par les propriétaires respectifs des chiennes ayant mis bas. Le potentiel reproductif des chiens est impressionnant : une seule femelle peut théoriquement avoir jusqu'à 4400 descendants en 7 ans (Schnaas et Román, 1962). Par conséquent, les rues des villes, villages et zones rurales peuvent être colonisées par ce mammifère qui prolifère presque toujours indépendamment de son habitat. C'est notamment cette habileté qui fait de lui un des cent animaux invasifs les plus nuisibles sur Terre (Lowe *et al.*, 2000).

Bien que les modèles de dynamiques de population soient souvent utilisés pour évaluer les populations de la faune sauvage (Norton, 1994), peu d'études ont évalué les dynamiques de population associées aux chiens avec propriétaires (Heussner et Grant, 1978). Ceci est déplorable parce que l'information compilée sur la dynamique des populations locales de chiens avec propriétaire peut aider à la compréhension des fluctuations populationnelles des chiens errants (Di Nardo *et al.*, 2007). En effet, les chiens avec propriétaires peuvent être abandonnés ou simplement se reproduire librement si leurs déplacements ne sont pas contrôlés, augmentant ainsi la quantité de chiens errants, qui ne seront probablement pas adoptés. Les impacts négatifs des chiens ont toutefois inspiré plusieurs études. Selon l'approximation de l'OMS effectuée en 1993 évaluant la population canine mondiale à 500 millions d'individus, il est estimé que 75 % ferait partie de la catégorie des chiens errants (Butcher, 2000). Le Chili, comme nombre de pays en voie de développement, ne fait pas exception à la surpopulation canine qui affecte aujourd'hui presque tous les continents et plusieurs îles. Une brève présentation de l'ampleur de la problématique reliée à la santé humaine et l'écologie de ce

pays est décrite ci-dessous. Par la suite, un programme de réduction de population canine qui s'est avéré efficace dans d'autres pays est présenté dans le but d'analyser son applicabilité au Chili, considérant la situation culturelle et législative nationale. Finalement, un plan de stérilisation économiquement viable de même que certaines recommandations sont offerts afin d'assurer un contrôle canin.

3.1 Populations canines au Chili

Selon les calculs effectués par Hughes et Macdonald (2013), la population canine du Chili était de 5 160 225 individus pour l'année 2012. Le ratio humain:chien de 3,3 serait le plus bas des 13 pays comparés. En d'autres mots, ceci signifie que le Chili détient le plus grand nombre de chiens par personne pour les pays comparés, justifiant ainsi l'emphase mise sur ce pays dans la présente section de cet essai. Dans l'ordre croissant, le Mexique, la Bolivie, les États-Unis, le Pérou, l'Australie et le Canada sont les nations occupant les rangs suivants avec des ratios humain:chien de 4,3; 4,6; 4,7; 6,0; 6,2 et 6,7 respectivement (voir tableau en annexe 1). Il est à noter que les populations nationales de chiens au Canada et au Chili seraient très similaires (respectivement 5 160 225 et 5 119 415). Par contre, la population humaine au Canada est 2 fois supérieure à celle du Chili. Bien qu'il puisse paraître inadéquat de comparer directement deux pays de tailles, de culture et de profil économique si différents, il en demeure que les problèmes causés par la population de chien au Chili sont nettement plus ressentis qu'au Canada. La raison principale est sans aucun doute le faible contrôle effectué sur les chiens par leurs propriétaires dans le cas du Chili, une situation diamétralement opposée à celle du Canada et de presque tous les autres pays développés (Jackman et Rowan, 2007). Selon une étude effectuée dans la région de Coquimbo, au Centre-Nord du Chili, un haut pourcentage de chiens avec propriétaire est autorisé à déambuler sans restriction en tout temps (27 %, 50 % et 67 % dans les villes, les villages et les zones rurales respectivement; $n = 1021$) (Acosta-Jamett *et al.*, 2010). Les efforts ponctuels de stérilisation effectués par certaines municipalités dans le passé n'ont clairement pas eu l'effet escompté de freiner la croissance de

la population de chiens à des niveaux adéquats, c'est-à-dire des niveaux qui ne mettent pas en péril la santé publique, l'équilibre écosystémique, et l'élevage de bétail. Cette dernière étude a également évalué croissance annuelle de la population canine à 20% dans les villes, 19 % dans les villages, et 9 % dans les zones rurales, avec un pourcentage de castration globale de seulement 3 %. À Viña del Mar, une ville de 330 000 habitants près de Santiago (INE, 2012), une étude a révélé que chaque femelle avec propriétaire élevait en moyenne 10 chiots au cours de sa vie reproductive (Morales *et al.*, 2009), un chiffre révélateur qui explique par lui-même la surpopulation canine de cet endroit. Les données recueillies entre 2005 et 2007 suggèrent que les densités sont entre 1380 ± 183 et 1509 ± 972 chiens par km^2 dans les villes, de 119 ± 18 à 1544 ± 172 chiens par km^2 dans les villages, et de $1,0 \pm 0,4$ à $15,9 \pm 0,4$ chien par km^2 dans les zones rurales². Ces données montrent la nécessité de renforcer les lois en vigueur pour un contrôle canin responsable, voire en créer de nouvelles plus spécifiques et pour lesquelles des amendes sévères seraient applicables.

Comme mentionné plus haut, les chiens sont associés à plus de 60 maladies transmissibles à l'humain. Celles affectant une large proportion de la population mondiale et ayant des conséquences graves sur la santé ont été discutées au chapitre 1. Il convient maintenant de présenter brièvement l'état de trois maladies présentes au Chili, soit la rage, l'échinococcose cystique et la toxocarose.

3.2 La rage au Chili

Bien que la rage soit une maladie majoritairement associée aux pays en voie de développement et que le Chili soit toujours considéré comme tel (Central Intelligence Agency, 2013), cette maladie ne représente pas une menace directe à la santé publique de ce pays. En effet, le dernier cas de rage humaine causé par la morsure d'un chien au Chili remonte à 1972 (Favi et Catalán, 1986). Ceci est dû au programme de contrôle débuté en 1951 qui a réduit

² Le symbole « \pm » indique l'erreur type.

drastiquement le nombre de cas depuis 1963. Entre 1975 et 1984, 2 747 545 chiens ont été vaccinés et 1 033 510 ont été éliminés (Ministerio de salud de Chile, 1985), donnant lieu à deux années sans qu'aucun cas de rage ne soit confirmé (1982 et 1984). Les vaccinations massives ont donc pris fin, à l'exception de la région à l'extrême nord, plus sensible aux mouvements de chiens en raison de sa proximité avec la Bolivie et le Pérou (Favi et Durán, 1991). Depuis 1985, les chauves-souris insectivores sont donc considérées comme les principaux réservoirs de la rage. En effet, après une période de 24 ans sans décès causé par cette maladie, le premier cas de rage humaine causé par une chauve-souris insectivore a été rapporté en 1996 (OMS, 1996b). Les cas ont d'ailleurs été légèrement à la hausse des années 2000 à 2002 (figure 3.4).

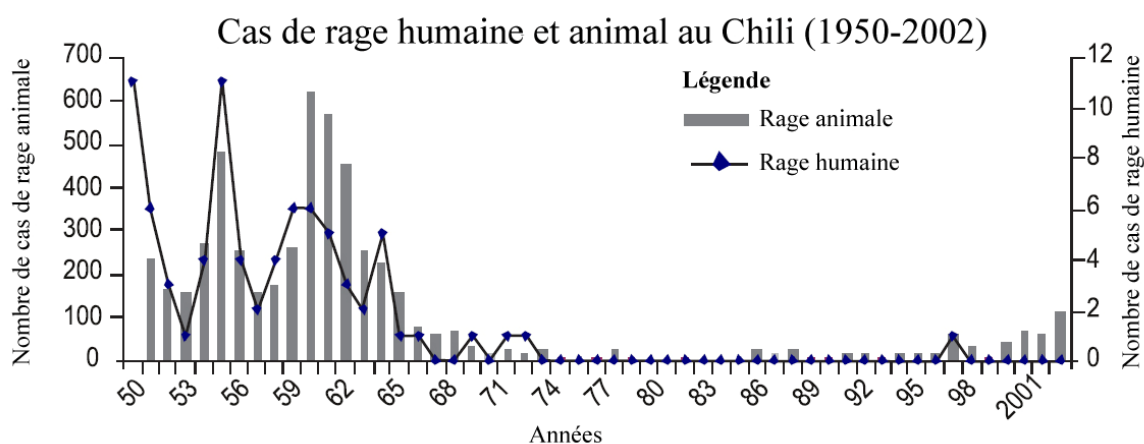


Figure 3.4: Cas de rage animale et humaine au Chili entre 1950 et 2000

Traduction libre

Source : Favi, C.M. et Pavletic, B. C. (2002). p. 15

L'existence de la rage chez les chauves-souris au Chili est susceptible de provoquer la transmission de la maladie de façon sporadique chez d'autres animaux potentiellement porteurs. Alors que la rage canine y est théoriquement éliminée, il existe toujours des risques de voir resurgir la maladie chez ce canin s'il est infecté par un autre animal sauvage, comme

une chauve-souris. Dans certains pays développés comme les États-Unis, où la rage canine avait été éliminée mais est demeurée présente dans la population d'animaux sauvages, la transmission occasionnelle aux animaux domestiques et aux humains a été reportée (Favi et Pavletic, 2002). Au Chili, le premier cas d'un décès chez un humain causé par une chauve-souris insectivore (*Tadarida brasiliensis*) en Amérique Latine est survenu en 1996. Une vaccination des chiens contre la rage de façon constante et soutenue demeure donc essentielle afin d'éviter une épidémie. Les études théoriques et pratiques ont déterminé que la vaccination de 70 % de la population de chiens était nécessaire pour maintenir l'immunisation au-dessus du seuil critique (25-40 %) et contrôler l'apparition de la maladie (Coleman et Dye, 1996; Cleaveland *et al.*, 2003; Hampson *et al.* 2009). Au Chili, le Règlement pour la prévention de la rage chez l'humain et les animaux (Loi 89; Ministère de la santé du Chili, 2002) oblige la vaccination des chiens contre la rage. Toutefois, les derniers sondages témoignent d'un faible taux d'immunisation rabique des chiens avec propriétaires. Aux cours des années 2000, dans la ville de Valdivia, dans la région des Fleuves, l'immunisation antirabique était de 16,4 % (Güttler Russel, 2005), alors qu'elle était de 12,3 % dans les localités de Lirquen y Penco dans la région de Biobío (Fernandez-Rodriguez, 2006). Il est à noter que ces chiffres, par la nature même des entrevues effectuées, représentent une image incomplète du taux réel d'immunisation antirabique, car ils excluent du calcul les chiens sans propriétaire. La population totale de chien possédant cette immunisation est donc inférieure à ces estimations, posant un risque de santé publique élevé en cas d'apparition de la maladie.

3.3 Parasitisme canin au Chili

Le cestode intestinal *Echinococcus granulosus*, le seul du genre *Echinococcus* présent au Chili, pose une menace actuelle plus directe sur la santé humaine que la rage. Les facteurs augmentant les risques de propagation de ce parasite, incluant une jeune population canine (Buishi *et al.*, 2005a; Buishi *et al.*, 2005b; Buishi *et al.*, 2006) et une faible restriction géographique de ceux-ci, font du Chili un endroit idéal pour sa dissémination (Buishi *et al.*,

2005b). Par ailleurs, les registres officiels de l'incidence d'échinococcose cystique (EC) chez les Chiliens ont été stables à environ 2,5 cas par 100 000 personnes depuis les années 1990 (Serra *et al.*, 1996; Schenone *et al.*, 1999; Apt *et al.*, 2000; Zamorano *et al.*, 2001; Pavletic, 2004). Les registres médicaux officiels et les études de séroprévalence ont permis d'évaluer les zones les plus affectées selon la prévalence d'EC humaine (Serra *et al.*, 1996; Schenone *et al.*, 1999; Apt *et al.*, 2000). Les régions australes des Lacs, Aisén, et Magellan sont les plus durement touchées, avec plus de 30 cas par 100 000 personnes, suivis de Coquimbo, Maule et l'Araucanie, avec une prévalence de 10 à 30 cas par 100 000 personnes. Une révision des troupeaux de chèvres a permis d'estimer qu'environ 50 % de ces animaux au pays seraient séropositifs à *E. granulosus* (Fuentealba, 2002). Les études d'EC sur le bétail chilien ont indiqué une moyenne de prévalence d'environ 24,7 % ± 3 % à travers le pays (Luengo *et al.* 1995), avec la région de Coquimbo, la plus touchée, exhibant des prévalences variant entre 18 et 43 % (Gonzales, 1981; Luengo *et al.*, 1995; OIE, 2002). Marquées par leur forte densité de chiens, la rapidité avec laquelle leur population se renouvelle, leur mauvaise supervision et leur faible taux de vaccination, les agglomérations urbaines sont estimées comme étant des réservoirs d'infections pathogéniques capables de transmettre des maladies comme l'EC vers les zones rurales (Acosta-Jamett *et al.*, 2010). Ceci souligne l'importance capitale de renforcer les efforts de prévention de maladies à l'intérieur des villes chiliennes, lieux où les contacts réguliers entre chiens peuvent grandement accélérer leur transmission.

Une étude visant à déterminer les fréquences et les espèces de parasites intestinaux chez les chiens avec propriétaire souffrant de diarrhée dans deux cliniques vétérinaires de Santiago entre 1996 et 2003 a généré des résultats alarmants quant au niveau de parasitisme de cette population de chiens (Javier López *et al.*, 2006). Des protozoaires ont été trouvés dans 64,8 % des fèces de chiens analysés, alors que 24 % des chiens présentaient des helminthes. Les espèces de parasites et leur pourcentage de présence dans les fèces étaient les suivants : *Blastocystis sp.*: 36 %; *Ameba sp.*: 31 %; *Giardia intestinalis* : 22 %; *Toxocara canis* : 11 %; *Chilomastix sp.*: 10 %; *Isospora sp.*: 9 %; *Trichuris vulpis*: 9 %; *Trichomonas sp.*: 5 %;

Sarcocystis sp.: 4 %; *Dipylidium caninum*: 2 %; *Ancylostomides* : 2 %; *Toxascaris leonina* : 1 %; *Physaloptera sp.*: 1 %; *Taenia sp.*: 0,4 %. Des 14 parasites mentionnés ci-dessus, près de la moitié ont des potentiels zoonotiques, c'est-à-dire qu'ils sont susceptibles de se transmettre aux humains.

Concernant le nématode *Toxocara canis*, il existe pour l'humain un risque réel d'apparition de toxocarose lorsque sa prévalence chez la population de chiens excède 7 % (Lamina, 1974). Cette maladie se présente sous deux formes et se catégorise selon les organes affectés. La larve migrante viscérale inclut les maladies associées aux organes principaux, alors que la larve migrante oculaire s'attaque aux yeux et au nerf optique, potentiellement causant le strabisme et la cécité (Nash, 2009). Les jeunes enfants sont particulièrement à risque en raison de leur tendance à approcher leur main vers leur bouche après avoir manipulé de la terre ou des objets ayant été en contact avec du sol contaminé par des fèces de chiens infectés (Despommier et Hotez, 2012). Toujours à Santiago, grâce à l'analyse de 288 échantillons de fèces on a détecté la présence d'œufs de *Toxocara sp.* dans 66,7 % des parcs ($n = 12$) et 33,3 % des places publiques étudiés ($n = 84$) (Castillo *et al.*, 1999). La prévalence chez les chiens testés s'élevait d'ailleurs à 13,5 % dans la capitale chilienne (Rubel *et al.*, 2003), presque le double du seuil de sécurité établi afin d'éviter la transmission de cette maladie à l'humain. En 1985, ce parasite était estimé présent dans 8,8 % de la population humaine adulte du Chili (Herskovic et Astorga, 1985). Une étude dans la ville de Temuco, en Araucanie, a aussi détecté des parasites dans 36,3 % des échantillons de sols analysés provenant de 87 parcs et places publiques différentes (Armstrong *et al.*, 2011). Dans 48,3 % des parcs, les œufs correspondaient aux genres *Toxocara sp* (12,4 %) et *Taenia sp* (11,4 %), tous deux reconnus comme causant des zoonoses parasitaires telles que *Toxocara canis* et *Echinococcus granulosus* (Oberge *et al.*, 1979).

3.4 Impact écologique des chiens au Chili : un exemple

Au Chili, la conservation d'espèces sauvages se complique régulièrement par la présence des chiens. Le vulnérable pudu (*Pudu puda*) témoigne de cette réalité. Cet animal endémique des forêts pluvieuses tempérées de l'Argentine et du Chili est principalement menacé de disparition par la fragmentation de son habitat (Miller *et al.*, 1973; Wemmer, 1998), la prédation par les chiens et le braconnage (Miller *et al.*, 1973; Hershkovitz, 1982; Wemmer, 1998; Weber et Gonzalez, 2003). Une étude utilisant des pièges photographiques a évalué que les chiens représentaient 45,8 % des prédateurs potentiels des pudus entre la réserve côtière Oncol et Valdivienne (Silva-Rodriguez, 2006). Le fait que la densité de chiens soit de deux ordres de magnitude supérieurs au prédateur naturel du pudu, le puma (Silva-Rodriguez *et al.*, 2010), cause de sérieux impacts sur la survie de ce cervidé (Franklin *et al.*, 1999). L'analyse des causes d'admission des pudus à trois centres de réadaptation d'animaux sauvages du Sud du Chili a révélé qu'ils sont fréquemment victimes de prédation par les chiens et qu'ils ne survivent pas aux blessures dans les deux-tiers des cas (Silva-Rodriguez *et al.*, 2010).

Par ailleurs, les chiens sont une cause importante de mortalité du huémul des Andes méridionales (*Hippocamelus bisulcus*), un autre cervidé en danger d'extinction (Jiménez *et al.*, 2008; Corti *et al.*, 2010). D'autres espèces sauvages affectées par la présence des chiens au Chili pour lesquelles il existe des études incluent le renard gris d'Argentine (*Pseudalopex griseus* Acosta-Jamett, 2010), le renard de Magellan (*Pseudalopex culpeo*; Acosta-Jamett, 2010), et la guigna (*Leopardus guigna*; Silva-Rodriguez et Sieving, 2011).

3.5 Le contrôle des populations canines

L'ampleur de la problématique des chiens errants demeure d'actualité dans plusieurs pays, non pas en raison d'un manque de connaissance, mais plutôt par manque d'éducation. Il existe en effet des documents très constructifs servant de guides pour venir en aide aux nations qui

désirent assurer un contrôle sur leur population canine, notamment ceux de l'OMS et de la Société Mondiale pour la Protection des Animaux (1990) et de l'Organisation mondiale pour la Santé animale (OIE, 2005). Ceux-ci présentent les responsabilités et compétences que les différentes parties prenantes (autorités vétérinaires, agences gouvernementales, organismes non gouvernementaux, autorités municipales, propriétaires de chiens, etc.) devraient endosser afin de mieux gérer les populations de chiens. Les recommandations nécessaires pour effectuer un suivi et évaluer les programmes de contrôle des populations canines suggérés sont également fournies. En d'autres mots, l'existence de solutions et la disponibilité de l'information à leur sujet ne semble pas être un facteur pouvant expliquer la surpopulation canine de certains pays. Les causes majeures sont sans aucun doute l'ignorance généralisée des problèmes reliés à la santé publique et à l'écologie, les lacunes législatives, et l'irresponsabilité des propriétaires de chiens.

L'irresponsabilité d'un propriétaire par rapport à son chien n'est évidemment pas sans conséquence. Lorsque le propriétaire ne répond pas aux besoins primaires de son chien, ce dernier devient susceptible de développer des comportements agressifs, le rendant possiblement un danger public lorsque ses mouvements ne sont pas restreints (OMS et WSPA, 1990). Une pauvre alimentation pousse également les chiens à déambuler dans les rues en quête de nourriture pour s'alimenter des déchets domestiques, ajoutant à l'insalubrité des villes. Les chiens peuvent aussi chasser des animaux sauvages (Serpell, 1995) ou d'élevage (Carter, 1990; Taylor *et al.*, 2005) pour compenser ce manque, augmentant ainsi leur impact négatif sur l'écosystème et la production de bétail.

L'éducation sur la tenue responsable d'un chien est donc l'élément le plus important dans la diminution de la population canine. À elle seule, elle ne peut toutefois pas enrayer définitivement le problème. En effet, si aucune autre mesure n'est entreprise, il est envisageable que la population de chiens se maintienne par elle-même, spécialement si les chiens ne sont pas stérilisés et ont accès aux déchets domestiques pour subvenir à leurs

besoins de subsistance, comme c'est le cas au Chili. À ce fait, à New Providence, aux Bahamas, une analyse des déchets domestiques a évalué que le quart de ceux-ci étaient comestibles et accessibles aux chiens, contribuant substantiellement au maintien de leur population (Fielding et Plumridge, 2005). Inversement, où les déchets ne sont pas accessibles comme au Japon, les populations de chiens errants sont considérablement plus basses (Kato *et al.*, 2003). Pour éviter le maintien d'une surpopulation canine, il est donc essentiel d'empêcher l'accès aux chiens à cette source de nourriture en contrôlant leurs déplacements, compte tenu que même bien alimenté par leur propriétaire, les chiens peuvent être attirés par les ordures.

3.6 Comment réduire les populations canines

La façon la plus efficace pour effectuer un contrôle des populations canines est à travers un programme appelé « Capturer, Châtrer, et Relâcher » (CCR). Il importe de mentionner que son objectif est le contrôle de la transmission de la rage, et la stabilisation de la population de chiens, et non pas l'élimination des chiens errants (Help in Suffering, 2008). En contrôlant la croissance des populations canines et en réduisant leur taux de mortalité tout en les stérilisant, les programmes de CCR découragent la migration et la reproduction compensatoire des chiens qui remplissent les niches écologiques libérées par les chiens supprimés. Le retour des chiens stérilisés à leur lieu de capture évite « l'effet d'aspiration » dans lequel de nouveaux chiens sont attirés vers des territoires non occupés (Leney et Remfry, 2000).

À long terme, les programmes de CCR sont considérablement plus efficaces que ceux appelés « Capturer et Tuer » (CT), utilisés pour éradiquer les chiens errants et la rage. Cette dernière méthode est d'ailleurs fortement critiquée, car elle ne fait pas la discrimination entre les chiens avec et sans propriétaire et utilise souvent des méthodes de capture cruelles. En effet, les chiens sont souvent gardés dans des véhicules pendant des heures, voire des jours, sans nourriture ni eau et finalement électrocutés, gazés ou noyés (Reece, 2005). De plus, ces programmes sont très peu efficaces pour réduire les populations canines. En effet, les

stratégies létales de contrôle de population requièrent l'élimination de 50 à 80 % des chiens par année (OMS, 1989), ce qui est financièrement presque impossible et éthiquement inacceptable dans la majorité des pays (Rupprecht *et al.*, 2002). Or, la majorité des programmes CT suppriment seulement 3 à 5 % des chiens par année (Bogel et Meslin, 1990) en plus d'affecter négativement le tourisme (Leney et Remfry, 2000).

Il est estimé que seulement un faible pourcentage des chiens d'Amérique du Sud, d'Asie et d'Afrique dépend des marchés, des abattoirs et des restaurants comme unique source de nourriture (Leney et Remfry, 2000). En effet, seulement 10 % des chiens ne seraient pas associés à une maison en particulier (Bogel et Meslin, 1990), signifiant que les populations canines sont artificiellement maintenues par les humains qui fournissent de la nourriture à leur propre chien qui n'est pas confiné à la maison, ou à d'autres chiens errants vraisemblablement sans propriétaire. Les chiens rattachés à aucune maison en particulier auraient les taux de reproduction et les taux de survie des chiots les plus bas, ne jouant pas un rôle significatif dans la productivité des populations canines (Bogel et Meslin, 1990). Le recrutement des chiens errants serait donc soutenu par les populations de chiens ayant un propriétaire (Boitsni *et al.*, 1995; Leney et Remfry, 2000; Matter et Daniels, 2000; Fielding *et al.*, 2002).

La possibilité de capturer un chien pour le stériliser est importante à considérer avant d'effectuer un programme de CCR. L'association des chiens avec des voisinages particuliers ou des maisons individuelles détermine jusqu'à quel point ces animaux sont considérés accessibles aux programmes de vaccination ou de stérilisation. Les chercheurs estiment qu'il y aurait au maximum 15 % de la population canine mondiale qui ne serait pas accessible à des campagnes de vaccinations et de stérilisations (Cleaveland *et al.*, 2006). Bien qu'il soit important de vérifier ce pourcentage au Chili, cette étude indique que la possibilité d'y capturer les chiens ne devrait pas se dresser comme un problème majeur lors de l'exécution potentielle d'un tel programme.

3.7 Les avantages des programmes CCR sur les chiens

En plus de réduire la croissance démographique des chiens, les programmes de CCR améliorent la santé, la longévité et les comportements des chiens errants. Depuis plusieurs années, les chercheurs ont rapporté les bienfaits de la stérilisation et de la contraception sur la santé des chiens. En effet, des gestations répétées peuvent stresser physiquement les animaux, alors qu'en leur absence, leur santé générale peut être améliorée. À New Providence, la castration s'est révélée bénéfique parce qu'elle réduisait les maladies transmises sexuellement, l'exposition aux maladies et le stress relié aux batailles et à l'accouplement (Fielding *et al.*, 2005). De plus, les chiens stérilisés ne sont peu ou pas affectés par les maladies reliées aux ovaires, aux glandes mammaires ou à la prostate (Kustritz, 2002). Les cancers deviennent aussi moins fréquents chez les mâles et les femelles à la suite de la stérilisation (Michell, 1998; 1999). Ces avantages sont des arguments de poids en faveur de la stérilisation des chiens parce qu'ils augmentent significativement leur qualité de vie.

3.8 Les succès des programmes de réduction canine

L'expérience a montré que les programmes de CCR ont été capables de stabiliser, et dans certains cas, de réduire les populations de chiens errants. À Jaipur, en Inde, un tel programme a atteint une réduction initiale de 28 % de la population (Help in Suffering, 2003). À Abaco, une île des Bahamas, une réduction de 50 à 75 % des chiens errants a été notée par rapport aux années précédant le programme (Hargreaves, 2002). À Bali, en Indonésie, le programme a réduit le ratio humain:chien de 1:5,6 à 1:5,2 (Peacock, 2005). La population de chiens dans certains villages de Bali a été réduite de moitié lorsque 75 % des chiens ont été stérilisés. L'habileté des campagnes de CCR d'immuniser contre la rage jusqu'à 90 % des chiens, et d'atteindre des taux de stérilisations d'entre 51 et 81 % démontre bien leur efficacité. Il est hors de tout doute que ces programmes, qui ont fonctionné dans plusieurs régions du globe, pourraient stabiliser la population canine au Chili s'ils y étaient appliqués. Quoi qu'il en soit, ces programmes ne peuvent pas être fonctionnels si la communauté locale n'est pas informée

de ses bénéfiques et en accord avec les lignes directrices. Les programmes ont également besoin de la collaboration des vétérinaires, des départements de santé et d'hygiène publiques et des ONG pour la protection des animaux (OMS, 2001; Help in Suffering, 2003). Des sondages sur la population de chiens sont également cruciaux dans le développement des programmes de CCR et pour assurer un suivi des développements et des succès (Matter et Daniels, 2000; Wandeler et Bingham; 2000; OMS 2004).

3.9 La situation culturelle au Chili

Il existe au Chili un regroupement appelé « animaliste » qui défend rigoureusement les droits des animaux et qui tend à freiner le développement des mesures d'atténuation des impacts des chiens. L'ignorance apparente de ce groupe sur les causes et conséquences de la surpopulation canine se véhicule vivement aux membres de la société, qui emboîtent aveuglément le pas sans débattre réellement de la source et des solutions du problème. Malheureusement, les grands défenseurs des animaux chiliens semblent oublier qu'une part importante de la faune sauvage est affectée par la présence incontrôlée des chiens, et s'oppose systématiquement à toute forme de contrôle canin. Pourtant, la population de chiens errants souffre d'un état de santé déplorable. En réalité, ils font constamment face à la famine, à la malnutrition et à la déshydratation (Matter et Daniels, 2000; HSI, 2001). Ils sont aussi harcelés par les passants et souvent frappés par les voitures (HSI, 2001; Hargreaves, 2002). Même s'il n'existe pas de figures claires des maladies que présentent les chiens au Chili, il est clair que la souffrance animale y est très présente. Cet aspect est par contre peu pris en considération dans le discours animaliste.

Par ailleurs, il existe une ignorance généralisée quant à la stérilisation, considérée comme une mesure causant la souffrance inutile des chiens, et donc à éviter. Castrer un mâle est culturellement mal perçu et donc peu pratiqué, tel que le suggèrent les récentes études démographiques canines (absence de mâles castrés et seulement 18 % des femelles stérilisées dans la ville de Santiago; $n = 500$; Pavez-Lincoleo, 2009). Pourtant, les mesures de

stérilisation actuellement utilisées dans les cliniques vétérinaires chiliennes sont parfaitement adéquates, car elles minimisent les douleurs ressenties par les chiens et ne présentent en aucun cas une forme de souffrance apparente pour ceux-ci.

Les différents sondages montrent qu'une minorité de propriétaires de chiens au Chili leur fournissent les soins nécessaires à une bonne condition physique. Les visites peu régulières chez le vétérinaire, visant notamment à vacciner et déparasiter son chien (Güttler Russel, 2005) témoignent de cette faible prise en charge. La surpopulation canine, et donc la facilité à se procurer un nouveau chien, est un facteur qui peut expliquer ce manque d'attention médicale, outre la situation socioéconomique de son propriétaire. En effet, il est considéré que les chiens qui sont obtenus à un faible coût ou même gratuitement sont soumis à un plus grand risque d'abandon (Hsu *et al.*, 2003), ajoutant à la problématique de reproduction incontrôlée.

Les données présentées renforcent l'idée qu'il est nécessaire d'éduquer la population sur les causes et les conséquences de la surpopulation canine de sorte qu'il y ait une participation active des propriétaires de chiens au Chili et que leur perception sur la stérilisation et la tenue responsable des chiens s'améliore.

3.10 La situation législative au Chili

Au Chili, il existe sommairement quatre lois concernant les chiens. De par leur imprécision et leur inapplicabilité, elles favorisent la non-responsabilité des propriétaires et contribuent à la problématique de la surpopulation canine au pays. Dans les paragraphes suivants, quelques précisions sont données sur chacune d'entre elles.

La première loi est la Loi 89, ou le Règlement de Prévention de la Rage chez l'Homme et les Animaux. Celle-ci stipule que tout propriétaire de chien doit détenir le registre officiel de son chien prouvant que celui-ci est vacciné contre la rage. Dans les faits, cette loi n'est appliquée par aucune autorité légale telle que la police ou le ministère de la santé, notamment parce

qu'elle ne fait pas mention de qui détient la responsabilité de l'appliquer. De plus, le règlement de la loi ne stipule aucune amende dans le cas où elle n'est pas respectée.

La seconde est la Loi 18 du Code pénal qui stipule qu'une amende d'entre 80 et 480 USD est attribuable au « *dueño de animales feroces que en lugar accesible al público los dejare sueltos o en disposición de causar mal* »³ (Ministerio de justicia de Chile, 2013, p. 106). Bien que l'amende soit substantielle et agisse de façon à prévenir les attaques de chiens agressifs, elle demeure sujette à interprétation. En effet, les « dommages » potentiels infligés ne sont pas précisés et sont donc discutables. Ils pourraient par exemple être de type physique sur des biens quelconques ou des humains (morsures), ou encore sur l'environnement (contamination via l'urine et les fèces) ou même sur la santé mentale d'un individu effrayé par les chiens. Un piéton ou un cycliste qui change sa trajectoire pour éviter un chien s'expose à un risque d'accident de la route accru, ce qui peut certainement lui causer des dommages physique, à lui et à son entourage, s'il entre en collision avec une voiture, par exemple. Le fait que la formulation de cette loi soit matière à interprétation rend son application plutôt difficile. De plus, l'identification du propriétaire d'un chien errant est souvent très difficile à confirmer formellement parce que peu de propriétaires ont en leur possession un tel document officialisant cette appartenance. Par ailleurs, les dommages peuvent aussi être causés par un chien errant qui est né dans la rue et donc n'a jamais eu de propriétaire. Il serait donc souhaitable de reformuler cette loi pour définir plus clairement les dommages dont il est question et donc éviter les ambiguïtés législatives.

La troisième loi s'applique à la Protection des Animaux (Loi 20380). Celle-ci prévient le mauvais traitement des animaux en stipulant l'obligation des propriétaires à assurer les nécessités de base de leur animal afin d'éviter la souffrance inutile de ceux-ci. Par contre, cette loi utilise des expressions très vagues et subjectives qui ne permettraient pas aux autorités

³ Propriétaire d'animaux féroces qui les laisseront dans des lieux accessibles au public, soit sans laisse ou dans une situation où ils pourraient infliger des dommages. (Traduction libre).

d'intervenir dans le cas où de la souffrance serait causée à un animal. De plus, les amendes s'appliquent seulement à certains établissements comme les cirques, les zoos et les animaleries, et non au grand public.

Une modification à la Loi sur la Chasse (Loi 19 473) a récemment été proposée afin de diminuer l'impact des chiens sur la faune et les activités d'élevage dans les zones rurales. Celle-ci ouvrirait la chasse aux

*« Jaurías de perros asilvestrados o bravíos que se encuentren en áreas colocadas bajo protección oficial y las zonas de tránsito de animales silvestres entre esas áreas o que se encuentren en el medio rural desde la Región de Coquimbo hasta la Región de Magallanes y de la Antártica Chilena. »*⁴
(Ministerio de agricultura de Chile, p. 40, non publié).

Bien qu'elle ne soit pas encore approuvée, cette loi met en lumière le caractère peu préventif des projets de loi présentés actuellement. En effet, l'ajout du chien à la liste des espèces pouvant être chassées ne s'attaque pas à la source du problème. L'efficacité potentielle de cette modification est donc discutable.

En juin 2013, la Chambre des députés du Chili a annoncé que le gouvernement versera environ 7 110 000 USD pour aborder le problème des chiens errants et dangereux (Cámara de diputados de Chile, 2013). Cet argent sera attribué aux ONG qui postuleront aux projets visant à stériliser les chiens errants et de mieux réguler le problème associé aux chiens dangereux. Malheureusement, cet investissement ne vise pas l'éducation sur la tenue responsable des chiens de manière à prévenir le problème et ne fait que déléguer la responsabilité à une autre entité qui n'est pas associée au gouvernement. La possibilité qu'une ONG actuellement présente au Chili soit capable d'assumer cette lourde tâche est relativement faible.

⁴ Meutes de chiens sauvages ou agressifs qui se trouvent dans les zones sous protection officielle et de transit d'animaux sauvages ou qui se présentent dans les milieux ruraux, et ceci, de la région de Coquimbo à Magellan et l'Antarctique Chilien. (Traduction libre).

Finalement, chaque ville est libre de préciser dans son Règlement municipal les règles concernant les chiens et les amendes qui peuvent être imposées à leur propriétaire. Comme il n'existe pas de standardisation parmi les villes, les règlements peuvent être adéquats à certains endroits et très peu ailleurs. Quoi qu'il en soit, il existe peu de variation parmi les villes chiliennes par rapport à l'ampleur de la problématique de la surpopulation canine. En d'autres mots, les règlements municipaux, quoique bien formulés, ne suffisent pas à responsabiliser les propriétaires de chiens parce que son application n'est pas pris en charge par aucune autorité.

3.11 Un programme de stérilisation viable au Chili

La majorité des programmes de stérilisation sont limités par des conditions économiques défavorables. Ils sont aussi souvent retardés ou interrompus par ce fait même (Dijkhuizen *et al.*, 1995). Il est donc vital de prendre en considération un tel facteur lors de l'implantation d'un programme de stérilisation. Une étude de la dynamique démographique canine dans la province de Ñuble (région Biobío) s'est penchée sur les solutions les plus efficaces et économiques pour diminuer localement la population canine en croissance constante (Flores Echeverría, 2011). Différents modèles ont été simulés pour évaluer l'impact de deux types de stérilisation sur les mâles et les femelles sur une période de 10 ans. La première était la stérilisation chirurgicale, qui réfère à la méthode conventionnelle consistant en l'extirpation des testicules ou des ovaires. Bien qu'elle soit une méthode sûre afin d'éviter la reproduction, elle est également coûteuse, lente, peu efficace, en plus de requérir l'anesthésie. Ceci la rend difficilement applicable à grande échelle pour réaliser un contrôle canin économique (Galván *et al.*, 1994). La deuxième technique analysée était la stérilisation chimique, qui consiste en l'injection ponctuelle d'agents sclérosants (chlorhexidine de digluconate avec dimetilsufoxyde; Salvo, 2010). Celle-ci est économique, facile à réaliser et élimine les risques d'hémorragie et d'infection postopératoire (Navarrete, 1997). Elle peut aussi être utilisée à grande échelle dans des endroits difficiles d'accès, car elle ne requiert pas d'instruments chirurgicaux (Jana et

Samanta, 2007; Levy *et al.*, 2008). Les résultats de l'étude effectuée dans la province de Ñuble indiquent que le moyen le plus efficace pour réduire la population canine serait de stériliser chirurgicalement 30 % des femelles adultes chaque année pendant 10 années consécutives. Cette technique permettrait la réduction de 72 % de la population canine en 10 ans. En raison de ses coûts, il est néanmoins improbable que cette technique s'inscrive dans un plan de gestion de la population canine au Chili. L'option utilisant la stérilisation chimique des mâles serait plus appropriée étant donné que son coût unitaire est 13 fois inférieur à celui de stériliser chirurgicalement une femelle (Flores Echeverría, 2011). En affectant un plus grand nombre de chiens, la stérilisation chimique des mâles permettrait donc d'avoir un impact plus élevé sur la population canine et ainsi de diminuer la problématique de surpopulation canine au Chili. Évidemment, ce type d'intervention nécessite un engagement politique soutenu sur plusieurs années. La campagne de vaccination massive contre la rage étalée sur 10 ans (Favi et Durán, 1991) est un exemple d'implication gouvernementale soutenu dans le temps qui a connu un réel succès. Il est donc hors de tout doute que cette proposition de stérilisation massive est réalisable et applicable à tout le pays si sa population est en accord et qu'il existe un pouvoir politique bien établi.

3.12 Recommandations

Étant donné l'état de la problématique de surpopulation canine au Chili, certaines recommandations s'imposent. D'abord, il importe de reformuler certaines lois pour qu'elles soient précises, applicables, sévères, et s'appliquent à tous les propriétaires de chiens afin d'encourager leur tenue responsable et découragent leur obtention s'il est impossible de satisfaire leurs besoins physiques et affectifs. Comme toute loi, celles-ci doivent être appliquées rigoureusement par une autorité compétente prédéterminée, que ce soit la police ou une autre entité créée exclusivement à cet effet. Favoriser la stérilisation des chiens à travers des mesures incitatives économiques est également essentiel pour diminuer la naissance de chiens non désirés. La disposition des ordures doit également être impeccable de façon à

rendre cette source de nourriture inaccessible aux chiens. Nourrir les chiens dans des endroits publics devrait également être interdit de manière à réduire le taux de survie des chiens errants et conséquemment leur prolifération. L'insertion d'une puce sous-cutanée (transpondeur) codant pour un numéro d'identification unique serait idéale pour assurer un suivi et un contrôle de la population canine. Relié à une base de données, cet outil servirait notamment à identifier les propriétaires de chiens qui commettent un délit (en laissant leur chien déambuler librement par exemple) et à leur imposer les amendes respectives. Finalement, les lois doivent avant tout être appliquées aux facteurs agissant sur les sources du problème plutôt qu'à leurs conséquences.

Conclusion

La relation qui existe entre les humains et les chiens est très ancienne. À travers le temps, les contacts entre ces deux groupes ont par contre grandement évolué. Autrefois presque uniquement utilisés pour le travail, les chiens sont aujourd'hui considérés comme les meilleurs amis de l'homme. La coévolution des chiens avec leur maître a donné naissance à une culture généralisée d'appréciation de ces canins. Malheureusement, l'animal sur lequel tant d'efforts ont été investis par l'humain pour le servir s'est transformé en une source de problèmes considérables dans les dernières décennies. Cet essai avait pour objectif général d'analyser les conséquences de la surpopulation canine qui affecte le monde entier.

En premier lieu, cet essai a introduit le contexte social qui figure derrière les chiens. La relation entre les humains et le chien a été abordée pour ensuite expliquer les rôles qu'ils occupent aujourd'hui dans nos sociétés. Les populations canines globales ont également été présentées. Puis, les problèmes de santé humaine et les coûts associés ont été décrits, dans la mesure de la disponibilité des études publiées. Il a été observé que la rage, causant plus de 55 000 décès par année majoritairement en raison des morsures de chiens, est toujours une maladie actuelle et mérite une attention particulière de la part des autorités décisionnelles. En effet, il s'agit d'une maladie qui pourrait disparaître relativement facilement si des campagnes de vaccinations étaient maintenues dans le temps suivant la vaccination recommandée de 70 % de la population de chien chaque année. La seconde maladie d'importance présentée était l'échinococcose cystique, causée par un cestode intestinal transféré aux humains par les fèces de chiens infectés. Les chiffres rapportés appuient le fait que cette maladie impose également un lourd fardeau sur la santé des populations de plusieurs pays en voie de développement. Les thèmes traités au sein de ce chapitre ont définitivement permis d'atteindre le premier objectif, qui était de déterminer l'impact des chiens sur les humains et leurs activités.

En second lieu, l'ampleur de l'impact écologique des chiens a été évaluée. À l'aide d'une révision exhaustive des nombreuses études effectuées à travers le monde, une idée claire des interférences écologiques tant en milieu naturel que rural a été mise de l'avant. La section sur les chiens en tant que prédateurs, proies ou charognards a mis en lumière la gamme extensive des interactions pour lesquelles ils jouent un rôle parmi la faune sauvage. Il a été montré que si les chiens sont aussi problématiques pour l'équilibre écosystémique, c'est notamment parce qu'ils sont largement supérieurs à plusieurs animaux sauvages sur différents niveaux. Par exemple, ils sont tolérants à la présence humaine, actifs de jour comme de nuit, et hautement habiles pour chasser des proies de tout genre. De plus, ils interfèrent avec les niches écologiques occupées par les prédateurs naturels et leurs proies, affectant grandement leur survie et menaçant parfois même la persistance de leurs populations. La reproduction des chiens avec les dingos et les loups gris est également une réalité préoccupante qui met en péril l'intégrité génétique de ces espèces. Ensuite, la prédation des chiens sur les animaux d'élevage a permis de quantifier les dégâts qu'ils infligent sur ce secteur économique d'une grande importance dans plusieurs pays. Finalement, le thème des chiens en tant que vecteurs de maladies transmises à la faune sauvage, comme la rage et la maladie de Carré, a été abordé, montrant sans l'ombre d'un doute l'énorme potentiel négatif des chiens à décimer des populations d'espèces aussi variées que les lions, les loups peints, et des pinnipèdes. En explorant les diverses facettes des interactions entre les chiens et d'autres animaux qui partagent leur habitat, ce chapitre a permis de cerner les conséquences de leur distribution mondiale et de prendre conscience que même de faibles densités de chiens sont susceptibles d'affecter négativement l'écosystème.

En troisième lieu, des mesures de contrôle des populations canines ont été explorées dans le but d'offrir des solutions aux changements écologiques et aux risques sanitaires occasionnés par les chiens dans le contexte culturel et législatif du Chili. Pour ce faire, des précisions sur les populations nationales canines, l'état de la rage et le parasitisme canin ont été fournies. Des 13 pays analysés individuellement, il est ressorti que le Chili est le pays pour lequel il y a le

plus de chiens par habitant et qu'une majorité d'entre eux ne sont pas régulièrement traités contre les maladies et parasites pouvant les infecter. De plus, la culture chilienne en défaveur de la stérilisation des chiens est bien reflétée par le faible taux de stérilisation canine au pays, contribuant manifestement aux problèmes de surpopulation y faisant rage. L'analyse d'une technique de stérilisation appelée « Capturer, Châtrer, et Relâcher » (CCR) qui s'est avérée efficace dans plusieurs pays a été présentée pour évaluer son applicabilité au Chili. À la suite d'une revue des lois s'appliquant aux propriétaires de chiens, il a été possible d'expliquer pourquoi la problématique est si fortement ressentie et continue de croître. À la lumière des analyses effectuées, quelques recommandations applicables au Chili sont mises de l'avant. Parmi celles-ci, la première, et sans doute la plus importante, est la formulation de lois sévères, précises et applicables obligeant (1) la restriction physique et (2) la stérilisation de son chien et (3) interdisant son abandon sous peine de fortes amendes. Des campagnes éducatives sont également essentielles pour véhiculer les causes et conséquences de la surpopulation de chiens afin de donner un sens aux efforts effectués par les propriétaires de chiens et d'améliorer leur perception sur un éventuel programme de stérilisation massif affectant le pays du nord au sud. Il a été montré, qu'à de relativement faibles coûts, il serait possible de contrôler la population canine avec un effort de stérilisation chimique des mâles, dans la mesure où cet effort est constant et est maintenu sur une période de 10 ans. Un engagement politique serait donc capable d'atténuer grandement la problématique sociale et écologique due aux chiens qui touche actuellement le Chili.

Après les nombreux décès humains, notamment causés par la rage, et l'extinction de plusieurs espèces, causés partiellement ou complètement par les chiens, il semble évident que les impacts négatifs associés à sa prolifération doivent être diminués, voire éliminés. Les chiffres actuels au Chili montrent néanmoins une croissance dans la population canine. À l'échelle mondiale, il est également envisageable que l'urbanisation accélère la fragmentation des habitats, et indirectement le rapprochement des chiens vers les zones rurales non perturbées dans lesquelles des animaux sauvages prennent refuge. Un tel scénario pourrait mettre en péril

encore plus d'espèces sauvages et contribuer au conflit mondial qui met en relation les carnivores, les éleveurs et les conservationnistes. Il semble également peu probable que les espèces affectées puissent s'adapter assez rapidement et développer des comportements anti prédateurs en présence des chiens. Pour conclure, un contrôle de la population canine dans les pays où elle est surabondante et incontrôlée devrait être une priorité de toute nation se préoccupant de la santé de ses citoyens, de l'équilibre écosystémique et du bien-être animal.

Références

- ACAC. (2010). Contribution of the Pet Care Industry to the Australian Economy.
- Acosta-Jamett, G. (2010). Role of domestic dogs in diseases of significance to humans and wildlife health in central Chile. Thèse de doctorat, University of Edinburgh, Edinburgh.
- Adamson, J. S. (1954). Ecology of rabies in Southern Rhodesia. *Bulletin of the World Health Organization*. *10*, 753–759.
- Allendorf, F. W., Leary, R. F., Spruell, P., et Wenburg, J. K. (2001). The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends Ecol Evol*. *16*, 613–622.
- Alves, L. C. P. S., et Andriolo, A. (2005). Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEFRJ. *Rev. Bras. Zootecias*. *2*, 231–246.
- American Pet Products Manufacturers Association. (2007). Industry statistics and trends. <http://www.appma.org>. 5 Octobre 2007.
- Ammann, R. W., et Eckart, J. (1996). Cestodes: Echinococcus. *Gastroenterol. Clin. North Am*. *25*, 655–689.
- Andelt, W. F. (1987). Coyote predation. (Toronto: Ontario Ministry of Nature Reserves and Ontario Trappers Association).
- Andelt, W. F. (1992). Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. *Wildl. Soc. Bull*. *20*, 55–62.
- Andelt, W. F. (1996). Carnivores. (Denver, Colorado: Society for Range Management).
- Andersone, Z., Lucchini, V., Randi, E., et Ozolins, J. (2002). Hybridization between wolves and dogs in Latvia as documented using mitochondrial and microsatellite DNA markers. *Mammal Biol*. *67*, 79–90.
- Appel, M. (1970). Distemper pathogenesis in dogs. *Journal of the American Veterinary Medical Association* *156*, 1681–1684.
- Appel, R. A., Yates, G., Foley, J., Bernstein, S., Santinelli, S., Spelman, L. H., Miller, L., Arp, L., Anderson, M., et Barr, M. (1994). Canine distemper epizootic in lions, tigers and leopards in North America. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*. *6*, 277–288.

- Apt, W., Pérez, C., Galdamez, E., Campano, S., Vega, F., Vargas, D., Rodríguez, J., Retamal, C., Cortés, P., et Zulantay, I. (2000). Echinococcosis/hydatidosis in the VII region of Chile: diagnosis and educational intervention. *Panamerican Journal of Public Health*. 7, 8-16.
- Armstrong, W. A., Oberg, C., et Orellana, J. J. (2011). Presencia de huevos de parásitos con potencial zoonótico en parques y plazas públicas de la ciudad de Temuco, Región de La Araucanía, Chile. *Arch Med Vet* 43, 127-134.
- Asquith, N. M., et Mejia-Chang, M. (2005). Mammals, edge effects and the loss of tropical forest diversity. *Ecology*. 86, 379–390.
- Atickem, A. (2003). Ecology of domestic dogs in the Bale Mountains, Ethiopia. Thèse de doctorat, Addis Ababa University, Addis Ababa.
- Atkinson, I., Western, D., et Pearl, M. (1989). *Introduced animals and extinctions*. (Oxford: Oxford University Press).
- Avis, S. P. (1999). Dog pack attack: Hunting humans. *Am J Forensic Med Pathol* 20, 243–246.
- Baharav, D. (1983). Observation on the ecology of the mountain gazelle in the upper Galilee Israel. *Mammalia*. 47, 59–69.
- Bailey, N. (1993). *The African leopard - Ecology and behaviour of a solitary felid*. (New York: University Press).
- Ballard, W. B., Whitlaw, H. A., Young, S. J., Jenkins, R. A., et Forbs, G. J. (1999). Predation and survival of white-tailed deer in north central New Brunswick. *Journal of Wildlife Management*. 63, 574–579.
- Banks, P. B., et Bryant, J. V. (2007). Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters*. 3, 611-613.
- Bartholomew, G. A., et Lasiewski, R. C. (1965). Heating and cooling rates, heart rate, and simulated diving in the Galapagos marine iguana. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 16, 573-582.
- Bartholomew, G. A. (1966). A field study of temperature regulations in the Galapagos marine iguana. *Copeia*. 2, 241-250.
- Battelli, G., Mantovani, A., et Seimenis, A. (2002). Cystis echinococcosis and the

- Mediterranean Region : a long-lasting association. *Parassitologia* 44, 43-57.
- Beck, A. M., et Jones, B. A. (1985). Unreported dog bites in children. *Public Health Rep.* 100, 315–321.
- Beck, A. (2000). The human-dog relationship: A tale of two species. C. Macpherson, F. Meslin, et A. Wandeler. (New York: CABI Publishing), pp. 1–16.
- Beckerman, A. P., Boots, M., et Gaston, K. J. (2007). Urban bird declines and the fear of cats. *Anim. Conserv.* 10, 320–325.
- Berger, S., Wikelski, M., Michael Romero, L., Kalko, E. K. V., et Rödl, T. (2007). Behavioral and physiological adjustments to new predators in an endemic island species, the Galápagos marine iguana. *Hormones and Behaviour.* 52, 653-663.
- Bingham, J., Foggin, C., Wandeler, A., et Hill, F. (1999). The epidemiology of rabies in Zimbabwe, 2. Rabies in jackals (*Canis adustus* and *Canis mesomelas*). *Onderstepoort Journal of Veterinary Research.* 66, 11-23.
- BirdLife International. (2012). *Apteryx mantelli*. www.iucnredlist.org/details/106009818/0. 21 février 2013.
- Black, H. L., et Green, J. S. (1984). Navajo use of mixed-breed dogs for management of predators. *J. Range Manage.* 38, 11–15.
- Bogel, K., Frucht, K., Drysdale, G., et Remfry, J. (1990). Guidelines for dog population management. (Geneva: World Society for the Protection of Animals / World Health Organization)
- Bogel, K., et Meslin., F. (1990). Economics of human and canine rabies elimination: Guidelines for programme orientation. *Bulletin of the World Health Organization.* 68, 261–291.
- Boitani, L., Francisci, P., Ciucci, P., et Andreoli, G. (1995). Population biology and ecology of feral dogs in central Italy. *J. Serpell.* (New York: Cambridge University Press), pp. 217–244.
- Boitani, L. (2003). Wolf conservation and recovery. L. D. Mech, et L. Boitani. (Chicago University of Chicago Press), pp. 317–340.
- Borroto-Páez, R. (2009). Invasive mammals in Cuba: an overview. *Biol Invasions.* 11, 2279–2290.

- Bourhy, H., Dautry-Varsat, A., Hotez, P. J., et Salomon, J. (2010). Rabies, still neglected after 125 years of vaccination. *PLoS Neglected Tropical Diseases*. *4*, 839.
- Bouvier, M., et Arthur, C. P. (1995). Protection et indemnisation des degats d'ours aux troupeaux domestiques dans les Pyrenees occidentales: Fonctionnement, importance economique et role dans la protection de l'ours. (Paris, France: French Museum of Natural History).
- Boyko, A. R., Boyko, R. H., Boyko, C. M., Parker, H. G., Castelhana, M., Corey, L., Degenhardt, J., Auton, A., Hedimbi, M., Kityo, R., *et al.* (2009). Complex population structure in African village dogs and its implications for inferring dog domestication history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Breckwoldt, R. (1988). *A Very Elegant Animal: The Dingo*. (Sydney: Angus and Robertson).
- Brooks, R. (1990). Survey of the dog population of Zimbabwe and its level of rabies vaccination. *Veterinary Record*. *127*, 592-596.
- Brunetti, E., et Junghanss, T. (2009). Update on cystic hydatid disease. *Current Opinion in Infectious Diseases*. *22*, 497-502.
- Brunetti, E., Kern, P., et Vuitton, D. A. (2010). Expert consensus for the diagnosis and treatment of cystic and alveolar echinococcosis in humans. *Acta Tropica*. *114*, 1-16.
- Budke, C. M., Deplazes, P., et Torgerson, P. R. (2006). Global socioeconomic impact of cystic echinococcosis. *Emerging Infectious Diseases*. *12*, 296-303.
- Buishi, I., Walters, T., Guildea, Z., Craig, P. S., et Palmer, S. (2005a). Reemergence of canine *Echinococcus granulosus* infection, Wales. *Emerging Infectious Diseases*. *11*, 568-571.
- Buishi, I. E., Njoroge, E. M., Bouamra, O., et Craig, P. S. (2005b). Canine echinococcosis in northwest Libya: Assessment of coproantigen ELISA, and a survey of infection with analysis of risk-factors. *Veterinary Parasitology*. *130*, 223-232.
- Buishi, I., Njoroge, E., Zeyhle, E., Rogan, M. T., et Craig, P. S. (2006). Canine echinococcosis in Turkana (north-western Kenya): a coproantigen survey in the previous hydatid-control area and an analysis of risk factors. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*. *100*, 601-610.
- Butcher, R. (2000). La implementación de programas de control de animales vagos, los efectos de las diferencias económicas y culturales. *MEVEPA*. *14*, 40-46.

- Butler, J. R. A. (1998). The Ecology of Domestic Dogs *Canis familiaris* in the Communal Lands of Zimbabwe.
- Butler, J. R. A., et Bingham, J. (2000). Demography and dog-human relationships of the dog population in Zimbabwean communal lands. *Veterinary Record*. 147, 442-446.
- Butler, J. R. A., et Du Toit, J. T. (2002). Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe - implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation*. 5, 29-37.
- Cámara de diputados de Chile. (2013). Comisión de salud analizó situación de perros vagos con gobierno y especialistas http://www.camara.cl/prensa/noticias_detalle.aspx?prmId=71688. 14 juin 2013.
- Carter, C. N. (1990). Pet population control: another decade without solutions? *Journal of the American Veterinary Medical Association*. 197, 192-195.
- Castillo, D., Paredes, C., Zañartu, C., Castillo, G., Mercado, R., Muñoz, V., et Schenone, H. (1999). Contaminación ambiental por huevos de *Toxocara* sp. en algunas plazas y parques públicos de Santiago de Chile. *Bol. chil. parasitol.* 55 1-7.
- Caughley, G., Grigg, G. C., Caughley, J., et Hill, G. J. E. (1980). Does dingo predation control the densities of kangaroos and emus? *Aust. Wildl. Res.* 7, 1-12.
- Central Intelligence Agency. (2013). The World Factbook. <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/appendix/appendix-b.html>. 12 juin 2013.
- Cleaveland, S., et Dye, C. (1995). Maintenance of a microparasite infecting several host species: rabies in the Serengeti. *Parasitology*. 111, 533-547.
- Cleaveland, S., Appel, M. G. J., Chalmers, W. S. K., Chillingworth, C., Kaare, M., et Dye, C. (2000). Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology*. 72, 217-227.
- Cleaveland, S., Fevre, E. M., Kaare, M., et Coleman, P. G. (2002). Estimating human rabies mortality in the United Republic of Tanzania from dog bite injuries. *Bulletin of the World Health Organization*. 80, 304-310.
- Cleaveland, S., Kaare, M., Tiringa, P., Mlengeya, T., et Barrat, J. (2003). A dog rabies vaccination campaign in rural Africa: impact on the incidence of dog rabies and human

- dog-bite injuries. *Vaccine*. *21*, 1965-1973.
- Cleaveland, S., Kaare, M., Knobel, D., et Laurenson, M. K. (2006). Canine vaccination - Providing broader benefits for disease control. *Veterinary Microbiology*. *117*, 43–50.
- Clout, M. (1995). Introduced species: the greatest threat to biodiversity? *Species*. *24*, 34–36.
- Clutton-Brock, J., Corbel, G. B., et Hills, M. (1976). A review of the family Canidae, with a classification by numerical methods. *Zoology* *29*, 119–199.
- Clutton-Brock, J. (1993). The spread of domestic animals in Africa. T. Shaw, P. Sinclair, B. Andah, et A. Okpoko. (London: Routledge), pp. 61–70.
- Clutton-Brock, J. (1995). *Its Evolution, Behaviour, and Interactions with People*. (Cambridge: Univ Press).
- Cohen, H., Paolillo, E., Bonifacino, R., Botta, B., Parada, L., Cabrera, P., Snowden, K., Gasser, R., Tessier, R., Dibarboure, L., *et al.* (1998). Human cystic echinococcosis in a Uruguayan community: A sonographic, serologic, and epidemiologic study. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. *59*, 620-627.
- Colburn, D., (1999), Dogs take a big bite out of health care costs, *The Washington Post*, 2 février 1999
- Coleman, P. G., et Dye, C. (1996). Immunization coverage required to prevent outbreaks of dog rabies. *Vaccine*. *14*, 185-186.
- Coleman, P. G., Fèvre, E. M., et Cleaveland, S. (2004). Estimating the Public Health Impact of Rabies. *Emerging Infectious Diseases*. *10*, 140-142.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., et Sanborn, W. A. (1995). Review of Human Injuries, Illnesses, and Economic Losses Caused by Wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin*. *23*, 407-414.
- Coppinger, R., Lorenz, J., Glendinning, J., et Pinardi, P. (1983). Attentiveness of guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. *J. Range Manage.* *36*, 275–279.
- Coppinger, R., Coppinger, L., Langeloh, G., Gettler, L., et Lorenz, J. (1988). A decade of use of livestock guarding dogs. *Proc. of the 13th Vert. Pest Conf.* *13*, 209–214.
- Coppinger, R., et Coppinger, L. (1996a). Biologic bases of behavior of domestic dog breeds. *Companion Anim. Behav.* 9–18.

- Coppinger, R., et Coppinger, L. (1996b). Interactions between livestock guarding dogs and wolves. (Edmonton, Canada: Canadian Circumpolar Institute).
- Corbett, L. K. (1995). The dingo in Australia and Asia. (Sydney, Australia: University of New South Wales Press Ltd).
- Corbett, L. K. (2001). The conservation status of the dingo *Canis lupus dingo* in Australia, with particular reference to New South Wales: threats to pure dingoes and potential solutions. C. R. Dickman, et D. Lunney. (Sydney, Australia: Royal Zoological Society of New South Wales), pp. 10–19.
- Corbett, L. K. (2003). The Australian dingo. J. R. Merrick, M. Archer, G. Hickey, et M. Lee. (Sydney, Australia: Australian Scientific Publishing Pty. Ltd), pp. 639-647.
- Corbett, L. K. (2008). *Canis lupus* ssp. *dingo*. <http://www.iucnredlist.org/details/41585/0>. 14 février 2013.
- Corti, P., Wittmer, H., et Festa-Bianchet, M. (2010). Dynamics of a small population of endangered huemul deer in Chilean Patagonia. *Journal of Mammalogy*. *91*, 690–697.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., et Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends Ecol Evol*. *14*, 405–410.
- Coyne, J. A., et Orr, H. A. (2004). Speciation. (MA, USA: Sinauer Associates Inc).
- Craig, P. S., Giraudoux, P., Shi, D., Bartholomot, B., Barnish, G., Delattre, P., Quere, J. P., Harraga, S., Bao, G., Wang, Y., *et al.* (2000). An epidemiological and ecological study of human alveolar echinococcosis transmission in south Gansu China. *Acta Tropica*. *77*, 167–177.
- Craig, P. S. G., P., Shi, D., Bartholomot, B., Barnish, G., Delattre, P., Quere, J. P., Harraga, S., Bao, G., Wang, Y., Lu, F., *et al.* (2000). An epidemiological and ecological study of human alveolar echinococcosis transmission in south Gansu, China. *Acta Tropica*. *77*, 167–177.
- Craig, P. S., McManus, D. P., Lightowers, M. W., Chabalgoity, J. A., Garcia, H. H., Gavidia, C. M., Gilman, R. H., Gonzalez, A. E., Lorca, M., Naguira, C., *et al.* (2007). Prevention and control of cystic echinococcosis. *Lancet Infectious Diseases*. *7*, 385-394.
- Creel, S., Spong, G., et Creel, N. (2001). Interspecific competition and the population biology

- of extinction-prone carnivores. J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. Macdonald, et R. K. Wayne. (Cambridge, UK: Cambridge University Press), pp. 35-60.
- Cunningham, S. C., Haynes, L. A., Gustavson, C., et Haywood, D. D. (1995). Evaluation of the interaction between mountain lions and cattle in the Aravaipa-Klondyke area southeast Arizona. (Phoenix, Arizona: Final Rep. AZ Game and Fish Dep., Res. Branch Tech. Rep).
- Daniel, J. C. (1996). The leopard in India - A natural history. (Dehradun: Natraj Publishers).
- Daniels, T. J., et Bekoff, M. (1989). Population and social biology of free-ranging dogs. *J. Mammal.* 70, 754–762.
- Daniels, M. J., et Corbett, L. K. (2003). Redefining introgressed protected mammals: when is a wildcat a wild cat and a dingo a wild dog? *Wildlife Research.* 30, 213–218.
- Daszak, P., Cunningham, A. A., et Hyatt, A. D. (2000). Emerging infectious diseases of wildlife: threats to biodiversity and human health. *Science* 287, 443–449.
- Davlin, S. L., et VonVille, H. M. (2012). Canine rabies vaccination and domestic dog population characteristics in the developing world: A systematic review. *Vaccine.* 30, 3492-3502.
- de Vries, T. J. (1976). Prey selection and hunting methods of the Galapagos Hawk, *Buteo galapagoensis*. *Le Gerfaut.* 66, 3-42.
- Despommier, D. D., et Hotez, P. J. (2012). Tissue nematodes. S. L. Long. (Philadelphia: Elsevier Saunders), pp. 265-272.
- Di Nardo, A., Candeloro, L., Budke, M. C., et Slater, M. R. (2007). Modeling the effect of sterilization rate on owned dog population size in central Italy. *Preventiva Veterinary Medicine.* 82, 308-313.
- Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philoso. Trans. Roy. Soc. London Ser. B–Biol. Sci.* 325, 469–477.
- Dictionnaire Larousse. (2013). Histopathologie. <http://www.larousse.fr/encyclopedie/medical/histopathologie/13589>. 5 mars 2013.
- Dijkhuizen, A., Huirne, R., et Jalvingh, A. (1995). Economic analysis of animal diseases and their control. *Prev. Vet. Med.* 25, 135 -149.

- Dirzo, R., et Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. P. W. Price, T. M. Lewinshon, G. W. Fernandes, et W. W. Benson. (New York: Wiley and Sons Publishing), pp. 273–287.
- Dodet, B., Adjogoua, E. V., Aguemon, A. R., Baba, B. A., Bara Adda, S., Boumandouki, P., Bourhy, H., Brahimi, M., Briggs, D., Diallo, M. K., *et al.* (2010). The fight against rabies in Africa: from recognition to action. *Bulletin de la Societe de pathologie exotique* (1990). *103*, 51-9.
- Donadio, E., et Buskirk, S. W. (2006). Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *Am. Nat.* *167*, 524–36.
- Durant, S. M. (2000). Living with the enemy: avoidance of hyenas and lions by cheetahs in the Serengeti. *Behav. Ecol.* *11*, 624–632.
- Echegaray, J., et Vilà, C. (2010). Noninvasive monitoring of wolves at the edge of their distribution and the cost of their conservation. *Animal Conservation.* *13*, 157–161.
- Eckert, J., Deplazes, P., Craig, P. S., Gemmell, M. A., Gottstein, B., Heath, D., Jenkins, D. J., Kamiya, M., et Lightowers, M. (2001). Echinococcosis in animals: clinical aspects, diagnosis and treatment. J. Eckert, M. A. Gemmell, F.-X. Meslin, et Z. S. Pawlowski. (Paris, France: WHO/OIE), pp. 72–99.
- Eckert, J., et Deplazes, P. (2004). Biological, epidemiological, and clinical aspects of echinococcosis, a zoonosis of increasing concern. *Clinical Microbiology Reviews.* *17*, 107-+.
- Edgaonkar, A., et Chellam, R. (2002). Food habits of the leopard, *Panthera pardus*, in the Sanjay Gandhi National Park, Maharashtra, India. *Mammalia.* *63*, 353-360.
- Elledge, A. E., Allen, L. R., Carlson, B., Wilton, A. N., et Leung, L. K. (2008). An evaluation of genetic analyses, skull morphology and visual appearance for assessing dingo purity: implications for dingo conservation. *Wildlife Research.* *35*, 812–820.
- Euromonitor International. (2009). Consumer Lifestyles – Argentina. Consumer Lifestyles Series).
- Euromonitor International. (2011a). Dog food in China. <http://www.euromonitor.com/dog-food-in-china/report>.
- Euromonitor International. (2011b). Dog food in Canada.

- Euromonitor International. (2011c). Dog food in Columbia.
- Euromonitor International. (2011d). Dog food in Venezuela.
- Favi, M., et Catalán, V. (1986). Rabia en murciélagos en Chile. *Av Cs Vet.* 1, 73-76.
- Favi, M., et Durán, R. J. (1991). Epidemiología de la rabia en Chile (1929-1988) y perspectivas en mamíferos silvestres. <http://www.avancesveterinaria.uchile.cl/index.php/ACV/article/viewArticle/4623/4510>. 16 avril 2013.
- Favi, C. M., et Pavletic, B. C. (2002). La rabia animal en Chile. (Santiago, Chile: Ministerio de Salud de Chile).
- Favi, M., de Mattos, C. A., Yung, V., Chala, E., López, L. R., et de Mattos, C. C. (2002). First Case of Human Rabies in Chile Caused by an Insectivorous Bat Virus Variant. *Emerging Infectious Diseases.* 8, 79-81.
- FEDIAF. (2011). Facts and Figures. <http://www.fediaf.org/the-european-pet-foodindustry/facts-figures/>. 24 avril 2013.
- Fekadu, M. (1982). Rabies in Ethiopia. *American Journal of Epidemiology.* 115, 266–273.
- Feldmann, B. M. (1974). Problem of urban dogs. *Science* 185, 903.
- Fernandez-Rodriguez, L. M. (2006). Analisis demografico y de algunos indicadores de tenencia responsable de perros en las localidades de Lirquen y Penco, Biobio. Thèse de baccalauréat, Universidad de Concepción, Chillán, Chili.
- Ferreira, J. P., Leitao, I., Santos-Reis, M., et Revilla, E. (2011). Human-related factor regulate the spatial ecology of domestic cats in sensitive areas for conservation. *PLoS One.* 6, 10.
- Fielding, W., Samuels, D., et Mather, J. (2002). Attitudes and actions of West Indian dog owners towards neutering their animals. *Anthrozoös* 15, 206–226.
- Fielding, W., et Plumridge, S. (2005). Characteristics of owned dogs on the Island of New Providence, the Bahamas. *Journal of Applied Animal Welfare Science.* 8, 245-260.
- Fisher, M. (2003). *Toxocara cati*: an underestimated zoonotic agent. *Trends Parasitol.* 19, 167-170.

- Flores Echeverria. (2011). Análisis teórico de la conveniencia de distintos programas de castración canina utilizando un modelo demográfico. Thèse de baccalauréat, Universidad de Concepción, Chile, Chillán, Chili.
- Flores-Ibarra, M., et Estrella-Valenzuela, G. (2004). Canine ecology and socioeconomic factors associated with dogs unvaccinated against rabies in a Mexican city across the US-Mexico border. *Prev. Vet. Med.* *62*, 79–87.
- Fogle, B., et Morgan, T. (2000). *The New Encyclopedia of the Dog*. (New York: Dorling Kindersley).
- Fooks, A. R. (2007). Rabies - the need for a 'one medicine' approach. *Veterinary Record*. *161*, 289-290.
- Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., et Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*. *90*, 33-40.
- Fritts, S. H., Paul, W. J., Mech, L. D., et Scott, D. P. (1992). Trends and management of wolf–livestock conflicts in Minnesota. *US Fish and Wildl. Serv., Resource Pub.* *27*, 60-63
- Fritts, S. H., Stepherson, R. O., Hayes, R. D., et Boitani, L. (2003). *Wolves and humans*. (Chicago, USA: University of Chicago Press).
- Fuentealba, J. (2002). Prevalencia de hidatidosis en ganado caprino de la IV Región Coquimbo Chile. Thèse de baccalauréat, Universidad de Chile, Santiago.
- Gaillard, J. M., Festa-Bianchet, M., et Yoccoz, N. G. (1998). Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution*. *13*, 58–63.
- Galetti, M., et Sazima, I. (2006). Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. *Nat. Conserv.* *4*, 58-63.
- Galván, M., Páramo, R., Esquivel, C., et Valencia, J. (1994). Esterilización en el perro por inyección de metilcianoacrilato en la cola del epidídimo. *Vet. Méx.* *25*, 261-265.
- Gao, Z. S. (1997). Geographic distribution and current population status of wolves worldwide. *Chin Wildlife*. *18*, 27–28.
- Gemmell, M. A., Roberts, M. G., Beard, T. C., Campano-Diaz, S., Lawson, J. R., et Nonnemaker, J. M. (2001). Control of echinococcosis: control of *Echinococcus*

- granulosus*. J. Eckert, M. A. Gemmell, F.-X. Meslin, et Z. S. Pawlowski. (Paris, France: WHO/OIE), pp. 195–204.
- George, S. L., et Crooks, K. R. (2006). Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biol. Conserv.* *133*, 107–117.
- Gilchrist, J., Sacks, J. J., White, D., et Kresnow, M.-J. (2008). Dog bites: still a problem? *Injury Prevention.* *14*, 296-301.
- Gingold, G., Yom-Tov, Y., Kronfeld-Schor, N., et Geffen, E. (2009). Effect of guard dogs on the behavior and reproduction of gazelles in cattle enclosures on the Golan Heights. *Animal Conservation.* *12*, 155–162.
- Ginsberg, J. R., Mace, G. M., et Albon, S. (1995). Local extinction in a small and declining population: wild dogs in the Serengeti. *Proceedings of the Royal Society of London (Series B).* 262.
- Glen, A. S., Dickman, C. R., Soulé, M. E., et Mackey, B. G. (2007). Evaluating the role of the dingo as a trophic regulator in Australian ecosystems. *Austral Ecology.* *32*, 492–501.
- Godinho, R. L., L., Blanco, J. C., Lopes, S., Alvares, F., Garcia, E. J., Palacios, V., Cortes, Y., Talegon, J., et Ferrand, N. (2011). Genetic evidence for multiple events of hybridization between wolves and domestic dogs in the Iberian Peninsula. *Mol. Ecol.* *20*, 5154–5166.
- Gompper, M. E., et Vanak, A. T. (2006). *Vulpes bengalensis*. *Mamm Species.* *795*, 1-5.
- Gonzalez, F. (1981). Contribucion al estudio de la hidatidosis en la provincia del Choapa, 4 region. *Bach. Vet. Med.* *8*, 43.
- Gottelli, D., Sillero-Zubiri, C., Applebaum, G. D., Roy, M. S., Girman, D. J., Garcia-Moreno, J., Ostrand, E. A., et Wayne, R. K. (1994). Molecular genetics of the most endangered canid: the Ethiopian wolf *Canis simensis*. *Mol. Ecol.* *3*, 3.
- Gowtage-Sequeira, S., Banyard, A. C., Barrett, T., Buczkowski, H., Funk, S. M., et Cleaveland, S. (2009). Epidemiology, pathology and genetic analysis of a canine distemper epidemic in Namibia. *Journal of Wildlife Diseases.* *45*, 1008–1020.
- Grachev, M., Kumarev, V., Mamaev, L., Zorin, V., Baranova, L., Denikina, N., Belikov, S., Petrov, E., Kolesnik, V., et Kolesnik, R. (1989). Distemper virus in Lake Baikal seals. *Nature.* *338*, 209.

- Grant, C. (1937). Herpetological notes with new species from the American and British Virgin Islands, 1936. *J. Dept. Agric.* 21, 503-522.
- Green, J. S., et Woodruff, R. A. (1980). Is predator control going to the dogs? *Rangelands* 2. 2, 187-189.
- Green, J. S., Woodruff, R. A., et Tueller, T. T. (1984a). Livestock guarding dogs for predator control: costs, benefits, and practicality. *Wildl. Soc. Bull.* 12, 44-50.
- Green, J. S., Woodruff, R. A., et Harman, R. (1984b). Livestock guarding dogs and predator control: a solution or just another tool? *Rangelands* 2. 6, 73-76.
- Green, J. S., et Woodruff, R. A. (1988). Breed comparisons and characteristics of use of livestock guarding dogs. *J. Range Manage.* 41, 249-251.
- Green, J. S. (1989). Donkeys for predation control. *Proc. of the 4th East. Wildl. Damage Ctl. Conf.* 4, 83-86.
- Green, J. S., et Woodruff, R. A. (1989). Livestock guarding dogs reduce depredation by bears.
- Green, J. S., et Woodruff, R. A. (1990). ADC guarding dog program update: a focus on managing dogs. *Proc. of the 14th Vert. Pest Conf.* 14, 233-236.
- Green, J. S., Woodruff, R. A., et Andelt, W. F. (1994). Do livestock guarding dogs lose their effectiveness over time? *Proc. of the 16th Vert. Pest Conf.* 16, 41-44.
- Grisi, C. C. d. H. (2002). The Pet Market. <http://www.visionline.com.br/roche/forumpet/palestras/download/The%20Pet%20Market.pdf>. 29 avril 2013.
- Guizani, I., Mukhtar, M., Alvar, J., Ben Abderrazak, S., et Shaw, J. (2011). *Leishmaniasis*. Elsevier. 12, 453-480.
- Güttler Russel, V. E. (2005). Analisis de algunas características de la población canina relacionadas con mordeduras e hidatidosis humana en la provincia de Valdivia. Thèse de baccalauréat, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Hakkarainen, H., et Korpimäki, E. (1996). Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. *Ecology*. 77, 1134-1142.
- Hampson, K., Dushoff, J., Cleaveland, S., Haydon, D. T., Kaare, M., Packer, C., et Dobson, A. (2009). Transmission Dynamics and Prospects for the Elimination of Canine Rabies. *T.*

- Plos Biology. 7, 462-471.
- Hanna, T. L., et Selby, L. A. (1981). Characteristics of the human and pet populations in animal bite incidents recorded at two Air Force bases. *Public Health Reports*. 96, 580-584.
- Harder, T. C., et Osterhaus, A. (1997). Canine distemper virus - A morbillivirus in search of new hosts? *Trends in Microbiology*. 5, 120-124.
- Hargreaves, K. (2002). Spay Neuter Incentive Program (SNIP). Présenté à "Challenges of Animal Protection on Island Nations With Special Emphasis on Dogs and Cats". (Miami Beach, Floride: SNIP Press)
- Harrington, L. A., Harrington, A. L., Yamaguchi, N., Thom, M. D., Ferreras, P., Windham, T. R., et Macdonald, D. W. (2009). The impact of native competitors on an alien invasive: temporal niche shifts to avoid interspecific aggression? *Ecology*. 90, 1207-1216.
- Harrison, R. L. (1993). A survey of anthropogenic ecological factors potentially affecting gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in a rural residential area. *Southwest. Nat.* 38, 352-356.
- Harrison, R. L. (1997). A comparison of grey fox ecology between residential and undeveloped rural landscapes. *Wildl. Manage.* 61, 112-122.
- Haydon, D. T., Laurenson, M. K., et Sillero-Zubiri, C. (2002a). Integrating epidemiology into population viability analysis: managing the risk posed by rabies and canine distemper to the Ethiopian wolf. *Conservation Biology*. 16, 1372-1383.
- Haydon, D., Cleaveland, S., Taylor, L., et Laurenson, M. (2002b). Identifying reservoirs of infection: A conceptual and practical challenge. *Emerging Infectious Diseases*. 8, 1468-1473.
- Heller, E. (1903). Proceedings of the Washington Academy of Science. Papers from the Hopkins Stanford Expedition 1898-1899 XIV Reptiles. 5, 39-98.
- Help in Suffering. (2003). The Animal Birth Control Programme Help in Suffering, Jaipur: A report of the background, methods, and results of the Help in Suffering Animal Birth Control Programme.
- Herskovitz, P. (1982). Pudus, genus. Pudu Gray. Neotropical deer (Cervidae). 11, 1-86.
- Herskovic, P., et Astorga, B. (1985). Toxocariasis humana en Chile. *Rev Med Chile*. 113, 18-

21.

- Heussner, J. C., et Grant, W. E. (1978). Ecological aspects of urban dog management: a simulation model. *Anim. Reg. Stud.* *1*, 355–374.
- Hik, D. S. (1995). Does risk of predation influence population dynamics? *Wildl. Res.* *24*, 115–129.
- Hirth, H. F. (1963). Some aspects of the natural history of *Iguana iguana* on a tropical strand. *Ecology.* *44*, 613-615.
- Hiscocks, K., et Perrin, M. (1987). Feeding observations and diet of black-backed jackals in an arid coastal environment. *South African Journal of Wildlife Research.* *17*, 1755–58.
- HSI (Humane Society International). (2001). Case study of an incentive program to encourage sterilization of dogs (and cats) and greater attention to animal welfare on Abaco Island in the Bahamas. (Washington, D.C.: HSI).
- Hsu, Y., Severinghaus, L., et Serpell, J. (2003). Dog keeping in Taiwan: Its contribution to the problem of free-roaming dogs. *Journal of Applied Animal Welfare Science.* *6*, 1–23.
- Hubbard, M. W., Danielson, B. J., et Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management.* *64*, 707-713.
- Hughes, J., et Macdonald, D. W. (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation.* *157*, 341-351.
- INE. (2012). Censo. www.censo.cl. 30 avril 2013.
- Insurance Information Institute. (2012). Dog Bite Liability. www.iii.org/issues_updates/dog-bite-liability.html. 30 avril 2013.
- IUCN SSC Antelope Specialist Group. (2008). *Gazella gazella*. <http://www.iucnredlist.org/details/8970/0>.
- Iverson, J. B. (1977). Behavior and ecology of the rock iguana, *Cyclura carinata*. Thèse de doctorat, University of Florida, Gainesville.
- Iverson, J. B. (1978). The impact of feral cats and dogs on populations of the West Indian rock iguana, *Cyclura carinata*. *Biol. Conserv.* *14*, 63-73.
- Jackman, J., et Rowan, A. (2007). Free roaming dogs in developing countries - the benefits of

- capture, neuter and return programs. (Washington, D.C.: Humane Society Press).
- Jana, K., et Samanta, P. (2007). Sterilization of male stray dogs with a single intratesticular injection of calcium chloride: a dose -dependent study. *Contraception* 75, 390–400.
- Javier López, D., Katia Abarca, V., Patricio Paredes, M., et Inzunza, E. (2006). Parásitos intestinales en caninos y felinos con cuadros digestivos en Santiago, Chile : Consideraciones en Salud Pública. *Rev Méd Chile*. 134, 193-200.
- Jenkins, D., Romig, T., et Thompason, R. (2005). Emergence/re-emergence of *echinococcosis* spp. - A global update. *International Journal for Parasitology*. 35, 1205-1219.
- Jiménez, J. E., Yañez, J. L., Tabilo, E. L., et Jaksic, F. M. (1996). Niche-complementarity of South American foxes: reanalysis and test of a hypothesis. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 69, 113–123.
- Jiménez, J., Guineo, G., Corti, P., Smith, J. A., Flueck, W., Vila, A., Gizejewski, Z., Gill, R., McShea, B., et Geist, V. (2008). *Hippocamelus bisulcus*. www.iucnredlist.org/details/10054/0. 15 avril 2013.
- Johnsingh, A. J. T., et Jhala, Y. V. (2008). *Vulpes bengalis*. www.iucnredlist.org/details/23049/0. 26 février 2013.
- Johnson, W. E., et Franklin, W. L. (1994). Conservation implications of the South American gray fox (*Dusicyon griseus*) socioecology in the Patagonia of southern Chile. *Neotropical*. 3, 16-23.
- Johnson, N., McElhinney, L. M., Ali, Y. H., Intisar, K. S., et Fooks, A., R. (2004). Molecular epidemiology of canid rabies in Sudan: evidence for a common origin of rabies in Ethiopia. *Virus Research*. 104, 201-205.
- Johnson, C. N., Isaac, J. L., et 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 of London. Series B. Biological Sciences*. 274, 341–346.
- Jones, E. (1990). Physical characteristics and taxonomic status of wild canids, *Canis familiaris*, from the eastern highlands of Victoria. *Australian Wildlife Research*. 17, 69-81.
- Joyce, T. L., et Mahoney, S. P. (2001). Spatial and Temporal Distributions of Moose-Vehicle Collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin*. 29, 281-291.
- Kato, M., Yamamoto, H., Inukai, Y., et Kira, S. (2003). Survey of the stray dog population

- and the health education program on the prevention of dog bites and dog-acquired infections: A comparative study in Nepal and Okayama Prefecture, Japan. *Acta*. 57, 261–266.
- Kennedy, S., Kuiken, T., Jepson, P. D., Deaville, R., Forsyth, M., Barrett, T., Van De Bildt, M. W. G., Osterhaus, A., Eybatov, T., et Duck, C. (2000). Mass die-off of Caspian seals caused by canine distemper virus. *Emerging Infectious Diseases*. 6, 637–639.
- Khosravi, R., Rezaei, H. R., et Kaboli, M. (2013). Detecting Hybridization Between Iranian Wild Wolf (*Canis lupus pallipes*) and Free-ranging Domestic Dog (*Canis familiaris*) by Analysis of Microsatellite Markers. *Zoological Science*. 30, 27-34.
- Killan, G., Fagerstone, K., Kreeger, T., Miller, L., et Rhyan, J. (2007). Management strategies for addressing wildlife disease transmission: the case for fertility control. *USDA National Wildlife Research Center*. 1, 265-271.
- Knobel, D. L., Cleaveland, S., Coleman, P. G., Fevre, E. M., Meltzer, M. I., Miranda, M. E. G., Shaw, A., Zinsstag, J., et Meslin, F. X. (2005). Re-evaluating the burden of rabies in Africa and Asia. *Bulletin of the World Health Organization*. 83, 360-368.
- Kolowski, J. M., et Holekamp, K. E. (2006). Spatial, temporal, and physical characteristics of livestock depredations by large carnivores along a Kenyan reserve border. *Biological Conservation*. 128, 529-541.
- Konishi, M., et Takata, K. (2004). Impact of Asymmetrical Hybridization Followed By Sterile F1 Hybrids on Species Replacement in *Pseudorasbora*. *Conserv Genet*. 4, 463–474.
- Kruuk, H. (1972). Surplus killing by carnivore. *Journal of Zoology*. 166, 233-244.
- Kruuk, H., et Snell, H. (1981). Prey Selection by Feral Dogs from a Population of Marine Iguanas (*Amblyrhynchus Cristatus*). *Journal of Applied Ecology*. 18, 197-204.
- Kustritz, M. (2002). Early spay neuter : Clinical considerations. *Clinical Techniques in Small Animal Practice*. 17, 124-128.
- Lacerda, A. C. R. (2002). Análise de ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: Influência da matriz, monitoramento e controle. *Thèse de doctorat*, University of Brasilia, Brazil.
- Lacerda, A. C. R., Tomas, W. M., et Marinho-Filho, J. (2009). Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation*. 12, 477-487.

- Langley, R. L., et Morrow, W. E. (2008). Deaths resulting from animal attacks in the United States. *Wilderness & Environmental Medicine*. 8, 8-16.
- Langley, R. L. (2009). Human Fatalities Resulting From Dog Attacks in the United States, 1979-2005. *Wilderness & Environmental Medicine*. 20, 19-25.
- Lantis, M. (1980). Changes in the Alaskan Eskimo relation of man to dog and their effect on two human diseases. *Arctic Anthropol*. 17, 2–24.
- Larrieu, E., Costa, M. T., Cantoni, G., Alvarez, R., Cavagion, L., Labanchi, J. L., Bigatti, R., Araya, D., Herrero, E., Alvarez, E., *et al.* (2001). Ovine *Echinococcus granulosus* transmission dynamics in the province of Rio Negro, Argentina, 1980-1999. *Veterinary Parasitology*. 98, 263-272.
- Laurance, W. F. (1990). Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *J. Mammal*. 71, 641–653.
- Laurance, W. F. (1991). Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conserv. Biol. Conserv*. 5, 79–89.
- Laurance, W. F. (1994). Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biol. Conserv*. 69, 23–32.
- Laurance, W. F., et Bierregaard, R. O. (1997). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. (Chicago: University of Chicago Press).
- Laurans, R. (1975). Sheep guarding and conducting dogs (English translation LGDA DogLog 1992). *Ethnozoothechnie*. 12, 15-18.
- Laurenson, K., et Shiferaw, F. (1997). *Disease, domestic dogs and the Ethiopian wolf: the current situation*. (Gland, Suisse et Cambridge, UK: IUCN).
- Laurenson, M. K., Sillero-Zubiri, C., Thompson, H., Shiferaw, F., Thirgood, S., et Malcolm, J. R. (1998). Disease threats to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs, and canine pathogens. *Animal Conservation*. 1, 273–280.
- Laurenson, M. K., Cleaveland, S., Artois, M., et Woodroffe, R. (2004). *Assessing and managing disease threats to canids*. (Gland, Suisse et Cambridge, UK: IUCN/SSC Canid Specialist Group).
- Lembo, T., Hampson, K., Kaare, M. T., Ernest, E., Knobel, D., Kazwala, R. R., Haydon, D. T.,

- et Cleaveland, S. (2010). The Feasibility of Canine Rabies Elimination in Africa: Dispelling Doubts with Data. *PLoS Negl Trop Dis.* 4, e626.
- Leney, J., et Remfry, J. (2000). Dog population management. C. Macpherson, F. Meslin, et A. Wandeler. (New York: CABI Publishing), pp. 299–332.
- Letnic, M. (2007). The impacts of pastoralism on the fauna of arid Australia. C. R. Dickman, D. Lunney, et S. Burgin. (Sydney: Royal Zoological Society of New South Wales), pp. 65–75.
- Letnic, M., Crowther, M. S., et Koch, F. (2009a). Does a top-predator provide an endangered rodent with refuge from an invasive mesopredator? *Animal Conservation.* 12, 302–312.
- Letnic, M., Koch, F., Gordon, C., Crowther, M. S., et Dickman, C. R. (2009b). Keystone effects of an alien top-predator stem extinctions of native mammals. *Proceedings of the Royal Society Series B: Biological Sciences.* 276, 3249–3256.
- Levy, J. K., Crawford, P. C., Lappin, M. R., Dubovi, E. J., Levy, M. G., Alleman, R., Tucker, S. J., et Clifford, E. L. (2008). Infectious diseases of dogs and cats on Isabela Island, Galapagos. *Journal of Veterinary Internal Medicine.* 22, 60–65.
- Lima, S. L. (1998). Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. *Adv. Stud. Behav.* 27, 215–290.
- Lindblad-Toh, K., Wade, C. M., Mikkelsen, T. S., Karlsson, E. K., Jaffe, D. B., Kamal, M., Clamp, M., Chang, J. L., Kulbokas, E. J., Zody, M. C., *et al.* (2005). Genome sequence, comparative analysis and haplotype structure of the domestic dog. *Nature.* 438, 803–819.
- Lindenmayer, D., et Hunter, M. (2010). Some guiding concepts for conservation biology. *Conserv. Biol.* 24, 1459–1468.
- Lindsay, S. R. (2000). *Handbook of Applied Dog Behavior and Training.* (Iowa: Iowa State Univ Press).
- Lindstrom, R., Tegenborg, S., Bylund, P.-O., Bjornstig, U., et Eriksson, A. (2002). Survey of personal injuries caused by dogs and cats in Umea. Walking the dog was the activity most often related to injury. *Lakartidningen.* 99, 656–62.
- Linhart, S. B., Sterner, R. T., Carrigan, T. C., et Henne, D. R. (1979). Komondor guard dogs reduce sheep losses to coyotes: a preliminary evaluation. *J. Range Manage.* 32, 238–

241.

- Linnell, J. D. C., Aanes, R., et Andersen, R. (1995). Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. *Wildlife Biology*. *1*, 209–223.
- Linnell, J. D., et Strand, O. (2000). Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Divers Ditrub*. *6*, 169–176.
- Lockwood, R. (1997). Dog-bite-related fatalities - United States, 1995-1996 (Reprinted from MMWR, vol 46, pg 467, 1997). *Jama-Journal of the American Medical Association*. *278*, 278-279.
- Lodé, T., G., G., et Peltier, D. (2005). European Mink–Polecat Hybridization Events: Hazards from Natural Process? *J Hered*. *96*, 89–96.
- Lorenz, J. R., et Coppinger, L. (1986). Raising and training a livestock-guarding dog. *Oregon State Univ. Ext. Serv., Circ*. *1238*, 171-183
- Lorenz, J. R. (1989). Reducing predator losses with livestock guarding dogs. (Ashland, Oregon: Proc. of the World Cong. on Coloured Sheep).
- Lovejoy, T. E., Bierregard, R. O. J., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S. J., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R., et Hay, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. pp. 257-285.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., et De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database. (Auckland, New Zealand: Hollands Printing Ltd).
- Luengo, J., Morales, M., et Olivares, F. (1995). Causales de decomiso en bovinos beneficiados en mataderos de Chile. *Avances en Medicina Veterinaria*. *10*, Enero - Junio.
- Macdonald, D. W. (1993). Rabies and wildlife: a conservation problem? *Onderstepoort Journal of Veterinary Research*. *60*, 351–355.
- Macdonald, D. W., et Carr, G. M. (1995). Variation in dog society: between resource dispersion and social flux. *J. Serpell*. (Cambridge: Cambridge University), pp. 199–216.
- Macdonald, D. W., et Sillero-Zubiri, C. (2004). *Biology and Conservation of Wild Canids*. (Oxford, UK: Oxford University Press).
- Macdonald, D. W., King, C. M., et Strachan, R. (2006). Introduced species and the line

- between biodiversity conservation and naturalistic eugenics. D. W. Macdonald, et K. Service. (Oxford: Blackwell Publishing), pp. 187–206.
- MacPhee, R. D. E., et Marx, P. A. (1997). The 40,000-year plague: human, hyperdisease, and first contact extinctions. (Washington: Smithsonian Institution Press).
- MacPhee, R. D. E., et Flemming, C. (1999). Requiem aeternum: the last five hundred years of mammalian species extinctions. (New York: Kluwer/Plenum).
- MacPherson, C. N. (2005). Human behaviour and the epidemiology of parasitic zoonoses. *Int J Parasitol.* *35*, 1319–1331.
- Magnaval, J. F., Michault, A., Calon, N., et Charlet, J. P. (1994). Epidemiology of human toxocariasis in La Reunion. *Trans R Soc Trop Med Hyg.* *88*, 531–533.
- Mallet, J. (2005). Hybridization as an invasion of the genome. *Trends Ecol Evol.* *20*, 229–237.
- Mallewa, M., Fooks, A. R., Banda, D., Chikungwa, P., Mankhambo, L., Molyneux, E., Molyneux, M. E., et Solomon, T. (2007). Rabies encephalitis in malaria-endemic area, Malawi, Africa. *Emerging Infectious Diseases.* *13*, 136-139.
- Manor, R., et Saltz, D. (2004). The impact of free-roaming dogs on gazelle kid/female ratio in a fragmented area. *Biol. Conserv.* *119*,
- Marino, J. (2003). Threatened Ethiopian wolves persist in small isolated Afroalpine enclaves. *Oryx* *37*, 62–71.
- Marino, J., et Sillero-Zubiri, C. (2012). *Canis simensis*. www.iucnredlist.org/details/3748/0. 5 avril 2013.
- Matter, H. C., et Daniels, T. J. (2000). Dogs, Zoonoses and Public Health. C. N. L. Macpherson, F. X. Meslin, et A. I. Wandeler. (Wallingford, UK: CAB International), pp. 17–62.
- McGrew, J. C., et Blakesley, C. S. (1982). How Komondor dogs reduce sheep losses to coyotes. *J. Range Manage.* *35*, 693–696.
- Mckenzie, A. (1993). Biology of the black-backed jackal *Canis mesomelas* with reference to rabies. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research.* *60*, 367–371.
- McLennan, J. A., Potter, M. A., Robertson, H. A., Wake, G. C., Dew, R., C., Joyce, L., A.J.M., L., Miles, J., et Miller, P. J. (1996). Role of Predation in the Decline of Kiwi, *Apteryx* Spp., In New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology.* *27-35*.

- McLeod, R., et Norris, A. (2004). *Counting the Cost - Impact of Invasive Animals in Australia*. (Cranberra, Australie: CRC Australia)
- Mebatsion, T., Sillero-Zubiri, C., Gottelli, D., et Cox, J. H. (1992). Detection of rabies antibodies by ELISA and RFFIT in unvaccinated dogs and in the endangered Simien jackal (*Canis simensis*) of Ethiopia. *Journal of Veterinary Medicine, Series B*. 39, 233–235.
- 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, 847–855.
- Meffe, G. K., et Carroll, C. R. (1997). *Principles of conservation biology*. (Sunderland, MA, USA: Sinauer Associates).
- Mendelssohn, H. (1974). *The development of the populations of gazelles in Israel and their behavioral adaptations*. (Morges, Suisse: IUCN Publications New Series).
- Michell, A. (1998). Neutering and longevity in dogs. *Veterinary Record*. 142, 288.
- Michell, A. (1999). Longevity of British breeds of dog and its relationships with sex, size, cardiovascular variables and disease. *Veterinary Record*. 145, 625–629.
- Millán, C. (2012). *Cesar's Rules: Your Way to Train a Well-Behaved Dog*. (Bogotá, Colombie: Crown Archetype).
- Miller, S., Rottmann, J., et Taber, R. (1973). Dwindling and endangered ungulates of Chile: Vicugna, Lama, Hippocamelus and Pudu. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*. 38, 55–68.
- Ministerio de justicia de Chile. (2013). *Código Penal*. (Santiago, Chili: Biblioteca del Congreso Nacional de Chile).
- Ministerio de salud de Chile. (1985). *Programa de prevención de rabia*. (Santiago, Chili: Departamento de Programas sobre el Medio Ambiente).
- Mitchell, N. (1996). *Cyclura pinguis*. www.iucnredlist.org/details/6031/0. 22 février 2013.
- Mitchell, B. D., et Banks, P. B. (2005). Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecol*. 30, 581–591.

- Morales, M. A., Varas, C., et Ibarra, L. (2009). Caracterización demográfica de la población de perros de Viña del Mar, Chile. *Arch Med Vet* 41, 89-95.
- Morgan, G. S., et Woods, C. A. (1986). Extinction and zoogeography of the West Indies land mammals. *Biol J Linn Soc.* 28, 167–203.
- Moro, P. L., Lopera, L., Bonifacio, N., Gonzales, A., Gilman, R. H., et Moro, M. H. (2005). Risk factors for canine echinococcosis in an endemic area of Peru. *Vet. Parasitol.* 130, 99–104.
- Muhly, T. B., et Musiani, M. (2009). Livestock depredation by wolves and the ranching economy in the Northwestern U.S. *Ecological Economics.* 68, 2439–2450.
- Mukapuli, A. (2004). A report on the Cape fur seal pup production and trends in Namibia. (Lüderitz, Namibie: Ministry of Fisheries and Marine Resources).
- Muller, W. (2002). In *The First Steps of Animal Domestication*. J. D. Vigne, J. Peters, et D. Helmer. (Oxford: Oxbow Books), pp. 34–40.
- Mundy, P. J. (1982). *The comparative biology of southern African vultures*. (Johannesburg, South Africa: Vulture Study Group)
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree.* 10, 58–62.
- Murray, D. L., Kapke, C. A., Everman, J. J., et Fuller, T. K. (1999). Infectious disease and the conservation of free-ranging large carnivores. *Animal Conservation.* 2, 241–254.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G., et Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Nash, T. E., Mandell, G. L., Bennett, J. E., et Dolan, R. (2009). *Visceral larvae migrans and other unusual helminth infections*. (Philadelphie: Elsevier Churchill-Livingstone), pp. 291.
- National Canine Research Council. (2011). *Investigative Reports of Dog Bite-Related Fatalities*. <http://nationalcanineresearchcouncil.com/dogbites/dog-bite-related-fatalities/>. 21 janvier 2013.
- National Injury Surveillance Unit. (1998). *Injury deaths Australia 1979–1998. Case numbers and rates per 100 000 population by year of death registration, age and sex. Rates and frequencies* <http://www.nisu.flinders.edu.au/data/index.html>. 24 juillet 2000.

- Navarrete, Y. (1997). Castración química en perros machos con digluconato de clorhexidina al 3% en dimetil sulfóxido al 50%. Thèse de baccalauréat, Universidad de Concepción, Chillán, Chili.
- Nelson, M. E., et Mech, L. D. (1986). Mortality of white-tailed deer in northeastern Minnesota. *Journal of Wildlife Management*. 50, 691–698.
- Newsome, A. E., et Corbett, L. K. (1985). The identity of the dingo. III. The incidence of dingoes, dogs and hybrids and their coat colours in remote and settled regions of Australia. *Australian Journal of Zoology*. 33, 363-375.
- Newsome, A. E., Catling, P. C., Cooke, B. D., et Smyth, R. (2001). Two ecological universes separated by the dingo fence in semi-arid Australia: interactions between landscapes, herbivory and carnivory, with and without dingoes. *Rangel*. 23, 71–98.
- Nobis, G. (1979). Der älteste Haushunde lebte vor 14000 Jahren. [The oldest domestic dog lived 14,000 years ago.]. *Umschau*. 79, 610.
- Norris, J., Krockenberger, M., Baird, A., et Knudsen, G. (2006). Canine distemper: Re-emergence of an old enemy. *Australian Veterinary Journal*. 84, 362–363.
- Norton, P. M. (1994). Simple spreadsheet models to study population dynamics, as illustrated by a mountain reedbeek model. *Afr. J. Wildl. Res*. 24 73–81.
- Nowak, R. M. (2003). Wolf evolution and taxonomy. L. Mech, et L. Boitani. (Chicago: Univ of Chicago Press), pp. 239–258.
- Nowell, K., et Jackson, P. (1996). *Wild Cats*. (Gland, Switzerland: IUCN/SSC Cat Specialist Group).
- NZ MAF (New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry). (2009). *Animal Welfare in New Zealand*. (Nouvelle-Zélande: New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry)
- Oberg, C., Franjola, R., et Leyan, V. (1979). Helminthos del perro domestico (*Canis familiaris*) en la ciudad de Valdivia, Chile. *Bol Chil Parasitol*. 34, 21-26.
- Oehler, J. D., et Litvatis, J. A. (1996). The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Can. J. Zool*. 74, 2070–2079.
- Office québécois de la langue française. (2013). Fiche terminologique «Introgression». http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=17067391. 18 février 2013.

- Office québécois de la langue française. (2013). Fiche terminologique «Néonate». gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheoqlf.aspx?id_fiche=1707634. 7 mars 2013.
- Office québécois de la langue française. (2013). Fiche terminologique «Viabilité». http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8418381. 7 mars 2013.
- Office québécois de la langue française. (2013). Fiche terminologique «Helminthe». http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8447386. 7 avril 2013.
- Office québécois de la langue française. (2013). Fiche terminologique «Recrutement». http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8478490. 18 février 2013.
- Office québécois de la langue française. (2013). Fiche terminologique «Zoonose». http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=2071470. 18 février 2013.
- Ogada, M. O., Woodroffe, R., Oguge, N. O., et Frank, L. G. (2003). Limiting depredation by African carnivores : the role of livestock husbandry. *Conservation Biology*. 17, 1521-1530.
- OIE (World Organisation for Animal Health). (2002). Chile / Equinococosis / hydatidosis. <http://www.oie.in>. 16 avril 2013.
- Olsen, S. J., et Olsen, J. W. (1977). The Chinese wolf: ancestor of the new world dogs. *Science*. 197, 533-535.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (1987). Guidelines for dog rabies control. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (1989). Consultation on the feasibility of global control and elimination of urban rabies. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (1996a). Report of the Third International Symposium on Rabies in Asia. (Wuhan, Chine: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (1996b). Vigilancia epidemiológica de la rabia en las Américas. (Buenos Aires, Argentine: Instituto Panamericano de Protección de Alimentos y Zoonosis/Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud).
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (1997). Rabies Essential Map. http://www.who.int/rabies/rabies_maps/en/. 30 avril 2013.

- OMS (Organisation mondiale de la santé). (1998). World Survey of Rabies No. 32 for the year 1996. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (2001). Report of a WHO Interregional Consultation: Strategies for the control and elimination of rabies in Asia. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (2002). The world health report 2002: reducing risks, promoting healthy life. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (2004). Expert consultation on rabies, first report. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (2005). WHO expert consultation on rabies. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- OMS (Organisation mondiale de la santé). (2012). Rabies Fact Sheet. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs099/en>. 25 janvier 2013.
- OMS (Organisation mondiale de la santé) et WSPA (World Society for the Protection of Animals). (1990). Guidelines for dog rabies control. (Genève, Suisse: World Health Organisation)
- Oppenheimer, E. C., et Oppenheimer, J. R. (1975). Certain behavioral features in the pariah dog (*Canis familiaris*) in West Bengal. *Appl. Anim. Ethol.* 2, 81–92.
- Ozanne-Smith, J., Ashby, K., et Stathakis, V. Z. (2001). Dog bite and injury prevention—analysis, critical review, and research agenda. *Injury Prevention.* 7, 321-326.
- PAHO (Pan American Health Organization). (2008). Update of American trypanosomiasis and leishmaniasis control and research: final report. (Rio de Janeiro: Pan American Health Organization)
- Pallett, J. (2000). An assessment of seals and sealing in Namibia. (Windhoek, Namibie: Wildlife Society of Namibia).
- Palomares, F., et Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among carnivores. *Am. Nat.* 153, 492–508.
- Pang, J.-F., Kluetsch, C., Zou, X.-J., Zhang, A.-b., Luo, L.-Y., Angleby, H., Ardalan, A., Ekström, C., Sköllermo, A., Lundeberg, J., *et al.* (2009). mtDNA Data Indicate a

- Single Origin for Dogs South of Yangtze River, Less Than 16,300 Years Ago, from Numerous Wolves. *Molecular Biology and Evolution*. 26, 2849-2864.
- Pardo, I. D., Johnson, G. C., et Kleiboeker, S. B. (2005). Phylogenetic characterization of canine distemper viruses detected in naturally infected dogs in North America. *Journal of Clinical Microbiology*. 43, 5009–5017.
- Parodi, P., Mantovani, A., et Seimenis, A. (2001). Public health education and training in control programmes. J. Eckert, M. A. Gemmell, F.-X. Meslin, et Z. S. Pawlowski. (Paris, France: WHO/OIE), pp. 219–225.
- Paton, W. C. (1994). The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence. *Conserv. Biol.* 8, 17–26.
- Pavez-Lincoleo, C. E. (2009). Estimación y Algunas Características de la Población Canina con Dueño en 34 comunas de la Ciudad de Santiago. Thèse de baccalauréat, Universidad Iberoamericana de Ciencias y Tecnología, Santiago, Chili.
- Pavletic, B. C. (2004). Countries situation: Chile. B. Report of the Southern Cone sub-regional project on echinococcosis control and surveillance Argentina, Chile and Uruguay: first set up meeting. (Montevideo, Uruguay: OPS).
- Pawlowski, Z. S. (1997). Critical points in the clinical management of cystic echinococcosis: a revised review. F. L. Andersen, H. Ouhelli, et M. Kachani. (Provo, Utah: Brigham Young University Print Services), pp. 119–135.
- Peacock, D. (2005). Dog population survey - Bali, Indonesia. (Washington, D.C: Yayasan Yudisthira (YYS) and Humane Society International,).
- Pennycuik, C. J. (1972). Soaring behaviour and performance of some east African birds, observed from a motor-glider. *Ibis* 114, 178–218.
- Pet World. (2009). Chinese pet industry analysis report.
- Pfeifer, W. K., et Goos, M. W. (1982). Guard dogs and gas exploders as coyote depredation control tools in ND. *Proc. of the 10th Vert. Pest Conf.* 10, 55–61.
- PFI. (2011). Pet dog and cat population. <http://www.petfoodinstitute.org/Index.cfm?Page=USCatandDogPopulation>. 28 juillet 2012.
- Pierce, R. J., et Sporle, W. (1997). Causes of kiwi mortality in Northland. (Wellington,

Nouvelle-Zélande: Department of Conservation).

- Pimentel, D., Zuniga, R., et Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* *52*, 273–288.
- Pinckney, L. E., et Kennedy, L. A. (1982). Traumatic deaths from dog attacks in the United States. *Pediatrics.* *69*, 193-196.
- Polis, G. A., Myers, C. A., et Holt, R. D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* *20*, 297–330.
- Pople, A. R., Grigg, G. C., Cairns, S. C., Beard, L. A., et Alexander, P. (2000). Trends in numbers of kangaroos and emus on either side of the South Australian dingo fence: evidence for predator regulation. *Wildl. Res.* *27*, 269–276.
- Preisser, E. L., Bolnick, D. I., et Benard, M. F. (2005). Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator - prey interactions. *Ecology.* *86*, 501–509.
- Quinlan, K. P., et Sacks, J. J. (1999). Hospitalizations for dog bite injuries. *JAMA.* *281*, 232-233.
- Rabinowitz, A. R. (1986). Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildl. Soc. Bull.* *170–174*.
- Rabinowitz, P. M., Gordon, Z., et Odofin, L. (2007). Pet-related infections. *American Family Physician.* *76*, 1314-1322.
- Raghavan, M. (2008). Fatal dog attacks in Canada, 1990-2007. *Canadian Veterinary Journal- Revue Veterinaire Canadienne.* *49*, 577-581.
- Randall, D. A., Williams, S. D., Kuzmin, I. V., Rupprecht, C. E., Tallents, L. A., Tefera, Z., Argaw, K., Shiferaw, F., Knobel, D. L., et Sillero-Zubiri, C. (2004). Rabies in endangered Ethiopian wolves. *Emerging Infectious Diseases.* *10*, 2214–2217.
- Randall, D. A., Marino, J., Haydon, D. T., Sillero-Zubiri, C., Knobel, D. L., Tallents, L. A., Macdonald, D. W., et Laurenson, M. K. (2006). An integrated disease management strategy for the control of rabies in Ethiopian wolves. *Biological Conservation.* *131*, 151-162.
- Randi, E., et Lucchini, V. (2002). Detecting rare introgression of domestic dog genes into wild

- wolf (*Canis lupus*) population by Bayesian admixture analysis of microsatellite variation. *Conserv Genet.* 3, 31-45.
- Rassmann, K. (1997). Evolutionary age of the Galápagos iguanas predates the age of the present Galápagos Islands. *Mol. Phylogenet. Evol.* 7, 158-172.
- Reece, J. F. (2005). Dogs and dog control in developing countries. D. J. Salem, et A. N. Rowan. (Washington, D.C.: Humane Society Press), pp. 55–64.
- Reznikova, Z., et Dorosheva, H. (2004). Impacts of red wood ants *Formica polyctena* on the spatial distribution and behavioural patterns of ground beetles (Carabidae). *Pedobiologia (Jena)*. 48, 15–21.
- Rhodes, C. J., Atkinson, R. P. D., Anderson, R. M., et Macdonald, D. W. (1998). Rabies in Zimbabwe: reservoir dogs and the implications for disease control. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences*. 353, 999–1010.
- Rhymer, J. M., et Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridisation and introgression. *Annual Review in Ecology Systematics*. 27, 29–44.
- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., et Wayne, R. K. (2002). Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern California. *Conserv. Biol.* 17, 566–576.
- Ritchie, E. G., et Johnson, C. N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol. Lett.* 12, 982–998.
- Rodden, M., Rodrigues, F., et Bestelmeyer, S. (2008). *Chrysocyon brachyurus*. <http://www.iucnredlist.org/details/4819/0>. 30 mars 2013.
- Roelke-Parker, M., Munson, L., Packer, C., Kock, R., Cleaveland, S., Carpenter, M., O'brien, S., Pospischil, A., Hofmann-Lehmann, R., et Lutz, H. (1996). A Canine Distemper Virus Epidemic In Serengeti Lions. *Nature*. 379, 441–445.
- Root, R. B. (1967). The niche exploitation of the blue-gray gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37, 317–350.
- Rose, D. B. (2000). *Dingo Makes Us Human: Life and Land in an Australian Aboriginal Culture*. (Cambridge: Cambridge University Press).
- Rubel, D., Zunino, G., Santillan, G., et Wisnivesky, C. (2003). Epidemiology of *Toxocara*

- canis* in the dog population from two areas of different socio-economic status, greater Buenos Aires, Argentina. *Veterinary Parasitology*. *115*, 275–286.
- Rupprecht, C., Hanlon, C., et Hemachudha, T. (2002). Rabies reexamined. *The Lancet Infectious Diseases*. 327–343.
- Sacks, J. J., Lockwood, R., Hornreich, J., et Sattin, R. W. (1996). Fatal dog attacks, 1989-1994. *Pediatrics*. *97*, 891-895.
- Sacks, J. J., Sinclair, L., Gilchrist, J., Golab, G. C., et Lockwood, R. (2000). Breeds of dogs involved in fatal human attacks in the United States between 1979 and 1998. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. *217*, 836-840.
- Salo, P., Nordstrom, M., Thomson, R. L., et Korpimaki, E. (2008). Risk induced by a native top predator reduces alien mink movements. *J. Anim. Ecol.* *77*, 1092–1098.
- Salvo, N. (2010). Evaluación del ácido alfa-hidroxipropiónico (ácido láctico) al 88% en propilenglicol como protocolo de castración química en perro. Thèse de baccalauréat, Universidad de Concepción, Chillán, Chile.
- Sariego, I., Kanobana, K., Rojas, L., Speybroeck, N., et Polman, K. (2012). Toxocariasis in Cuba: A Literature Review. *PLoS Negl Trop Dis* *6*, e1382.
- Sawarkar, V. B. (1986). Animal damage: predation on domestic livestock by large carnivores. *Indian For.* *172*, 858–866.
- Schenone, H., Contreras, M., Salinas, P., Sandoval, L., Saavedra, T., et Rojas, A. (1999). Hidatidosis humana en Chile. Seroprevalencia y estimación del número de personas infectadas. *Boletín Chileno de Parasitología*. *54*, 70-73.
- Schnaas, G., et Román, G. (1962). Estudio sobre la población canina en México. *Gav. Med. Méx.* *92*, 508-213.
- Seehausen, O., Takimoto, G., Roy, D., et Jokela, J. (2008). Speciation reversal and biodiversity dynamics with hybridization in changing environments. *Mol Ecol.* *17*, 30–44.
- Seiler, A., Helldin, J.-O., et Seiler, C. (2004). Road mortality in Swedish mammals: results of a driver's questionnaire. *Wildlife Biology*. *10*, 225-233.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*. *42*, 371-382.

- Seimenis, A. (2003). Overview of epidemiological situation on echinococcosis in the Mediterranean region. *Acta Tropica*. 85, 191-195.
- Serpell, J. (1995). *The Domestic Dog: Its Evolution, Behaviour and Interactions with People*. (UK: Cambridge University Press).
- Serra, I., Araneda, J., Araya, C., et Serra, V. (1996). Análisis regional de la hidatidosis humana y animal en Chile. *Boletín Chileno de Parasitología*. 51, 3-12.
- Shambesh, M. K. A. (1997). Human cystic echinococcosis in North Africa (excluding Morocco). F. L. Andersen, H. Ouhelli, et M. Kachani. (Provo, Utah: Brigham Young University Print Services), pp. 223–244.
- Sielecki, L. E. (2004). WARS 1983-2002: Wildlife accident reporting and mitigation in British Columbia: special annual report. (British Columbia, Canada: Ministry of Transportation)
- Sillero-Zubiri, C., Gottelli, D., et Macdonald, D. W. (1996a). Male philopatry, extra-pack copulations and inbreeding avoidance in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 38, 331–340.
- Sillero-Zubiri, C., King, A. A., et Macdonald, D. W. (1996b). Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Journal of Wildlife Diseases*. 32, 80–86.
- Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M., et Macdonald, D. W. (2004). *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan*. (Gland: IUCN/SSC Canid Specialist Group).
- Silva-Rodriguez, E. A. (2006). Evaluación de conflictos entre zorros chilla (*Pseudalopex griseus*) y agricultura de subsistencia en una localidad rural del sur de Chile: ¿mito o realidad? . Thèse de baccalauréat, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chili.
- Silva-Rodriguez, E. A., Ortega-Solis, G. R., et Jimenez, 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. *Austral Ecology*. 35, 765-777.
- Silva-Rodriguez, E. A., et Sieving, K. E. (2011). Influence of Care of Domestic Carnivores on Their Predation on Vertebrates. *Conservation Biology*. 25, 808–815.
- Slevin, J. R. (1931). Log of the schooner 'Academy'. Occasional Paper of the Californian Academy of Science. 17, 1-162.

- Smith, M. E., Linnell, J. D. C., Odden, J., et Swenson, J. E. (2000). Review of Methods to Reduce Livestock Depradation: I. Guardian Animals. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science*. 50, 279-290.
- Soulé , M. E., et Kohm, K. A. (1989). *Research priorities for conservation biology*. (Washington, D.C.: Island Press).
- Soy, J., et Mancina, C. A. (2008). *Solenodon cubanus*. www.iucnredlist.org/details/20320/0. 22 février 2013.
- Soy, J., et Silva, G. (2008a). *Mysateles melanurus*. www.iucnredlist.org/details/14256/0. 22 février 2013.
- Soy, J., et Silva, G. (2008b). *Mysateles prehensilis*. www.iucnredlist.org/details/14258/0. 22 février 2013.
- Soy, J., et Silva, G. (2008c). *Mesocapromys sanfelipensis*. www.iucnredlist.org/details/13218/0. 29 avril 2013.
- Stensvold, C. R., Skov, J., Moller, L. N., Jensen, P. M., Kapel, C. M., Petersen, E., et Nielsen, H. V. (2009). Seroprevalence of human toxocarasis in Denmark. *Clin Vaccine Immunol*. 16, 1372–1373.
- Suzuki, K., Pereira, J. A. C., Frias, L. A., Lopez, R., Mutinelli, L. E., et Pons, E. R. (2008). Rabies vaccination coverage and profiles of the owned-dog population in Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. *Zoonoses Public Health*. 55, 177–187.
- Taborsky, M. (1988). Kiwi and Dog Predation: Observation in Waitangi State Forest. *Journal of the Ornitological Society of New Zealand*. 35, 197-202.
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B., et Angerbjörn, A. (2002). Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia*. 132, 213–220.
- Taylor, K., Anderson, P., Taylor, R., Longden, K., et Fisher, P. (2005). *Dogs, access and nature conservation*. English Research Nature Projects.
- Tefera, G., Yimer, E., et Geyid, A. (2002). Endemic existence of rabies in Ethiopia. *Ethiopian Medical Journal*. 40, 163–170.
- Terborgh, J., et Robinson, S. (1986). *Guilds and their utility in ecology*. J. Kikkawa, et D. J. Anderson. (Oxford: Blackwell Scientific Publications), pp. 90-95.

- Thorne, E. T., et Williams, E. S. (1988). Disease and endangered species: the black-footed ferret as a recent example. *Conservation Biology*. 2, 66–74.
- Tiepolo, L. M., Fernandez, F. A. S., et Tomas, W. M. (2004). Conservation of the marsh deer *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) in Ilha Grande National Park and its environs. *Nat. Conserv.* 2, 132–142.
- Todorov, T., et Boeva, V. (1999). Human echinococcosis in Bulgaria: a comparative epidemiological analysis. *Bulletin of the World Health Organization*. 77, 110-118.
- Torgerson, P. R., Schweiger, A., Deplazes, P., Pohar, M., Reichen, J., Ammann, R. W., Tarr, P. E., Halkik, N., et Muellhaupt, B. (2008). Alveolar echinococcosis: From a deadly disease to a well-controlled infection. Relative survival and economic analysis in Switzerland over the last 35 years. *Journal of Hepatology*. 49, 72-77.
- Torgerson, P. R., Keller, K., Magnotta, M., et Ragland, N. (2010). The Global Burden of Alveolar Echinococcosis. *Plos Neglected Tropical Diseases*. 4, e722.
- Udell, M. A. R., et Wynne, C. D. L. (2008). A review of domestic dogs' (*Canis familiaris*) human-like behaviors: Or why behavior analysts should stop worrying and love their dogs. *Journal of the Experimental Analysis of Behavior*. 89, 247-261.
- US Census Bureau. (2011). International Data Base. <http://www.census.gov/population/international/data/idb/region.php>. 30 janvier 2013.
- US Department of Health and Human Services. (1990). Vital Statistics of the United States. II. Mortality. Part A: 1979-1990.
- USDA (US Department of Agriculture). (1995). Sheep and goat predator loss. *Nat. Agric. Stat. Serv. Rep.* Avril 1996.
- Vanak, A. T., Thaker, M., et Gompper, M. E. (2009). Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 64, 279-287.
- Verginelli, F., Capelli, C., Coia, V., Musiani, M., Falchetti, M., Ottini, L., Palmirota, R., Tagliacozzo, A., Mazzorin, I. D., et Mariani-Costantini, R. (2005). Mitochondrial DNA from prehistoric canids highlights relationships between dogs and South-East European wolves. *Molecular Biology and Evolution*. 22, 2541-2551.
- Victorian Scientific Advisory Committee. (2008). *Canis lupus ssp. dingo* (Meyer 1793) Dingo.

<http://www.dpi.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/>. 11 novembre 2008.

- Vilà, C., Savolainen, P., Maldonado, J. E., Amorim, I. R., Rice, J. E., Honeycutt, R. L., Crandall, K. A., Lundeberg, J., et Wayne, R. K. (1997). Multiple and ancient origins of the domestic dog. *Science*. 276, 1687-1689.
- Vilà, C., et Wayne, R. K. (1999). Hybridization between Wolves and Dogs. *Conservation Biology*. 13, 195-198.
- Vilà, C., Walker, C., Sundqvist, A.-K., Flagstad, Ø., Andersone, Z., Casulli, A., Kojola, I., Valdmann, H., Halverson, J., et Ellegren, H. (2003). Combined use of maternal, paternal and bi-parental genetic markers for the identification of wolf–dog hybrids. *Heredity*. 90, 17–24.
- Visser, I., Grachev, M., Orvell, C., De Vries, P., Broeders, H., M., V. D. B., Groen, J., Teppema, J., Burger, M., et Uytdehaag, F. (1990). Comparison of two morbilliviruses isolated from seals during outbreaks of distemper in north west Europe and Siberia. *Archives of Virology*. 111, 149–164.
- Voelker, R. (1997). Dog bites recognized as public health problem. *Journal of the American Medical Association*. 277, 278-280.
- Vrezec, A., et Tome, D. (2004). Altitudinal segregation between Ural Owl (*Strix uralensis*) and Tawny Owl (*S. aluco*): Evidence for competitive exclusion in raptorial birds. *Bird Study*. 51, 264–269.
- Vucetich, J. A., et Creel, S. (1999). Ecological interactions, social organization, and extinction risk in African wild dogs. *Conservation Biology*. 13, 1172–1182.
- Wandeler, A. I., Matter, H. C., Kappeler, A., et Budde, A. (1993). The ecology of dogs and canine rabies: a selective review. *OIE Revue Scientifique et Technique*. 12, 51-71.
- Wandeler, A., et Bingham, J. (2000). Dogs and rabies. C. Macpherson, F. Meslin, et A. Wandeler. (New York: CABI Publishing.), pp. 64–90.
- Wang, Q., Qiu, J. M., Schantz, P., He, J. G., Ito, A., et Liu, F. J. (2001). Investigation of risk factors for development of human hydatidosis among households raising livestock in Tibetan areas of western Sichuan province. *Zhongguo ji sheng chong xue yu ji sheng chong bing za zhi = Chinese journal of parasitology & parasitic diseases*. 19, 93-6.
- Wang, L., Peng, J., et Hu, S. (2008). Problems in pet dog breeding in China and their strategy. *Chinese J. Wildlife*. 29, 317–318.

- Wayne, R., et Gottelli, D. (1997). Systematics, population genetics and genetic management of the Ethiopian wolf. (Gland, Suisse et Cambridge, UK: IUCN).
- Weber, M., et Gonzales, S. (2003). Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience*. 10, 443–454.
- Weiss, H. B., Friedman, D. I., et Coben, J. H. (1998). Incidence of dog bite injuries treated in emergency departments. *Jama-Journal of the American Medical Association*. 279, 51-53.
- Wemmer, C. (1998). Deer: Status Survey and Conservation Action Plan. (Gland, Suisse: IUCN/SSC Deer Specialist Group).
- Wen, H., et Yang, W. G. (1997). Public health importance of cystic echinococcosis in China. *Acta Tropica*. 67, 133-145.
- Whitby, J. E., Johnstone, P., et Sillero-Zubiri, C. (1997). Rabies virus in the decomposed brain of an Ethiopian wolf detected by nested reverse transcription-polymerase chain reaction. *Journal of Wildlife Diseases*. 33, 915.
- Whiteman, C. W., Palha, M. D. C., Matushima, E. R., Silva, A. S. L., et Monteiro, V. C. (2008). Interface between domestic and wild carnivores in an environmental protection area in the Brazilian Amazon: indicators and applications for conservation. *Nat. Conserv.* 6, 174–182.
- Wilcox, B. A., et Murphy, D. D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125, 879–887.
- Williams, E., Thorne, E., Appel, M., et Belitsky, D. (1988). Canine distemper in black-footed ferrets (*Mustela nigripes*) from Wyoming. *Journal of Wildlife Diseases*. 24, 385–398.
- Wilson, C. J. (2003). Estimating the cost of road traffic accidents caused by deer in England. (United Kingdom: Food and Rural Affairs)
- Wilton, A. N. (2001). DNA methods for assessing dingo purity. C. R. Dickman, et D. Lunney. (Mosman: Royal Zoological Society of New South Wales), pp. 49-56.
- Woodall, P. F., Pavlov, P., et Twyford, K. L. (1996). Dingoes in Queensland, Australia: skull dimensions and the identity of wild canids. *Wildlife Research*. 23, 581-587
- Wright, S. J., et Duber, H. C. (2001). Poachers alter seed dispersal, seed survival and seedling

- recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica*. *33*, 583–595.
- WSPA (World Society for the Protection of Animals). (2012). Stray Dogs. <http://www.wspa.org.uk/wspaswork/dogs/strayanimals>. 29 juillet 2012.
- Wu, X., Hu, R., Zhang, Y., Dong, G., et Rupprecht, C. E. (2009). Reemerging rabies and lack of systemic surveillance in People's Republic of China. *Emerging Infectious Diseases*. *15*, 1159-1164.
- Yang, Y. R., Rosenzvit, M. C., Zhang, L. H., Zhang, J. Z., et McManus, D. P. (2005). Molecular study of *Echinococcus* in west-central China. *Parasitology*. *131*, 547-555.
- Yom-Tov, Y., et Mendelsohn, H. (1988). Changes of the distribution and abundance of vertebrates during the 20th century in Israel. (Dordrecht, Pays-Bas: Dr. W. Junk Publishers).
- Young, J. K., Olson, K. A., Reading, R. P., Amgalanbaatar, S., et Berger, J. (2011). Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *Bioscience* *61*, 125–132.
- Zamorano, C. G., Contreras, M., Salinas, P., Silva, C., Catalán, V., et Bahamonde, M. (2001). Estudio seroepidemiológico de la hidatidosis humana en la comuna de San Juan de la Costa, Osorno, X región, Chile. *Boletín Chileno de Parasitología*. *57*, 10-15.
- Zinsstag, J., Dürr, S., Penny, M. A., Mindekem, R., Roth, F., Gonzalez, S. M., Naissengar, S., et Hattendorf, J. (2009). Transmission dynamics and economics of rabies control in dogs and humans in an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. *106*, 14996-15001.

Annexe 1

Estimation globale de population canine par région

Hughes et Macdonald, 2013

Annexe 1: Estimation globale des populations canines par région (les chiffres en italique sont les sommes des populations des pays utilisés pour calculer le ratio humain:chien régional)

Région	Pays	Source	Année de l'estimation	Population humaine pour l'année estimée ^a	Population canine estimée	Ratio humain: chien estimé	Population humaine projetée en 2012 ^a	Population canine projetée	Ratio humain:chien régional	Population humaine régionale projetée en 2012 ^a en millions	Population canine estimée actuelle (en millions)
Afrique	ND	Knobel et al.(2005)	1988–2003			12,3			12.3	1077.2	87.6
Asie	Asie, excluant la Chine	Knobel et al.(2005)	1988–2003			9.5	2,880,051,869	303,163,355			
	Chine	Pet World (2009)	2009			22.8	1,343,239,923	58,914,032			
							<i>4,223,291,792</i>	<i>362,077,386</i>	11.7	4223.3	361
Australie et Océanie	Australie	ACAC (2010)	2009	21,262,641	3,410,000	6.2	22,015,576	3,550,899			
	Nouvelle-Zélande	NZ MAF (2009)	2009	4,213,418	625,000	6.7	4,327,944	645,962			
							<i>26,343,520</i>	<i>4,196,861</i>	6.3	35.8	5.7
Europe	N/A	FEDIAF (2011)	2010	735,634,724	74,000,000	9.9			9.9	735.8	74.3
Amérique latine et Caraïbe	Argentine	Euromonitor International (2009)	2007	40,048,816	6,590,000	6.1	42,192,494	6,916,802			

	Bolivie	Suzuki et al. (2008)	2006			4.6	10,290,003	2,236,957		
	Brésil	Grisi (2002)	2002	181,417,591	27,000,000	6.7	205,716,890	30,704,013		
	Chili	Acosta-Jamett et al. (2010)	2005–2007			3.3	17,028,743	5,160,225		
	Colombie	Euromonitor International (2011c)	2011	44,725,543	4,105,800	10.9	45,239,079	4,150,374		
	Mexique	Flores-Ibarra and Estrella-Valenzuela (2004)	1997			4.3	114,975,406	26,738,467		
	Pérou	Moro et al. (2005)	2005			6.0	29,549,517	4,924,920		
	Venezuela	Euromonitor International (2011d)	2010	27,223,228	3,000,900	9.1	28,047,938	3,082,191		
							<i>493,040,070</i>	<i>83,913,949</i>	5.9	603
Amérique du Nord	USA	PFI (2011)	2010	308,282,000	65,947,000	4.7	313,847,465	66,776,056		
	Canada	Euromonitor International (2011b)	2010	33,760,000	5,003,600	6.7	34,300,083	5,119,415		
							<i>348,147,548</i>	<i>71,895,472</i>	4.8	348.3
Monde										7023.3
										703.3

^a: Données de population à la mi-année recueillies de US Census Bureau (2011)

