

L'Etude et la Conservation des Carnivores

Edité par
G. Chapron & F. Moutou

Préface de L. Boitani



Société Française pour l'Etude et la
Protection des Mammifères

L'Etude et la Conservation des Carnivores

Edité par G. Chapron & F. Moutou

Préface de L. Boitani

Société Française pour
l'Etude et la Protection des
Mammifères

Chapron, G. & Moutou, F. 2002. *L'étude et la conservation des carnivores*. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères. Paris. 167 p.

Ce volume correspond aux Actes du XXIII^{ème} Colloque Francophone de Mammalogie organisé les 23 & 24 Octobre 1999 à l'Ecole Nationale Vétérinaire d'Alfort.

Les éditeurs et la SFEPM ont fait en sorte que les textes soient relus attentivement, cependant l'exactitude et la véracité des données ne sont pas garanties. Le lecteur assume toute responsabilité en utilisant ces informations. Les éditeurs et la SFEPM ne pourront être tenus responsables si de quelconques dommages venaient à se produire suite à l'utilisation des informations publiées dans ce volume, qui ne reflètent pas nécessairement les positions de la SFEPM.

Les éditeurs remercient les conférenciers, les auteurs, les relecteurs, les traducteurs, le public du colloque, l'Ecole Nationale Vétérinaire d'Alfort, le Forum Faune Sauvage, ainsi que tous les membres de la SFEPM qui ont bien voulu accorder leur confiance pour organiser le colloque et réaliser ces Actes.

Mise en page : G. Chapron

Illustrations de couverture :

Recto : Léopard de l'Amour, Sibérie Orientale, Russie. © Tigris Foundation

Verso :

1. Panthère des neiges, Désert de Gobi, Mongolie. © McCarthy
2. Fromage Pé Descaous produit en zone à ours, Béarn, France. © Caussimont
3. Léopard de l'Amour, Sibérie Orientale, Russie. © Tigris Foundation

Copyright © 2002 by Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères.

Impression : Imprimerie LAUNAY – PARIS V^e

Achévé d'imprimer : Janvier 2002

Dépôt légal : 2002-11

ISBN : 2-905216-40-9

Tous droits de reproduction, de traduction et d'adaptation réservés pour tous pays.

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant aux termes des alinéas 2 et 3 de l'Article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective », et d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite ». (Alinéa 1^{er} de l'Article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, sans autorisation de l'éditeur ou du Centre Français d'Exploitation du Droit de Copie (3, rue Hautefeuille, 75006 Paris), constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les Articles 425 et suivants du Code Pénal.

L'étude et la conservation des carnivores

Préface

<i>L. Boitani</i>	ix
-------------------------	----

Introduction

<i>G. Chapron & F. Moutou</i>	xi
---	----

Partie I : Retour des prédateurs

Réflexions sur les conséquences du retour du loup (<i>Canis lupus</i>) en France <i>F. Moutou</i>	3
Le retour du loup (<i>Canis lupus</i>) dans les Alpes Françaises : méthodes de suivi et état des connaissances <i>T. Dahier, M. L. Poulle & B. Lequette</i>	10
Procédure de détection d'un loup (<i>Canis lupus</i>) dans les Pyrénées Orientales <i>O. Salvador</i>	15
Un bilan des réintroductions de carnivores en Europe <i>U. & C. Breitenmoser</i>	17
Expérience de réintroduction de la loutre d'Europe (<i>Lutra lutra</i>) en Alsace : un premier bilan après six mois de suivi <i>C. Muller & J. C. Renaud</i>	20
Le lynx boréal (<i>Lynx lynx</i>) en France : statut actuel et problèmes de gestion <i>P. Stahl, J. M. Vandel & P. Migot</i>	24

Partie II : Cohabiter avec les grands carnivores

L'ours (<i>Ursus arctos</i>) dans les Pyrénées béarnaises : vers une cohabitation avec l'homme <i>G. Caussimont</i>	30
Un aide berger associatif à la disposition d'éleveurs travaillant en présence du loup (<i>Canis lupus</i>) <i>F. Englebert</i>	33
Entre le troupeau et les prédateurs : le chien de protection <i>P. Wick</i>	35
Cohabitation homme – grands prédateurs en Espagne <i>V. Vignon</i>	41
Conservation de la panthère des neiges (<i>Uncia uncia</i>) avec les éleveurs de Mongolie <i>P. Allen, T. McCarthy & A. Bayarjargal</i>	47
Attitude des Tanzaniens vis à vis de leurs grands prédateurs <i>P. Gros & C. Mtema</i>	54
Assurer la survie du guépard (<i>Acinonyx jubatus</i>) en Namibie : l'action du Cheetah Conservation Fund <i>I. Saint-Marc Vittori</i>	55

Partie III : Recherches en écologie

Suivi et gestion des populations de renards (<i>Vulpes vulpes</i>) et autres carnivores : implications pour le contrôle des prédateurs <i>J. M. Lopez Martin & J. Ruiz Olmo</i>	64
Recherche d'un vaccin contraceptif spécifique du renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>) <i>Y. Verdier, M. Artois & F. Boue</i>	70
Facteurs influençant le succès de capture des petits carnivores : vers la mise au point d'un indice standardisé de piégeage ? <i>S. Ruetter, P. Stahl, M. Albaret & P. Migot</i>	71
Utilisation des données de piégeage comme indice d'abondance des carnivores : le cas du renard (<i>Vulpes vulpes</i>) <i>G. Paillat & M. Artois</i>	72
Socialité, territorialité et dispersion chez le blaireau européen (<i>Meles meles</i>) : état des connaissances, hypothèses et besoins de recherche <i>E. Do Linh San</i>	74
Dynamique des populations de virus, gestion sanitaire et conservation des carnivores <i>M. Artois, S. Rossi, E. Fromont, M. Langlais, J. M. Naulin & D. Pontier</i>	87
Infection par les rétrovirus chez le chat domestique (<i>Felis catus</i>) et le chat sauvage (<i>Felis silvestris</i>) <i>E. Fromont, M. Artois, P. Stahl & D. Pontier</i>	92
Les petits carnivores introduits <i>F. Léger</i>	96
Etude de l'expansion du loup (<i>Canis lupus</i>) en France : apport des méthodes non-invasives et des marqueurs moléculaires <i>N. Valière</i>	97

Partie IV : Conservation des espèces menacées

Ecologie et conservation de la loutre (<i>Lutra lutra</i>) et du vison d'Europe (<i>Mustela lutreola</i>) en milieu méditerranéen <i>J. Ruiz-Olmo, J. Jimenez, S. Palazon & J. M. Lopez Martin</i>	104
Statut de la loutre d'Europe (<i>Lutra lutra</i>) et contamination des poissons par les PCBs <i>L. Lafontaine & L. F. De Castro</i>	113
Plan de restauration de la loutre (<i>Lutra lutra</i>) en France <i>R. Rosoux</i>	120
Etude préliminaire du statut de la loutre géante du Brésil (<i>Pteronura brasiliensis</i>) en Guyane Française <i>H. Jacques, C. Pelsy & B. de Thoisy</i>	122
Déclin des populations de putois (<i>Mustela putorius</i>) en région Rhône-Alpes <i>P. Athanaze</i>	126
Le lynx pardelle (<i>Lynx pardinus</i>) au Portugal : diverses approches dans un scénario de pré-extinction <i>C. Bessa-Gomes, M. Fernandes, P. Abreu, L. Castro, H. Ceia, B. Pinto & A. E. Pires</i>	128
Statut et conservation de la panthère de l'Amour (<i>Panthera pardus orientalis</i>) <i>C. Pelsy & M. Hötte</i>	136
Etude préliminaire du statut du guépard du Sahara (<i>Acinonyx jubatus</i>), Adrar des Iforas, Mali <i>A. M. Drieux-Dumont</i>	139
Collections, phylogénies et conservation : l'exemple du genre <i>Genetta</i> au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris <i>P. Gaubert, G. Veron & M. Tranier</i>	140
Le phoque veau-marin <i>Phoca vitulina vitulina</i> (Linnaeus 1758) sur les côtes de France de 1989 à 1999 <i>P. Thiery, J. F. Eilder, A. Lastavel, J. Karpouzopoulos & A. William</i>	142

Annexes

Sites internet	148
Livres pour en savoir plus	153
Résumés en anglais – Abstracts	156
Résumés en espagnol – Resumens	161

Le rêve du jaguar

*Sous les noirs acajous, les lianes en fleur,
Dans l'air lourd, immobile et saturé de mouches,
Pendent, et, s'enroulant en bas parmi les souches,
Bercent le perroquet splendide et querelleur,
L'araignée au dos jaune et les singes farouches.
C'est là que le tueur de bœufs et de chevaux,
Le long des vieux troncs morts à l'écorce moussue,
Sinistre et fatigué, revient à pas égaux.
Il va, frottant ses reins musculeux qu'il bossue ;
Et, du mufle béant par la soif alourdi,
Un souffle rauque et bref, d'une brusque secousse,
Trouble les grands lézards, chauds des feux de midi,
Dont la fuite étincelle à travers l'herbe rousse.
En un creux du bois sombre interdit au soleil
Il s'affaisse, allongé sur quelque roche plate ;
D'un large coup de langue il se lustre la patte ;
Il cligne ses yeux d'or hébétés de sommeil ;
Et, dans l'illusion de ses forces inertes,
Faisant mouvoir sa queue et frissonner ses flancs,
Il rêve qu'au milieu des plantations vertes,
Il enfonce d'un bond ses ongles ruisselants
Dans la chair des taureaux effarés et beuglants.*

Poèmes Barbares, Charles-Marie Leconte de Lisle (1818-1894)

Préface

Luigi Boitani ^{1*}

¹ Département de Biologie Animale et de l'Homme, Université de Rome "La Sapienza", Viale Università 32, 00185 Rome, Italie

* M : l.boitani@pan.bio.uniroma1.it

Les carnivores ont toujours eu une signification particulière pour toutes les cultures humaines. Les rapports les plus divers se sont instaurés entre l'homme et les carnivores, en fonction des connaissances et les moments historiques. Les grands carnivores, en particulier, ont eu un rôle important, de symbole positif de « Totem » à respecter et à suivre, à celui négatif d'une nature hostile et dangereuse. Suivant les différentes sociétés humaines, l'homme a vu dans les carnivores des exemples à imiter ou des ennemis à combattre jusqu'au dernier individu. Du fait de cette forte charge symbolique des carnivores, les rapports avec l'homme ont été souvent marqués d'une forte composante de préjugés, légendes, mythes et interprétations qui ont peu à voir avec la réalité biologique des espèces animales. Si ceci était acceptable lorsque la connaissance du monde naturel était transmise par des textes imprécis ou erronés, cela n'est certainement plus le cas de nos jours où nous avons à disposition des instruments et des moyens qui devraient nous permettre de dépasser avec facilité les barrières de la connaissance biologique sur les espèces animales.

Pourtant ce n'est pas le cas. Les carnivores restent encore très peu connus. A peu d'exceptions près, une grande partie des espèces, même les plus grandes, est souvent méconnue par la science et nous devons affronter leur gestion sur la base d'informations fragmentaires ou de simples anecdotes. Ceci est encore plus vrai en Europe qu'en Amérique du Nord et malheureusement les conclusions des recherches américaines ne sont pas directement utilisables en Europe. Ainsi le loup (*Canis lupus*), espèce peut-être parmi les plus étudiées dans le monde entier, a une flexibilité écologique telle que les résultats obtenus par étude sur un site donné peuvent ne pas être valables sur d'autres sites. Les carnivores les plus petits sont de leur côté largement oubliés, non pas par les biologistes qui seraient pourtant intéressés à leurs études, mais plutôt par les bailleurs de fonds qui préfèrent financer les recherches appliquées sur des espèces ayant un intérêt direct pour l'homme.

Avec ces embryons de connaissance, affronter la gestion des carnivores est une entreprise difficile : des données imprécises sont utilisées pour des interventions qui pourraient avoir des conséquences irréversibles sur l'état des populations animales. L'Europe se trouve devant certains choix décisifs pour le destin de certains carnivores comme le lynx (*Lynx lynx*), l'ours (*Ursus arctos*) et le loup. Nonobstant la protection garantie par la Directive Habitats et par diverses législations nationales, ces espèces ne sont pas protégées de façon à permettre la survie de populations viables dans leurs aires de répartition naturelles. Mais le défi le plus difficile se pose peut-être avec la gestion de l'actuel phénomène d'expansion de certaines espèces comme le loup et le lynx. Après des siècles de persécution et d'images négatives, l'opinion publique est maintenant en faveur du loup et le changement des conditions écologiques

et socio-économiques de nombreuses régions européennes a permis une lente mais stable récupération des populations de loups sur une large partie de son aire de répartition européenne. Beaucoup de contributions de ce volume sont dédiées au retour du loup et aux problèmes qu'il implique. Pourtant nous sommes encore très loin d'une situation stable de cohabitation entre homme et loup. Le débat sur la gestion du loup devrait être basé surtout sur des données et des faits. La solution devrait être trouvée avec la logique et la rationalité, alors qu'on assiste à une confrontation constamment entretenue par des éléments passionnels et émotifs. Dans ce climat, les positions deviennent extrêmes et les solutions s'éloignent. Le fait que la cohabitation entre homme et loup soit possible est démontrée par la présence de loups, troupeaux et touristes en Italie, Espagne, Portugal, Grèce et beaucoup d'autres pays d'Europe orientale, mais la solution d'un de ces pays n'est pas nécessairement la solution pour tous les autres. Le seul élément commun semble, au-delà de la biologie, des émotions et aussi de la logique, être la disponibilité au compromis à trouver une voie intermédiaire entre les exigences de deux factions opposées, celles des protectionnistes et celle des éleveurs. La voie du compromis passe par quelques renoncements des deux parties et ceci signifie devoir tolérer que quelques têtes de bétail soient tuées (et compensées par toute la communauté nationale) et tolérer qu'un certain nombre de loups soit éliminé en conformité avec la loi dans les zones où la présence de ce prédateur mènerait à des dommages trop onéreux. Mais à la base de toutes ces opérations de compromis doit veiller un sain principe de biologie de la conservation qui pose comme objectif non négociable la persistance d'une population viable de loups partout où il y a un habitat naturel adéquat. Cet objectif est posé de manière non équivoque dans la plupart des opinions publiques européennes et est inscrit dans la Directive Habitats. Sur ce point il ne peut y avoir de compromis.

Des problèmes similaires existent pour la conservation du lynx, de l'ours et pour d'autres carnivores. Notre rôle à nous les biologistes est double: en tant que chercheurs nous avons le devoir de fournir les meilleures données scientifiques possibles pour informer et diriger le débat politique ou sur la gestion, en tant que citoyens nous avons le droit d'exprimer notre opinion sur les choix de gestion

Les contributions de ce volume touchent les deux aspects et constituent un excellent exemple de base cognitive pour poursuivre la recherche d'une solution durable de coexistence entre hommes et carnivores. Je souhaite que le monde de la conservation ainsi que celui de la politique sachent en faire une bonne utilisation.

Introduction

Les prochaines générations seront vraiment affligées du fait que ce siècle a fait preuve de si peu de prévoyance, de compassion et qu'il a manqué de générosité d'esprit au point de chercher à éliminer l'un des plus beaux animaux que la terre ait jamais porté.

George Schaller, à propos du tigre.

Directeur Scientifique, Wildlife Conservation Society, N.Y., USA

Les carnivores suscitent un intérêt considérable aussi bien au sein du grand public que de la communauté scientifique et des acteurs de la conservation (Gittleman *et al.* 2001). Les espèces les plus grandes en particulier sont fréquemment mises en valeur en tant qu'espèces indicatrices, parapluies, clefs de voûte ou charismatiques. La validité scientifique de cette mise en valeur reste toutefois encore largement discutée (Linnell *et al.* 2000). La difficulté à estimer les populations de ces espèces et leur capacité à occuper des habitats dégradés font que leur importance écologique en conservation des écosystèmes reste débattue. Les conflits entre l'élevage et les grands prédateurs limitent aussi leur rôle de symbole de la conservation auprès de certaines populations. Ces conflits sont, avec la destruction et la fragmentation de l'habitat, les plus grandes menaces auxquelles les carnivores doivent faire face. La conservation des carnivores nécessite une approche pragmatique et non passionnelle devant conduire à ce que des populations viables soient maintenues, tout en autorisant des destructions sélectives d'individus. Dans ce contexte, le rôle des scientifiques est de développer les outils permettant la sauvegarde de ces espèces : des programmes de conservation efficaces doivent être basés sur des recherches solides (Quigley *in* Seidensticker *et al.* 1999). De nombreuses avancées sont apparues ces dix dernières années dans ce domaine et ce volume présente au lecteur francophone quelques aspects de l'état actuel de nos connaissances. Cependant, il n'a pas vocation à se résumer à une série de résultats scientifiques. Au contraire, son message principal est qu'un soutien fort à la conservation de la faune menacée ne sera acquis que lorsque les citoyens seront convaincus que ces efforts de conservation laissent entrevoir une vie matérielle, émotionnelle et spirituelle plus enrichissante pour eux-mêmes, leurs familles et leurs communautés (Kellert *et al.* 1996). Le problème de la conservation des carnivores est en fait un problème de valeur : comment faire en sorte qu'un prédateur vivant soit préférable à un prédateur mort (Seidensticker 1997) ? Par ailleurs, les « conservationnistes » doivent être particulièrement conscients que le succès de leurs efforts dépend au final de l'attitude des populations vivant au quotidien et à proximité des prédateurs. Ce sont elles qui payent le prix le plus élevé et qui doivent être convaincues que la présence de prédateurs est écologiquement, esthétiquement et éthiquement irremplaçable (Leopold 1995). A ce jour quatre espèces de carnivores contemporains se sont définitivement éteintes (loup des Iles Falklands *Dusicyon australis*, raton laveur de la Barbade *Procyon glomeralleni*, vison marin *Mustela macrodon* et phoque moine des Caraïbes *Monachus tropicalis*) et 166 autres espèces ou sous-espèces sont gravement menacées d'extinction (IUCN 2000). Leur sauvegarde nécessitera des efforts longs et difficiles. Les acteurs de la conservation devront garder en mémoire qu'on ne peut jamais considérer une espèce comme sauvée. Au contraire, on ne peut qu'éviter de la perdre définitivement.

Guillaume Chapron ¹ & François Moutou ²

Références

- Gittleman, J. L. ; S. Funk ; D. W. Macdonald & R. K. Wayne. 2001. Why "carnivore conservation" ? In Gittleman, J. L. ; S. Funk ; D. W. Macdonald & R. K. Wayne (Eds.) *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press. p. 1-7
- IUCN. 2000. Red List of Threatened Species. IUCN. Gland. Switzerland
- Kellert, S. R.; Black, M.; Rush, C. R. & Bath, A. J. 1996. Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology* 10: 977-990.
- Leopold, A. 1995. *Almanach d'un Comté des Sables*, Aubier, Paris, 290p.
- Linnell, J.D.C.; Swenson, J.E.; & Andersen, R. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity & Conservation* 9 (7): 857-868.
- Seidensticker, J. 1997. Saving the tiger. *Wildlife Society Bulletin* 25 (1): 6-17
- Seidensticker, J. ; S. Christie & P. Jackson. 1999. Preface. In. Seidensticker, J.; S. Christie & P. Jackson. (Eds.) *Riding the Tiger: tiger conservation in human dominated landscape*. Cambridge University Press. p. xv-xix

¹ gchapron@carnivoreconservation.org

² f.moutou@alfort.afssa.fr

Partie I

Retour des Prédateurs

Réflexions sur les conséquences du retour du loup en France

François Moutou ^{1,2,*}

¹ Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA Alfort), BP 67, 22 rue Pierre Curie, 94703 Maisons-Alfort Cedex

² Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Service du Patrimoine Naturel, Muséum National d'Histoire Naturelle, 57 rue Cuvier, 75231 Paris Cedex 05

* M : f.moutou@alfort.afssa.fr

Le retour naturel du loup en France représente un phénomène biologique extrêmement intéressant à suivre. Parallèlement, les questions économiques et sociales soulevées montrent que les enjeux dépassent nettement le seul cadre de la recolonisation de son ancien territoire par une espèce récemment disparue de la faune française indigène. A partir d'un certain nombre d'éléments nationaux connus, venant autant de l'économie de la filière ovine que du statut actuel des ongulés sauvages, les conséquences réelles ou perçues du retour du loup en France sont présentées. Le choix définitif de son maintien parmi nous est éthique, ou politique, car les données quantifiables ne montrent aucune impossibilité générale à sa présence, même si localement un certain nombre d'ajustements seront, et sont déjà, nécessaires.

Introduction

Le loup (*Canis lupus*) est un carnivore de la famille des canidés. Grâce à de bonnes qualités d'adaptation, il occupe une grande partie de l'hémisphère nord mais est totalement absent en Amérique du Sud, en Afrique et en Australie. Sur une aire si vaste, il n'est pas surprenant d'apprendre que plusieurs sous-espèces ont été décrites, même si leur nombre exact reste un sujet de discussion (Harrington & Paquet 1982, Paradiso & Nowak 1982).

En Amérique du Nord, il était présent des rivages de l'océan arctique au Mexique. Toute l'Europe est, ou a été, habitée, et le nord de la péninsule indienne limite sa répartition vers l'Asie du Sud-Est (Mech 1970, Wilson & Reeder 1993). Ces dernières décennies ont cependant vu ses populations se réduire en densité et disparaître de vastes régions, essentiellement du fait de l'homme. L'exemple de la France correspond à ce qui a pu se passer également dans les pays proches d'Europe occidentale mais aussi aux Etats-Unis ou même au Japon. Le retour naturel ou aidé par l'homme de l'espèce dans divers pays du monde, lié à un contexte écologique et économique nouveau, représente un phénomène relativement unique et extrêmement intéressant à suivre pour ses diverses implications (Mech 1995, Mech 1996). En France, l'historique de la disparition du loup a pu être établie avec beaucoup de détails par Beaufort (1987 & 1990). Le processus de lutte, voire de destruction du loup, est anciennement engagé, puisqu'il remonte au moins du Moyen-Age et que les premières actions collectives datent de Charlemagne. Pourtant, ce n'est vraiment qu'au XIX^e siècle que la régression de l'espèce tourne à l'extermination. L'apparition d'un poison comme la strychnine achève cette longue histoire et le loup s'éteint en France un peu avant 1940. Depuis, des observations et des captures d'animaux erratiques ont eu lieu de temps en temps, sans que leurs origines ne soient réellement élucidées. Cette saga du loup en France fait l'objet d'études

(Carbone 1999). Pourtant, toutes proportions gardées, il est peut-être plus simple d'expliquer le « comment » de la disparition du loup que le « pourquoi ». L'histoire de l'espèce en France (Bernard 1981), dans le monde (Lopez 1995) ou les récits plus anciens (Davies 1875, réédition française de 1985) n'expliquent pas tout (Carbone 1999), et des pays proches comme l'Espagne et l'Italie, ont conservé des populations lupines (Grande Del Brio 1991, Vignon 1994, Lorenzini & Fico 1995). Il est donc probable que ce « pourquoi » associe des motivations très diverses : culturelles, sociales, économiques ou celles dites traditionnelles. Un demi-siècle plus tard quand, pendant l'hiver 1992-1993, des loups sont observés dans le Parc National du Mercantour, Alpes-Maritimes, on va vite réaliser que l'image du prédateur nuisible et dangereux est encore présente et n'est pas le moins du monde démodée. Pourtant, la situation des loups en Espagne et en Italie, bien étudiée maintenant et où les effectifs regagnent en nombre et en répartition, laissait bien supposer un éventuel retour naturel en France avant la fin du XX^e siècle. Malheureusement aucune concertation, information ou préparation n'a eu lieu avec les populations locales, ni du côté des Pyrénées, ni du côté des Alpes. Le retour du loup était si mal anticipé qu'il a fallu, en juillet 1993, modifier l'arrêté ministériel fixant la liste des mammifères protégés, c'est à dire quelques mois après l'arrivée de l'animal (arrêté ministériel du 22 juillet 1993, paru au Journal Officiel le 11 septembre 1993), ne serait-ce que pour mettre la législation française en conformité avec les textes européens (Convention de Berne et Directive Habitats). En 1999, une trentaine de loups semble être présente en France, avec trois ou quatre meutes fixées dans les Alpes-Maritimes (Parc National du Mercantour), une dans le massif du Queyras et quelques individus en phase exploratoire plus au nord (Poulle *et al.* 1999). La situation n'a pas considérablement évolué en 2000. En 1999, on a confirmé la présence d'un loup au moins dans les Pyrénées Orientales (Salvador ce volume). Pour reprendre l'esprit de certains des textes européens et pour organiser notre réflexion dans cette présentation, on pourrait introduire les problèmes potentiels posés par le retour du loup en trois points, ou trois risques : la sécurité des personnes, les conséquences économiques et l'impact écologique (Delibes 1990, Corsi *et al.* 1998). Ils ont en commun de pouvoir être quantifiés. Pourtant, la discussion à venir se place à un autre niveau et aborde ce que l'on pourrait appeler le risque social, c'est-à-dire l'idée que chacun peut se faire du retour du loup, ou encore le risque perçu par rapport au risque réel (Moutou 1998). Si les problèmes n'étaient que rationnels et quantifiables, la présence du loup dans quelques régions de France, pays riche, organisé et au niveau d'analphabétisation heureusement très bas, n'intéresserait

qu'un petit nombre de biologistes. Le développement qui suit montre simplement que ce n'est pas le cas.

Le problème de la sécurité

Même si aujourd'hui les raisons évoquées pour justifier la destruction de loups s'appuient rarement sur la seule question de la sécurité des personnes, il est intéressant de noter la différence de perception de ce risque entre l'Europe et l'Amérique du Nord, où le seul cas documenté d'agression d'un homme par un loup a été décrit en 1947 et pourrait être le fait d'un loup enragé (Paradiso & Nowak 1982). Inversement, les mêmes auteurs citent le chiffre de 3000 attaques mortelles en Europe pour ces 500 dernières années, et, pour la France, Beaufort (1990) mentionne 638 attaques, toutes périodes confondues, pour lesquelles 1/3 serait le fait de loups enragés. Il faut dire que, la « conquête » du Nouveau Monde se faisant de manière relativement brutale, la grande faune disparaissait rapidement de vastes espaces. Au milieu de notre siècle, le loup avait, par exemple, disparu des 48 états des Etats-Unis situés au sud du Canada. Il est évidemment très difficile d'interpréter ces données. Les contextes humains, démographiques, politiques, économiques et sociaux sont vraiment différents, sans même parler du contexte écologique. Les témoignages anciens peuvent être délicats à vérifier et certaines personnes pouvaient avoir intérêt à signaler une attaque de loup ou à accuser l'espèce. On peut néanmoins remarquer que les pays, européens en particulier, qui possèdent actuellement des loups, n'évoquent pas le problème de la sécurité des personnes comme un des soucis majeurs liés à la présence de l'espèce. En revanche, on peut rappeler que l'estimation du nombre annuel de morsures de chiens sur des humains est de 200 000 en France (Vallée 1998) et de 3 millions aux Etats-Unis (Source : association « Defenders of Wildlife », Washington, USA). Un ouvrage récent mentionne une trentaine de morts humaines annuelles en France qui seraient dues aux chiens (Combes & Guitton 1999). Ce dernier chiffre serait sans doute à vérifier, mais il est clair que l'on parle comparativement peu de ce risque. Le cas des chiens sera repris au paragraphe suivant, à propos de leur impact économique sur l'élevage ovin.

Le problème économique

Les attaques de loups sur les troupeaux de moutons et plus généralement sur le bétail domestique, constituent une des sources de conflit les plus anciennes (Meriggi & Lovari 1996, Linnell *et al.* 1996). Pour les apprécier correctement, au sens comptable, il importe aussi de bien connaître la filière ovine et son organisation car les moutons représentent l'espèce la plus touchée. Cet exercice nécessite cependant un préalable. La présence du loup en France reste, et restera probablement toujours, localisée. Les problèmes sont donc liés aux zones où il s'est réinstallé, qu'elles soient de montagne ou non. Inversement, le statut du loup et la protection de l'espèce correspondent à une démarche et à un cadre nationaux. Il faut donc pouvoir, ici aussi, « penser globalement pour agir localement », adapter le discours aux réalités des vallées et

des régions, tout en gardant une stratégie nationale. C'est au moins de cette façon que les arguments exposés ici doivent être compris. La France compte environ 10 millions d'ovins pour quelques 112.000 cheptels, mais les chiffres sont nettement à la baisse. L'essentiel est regroupé à l'est d'une ligne reliant l'extrémité ouest de la chaîne pyrénéenne au nord du massif du Jura. Sont donc englobés toutes les Pyrénées, le Massif Central, les Alpes et le Jura. On peut trouver le détail de cette répartition auprès du service des statistiques du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (MAP).

Le contexte sanitaire

Au printemps 1997, les éleveurs de moutons du département des Alpes-Maritimes ont annoncé que les loups, de 1992 à 1997, avaient tué, directement ou indirectement, 2.000 brebis. Il est intéressant de rappeler à ce propos que le chiffre correspondant aux abattages de moutons reconnus brucelliques ou considérés comme contaminés (brucellose ovine) pour la seule année 1997 est de 13.567 pour l'ensemble de la France dont 8.900 (65,6%) pour les 6 départements de la région Provence - Alpes - Côte d'Azur (Source : Direction Générale de l'Alimentation, MAP, Paris). Le tableau I donne les chiffres et les fluctuations pour les 7 dernières années, en identifiant la région PACA et les départements pyrénéens.

Comme le bilan financier annuel de la lutte contre la brucellose ovine est de l'ordre de 40 millions de francs français (43,5 millions en 1996, 41,7 en 1997 et 37,6 millions en 1998, les trois dernières années disponibles fin 2000), tout progrès dans ce domaine ferait faire des économies à l'ensemble de la communauté. On peut aussi rappeler que la brucellose ovine à *Brucella melitensis* est une zoonose, c'est-à-dire une maladie susceptible de se transmettre à l'homme. La campagne d'éradication a donc un double but, économique et médical.

La brucellose n'est qu'une des maladies des élevages ovins. Il y a encore la fièvre aphteuse, la chlamydie, les salmonelloses, la tremblante, l'agalactie contagieuse, les troubles métaboliques et les divers accidents. Dans le cas de l'agalactie contagieuse ovine, maladie causée par un mycoplasme, on peut rappeler un épisode récent (1993), survenu dans les Pyrénées-Atlantiques, en vallée d'Ossau. Apparemment, un éleveur achète une nouvelle brebis avant la montée en estive, et ne fait pas de démarche particulière préventive. L'agalactie se développe pendant l'été. Il faut abattre, pour une erreur d'appréciation initiale, 4500 brebis, soit 26 troupeaux (Van De Wiele 1995). Bien que cet incident ait eu comme cadre les Pyrénées, et non les Alpes, il est extrêmement démonstratif de la différence d'importance accordée par certains aux prédateurs par rapport aux maladies, qui coûtent beaucoup plus cher et qui peuvent parfois se transmettre à l'homme. Il est souvent plus facile d'accuser les prédateurs que de se remettre en cause. Il faut ajouter que la vallée d'Ossau héberge, encore, un ou deux ours. Or l'écho que l'épisode rappelé ci-dessus a eu dans la presse en particulier, est sans commune mesure avec les conséquences médiatiques des quelques attaques d'ours sur les troupeaux ...

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Abattages totaux	33.747	22.664	23.325	17.617	19.556	13.567	7.434
(1) Région PACA	18.154	10.072	15.334	9.119	7.187	8.900	5.998
Part de PACA dans le total	53,8	44,4	65,7	51,8	36,8	65,6	80,7
(2) Pyrénées	5.090	5.204	4.489	4.302	2.576	2.815	174
Coût (millions de francs)	35,0	49,9	43,4	40,0	43,5	41,7	37,6

Tableau I : Evolution des abattages de moutons pour cause de brucellose ovine, en France, (1) dans la région Provence Alpes Côte d'Azur (PACA, départements 04, 05, 06, 13, 83, 84), pourcentage des effectifs correspondants dans cette région par rapport au total national, et (2) dans les départements pyrénéens (09, 31, 64, 65, 66) de 1992 à 1998. Le coût correspond au chiffre national annuel. L'essentiel des moyens mis en œuvre l'a été dans le courant des années 1990, ce qui explique l'augmentation apparente de l'incidence et des abattages par rapport aux années 1980 (non figurées ici). On remarque l'évolution favorable des chiffres et l'importance de la région PACA dans l'incidence annuelle de la maladie. Les chiffres restent néanmoins supérieurs aux pertes attribuées aux loups. (Source : Direction Générale de l'Alimentation, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche)

Les primes

Les dépenses liées à l'élevage ovin sont importantes et le système des primes (prime à l'herbe, prime compensatrice ovine, indemnité compensatrice de handicap naturel) vient compliquer le système. De nombreuses données proviennent du Bulletin d'Information du Ministère de l'Agriculture (BIMA) et représentent donc des références officielles. En France, la production et la consommation de viande ovine baissent depuis des années (Gary 1998b). Au début de l'année 1998, le mouvement à la baisse du cours de l'agneau français a été même spectaculaire. L'évolution du marché est liée aux soubresauts de la filière ovine du Royaume-Uni ou aux importations de carcasses d'agneaux, congelées ou réfrigérées, de Nouvelle-Zélande, nettement plus qu'à la présence, ou non, de loups dans les Alpes. C'est donc pour aider les éleveurs que le gouvernement et l'Union Européenne distribuent des primes, comme la prime compensatrice ovine (1 042 millions de francs en 1994 auxquels s'ajoutent 259 millions de Francs au titre de complément monde rural, source : BIMA n° 1445 - 1446 - 1447, 1^{er} février 1996). On peut encore rappeler que 85% du cheptel ovin français bénéficie de l'indemnité compensatrice de handicap naturel (BIMA n° 1451, 7 mai 1996). En toute logique, lorsque l'on cherche à chiffrer le coût des attaques de prédateurs sur les troupeaux, il faudrait déduire des estimations obtenues le montant des primes que ces mêmes troupeaux auraient reçues durant l'année correspondante ou, au moins, en tenir compte. Ces quelques données ne sont présentées que pour confirmer que l'impact économique du loup est bien secondaire par rapport à l'application de la politique agricole commune (PAC) à la filière ovine française, même si cette PAC évolue, à l'horizon de l'an 2000, vers une baisse des primes et un soutien plus direct de la production (Gary 1998a). Inversement, cette approche macroéconomique ne prétend pas sous-estimer les coûts individuels microéconomiques, au niveau d'une exploitation, et les investissements nécessaires pour une bonne prévention locale. On retrouve aussi cette approche économique jusqu'aux Etats-Unis, même si les échelles n'y sont plus tout à fait les mêmes (Mech 1998).

Les chiens

Toujours dans le domaine économique, on peut rappeler que certains estiment à 500.000 par an le nombre de moutons tués tous les ans, en France, par des chiens, soit 5% du cheptel environ (Wick 1998). Ce chiffre est difficile à vérifier, car personne ne cherche vraiment à le connaître. Des tentatives d'enquêtes auprès des professionnels ou des assurances agricoles n'ont pas abouti. Il s'agit donc d'estimations. Pourtant, on peut rappeler que des organismes comme l'INRA ou l'AFSSA utilisent le chiffre de 2% de mortalité annuelle des ovins adultes, toutes causes confondues, dans leurs études démographiques, sanitaires ou économiques, ce qui correspond à environ 200 000 animaux, représente un minimum et ne tient pas compte de la mortalité néonatale. Les chiens responsables de ces attaques sont le plus souvent des animaux de compagnie, mais qui font une fugue, car il n'existe probablement pas de chiens errants vivant totalement libres en France (voir le prochain fascicule de *l'Encyclopédie des Carnivores de France*, SFEPM, à paraître en 2001). Cette question est vraiment ignorée. Même la presse ne la rapporte pas ou très partiellement. D'un côté, le grand quotidien vespéral *Le Monde* du 31 août 1996 consacrait neuf lignes à l'attaque par l'ourse Melba, (relâchée au mois de juin précédent de sa Slovénie natale dans les Pyrénées), sur une brebis, - la neuvième qu'aurait tuée cette ourse en trois mois. De l'autre le même journal dans son édition des 18-19 août 1996 mentionnait en huit lignes la mort d'environ 150 moutons tués par deux chiens lors d'une seule attaque, en région Ile-de-France. L'information était publiée essentiellement car le propriétaire des deux chiens était une personnalité politique locale, pas pour l'impact économique. On perçoit, dans ces conditions, que l'image des prédateurs reste peu objective. On retrouve le même schéma dans les pays proches (Ciucci & Boitani 1998).

Les indemnités

Sans entrer dans trop de détail, il est possible d'évoquer rapidement le montant des indemnités versées aux éleveurs en cas d'attaque de loup confirmée. Les compensations varient de 550 francs français pour un agneau, à 3200 francs pour un bélier à forte valeur génétique. Il s'y ajoute 5 francs par brebis (plafonné à 300 têtes, et si des systèmes

de protection sont organisés) pour dédommager le stress et le dérangement causés par l'attaque du troupeau. Ces montants ont été calculés afin d'encourager les éleveurs à déclarer les attaques, mais aussi pour les inciter à prendre des mesures préventives (Dahier & Lequette 1997).

Bilan

Il ressort des éléments qui viennent d'être rapportés que la filière ovine doit faire face à des priorités autrement plus importantes que la présence du loup. Il serait donc regrettable et mal venu de cacher ces urgences derrière le loup et les grands prédateurs en général. Le contribuable pourrait ne pas comprendre. Les chiffres concernant le tonnage des importations de viande ovine depuis la Nouvelle-Zélande et l'Australie, pays indemnes de tremblante, représentent une menace autrement plus sérieuse pour la production française, et européenne. La présence ou l'absence du loup ne changera rien à cette mondialisation des marchés agricoles (Noblet 2000). Le débat devrait se situer sur un autre plan, car il n'est pas question non plus de nier le fait que la présence du loup, là où il est revenu, impose de nouvelles contraintes, comme nous en discuterons dans la conclusion. Inversement, la présence du loup dans une région représente un atout touristique indéniable et de nature à assurer un certain développement économique autour de l'image d'une nature riche et diversifiée. Alors que les consommateurs recherchent des produits sains et naturels, il est paradoxal de vouloir éliminer une espèce qui démontre la richesse réelle de l'environnement de ces élevages. La biodiversité est un tout, on ne peut y choisir les espèces que l'on veut y voir. Qui plus est, d'un simple point de vue biogéographique, le loup est plus naturel en France que le mouton (*voir infra*). Cette image positive d'une nature diversifiée pourrait également devenir un label commercial pour la filière ovine. Il est clair que toutes les possibilités dans ce domaine n'ont pas encore été explorées. Par exemple, puisque l'élevage ovin du sud des Alpes est destiné surtout à la production de viande, une appellation comme « agneau du Mercantour » pourrait avoir une réalité économique.

Le problème écologique

Impact du loup

Le loup étant un prédateur, il exerce un impact certain sur ses proies, à savoir les ongulés sauvages (dans le sud des Alpes : mouflons (*Ovis ammon*), chamois (*Rupicapra rupicapra*), cerfs (*Cervus elaphus*) et chevreuils (*Capreolus capreolus*)). Il est vrai qu'il peut consommer à l'occasion des proies plus petites, voire quelques végétaux. Il n'en demeure pas moins que ceux-ci restent secondaires par rapport aux ongulés. Chaque espèce correspond à une situation particulière et les références dans ce domaine ne manquent pas. Nous les limiterons ici aux pays proches du nôtre (Okarma 1995, Poulle 1995, Vignon 1995a, Vignon 1995b, Vignon 1997, Dahier & Lequette 1997). Le cas du mouflon est un peu étonnant. Cette espèce a été introduite, il y a seulement quelques décennies, dans le parc national du Mercantour, à partir de mouflons de Corse, croisés avec des moutons (Cugnasse 1997). Peu adaptée au milieu,

l'espèce n'était pas non plus très appréciée par les chasseurs locaux. Originaire des montagnes sèches du Moyen-Orient, le mouflon supporte des climats extrêmes (chauds et froids), mais pas humides. La neige profonde représente un lourd handicap pour lui. On peut aussi se poser l'intérêt d'introduire une espèce allochtone dans un parc national français. Le fait que le mouflon subisse une prédation importante de la part du loup ne devrait donc pas poser trop de problèmes... Le chamois, nettement plus armé face à la montagne et aux intempéries, résiste beaucoup mieux au loup. A cela s'ajoute une meilleure gestion globale des prélèvements cynégétiques qui se traduit par une augmentation de la population nationale de cette espèce (Corti 1997), même si de vrais progrès restent encore à faire (Caratti 2000). Les chiffres sont encore plus parlants avec les cervidés. La population française de cerf est estimée à environ 70.000 animaux, avec cependant un large intervalle de confiance nécessaire autour de ce chiffre. En 1994, le tableau de chasse a été de 17.426 cerfs tués pour 24.820 autorisés et en 1997 de 23.857 tués pour environ 30.000 autorisés (Mouron & Boisaubert 1997). La différence ne sera pas compensée par les loups avant longtemps. Pour les chevreuils, la population est maintenant estimée à environ 1.500.000 têtes avant les naissances, avec un tableau de chasse en 1997 de 327.043 têtes pour 350.000 environ autorisés (Boisaubert & Mouron 1997). Pour la saison 1997-1998, le tableau est de 367.288 animaux, soit 8,5% de plus que pour la saison précédente et 7 fois plus (52 849) que pour la saison 1973-1974, soit 25 ans plus tôt (Boisaubert *et al.* 1999). A titre d'information, on estime à environ 20.000 le nombre des chevreuils tués annuellement sur les routes françaises. Là aussi, ces quelques données précisent l'idée que le loup ne peut être considéré comme une menace écologique en France. Il s'agit simplement d'admettre une gestion, peut-être un peu différente, des plans de chasse au grand gibier et d'accepter l'idée d'un partage de la ressource avec un carnivore canidé. Quant à son impact global sur la biodiversité locale, il faut probablement attendre encore un peu avant d'en savoir plus, mais des études intéressantes sur une espèce relativement proche comme le coyote (*Canis latrans*), en Californie, USA, montrent que sa présence est favorable au petit gibier par la compétition qu'il exerce sur les carnivores de plus petite taille. Là-bas, éliminer les coyotes entraîne la disparition de diverses espèces d'oiseaux (Crooks & Soule 1999).

Impact des moutons

La question peut sembler saugrenue, pourtant il faut se rappeler que les troupeaux domestiques sont d'arrivée « relativement » récente sur le territoire devenu la France, contrairement au loup qui fait partie de notre faune indigène ancienne. En effet, la domestication des mouflons en moutons date de 9.000 à 10.000 ans, et s'est produite au Moyen-Orient. Les troupeaux sont arrivés ensuite, sans que l'on sache exactement comment, soit de façon active, par déplacement migratoire, soit par diffusion dans un tissu humain apte à les recevoir. Ce qui reste cependant difficile de comprendre aujourd'hui, est la composition et la densité d'autrefois des ongulés sauvages dans les milieux devenus depuis les montagnes françaises. Les peuplements actuels n'en sont qu'un pâle reflet.

Inversement, on sait que les moutons, par leur action de pâturage, ne sont pas sans impact sur le milieu alpin. Une étude menée il y a quelques années dans l'enceinte même du Parc National du Mercantour l'avait montré sur l'entomofaune des pelouses alpines, en comparant la biomasse d'Orthoptères présents sur des pelouses pâturées ou non pâturées (Gueguen-Genest & Gueguen 1987), alors que ces mêmes peuplements d'Orthoptères du parc national sont justement connus pour leur richesse (Mossot 1999). Le pâturage abaisse la biomasse de criquets de façon très significative. Une autre étude s'intéresse à l'impact du pâturage ovin estival sur la démographie du tétras lyre (*Tetrao tetrix*) dans les Hautes-Alpes (Joulet *et al.* 1999). Les paramètres importants sont la précocité du pâturage, son intensité et sa durée. Là où les moutons arrivent tôt, leur impact s'ajoutant à d'autres, le succès de reproduction des tétras lyre diminue par rapport à celui de zones témoins. L'explication est liée à la pauvreté du sous-bois à myrtilles, nécessaire pour abriter et camoufler les oiseaux.

Bilan

Les études relatives à l'impact des prédateurs sur leurs proies ne manquent pas à travers le monde. Le retour ou le difficile maintien de quelques grands carnivores en France montrent pourtant que ces notions classiques d'écologie restent difficiles à faire admettre par certains, ce qui tend à prouver que les raisons de ces réticences ne sont probablement pas d'ordre scientifique, mais plutôt de nature culturelle.

Conclusion en forme de discussion. Un problème social ?

Risque réel et risque perçu

Les trois paragraphes précédents ont cherché à objectiver et à quantifier l'impact du loup, là où il est présent, sans jamais vouloir nier cet impact. Il paraît simplement cohérent de chercher à hiérarchiser les problèmes posés en fonction des autres difficultés présentes, car il est souvent irréaliste de prétendre tout résoudre en même temps, surtout quand les moyens ne sont pas illimités. En fait, selon la question envisagée, l'impact du loup est différent. L'élevage ovin représente la filière économique la plus directement concernée. Si le loup ne pose pas de problème global majeur de sécurité, d'écologie ni même vraiment d'économie, alors de quelle nature sont ceux que suscite la présence de cet animal ? On arrive ici à l'idée que chacun se donne (ou reçoit) du loup, au risque ressenti ou perçu et non plus au risque réel. Sont ici mélangées de nombreuses images et l'on passe très facilement à l'imaginaire, voire à l'irrationnel. La question ne se pose pas que dans notre seul pays, mais le ton dans les autres pays de l'arc alpin semble plus serein, comme le montre le dossier « Grands Prédateurs » publié dans le numéro 7 (Décembre 1999) du *Bulletin du Réseau Alpin des Espaces Protégés*.

Préventions

Il est certain que le loup et son image représentent un ensemble complexe et disparate. Le citadin ou le rural, l'éleveur ou le scientifique, le citoyen ou l'élu ne le ressentiront pas de la même façon. Cela n'explique pas tout. Il faut aussi prendre en compte l'idée que son arrivée, localement, change les habitudes des uns et des autres,

remet en cause certaines pratiques plus ou moins ancrées, mais parfois confortables et impose une gestion de l'espace et de l'élevage ovin différente. Pourtant, dans ce domaine comme dans beaucoup d'autres, la prévention, en combinant plusieurs outils, reste la meilleure parade (Linnell *et al.* 1996). Le gardiennage des troupeaux (bergers, chiens de protection), la surveillance plus rapprochée des animaux, une gestion optimale des alpages, qui pourraient aussi être ressentis comme une amélioration des conditions de travail et de sa qualité, sont mal perçus. Inversement, ces mêmes pratiques sont celles des bergers les plus âgés, et se traduisent effectivement par un nombre d'attaques très faible, voire nul. Il y a donc eu perte d'une certaine expérience face à la présence de grands carnivores. Une des difficultés est probablement liée à cette remise en cause de l'activité et des méthodes de travail de quelques-uns dans un contexte où ils ont été mal préparés. Quand, par exemple, les professionnels de la filière ovine admettent être intéressés par l'amélioration du niveau sanitaire de leurs élevages, mais ne souhaitent pas pour autant changer leurs habitudes, on découvre que le discours est contradictoire, ou mal exprimé (réunion filière ovine/CNEVA, Sophia Antipolis, Alpes-Maritimes, 29 novembre 1996).

Le risque nul n'existe pas

Pourtant, par rapport à ces diverses questions, il existe déjà quelques réponses possibles. Les contrats territoriaux d'exploitation (CTE) mis en place par la loi d'orientation agricole ont, parmi leurs objectifs, celui de stabiliser ou d'augmenter le nombre d'emplois au niveau agricole et d'encourager les pratiques en répondant aux attentes de la société. L'amélioration du bien-être animal fait partie du champ d'application de ces CTE. Or, assurer le gardiennage des troupeaux en alpage aurait le double avantage de créer des emplois et de mieux garantir les conditions de vie des animaux en montagne. Ces emplois entrant dans le champ d'application des CTE, entraînent une aide de l'Etat, après signature d'un contrat entre l'exploitant et le préfet du département. On peut en rapprocher le projet de modification de l'arrêté ministériel du 25 octobre 1982 relatif à l'élevage, la garde et la détention des animaux, pour transposer en droit national la directive 98/58/CE du Conseil du 20 juillet 1998 sur la protection des animaux de ferme. Le nouveau texte doit prendre en compte, quand cela est nécessaire et possible, la protection contre les intempéries, les prédateurs et les risques pour la santé des animaux élevés en plein air. Leur bien-être est clairement évoqué. Il faut reconnaître aussi que, là également, le risque zéro n'existe pas. Aucun système de prévention ne supprimera complètement le risque de perte, dans ce cas, comme dans le cas des chiens, des avalanches, des orages ou des maladies. Comme pour ces autres contraintes de l'élevage ovin extensif, le but est bien d'arriver à un seuil perçu comme supportable.

Risque politique ou enjeu éthique ?

Le suivi des dégâts aux troupeaux, pour leurs remboursements, en échange de la mise en place de mesures de protection définies, fait partie des mesures prises par l'administration pour résoudre localement les problèmes posés par le loup. Cela n'est peut-être pas la

seule stratégie possible car elle entretient l'aspect différent, particulier du loup. Si l'espèce était perçue comme une extension de la notion plus classique de handicap naturel et ressentie comme telle, avec une indemnité compensatrice, y aurait-il moins de difficulté ? A cela s'ajoute le fait que les réactions de certains responsables de la filière ovine, dans certains contextes, semblent disproportionnées par rapport à la réalité du problème, comparée à la lutte collective contre les maladies de l'élevage ou à la mondialisation des marchés, par exemple. Les maladies, les attaques de chien ou les fluctuations des cours de la viande ovine ressemblent à une fatalité alors que tout ce qui a trait au loup devient inacceptable. Il serait dommage que l'énergie développée contre la présence du loup se fasse au détriment des actions sanitaires, nettement plus chères pour la société. Comme justement, lors des réunions politiques autour de la loi d'orientation agricole, les responsables de la filière ovine n'évoquent que rarement le loup, ou les prédateurs en général, on peut en déduire que leur importance reste bien secondaire par rapport à d'autres réalités. Un rééquilibrage adapté aux vraies priorités doit aller de pair avec une prise en charge collective de l'impact du loup, mais dans un cadre consensuel. Il est intéressant de noter que les deux derniers rapports commandés par le gouvernement sur le loup ont évolué d'une approche plutôt universitaire (Dobremez 1996) à une approche plus intégrée (Bracque 1999). Le climat de discussion qui avait émergé au début de l'année 1999, s'est malheureusement assombri à l'automne, suite à la parution d'un rapport parlementaire d'information de très médiocre facture, écrit par deux députés. Le débat est parti du social vers le politique, dans le mauvais sens du terme.

Pourtant, le véritable enjeu du retour du loup n'apparaît pas comme sécuritaire, économique ou écologique. Il paraît d'ordre social. Au fond, il apparaît rapidement que cet enjeu est éthique. Dans un des pays les plus riches du monde comme la France, saurons-nous conserver et donner une place adaptée à cette espèce revenue naturellement sur notre sol ? Comment pourrions-nous justifier une réponse négative, si nous n'arrivons pas à surmonter la question sociale soulevée par ce retour ? Pour terminer, on peut se retourner vers Aldo Leopold, dont *L'Almanach d'un comté des sables* a été récemment traduit en français (1995). L'édition originale date de 1949. D'un côté il écrit, page 168 : «Seule la montagne a vécu assez longtemps pour écouter objectivement le hurlement du loup», de l'autre page 283 : «Examiner chaque question en termes de ce qui est éthiquement et esthétiquement juste autant qu'en termes de ce qui est économiquement avantageux». Là aussi, on est ressorti du quantifiable, mais cela est probablement nécessaire. En effet, dans la confrontation actuelle que certains entretiennent, « loup (grands carnivores)/pastoralisme », il est certainement important de quitter le seul domaine de l'économique car on en arriverait vite à une autre confrontation : mondialisation/pastoralisme, dans laquelle le dernier nommé aurait peut-être des difficultés fatales à affronter. Inversement le discours qui intègre le social, l'écologique, donc les carnivores, et la dimension humaine bien sûr, se rapproche justement de la position défendue par Aldo Leopold et nous apporte les meilleures clefs pour concilier

les divers intérêts et les divers points de vue de l'ensemble des acteurs concernés sur le long terme.

Mots-clés

Loup, *Canis lupus*, Alpes, pastoralisme ovine, risque

Références

- Beaufort, F. De. 1987. Le loup en France : éléments d'écologie historique, *Encyclopédie des Carnivores de France*, 1, Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Paris, 30p.
- Beaufort, F. De. 1990. Le concept de zoologie et d'écologie historiques, appliqué à une espèce disparue : le loup, *Canis lupus* L. 1758, en France, du XVIII^e au XX^e siècle, dans Bodson Liliane, ed., *L'Histoire des connaissances zoologiques et ses rapports avec la Zoologie, l'Archéologie, la Médecine vétérinaire, l'Ethnologie*. Journée d'étude, Université de Liège, 4 mars 1989. Université de Liège, Liège : 9-33.
- Bernard, D. 1981. *L'homme et le loup*, Berger-Levrault, Paris, 203p.
- Boisaubert, B. & Mouron, D. 1997. La situation du chevreuil en France, *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, 218 : 22-25.
- Boisaubert, B., Gaultier, P., Maillard D. & Gaillard J.-M. 1999. Evolution des populations de chevreuils en France, *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244 : 6-11.
- Bracque, P. 1999. *Rapport de mission interministérielle sur la cohabitation entre l'élevage et le loup*. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Inspection générale de l'Agriculture, Paris, 75p + annexes.
- Caratti, G. 2000. Entre loup, chamois et mouflons, *la Gazette de la Meute*, 22 : 26-27.
- Carbone, G. 1999. Loup perdu, loup retrouvé. Essai d'analyse du processus d'éradication d'une espèce (*Canis lupus* L. 1758) et de sa protection en France, dans Bodson, L. (Ed.), *Animaux perdus, animaux retrouvés : réapparition ou réintroduction en Europe occidentale d'espèces disparues de leur milieu d'origine*. Journée d'étude, Université de Liège, 21 mars 1998. Université de Liège, Liège : 15-37.
- Ciucci, P. & Boitani, L. 1998. Wolf and dog predation on livestock in central Italy, *Wildlife Society Bulletin*, 26 : 504-514.
- Combes, C. & Guitton, C. 1999. *L'Homme et l'Animal, de Lascaux à la vache folle*, Pour la Science, Paris, 160p.
- Corsi, F., Sinibaldi, I. & Boitani L. 1998. *Large carnivores conservation areas in Europe : a summary of the final Report*. WWF et IEA, Roma, 28p + annexes.
- Corti, R. 1997. Le chamois et l'isard en France, *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, 218 : 30-35.
- Crooks, K. & Soule, M. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system, *Nature*, 400 : 563-566.
- Cugnasse J.-M. 1997. Le mouflon en France, *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, 218 : 36-41.
- Dahier, T. & Lequette, B. 1997. Le loup *Canis lupus* dans le massif du Mercantour (France) : Gestion des dommages occasionnés aux ongulés domestiques, *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 120, n°2 : 19-26.
- Davies, E.-W.-L. 1985. *Chasse aux loups et autres chasses en Basse-Bretagne*, Les Editions du Bout du Monde, Plougonven, p. Texte original anglais 1875, première édition française 1912, réédition 1985).
- Delibes, M. 1990. Statut et conservation du loup (*Canis lupus*) dans les Etats membres du Conseil de l'Europe, *Collection Sauvegarde de la nature*, 47, Conseil de l'Europe, Strasbourg, 46p.

- Dobremez, J.-F. 1996. *Rapport à Madame le ministre de l'Environnement sur une mission d'inspection et de médiation sur le loup*, Ministère de l'Environnement, Paris, 196p.
- Gary, F. 1998a. Politique agricole commune : « Agenda 2000 », *La Semaine Vétérinaire*, 891 : 30.
- Gary, F. 1998b. Brutal renversement de tendance, *La Semaine Vétérinaire*, 892 : 28.
- Grande Del Brio, R. 1991. *Territorio y Sociedad del Lobo Iberico*, Amaru Ediciones, Salamanca, 136p.
- Gueguen-Genest, M.-C. & Gueguen, A. 1987. Effet du pâturage ovin sur la dynamique de population du criquet de Sibérie *Gomphocerus sibiricus* Finot Orthoptère, acrididae dans une formation parurée d'altitude, *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, 304, Série III, n°17 : 443-446.
- Harrington, F.H. & Paquet, P.C. 1982. *Wolves of the World*, Noyes Publication, Park Ridge (New Jersey, USA. 474p.
- Joulet, J.P., Ellison, L. & Leonard, P. 1999. Impact du pâturage ovin estival sur l'habitat et les effectifs du tétras lyre (*Tetrao tetrix*) dans les Hautes-Alpes, *Gibier et Faune Sauvage*, 16 : 289-316.
- Leopold, A. 1995. *Almanach d'un Comté des Sables*, Aubier, Paris, 290p.
- Linnell, J., Smith, M., Odden, J., Kaczensky, P. & Swenson, J. 1996. Carnivores and sheep farming in Norway 4. Strategies for the reduction of carnivores – livestock : a review, *NINA Oppdragsmeding*, 443 : 1-118.
- Lopez, B. H. 1995. *Of Wolves and Men*, A Touchstone Book, Simon and Schuster, New York, 309p.
- Lorenzini, R. & Fico, R. 1995. A Genetic Investigation of Enzyme Polymorphisms Shared by Wolf and Dog : Suggestions for Conservation of the Wolf in Italy, *Acta Theriologica*, Suppl. 3 : 101-110.
- Mech, L. D. 1970. *The Wolf*, University of Minnesota Press, Minneapolis, 384p.
- Mech, L. D. 1995. The Challenge and Opportunity of Recovering Wolf Populations, *Conservation Biology*, 9 : 270-278.
- Mech, L. D. 1996. A New Era for Carnivore Conservation, *Wildlife Society Bulletin*, 24 : 397-401.
- Mech, L. D. 1998. Estimated costs of maintaining a recovered wolf population in agricultural regions of Minnesota, *Wildlife Society Bulletin*, 26 : 817-822.
- Meriggi, A. & Lovari, S. 1996. A Review of Wolf Predation in Southern Europe : Does the Wolf Prefer Wild Prey to Livestock ?, *Journal of Applied Ecology*, 33 : 1561-1571.
- Mossot, P. 1999. Les peuplements d'Orthoptères du Parc National du Mercantour (Alpes-Maritimes, Alpes-de-Haute-Provence. *Bulletin de la Société entomologique de France*, 104 : 149-166.
- Mouron, D. & Boisaubert B. 1997. La situation du cerf élaphe en France, *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 218 : 18-21.
- Moutou, F. 1998. Recherches sur la faune sauvage : Comment intégrer la demande sociale ? *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 229 : 32-33.
- Noblet, J.-C. 2000. Loup, y es-tu ? *La Gazette de la Meute*, 22 : 5-7.
- Okarma, H. 1995. The Trophic Ecology of Wolves and their Predatory Role in Ungulate Communities of Forest Ecosystem in Europe, *Acta Theriologica*, 40 : pp. 335-386.
- Paradiso, J.L. & Nowak, R.M. 1982. *Wolves*, dans Chapman J.A., Feldhamer G.A., ed., *Wild Mammals of North America*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London : 460-474.
- Pouille, M.-L. 1995. Le suivi des loups dans le Parc national du Mercantour, *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 201 : 36-41.
- Pouille, M.-L., Lequette, B. & Dahier, T. 1999. La recolonisation des Alpes françaises par le loup de 1992 à 1998, *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 242 : 4-13.
- Vignon, V. 1994. Espagne : Quand on parle du loup, *Le Courrier de la Nature*, 148 : 28-32.
- Vignon, V. 1995a. *Première analyse de la prédation des ongulés par les loups (Canis lupus) dans un massif des Monts Cantabriques (Asturies, Espagne*. Mémoire, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Paris, 63p.
- Vignon, V. 1995b. Analyse de la prédation des ongulés par les loups (*Canis lupus*) dans un massif des Monts Cantabriques (Asturies, Espagne. *Cahiers d'Ethologie*, 15 : 81-92.
- Vignon, V. 1997. Sélection des ongulés sauvages et du cheptel par les loups en phase de recolonisation dans les Monts Cantabriques, *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 120, n°2 : 71-84.
- Vallee, B. 1998. Le Pit-bull : un phénomène social ?, *La Semaine Vétérinaire*, 889 : 4.
- Wick, P. 1998. *Le chien de protection sur troupeau ovin*, ARTUS, Blois, p.
- Wiele Van De, A. 1994. Gestion d'un épisode d'agalactie contagieuse en vallée d'Ossau, *Epidémiologie et Santé animale*, 26 : 17-28.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.A.M. 1993. *Mammal Species of the World*, Smithsonian Institution Press, Washington, 1206p.

Ce texte correspond à celui d'une conférence présentée à Liège, Belgique, le 21 mars 1998. Publié dans les actes correspondants (Colloques d'histoire des connaissances zoologiques, n°10, Université de Liège, Belgique. il a été quelque peu modifié, mis à jour et complété pour la version actuelle. [Moutou F. 1999. Le retour du loup en France : les enjeux, dans Bodson Liliane, ed., *Animaux perdus, animaux retrouvés : réapparition ou réintroduction en Europe occidentale d'espèces disparues de leur milieu d'origine*. Journée d'étude. Université de Liège, 21 mars 1998, Liège. Université de Liège, Liège : 39-55.]

Annexe

Pendant le printemps 2000, les membres du comité interministériel sur le loup, piloté par les ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement, ont reçu un document destiné à proposer une méthode de gestion du pastoralisme face aux canidés (chiens fugueurs et loups) pour l'été 2000 dans les Alpes. Ce texte a été écrit par les responsables ministériels. Il limite le champ d'action du document à l'arc alpin, alors que le loup pourrait le déborder, il raisonne au niveau des trois pays concernés (Italie, Suisse et France) alors qu'il n'existe pas d'instance internationale à ce jour et propose une logique de zonage *a priori*. Le « mode d'emploi » permettrait à chacun des 6 préfets des 6 départements où le loup est connu de demander « l'élimination » d'un loup, à partir d'un certain seuil, codifié, d'attaques sur ovins, alors qu'il est dit que la population ne doit pas dépasser une trentaine d'individus en France et qu'il n'est pas question de la faire disparaître. En fin d'année, aucun animal n'aura été éliminé officiellement, malgré une chaude alerte en décembre. Un troupeau de 1300 têtes, divisé en trois bandes, gardé par l'éleveur, une aide bergère et 4 chiens de protection a fait l'objet de 7 attaques entre le 11 et le 29 novembre (27 victimes au total). L'éleveur disposait également de parcs de contention. La simple interprétation des données d'élevage (animaux dehors fin novembre, qualité des pâturages, neige présente ou non selon les dates et l'altitude, adéquation gardiennage/effectif) a fait l'objet de discussions. Le préfet des Alpes-Maritimes a demandé, par décision de 04 décembre 2000, la mise en œuvre du dispositif d'intervention, dispositif levé par une deuxième décision préfectorale du 12 décembre 2000. Plusieurs nuits d'affût faites par des garde de l'ONCFS ont eu lieu, sans résultat, mais les loups ont probablement été décantonnés par l'activité associée à cet incident. Inversement, des actes de braconnage ont conduit à l'élimination de quelques individus. Un nouveau document devra être rédigé pour 2001.

Au début de l'année 2001, fin février-courant mars, un épisode de fièvre aphteuse, introduite en France par des moutons achetés en Grande-Bretagne, a entraîné l'abattage d'environ 50 000 ovins remboursés 500F pièce.

Le retour du loup (*Canis lupus*) dans les Alpes françaises : méthodes de suivi et état des connaissances

Thierry Dahier ^{1*}, Marie Lazarine Poulle ¹, Benoît Lequette ²

¹ Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, antenne Life-Loup, Micropolis-la Bérardie, 05000 Gap

² Parc National du Mercantour, 23 rue d'Italie, BP 1316, 06006 Nice

* M : rezoloup@onc.gouv.fr

Depuis 1993, année où le retour du loup a été établi dans les Alpes Maritimes, un suivi de ce prédateur a été instauré. Initialement mis en place au sein du Parc National du Mercantour, ce suivi du loup a été progressivement étendu à l'ensemble de l'arc alpin français. Il s'appuie sur la constitution d'un réseau de correspondants animé par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Les correspondants assurent un relevé systématique d'indices de présence (observations directes, traces, excréments, poils, carcasses de proies sauvages) et établissent un constat lors de tout signalement de dommages sur les troupeaux domestiques. L'analyse des données recueillies permet de définir les secteurs de présence de l'espèce dans les Alpes Françaises. La présence permanente du loup dans le Mercantour a été établie depuis 1993 et dans le Queyras / Béal traversier depuis 1997. Par ailleurs, en 1998, il est présent, au moins de façon transitoire, dans les massifs des Monges, du Vercors et de Belledonne. Dans le Mercantour, quatre meutes sont installées dans les vallées de la Tinée, de la Vésubie, et de la Roya. Les dommages attribués au loup ont progressivement augmenté de 1993 à 1996 puis se sont stabilisés en 1997 et 1998 à environ 200 attaques par an pour 800 victimes. Les attaques sont plus fréquentes en automne et les dommages sont concentrés sur quelques attaques et quelques troupeaux. De plus une étude statistique a pu montrer la diminution du risque d'attaque lorsque des mesures de prévention, en particulier un gardiennage nocturne, étaient mises en place.

Encore présent sur l'ensemble du territoire français au 18^{ème} siècle, le loup (*Canis lupus*) a progressivement disparu à partir du 19^{ème} siècle sous l'action conjuguée de campagnes massives de destruction et de la raréfaction des ongulés sauvages et du couvert forestier (Orsini 1996 ; Breitenmoser 1998). Il s'est éteint complètement dans les années 1930 (Beaufort 1987). Cependant, après plus de 50 ans d'absence, quelques individus, issus de la population italienne en expansion depuis 20 ans (Boitani 1992) ont été observés à l'automne 1992 dans le massif du Mercantour frontalier de l'Italie (Houard & Lequette 1993). Depuis 1993, à la demande du Ministère chargé de l'environnement, un suivi de la progression du loup a été mis en place par le Parc National du Mercantour. Ce suivi a ensuite été progressivement étendu à l'ensemble de l'arc alpin français dans le cadre d'un programme Life Nature cofinancé par l'Union européenne (DG XI) et l'Etat Français (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement). Il a pour objectifs principaux : (i) l'expertise des cas de prédation sur le cheptel domestique pour permettre la compensation financière des dommages, (ii) la collecte et la vérification des indices de présence

pour étudier l'évolution de la répartition du loup, (iii) si possible, le dénombrement des loups dans les secteurs où sa présence a été établie.

Methodes

Le « Réseau Loup »

La réalisation de ces objectifs est assurée par un réseau de correspondants qui regroupe les agents de terrain de différents organismes en particulier ceux de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, des espaces naturels protégés (parcs nationaux, régionaux et réserves naturelles), de l'Office National des Forêts mais aussi les lieutenants de louveterie. Selon les départements, des agents de la gendarmerie, des douanes, des représentants des associations naturalistes ou des organisations professionnelles agricoles peuvent également y être intégrés. D'abord mis en place en 1993 dans les Alpes Maritimes et les Alpes de Haute Provence, il a progressivement été étendu pour tenir compte de l'expansion du loup. Il regroupe actuellement environ 350 correspondants répartis sur sept départements (Alpes Maritimes, Alpes de Haute Provence, Hautes Alpes, Drôme, Isère, Savoie, Haute Savoie). La mise en place et la coordination administrative de ce réseau sont assurées, au plan départemental, par les Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt concernées. Le réseau est animé, au plan national, par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage qui assure la formation technique des correspondants sur la biologie du loup, le type d'indices à récolter et, pour une partie d'entre eux, la réalisation des constats de dommages. Toutes les informations recueillies par les correspondants sont centralisées au niveau départemental à la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) et transmises aux responsables du « Réseau Loup » qui assurent, au niveau national, la synthèse des données.

Constats de dommages

Depuis 1993, une procédure de compensation des dommages a été mise en place (Dahier & Lequette 1997). Les dommages sont signalés par les éleveurs à la DDAF qui mandate alors un ou plusieurs correspondants pour établir un constat, sur lequel sont consignées les caractéristiques des victimes (espèce, âge, sexe...) et les éléments permettant d'estimer l'origine des dégâts. Le dossier est ensuite transmis à la DDAF qui en assure l'instruction.

Tableau I : Bilan des dommages sur les troupeaux domestiques enregistrés par le réseau loup de 1993 à 1998.

Année	Nombre de constats établis	Nombre d'attaques compensées	Nombre de victimes compensées	Montant des compensations
1993	29	10	36	57.000
1994	61	51	192	188.000
1995	130	104	441	445.000
1996	238	202	831	984.055
1997	272	201	874	1.000.895
1998	391	304	1228	1.500.655
TOTAL	1.121	872	3.602	4.175.605

Tableau II : Estimation des effectifs hivernaux des meutes installées dans le Mercantour et l'Alte Valle Pesio (source : Parc National du Mercantour)

	Haute-Tinée	Moyenne-Tinée	Vésubie / Tinée	Vésubie / Roya	Total Mercantour	Alte Valle Pesio	Total général
Hiver 92/93	0	0	2	0	2	0	2
Hiver 93/94	0	0	6	0 ?	6	0	6
Hiver 94/95	0	0	8	2	10	0	10
Hiver 95/96	0 ?	0	7	5	12	0 ?	12
Hiver 96/97	2	0	8	5	15	4	19
Hiver 97/98	3	0 ?	6	6	15	5	20
Hiver 98/99	2-4	2-5	4-6	4-6	12-21	5-6	17-27 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ les conditions d'enneigement peu favorables au cours de l'hiver 1998/1999 n'ont pas permis d'obtenir suffisamment de données pour affiner les estimations.

Comme les troupeaux domestiques subissent sporadiquement des attaques de chiens errants, un travail de différenciation des attaques de chien et de loup est entrepris. C'est à partir des données techniques relevées lors de l'expertise qu'une suspicion sur l'origine des dommages est donnée par le vétérinaire recruté par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Les dossiers sont alors classés en prédation « invérifiable » ou en suspicion « loup », suspicion « gros canidé indéterminé » ou suspicion « chien ». La décision de compensation est ensuite prise par la DDAF. Cette décision est prise en fonction de la suspicion émise mais aussi d'autres éléments : signalement de chiens errants, présence du loup établie ou non sur le secteur, éventuelles analyses génétiques réalisées sur des prélèvements (excréments, poils) qui auraient pu être découverts sur ou à proximité du lieu d'attaque. Les dossiers qui donnent lieu à indemnisation sont ensuite transmis à la direction financière de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage qui assure le paiement des compensations directement auprès des éleveurs. Sur le terrain, l'expertise se déroule de manière à recueillir tous les éléments nécessaires à l'établissement d'une suspicion. Dans un premier temps le témoignage de l'éleveur est recueilli afin de déterminer les circonstances des dommages et de prendre en compte une éventuelle observation directe d'un prédateur. Ensuite l'environnement immédiat de la (ou des) carcasse(s) fait l'objet d'un examen attentif pour, si possible, mettre en évidence des traces de prédation (comme des traces de sang ou des traces de poursuite) et pour rechercher d'éventuels indices de présence (crottes, poils, traces). Enfin la (ou les) carcasse(s) est (sont) examinée(s) afin d'une part, de rechercher des traces de morsures avec détermination de leur localisation, de la taille des perforations et des éventuelles lésions sous-jacentes ; d'autre part, de caractériser une éventuelle consommation

en décrivant la quantité consommée et le mode de consommation, tout en essayant de faire la part relative du (ou des) prédateur(s) et des charognards. C'est à partir de tous ces éléments consignés dans un dossier qu'une suspicion sur l'origine des dommages peut être émise. Il s'agit donc rarement d'une preuve absolue de la connaissance du prédateur qui est à l'origine de l'attaque (Mysterud 1984, Fritts & Paul 1989, Fico 1996, Molinari *et al.* 1997). Trois étapes peuvent être distinguées dans l'émission de l'avis technique :

1. déterminer si les dommages peuvent ou non être attribuables à une prédation : mise en évidence de morsures avec des hématomes associés (critère le plus évident, mais aussi le plus fiable) ou consommation rapide et totale (à condition que l'expertise ait été réalisée rapidement après les dommages et que l'action des charognards soit exclue ou limitée). Des données indirectes (trace de sang, de lutte) peuvent apporter des éléments supplémentaires
2. si la prédation est avérée, évaluation de la taille du prédateur incriminé par l'examen de la taille des perforations et des lésions associées aux morsures (en particulier leur profondeur)
3. si la prédation est attribuée à un gros canidé, émission d'une éventuelle suspicion spécifique par l'examen de la localisation des morsures, des lésions associées et des caractéristiques de consommation.

Dans les secteurs où la présence du loup est établie, les constats de dommages permettent d'évaluer l'impact de la prédation due au loup et d'en déterminer les caractéristiques. Dans les secteurs de colonisation, l'analyse globale des constats de dommages (au travers de leur répartition spatio-temporelle et de leur homogénéité) permet d'établir des suspicions de présence du prédateur dans des secteurs où la pression d'observation des correspondants peut être accentuée.

Relevé des autres indices de présence

Parallèlement à la réalisation des constats de dommages, une collecte systématique des indices de présence est réalisée : observations visuelles, hurlements, relevés de pistes en particulier dans la neige, excréments (ou poils), carcasses d'ongulés sauvages (Poulle *et al.* 1995). Par ailleurs, même si ce n'est pas fréquent, les cadavres d'individus morts naturellement ou non sont aussi collectés. De plus, dans les secteurs de colonisation, certains indices (crottes et poils essentiellement) font l'objet d'analyses génétiques qui permettent de confirmer rapidement des suspicions de présence.

Dénombrement des loups

Lorsque la présence, au moins transitoire, du loup est établie dans un secteur, des prospections hivernales peuvent être mises en place pour assurer un dénombrement des loups. Des itinéraires de prospection, privilégiant les pistes forestières, les fonds de vallées ou les cols, sont définis sur des secteurs d'environ 20.000 hectares, surface qui correspond à celle possible d'un territoire. Ces itinéraires sont parcourus 48 heures minimum après une chute de neige et dans un délai maximum d'une semaine. Si des pistes sont découvertes, elles sont suivies le plus longtemps possible afin d'assurer un dénombrement des individus et de déterminer les zones parcourues. La répétition des prospections au cours de l'hiver permet d'avoir une estimation du nombre d'individus et une connaissance des secteurs occupés par les meutes.

Résultats

Dommages aux troupeaux domestiques et progression du loup sur l'arc alpin

Entre 1993 et 1998, sur l'ensemble de l'arc alpin, 1.121 constats ont été établis parmi lesquels 872, regroupant environ 3.600 victimes, ont fait l'objet d'une indemnisation pour un montant total d'environ quatre millions de Francs (Tableau I). Le nombre de constats classés «loup» ou «gros canidé indéterminé» est passé de 10, pour 36 victimes, en 1993 à 285, pour environ 1.200 victimes, en 1998. Cette évolution est liée à l'expansion géographique du loup. D'abord limités en 1993 à la vallée de la Vésubie dans le massif du Mercantour, les dommages se sont progressivement étendus d'abord aux autres vallées de ce massif (Roya-Bévéra et Tinée) jusqu'en 1996 puis à d'autres massifs alpins, le Queyras en 1997 et enfin le Vercors, Belledonne et la Maurienne en 1998.

L'analyse globale des dommages et des autres indices de présence collectés permet d'établir la carte de présence du loup dans les Alpes françaises (Figure 1). Celui-ci est présent dans le Mercantour depuis 1993 et dans le Queyras / Béal traversier depuis 1997. Dans ce dernier massif, deux à quatre loups étaient présents l'hiver 1998-1999. Par ailleurs, en 1998, il était présent dans les massifs des Monges (avec au moins deux loups), dans le massif du Vercors (avec au moins un loup) et celui de Belledonne (avec là aussi au moins un loup).

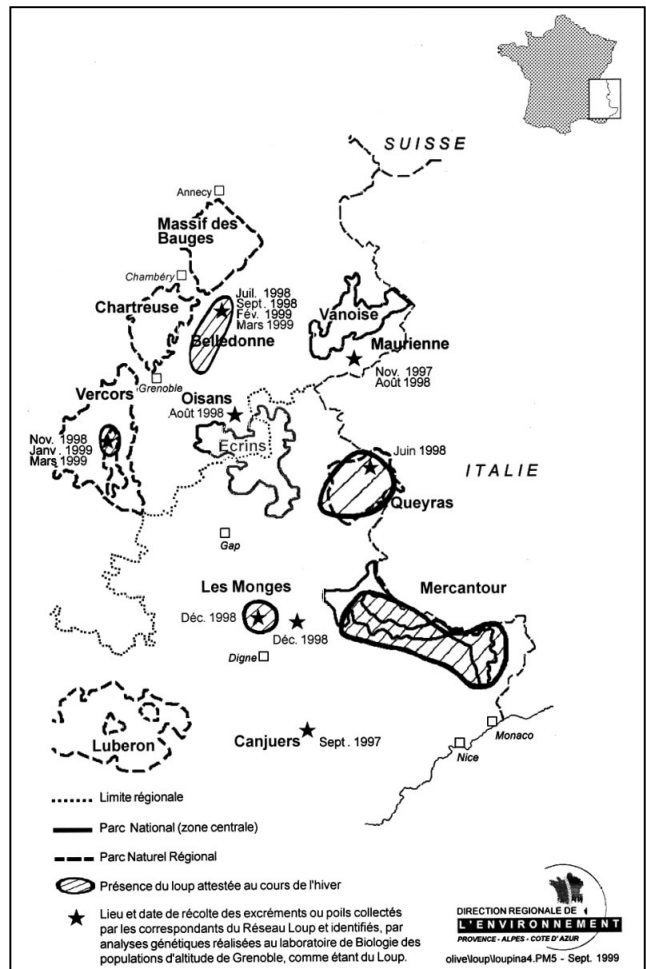


Figure 1 : Présence du loup dans les Alpes françaises, hiver 1998-1999.

Dynamique des meutes dans le Mercantour

Dans le Mercantour, trois meutes sont installées respectivement en Vésubie-Tinée, en Vésubie-Roya et en Haute-Tinée. Une quatrième meute est vraisemblablement en cours d'installation en Moyenne-Tinée. Par ailleurs, une autre meute est installée dans le Parc Alte Valle Pesio, sur le versant italien (Figure 2). Entre 1992 et 1998, les effectifs hivernaux ont progressivement augmenté passant de deux loups l'hiver 1992/1993 à une vingtaine de loups en 1998/1999. Cette progression est liée à l'installation progressive des différentes meutes et pour chacune d'elles au passage d'un couple fondateur à un groupe (Tableau II). Au sein de chaque meute, l'effectif semble progressivement se stabiliser à environ cinq ou six loups, il n'y a donc pas pullulation du loup sur un territoire donné. A contrario, il n'y a pas eu non plus disparition de l'une ou l'autre des meutes connues malgré des cas de mortalité observés. Sur cette période, trois cadavres ont été retrouvés : en 1993, un individu emporté dans une avalanche puis deux autres en 1995, l'un victime d'une collision avec un véhicule et l'autre tiré par chevrotines. De plus, des analyses réalisées sur deux vomissures ensanglantées découvertes sur le terrain ont montré que deux loups avaient été victimes d'empoisonnement par des raticides (Poulle *et al.* 1999 et données non publiées).

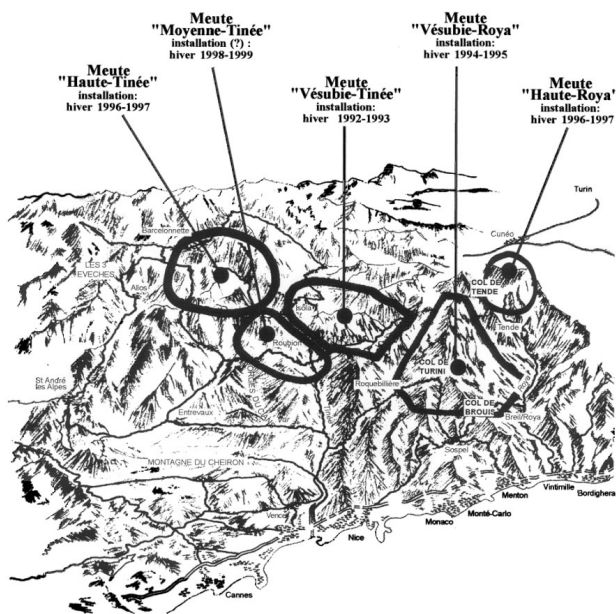


Figure 2 : Secteurs de présence des meutes installées dans le massif du Mercantour, hiver 1998-1999. (Réalisation technique : DIREN PACA)

Principales caractéristiques des dommages dans le Mercantour

Dans le massif du Mercantour, les dommages attribués au loup ont progressivement augmenté de 1993 à 1996 puis se sont stabilisés en 1997 et 1998 à environ 200 attaques par an pour 800 victimes ce qui représente environ 1% du cheptel présent en été dans ce massif (80 à 90.000 têtes). L'impact est donc relativement limité par rapport au cheptel total. Cependant, ces attaques ne sont pas réparties de façon homogène sur l'ensemble des troupeaux présents dans le massif. Ainsi en 1998, plus de 70% des dommages attribués au loup se sont concentrés sur seulement 14 des 81 troupeaux présents. Pour les troupeaux les plus attaqués, le taux de prédation peut alors atteindre 5, voire 10 % de l'effectif présent sur l'alpage. Plus de 90% des attaques ont eu lieu de nuit. Comme certains troupeaux locaux restent en pâturage une majeure partie de l'année dans les vallées de la Vésubie et de la Roya, les attaques surviennent tout au long de l'année. Elles tendent cependant à augmenter à l'automne alors que le nombre de troupeaux présents diminue ce qui induit une pression de prédation importante pour les troupeaux restants. La quasi-totalité des attaques a eu lieu sur des troupeaux d'ovins ou mixtes ovins-caprins. En effet, si quelques troupeaux de bovins et d'équins sont présents dans le massif, seules deux attaques sur des bovins ont été enregistrées au cours de la période 1993/1998, dans chaque cas sur des bovins de moins de 2 mois. Les dommages sont concentrés sur un nombre restreint d'attaques. En effet, seulement un quart des attaques fait plus de 4 victimes (par victime on entend tout animal tué ou blessé au cours de l'attaque), mais ces attaques regroupent plus de la moitié des victimes enregistrées sur l'année. Les relations qui peuvent exister entre le nombre d'attaques subies par un troupeau et un certain nombre de variables, d'une part liées au loup (secteur et effectif

présent) et d'autre part liées aux caractéristiques des troupeaux (élevage permanent / transhumant, effectif du troupeau) et au mode de gardiennage employé (présence humaine, utilisation de chien de protection, regroupement nocturne), ont été évaluées au moyen d'une analyse statistique réalisée sur les dommages survenus pendant les estives 1994 à 1997 (Espuno 1998). Une influence significative de certaines mesures de prévention a pu être mise en évidence. Ainsi, le risque de subir des attaques décroît en présence de chiens de protection et si le troupeau est regroupé la nuit plutôt que laissé en couchade libre. Le risque d'attaque est aussi en partie lié à l'effectif de la meute mais cet effet est surtout sensible quand l'effectif passe de deux à quatre loups, il est plus faible quand l'effectif passe à six loups ou plus. Cependant une partie des différences du nombre d'attaques subies par un troupeau d'estive n'a pu être expliquée par les variables étudiées. Il est donc nécessaire de s'intéresser à d'autres facteurs explicatifs comme la richesse et la diversité en ongulés sauvages, le degré de couverture forestière et le mode d'occupation de l'espace par les loups.

Conclusion

Le protocole de suivi mis en place sur l'arc alpin permet d'acquérir des connaissances de base sur le loup et en particulier d'actualiser chaque année la carte de présence du loup. Des études plus approfondies sont cependant nécessaires et sont actuellement mises en place : l'une d'elle vise à mieux connaître la dynamique des populations de loup au travers d'analyses génétiques, une autre a pour objectifs d'affiner l'étude sur le déterminisme des attaques et plus globalement sur les relations entre le loup, ses proies et l'espace utilisé. Les résultats de telles études permettront d'alimenter les travaux en cours sur les modalités de conservation de l'espèce dans une région où le pastoralisme reste très développé.

Remerciements

Nous remercions tous les correspondants du « Réseau Loup » pour les données qu'ils ont collectées et transmises, permettant ainsi le suivi de l'espèce et des dommages. Nous remercions également les personnes en charge du dossier dans les sept DDAF concernées pour leur rôle de relais départemental du réseau. L'analyse des données ainsi que la rédaction de cet article ont été réalisées dans le cadre du programme Life-Loup cofinancé par l'Union Européenne (DG XI) et par l'Etat Français (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement)

Mots-clés : Loup, *Canis lupus*, Réseau, Dommages, Expansion territoriale, Alpes.

Références

- Beaufort, F. de. 1987. *Le Loup en France : éléments d'écologie historique*. Encyclopédie des carnivores de France n°1 S.F.E.P.M. Paris, 32 p.
- Boitani, L. 1992. Wolf research and conservation in Italy. *Biological Conservation* 61 : 125-132.
- Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps : the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83 (3) : 279-289.
- Dahier, T. & Lequette, B. 1997. Le loup *Canis lupus* dans le massif du Mercantour (France) : gestion des dommages occasionnés aux ongulés domestiques. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles* 120 (2) : 19-26.

- Espuno, N. 1998. *Facteurs influençant la prédation du cheptel domestique par le loup (Canis lupus) dans le massif du Mercantour*. Diplôme d'Etudes Approfondies. Université de Montpellier. 34p.
- Fico, R. 1996. L'accertamento dei danni al bestiame causati da predatori. In : CECERE, F. (Ed) : *Atti del convegno « Dalla parte del lupo »*. Atti & Studi del WWF Italia 10. p 42-53
- Fritts, S.H. & Paul, W.J. 1989. Interactions of wolves and dogs in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 17 : 121-123.
- Houard, T. & Lequette, B. 1993. Le retour des loups dans le Mercantour. *Riviera Scientifique* 11 : 61-66.
- Molinari, P., Giacometti, M. & Breitenmoser, U. 1997. *Identification des carcasses d'animaux tués par les prédateurs*. Cours fédéral pour gardes-chasse. Tessin. 38 pp.
- Mysterud, I. 1984. Mistenkt ulvepredasjon pa sau i Hedmark 1982. *Fauna* 37 : 41-52.
- Orsini, P. 1996 Quelques éléments sur la disparition du loup (*Canis lupus*) en Provence au cours du XIX^{ème} siècle. *Faune de Provence* (CEEP) 17 : 23-31.
- Pouille, M.-L., Houard, T. & Dahier, T. 1995. Le suivi des loups dans le Parc national du Mercantour. *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse* 201 : 36-45.
- Pouille, M.-L., Lequette, B. & Dahier, T. 1999. La recolonisation des Alpes françaises par le loup de 1992 à 1998. *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse* 242 : 4-13.
-

Pour en savoir plus sur le loup dans les Alpes, le Programme Life Loup édite une revue, « L'Info Loup », disponible gratuitement auprès de la DIREN-PACA (BP 120, Le Tholonet, 13603 Aix en Provence) ou téléchargeable sur internet en format .pdf :

www.environnement.gouv.fr/provence-alpes-ca/

Adresse actuelle de M. L. Pouille :
Centre de Recherche et de Formation en Ethologie (CERFE), Maison de la Recherche, 08240 Boulton au Bois
M : mlpouille@yahoo.fr

Procédure de détection d'un loup (*Canis lupus*) dans les Pyrénées Orientales

Olivier Salvador^{1*}

¹Réserve Naturelle de Nohèdes, 66500 Nohèdes

*M : nohedes@espaces-naturels.fr

Suite à des attaques sur des troupeaux ovins excluant les chiens divaguants, un travail de recherche sur l'origine du prédateur a été mis en place sur le Massif du Madres dans les Pyrénées Orientales. Etablie selon un protocole précis, la procédure a reposé sur la collaboration des services de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, de l'Office National des Forêts et de la Réserve Naturelle de Nohèdes. La zone de recherche choisie a encadré un périmètre dans lequel des pistes et des témoignages font état de grands canidés. Deux à trois jours après chaque chute de neige, deux personnes par itinéraires sont parties en prospection à la recherche de traces et indices. A plusieurs reprises des pistes dans la neige, des excréments, des poils accrochés sur des arbustes ont été relevés et ont fait penser à un loup mâle. Les analyses de l'ADN des poils contenus dans les crottes ont été effectuées et prouvent qu'il s'agit bien d'un loup.

Depuis 1996 le nombre de brebis tuées ou disparues a augmenté sur la commune de Nohèdes dans le massif du Madres (Pyrénées Orientales). Ce massif isolé de la chaîne axiale et d'altitude modérée culmine à 2.460 mètres d'altitude. Son relief n'offre pas de pente vertigineuse à une exception près. Il se compose de vastes plateaux, de croupes et de lignes de crêtes aux formes douces. Ouvert aux influences maritimes méditerranéennes et montagnardes, il se caractérise par des milieux variés (Figure 1) et contrastés d'un versant à l'autre (chêne vert, chêne pubescent, pin sylvestre, hêtre, sapin, pin à crochets). Une faible densité de population et l'absence d'aménagement « lourd » font du massif du Madres un lieu soumis à peu de dérangement. La présence de nombreux cervidés, un pastoralisme important et des forêts de grandes tailles constituent autant de facteurs favorables pour nourrir et abriter d'éventuels grands prédateurs.

Certaines attaques de brebis sont suspectes et ne correspondent pas à des attaques de chiens divaguants. Les brebis sont tuées proprement. Les viscères ne sont pas consommées et le prédateur semble apprécier les épaules. A partir de 1996, il vient régulièrement près des troupeaux. Les attaques ont lieu en l'absence du chien de protection, souvent de nuit et sur les lots de brebis isolés. Les pertes sont passées de 10 à 40 bêtes tuées ou disparues par an entre 1996 et 1999 pour un troupeau estival estimé à un millier d'individus. A cela s'ajoute le stress du troupeau se traduisant par des avortements et des lactations réduites. La viabilité de l'exploitation est remise en cause du fait des pertes importantes dans le cheptel. L'hypothèse d'attaques dues à un prédateur sauvage est alors avancée. Durant la même période des témoignages (randonneurs, chasseurs, éleveurs) faisant état d'un grand canidé apparaissent sur le massif du Madres. Pour en finir avec les rumeurs, une procédure de détermination de cet éventuel prédateur

sauvage opérant sur le Massif du Madres est lancée pendant l'hiver 1998-99.

Procédure de recherche

Elle est mise en place en collaboration avec les agents techniques de terrain de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, de l'Office National des Forêts et de la Réserve Naturelle de Nohèdes qui appliquent un protocole de recherche élaboré par Bataille (1998) pour l'organisation de prospections hivernales. La décision des jours de prospection est prise en commun avec les différents partenaires car il s'agit de parcourir simultanément les itinéraires choisis.

L'objectif de ce travail est de connaître l'origine des cas de prédation sur le troupeau de Nohèdes. La procédure qui va suivre s'oriente d'emblée vers un grand canidé. Elle a aussi pour objet de vérifier l'existence ou l'absence d'indices de lynx et d'ours sur ce massif.

Deux jours après chaque chute de neige, quatre équipes de deux participants (agents de l'ONCFS, de l'ONF et de la Réserve) correctement équipés parcourent simultanément des itinéraires déterminés à l'avance. Les itinéraires encadrent une zone dans laquelle des pistes dans la neige et des témoignages font état d'un grand canidé. Ils s'étendent sur une dizaine de kilomètres et sont accessibles à pied, en raquettes ou en skis de randonnée sans risque d'avalanches. Les itinéraires sont au nombre de quatre et représentent une durée de marche de cinq à sept heures pour les plus longs. Ils sont centrés sur une zone de concentration hivernale d'ongulés sauvages (isards (*Rupicapra pyrenaica*), cerfs (*Cervus elaphus*), chevreuils (*Capreolus capreolus*), mouflons (*Ovis ammon*)) et empruntent des routes et chemins forestiers (les loups sont des animaux opportunistes et ne se privent pas d'utiliser un cheminement facile). L'ensemble des itinéraires « encercle » en fait une zone de présence potentielle. Il est probable qu'un grand prédateur erratique ou présent dans ce secteur n'échappe pas à la vigilance des observateurs.

Les sorties s'effectuent deux jours après une dernière chute de neige. Il s'agit d'attendre une transformation de la neige propre à former de belles empreintes et de parcourir la montagne juste après la reprise d'activité des animaux. Des sorties ponctuelles sans relation avec une chute de neige ont été aussi réalisées sur les itinéraires choisis.

En cas de découvertes d'indices, le personnel prend les mensurations de la voie et des empreintes et suit la voie dans les deux sens pour chercher d'autres indices. Dans le cas où l'équipe ne disposerait pas du temps nécessaire pour suivre la voie dans les deux sens, elle la suit d'abord dans la direction où existe un risque de déneigement précoce. Les poils, crottes et restes de proies sont prélevés pour analyse ultérieure.

Résultats

Quelques pistes dans la neige ont été observées sur le secteur prospecté (Figure 2). Les valeurs moyennes mesurées sont : longueur du pas : 1,20 m, longueur des empreintes : 10 cm, largeur des empreintes : 9 cm. Sept crottes ont été collectées, elles contenaient des esquilles d'os et de nombreux poils. Des poils ont été prélevés sur un arbuste et des traces d'urine ont été notées dans la neige. Les pistes dans la neige ont la particularité de présenter un alignement presque parfait des pattes sur de longues distances. L'écartement entre les pattes latéralement opposées n'excède pas 10 cm.

Le suivi des pistes dans la neige a permis de constater que l'animal semble être seul durant la période consacrée à sa recherche. Par sa façon d'uriner, on peut conclure à la présence d'un mâle, une femelle dominante urinant aussi en hauteur. Il connaît finement l'espace qu'il parcourt. Opportuniste, il utilise les cheminements faciles (pistes forestières), fait preuve d'une extrême prudence et quitte les pistes forestières 300 mètres avant de déboucher sur un col. Il rejoint la ligne de crête pour déboucher à couvert sur les cols. Les lieux d'occupation humaine sont scrupuleusement évités. Les cols sont utilisés comme des zones de marquages de territoire. On y retrouve des dépôts d'excréments d'anciennetés différentes. Sur la période de prospection, aucun indice compatible avec la présence d'un ours ou d'un lynx n'a été rencontré.



Figure 1 : Réserve Naturelle de Nohèdes. (Photo : A. Mangeot).

Les mensurations, l'allure, la discrétion témoignent d'un canidé de grande taille. Cependant ces éléments ne constituent pas à eux seuls des preuves définitives de la présence d'un loup. Les poils et les crottes ont été envoyés au Laboratoire de Biologie des Populations d'Altitude du Professeur Taberlet de l'Université Joseph Fourier à Grenoble. Les résultats des analyses génétiques ont permis de conclure à la présence d'un loup mâle d'origine italienne. Enfin, d'après nos constatations lors des attaques des années précédentes et de divers témoignages, ce loup semble être présent de manière constante sur le massif du Madres depuis 1996.

Mots-clés

Pyrénées Orientales, Réserve Naturelle de Nohèdes, Méthodes de détection, Loup, *Canis lupus*.

Références

- Bataille, A. 1999. *Enquête prédation Nohèdes : prospection hivernale*. Rapport non publié. Office National de la Chasse.
- Mangeot, A. 1999. Qui a peur du Grand Méchant Loup? La lettre des réserves naturelles. 52. *Réserves Naturelles de France*. Quétigny, p 2-3.



Figure 2 : Piste de loup durant l'hiver 1998-1999, massif du Madres (Photo : O. Salvador).

Un bilan des réintroductions de carnivores en Europe

Urs Breitenmoser^{1*} & Christine Breitenmoser-Würsten²

¹Institute of Veterinary Virology, Laenggassstrasse 122, CH-3012 Bern

²KORA, Thunstrasse 31, CH-3074 Muri

* M : urs.breitenmoser@ivv.unibe.ch

Les problèmes rencontrés lors des réintroductions de carnivores sont caractérisés par le fait que ces réintroductions provoquent de grandes controverses car l'éradication passée de ces prédateurs résulte souvent d'un conflit avec les hommes. Du fait de leur faible densité, ces espèces nécessitent un vaste territoire pour développer une population viable. Pour une grande partie de programmes de réintroduction de carnivores considérés aujourd'hui comme réussis, il est difficile d'évaluer la viabilité des populations, du fait d'une quantité limitée de données ou d'un manque de recul chronologique. Dans le cas des grands carnivores, les conflits avec les hommes (prédation et compétition avec les chasseurs) semblent être l'obstacle le plus sérieux à une réintroduction réussie, alors que pour les petits carnivores, les facteurs démographiques et la qualité de l'habitat sont plus importants.

Réintroduire une espèce dans une région où elle a disparu est une tâche peu aisée. Si cette espèce est un carnivore, l'entreprise devient ardue car les hommes ont souvent des relations particulières avec les prédateurs. Les carnivores sont haïs et activement persécutés mais ils sont aussi le symbole d'une nature intacte et, pour de nombreuses personnes, l'image d'un amour romantique de la nature. L'Europe est vraisemblablement le continent au monde ayant le plus perdu sa faune sauvage autochtone car les hommes n'ont pas eu, sur d'autres continents, un impact aussi fort sur l'environnement et les paysages. Même les régions reculées, telles que les chaînes de montagnes, ont été transformées pour l'agriculture, le tourisme, la production d'énergie et par les infrastructures techniques qui façonnent et fragmentent les milieux naturels. Simultanément, les sociétés européennes urbanisées ont pris conscience des problèmes de conservation de la nature et sont devenues réceptives aux programmes de restauration.

Dans un récent bilan, Breitenmoser *et al.* (2001) présentent des données sur 165 projets de réintroductions dans le monde entier. La plupart des informations compilées dans cet article provient de précédents bilans (voir Berg 1982, Melquist & Donkert 1987, Stahl & Artois 1991, Slough 1994, Reading & Clark 1996, ou Woodroffe *et al.* 1997). Le plus souvent, les projets européens sont apparus faiblement documentés : les efforts de restauration des populations de carnivores en Europe sont relativement récents, ces programmes comprennent rarement un volet scientifique et n'apparaissent pas dans la littérature scientifique. Dans cet article, nous proposons une vue globale des réintroductions de carnivores en Europe et dégageons quelques conclusions générales. Le lecteur pourra trouver de plus amples détails sur les projets mentionnés ci-après, ainsi qu'une liste détaillée de références dans Breitenmoser *et al.* (2001).

Nous définissons par réintroduction toute action visant à ramener une espèce dans une région où elle était précédemment éteinte. Nous avons obtenu des informations sur 24 projets de réintroductions de carnivores en Europe, les premières commençant dès 1938 (Tableau I). Ces projets ont au total concerné quatre espèces : la loutre d'Europe (*Lutra lutra*), l'ours brun (*Ursus arctos*), le chat sauvage (*Felis silvestris*) et le lynx d'Europe (*Lynx lynx*). Ils ont été réalisés dans diverses régions d'Europe (Figure 1) et sont plus nombreux dans la chaîne des Alpes et dans les massifs montagneux adjacents (Jura, Vosges, forêts de Bavière et de Bohême). Dans ces régions, l'impact ancien et fort des activités humaines a provoqué l'extinction de nombreux carnivores indigènes, en particulier des plus grands, mais d'un autre côté, ces zones de montagne continuent de présenter un habitat propices à ces espèces (Breitenmoser, 1988). Dans la majorité des projets de réintroductions analysés, seuls quelques individus ont été relâchés. En fait seuls deux programmes (loutres en Suède – 36 animaux et chats sauvages en Bavière – 129 animaux, Tableau I) ont relâché plus de 20 animaux. Selon la littérature disponible sur les 24 projets étudiés, sept ont été considérés comme réussis, huit ont échoué et neuf sont en cours ou ont des résultats mitigés. Il est cependant assez difficile de juger les résultats d'un programme de réintroduction, car un projet « réussi » peut encore échouer après plusieurs années du fait d'erreur à son démarrage. La réintroduction du lynx en Suisse, souvent citée comme un projet réussi, pourrait devenir un de ces exemples. 30 ans après les premiers relâchés dans les Alpes suisses, la population est encore confinée à une aire limitée, où les conflits permanents avec les éleveurs et les chasseurs se traduisent par des actes de braconnage. L'origine des difficultés actuelles est à rechercher dans les toutes premières années du programme : le projet était de trop faible ampleur géographique et les conflits liés au retour d'un grand carnivore qui n'ont jamais été résolus provoquent maintenant d'importants problèmes de gestion (Breitenmoser *et al.* 1999).

Le fait que les carnivores ont principalement disparu à cause de persécutions directes semble faire d'eux un taxon de choix pour des programmes de réintroduction à condition qu'ils bénéficient d'une protection légale. Cette opinion est renforcée par le fait que la plupart des carnivores sont capables d'utiliser une grande variété d'habitats et de ressources. Néanmoins, de nombreux projets de réintroduction échouent et aucun ne se déroule virtuellement sans de sévères controverses avec les chasseurs, pêcheurs ou éleveurs locaux. Le guide des bonnes pratiques de réintroduction (IUCN, 1998) fournit une liste détaillée des actions à réaliser durant un tel projet. Cependant, il n'apparaît pas de corrélation claire entre la

prise en compte de ces recommandations et le succès d'une réintroduction de carnivore (Breitenmoser *et al.* 2000). Ceci peut s'expliquer par (i) la stochasticité démographique et (ii) l'importance des conflits avec les hommes. Pour les scientifiques impliqués dans les programmes de réintroductions, il est pratiquement impossible de maîtriser ces facteurs. La stochasticité aura toujours un rôle important dans les réintroductions de carnivores, en particulier pour les plus grandes espèces qui se reproduisent lentement et qui, pour être viables, nécessitent de vastes espaces échappant au contrôle des projets de réintroduction. Par ailleurs le nombre d'individus disponibles pour les relâchés est souvent limité. L'aspect humain du problème, caractéristique de tout retour des grands carnivores, est beaucoup plus fort dans le cas de réintroductions que de retours spontanés. Les conflits socioculturels sous-jacents ne peuvent être résolus dans le cadre d'un programme de réintroduction. L'implication du public, en particulier en déléguant les décisions de gestion aux communautés locales, semble être une solution au problème. Au cours du démarrage d'un programme de réintroduction, une telle participation est difficile à mettre en œuvre parce que la majorité des décisions nécessite une expertise scientifique. Néanmoins, il est important de bien informer et d'impliquer le public dans les décisions concernant la gestion des écosystèmes locaux le plus tôt possible.

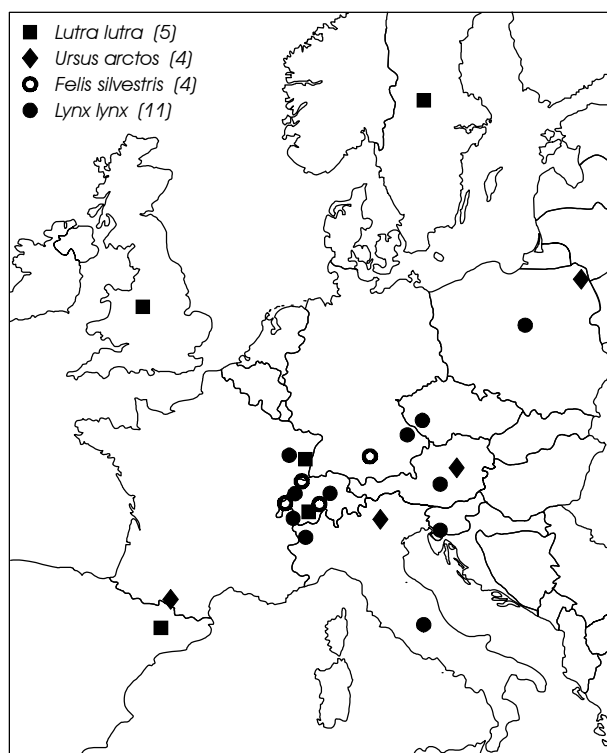


Figure 1: Localisation des 24 projets de réintroductions en Europe.

Tableau I: Projets de réintroduction de carnivores en Europe. Année: moment de relâcher des animaux. Nombre: nombre d'individus relâchés (total (mâle / femelle / sexe inconnu)); Origine: cap = animaux issus de captivité; c.n. = animaux capturés dans la nature; mix = animaux issus de captivité et capturés dans la nature; inc. = origine inconnue (i.e. non documentée). Résultats du projet selon l'avis de scientifiques. Les références sont disponibles dans Breitenmoser *et al.* (2001).

Pays	Localisation	Année	Nombre	Origine	Résultats
<u>Lutra lutra:</u>					
Suisse	Schwarzwasser-Sense	1975	8(4/4)	c.n.	échec
Grande Bretagne	Est de l'Angleterre	1983-89	18	inc	succès
Suède	Sud de Suède centrale	1987-92	36	mix	succès
Espagne	Catalogne	1995 +	~20	c.n.	en cours
France	Hunawihhr (Alsace)	1998	2	cap	en cours
<u>Ursus arctos:</u>					
Pologne	Bialowieza	1938-44	10	inc	échec
Autriche	Basse Autriche, Styrie	1989-93	3 (1/2)	c.n.	incertain
France	Pyrenées	1996	2 (0/2)	c.n.	en cours
Italie	Brenta, Trentin	1999 +	2 (1/1)	c.n.	en cours
<u>Felis silvestris:</u>					
Suisse	Augstmatthorn	1962-69	19	mix	échec
Suisse	Jura, Mts de Vaud	1970-72	19	inc	inconnu
Suisse	Franges-Montagnes	1975	5	inc	échec
Allemagne	Bavière	1984-89	129	cap	succès
<u>Lynx lynx:</u>					
Russie	Rominter Heide	1941	5 (2/2/?)	mix	échec
Allemagne	Forêt bavaroise	1970-75	5-7	mix	échec
Suisse	Jura	1971-80	10 (5/5)	c.n.	succès
Suisse	Alpes	1971-82	14-18 (8/6/4)	c.n.	succès
Italie	P. N. Grand Paradis	1975	2 (2/0)	c.n.	échec
Slovénie	Kocevje	1976	6 (3/3)	c.n.	succès
Autriche	Alpes	1977-79	9 (6/3)	c.n.	échec
Rép. Tchèque	Sumava	1982-89	17 (11/6)	c.n.	succès
France	Vosges	1983-92	16-18 (5/11/2)	mix	incertain
Suisse	Jorat, Plateau	1989	3	inc	incertain
Pologne	Kampinoski	1993-95	5 (2/3)	cap	incertain

Mots-clés

Réintroduction, Carnivores, Europe.

Références

- Berg, W.E. 1982. Reintroduction of fisher, pine marten and river otter. In Sanderson, G.C. (Ed.), *Midwest Furbearer Management*, p. 159-173. Kansas Chapter of The Wildlife Society. Wichita.
- IUCN/SCC Re-introduction Specialist Group. 1998. *IUCN Guidelines for Re-introductions*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83 : 279-289.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, Ch., Capt, S., Ryser, A., Zimmermann, F., Angst, C., Olsson, P., Baumgartner, H.J., Siegenthaler, A., Molinari, P., Laass, J., Burri, A., Jobin, A. & Weber, J.M. 1999a. Lynx management problems in the Swiss Alps. *Cat News* : 30: 16-18.
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Carbyn, L. N. & Funk S. M. 2001. Assessment of carnivore reintroductions. In. Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D.W. & Wayne, R.K. (Eds). *Carnivore Conservation* Cambridge University Press, Cambridge. In press.
- Melquist, W.E. & Dronkert, A.E. 1987. River otter. In Novak, M., Baker, J.A., Obbard, ME. & Malloch, B. (Eds), *Wild furbearer management and conservation in North America*, p.627-641. Ontario Trappers Association. North Bay, Ontario.
- Reading, R.P. and Clark T.W. 1996. Carnivore re-introductions: An interdisciplinary examination In Gittleman, J.L. (Ed.), *Carnivore behavior, ecology and evolution*, Volume 2, Cornell University Press, Ithaca, pp. 296-336.
- Slough, B.G. 1994. Translocation of American martens: an evaluation of factors in success. In Buskirk, S.W. Harestad, A.S. Raphael, M.G.& Powell, R.A. (Eds). *Martens, sables, and fishers. Biology and conservation* Cornell University Press, Ithaca. pp. 165-178.
- Stahl, P. & Artois, M. 1991. *Status and conservation of the wild cat (Felis silvestris) in Europe and around the Mediterranean rim*. Council of Europe Publishing. Strasbourg
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J.R. 1997. The role of captive breeding and reintroduction in wild dog conservation. In Woodroffe, R. Ginsberg, J.R. & Macdonald D.W. *The African wild dog. Status and conservation action plan*. pp. 100-111. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland.

Expérience de réintroduction de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en Alsace : un premier bilan après six mois de suivi

Christine Muller^{1*} & Jean-Claude Renaud¹

¹Centre Loutres, 68150 Hunawihr

*M : lartem@worldonline.fr

Un programme de réintroduction de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en Alsace a été mis en place en 1999. Un mâle et une femelle nés en captivité ont été relâchés après avoir été habitués aux conditions naturelles. Les animaux ont été suivis par télémétrie et les premiers résultats indiquent que les loutres réintroduites semblent avoir réussi leur retour à la vie sauvage.

La loutre d'Europe (*Lutra lutra*), autrefois commune dans toute la France, a vu son aire de répartition se morceler au cours du XX^{ème} siècle (Rosoux *et al.* 1995). En France, les populations présentant une répartition régulière sont principalement localisées sur la façade atlantique et dans le Massif Central. En Alsace, l'espèce est considérée comme éteinte depuis 1980 (De La Gorce 1994) même si quelques observations sporadiques et souvent douteuses ont été signalées depuis (Baumgart 1980, De La Gorce 1994) laissant supposer qu'il ne subsiste pas de noyau de population viable de loutres mais tout au plus quelques individus erratiques, provenant des derniers isolats d'une population sur le déclin. Une recolonisation naturelle et prochaine de ce secteur de la vallée du Rhin apparaissant hautement hypothétique, un projet de réintroduction visant à reconstituer des noyaux de populations viables a alors été envisagé en Alsace dès le début des années 1990. Le programme de réintroduction de la loutre en Alsace est le premier du genre à être réalisé en France. En Europe, quelques expériences de réintroduction de la loutre ont déjà été menées, notamment en Angleterre dès 1983 par « l'Otter Trust » avec des animaux issus de captivité. Ces opérations ont été couronnées de succès puisque les suivis ont montré que de nombreuses naissances ont eu lieu et que l'espèce s'est développée, atteignant le niveau qu'elle avait 25 ans auparavant (Wayre 1993). D'autres expériences ont été menées avec des animaux capturés dans la nature, qui vont du simple lâcher au véritable programme de réintroduction. Par manque de suivis des individus relâchés, la réussite de ces opérations reste difficile à apprécier. Initié par une étude de faisabilité (De La Gorce 1994), le projet alsacien a obtenu l'aval du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement en 1998, (NDLR : même si certaines questions, posées par la charte de réintroduction de la loutre en France -rédigée par la SFEPM et adoptée par le même ministère- sont restées en suspens). La zone de lâcher est constituée par le Ried Centre Alsace, région qui dispose de milieux inaccessibles, tranquilles et diversifiés et qui présente un réseau hydrographique dense offrant des potentialités importantes pour le développement d'un noyau de population. En octobre 1999, deux individus ont été réintroduits.

Naissance et élevage des loutres

Les deux premières loutres réintroduites (Mic et Moon) sont nées au Centre Loutres d'Hunawihr (Haut-Rhin) en 1996 et ont été élevées dans les installations du Centre par leurs mères respectives (Figure 1). Emancipés à l'âge de 8 mois environ, les loutrons ont été séparés de leur mère et placés ensemble dans un enclos spécialement aménagé afin de limiter au maximum les contacts avec l'homme. Les deux loutres ont été nourries à des heures irrégulières, principalement avec du poisson vivant (truites, anguilles, poissons blancs...). Les deux animaux ont séjourné dans cet enclos jusqu'à leur déplacement vers le site de lâcher. Ils étaient alors âgés de vingt quatre et de vingt huit mois.



Figure 1: Femelle et ses loutrons en captivité. (Photo : Centre Loutres Hunawihr).

Suivi des animaux

Les loutres réintroduites sont équipées d'émetteurs intrapéritonéaux. Ceux-ci, de forme cylindrique, mesurent environ 7 x 2 cm pour une masse de 35 g (Figure 2). Leur durée de vie théorique est de 24 mois. L'implantation des émetteurs a été réalisée au Centre Loutres en octobre 1998. Suite à cette opération, les deux animaux ont été placés dans un enclos et régulièrement surveillés, tant médicalement que comportementalement. Aucun phénomène de rejet n'a été observé. La cicatrisation étant très rapide, les loutres ont pu être placées en enclos de lâcher sur le terrain six semaines plus tard. Par ailleurs, elles ont été munies d'un transpondeur sous-cutané. Les analyses d'empreintes génétiques ont révélé une grande similarité entre les loutres du Centre et un échantillon de loutres sauvages provenant de différentes régions de France, (NDLR : après une première étude préliminaire et partielle).

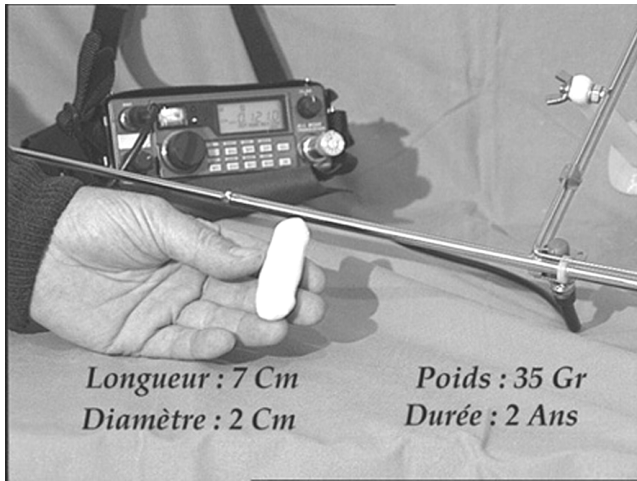


Figure 2: Emetteur intrapéritonéal et récepteur. (Photo : Centre Loutres Hunawehr).

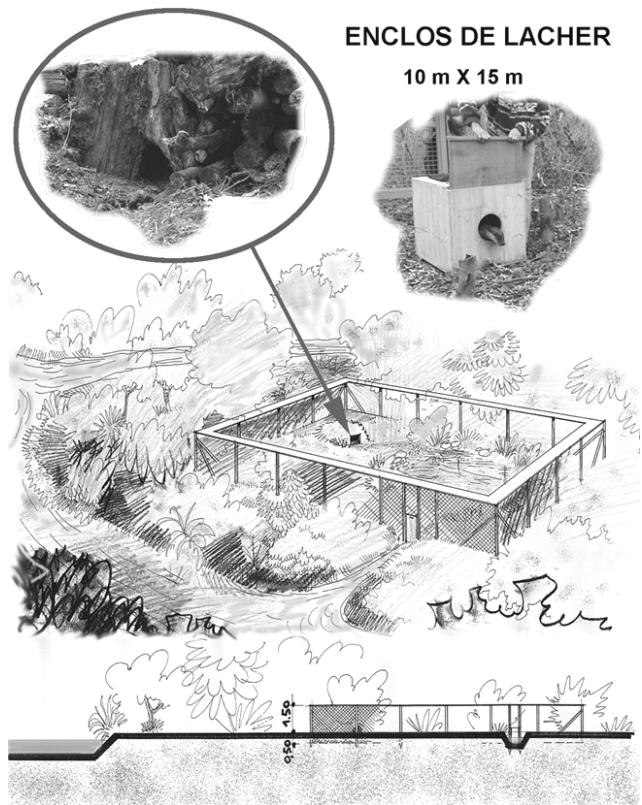


Figure 3: Enclos de lâcher.

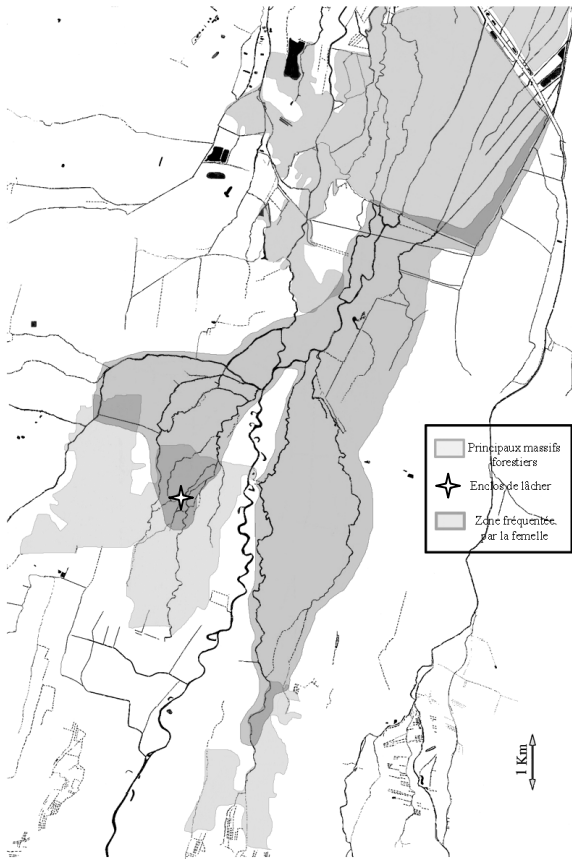


Figure 4: Enclos de lâcher et zone fréquentée par la femelle du 03/01/1999 au 30/01/1999.

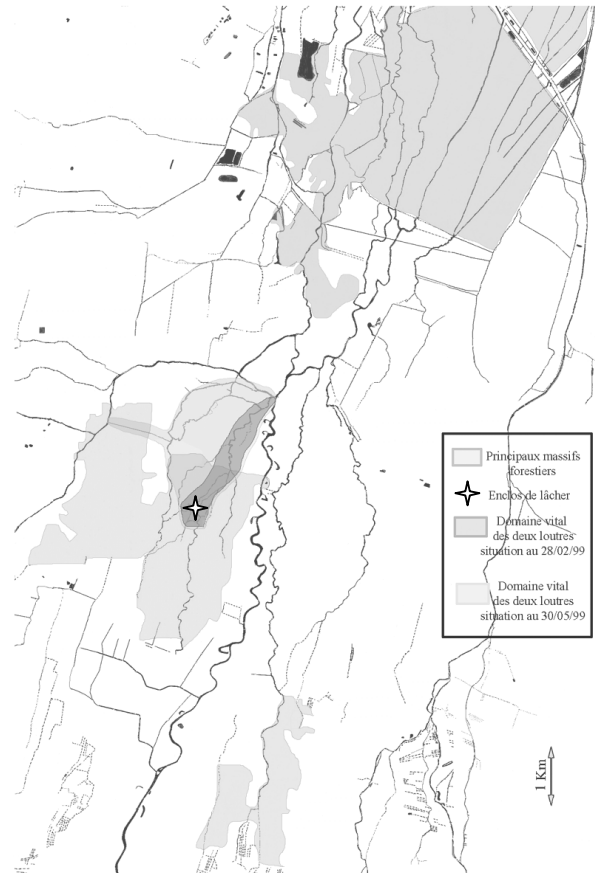


Figure 5: Domaine vital des deux loutres réintroduites.

Mise en enclos de lâcher

Un enclos, situé dans une forêt de la zone de lâcher, a été aménagé et équipé d'un bassin et d'une catiche reconstituée, isolée par une tôle et recouverte de branchages et de terre (Figure 3). Cet enclos, d'une surface de 150 m², est situé en bord de rivière. Le bassin est directement alimenté par l'eau de la rivière. La femelle, Moon, y a été placée le 25 novembre 1998 et le mâle, Mic, deux jours plus tard. Le séjour dans l'enclos a été de 34 jours pour la femelle et de 32 jours pour le mâle. Pendant cette période, les deux loutres ont été nourries quotidiennement avec des poissons vivants déposés dans le bassin.

Domaine vital des loutres

Au terme de la période d'adaptation en enclos de lâcher, la trappe a été ouverte le 29 décembre 1998. Du poisson vivant, en quantité décroissante, a été placé dans le bassin de l'enclos pendant une dizaine de jours après le lâcher. Les loutres ont progressivement cessé de venir s'alimenter dans le bassin de l'enclos. Ce n'est que tard, dans la nuit que les deux animaux ont quitté leur enclos. Ils ont descendu la rivière la plus proche et sont restés ensemble durant quatre jours à environ 1,5 km au nord de l'enclos. La femelle a ensuite quitté le mâle pour une exploration du réseau hydrographique se traduisant par d'importants déplacements (Figure 4). Ces déplacements qui ont duré quatre semaines ont mené l'animal à 9 km à vol d'oiseau vers le nord, en aval du point de lâcher puis à 4 km vers le sud, en amont du site de lâcher (voir Fig. 1).

Le mâle est toujours resté au nord de la zone de lâcher, sur un secteur plus réduit. A partir du 30 janvier 1999, la femelle a retrouvé le mâle, partageant ses gîtes pendant plusieurs semaines, puis a commencé progressivement à fréquenter d'autres catiches. Les deux loutres se retrouvent fréquemment en journée ou à la tombée de la nuit. Ainsi, du 30 janvier 1999 au 30 mai 1999, elles ont été localisées plus de vingt cinq fois ensemble. La femelle semble actuellement utiliser le même domaine vital que le mâle. Ce domaine vital, dont la superficie a augmenté au fil des mois plus particulièrement vers l'ouest, (Figures 4 & 5) est caractérisé par la présence d'un important réseau hydrographique, très ramifié. Il représentait fin juin environ 700 hectares (7 km²) (selon la technique du polygone convexe) et une quinzaine de kilomètres de rivières. Actuellement il est d'environ 1.000 hectares et de plus d'une vingtaine de kilomètres de rivière (Figure 6). L'enclos de lâcher fait parti de ce domaine vital et les loutres y reviennent fréquemment au cours de la nuit.

Gîtes

Plusieurs gîtes sont exploités par les deux loutres sur leur domaine vital (Figure 7). Certains sont communs, d'autres sont strictement «personnels».

Les gîtes communs ont été utilisés par les deux loutres simultanément dans les semaines qui ont suivi le lâcher, puis successivement. Plusieurs d'entre eux ont pu être mis en évidence. Ce sont notamment des couches à l'air libre, camouflées dans un tapis dense d'héliophytes (carex,

joncs, roseaux...). Ces couches sont caractérisées par des dépôts d'épreintes à leurs abords et peuvent être occupées plusieurs jours de suite par la même loutre.



Figure 6 : Rivière fréquentée par les deux loutres réintroduites. (Photo : Centre Loutres Hunawihl).



Figure 7 : Catiche régulièrement utilisée par le mâle. (Photo : Centre Loutres Hunawihl).

Les gîtes «personnels» sont des couches à l'air libre ou des terriers (*a priori* souvent des anciens terriers de ragondin). Ces terriers possèdent une entrée sous l'eau, ne sont pas marqués par des épreintes et peuvent être occupés plusieurs jours consécutifs.

Régime alimentaire

La présence de reliefs de repas et une première analyse des épreintes (Figure 8) semblent montrer que les loutres se nourrissent de différentes espèces de poissons présents dans le milieu avec une préférence pour les anguilles et les petits cyprinidés. Le régime alimentaire semble fonction des saisons avec une importante augmentation des batraciens dès le printemps. Les quelques poussins rajoutés parfois au début du lâcher dans l'enclos n'ont pas été consommés attestant qu'elles se procurent des proies de façon autonome dans la nature et que les disponibilités alimentaires sont suffisantes sur les secteurs fréquentés.



Figure 8 : Epreintes. (Photo : Centre Loutres Hunawihir).

Conclusion

Les deux animaux, issus de captivité, montrent des comportements très proches de ceux observés chez les loutres sauvages. Ils craignent l'homme et utilisent différents gîtes dispersés dans un espace régulièrement fréquenté. Le mâle semble avoir adopté un territoire qu'il marque par des dépôts d'épreintes et ce, dès les premiers jours suivant le lâcher. La femelle, après avoir parcouru de grandes distances paraît se cantonner sur le domaine vital du mâle. Ce domaine a augmenté progressivement, principalement vers l'ouest.

D'importantes crues ne semblent pas avoir perturbé les deux loutres qui ont continué à fréquenter le lit des rivières et ont utilisé des zones surélevées pour gîter. Par ailleurs, dès la fin des inondations, elles sont retournées dans leurs catiches respectives. La plupart des auteurs s'accordent pour dire que les loutres sont pubères entre deux et trois ans. Les deux premières loutres réintroduites, âgées fin 1999 de deux ans et demi et trois ans pourraient donc donner naissance à des jeunes mais

aucune observation de terrain ne conforte actuellement cette possibilité. Ces différentes indications montrent que la première phase de cette opération qui visait à mesurer l'adaptation de deux loutres issues de captivité à un milieu naturel a parfaitement réussi. Le projet de réintroduction devrait se poursuivre avec le lâcher prochain de nouveaux individus.

Remerciements

Nous tenons à remercier très sincèrement l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et plus particulièrement François Léger pour sa disponibilité et ses précieux conseils. Notre gratitude revient aussi à tous nos sponsors, La Volerie des Aigles, les Sources Carola et la Firme Fuji. Toute notre reconnaissance enfin à l'ensemble du personnel du Parc des Cigognes et des Loutres d'Hunawihir ainsi qu'à toute l'équipe de stagiaires qui nous ont aidés pour la collecte des données de terrain.

Mots-clés : Loutre, *Lutra lutra*, Réintroduction, Télémétrie, Domaine vital

Bibliographie

- Baumgart, G. 1980. La Loutre. In : "*Mammifères d'Alsace*". Les Guides Gesta Editeurs. Paris et Strasbourg, 236 p.
- De La Gorce, F. 1994. *Etude de faisabilité de la réintroduction de la Loutre (Lutra lutra) en Alsace, première partie*. A.P.R.E.C.I.A, Colmar, 65 p. et annexes.
- Rosoux, R., Tournebize, T. & Maurin, H. 1995. Etude de la répartition de la Loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actualisation 1993. *Cahiers d'éthologie appliquée*, 15 (2-3-4) : 195-206.
- Wayre, P. 1993. *Return of the otter : The Otter Trust's reintroduction programme*. Otter Trust. Earsham near Bungay, Suffolk.

Adresse actuelle de C. Müller :
23, rue de la Gaensmatt, 68150 Ostheim
M : lartem@worldonline.fr

Le lynx boréal (*Lynx lynx*) en France : statut actuel et problèmes de gestion

Philippe Stahl ^{1*}, Jean Michel Vandel ¹ & Pierre Migot ²

¹ CNERA Prédateurs & Animaux Déprédateurs, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Montfort, 01330 Birieux

² CNERA Prédateurs & Animaux Déprédateurs, Office national de la chasse et de la Faune Sauvage, Saint-Benoit, 78610 Auffargis

* M : p.stahl@onc.gouv.fr

En France, le lynx est actuellement présent dans trois principales régions montagneuses distinctes du fait de plusieurs réintroductions. Dans le Jura, le lynx occupe une aire continue couvrant la quasi totalité des massifs forestiers. Dans le massif vosgien, la présence du lynx a été notée de façon quasi-permanente depuis 1989 dans certaines zones forestières, alors que pour d'autres zones, elle n'a pas été mise en évidence, ou bien ne l'a été que de façon occasionnelle. Dans les Alpes, des preuves de présence ont été recueillies dans tous les principaux massifs, mais aucune aire de présence continue ne peut être mise en évidence. Les dégâts de lynx sur les moutons sont essentiellement recensés dans le massif du Jura où la vulnérabilité de cette proie est extrême. Sur le long terme, il est néanmoins apparu que, malgré l'absence de méthodes de gardiennage des troupeaux, les attaques de lynx sur les moutons restaient peu nombreuses à l'échelle régionale.

Après une longue période de déclin, le lynx boréal (*Lynx lynx*) s'est éteint dans la plupart des pays d'Europe de l'ouest au début du 20^{ème} siècle. Aujourd'hui, l'espèce se développe à nouveau lentement dans certaines parties de son aire d'origine. En France, le lynx est actuellement à nouveau présent dans trois régions montagneuses distinctes : le Jura, les Vosges et les Alpes du Nord. La réapparition du lynx dans ces régions est due à plusieurs réintroductions (revue dans Stahl & Vandel 1998a). La population jurassienne et la population alpine sont issues du lâcher durant les années 1970, de 8-10 individus dans le Jura suisse et d'au moins 14 individus dans les Alpes suisses (Breitenmoser *et al.* 1998). Dans les Vosges, un programme français de réintroduction a été initié en 1983. Entre 1983 et 1993, 21 individus ont été réintroduits (Herrenschmidt 1990, Vandel, 1995). Quelques lâchers accidentels ou clandestins ont également été réalisés dans le proche Palatinat allemand (Vandel & Wecker 1995). Dans les Pyrénées, la survie de l'espèce est encore débattue (Chazel *et al.* 1994), mais des preuves formelles de présence manquent (Stahl & Vandel 1999). La surveillance des populations de lynx est réalisée par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage à la demande du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Depuis la réapparition du lynx, et jusqu'à récemment, le principal problème de gestion posé par ce félin a été la prédation exercée sur les moutons dans le massif du Jura. L'impact de la prédation sur les ongulés sauvages a également fait l'objet de débats, et la réintroduction du lynx dans le massif vosgien a été vivement contestée par certains groupes. Néanmoins, d'une manière générale, les conflits avec le monde de la chasse ont été limités, probablement en partie grâce à l'accroissement important des populations (et des tableaux

de chasse) de chevreuil (*Capreolus capreolus*) (Boisaubert *et al.* 1999), concomitante au développement du lynx dans la plus grande partie de l'aire occupée par l'espèce.

Les principaux programmes de recherche et de conservation développés en France sur le lynx ont poursuivi les objectifs suivants :

- mener à bien et évaluer le programme de réintroduction du lynx dans le massif vosgien,
- mettre en place un programme permanent de surveillance de l'évolution de la distribution des populations, un recensement exhaustif des dégâts à l'échelle nationale, ainsi qu'une procédure d'indemnisation des dégâts au bétail,
- mieux comprendre le patron de prédation exercée sur les moutons par (i) une analyse détaillée des constats de dommages (variabilités spatiale et temporelle des attaques, estimation du taux de prédation sur le bétail) et par (ii) des études de terrain sur le comportement des lynx et sur les caractéristiques d'habitat des secteurs avec attaques, afin d'identifier les facteurs responsables de l'hétérogénéité spatiale des dégâts.

Dans cet article, nous présentons le statut actuel du lynx en France, l'importance et les caractéristiques des dégâts commis par le lynx sur le bétail, ainsi que les perspectives d'avenir pour la conservation et la gestion du lynx en France.

Statut actuel

Dans le Jura, le lynx est aujourd'hui présent sur une aire continue qui couvre la quasi-totalité des massifs forestiers. Une importante proportion de l'aire est occupée de manière permanente depuis maintenant des années. Compte tenu de notre méthode de cartographie, qui attribue chaque information à une maille de 9x9 km², la surface totale occupée par le lynx dans ce massif est d'environ 7.300 km² pour les données collectées entre 1993 et 1998. Quelques 3.500 km² peuvent être ajoutés pour le Jura suisse (Breitenmoser *et al.* 1998). Dans les Vosges, la présence du lynx a été notée de façon quasi-permanente depuis 1989 dans les massifs forestiers situés entre le val de Villé et la vallée de Masevaux. Dans les autres massifs forestiers, la présence n'a pas été mise en évidence, ou uniquement de façon occasionnelle. La surface total occupée par le lynx est d'environ 4.800 km² pour les données collectées entre 1993 et 1998, mais il est très probable que tous les secteurs occupés n'ont pas été repérés. La reproduction régulière du lynx dans le massif vosgien est, bien évidemment, la condition nécessaire au développement de la population. De 1992 à 1998, la présence de lynx juvéniles a été identifiée, chaque année. Durant cette période, plus de 30 preuves de reproduction différentes, provenant des Vosges

moyennes et du sud ont été réunies, pour la plupart dans des secteurs où la présence de l'espèce était montrée en permanence depuis 1989. Les Vosges du nord n'ont pas encore été colonisées.

Dans les Alpes, la surface cumulée est d'environ 3 200 km² pour les données collectées entre 1993 et 1998. Des preuves de présence ont été recueillies dans tous les principaux massifs, mais aucune aire de présence continue ne peut être mise en évidence. En outre, alors que les premiers indices ont été recueillis il y a déjà plus de 20 ans, la présence de l'espèce n'a été observée, dans la plupart des massifs, que pendant une ou deux périodes successives.

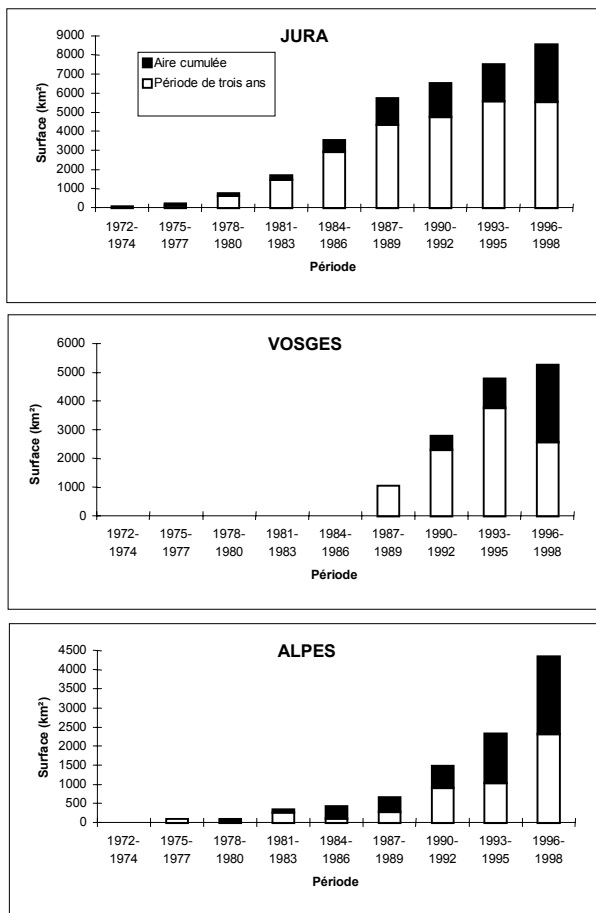


Figure 1 : Evolution des surfaces fréquentées par le lynx dans les trois principales aires de présence de l'espèce en France.

Perspectives d'évolution

Même si les populations de lynx transfrontalières du Jura et des Vosges sont encore fragiles, leur avenir ne semble pas sombre. Dans le massif jurassien, le nombre de nouvelles mailles identifiées durant chaque période continue de progresser (Figure 1), traduisant la poursuite de la colonisation. Cette évolution se fait néanmoins à un rythme plus lent qu'auparavant (environ 18% de nouvelles mailles pour la dernière période de trois ans). Ce ralentissement traduit le fait qu'une grande partie des surfaces forestières sont déjà occupées. Actuellement, l'aire de présence butte vers le sud et vers l'ouest sur de vastes espaces peu forestiers, cultivés ou urbanisés. Une progression est néanmoins encore possible vers le nord.

Dans le massif vosgien, malgré la disparition constatée de plusieurs des animaux réintroduits (Vandel 1995), le développement récent et constant de l'aire fréquentée par le lynx est un signe encourageant d'installation d'une population. La superficie sur laquelle la présence de l'espèce est observée continue de progresser, traduisant la poursuite de la colonisation (environ 35% d'accroissement pour la période 1996-1998). L'extension de la population vers l'est de l'aire actuelle est certes limitée par la plaine du Rhin. Elle l'est peut-être également vers l'ouest en raison de la fragmentation des massifs forestiers. Une extension importante est néanmoins encore possible vers le nord (Vosges du nord et Palatinat) comme vers le sud-ouest, en direction du massif jurassien. Malgré ces perspectives favorables, la population vosgienne reste encore très fragile. L'ensemble des facteurs de mortalité liés à l'homme semble important dans cette région (Vandel 1995) et peut encore affecter la viabilité de cette petite population. Sur le plan strictement biologique, un renforcement de population dans la partie nord du massif vosgien reste d'actualité car la présence de l'espèce n'a été notée que très irrégulièrement dans cette région depuis 1989. Une concertation régionale sur l'orientation à prendre pour la poursuite de ce programme de réintroduction semble être un préalable nécessaire. Un élément qui serait d'une importance majeure pour la conservation à long terme de l'espèce en France serait la jonction des deux aires de présence du Jura et des Vosges. Une connexion entre ces deux populations ne semble plus impossible aujourd'hui : les aires de présence actuelles du nord du Jura et du sud des Vosges sont distantes de 100 km; des indices de présence nouveaux sont recueillis depuis 1997 dans les milieux forestiers collinéens de Haute Saône qui font la jonction entre ces deux massifs. Dans les Alpes en revanche, le devenir du lynx est beaucoup plus incertain. Une immigration à partir du Jura reste hypothétique en dépit de la proximité du sud du Bugey où l'espèce est bien présente : très peu d'indices ont été collectés dans les régions pré-alpines proches de la Chartreuse et des Bauges. Les mêmes interrogations valent pour le Chablais, en bordure de la Suisse. Les raisons de l'absence d'aire continue, malgré la présence de quelques individus - et donc probablement de reproduction - depuis plus de 20 ans restent peu claires. Deux explications contradictoires peuvent être proposées : (i) l'aire réellement occupée est largement sous-estimée (i.e. les lynx sont présents mais leur présence n'est pas décelée) en raison d'une trop faible pression d'observation ou de caractéristiques d'habitat rendant la détection des indices de présence plus difficile ou bien (ii) aucune population de lynx n'est réellement établie. Nous ne pouvons encore conclure de manière définitive mais la première explication paraît de plus en plus improbable. Le système de surveillance de la présence du lynx en France repose sur la collecte et la vérification d'observations faites par des forestiers, des chasseurs, des naturalistes, des éleveurs ou par le grand public (Vandel & Stahl 1996). Il ne peut d'emblée être exclu qu'aucune information ne soit obtenue dans certains secteurs en dépit de la présence réelle du lynx. Néanmoins, depuis la première conférence SCALP (Status

and Conservation of the Alpine Lynx Population) qui s'est tenu à Engelberg (voir Rencontres d'environnement n° 38, 1998, Conseil de l'Europe, Strasbourg), une plus grande attention a été portée sur cette région durant les dernières années. En outre, du fait de la présence récente du loup, les membres des réseaux ont effectué à différentes reprises des recherches de traces en hiver dans différentes parties de l'aire potentielle de présence du lynx. Les résultats obtenus ont été maigres. Très peu d'informations ont été collectées sur le lynx. Si l'on tient compte également du fait que le dernier cadavre de lynx recueilli dans les Alpes remonte à 1990 (Stahl & Vandel 1999), au contraire des Vosges et du Jura où des découvertes sont faites plus régulièrement, la deuxième explication (i.e. absence de population alpine étendue) semble plus probable. Quelles sont les raisons qui pourraient expliquer l'absence de développement d'une population en dépit de la présence d'individus ? Rien ne permet de suspecter une mortalité anormale par destructions illégales dans ces régions. La colonisation peut en revanche avoir souffert d'un trop faible taux d'immigration à partir de la Suisse ou du Jura. Il serait également nécessaire d'évaluer plus précisément la qualité de l'habitat du nord des Alpes françaises pour le lynx : la répartition essentiellement linéaire des zones forestières dans les vallées du nord des Alpes, morcelées et entourées de vastes espaces alpins ou d'aires urbanisées représentent peut-être des contraintes écologiques très fortes pour le développement d'une population de lynx.

Caractéristiques des dégâts sur les moutons

Les dégâts sur les moutons sont essentiellement recensés dans le massif du Jura. Dans les Vosges, les moutons sont plus rares ou sont moins accessibles pour le lynx. Dans le massif du Jura, les moutons sont élevés en petits lots, dispersés dans différents parcs (<100 ha), fréquemment situés à proximité de la forêt et de côtes rocheuses boisées. Dans cette situation, la vulnérabilité de cette proie est extrême. Les premières attaques ont été observées en 1984, mais leur nombre a augmenté seulement quelques années plus tard quand le lynx s'est développé dans la principale région d'élevage située dans les premiers contreforts du Jura. Cette augmentation du nombre d'attaques, à partir de 1988 et 1989, a entraîné de violents conflits avec les éleveurs. Sur le long terme, il est apparu néanmoins que, malgré l'absence de méthodes de gardiennage des troupeaux, les attaques de lynx sur les moutons restaient peu nombreuses à l'échelle régionale (Figure 2), de l'ordre de 100 à 200 par an (soit 100 à 400 moutons tués ou blessés par an). Le principal problème est en fait lié à l'apparition de foyers d'attaques, très localisés : entre 1974 et 1998, plus de 60 % des attaques ont été concentrées sur seulement neuf secteurs représentant au total moins de 5 % de la surface sur laquelle se sont produits des attaques de lynx (Stahl *et al.* sous presse).

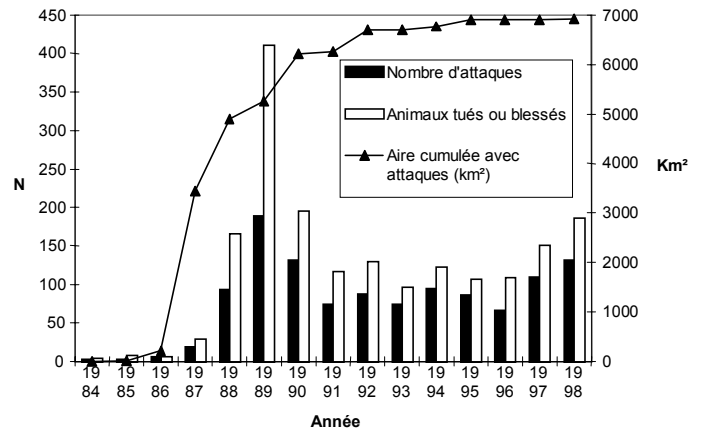


Figure 2 : Evolution du nombre d'attaques de lynx sur les moutons dans le massif jurassien

L'apparition ou la disparition de ces quelques foyers est le principal facteur expliquant les variations annuelles du nombre d'attaques à l'échelle régionale. En dehors des foyers, le nombre d'attaques est resté relativement stable de 1988 à 1998. Au niveau régional, le taux de prédation exercé sur les moutons est faible : selon les années de 0,2 % à 0,7 % des brebis adultes et de 0,1 % à 0,7 % des agneaux sont tués par le lynx. Si on ne prend en compte que les exploitations sujettes à la prédation exercée par le lynx, le pourcentage du bétail tué chaque année par rapport au nombre d'adultes présents est en revanche nettement plus important : pour 5 à 8 % des exploitations de plus de 100 brebis, les pertes représentent de 5 à 10 % du cheptel adulte présent. Pour certains tout petits troupeaux, la totalité du cheptel adulte et une forte proportion des agneaux produits sont parfois tués par le lynx au cours d'attaques successives. Dans ces secteurs très localisés, la persistance des dégâts d'année en année, peut représenter un réel handicap pour les éleveurs. Les neuf foyers d'attaques identifiés jusqu'en 1998 ont tous des surfaces inférieures à la moitié du domaine vital d'un lynx (Breitenmoser *et al.* 1993). En conséquence, ces foyers - et donc le principal problème de prédation du lynx sur le bétail - sont liés à un nombre très réduit d'individus. Les travaux actuels visent à mieux identifier les causes de ces concentrations d'attaques. Nous comparons les caractéristiques de l'habitat, l'abondance et la disponibilité des moutons, ainsi que les méthodes d'élevage dans des parcs attaqués et non attaqués. Dans cette même région, le taux de prédation sur les moutons par des lynx radio-pistés a été estimé afin de déceler la présence éventuelle d'individus à problèmes.

Comment peut-on limiter les conflits liés aux déprédations ?

Dans le massif du Jura, il apparaît aujourd'hui clairement que la prédation du lynx sur les moutons est un problème récurrent mais ponctuel. Le concept de zonage, parfois proposé pour gérer les conflits entre les grands carnivores et l'homme (i.e. séparation spatiale des aires de conflits et des aires de conservation des grands carnivores) n'est absolument pas efficace dans ce contexte. Pour plus de

70% des exploitations attaquées, le caractère très épisodique des attaques (1 à 2 par an) et leur caractère imprévisible d'une année à l'autre rendent impraticables la plupart des mesures de protection des troupeaux. L'indemnisation des dommages reste alors le seul outil disponible et, dans la plupart des cas, il n'est pas justifié de conditionner ces indemnisations à la mise en place de coûteuses mesures de protection des troupeaux. Les dégâts concentrés dans l'espace peuvent en revanche déboucher sur la mise en place de mesures de prévention plus ponctuelles pour limiter les conflits : captures d'animaux causant des dégâts importants s'il s'avère que les foyers sont bien liés à des individus spécialistes, mise en place subventionnée de chiens de protection des troupeaux si les dégâts sont liés à un environnement particulier, ou enfin combinaison des deux méthodes. Les travaux en cours portent sur l'évaluation de ces alternatives.

Mots-clés

Lynx boréal, *Lynx lynx*, Déprédations, Elevage ovin, Répartition

Références

- Boisaubert, B., Gaultier, P., Maillard, D., & Gaillard, J.M. 1999. Evolution des populations de chevreuil en France. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244 : 6-11.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C.H. & Capt, S. 1998. Re-introduction and present status of the lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Hystrix*, 10, 17-30.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C.H., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann U. & Müller U.M. 1998. The action plan for the conservation of the eurasian lynx *Lynx lynx* in Europe. *Seminar on the conservation of european wildlife and natural habitats, Nizka Tatry National Park, Slovakia, 5-7 october 1998*, Council of Europe, Strasbourg.
- Chazel, L., Da Ross M. & Pompidor J.P. 1994. Lynx : new data from the eastern Pyrénées. *Cat News*, 24 : 18-19.
- Herrenschmidt V. 1990. Le Lynx : un cas de réintroduction de superprédateur. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, Suppl. 5 : 159-174.
- Herrenschmidt V. & Léger F. 1987. Le Lynx *Lynx lynx* (L.) dans le Nord-Est de la France. La colonisation du massif jurassien français et la réintroduction de l'espèce dans le massif vosgien. Premiers résultats. *Ciconia*, 11, 131-151.
- Stahl, P. & Vandel, J.M. 1998a. *Le lynx boréal Lynx lynx* (Linné, 1758). Encyclopédie des carnivores de France, n° 19. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères SFPEM. Paris, 65 p.
- Stahl, P., Vandel, J.M., Herrenschmidt V. & Migot P. 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced population: long term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*. Sous presse
- Stahl P. & 1998b. Distribution of the lynx in the french Alps. *Hystrix*, (n.s.) 10, 3-15.
- Stahl P. & Vandel J.M. 1999. Mortalité et captures de lynx (*Lynx lynx*) en France (1974-1998). *Mammalia*, 63, 49-59.
- Vandel J.M. 1995. Le Lynx dans le massif vosgien, situation en 1994. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 202 : 2-15.
- Vandel, J.M. & Wecker, F. 1995. Présence actuelle du Lynx (*Lynx lynx*) dans le massif des Vosges du Nord (France) et le Palatinat (Allemagne). *Ciconia*, 19 : 133-144.
- Vandel, J.M. & Stahl, P. 1998. Lynx (*Lynx lynx*) population monitoring in France : comments on a method of data collection applied over a 6-year period. *The re-introduction of the lynx into the Alps, Environmental Encounters n° 38*, pp.97-104, Council of Europe, Strasbourg.

Partie II

Cohabiter avec les grands carnivores

L'ours (*Ursus arctos*) dans les Pyrénées béarnaises : vers une cohabitation avec l'homme

Gérard Caussimont ^{1*}

¹ Fonds d'Intervention Eco-Pastoral, FIEP Groupe Ours Pyrénées, B.P. 508, 64010 Pau Cedex

* M : fiep@club-internet.fr

Dans le Béarn vivent de nos jours cinq des six ours autochtones restant dans le massif pyrénéen, le sixième s'étant déplacé sur le versant espagnol contigu. Ce sont trois mâles, une femelle et un ourson dont le territoire habituel se trouve dans les vallées d'Aspe et d'Ossau. Dans cette région comme dans le reste des Pyrénées l'ours a été chassé, traqué, détruit pendant des siècles. Depuis une vingtaine d'années, des sociétés de protection de la nature et les administrations de l'environnement ont promu et cherché à faire appliquer une politique de conservation de l'espèce et de ses habitats. En 1994, l'Etat, les collectivités territoriales, les chasseurs et les éleveurs ont signé une « charte de développement durable des vallées béarnaises et de protection de l'ours » et créé un organe de gestion : l'Institution Patrimoniale du Haut Béarn (IPHB). Notre propos est d'analyser aujourd'hui les résultats obtenus en matière de cohabitation entre l'homme et l'ours dans une région où l'on dispose d'un habitat de qualité, d'une population d'ours autochtones sédentaires, d'une culture du gardiennage et d'une panoplie d'aides et de compensations pour la présence de l'ours destinées aux bergers.

Mesures favorisant la cohabitation ours-bergers

Diverses actions ont contribué depuis une vingtaine d'années à assurer une meilleure cohabitation ours-berger en Béarn. Les dégâts sont correctement indemnisés grâce au Parc National des Pyrénées (PNP), à la création d'une prime de dérangement par le Fonds d'Intervention Eco-Pastoral (FIEP) Groupe Ours Pyrénées en 1979 avec l'aide du World Wildlife Fund for Nature (WWF) et à la poursuite de ces indemnisations par le PNP, l'IPHB avec des crédits d'Etat et de la Communauté Européenne. La gêne apportée par l'ours est compensée avec la création par le FIEP d'hélicoptages gratuits de matériel pastoral en début de saison pour faciliter le travail du berger et moderniser ses conditions de vie en estive. Aujourd'hui cet hélicoptage financé par l'état est mené par le PNP en liaison avec les collectivités et permet à 58 bergers de transporter 35 tonnes de matériel vers 43 cabanes non accessibles par la route. Les bergers ont bénéficié de liaisons radio puis des radiotéléphones du FIEP Groupe Ours Pyrénées. Les 25 bergers les plus concernés par la présence de l'ours bénéficient du prêt gratuit de ce matériel de liaison et de sécurité. Il permet de communiquer avec les agents du PNP en cas d'attaques d'ours, avec la famille, les cabanes voisines, la protection civile, le vétérinaire, le réseau France Télécom. Ce qui est un plus lorsque l'on est à une, deux ou trois heures de marche d'une route. Ce service est gratuit et pris en charge par le FIEP qui, pour le mettre en place, a bénéficié d'aides privées (sponsors dont le WWF France).

Le gardiennage des troupeaux fait partie de la culture et du système d'exploitation laitier du berger béarnais qui traite ses brebis matin et soir. Ceci favorise la surveillance et le rassemblement du troupeau le soir près de la cabane où dort le berger ce qui est déterminant pour lutter contre les attaques des prédateurs. Malheureusement, le manque de main d'œuvre dans les exploitations et l'évolution des périodes de lactation ont favorisé le développement du pacage libre du bétail tari en été en estive, avec pour conséquences une augmentation des incidents avec l'ours. Dès 1991, le FIEP avait émis la demande, soutenue par une pétition signée de bergers de la zone à ours, que ces derniers puissent bénéficier d'aides agri-environnementales de l'Union européenne. C'est chose faite depuis 1995, 55 bergers de la zone à ours du Béarn bénéficient des aides suivantes : aide au gardiennage permanent en zone à ours, avec présence d'un chien de protection et rassemblement nocturne du troupeau près de la cabane ; aide au maintien de la traite à plus d'une heure de marche d'un accès routier ou bien aide à la garde du bétail tari. Ces aides viennent conforter des pratiques ancestrales qui sont compatibles avec la présence de l'ours. Elles représentent pour un troupeau fromager « type » en moyenne 20.000 F par été et par berger. L'action est pilotée par l'IPHB et le Centre Départemental Ovin. Ces aides incitent en outre le berger à ne pas demander de piste, ce qui est bon pour la tranquillité de l'ours. Elles permettent aux éleveurs de se faire aider à la ferme pour les foins, par exemple, pendant qu'eux restent avec le troupeau sur les pâturages. En conséquence, le nombre d'attaques la nuit sur le troupeau près des cabanes a diminué.

Les améliorations pastorales ont permis la rénovation des cabanes isolées des bergers, leur mise aux normes européennes et leur alimentation en eau conformément aux nouvelles règles sanitaires. Ce sont des actions prioritaires menées d'abord par le PNP sur son territoire, puis depuis 5 ans sur le territoire concerné par la Charte. Les subventions ont doublé et le programme réalisé en 5 ans atteint 26 millions de Francs. La présence de l'ours a grandement favorisé le financement de ces modernisations et contribue ainsi à maintenir des bergers fromagers en estive. Elle constitue donc un bénéfice certain pour le développement durable des vallées, alors que les actions entreprises permettent de prévenir les dégâts des ours aux troupeaux et de les maintenir à un niveau supportable.

Les estives les plus exposées aux attaques d'ours ont été sécurisées. Après le PNP précurseur en la matière, l'IPHB mène depuis 1997 une expérimentation de systèmes de protection nocturne des troupeaux autour de certaines cabanes. Le test de doubles parcs électriques, fixes ou mobiles et de projecteurs s'avère très positif. Sur les 11 installations réalisées il n'y a plus eu d'attaque nocturne

d'ours sur les troupeaux parqués. Le berger y gagne en qualité de vie, il n'est plus obligé de se lever la nuit pour repousser l'ours. En 1998, malgré la présence d'une femelle suitée, seulement 10 attaques pour cinq ours ont été constatées, soit 12 têtes de bétail indemnisées par l'Etat à hauteur de 48.000 F.

Le FIEP Groupe Ours Pyrénées a lancé en 1994 un programme avec le WWF France et une association de bergers pour valoriser le fromage fermier produit en zone à ours en utilisant ce dernier comme symbole d'un terroir de qualité (Figure 1). Deux marques ont été déposées, une étude de marché et des outils de promotion réalisés, etc. Aujourd'hui 26 producteurs adhèrent à ce programme et la structure de commercialisation qu'ils ont créée ne cesse d'augmenter le volume de ces ventes. Grâce à l'image de l'ours, le fromage est payé plus cher au producteur par la vente directe ou sans l'intermédiaire d'un grossiste. Ce premier pas franchi, il reste à développer le nombre d'adhérents et à transformer cette démonstration à petite échelle en un modèle de développement durable.



Figure 1 : Fromage des bergers en zone à ours, dénommé « Pé Descaous »

Résultats de cette politique

Les dégâts diminuent et atteignent des proportions tout à fait supportables y compris avec des oursons comme en 1995 ou en 1998. Le berger est plus neutre vis à vis de

l'ours. Néanmoins le problème des relations ours-berger n'est jamais définitivement réglé. Par exemple en 1992, les dégâts d'un ours trop « familier » nous ont rappelé que chaque saison est un recommencement où il faut être présent sur le terrain pour informer, rassurer et convaincre que la cohabitation est possible.

Mesures favorisant la gestion des habitats

Depuis 1984, diverses tentatives de gestion de l'habitat de l'ours afin de permettre à cette espèce de bénéficier d'espace, de tranquillité, de nourriture, de zones de refuge et de reproduction indispensables ont vu le jour avec plus ou moins de succès.

Gestion des forêts

Depuis 1994, grâce la signature de la Charte, diverses actions promues par les associations de protection de la nature et le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, sont appliquées dans la concertation : gestion des coupes forestières, avec adaptation des périodes d'exploitation pour éviter les dérangements au printemps et à l'automne ; étude systématique de l'impact d'un projet de coupe vis à vis de l'ours ; report d'exploitation ou gel de coupes sur les sites les plus sensibles ; débardage de bois par câble téléphérique pour éviter de créer des accès routiers sur certains secteurs et fermeture par blocs des pistes de récolte de bois pour tracteurs forestiers après exploitation.

Gestion des accès routiers sur les sites les plus sensibles

Le FIEP Groupe Ours Pyrénées et le Ministère de l'Environnement ont essayé depuis longtemps de promouvoir la mise en place d'une réglementation réservant l'usage des pistes ou des routes sylvo-pastorales aux seuls professionnels. Ce qui fut impossible par la contrainte en 1990, est en voie de réalisation depuis 1997 : 24 accès sont effectivement réservés aux bergers ou forestiers en zone à ours. Comme ni l'IPHB, ni l'Etat n'ont mis en place de structure de suivi et d'évaluation de ces mesures au moment de la signature de la Charte, le FIEP Groupe Ours Pyrénées a développé, depuis 1994 et avec le WWF France, un « Observatoire de la zone à ours ». Cet observatoire permet de mesurer l'effectivité des mesures de gestion citées auparavant et de veiller à ce que l'habitat reste accueillant pour une population d'ours et pour la faune sauvage. Le FIEP dresse un planning de tournées d'observation pour surveiller notamment l'état de la signalétique et le respect de la réglementation des accès en zone sensible. Nous avons constaté au cours de trois étés que dans les secteurs où les dispositifs de réglementation sont entretenus et les services de l'Etat verbalisent, une baisse de fréquentation importante est observée. Nous souhaitons que cette détermination politique locale soit généralisée sur le territoire de la zone à ours à l'ensemble des communes concernées.

Promotion de solutions alternatives

Depuis 15 ans, 33 projets de pistes ou routes ont été abandonnés, d'autres ont été modifiés grâce à l'intervention ou aux propositions des partenaires associatifs ou administratifs de l'environnement. Mais face à certaines

demandes sociales très fortes, il faut constamment chercher à innover pour apporter des réponses ne portant pas atteinte au milieu, le mini tracteur et le muletage pastoral en sont deux exemples intéressants.

En 1998, a été créé à Lescun un chemin pour mini tracteur, comme ceux qui existent dans les secteurs à loups et à ours des Monts Cantabriques en Espagne. Ce chemin étroit ne permet pas le passage de véhicules tout terrain classiques. Deux bergers ont été désenclavés tout en respectant le paysage et en limitant le dérangement de la faune.

Depuis plusieurs années les associations de protection de la nature essaient de promouvoir la mise en place d'un service de ravitaillement permanent par muletage pastoral pour les bergers isolés de la zone à ours. Ce qui est nouveau est la présence d'un prestataire de service qui libère le berger de la corvée de descente des fromages et de ravitaillement. Cette année sept bergers en bénéficient grâce à un accord entre l'IPHB et l'Etat qui le subventionne. Une meilleure cohabitation entre l'homme et l'ours en Béarn passe donc par des innovations constantes pour avoir « une boîte à outils » qui permette à l'ours et à l'homme d'avoir chacun leur place.

Gestion de la chasse

La chasse sur le territoire de l'ours est sans doute un des problèmes les plus épineux et le plus déterminant pour l'avenir de cette espèce. Des exemples récents en Béarn en 1994 ou en Haute Garonne en 1997 ont montré à quel point la chasse au sanglier pouvait poser problème pour la survie de l'ours. Néanmoins, en Béarn, après une période très conflictuelle où l'Etat a essayé d'imposer des réserves, un *modus vivendi* semble s'être mis en place, même s'il n'est pas parfait. Dans le cadre de la charte de 1994, les chasseurs ont créé un GIC (Groupement d'Intérêt Cynégétique) et des réserves sur la zone à ours (8.400 ha), certaines étant bien placées, d'autres non. Mais notre suivi des réserves dans le cadre de l'Observatoire et le témoignage de la police de la chasse montrent qu'elles sont généralement respectées. Des zones sans battues par alternance (5.950 ha) ont été créées où les ours et les sangliers sont présents en automne en dehors des réserves. Ces zones sont en général également bien respectées. Bien que certains sites vitaux soient demeurés sans protection, et que les chasseurs essaient d'allonger la période de chasse ou d'obtenir toujours plus, on a pu constater en cinq ans des progrès dans la cohabitation ours-chasseur avec des faits significatifs comme l'abandon de la chasse à l'automne 1995 sur un site où se trouvait une ourse suitée et la fréquentation assidue de deux réserves de chasse par une femelle suitée à l'automne 1998.

Sensibilisation du public

Depuis près de 20 ans, avec d'autres structures comme le PNP, le FIEP mène des campagnes systématiques annuelles de sensibilisation du public grâce notamment à l'aide du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Chaque année le FIEP sensibilise les enfants de plus de 100 écoles des vallées à ours et du piémont par le prêt d'expositions sur l'ours, la forêt, les pâturages, les rapaces, et par une projection animation gratuite. Des documents, dossiers pédagogiques, dépliants

et affiches créés par l'association avec l'aide de divers partenaires ont permis de mener cette action pédagogique depuis 1983. Ce travail de fond n'est certainement pas pour rien dans l'évolution des mentalités, palpable en particulier chez les jeunes bergers, beaucoup plus enclins à cohabiter avec l'ours que leur aînés. Pour les bergers, il existe depuis 20 ans une information spécifique du FIEP en plus de celle menée par les agents des administrations de l'environnement. Divers documents spécifiques comme le « Mémento des aides en faveur des bergers de la zone à ours », des contacts réguliers au moment des opérations d'hélicoptage, de distribution des radiotéléphones ou de visites en estive, permettent de divulguer l'information sur la réalité biologique de l'ours, les nouveaux outils alternatifs et le renforcement envisagé de la population d'ours.

Perspectives

Avec une population ursine relictuelle et de nombreux avantages liés à sa présence pour les bergers et les communes, la cohabitation homme - ours semble s'améliorer en Béarn. Mais en cette fin de la première période de la charte, de nombreuses questions dont certaines vitales demeurent en suspens: Que se passera-t-il si la population d'ours n'est pas renforcée? Et a contrario que se passera-t-il si les ours introduits sortent de la zone où toutes ces mesures, tous ces efforts, permettent la cohabitation? Les collectivités locales, les chasseurs, les organisations d'éleveurs et l'Etat vont-ils reconduire la Charte, programmer le renforcement et surmonter leur différend sur l'application de la Directive Habitat sur le territoire des ours béarnais? Un axe autoroutier succèderait-il un jour en Vallée d'Aspe à la route élargie construite aujourd'hui et qui vient se brancher sur le tunnel du Somport? A ce moment là, s'il reste des ours, leur territoire sera-t-il coupé en deux? Les sujets qui « polluent » une cohabitation qui, sur le terrain, se passe plutôt bien ne manquent pas: stratégies électorales, réintroduction dans les Pyrénées Centrales, Natura 2000... Néanmoins, nous avons pu constater au cours de visites récentes dans les Abruzzes, les Monts Cantabriques, en Slovénie, en Croatie ou en Autriche, que nous avons pris les problèmes par le seul bout qui permette une réelle cohabitation entre l'homme et l'ours, à savoir la gestion du pastoralisme et de l'habitat. Les exemples récents de conflits avec l'ours dans les Pyrénées centrales, dans les Pyrénées espagnoles ou encore dans le Mercantour avec le loup, nous encouragent à poursuivre dans la voie engagée depuis 20 ans « pour que l'ours et l'homme puissent vivre ensemble dans les Pyrénées ».

Mots clés

Ours, *Ursus arctos*, Pyrénées, Cohabitation

Un aide-berger associatif à la disposition d'éleveurs travaillant en présence du loup (*Canis lupus*)

Florence Englebert ^{1*}

Mission Loup, France Nature Environnement, 18 rue du 22 Novembre, 67000 Strasbourg

* M : fne.nature@fnac.net

Afin d'allier protection d'un animal sauvage - le loup (*Canis lupus*) - et réalités sociales, la Mission Loup de France Nature Environnement a, en juillet et août 1999, mis un aide-berger professionnel à la disposition d'un groupement pastoral des Hautes-Alpes afin d'aider le berger en titre et de renforcer le gardiennage d'un troupeau de 2.700 brebis en alpage dans le Queyras, dans un secteur de présence du loup. Sur ce gros troupeau, la perte de 35 brebis avait été imputée au loup durant l'été 1998. Cette saison 1999, la dissuasion a porté ses fruits et aucune attaque de loup n'a été enregistrée alors que deux loups sont toujours présents sur ce secteur. La combinaison de plusieurs moyens de prévention a démontré que, même sur un troupeau de cette taille, la prédation du loup n'est pas une fatalité et qu'il est possible de s'en prémunir très efficacement.

Le loup (*Canis lupus*) est revenu naturellement en France en 1992, après plus d'un demi-siècle d'absence. Durant ce temps, les pratiques pastorales se sont modifiées, les éleveurs ont perdu l'habitude de cohabiter avec les grands prédateurs et le gardiennage des troupeaux tendait à être abandonné pour des raisons économiques. Le retour du loup intervient par ailleurs dans un contexte économique difficile pour le pastoralisme. Ces différentes raisons, associées à des attitudes irrationnelles et passionnelles, exploitées politiquement par les syndicats agricoles, ont généré un véritable front d'opposition au loup.

Durant l'été 1999, la Mission Loup de France Nature Environnement a expérimenté une action innovante afin d'apporter son soutien à des éleveurs travaillant en présence du loup et de démontrer que des mesures efficaces permettent d'éviter la prédation du loup sur les troupeaux domestiques. La Mission Loup souhaitait placer un aide-berger, en juillet et août, auprès d'un troupeau ayant subi des attaques attribuées au loup l'année précédente, faute d'avoir été suffisamment protégé. Sa démarche était d'apporter son soutien à un ou plusieurs éleveurs demandeurs de moyens supplémentaires et déjà orientés vers la prévention et la mise en place des moyens de protection des troupeaux. Les conditions retenues étaient donc un troupeau en estive dans un secteur de présence du loup où il existe déjà un berger. Il n'était pas question de placer l'aide-berger auprès d'un troupeau non gardé où il aurait fait office de berger en titre. Autrement dit, l'objectif était d'apporter un soutien associatif sans se substituer à ce qui doit être le travail de base du pastoralisme.

Le massif retenu a été celui du Queyras (Hautes-Alpes) où un couple de loups est installé et où la majorité des troupeaux concernés ne bénéficient pas encore des mesures de prévention financées par l'administration dans le cadre du Programme Life Loup. Afin de travailler avec des éleveurs ouverts au dialogue et à la prévention, la Mission Loup a pris conseil auprès de la Direction Départementale

de l'Agriculture et de la Forêt (D.D.A.F.). Le troupeau retenu pour cette expérience appartient à sept éleveurs organisés en groupement pastoral, c'est-à-dire réunissant leurs bêtes pour l'estive, finançant en commun la location de l'alpage et salariant un même berger. Il s'agit d'un gros troupeau – 2.700 têtes – ayant été exposé à la prédation durant l'été 1998 : compte tenu de l'effectif du troupeau, le berger seul ne parvenait pas à parquer les brebis tous les soirs. Les attaques avaient commencé dès l'arrivée du troupeau, à la mi-juin, jusqu'à fin juillet. Ce troupeau a ainsi enregistré neuf attaques attribuées au loup qui se sont traduites par la perte de 35 brebis.

Avant la décision définitive, une rencontre a eu lieu entre la responsable de la Mission Loup et la personne représentant le groupement pastoral, puis entre le berger et l'aide-berger engagé par la Mission Loup. Ces deux hommes étant appelés à passer deux mois ensemble, isolés sur l'alpage, il était indispensable qu'ils se rencontrent au préalable afin de s'assurer qu'il y ait un minimum d'accord entre eux. L'aide-berger était en fait un berger professionnel placé, pour la circonstance, sous la responsabilité du berger en titre.

En 1999, pour ce troupeau, les moyens de prévention ont nettement évolué depuis l'année antérieure : la présence de l'aide-berger a été déterminante au sens où elle a permis au berger de parquer chaque soir les brebis dans un enclos électrifié ; par ailleurs deux chiens de protection de race patou avaient été introduits dans deux des troupeaux (rappelons qu'il s'agit du groupement en été de sept troupeaux différents) durant l'hiver. Hélas, l'un d'eux est mort accidentellement avant l'été (étouffé dans un arrosoir), si bien qu'il ne restait qu'un Patou pour 2.700 moutons, ce qui est largement insuffisant. Ce chien, encore jeune et inexpérimenté, était néanmoins parqué chaque soir dans le troupeau. De plus, chaque nuit le berger actionnait un tonne-fort (appareil traditionnellement employé pour effrayer les corvidés). Ces moyens de prévention se sont révélés très efficaces puisque aucune attaque de loup n'a été enregistrée sur ce troupeau en 1999. Le loup était toujours présent dans ce secteur et quelques attaques sur des troupeaux voisins, non protégés, lui ont été imputées. En revanche, le chien d'un randonneur a égorgé deux brebis en plein jour. Le berger n'a pas eu le temps de l'intercepter et l'aide-berger était occupé à monter du matériel avec le mulet. La présence du maître et du berger a néanmoins permis de stopper le chien et de limiter les dégâts. Cet incident souligne à nouveau l'impact énorme des chiens sur le bétail, impact généralement passé sous silence dès lors que la présence du loup est connue sur ce secteur. Si la présence du loup est une contrainte supplémentaire pour l'élevage ovin, elle présente aussi des avantages. Elle permet ainsi de revaloriser le métier de berger et de mettre à profit les crédits débloqués grâce à la

présence du loup pour améliorer les conditions de vie des bergers durant l'estive. Sur la vaste montagne louée pour le troupeau en question, existaient deux cabanes pastorales : la première, située à une altitude moyenne, était en bon état ; la seconde, située sur le quartier d'août (point culminant de la montagne où le troupeau pâture en fin d'été), était en ruines jusqu'en 1998, obligeant le berger à de longs trajets, matin et soir, pour rejoindre la cabane intermédiaire. La présence du loup a permis de débloquer les fonds pour reconstruire cette cabane pastorale d'altitude dès l'été 1999, permettant au berger (et à l'aide-berger) d'économiser temps et énergie. La prédation de l'été 1998 et la perte de 35 brebis ont coûté environ 45.000 FF en indemnités versées aux éleveurs), sans compter le stress du berger. En 1999, les deux mois de salaire de l'aide-berger ont représenté 25.000 FF soit une économie substantielle par rapport à l'année précédente, doublée d'une création d'emploi. Outre ces résultats positifs, cette expérience a été enrichissante sur le plan humain en permettant de tisser des liens entre le milieu associatif et des éleveurs très ouverts à cette démarche. De l'avis même du berger, un troupeau de cet effectif nécessiterait la présence de deux bergers, même sans le retour du loup. Cela confirme que cette profession est soumise à des

conditions de travail souvent difficiles que le loup ne fait que souligner. La presse a été informée de cette expérience constructive mais l'a peu relatée, préférant visiblement se faire l'écho d'attaques spectaculaires sur les troupeaux où d'ailleurs la responsabilité du loup est rarement établie avec certitude. France Nature Environnement réaffirme que le loup et les moutons peuvent parfaitement cohabiter si les troupeaux sont gardés et si les moyens de les protéger sont donnés aux éleveurs et aux bergers.

Cette action a été financée à 50% par la Mission Loup de France Nature Environnement. L'autre moitié a été partagée entre les associations suivantes : AFRDL (Association Française de Réhabilitation et de Défense du Loup), CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes) des Régions Isère et Rhône & Savoie, CORIF (Centre Ornithologique Région Ile de France), FRAPNA (Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature) Drôme et Savoie, Mille Traces, ROC (Rassemblement des Opposants à la Chasse), SAPN (Société Alpine de Protection de la Nature) et UDVN 04 (Union Départementale Vie & Nature 04).

Mots-clés

Loup, *Canis lupus*, protection, berger

Entre le troupeau et les prédateurs : le chien de protection

Pascal Wick¹

¹ Artus, BP 39, 41003 Blois cedex

En 1996, 33.000 brebis ont pâturé sur des coupes de bois au Canada en Colombie Britannique dans des habitats avec une des plus fortes densité de prédateurs dans le monde (grizzlis, ours noirs, pumas, loups et coyotes). Tous les troupeaux utilisaient des chiens de protection. Il y a eu au total 6 brebis tuées. Pour avoir un chien de protection efficace il faudra lui consacrer du temps et suivre une méthode précise pour le mettre en place dans un troupeau. L'efficacité d'un chien est fonction de sa génétique et de son acquis culturel. Première règle : se procurer un chiot de parents au travail. Deuxième règle : le séparer à 6 ou 7 semaines de sa mère et de ses frères et sœurs et le mettre exclusivement avec des individus de l'espèce qu'il devra protéger. C'est la période d'imprégnation. Troisième règle : limiter ses contacts avec les humains. Quatrième règle : le faire vivre continuellement à l'intérieur du troupeau. Cinquième règle: être là pour corriger les comportements inappropriés au moment où ces comportements se manifestent, donc être disponible et consacrer du temps à sa mise en place. Un bon chien de protection est un chien qui est attentif aux moutons avec qui il vit. Pour être attentif au comportement des moutons il faut être paisible et doux. Il protégera uniquement quand il y aura menace sur le troupeau et n'essayera pas de tuer l'agresseur, comment un chien pourrait-il tuer un grizzly, mais en s'interposant. Les bons chiens de protection ne sont pas des chiens féroces mais des chiens paisibles et doux, ce qui n'empêche pas que tout chien peut être agressif et mordre. En ne suivant pas correctement la méthode de mise en place du chien de protection on peut facilement se retrouver avec un chien non seulement inefficace mais dangereux pour les tiers, les deux allant le plus souvent ensemble.

Pastoralisme et prédation.

Août 1955, 14 h 00 aux Barillats, un alpage sur les lanches du Mont Joly à Megève. Une journée chaude comme il y en a rarement à cette altitude dans le massif du Mont Blanc. Le repas fini, je pars jeter un coup d'œil au troupeau de brebis : une cinquantaine de bêtes enfermées dans un petit parc à l'ombre d'un gros sapin. Avant d'être en vue du parc, j'entends des jappements. Il y a un chien qui aboie à l'extérieur du parc contre les bêtes affolées, un autre à l'intérieur qui s'acharne sur une brebis déjà défigurée, le sang gicle. Au total il y aura trois brebis tuées dont une appartenant à l'adolescent que je suis.

Août 1990, 06 h 00 la zone sauvage des Absarokas-Beartooth dans les Montagnes Rocheuses au nord du Parc National du Yellowstone aux Etats Unis. Je fais le tour du troupeau, où il a couché avant qu'il ne démarre. Un peu à l'écart il y a une brebis tuée aux trois quarts dévorée. Pendant la nuit l'ours est venu prélever son tribut. J'ai beau coucher sous la tente à côté du troupeau, je n'ai rien vu, rien entendu.

Depuis que l'homme de chasseur-cueilleur est devenu agriculteur-éleveur il a dû faire face à la prédation. Entre l'attaque de chiens du mois d'août 1955 et celle de l'ours du mois d'août 1990, il n'y a pas de différence de nature mais uniquement de degré, toutes les deux se situent sur un même continuum. La prédation sur les petits ruminants est une donnée de base de tout élevage ovin. La réapparition, suite à leur protection, de grands prédateurs sauvages dans des régions d'où ils avaient disparu depuis des décennies a pour conséquence d'augmenter une pression prédatrice existante, elle n'entraîne pas une situation radicalement différente. En Europe Occidentale la prédation due aux prédateurs sauvages (lynx, loup, ours, renard, sanglier) représente moins de 1% du total de la prédation due aux chiens domestiques.

Efficacité des chiens de protection

Pendant deux étés en 1998 et 1999, j'ai interrogé des moutonniers en Colombie Britannique, une province sur la côte ouest du Canada. La Colombie Britannique est deux fois plus grande que la France. Sur son territoire vivent plus de 150.000 ours, 8.000 loups, 9.000 pumas et un nombre encore plus grand de coyotes. J'ai entre autres interrogé Georgia Edworthy qui, l'été, garde son troupeau de 1.000 brebis dans les Rocheuses.

Question : Qu'avez-vous comme prédateurs ?

G.E. : J'ai des grizzlis, des ours noirs, des pumas, des coyotes et des loups.

Question : Et au cours des ces huit dernières années avez-vous eu beaucoup de problèmes avec ces prédateurs ?

G.E. : Non, non, j'ai eu une brebis tuée par un grizzly.

Question : Et c'est tout ?

G.E. : Oui c'est tout. C'est sûr que je n'aurais pas de moutons sans chiens de protection.

Au total j'ai interrogé douze des quinze éleveurs qui en Colombie Britannique gardent des moutons dans le cadre de la gestion forestière. Tous m'ont affirmé avoir réduit leurs pertes depuis le début des années 1990 à un niveau insignifiant grâce à l'utilisation des chiens de protection.

Pendant six années j'ai gardé un troupeau de 1.500 moutons dans l'écosystème du Grand Yellowstone avec comme un des objectifs de réduire autant que faire se peut les pertes dues à la prédation, sans porter atteinte à la vie des prédateurs, ni au bien-être des brebis. Le troupeau dont j'avais la charge perdait historiquement en moyenne 50 bêtes par estive. Les deux premières années, en 1989 et 1990, je suis monté avec un aide de camp comme il est traditionnel dans les Rocheuses. A partir de la troisième année, je suis monté sans aide de camp mais avec des chiens de protection. Les deux premières années sans chien de protection mais avec l'aide de camp, nous avons perdu en moyenne 26 bêtes, les quatre années suivantes avec les

chiens de protection, j'ai perdu une moyenne de 3 bêtes par estive. En Amérique où l'élevage ovin est relativement récent, les premiers moutons étant arrivés avec les conquistadores, les éleveurs ont toujours eu à faire face à une forte pression prédatrice. Jusqu'au milieu des années 1970, que ce soit aux Etats-Unis ou au Canada, l'empoisonnement des prédateurs était la technique la plus utilisée pour limiter les dégâts. D'abord sous la pression des environmentalistes puis sous celle de l'opinion publique, l'utilisation des poisons a été interdite. C'est alors que la technique des chiens de protection a été redécouverte, réévaluée et expérimentée. Une fois son efficacité démontrée et sa méthode mise en place et codifiée elle a fait l'objet de vastes programmes de sensibilisation et de vulgarisation. Aujourd'hui il est rare de rencontrer un éleveur qui n'utilise pas de chiens de protection et les éleveurs subissent moins de pertes que du temps de l'utilisation des poisons.



Figure 1: Chien de protection dans un troupeau

Comment fonctionnent les chiens de protection ?

Pour protéger un troupeau efficacement il est nécessaire qu'un chien de protection:

1. soit avec le troupeau qu'il est censé protéger,
2. ne dérange pas les individus de ce troupeau, ne leur fasse pas de mal, et ne soit pas lui-même le prédateur des moutons (n'oublions pas que nous avons affaire à un canidé, donc à un prédateur),
3. protège effectivement le troupeau si un prédateur l'attaque.

La première condition est qu'il soit continuellement avec le troupeau, et est obtenue grâce à l'imprégnation. Nous savons que pendant les premiers six mois de leur existence, principalement entre 8 et 16 semaines, les canidés créent leurs liens sociaux, et sont marqués pour le reste de leur vie par les rapports qu'ils ont eus avec d'autres individus de leur espèce ou d'autres espèces. Pour avoir un chien de protection efficace il faut donc qu'il vive dès son plus jeune âge, en tout cas avant deux mois, avec des individus de l'espèce qu'il sera censé protéger. Pour créer ces liens privilégiés, on devra séparer le jeune chiot de sa mère, de ses frères et sœurs et de tout autre chien à sept semaines pour le placer exclusivement avec les animaux qu'il devra protéger. N'importe quel chien de n'importe quelle race

peut être imprégné de la sorte. Il suffit de le mettre pendant la période indiquée avec des individus de l'espèce à protéger.

Le deuxième critère d'un bon chien de protection, est qu'il ne fasse pas de mal aux moutons (Figure 1). Quelle est la valeur d'un chien qui reste effectivement avec les moutons mais qui de temps à autre en tue? Il ne fera pas de vieux os dans le troupeau en question. N'oublions pas que le chien est un prédateur. Il n'est pas donné à tous les chiens de ne jamais exprimer un comportement qui est inscrit génétiquement dans leur développement individuel. C'est grâce à la sélection que les hommes sont arrivés à produire des chiens qui ne manifestent pas de comportement de prédation. En fait l'éleveur veut non seulement que son chien de protection ne tue pas ses moutons mais il veut aussi qu'il ne les dérange pas. Quelle serait la valeur d'un chien de protection qui toute la journée serait effectivement avec les moutons mais ne ferait que courir après eux les empêchant de pâturer en paix ? Lui non plus ne ferait pas de vieux os dans le troupeau. Un bon chien de protection non seulement ne fait pas de mal aux moutons mais il fait tout pour ne pas les déranger, pour ne pas leur faire peur. C'est une caractéristique qui est le résultat d'une sélection génétique et qui fait toute l'originalité des races des chiens de protection.

Nous avons donc un chien qui est lié avec les moutons, qui reste volontairement et constamment avec eux, et qui en aucun cas ne se transformera en prédateur des moutons dont il assure la protection. Un chien qui sera attentif au bien être des moutons. Autant de caractéristiques qui ne sont pas pour faire du bon chien de protection un chien agressif et féroce.

La troisième caractéristique d'un bon chien de protection est qu'il protège les moutons contre toute attaque de prédateurs. Mais n'y a-t-il pas là une contradiction évidente entre le comportement que l'on exige de lui vis-à-vis des moutons et son efficacité à protéger ces mêmes moutons contre tout prédateur ? Nous voulons un chien qui aime les moutons, qui ne soit pas chasseur mais qui dans un même temps devra dissuader tous les prédateurs de venir attaquer le troupeau. La troisième caractéristique n'exige-t-elle pas que le chien soit féroce ? Pour faire face à des loups ou à plus forte raison à un ours ne faut-il pas que le chien soit agressif ?

Pour répondre à cette question il est nécessaire de savoir ce qui fait qu'un chien de protection repoussera un prédateur et le dissuadera d'attaquer le troupeau.

Comme nous allons le voir et contrairement à ce que l'on pourrait penser et à ce que pensent malheureusement encore beaucoup de propriétaires de chiens de protection, ce ne sont pas les chiens les plus forts, les plus dominants ou les plus hargneux qui sont les meilleurs chiens de protection.

Comment un chien de protection dissuade-t-il les prédateurs d'attaquer le troupeau qu'il protège ?

Pour qu'un chien de protection soit efficace, il faut dans un premier temps qu'il soit capable d'identifier ce qui dérange et menace le troupeau. C'est parce qu'il est attentif au troupeau et qu'à travers le comportement des moutons il

perçoit ce qui représente un danger pour eux qu'il devient un bon chien de protection. C'est par sa présence, sa capacité à se fondre dans le troupeau, son rapport étroit avec des individus du troupeau que le chien acquiert sa capacité à percevoir ce qui peut déranger et à plus forte raison apeurer le troupeau. C'est l'accumulation de ces expériences qui vont lui permettre d'arriver à anticiper les agressions. Et ce ne sont pas les chiens les plus forts, les plus dominants, les plus hargneux qui seront les plus à même de se mettre à l'écoute du troupeau.

C'est donc la capacité à se fondre dans le troupeau et à vivre à son rythme qui déclencheront chez le chien de protection les mécanismes du comportement protecteur. Une fois que ce comportement est déclenché, comment le chien va-t-il procéder pour dissuader le prédateur ?

En fait cela dépend en partie de l'espèce à laquelle appartient le prédateur. Contre les autres chiens domestiques c'est principalement par sa présence dans le troupeau que le chien de protection remplit sa fonction. Par sa simple présence, il dissuade les chiens domestiques de s'approcher du troupeau. Sa présence est non seulement visuelle mais également auditive (aboiments) et surtout olfactive (marquages urinaires), informations qui sont autant de cartes de visite décrivant son sexe, son âge, sa condition physique, etc... en direction des autres chiens ayant des intentions prédatrices. Ce n'est pas pour rien que les chiens de protection sont de grands chiens. Voilà qui suffit pour dissuader la plupart des autres chiens de s'approcher du troupeau.

Qu'en est-il face aux autres canidés sauvages, tels que les loups, coyotes, chacals, etc ? A la différence du chien domestique ce sont des chasseurs professionnels qui ne tuent pas pour se divertir mais qui ont besoin de tuer pour survivre. Des individus pour qui le rapport gain d'énergie gagnée sur gain d'énergie dépensée doit être maximum. Pas question de tuer le plus gros mâle avec les plus grandes cornes. Ce ne sont pas des chasseurs de trophée. D'autre part il doivent éviter à tout prix de se blesser pendant cette action, il y va de leur survie. Un prédateur avec une patte cassée voit ses chances de survie diminuer drastiquement. Pas question de passer quinze jours au repos au coin du feu avec une bande plâtrée, bien nourri en attendant que la fracture se consolide. Donc de nouveau le chien de protection remplira son rôle en bonne partie grâce à son effet dissuasif. Appartenant au même genre (*Canis*) que le chien de protection, les loups, les coyotes, les chacals sauront parfaitement lire les cartes de visites qu'il aura laissées. Mais ce sont des chasseurs professionnels et ils sauront attendre et observer. Par une nuit de brouillard, le troupeau incomplètement regroupé, ils sauront profiter de l'occasion. Ils coopéreront pour essayer d'attirer le chien au loin pendant que d'autres attaqueront le troupeau. C'est la raison pour laquelle contre les prédateurs sauvages et notamment les loups il est essentiel d'avoir plusieurs chiens de protection dans un troupeau. Mais encore une fois, le chien de protection sera efficace, surtout par son effet dissuasif.

Et face à l'ours, qu'en est-il ? Pas question qu'il aille en découdre avec l'ours. Il aura beau être le chien avec le meilleur mordant il n'aura pas le dessus sur l'ours. En allant au contact pour mordre l'ours tout au plus réussira-t-il à se faire tuer par l'ours. Contrairement au chien de

Karélie, à l'Akita et autres chiens de chasse à l'ours qui sont des chiens de contact et qui se font régulièrement tuer par les ours, le chien de protection n'est pas un chien de contact. Encore une fois ce n'est pas sa capacité à mordre qui lui fera remplir sa fonction. En dehors du fait que beaucoup d'ours évitent d'attaquer les troupeaux accompagnés par des chiens de protection, si d'aventure il y a confrontation, c'est avant tout par sa capacité à harceler l'ours et à l'obliger à faire face que le chien de protection remplira sa fonction. Le chien de protection ne cherchera pas pour autant le contact avec l'ours. Ce n'est pas en mordant l'ours qu'il le fera partir. Il procédera comme un grand corbeau ayant décidé qu'un aigle ne chassera pas sur son territoire. Un grand corbeau ne peut prétendre tuer un aigle mais il peut certainement suffisamment le harceler, surtout s'ils sont plusieurs, en faisant des piqués sur lui et en accaparant toute son attention pour que de guerre lasse l'aigle finisse par aller chasser ailleurs. C'est en harcelant l'ours et en obligeant l'ours à tenir compte de leur présence que les chiens protégeront le troupeau et le feront partir.

Le chien de protection est-il un chien dangereux ?

Etant donné qu'un chien de protection travaille indépendamment de l'homme on peut s'interroger s'il ne va pas présenter un danger pour les autres utilisateurs de l'espace. A quoi servirait-il de faire cohabiter les troupeaux avec les prédateurs si dans un même temps tous les randonneurs, les chasseurs et leurs chiens se faisaient mordre ? Les chiens de protection sont des chiens domestiques. Comme tous les canidés se sont à la base des carnivores et des prédateurs. Du jeu à la survie, mordre est une caractéristique physiologique et comportementale importante. Les chiens domestiques, dont les chiens de protection, peuvent mordre non seulement des tiers mais également leur propriétaire. Cela implique-t-il que tous les chiens mordent ? Non. Alors pourquoi un chien mord-il des humains ? Comme pour tout être vivant, le comportement du chien est le résultat de son acquis génétique et de son expérience individuelle à travers notamment son éducation. D'un point de vue génétique, on peut se demander si certaines races sont plus mordantes que d'autres et si à l'intérieur d'une même race il peut y avoir des lignées plus mordantes que d'autres ? Les humains ont sélectionné les différentes races de chien en fonction de tâches qu'ils voulaient leur faire accomplir. On peut faire l'hypothèse qu'un chien destiné à la compagnie aura moins tendance à mordre des humains qu'un chien de chasse terrier pour renards ou blaireaux destiné à affronter son adversaire de face et chez qui la survie est étroitement associée à sa capacité à mordre. On peut donc faire l'hypothèse qu'il y a des races de chiens qui ont une tendance plus marquée que d'autres à mordre et notamment à mordre des humains.

Qu'en est-il des races qui constituent l'ensemble des chiens de protection. Où se situent-elles par rapport aux autres races ? Comme le bon fonctionnement du chien de protection ne repose pas sur l'agressivité, bien au contraire, de prime abord les chiens de protection ne sont pas des chiens agressifs. C'est au travers de son attachement à l'espèce qu'il protège qu'il fera face à un prédateur et non pas parce qu'il est agressif et qu'il veut en découdre avec tous les animaux qui s'approchent du troupeau. Si un chien est véritablement un bon chien de protection, il ne rentrera

activement dans son rôle de protection que s'il y a réellement une intention d'attaque de la part du prédateur. Un bon chien de protection sait faire la différence entre ce qui menace le troupeau et ce qui ne le menace pas. Un randonneur ou un chasseur n'ont aucune intention de prédation sur un troupeau de moutons qu'ils seraient amenés à rencontrer dans leur déplacement et par conséquent un bon chien de protection n'a aucune raison de manifester un comportement de défense et de protection face à eux. Ceci n'empêche pas qu'il y a bien des chiens de protection qui mordent et qui sont dangereux pour les tiers. Il y a quatre causes principales à cette situation :

- 1) à l'intérieur des différentes races de chiens de protection, il y a des lignées qui ont plus tendance à mordre que d'autres,
- 2) certains éleveurs pensent à tort qu'un bon chien de protection est un chien dominant et facilement hargneux.
- 3) l'éleveur donne à son chien de protection une éducation qui incite le chien à devenir un chien dangereux, le plus souvent sans que l'éleveur lui-même s'en rende compte,
- 4) les tiers ont une très mauvaise connaissance du chien et adoptent en présence de chiens de protection des comportements qui encouragent le chien à les agresser.

Lorsque l'on choisit un chiot pour en faire un chien de protection, il est important de connaître non seulement les parents de ce chiot mais également d'autres membres de sa famille déjà au travail et ainsi de s'assurer qu'il n'est pas issu d'une lignée présentant une historique de morsures.

Il est également important de comprendre que les chiens de protection sont efficaces contre les prédateurs domestiques ou sauvages mais qu'ils ne peuvent être employés pour se prémunir contre le vol. Il est évident qu'un chien issu d'une race de chiens de protection peut être un chien efficace contre le vol. Mais en plaçant un chien de protection dans un troupeau avec l'idée de résoudre des problèmes de vol, on incite le chien à manifester un comportement de protection face à tout humain qui passe près du troupeau et par là même on accroît considérablement la probabilité d'en faire un chien dangereux pour les tiers.

Malgré la sensibilisation que nous effectuons et l'information que nous diffusons sur le fait que pour être un bon chien de protection un chien ne doit être ni hargneux, ni agressif, il y a encore trop d'éleveurs qui associent l'efficacité de leur chien à son comportement dominateur et agressif. Un éleveur qui observe son chien de protection paisible au milieu du troupeau en train de pâturer alors qu'un chien de chasse passe à proximité va facilement douter de l'efficacité de son chien. Il aurait été rassuré sur l'efficacité de son chien de protection si celui-ci s'était non seulement mis à aboyer mais était venu confronter le chien de chasse et encore mieux s'il l'avait dominé et l'avait obligé à fuir en pleurant. L'éleveur a du mal à faire confiance à son chien qui, lui, sait que ce chien de chasse n'a aucune intention prédatrice, qu'il suit le pied du gibier et qu'il n'y a donc pas lieu d'intervenir. Plutôt qu'un chien inefficace, c'est un chien qui démontre qu'il a du discernement et du métier. Combien de fois n'ai-je pas

rencontré des éleveurs se plaindre de la nonchalance et de la gentillesse de leur chien qui les faisaient douter de leur efficacité ? Je leur fais généralement alors remarquer que depuis la mise en place du chien de protection dans leur troupeau ils n'ont plus eu de prédation et leur demande ce qu'ils veulent de plus.

Un éleveur qui établit des liens étroits avec son chien de protection, entre ses enfants et son chien, fait que son chien deviendra territorial et protégera autant les bâtiments, une zone géographique que le troupeau, il multiplie en fait les occasions de conflit entre son chien de protection et les tiers et diminue d'autant l'efficacité de son chien dans sa fonction de protecteur du troupeau. En effet un chien de protection qui a des liens trop étroits avec son maître ou les humains de son entourage risque de manifester son instinct de protection simplement lorsqu'un tiers s'approchera d'une de ces personnes de la même façon qu'un chien de protection trop lié à un bâtiment ou à un territoire risque de se sentir agressé si un tiers s'approche du bâtiment ou franchit les limites de son territoire. Autant de comportements qui augmentent la probabilité de morsures et qui vont à l'encontre de l'efficacité du chien de protection. En effet un chien trop lié avec son maître ou son entourage par la force des choses passera une partie de son temps avec ces personnes au détriment de sa présence au troupeau. Un chien lié à un territoire sera peu efficace contre les loups. Sous prétexte de défendre son territoire les loups sauront l'attirer loin du troupeau et pendant ce temps d'autres loups de la meute attaqueront le troupeau.

Finalement un chien de protection peut arriver à mordre des tiers parce que ceux-ci, le plus souvent sans s'en rendre compte et par ignorance, ont eu un comportement complètement inapproprié face au chien de protection et sont à l'origine du déclenchement du conflit.

La première chose à faire lorsque l'on rencontre un troupeau au pâturage accompagné ou non d'un chien de protection est de ne pas s'en approcher et de ne pas le déranger. On dérange un troupeau lorsque par sa présence on fait bouger des individus de ce troupeau. Peut-être le sentier que vous suivez passe-t-il justement en plein milieu de ce troupeau. Si tel est le cas, prenez votre temps et faites un détour pour ne pas avoir à passer en son milieu et forcément le déranger. Si vous voulez en savoir davantage sur le troupeau que vous avez vu il vous faut avant toute chose rentrer en contact avec son berger et/ou son propriétaire. Au cas où le troupeau est accompagné par des chiens de protection et que ceux-ci se sont mis à aboyer comprenez qu'un aboiement n'est pas forcément menaçant. Il y a de fortes chances pour que ces premiers aboiements soient des aboiements de signalement, sans plus. Contournez le troupeau et poursuivez votre chemin. Au cas où les chiens de protection viennent à votre rencontre toujours en aboyant immobilisez-vous, gardez vos mains contre votre corps et laissez les chiens faire votre connaissance. Parlez leur tranquillement. Une fois cette prise de contact faite et sans déranger le troupeau poursuivez votre chemin. *Si vous ne voulez pas vous faire mordre ne vous mettez surtout pas à courir, à lancer des pierres contre les chiens ou à les menacer avec un bâton.*

Encore une fois on peut se faire mordre par un chien de protection comme on peut se faire mordre par n'importe

quel type de chien. Mais comme nous l'avons vu, rien dans le comportement des chiens de protection ne les prédispose à mordre plus que d'autres chiens, bien au contraire.

Cadre institutionnel et technique de production

Quelques faits

Le 30 mars 1999, je suis avec Gilbert Guillet, responsable du programme Chiens de protection dans les Pyrénées Centrales, chez un éleveur qui a adopté les chiens de protection et qui monte sur une estive où pendant l'été 1998 son chien a été confronté à plusieurs reprises à Pyros, l'ours mâle réintroduit en 1997. Il reçoit un coup de téléphone. Une brebis a été tuée et consommée, une autre blessée par l'ours en montagne. Ces brebis portent une marque qui indiquent qu'elles appartiennent à l'éleveur chez qui nous sommes en visite, d'où le coup de téléphone. En fait ces brebis n'appartiennent plus à cet éleveur. Elles font partie d'un petit lot de bêtes qu'il a vendu à un autre éleveur il y a déjà un an. Cet autre éleveur n'a pas encore changé les marques d'identification. A cette date l'équipe de suivi n'a pas encore localisé Pyros depuis son entrée en hibernation. La brebis tuée et la brebis blessée faisaient partie d'un petit lot de 16 brebis qui ont passé tout l'hiver en montagne sans gardiennage. Des bêtes vides, c'est-à-dire qui n'allaient pas agnelier et donc aux besoins alimentaires limités, le « voissou ou la turgaille » comme on dit dans le langage du métier dans les Alpes où cette pratique est également largement utilisée.

Depuis 1996 des ours ont été réintroduits dans les Pyrénées Centrales. Les ours peuvent être les prédateurs des brebis. Mais pendant la plus grande partie de l'hiver les ours sont en hibernation. Parallèlement à cette réintroduction, a été mise en place une procédure d'indemnisation des dégâts d'ours. Dans le cas où il est certifié par le personnel assermenté que le dégât est bien dû à un ours, une brebis non inscrite est remboursée 650 FF plus 200 FF de manque à gagner plus 600 FF de prime de dérangement par attaque. Au cas où il a deux brebis tuées l'éleveur touche 2300 FF soit 1150 FF par brebis.

Commentaires

Ces seize bêtes sont restées tout l'hiver dehors. Une façon traditionnelle de leur faire passer ces mois difficiles au moindre coût. Il y a d'un côté le risque de les perdre : elles peuvent être prises par le mauvais temps, la neige ou une avalanche. Mais de l'autre, si d'aventure elles sortaient vivantes au printemps, il y a la perspective de toucher les primes annuelles par tête de bétail hivernée en montagne versées par l'Europe et la France, quelques centaines de francs. A ces risques de pertes et de gains vient depuis 1996 s'ajouter le risque de prédation ursine. Mais encore une fois attachée à ce risque il y a la possibilité de se faire rembourser les dégâts dans la mesure où les cadavres sont effectivement retrouvés et la responsabilité de l'ours est établie. Pour des brebis laissées pendant plusieurs mois en montagne et non gardées les chances d'établir la responsabilité de l'ours sont faibles mais pas inexistantes et pendant la plus grande partie de cette période l'ours est en hibernation. Vues les sommes impliquées et pour peu que l'on ait un minimum de goût pour le risque, le jeu en vaut certainement la chandelle. Laisser des brebis vides tout

l'hiver non gardées en montagne en zone ursine est une décision économique rationnelle.

Face à cette situation nous avons un ours qui, à peine sorti de sa tanière et avant même que l'équipe chargée de son suivi l'ait localisé, trouve sur son territoire 16 brebis toujours dehors et non gardées. Au sortir de son jeûne prolongé et une fois son système digestif remis en activité pourquoi se priverait-il de ses protéines animales bon marché ? Pouvait-il espérer mieux ? Voilà en tout cas une situation qui va lui faire adopter des comportements qui ne favoriseront pas sa cohabitation future avec le pastoralisme, comportements qui font qu'il sera d'autant plus difficile par la suite de le dissuader d'attaquer les troupeaux.

Nous avons donc un cadre institutionnel au niveau européen et national qui, à travers les primes à l'élevage et les indemnisations versées suite à la prédation, encourage les éleveurs à adopter des pratiques qui vont à l'encontre d'une cohabitation possible entre le pastoralisme et la présence de prédateurs.

Comparons cette situation à celle de Georgia Edworthy, la bergère en Colombie Britannique. Georgia est payée pour venir avec son troupeau de moutons pour éliminer la végétation qui concurrence les jeunes plants de conifères qui viennent d'être plantés. Si cette végétation concurrente n'est pas éliminée, pendant l'hiver le poids de la neige couche cette végétation et par là même les jeunes conifères qui perdent ainsi toute valeur. Le revenu qu'elle obtient avec son troupeau dans ce travail de débroussaillage représente un pourcentage important de son revenu annuel total. Toutefois pour être payée pour ce travail elle doit se conformer à un cahier des charges précis et strict qui stipule entre autres qu'elle ne doit pas avoir de conflit avec les prédateurs sauvages qui habitent ce territoire et qui, comme nous avons pu le constater, sont extrêmement nombreux. A elle de mettre en place des techniques de garde qui lui permettront de satisfaire cette exigence. Comme nous l'indique l'entretien, elle y est parfaitement arrivée.

Le cas de Georgia Edworthy n'est pas un cas exceptionnel en Colombie Britannique. Sur les 12 éleveurs que nous avons interrogés pendant les étés 1998 et 1999 et qui, au total, faisaient pâturer plus de 18.000 brebis dans des zones à très forte densité de prédateurs, aucun n'avait subi de prédation.

Georgia peut toucher un revenu important, à elle de faire en sorte qu'elle n'ait pas de conflit avec les prédateurs qui occupent le terrain sur lequel elle fait pâturer ses brebis. L'incitation qu'elle a de mener à bien ce pari est à la hauteur du revenu qu'elle peut espérer. Le cadre institutionnel dans lequel elle fonctionne la pousse à trouver des moyens pour faire cohabiter pacifiquement son troupeau avec les nombreux prédateurs occupant la zone où elle les fait pâturer. Le système incitatif créé par ce cadre institutionnel est cohérent avec les objectifs de cohabitation qui lui sont imposés. Georgia Edworthy a cinq chiens de protection dans son exploitation et s'est donnée les moyens de les utiliser efficacement.

L'éleveur des Pyrénées Centrales dont le petit lot de brebis a été attaqué par Pyros à peine sorti de son hibernation fonctionne dans un cadre institutionnel qui ne l'incite pas à adopter un mode de gestion de son troupeau qui permette d'éliminer la prédation. Ce n'est pas parce qu'on lui donne

la possibilité de s'équiper gratuitement en chiens de protection que cette situation changera. Même s'il profite de cette opportunité qui lui est offerte, ce n'est pas pour autant qu'elle sera efficace. La mise en place de chiens de protections opérationnels exige du temps et du travail de la part de l'éleveur. Elle implique des adaptations dans son système de production. Ce temps, ce travail et ces changements entraînent des coûts. Des coûts que l'éleveur des Pyrénées Centrales n'est pas incité à supporter. Pourquoi supporter ces coûts alors qu'il y a un programme d'indemnisation des dégâts ?

Une technique de production ne fonctionne pas efficacement indépendamment du cadre institutionnel dans lequel elle est placée et du système d'incitation que crée ce cadre institutionnel. Il faut un minimum de cohérence entre ces différents niveaux structurels pour éviter les gaspillages et les effets pervers. A l'heure actuelle dans l'Union Européenne il n'y a pas ce minimum de cohérence. L'éleveur qui a laissé ces 16 brebis tout l'hiver en montagne sans gardiennage agit de façon rationnelle. Ce n'est pas à lui de changer, c'est à nous de faire évoluer le système afin que le cadre institutionnel soit cohérent avec les objectifs qu'il est supposé promouvoir.

A l'heure actuelle l'éleveur de montagne reçoit chaque année et en fonction du nombre de têtes de bétail qu'il possède des primes spécifiques « montagne ». De la même façon on peut envisager d'allouer une prime spéciale « prédateur » aux éleveurs se trouvant en zone à grands prédateurs type lynx, loup, ours. Cette prime remplacerait les mesures de remboursement actuelles qui sont lourdes et coûteuses. A charge à l'éleveur ensuite de mettre en place des mesures anti prédation conformes au cadre légal avec l'aide des conseils techniques des structures compétentes agricoles ou autres.

Conclusions

Tant que l'homme était chasseur-cueilleur ses relations avec les grands prédateurs étaient un mélange d'estime et de crainte. Par contre lorsqu'il se fit éleveur et que ces mêmes prédateurs ne respectèrent pas ce qui était devenu

son bien, sa relation changea radicalement. Le loup, l'ours et le lynx devenaient une menace permanente, un souci constant. Se protéger contre les prédateurs devint une nécessité. La prédation, lorsqu'elle est significative, diminue la rentabilité de l'élevage et représente un coût. Pour minimiser ce coût, l'homme investit dans des techniques anti-prédation.

Dans un cadre institutionnel qui le responsabilise pleinement face à la prédation et l'oblige à minimiser les conflits avec les prédateurs, l'éleveur s'adjoint des chiens de protection qui permettent de cohabiter avec les prédateurs. En plus de son efficacité, c'est un outil qui a l'énorme avantage de pouvoir être complètement géré par ses utilisateurs. Contrairement à de nouvelles semences ou matériel agricole qui sont achetés à d'autres secteurs, ce sont les éleveurs eux-mêmes qui capitalisent sur la propagation de l'utilisation des chiens de protection. Ce sont les utilisateurs qui vendent des chiens aux autres éleveurs. Par là même cette démarche s'inscrit dans le cadre d'un développement durable. Enfin c'est un outil doux, respectueux de la vie et qui contribue à la biodiversité.

Par rapport aux éleveurs du passé, les éleveurs d'aujourd'hui ont l'énorme avantage d'avoir à leur disposition un outil testé et codifié. Grâce aux travaux scientifiques de ces 25 dernières années on sait maintenant de façon précise ce qu'un éleveur doit faire s'il veut avoir un chien de protection efficace et qui ne soit pas une nuisance pour la collectivité. Il reste aux politiques à la fois nationales et communautaires à créer un cadre institutionnel qui ait un minimum de cohérence pour que la coexistence entre pastoralisme et prédateurs puisse voir le jour.

Pascal Wick a réalisé un film de 37 min. sur le chien de protection. Renseignements : artusorg@aol.com

Mots-clés : Prédateur, Elevage, Cohabitation, Chien de protection

Cohabitation homme – grands prédateurs en Espagne

Vincent Vignon^{1*} et Alfonso Hartasanchez²

¹ Office de Génie Ecologique, 5 boulevard de Créteil, 94100 Saint-Maur

² Fonds Asturien pour la Protection des Animaux Sauvages (FAPAS), 33509 La Perreda s/n. Llanes Asturias, Espagne

* M : oge@club-internet.fr

La conservation des prédateurs ne peut se réaliser durablement sans une acceptation de ces animaux par les populations locales. A partir de deux exemples espagnols (réserve nationale de chasse de la Sierra de la Culebra et Parc Naturel de Somiedo), nous illustrons la conservation du loup (*Canis lupus*) et de l'ours (*Ursus arctos*) dans une région rurale d'Europe. Il apparaît qu'un cadre institutionnel correctement établi avec des mesures d'accompagnement et des dispositifs d'aide à l'élevage contribuent efficacement à une cohabitation entre l'homme et les grands prédateurs. Mais de nombreux facteurs non rationnels limitent les possibilités de cette cohabitation.

La préservation de l'ours (*Ursus arctos*) et du loup (*Canis lupus*) en Espagne rencontre divers degrés d'acceptation selon les activités humaines pratiquées localement. La présence du lynx pardelle (*Lynx pardinus*), plus discrète, ne sera pas traitée ici. Le loup, qui occupe une partie importante de la péninsule ibérique, est au centre de cette description à travers deux espaces : la Sierra de la Culebra en Castille-Leon et la région de Somiedo (comprenant également l'ours) dans les Asturies (Figure 1). Les données ont été recueillies lors de 20 voyages d'étude de la grande faune effectués depuis 1987 dont deux stages réalisés en 1999 pour le compte de l'Atelier Technique des Espaces Naturels, avec le Groupe Loup France et le CORA Isère, auprès des éleveurs, des élus, des services des territoires protégés et des naturalistes.

Le loup en Espagne, quelques données d'histoire et de réglementation

Vers la fin des années 1970, les loups sont passés par un effectif minimum de l'ordre de 300 à 500 individus (Grande del Brio 1984) suite aux destructions directes de ces prédateurs et à une chasse excessive de leurs proies naturelles, les ongulés sauvages (Delibes 1990). Une loi sur la chasse de 1970 et son décret d'application en 1971 a donné le statut de gibier au loup alors qu'il était considéré comme nuisible auparavant (Bobbé 1993a & b). Une recolonisation a pu s'opérer. Dix ans après la première estimation, un recensement réalisé à la fin des années 1980 évaluait l'effectif des loups espagnols à 1.500 – 2.000 individus avant les naissances (Blanco *et al.* 1990 & 1992). La croissance s'est poursuivie après cette date, notamment dans le quart nord-ouest de la péninsule ibérique. Mais, depuis le milieu des années 1990, les tensions qui accompagnent l'augmentation des dégâts au cheptel conduisent à une réduction du nombre de loups dans certaines régions (Asturies, Cantabrie, Castille-Leon, Galice ...). En Espagne, l'application de la Directive Habitat Faune Flore (1992) prévoit que le loup est strictement protégé au sud de la rivière Duero et chassable, au nord (Figure 1) en cas de dommages importants

occasionnés au cheptel. Le Duero ne correspond pas à une limite administrative. Dans la zone de protection stricte, les dommages ne sont pas remboursés partout. Dans cette partie de Castille-Leon, située Au sud du Duero, les indemnités n'existent que pour les espèces gibiers. Le loup y est rejeté par les populations rurales qui cherchent à l'éliminer (par tir, piégeage ou poison). En Estrémadure et en Andalousie, de grands territoires de chasse, comprenant l'essentiel des ongulés sauvages, sont clôturés, et le loup y est détruit. Dans ces deux régions, qui indemnisent les dégâts sur tout leur territoire, les loups n'ont plus été observés depuis 1996-97 (Castroviejo 1998). Au Portugal, où l'espèce est strictement protégée, l'aire de répartition du loup est limitée au nord-est du pays par la densité humaine et le braconnage qui l'accompagne (Petrucci-Fonseca, *com. pers.*). Au nord du Duero la régulation du loup est possible dans un cadre défini avec l'administration. Ce territoire comprend plus de 90 % des loups de la péninsule ibérique sur environ 20 % de sa superficie. Dans cette partie de l'Espagne, la principauté des Asturies fait exception avec des remboursements assurés sur tout le territoire. Dans les autres provinces, les remboursements des dégâts sont inégaux selon les régions autonomes et parfois, dans celles-ci, en fonction d'un zonage lié aux territoires de chasse privés ou d'Etat. Dans les réserves nationales de chasse, les pertes dues aux loups sont indemnisées par l'Etat. Alors que, dans les territoires des sociétés de chasse privée, ces dernières doivent payer les dommages, ce qui est rarement effectué (Bobbé 1993b). Les deux secteurs présentés illustrent des situations contrastées de cette partie de l'Espagne dans laquelle le loup est chassable.

La réserve nationale de chasse de la Sierra de la Culebra

Histoire et population humaine

La réserve nationale de chasse, située dans la région de Zamora en Castille-Leon, a été créée en 1973 pour conserver des populations d'ongulés sauvages et de loups. Elle couvre une superficie de 67.000 ha. Cette région a toujours été l'une des plus favorables au loup dans la péninsule ibérique, notamment lors du minimum de leurs populations. La conservation de la grande faune est soutenue par une aide financière de l'Etat aux communes en compensation des dommages occasionnés par les ongulés ou par les loups et à l'entretien des équipements publics, notamment la voirie. Les personnels de la réserve se composent de 13 gardes-chasses. La forêt est suivie par une équipe de 15 forestiers. La population d'environ 5000 habitants est répartie dans 32 villages, eux-mêmes sous l'administration d'une douzaine de communes. Sur 520 habitants de l'une d'entre elles (Villardeciovos), seulement 15 sont éleveurs.

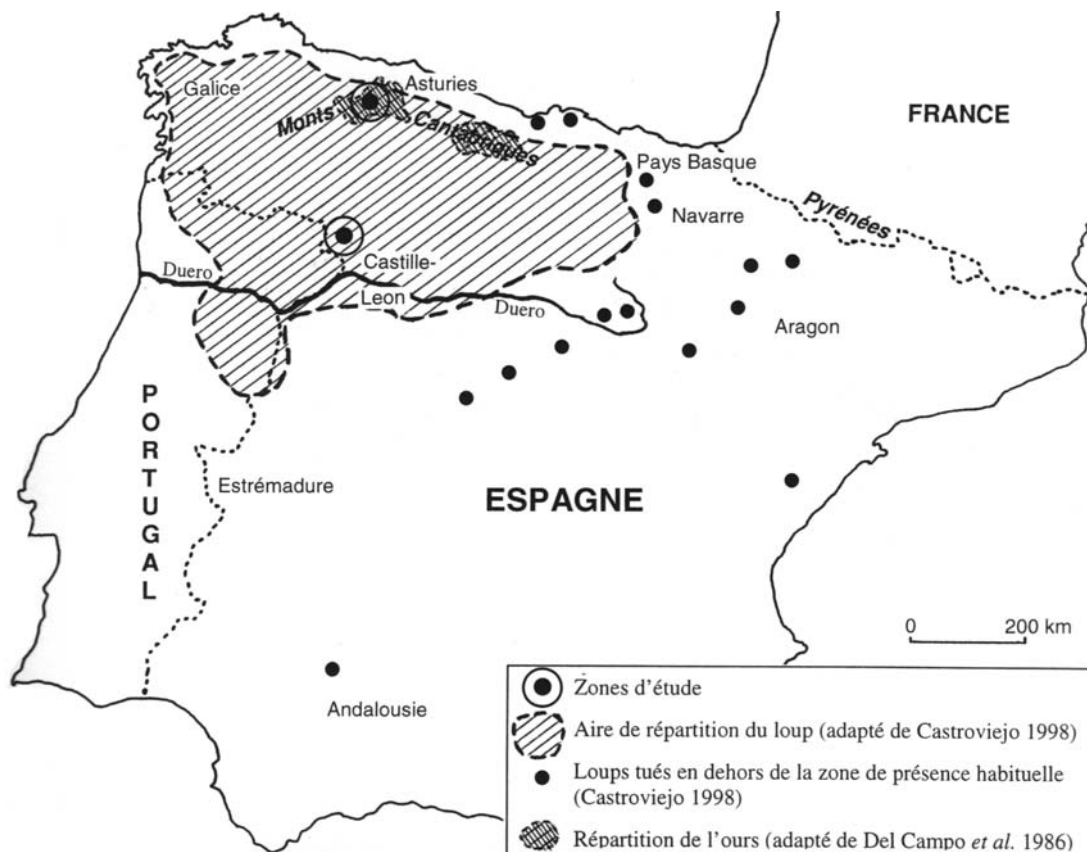


Figure 1 : Zones d'étude et répartition du loup et de l'ours en Espagne

La grande faune : ongulés et loups

A l'origine de la réserve, la faune comprenait des loups relativement nombreux et des ongulés sauvages (chevreuils (*Capreolus capreolus*) et sangliers (*Sus scrofa*)). Les cerfs (*Cervus elaphus*) avaient été éradiqués de la région. Lors de la création de la réserve, des cerfs (originaires de la Sierra Morena) et des daims (*Dama dama*) ont été réintroduits. Dans un premier temps, cette opération a été réalisée dans un enclos d'une quinzaine d'hectares. Après le lâcher dans la nature, le nombre des loups a été réduit par la chasse afin de favoriser l'installation de ces ongulés.

Cette phase a duré 5 ans. Les daims ont rapidement été éliminés par les loups. Par contre, les cerfs ont augmenté durant une quinzaine d'années. Une stabilisation de leur effectif est observée depuis le début des années 1990 en réponse à la prédation des loups et à la chasse pratiquée dans la réserve, principalement sur les cerfs mâles. Ainsi, l'effectif des cerfs serait légèrement supérieur à 1.000 individus, soit une densité de l'ordre de 2 cerfs/100ha. Deux loups ont été chassés en 1997 et en 1998, trois loups en 1999. Ce quota d'attribution n'est pas fondé sur une connaissance précise des populations. Le nombre limité de loups attribués à la chasse doit laisser une partie des jeunes disponibles pour la dispersion de l'espèce vers les zones périphériques. En effet, la réserve de chasse est considérée par les gestionnaires comme une population source de loups pour l'Espagne. Mais, la dispersion des jeunes est contrainte vers le nord par la réalisation d'une autoroute en

1997. Vers le sud, les loups sont braconnés, notamment au Portugal.

La chasse

Les sociétés de chasse ont été constituées il y a quinze ans avec l'augmentation du nombre des cerfs. La motivation des chasses est principalement liée à l'acquisition de trophées. Dans la réserve de chasse, le droit de chasse des loups ou des cerfs est délivré après une adjudication aux enchères. Les ressources sont redistribuées aux communes et à l'entretien des équipements de la réserve. Les communes n'utilisent pas cet argent dans le cadre de l'indemnisation des dommages causés par les loups. Pour Villardeciervos le produit de la vente des droits de chasse pour les deux espèces sont comparables : 620.000 Pesetas (24.800 FF) pour les cerfs et de 650.000 Pesetas (26.000 FF) pour les loups. Les attributions de 1999 concernent 3 loups et 26 cerfs mâles. La chasse aux loups se pratique surtout en décembre, alors qu'ils viennent plus facilement au charnier. Par ailleurs, tous les ans, quelques loups sont tués sur les routes. Le braconnage est rare du fait de l'âge moyen très élevé de la population, les jeunes étant partis. Autrefois, lorsqu'un garde tuait un loup, il montrait sa dépouille jetée sur un âne en passant de village en village comme si le loup avait été tué sur le territoire de chacun d'eux. Le garde se faisait remercier par des dons des villageois.

Coûts des dégâts dus à la grande faune

Les dégâts des ongulés sur les récoltes et les cultures (cerfs et sangliers) et des loups dans la réserve ont représenté un coût global de 7,3 millions de Pesetas (environ 300.000 FF) en 1998.

Les dégâts des loups représentent environ 1,6 millions de Pesetas par an (60.000 FF), soit environ 80 brebis, une vache et un veau. Environ 25.000 brebis pâturent dans la réserve sur les 800.000 brebis que compte la région de Zamora, le cheptel le plus important de Castille-Leon. L'effectif des troupeaux varie de 200 à 800 têtes. La procédure d'indemnisation est lourde et les délais sont trop longs pour les éleveurs. Il y a quelques années, le coût du constat du vétérinaire annulait le bénéfice de l'indemnité. Les exploitations qui touchent une subvention européenne dans le cadre de la PAC sont assurées gratuitement contre les attaques des troupeaux par les loups. La subvention est accordée en fonction d'un quota plafonné de production. L'assurance (recommandée par l'administration) est fournie par la banque qui sert d'intermédiaire dans le règlement de la subvention. Cette assurance est assortie d'une franchise dont le montant est égal à l'indemnité forfaitaire correspondant à l'attaque d'une première brebis. Dans le territoire de la réserve de chasse, une proportion importante des éleveurs qui reçoivent l'indemnité par la réserve nationale de chasse à la suite d'une attaque se fait également régler la même somme par l'assurance. Ils touchent ainsi le double de ce qui peut être perçu hors des limites de la réserve de chasse. Cette différence potentielle de gain est à l'origine de conflits entre les éleveurs et l'administration. En effet, les communes limitrophes de la réserve ont une partie de leur territoire en dehors du périmètre de la réserve. Ainsi, dans la réserve de chasse, le dédommagement peut être de 16.000 Pesetas (640 FF) par brebis, alors qu'il est de 8.000 Pesetas (320 FF) en dehors. Les éleveurs sont également cultivateurs pour produire l'alimentation hivernale de leurs bêtes. Les dégâts occasionnés par les cerfs s'ajoutent aux sources de conflits entre les éleveurs et l'administration. Les tensions qui surviennent du fait des attaques de loups au cheptel s'expriment entre autre par le déclenchement de feux de forêt. Les plus importants de la région de Castille-Leon sont enregistrés dans le territoire de la réserve de chasse de la Culebra. Ces actions ont été particulièrement vives à l'approche des élections de juillet 1999 renouvelant les élus des provinces espagnoles.

Le Parc Naturel de Somiedo

Histoire et population humaine

Le Parc Naturel de Somiedo, qui se situe dans la région des Asturies, a été créé en 1988 sur une superficie d'environ 30.000 ha. Le territoire du Parc recouvre exactement celui de la commune de Pola-de-Somiedo. Cet espace protégé représente une partie de la réserve de chasse de Somiedo, créée en 1954 sur une superficie de 87.000 ha. La réserve, qui existe toujours au-delà des limites du Parc, avait été instituée pour conserver des populations d'ongulés sauvages et d'ours. Cette région a toujours connu les loups en densité variable. La densité humaine a été la plus élevée à la fin du siècle dernier. Plusieurs phases d'émigration ont

touché les régions de montagne ou plus généralement les Asturies. Une première émigration a eu lieu vers 1900, notamment en direction de l'Amérique centrale. La période de la guerre civile (1936) et les années suivantes ont également connu une émigration importante vers les pays européens. La plus importante phase d'émigration des populations montagnardes a été une conséquence du développement industriel régional, notamment les industries du charbon et de la métallurgie au cours des années 1960 à 1980. Ce mouvement a touché environ 60% de la population. Actuellement, la densité humaine est de 5,6 habitants/km², alors que celle des Asturies est de 105 habitants/km². La population de Somiedo compte 1.700 habitants répartis dans 36 villages placés sous l'administration de la Mairie de Pola-de-Somiedo. Parmi ces habitants, 280 familles sont des éleveurs. Ainsi, environ 60 % de la population de Somiedo vit directement de l'élevage bovin pour la production de viande.

Fonctionnement du Parc Naturel de Somiedo

Les personnels de la réserve se composent d'un directeur, d'un technicien et de 11 gardes-chasse issus des gardes de la Réserve de Chasse préexistante. Il n'y a pas de forestier, le territoire étant voué au pastoralisme ou à la faune sauvage. Le Parc est sous la tutelle du Ministère de l'Environnement de la Province. Il est institué dans le cadre d'une charte autour de deux objectifs principaux : la conservation de l'ours brun et les développements, notamment économiques, qui accompagnent la protection de cette espèce emblématique. La charte prévoit un plan quadriennal pour réorienter les actions du Parc qui en est actuellement à son troisième plan. Un conseil d'administration se réunit une fois par an en l'absence d'autres échéances exceptionnelles. Le conseil comprend 29 membres répartis en sept membres du conseil municipal, 7 membres de l'administration régionale, sept éleveurs, des associations (d'écologistes, de randonneurs ...) et le directeur du Parc. Les actions scientifiques sont menées par un service de l'Université d'Oviedo (Indurot) sur la flore, la faune, l'orographie, les paysages, etc.

Développement économique et touristique lié au Parc

Avec la création du parc, l'activité touristique s'est considérablement développée. En 1988, il existait deux ou trois chambres d'hôtes. Dix ans plus tard, un millier de lits sont disponibles dans des hôtels, des chambres d'hôte, des gîtes ruraux et deux campings. Cette activité fait travailler une centaine de personnes. La création des hôtels est contrôlée. Ils ne peuvent pas être bâtis en dehors des villages actuels et leur capacité doit rester inférieure à 20 chambres. Dans la plupart des cas, d'anciennes maisons ont été réhabilitées pour cette fonction d'accueil. Les éleveurs perçoivent des subventions du Parc qui s'ajoutent aux primes à l'herbe et aux mesures agri-environnementales.

Les touristes sont attirés à Somiedo par la nature, les paysages et par l'exceptionnel patrimoine bâti. Afin de limiter l'impact du tourisme sur les espèces sensibles que sont l'ours et le grand tétras, un zonage a été mis en place pour orienter la fréquentation de la montagne. Une typologie en cinq zones figure sur la carte officielle vendue par le Parc. Ainsi, environ un tiers de sa superficie ne peut

être parcouru par un promeneur, qu'en possession d'une autorisation écrite du Parc Naturel.

La grande faune : ongulés et loups

La réserve comportait des populations naturelles d'isards (*Rupicapra pyrenaica*), de chevreuils et de sangliers. Par contre les cerfs avaient été éradiqués de la région, comme les bouquetins des Pyrénées (*Capra pyrenaica pyrenaica*). En 1958, des cerfs (originaires des Monts de Tolède et de la Sierra Morena) ont été lâchés en deux sites. Les deux populations ont augmenté régulièrement jusque vers 1990 et une troisième population s'est développée par émigration d'individus provenant de la plus importante des deux populations réintroduites (Vignon 1997). Vers 1990, les loups s'installant en meutes ont changé de proie principale du chevreuil vers le cerf, réduisant fortement l'effectif de ces derniers (Vignon 1995, 1996). Ensuite, les plans de chasse ont été augmentés. Le cumul des prélèvements a provoqué une réduction des cerfs presque au quart de leur effectif en 10 ans (Vignon, non publié). Une évaluation récente et contradictoire des services de la chasse indique une augmentation des effectifs des cerfs (Marquinez *et al.* 1999). Ces données, peu vraisemblables, sont issues de comptages réalisés par points d'observation et extrapolation sans tenir compte de l'organisation spatiale particulière des populations de cerfs. Au cours des 15 dernières années, le nombre de loups a fluctué passant d'un ou deux couples, le plus souvent sans jeunes, à un effectif maximal de cinq meutes comprenant deux à six individus. Les premières meutes ont été observées vers 1990. La densité maximale a été atteinte vers 1992-93. Depuis cette période, une baisse est sensible, notamment dans les espaces fréquentés par les cerfs en diminution.

La chasse

A Somiedo, 120 chasseurs sont répartis en une dizaine de sociétés de chasse. 150 sangliers sont attribués chaque année. Le nombre de cerfs et biches attribués annuellement varie de quelques dizaines à une centaine. La moitié est destinée aux chasseurs locaux qui payent 6.000 Pesetas (250 FF) pour un sanglier et 10.000 Pesetas (400 FF) pour un cerf. Il en coûte vingt fois plus aux chasseurs extérieurs au Parc. Les loups peuvent faire l'objet de battues contrôlées à la suite de plaintes justifiées. La dernière chasse de ce type a eu lieu en 1992. L'impact psychologique de ces chasses auprès des éleveurs est bien supérieur aux effets escomptés sur la réduction des dégâts. Au cours des années 1970, du temps de la Réserve de Chasse, l'administration avait demandé au garde chef d'éliminer les loups de la réserve, ce qui n'était pas possible. Néanmoins, à l'époque l'empoisonnement à la strychnine était pratiqué en hiver afin d'éviter d'atteindre les ours, en hibernation à cette saison. Cette pratique est aujourd'hui illégale, mais il subsiste encore de rares cas de braconnage, y compris sur l'ours, notamment avec des collets.

Coûts des dégâts dus à la grande faune

Le coût global des dommages dus à la grande faune est de 22 millions de Pesetas (880.000 FF) qui se répartissent en 13 millions pour le sanglier, 4 millions pour le cerf, la même somme pour le loup et enfin 1 million pour l'ours.

Ces données fondent une attitude négative des éleveurs plus marquée envers les ongulés qu'envers les grands prédateurs. A propos des grands prédateurs, les éleveurs les plus âgés montrent une opposition plus forte contre l'ours que contre le loup. Cette impression s'est inversée pour les éleveurs qui sont entrés en activité au cours des années 1970. Cette évolution des perceptions est liée, d'une part, à la diminution régulière du nombre des ours alors que les loups se sont mis à augmenter à la fin des années 1970 et, d'autre part, au fait qu'un ours est capable de tuer une vache ou un cheval adulte, ce qui est exceptionnel avec les loups même en meute. Concernant les ongulés, il apparaît que les dégâts qu'ils occasionnent sont surévalués et en particulier ceux des cerfs. Certains éleveurs mentionnent même des dégâts sur les prairies à l'encontre des isards qui y sont rarement ! L'évaluation de l'indemnité se transforme en une négociation financière. Les surenchères ont abouti à une demande de réduction des populations d'ongulés par les élus. Ainsi, des régulations ont eu lieu sous couvert de contrôles sanitaires. En 1996, une cinquantaine de cerfs et biches a été tuée en prévention d'un éventuel risque de brucellose dans la plus petite population de Somiedo. D'autres régulations ont eu lieu afin de fournir des appâts pour capturer des ours dans le cadre d'un programme de télémétrie. En 1997, 22 cerfs et biches ont ainsi été tués (officiellement). Par ailleurs, deux ours sont morts au cours des opérations de capture (un jeune et un adulte). Dans ce contexte, un spécialiste espagnol du loup recommande d'ores et déjà de réguler les loups pour prévenir une augmentation des dégâts au bétail. Les possibilités de repréailles sur les loups représentent un facteur de risque majeur pour l'ours. Malgré ces spéculations, les dégâts des loups au bétail sont encore limités à Somiedo parce que les ongulés sauvages sont suffisamment représentés (diversité des espèces proies) et parce que les troupeaux sont protégés par des chiens spécialisés. Au plus, quelques dizaines de veaux ou de jeunes vaches sont tuées chaque année pour un cheptel de 7.000 à 8.000 têtes. Par contre, les dégâts des loups ont été nettement plus importants dans le territoire de Belmonte-de-Miranda qui jouxte le territoire de Somiedo à sa limite nord. Là, ce sont des chevaux (essentiellement des poulains et des jeunes) qui ont été attaqués. Dans ce secteur, le montant des indemnités dépasse la valeur marchande des animaux. Ainsi, les éleveurs ont augmenté la taille de leurs troupeaux depuis le début des années 1990. Sur environ 1500 chevaux non gardés par des chiens et présents toute l'année en montagne dans un espace de 20.000 ha, la perte annuelle est passée d'une centaine d'individus en 1991 à 364 en 1999. Mais cette valeur a fortement chuté au cours des six premiers mois de l'année 2000, une meute ayant disparu. Une attitude tolérante est observée chez les bergers des troupeaux ovins transhumants qui parcourent la limite sud du Parc naturel. Les moutons tués par les loups sont considérés comme des pertes naturelles et aucune indemnisation n'est demandée par ces éleveurs qui viennent d'Estrémadure.

Prévention des attaques du cheptel par les loups dans les deux territoires

Dans les sites présentés, une limitation des attaques des troupeaux par les loups est assurée par plusieurs dispositifs : parcs de contention (corral), chiens de

protection de la race mastin (mastin castillano, mastin leones). Ces derniers sont les plus largement utilisés. Un mastin coûte environ 30.000 Pesetas (1.200 FF) soit le prix d'un bélier. Il arrive qu'un mastin soit tué par le loup. Ces attaques sont généralement occasionnées par au moins deux loups ensemble. Dans la Sierra de la Culebra, les chiens sont croisés et leur comportement montre quelques carences de dressage (éloignement du troupeau, déplacement en bande trop nombreuse), ce qui suggère une moindre vigilance de ces animaux (Landry *com. pers.*). Néanmoins, les témoignages des bergers tendent à confirmer leur efficacité contre les loups. A Somiedo, il y a toujours eu des mastins, mais en nombre limité jusqu'à une période récente. Ces chiens gardent les moutons ou les vaches mais n'ont jamais gardé les chevaux ou les chèvres. Les moutons y achèvent leur transhumance en provenance d'Estrémadure. Ils se trouvent confinés aux pâturages des pentes de la ligne de crête de la cordillère. Environ cinq troupeaux, qui comptent chacun un millier de têtes, parcourent le territoire du Parc. Chaque troupeau est protégé par cinq ou six mastins sans parc de contention pour la garde nocturne. L'utilisation des mastins pour protéger les vaches a été développée récemment. Avant la phase d'émigration des années 1960, les troupeaux étaient gardés par des bergers, nombreux en montagne. S'il y avait un mastin, il y avait aussi un berger. L'effectif de chaque troupeau de vaches dépassait rarement dix têtes. Des troupeaux de brebis d'une centaine de têtes étaient également gardés par des bergers, le plus souvent sans mastin. Avec l'émigration humaine, les moutons ont progressivement été abandonnés au profit des vaches plus faciles à garder en montagne avec moins de personnel. Ainsi, les éleveurs de Somiedo se sont mis à acheter des mastins aux bergers transhumants d'Estrémadure au cours des années 1980. Ces chiens ont été adaptés à la garde des vaches en montagne sans présence humaine. Aujourd'hui, un troupeau d'une quarantaine de vaches est protégé par deux mastins. Une à deux fois par semaine, l'éleveur monte vérifier l'état de ses bêtes et apporter un mélange alimentaire aux chiens qu'il dépose généralement dans la ruine d'une cabane. Les chiens consomment leurs provisions sur quelques jours et s'il en manque, ils redescendent au village, abandonnant le troupeau. Le nombre de vaches a diminué à l'étage montagnard provoquant un développement des boisements spontanés. Globalement, le cheptel a peu régressé mais ses zones de pâturage ont été modifiées à la faveur des fonds de vallée autrefois cultivés et actuellement en prairie. De plus, les vaches maintenues à proximité des villages ne nécessitent pas l'attention de celles qui sont davantage exposées à la prédation des loups en altitude. Il y a peu d'attaques des troupeaux par des chiens errants, dans l'ensemble de la réserve de chasse de Somiedo et dans celle de la Culebra dans lesquelles la présence des loups en densité élevée limite strictement leur présence.

Conclusion

Une population viable de grands prédateurs occupe toujours une superficie importante au point, qu'en Europe, aucun territoire suffisamment vaste n'est exempt d'activités humaines contraignantes pour ces espèces. La conservation des grands prédateurs ne peut se réaliser durablement sans

une acceptation de ces animaux par les populations locales. Le territoire du Parc naturel de Somiedo présente un cadre institutionnel établi autour de la préservation de l'ours. Les mesures d'accompagnement, notamment le cadrage de l'activité touristique, un régime d'indemnisation rapide des dégâts, sont bien perçues par les populations et contribuent à la conservation de l'espèce emblématique de ce territoire. La présence de la grande faune constitue un potentiel de croissance économique. A Somiedo, l'augmentation du niveau de vie des éleveurs et le développement de l'activité hôtelière le montre. Avec la grande faune, les conflits majeurs surviennent dans le cumul des diverses aides à l'élevage. Elles trouvent leur point le plus sensible dans l'évaluation des indemnités causées par les dommages des autres espèces de la grande faune (ongulés et loup). Les transactions ne se réalisent pas dans un cadre rationnel. Une surévaluation des dommages des ongulés converge avec une surévaluation des effectifs des espèces incriminées. Cette situation qui aboutit à une réduction des populations d'ongulés a des conséquences préoccupantes sur les relations proies – prédateurs. Les objectifs initiaux de conservation de la nature sont déterminants. La différence d'attitude observée dans les Monts Cantabrique, entre les réserves nationales de chasse de Somiedo et de Riaño le montre. La première a été créée pour conserver la plus importante population d'ours, la seconde pour conserver l'isard et le cerf alors que ce territoire comportait également la population orientale d'ours de la cordillère. Bien que le statut des deux réserves soit identique et leurs superficies comparables, les effectifs des ours et des loups ont été fortement réduits dans le territoire de Riaño alors que ces espèces ont été mieux conservées à Somiedo. De même, la Réserve nationale de chasse de la Sierra de la Culebra, créée pour le loup, présente l'une des plus hautes densités de ces derniers en Europe. Dans la Culebra, la préservation du loup a été réalisée dans le cadre d'une approche empirique et pragmatique qui s'est révélée efficace (superficie de la réserve suffisante pour plusieurs meutes, réintroduction des cerfs avec limitation des prédateurs durant la phase d'installation des ongulés). La chasse au loup actuellement pratiquée ne semble pas avoir de conséquences significatives sur la population. Mais, son impact psychologique sur les éleveurs est réel. Les tensions les plus vives se concentrent sur les différences de traitement des indemnités aux limites de la réserve. En dehors des réserves de chasse de l'état, l'acceptation du loup est source de conflits, souvent aigus. Le zonage créé par la Directive Habitats de part et d'autre du Duero, n'a pas permis de conserver le loup dans le sud du Pays. Dans ce territoire, une protection stricte associée à l'insuffisance des dispositifs d'aide à l'élevage a provoqué le rejet du prédateur. Une situation paradoxale s'observe pour les loups colonisateurs qui parviennent, depuis le milieu des années 1990, en Navarre et en Aragon après avoir traversé le Pays Basque. Ils se trouvent au nord-est de la source du Duero, donc en dehors de la zone de définition de la Directive Habitat. Dans ces trois régions, le loup n'a pas de statut bien défini et ceci depuis plusieurs années. Ainsi, il n'est pas inscrit dans la liste des espèces présentes mais les dommages qu'il occasionne sont remboursés par les autorités de ces trois provinces.

Remerciements

L'essentiel de ce travail n'aurait pas pu être réalisé sans les apports de tous les acteurs de cette cohabitation difficile. Notre gratitude va aux nombreuses personnes qui ont su nous présenter leur point de vue et leur vécu de la situation sur le terrain quelles que soient leurs positions vis-à-vis des grands prédateurs.

Mots-clés : Loup, *Canis lupus*, Ours, *Ursus arctos*, Prédateur, Elevage, Cohabitation, Asturies, Castille, Espagne

Références

- Blanco, J.C., Cuesta, L., & Reig, S. 1990. *El lobo (Canis lupus) en España – situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA Colección Técnica, pp. 118. Eds J. C. Blanco, L. Cuesta, S. Reig. Ministerio des Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Blanco, J.C., Cuesta, L., & Reig, S. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf (*Canis lupus*) in Spain. *Biological Conservation*, 60, 73-80.
- Bobbé, S. 1993a. Statut légal de l'animal sauvage et pratiques sociales : exemple du loup et de l'ours dans la cordillère Cantabrique. In *Forestier 21 (supplément)*, 407-428. Actes du colloque « Protection et gestion de la faune sauvage en milieu rural et forestier ».
- Bobbé, S. 1993b. Hors statut, point de salut ours et loups en Espagne. *Etudes rurales*, 129-130, 59-72
- Castroviejo, J. 1998. The Spanish wolf (*Canis lupus signatus*) : a paradoxical case – a preliminary report for 1996. *Biosphere Conservation*, 1 (2), 99-106.
- Del Campo, J.C., Marquinez, J., Naves Cienfuegos, J., & Palomero, G. 1986. L'ours des Monts Cantabrique, in *L'ours brun*, Acta Biologica Montana n°6, p. 93-103, C. Dendaletche Éd., Pau.
- Delibes, M. 1990. *Statut et conservation du loup (Canis lupus) dans les états membres du Conseil de l'Europe*, pp. 45. Strasbourg.
- Grande del Brio, R. 1984. *El lobo iberico, biología y mitología*, pp. 344. Herman Blume, Madrid.
- Marquinez, J., Fernandez Prieto, J.A., Garcia Manteca, P., Nores C., Duarte, R., Alvarez, M.A., Robio, E., Miranda, M.A., & Alba J. 1999. *Notices de synthèse de la carte topographique : Cordillera Cantabrica, Parque Natural de Somiedo, Mapa Topográfico Excursionista*. Ediciones Adrados.
- Vignon, V. 1995. Analyse de la prédation des ongulés par les loups dans un massif des monts Cantabrique (Asturies, Espagne). *Cahiers d'Ethologie Appliquée*, 15 (1), 81-92.
- Vignon, V. 1996. La predación del lobo sobre unguulados en Asturias. *Quercus*, 130, 12-15.
- Vignon, V. 1997. Sélection des ongulés sauvages et du cheptel par les loups en phase de recolonisation dans les monts Cantabrique. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 120 (2), 71-84.

Conservation de la panthère des neiges (*Uncia uncia*) avec les éleveurs de Mongolie

Priscilla Allen ^{1*}, Thomas M. McCarthy ^{1,2}, Agvantserengiin Bayarjargal ³

¹ International Snow Leopard Trust, 4649 Sunnyside Ave North, Suite 325, Seattle WA 98103, USA

² Department of Wildlife and Fisheries Conservation, University of Massachusetts, USA

³ Irbis Enterprises, P.O. Box 1160, Ulaanbaatar, Mongolia

* M : priscilla@snowleopard.org

La panthère des neiges (*Uncia uncia*) est un grand félin des régions montagneuses d'Asie Centrale. Elle est menacée par le braconnage et la fragmentation de son habitat. L'impact de la prédation des panthères des neiges sur le bétail a été étudié en Mongolie. Les recherches ont porté sur la dynamique des troupeaux domestiques, l'importance numérique et financière des pertes ainsi que la perception des panthères par les éleveurs. Les panthères s'attaquent le plus souvent à des animaux de grande taille mais les éleveurs restent en majorité favorables à leur protection. Pour concilier conservation de ce prédateur et attente des communautés pastorales, un projet dénommé IRBIS ENTERPRISES a été créé. Un mécanisme assure des revenus supplémentaires aux éleveurs par la vente de produits issus du bétail en échange d'une protection total des panthères et de leurs proies.

La panthère des neiges (*Uncia uncia*) vit dans les régions montagneuses d'Asie Centrale, principalement dans les chaînes de l'Altaï, du Tien Shan, du Kun Lun, du Pamir, de l'Hindu Kush, du Karakoram et de l'Himalaya (Jackson & Hunter 1996). Bien que présente dans au moins 12 pays, à savoir l'Afghanistan, le Pakistan, l'Inde, le Népal, la Chine, le Bhoutan, la Mongolie, la Russie, le Tadjikistan, l'Ouzbékistan, le Kazakhstan, et le Kyrgiztan (Fox 1989), ce félin est considéré comme menacé sur la Liste Rouge de l'UICN (IUCN 2000) et apparaît dans l'annexe I de la Convention on International Trade in Endangered Species (CITES). L'espèce doit faire face à de nombreuses menaces. Malgré une protection officielle sur l'ensemble de son aire de répartition, la panthère des neiges est encore chassée illégalement pour ses os, qui sont utilisés en médecine traditionnelle, et pour sa fourrure (Fox 1989). La fragmentation de l'habitat contribue sans doute à réduire la densité des populations à des niveaux où la variabilité génétique est réduite et la viabilité à long terme des populations incertaine. En Mongolie, on trouve la panthère des neiges des régions montagneuses de la province de Bayan Ulgi à l'extrême ouest jusqu'à la région du Gobi Gurvan Saikhan au sud. Dash *et al.* (1977) ont suggéré que les panthères des neiges sont principalement présentes dans les régions à bouquetin (*Capra ibex*), cette espèce étant sa proie principale. Mallon (1984) a conclu que les panthères des neiges étaient largement réparties dans les montagnes de l'ouest de la Mongolie mais sans être communes suite à un déclin des populations au 20^{ème} siècle. Plus précisément, les zones de présence de la panthère en Mongolie sont l'Altaï, le Khangai, le Hanhoohy Uul, l'Harkhyra et une partie isolée du Trans-Altai Gobi soit au total une aire de répartition de plus de 100.000 km² (McCarthy 2000). Les estimations de l'effectif des populations de panthères en Mongolie ont variés de quelques centaines (Thornback &

Holloway 1976) à plus de 4000 (Marechal, in Green 1988). Schaller *et al.* (1994) proposa la valeur de 1.000 individus. Alors que des densités aussi élevées que cinq individus pour 100 km² ont été avancées dans des régions favorables du Népal (Jackson & Ahlborn 1988), les estimations pour la Mongolie se situent plus proches des valeurs du Tian Shan au Kyrgiztan (0.98 pour 100 km², Koshkarev 1989) ou du Ladakh (0.66 pour 100 km², Mallon 1984).

A l'extérieur des aires protégées de Mongolie, la panthère des neiges n'était pas protégée avant 1992, date à laquelle un programme de chasse aux trophées fut stoppé. Sur toute l'aire de répartition, les principales menaces sont la réduction de l'habitat et des proies naturelles du fait du braconnage et de l'accroissement des populations humaine et de bétail (McCarthy 2000). Bien que les panthères sont présentes dans au moins dix aires protégées de Mongolie, les conflits avec les éleveurs sont fréquents (Schaller *et al.* 1994). De tels conflits peuvent être un sérieux obstacle aux efforts de conservation (Oli 1994, Breitenmoser 1998). Avant la privatisation de l'économie mongole au début des années 1990, le bétail était géré collectivement et les pénalités encourues par un éleveur du fait d'attaques de panthères et de pertes d'animaux domestiques étaient plus grandes que celles encourues du fait de braconnage de panthères (J. Tserendeleg, Mongolian Association for Conservation of Nature & Environment, com. pers.). De nos jours, la majorité du bétail est détenue en propriété privée, et les lois de l'économie font qu'il est préférable de tuer une panthère que de subir des déprédations (Schaller *et al.* 1994). Néanmoins, les nombres de déprédations et de panthères braconnées ne sont plus systématiquement maintenus à jour, et une image claire des interactions panthères - éleveurs n'était pas disponible.

Les études sur la panthère des neiges en Mongolie ont porté sur l'écologie générale, la répartition et l'abondance (Schaller 1992, McCarthy 1997, McCarthy 2000). Des discussions informelles entre McCarthy et les éleveurs au milieu des années 90, ont fait apparaître la nécessité de mieux comprendre les interactions panthères-éleveurs, car ces derniers pouvaient jouer un rôle important dans la conservation de ce prédateur. Des changements fondamentaux sont apparus en Mongolie depuis l'effondrement du système collectiviste et la transition vers une économie de marché. Du fait de la privatisation du bétail (Volker-Muller 1995), la taille des troupeaux et le nombre d'éleveurs se sont accrus (Statistical Yearbook 1998) et la gestion des troupeaux a été modifiée. Chaque éleveur est maintenant individuellement responsable de troupeaux plus mélangés en espèces par rapport à la période collectiviste (Shombodon 1996), ce qui peut conduire à une

baisse de protection du bétail vis à vis des prédateurs. D'autres facteurs apparaissent avoir récemment altéré les relations prédateurs-hommes. Les autorités locales avaient pris l'habitude d'organiser des chasses aux loups (J. Tserendeleg, MACNE, *com. pers.*, Reading *et al.*, 1998) et la chasse aux panthères des neiges a été autorisée dans certains cas (O'Gara 1988). Les aides gouvernementales pour les tirs de loups sont maintenant très limitées et la chasse aux panthères interdite. Le système mongol d'aires protégées et de réserves naturelles a été sérieusement étendu cette dernière décennie (Anonymous [Biodiversity Action Plan] 1996), ce qui a pu modifier les pratiques traditionnelles d'élevage, telles que le pâturage dans des régions à plus fortes densités de prédateurs (Choijin, Great Gobi SPA, Mongolia, *com. pers.*). Enfin, alors que sous le système communiste collectif (*negdel*) qui a disparu entre 1990 et 1993, les éleveurs étaient amendés à chaque perte de bétail, aujourd'hui, ils les subissent personnellement. Les objectifs principaux de notre travail étaient (i) d'étudier les attitudes des éleveurs envers les prédateurs, (ii) d'estimer le niveau des déprédations sur le bétail, (iii) de mesurer l'impact économique de ces déprédations sur le revenu des éleveurs et (iv) d'estimer le niveau du braconnage. L'analyse de l'influence des récents changements économiques, sociaux et administratifs sur les relations prédateurs-hommes était aussi une priorité. Enfin, nous souhaitions appréhender l'opinion des éleveurs à propos des efforts de conservation de la faune. Dans le nord ouest de la Mongolie, Buyantsog (1997) avait montré que les attitudes des éleveurs envers la panthère des neiges et celles envers l'autre grand prédateur mongol, le loup, pouvaient être bien différentes. Pour en tenir compte, nous avons aussi inclus le loup dans cette étude. Nous avons conçu un questionnaire pouvant être utilisé par différents enquêteurs et nous présentons ici les résultats d'une étude qui fut conduite dans les régions de Uvs, Bayan Ulgi, Khovd et Gobi Altai, avec l'assistance de l'administration des aires protégées.



Figure 1: Panthère des neiges photographiée par appareil à déclenchement automatique, Altai Gobi, Mongolie (McCarthy)

Méthodes

Nous avons développé plusieurs versions préliminaires du questionnaire en consultation avec des experts en sciences sociales, des gestionnaires mongols de la faune et divers

spécialistes. Sa version finale (Tableau 5) couvre les aspects suivants :

- ❑ Données sur la famille et la taille du troupeau
- ❑ Données sur la localisation et la protection des troupeaux
- ❑ Pertes dues aux panthères des neiges
- ❑ Pertes dues aux loups
- ❑ Pertes dues aux maladies ou aux catastrophes naturelles
- ❑ Histoire de la chasse aux loups et aux panthères, motivations à la chasse
- ❑ Perceptions du régime alimentaire du loup et de la panthère et des évolutions des populations d'animaux sauvages
- ❑ Attitudes générales envers le loup et la panthère, histoires et croyances
- ❑ Suggestions d'actions de la part du gouvernement ou des aires protégées

Nous avons demandé combien d'animaux avaient été prélevés par les prédateurs ces trois dernières années, leur nature, leur âge et si, et comment, le prédateur responsable avait été identifié. Nous avons essayé de déterminer la valeur financière des pertes dues aux prédateurs. Afin d'avoir une vision relative de ces pertes, nous avons également demandé combien d'animaux avaient été perdus du fait de maladies ou de catastrophes naturelles, telles que inondations ou conditions climatiques extrêmes. Cependant, ces données ont été obtenues irrégulièrement car les éleveurs étaient plus réticents à parler des ces facteurs que des prédateurs, de peur d'attirer le mauvais sort. Par ailleurs, nous nous sommes intéressés aux dégâts perçus et ils sont sans doute supérieurs aux dégâts réels (Mishra 1997). Nous avons interrogé les éleveurs sur leur passé de chasseurs de loups ou de panthères et leurs motivations pour ces activités. Nous les avons encouragés à répondre en toute honnêteté en soulignant que les questionnaires étaient anonymes. Il est cependant probable que certaines informations sur la chasse aux panthères des neiges ne nous ont pas été révélées car la majorité des éleveurs connaissait le statut protégé de la panthère et l'interdiction de sa chasse. Nous avons demandé aux éleveurs quelle était leur connaissance du régime alimentaire du loup et de la panthère, ceci afin de nous permettre de cerner leur degré de connaissance de l'écologie des prédateurs et nous aider à mieux interpréter leurs attitudes face à ces animaux. Nous leur avons aussi demandé quelle était leur perception des autres animaux sauvages et si leurs populations augmentaient, déclinaient ou restaient stables. Enfin, nous les avons interrogés sur leur opinion générale concernant les loups et les panthères. Cette question était complétée par une demande de suggestions sur ce que le gouvernement ou les aires protégées locales devraient faire pour les éleveurs et les prédateurs. Les entretiens ont été réalisés en partie par les auteurs et en partie par le personnel des aires protégées des quatre provinces. Les données ont été collectées de façon homogène car nous avons utilisés des méthodes standardisées. Nous avons centralisé l'ensemble des données mais chaque aire protégée a gardé ses données pour une utilisation locale.

Résultats

Nous avons interrogé 116 foyers dans quatre provinces : Bayan Ulgi, Uvs, Khovd et Gobi Altai. Avant d'interpréter les données, il est important de souligner quelques unes de leurs limites. Il est en effet souvent difficile de parler avec un éleveur des pertes de bétail car cela est considéré comme attirant le mauvais sort. Une question simple telle que « Combien de têtes de bétail possédez vous ? » n'implique pas une réponse simple car les foyers partagent la gestion du bétail. Dans certains cas, le bétail n'a pas été encore entièrement privatisé et certains troupeaux sont encore détenus collectivement (Ya. Shagdar, Directeur Opérationnel de Bayantooroi Company, *com. pers.*).

Dynamique des troupeaux

Les troupeaux étaient constitués principalement de moutons et de chèvres (Tableau 1). Leur taille et leur composition variaient selon les régions. Les yacks et vaches étaient plus nombreux dans le nord alors que les troupeaux du Gobi comportaient plus de chameaux. Nos résultats sont en accord avec les statistiques nationales mongoles (Statistical Yearbook 1998). Les méthodes de protection et de garde des troupeaux étaient fonction du type de bétail. Les petites espèces étaient généralement gardées dans la journée au pâturage et rassemblées la nuit près du campement et des chiens. Les plus grandes espèces étaient moins gardées. Par exemple, les chevaux étaient maintenus près du campement durant l'été pour la production laitière, mais laissés en liberté durant l'hiver. Les personnes interrogées vérifiaient leurs troupeaux une fois par jour (41%), une fois par semaine (43%) ou une fois sur plusieurs mois (16 %). Les chameaux du Gobi étaient libres durant la totalité de l'été et circulaient librement des mois durant. Mishra (1997) observa des pratiques de pâturage similaires en Inde.

Impact des prédateurs

Nous avons étudié les pertes dues aux prédateurs durant les trois années précédentes. 116 éleveurs avaient perdu au total près de 800 têtes de bétail du fait des loups et des panthères des neiges. Les loups avaient attaqué le petit bétail contrairement aux panthères qui avaient plus attaqué les grands animaux (Figure 2). Parmi ces grands animaux, les panthères et les loups avaient prélevés plus de chevaux et yacks adultes alors que pour le chameau, les jeunes étaient majoritairement tués. Près de 46 % des éleveurs avaient subi des attaques de panthères des neiges (Tableau 2), ce qui est élevé comparativement aux 38% (N=102) relevés dans la région de l'Annapurna au Népal (Oli *et al.* 1994). Une plus grande proportion (78%) avait subi des attaques de loups. Sur les trois années de l'étude, le nombre moyen annuel de bétail tué par les prédateurs étaient de 62 animaux pour les panthères et 196 pour les loups, soit respectivement 0,53 et 1,68 individus par élevage. Nous avons calculé la valeur financière de ces pertes en demandant aux éleveurs de faire leur propres estimations car les prix fluctuent fortement d'une région à une autre. Chaque année, les 116 élevages avaient perdus 2.383 USD de bétail du fait des panthères des neiges et 4.012 du fait des loups (Tableau 3). Le valeur moyenne des animaux tués par les panthères était plus élevée que celle des animaux tués par les loups car les panthères s'attaquent plus aux espèces de grande taille. Néanmoins, parmi les élevages

ayant perdu des animaux, les pertes dues aux panthères et aux loups représentaient la même part (1%) de la valeur globale du troupeau. En Inde, l'impact des déprédations est largement supérieur car les éleveurs subissent une perte annuelle de 12% de leur bétail (Mishra 1997). Les panthères étant des animaux discrets et rarement observés, nous avons souhaité comprendre comment les éleveurs identifiaient le prédateur à l'origine des dommages. La plupart des éleveurs observaient les traces ou la façon dont l'animal avait été tué, certains affirmaient aussi avoir vu le prédateur (Tableau 4). La localisation de l'attaque (montagne ou steppe) ou encore des hurlements de loups les nuits des attaques pouvaient apporter des indications supplémentaires. D'autres éleveurs (15%) affirmaient que le prédateur était une panthère car seul le sang avait été sucé et l'animal non consommé. Cette croyance est largement répandue car les panthères des neiges tuent leurs proies par une morsure à la gorge et peuvent ne pas les consommer immédiatement.

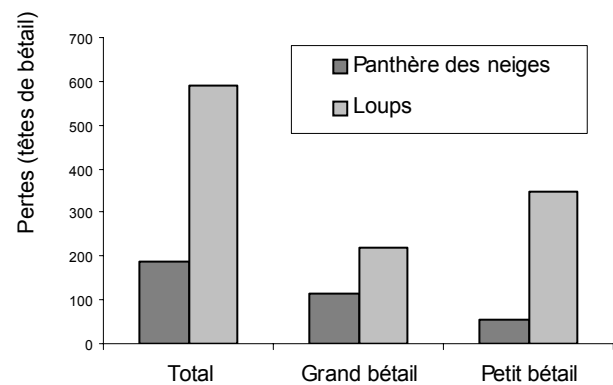


Figure 2 : Pertes en bétail dues aux panthères des neiges et aux loups entre 1996 et 1998 après enquêtes auprès de 116 élevages en Mongolie.

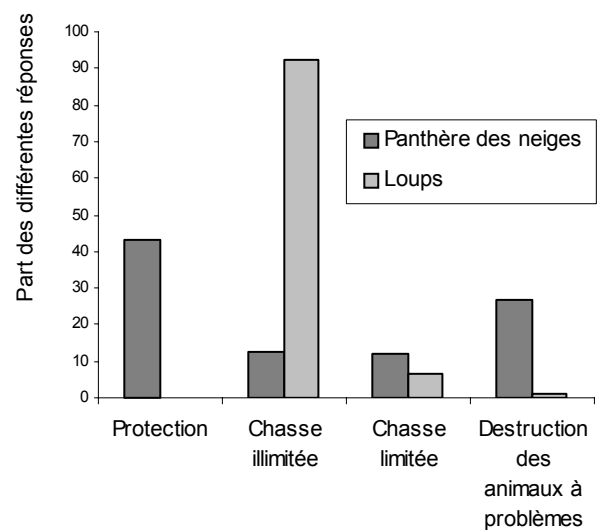


Figure 3 : Actions suggérées par les éleveurs pour la gestion des panthères des neiges et des loups.

Tableau 1 : Structure des troupeaux par province en Mongolie.

Province	Nombres d'éleveurs interrogés	Taille moyenne	Part de chaque espèce					
			Chevaux	Vaches	Yack	Chameaux	Moutons	Chèvres
Bayan Olgi	39	232	5,5%	5,5%	8,4%	2,7%	41,1%	36,8%
Gobi-Altai	26	269	2,8%	2,7%	6,6%	3,3%	28,8%	55,7%
Khovd	24	349	5,8%	5,4%	10,0%	1,6%	43,5%	33,7%
Uvs	27	376	7,3%	7,9%	8,8%	1,9%	44,8%	29,3%

Tableau 2 : Pertes moyennes annuelles en têtes de bétail et valeur financière du bétail prélevé chaque année (en US dollars) par les panthères des neiges et les loups entre 1996 et 1998 après enquêtes auprès de 116 élevages en Mongolie.

	Pertes dues aux panthères des neiges		Pertes dues aux loups	
	Nombre	% du troupeau	Nombre	% du troupeau
Nombre d'élevages touchés	53 (46%)	-	91 (78%)	-
Pertes totales en têtes de bétail	62	0,2%	196	0,6%
Pertes moyennes en têtes de bétail pour l'ensemble des élevages	0,5	0,2%	1,7	0,6%
Pertes moyennes en têtes de bétail pour les seuls élevages touchés	1,2	0,4%	2,2	0,7%
	Valeur en USD	Valeur en % du troupeau	Valeur en USD	Valeur en % du troupeau
Valeur totale des pertes annuelles	2.383	-	4.012	-
Valeur moyenne de chaque animal perdu	39	-	20	-
Pertes financières moyennes pour l'ensemble des élevages	21	0,4%	35	0,7%
Pertes financières moyennes pour les seuls élevages touchés	49	1,0%	46	0,9%

Tableau 4 : Méthodes utilisées par les éleveurs pour identifier les prédateurs responsables d'attaques sur le bétail en Mongolie.

	Panthères des neiges	Loups
Méthode de mise à mort (morsure à la gorge ou aux flancs, etc.)	27 %	31 %
Observation du prédateur	19 %	28 %
Observation des traces	34 %	26 %
Bétail manquant, sans autres possibilités	0	9 %
Localisation de l'attaque (montagnes, steppe, etc.)	0	3 %
Ecoute du prédateur (hurlements)	0	2 %
Sang « sucé », viande non consommée	15 %	0
Autres	3 %	1 %

Chasse aux loups et aux panthères

Du fait des pertes substantielles causées par les loups et les panthères, il n'est pas surprenant que la chasse de ces deux prédateurs ait été relativement communes. Parmi les personnes interrogées, 44 (51%) avaient chassé des loups et 12 (14%) des panthères. Trois chasses à la panthère avaient eu lieu depuis leur interdiction totale en 1994. La majorité (66%) des chasses à la panthère dont nous avons eu connaissance avaient eu lieu suite à des pertes de bétail, alors que seulement 30% des chasses aux loups étaient motivées par cette raison. La majorité (53%) des chasses aux loups étaient planifiées et organisées alors que les chasses à la panthère étaient plutôt organisées en cas d'attaques sur le bétail. Dans quelques cas (deux loups et deux panthères), les animaux avaient été utilisés en médecine traditionnelle. En effet la viande de loup et le sang de panthère des neiges sont respectivement supposés traiter les maladies respiratoires et les cancers. Les peaux

étaient généralement gardées pour un usage personnel ou vendues.

Attitudes envers les prédateurs et solutions envisagées

Nous avons trouvé que les éleveurs en Mongolie étaient généralement ambivalents envers les panthères des neiges, à l'opposé du Népal où la majorité des personnes interrogées dans une étude similaire proposaient l'éradication des panthères comme seule solution (Oli *et al.* 1994). Dans notre étude presque un éleveur sur deux pensait que les panthères des neiges devaient être protégées car elles étaient rares, ne se reproduisaient pas vite et étaient moins susceptibles de tuer du bétail que les loups. La plupart des éleveurs étaient conscients qu'elles étaient sur la Liste Rouge des Espèces Menacées de Mongolie. Une opinion beaucoup plus dure existait envers le loup. Les panthères des neiges étaient supposées tuer seulement par nécessité contrairement aux loups qui tuaient le bétail par plaisir.

Alors qu'un peu plus de la moitié des éleveurs pensaient que les populations de panthères étaient en augmentation, ils étaient unanimes à croire que les populations de loups avaient fortement augmenté ces dernières années. Selon eux, ceci était dû à une réduction des chasses organisées et à un manque d'armes, de munitions et de chasseurs expérimentés. Quand nous demandions ce que la loi devrait autoriser en terme de contrôle des prédateurs, la plupart affirmaient que le statut protégé des panthères était justifié (Figure 3) et qu'il était tabou de tuer une panthère. Pour certains, une chasse limitée aux panthères ou la destruction des individus à problèmes pourraient se révéler appropriées. Concernant, les loups, la quasi totalité des personnes interrogées affirmaient qu'ils devaient être activement chassés. Nous avons aussi demandé comment le gouvernement local ou l'aire protégée pourrait aider les éleveurs à faire face aux attaques de loups et de panthères. Une grande majorité (81%) demandaient une réduction de la population de loups. Pour la panthère des neiges, la plupart des éleveurs pensaient que la compensation des dommages dus aux panthères des neiges devait être préconisée et seule une minorité (7%) était favorable à la chasse de ce prédateur.

Discussion

De manière générale, les éleveurs ont une attitude envers la panthère beaucoup plus positive qu'envers le loup. Ils manifestent une connaissance impressionnante de la nécessité de conserver les panthères et sont en majorité favorables à leur protection. Nos données doivent toutefois être interprétées avec précaution. Il est probable que le nombre de chasses à la panthère soit plus élevé que rapporté, car les éleveurs connaissent bien son statut protégé et peuvent avoir refusé d'admettre l'existence de telles chasses. Néanmoins les attitudes envers ce félin sont plus favorables à ce qui pourrait être attendu dans une société pastorale. Maintenir cette attitude positive nécessitera que les aires protégées, les organismes de conservation et le gouvernement prennent des mesures proactives, du fait des nouvelles contraintes de l'économie de marché auxquelles font face les éleveurs et de l'augmentation de leur nombre dans les zones de présence de la panthère. Près de 80% des personnes interrogées avaient perdu un total de 4.000 USD de bétail du fait des loups et dès lors, il n'est pas surprenant que le loup soit considéré comme un ennemi du bétail. La quasi-totalité des personnes interrogées souhaitaient des aides à la destruction de loups. Bien que quelques éleveurs affirmaient que les loups étaient une composante nécessaire de l'écosystème et que la nature en a besoin pour des raisons de nettoyage, il est apparu un consensus pour que des mesures soient prises. Les suggestions étaient que cela prenne la forme d'un apport de véhicules et de carburant pour des chasses organisées ou encore d'armes, des munitions ou de poison. La chasse au loup est approuvée et encouragée par le gouvernement, les gardes des aires protégées reçoivent des récompenses telles que des sommes d'argent, du bétail ou d'autres biens. Certains éleveurs avaient reçu un ou deux moutons pour la destruction d'un loup ou de louveteaux. La destruction des louveteaux est encore largement répandue, particulièrement dans la région de Bayan Ulgi où de nombreuses familles élèvent des louveteaux pour vendre

leurs peaux en hiver. La chasse à la panthère était récompensée; un éleveur a affirmé avoir reçu 86 Tg pour la capture d'une panthère dans les années 1940, un autre éleveur avait lui reçu un mouton (Tg = Tugrog Mongol, 1 USD = environ 1.000 Tg en 1999, le cours en 1940 est inconnu, un mouton vaut actuellement 15.000 Tg).

L'économie de marché apporte des motivations supplémentaires pour chasser les loups et les panthères. Tous les chasseurs avec lesquels nous avons discuté avaient récupéré des peaux et les avaient vendues ou gardées pour un usage personnel. Les peaux de panthères sont assez prisées : un chasseur avait vendu une peau au début des années 1990 pour 4 tonnes de farine. Un autre avait entendu dire qu'une peau de panthère pouvait s'échanger en Russie contre une voiture d'occasion. Même dans la capitale Ulaanbaatar, les gens savent que les peaux de panthères ont une valeur élevée car des produits à base de peaux de panthères sont fréquemment en vente au Grand Magasin d'Etat (Chimed-Ochir, directeur du WWF Mongolie – Country Office, *com. pers.*). La Mongolie a rejoint la CITES en 1996 et la panthère des neiges est en annexe I de cette convention : il est donc illégal d'exporter pour raisons commerciales des produits à base de panthère des neiges. Cependant, peu de mesures sont apparemment prises pour prévenir ce commerce. Malgré les efforts du WWF Mongolie – Country Office et d'autres organisations de conservation nationales et internationales, la loi sur le commerce des espèces sauvages est encore faiblement appliquée.

Implications de gestion

Cet article présente une étude préliminaire des attitudes des éleveurs vis à vis des grands prédateurs et de leur impact en terme de prédation sur le bétail. A l'avenir, il serait intéressant d'évaluer l'évolution de ces attitudes au cours du temps et de comparer les pertes actuelles à des valeurs anciennes. Il est crucial pour la conservation des panthères qu'une banque de données centralisant l'ensemble des informations concernant le braconnage présent et passé soit établie en coopération avec les aires protégées, la police, les organisations de chasse et d'autres partenaires. De plus, il est aussi important de suivre la valeur réelle et perçue des peaux et produits à base de panthères. De nombreux interlocuteurs ont suggéré que le gouvernement indemnise les éleveurs pour les dégâts dus aux panthères, mais cette démarche s'est révélée problématique dans d'autres régions du monde (Boitani 1982, Oli 1994, Mishra 1997, Kaczensky, *in press*) et cela pourrait s'avérer coûteux pour le budget du gouvernement et des aires protégées. Sur la base de ces réflexions, nous avons développé un projet dénommé IRBIS ENTERPRISES qui favorise une attitude positive des éleveurs envers la panthère des neiges et offre des motivations indirectes à sa protection sans que le gouvernement ou l'aire protégée considérée ne soient mis financièrement à contribution (McCarthy 2000, Allen & McCarthy 1999). "Irbis" signifie panthère des neiges en Mongol. IRBIS ENTERPRISES est une coalition d'organisations de protection de la nature mongoles et internationales ainsi que d'aires protégées. Le but d'IRBIS ENTERPRISES est de fournir une source de revenus alternative aux éleveurs qui vivent en présence des panthères des neiges. Ces revenus sont issus de la vente de

produits manufacturés et dont les matières premières proviennent du bétail tels que le cachemire, la laine de mouton ou de chameau, le cuir, les peaux de moutons ainsi que le feutre. Les produits finis sont vendus aux touristes dans la capitale Ulaanbaatar et à l'étranger selon un procédé de commerce équitable. La majorité des revenus issus de la vente de ces produits est reversée aux éleveurs et un pourcentage est placé dans un fonds pour la conservation. Les intérêts du fonds peuvent être utilisés par exemple pour améliorer les points d'eau dans les zones tampons des aires protégées ce qui bénéficie aux éleveurs et à la faune sauvage. Ainsi IRBIS ENTERPRISES accroît le revenu des éleveurs, relie ces revenus à des pratiques respectueuses de la faune sauvage, accroît la valeur des aires protégées aux yeux des éleveurs, diffuse une information sur la faune sauvage mongole aux touristes étrangers et contribue à un fonds pour des programmes de conservation. Afin de conserver les panthères et leur écosystème de montagne, il est nécessaire d'imposer des restrictions au pâturage, la prédation sur le bétail doit être réduite ou tolérée et le braconnage des panthères et de leurs proies doit cesser. Pour les éleveurs qui ont utilisés ces régions depuis des générations, ces limitations génèrent de l'amertume et un manque de coopération. IRBIS ENTERPRISES s'efforce de surmonter ces difficultés en offrant aux éleveurs des motivations pour jouer un rôle positif dans la conservation des panthères des neiges. Ce projet fut lancé en réponse aux inquiétudes des éleveurs à propos des prix de leurs produits bruts issus du bétail (cachemire de mouton, laine de chameau et peaux). L'éloignement des marchés fait que les éleveurs sont dépendants des intermédiaires itinérants. Ce projet offre des opportunités aux éleveurs leur permettant de produire des articles finis, ce qui procure une haute valeur ajoutée aux produits bruts. Les éleveurs s'engagent à ne pas braconner les panthères des neiges, ou leurs proies principales, à tolérer des déprédations par les panthères, à éviter de pâturer dans les sites de mise bas des ongulés sauvages et à réguler et stabiliser la taille de leurs troupeaux. Un bonus annuel de 20% est versé si toutes les conditions précédentes du contrat ont été remplies, et ceci forme le lien le plus immédiat entre les revenus financiers et la conservation de la faune sauvage. L'ensemble de la communauté perd le bonus si un seul éleveur tue illégalement une panthère des neiges, un bouquetin ou un argali ; ainsi la motivation individuelle se trouve renforcée d'une pression par les pairs. Les individus perdent les bonus en cas de violations d'autres lois de protection de la faune ou de réglementation des pâturages dans les zones tampons des aires protégées. Le projet apporte aussi un soutien à la conservation moins tangible mais important, tels qu'un renforcement de l'image des aires protégées, une plus forte appréciation de l'intérêt international envers la faune locale et une meilleure connaissance de la problématique faune sauvage en général. En impliquant les éleveurs, en leur demandant leur opinion et en les soutenant correctement, nous espérons qu'ils seront inclus dans la gestion et la conservation des panthères des neiges afin de garantir la survie à long terme de ce prédateur.

Remerciements

Seule la moitié des interviews a été réalisée par les auteurs. Nous remercions sincèrement le personnel des aires protégées qui a réalisé les interviews avec les éleveurs locaux. En particulier Atai, Beibit et Davkharbayar des aires protégées Bayan Ulgi, Ganbold, Buyantsog et Mordorj et le garde Erdenebaatar des aires protégées Uvs Protected Areas, ainsi que tout le personnel des aires protégées de Khovd qui ont participé. Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un projet de recherche plus vaste financé conjointement par The David Shepherd Foundation (UK), Discoveryinitiatives (UK), Wildlife Conservation Society (WCS), et WWF Mongolie.

Références

- Allen, P. & McCarthy, T. 1999. Knitting for Snow Leopards. *Cat News*. 30: 24-25.
- Anonymous. 1998. *Statistical yearbook*. State Statistical Office, Ulaanbaatar, Mongolia
- Boitani, L. 1992. Wolf Research and Conservation in Italy. *Biological Conservation* 62: 125-132
- Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: The Fall and Rise of Man's Competitors. *Biological Conservation* 83 (3): 279-289
- Bruun, Ole. & Odgaard, O. 1996. The Herding Household: Economy and Organization. *Mongolia in Transition, Nias Studies in Asian Topics* 22: 65-89
- Buyantsog, B. 1997. *Report of fieldwork conducted winter 1996-1997 for WWF Mongolia*. (unpublished report)
- Dash, Y., Szaniawski, A., Child, G. & Hunkeler, P. 1977. Observations on some large mammals in the Transaltai, Djungarion and Shargin Gobi, Mongolia. *La Terre et la Vie*. 31: 587-96.
- Green, M. J. B. 1988. Protected areas and snow leopards: Their distribution and status. in H. Freeman, Ed. *Proceedings of the 5th International Snow Leopard Symposium*. International Snow Leopard Trust and Wildlife Institute of India, Seattle, WA. p. 3-19
- Jackson, R. M. & Ahlborn, G. G. 1988. Observation on the ecology of snow leopard (*Panthera uncia*) in west Nepal. in H. Freeman, Ed. *Proceedings of the 5th International Snow Leopard Symposium*. International Snow Leopard Trust and Wildlife Institute of India, Seattle, WA. p. 65-87
- Kaczensky, P. in press. Large Carnivore Depredation on Livestock in Europe. *Ursus* 11:00-00
- Koshkarev, E. P. 1989. *The snow leopard in Kirgizia*. Ilim Publishers, Frunze, Kirgizia. 98 p. (in Russian)
- Mallon, D. 1984. The snow leopard, *Panthera uncia*, in Mongolia, *International Pedigree Book of Snow Leopards* 4: 3-10. Helsinki Zoo, Finland.
- McCarthy T. & Munkhtsog, B. 1997. Preliminary assessment of snow leopard surveys in Mongolia. in Jackson, R. & Ahmad, A. Eds. *Proceedings of the Eighth International Snow Leopard Symposium, Islamabad, Pakistan*. International Snow Leopard Trust, Seattle, WA. p. 57-66
- McCarthy, T. 2000. Ph.D. Dissertation. University of Massachusetts, USA
- Mishra, C. 1997. Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya : conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental Conservation* 24(4) : 338-343
- O'Gara, B. 1988. Snow leopards and Sport Hunting in the Mongolian People's Republic. in H. Freeman, Ed. *Proceedings of the 5th International Snow Leopard Symposium*. International Snow Leopard Trust and Wildlife Institute of India, Seattle, WA. p. 215-225.
- Oli, M., Taylor, I. & Rogers, M. 1994. Snow Leopard predation of livestock: an assessment of local perceptions in the Annapurna Conservation Area Nepal. *Biological Conservation* 68: 63-68
- Reading, R. P., Mix, H., Lhagvasuren, B., & Tseveenmyadag, D. 1998. The commercial harvest of wildlife in Dornod Aimag, Mongolia. *Journal of Wildlife Management* 62: 59-71.
- Schaller, G., Tserendeleg, J. & Amarsana, G. 1994. Observations on snow leopards in Mongolia. in Fox, J. & Du Jizeng, Eds. *Proceedings of the Seventh International Snow Leopard*

Symposium, Xining, China. International Snow Leopard Trust, Seattle, WA. p. 33-42,
 Shiirevdamba, Ts. 1998. *Biological Diversity in Mongolia (first national report to the Global Environmental Facility).*
 Ministry for Nature and Environment. Ulaanbaatar, Mongolia.
 Shombodon, D. 1996. In Humphrey, C. & Sneath, D. Eds. *Culture and Environment in Inner Asia: The pastoral Economy and the Environment.* White Horse Press, Harris Island, UK, 230 p.

Thornback, J. & Holloway, C. W. 1976. Snow Leopard. *Red Data Book, Vol. 1: Mammalia.* IUCN, Morges, Switzerland.
 Volker-Muller, F. 1995. New Nomads and Old Customs: General Effects of Privatization in Rural Mongolia. *Nomadic Peoples* 36/37: 175-194

Tableau 5 : Questionnaire utilisé pour les interviews.

1. Informations générales <input type="checkbox"/> Date <input type="checkbox"/> Province, comté, commune <input type="checkbox"/> Nombre et âge des personnes dans la famille <input type="checkbox"/> Depuis combien de temps êtes-vous éleveur ?	9. Régime alimentaire des loups et panthères des neiges <input type="checkbox"/> Que mangent les loups ? <input type="checkbox"/> Que mangent les panthères des neiges ?
2. Caractéristiques des élevages <input type="checkbox"/> Localisation du campement en hiver <input type="checkbox"/> Localisation du campement au printemps <input type="checkbox"/> Localisation du campement en été <input type="checkbox"/> Localisation du campement en automne	10. Perceptions de l'évolution des populations animales <input type="checkbox"/> Selon vous, les populations de ces espèces sont-elles en croissance, en décroissance ou stables ? <input type="checkbox"/> Panthère des neiges <input type="checkbox"/> Loup <input type="checkbox"/> Bouquetin <input type="checkbox"/> Argali <input type="checkbox"/> Marmotte <input type="checkbox"/> Tétragalle <input type="checkbox"/> Cerf / Gazelle à queue noire / Sanglier
3. Pertes dues aux panthères des neiges <input type="checkbox"/> Avez-vous perdu du bétail à cause des panthères des neiges ? <input type="checkbox"/> Si oui, à quelle époque de l'année ? <input type="checkbox"/> Combien et quels types d'animaux avez-vous perdu ? <input type="checkbox"/> A quelle heure cela s'est-il produit ? <input type="checkbox"/> Où cela s'est-il produit ? <input type="checkbox"/> Les animaux étaient-ils protégés ? <input type="checkbox"/> Comment avez-vous identifié la panthère des neiges ? <input type="checkbox"/> Quelle était la valeur du bétail perdu ?	11. Actions concernant les panthères des neiges <input type="checkbox"/> Pensez-vous que les panthères des neiges devraient être protégées ? <input type="checkbox"/> Etes-vous favorable à une chasse illimitée des panthères des neiges ? <input type="checkbox"/> Etes-vous favorable à une chasse limitée des panthères des neiges ? <input type="checkbox"/> Pensez-vous que seules les panthères des neiges « à problèmes » devraient être chassées ?
4. Pertes dues aux loups <input type="checkbox"/> Avez-vous perdu du bétail à cause des loups ? <input type="checkbox"/> Si oui, à quelle époque de l'année ? <input type="checkbox"/> Combien et quels types d'animaux avez-vous perdu ? <input type="checkbox"/> A quelle heure cela s'est-il produit ? <input type="checkbox"/> Où cela s'est-il produit ? <input type="checkbox"/> Les animaux étaient-ils protégés ? <input type="checkbox"/> Comment avez-vous identifié le loup ? <input type="checkbox"/> Quelle était la valeur du bétail perdu ?	12. Actions concernant les loups <input type="checkbox"/> Pensez-vous que les loups devraient être protégés ? <input type="checkbox"/> Etes-vous favorable à une chasse illimitée des loups ? <input type="checkbox"/> Etes-vous favorable à une chasse limitée des loups ? <input type="checkbox"/> Pensez-vous que seuls les loups « à problèmes » devraient être chassés ?
5. Protection des troupeaux <input type="checkbox"/> Combien de fois vérifiez-vous le bétail de grande taille ?	13. Aide de la part des aires protégées <input type="checkbox"/> Que pourrait faire l'aire protégée pour vous aider face aux panthères des neiges ? <input type="checkbox"/> Que pourrait faire l'aire protégée pour vous aider face aux loups ?
6. Autres pertes <input type="checkbox"/> Avez-vous perdu du bétail à cause de catastrophes naturelles ou de maladies ?	14. Taille des troupeaux de <input type="checkbox"/> Chevaux <input type="checkbox"/> Vaches <input type="checkbox"/> Yacks <input type="checkbox"/> Chameaux <input type="checkbox"/> Moutons <input type="checkbox"/> Chèvres
7. Chasse aux loups <input type="checkbox"/> Avez-vous déjà chassé des loups ? <input type="checkbox"/> Si oui, quand et où ? <input type="checkbox"/> Combien, de quel âge et de quel sexe ? <input type="checkbox"/> Était-ce une chasse opportune ou planifiée ? <input type="checkbox"/> Avec quelle arme avez-vous chassé ? <input type="checkbox"/> Qu'avez-vous fait du cadavre et de la peau ?	15. Avez-vous connaissance d'histoires ou de croyances à propos des loups et panthères des neiges ?
8. Chasse aux panthères <input type="checkbox"/> Avez-vous déjà chassé des panthères des neiges ? <input type="checkbox"/> Si oui, quand et où ? <input type="checkbox"/> Combien, de quel âge et de quel sexe ? <input type="checkbox"/> Était-ce une chasse opportune ou planifiée ? <input type="checkbox"/> Avec quelle arme avez-vous chassé ? <input type="checkbox"/> Qu'avez-vous fait du cadavre et de la peau ?	

Traduction G. Chapron

Pour en savoir plus :
<http://www.snowleopard.org>
<http://www.irbis-enterprises.com>

Attitudes des Tanzaniens vis-à-vis de leurs grands prédateurs

Paule M. Gros ^{1*} & Charles Mtema

¹ Department of Wildlife, Fish, and Conservation Biology, University of California, Davis CA 95616, USA

* M : pgros@ibw.com.ni

La conservation des grands prédateurs ne peut se faire sans le soutien des populations locales (Western *et al.* 1994). Pour gagner ce soutien il est essentiel de comprendre les attitudes des locaux vis-à-vis des carnivores qui vivent autour d'eux (Jacobson & Marynowski 1997). Le manque de soutien, voire l'hostilité des populations locales est souvent due à des différences entre leur système de valeur et celui des conservationnistes (Oates 1999). Il est particulièrement nécessaire de tenir compte des attitudes locales lorsque les espèces qu'on souhaite protéger vivent dans des pays culturellement différents de ceux des initiateurs de projets. La Tanzanie abrite encore de nos jours la totalité des grands carnivores d'Afrique de l'Est dont la conservation est une priorité internationale (Nowell & Jackson 1996, Woodroffe *et al.* 1997). Il est spécialement important d'intégrer attitude et conservation dans le cas des prédateurs qui forment le groupe taxonomique qui provoque les réactions les plus vives au niveau du public (Kellert *et al.* 1996). Nous avons étudié les attitudes vis-à-vis des grands prédateurs dans la région d'Arusha au nord de la Tanzanie. La communauté de prédateurs de cette région comprend le lion (*Panthera leo*), la panthère (*Panthera pardus*), le guépard (*Acinonyx jubatus*), le lycaon (*Lycaon pictus*), trois espèces de chacal (*Canis mesomelas*, *Canis adustus*, et *Canis aureus*) et deux espèces de hyènes (*Crocuta crocuta*, *Hyaena hyaena*). Pour évaluer les attitudes vis à vis des carnivores nous avons fait remplir des questionnaires dans neuf collèges du nord du pays à 344 collégiens de 14 à 23 ans. La première partie du questionnaire visait à recueillir des attitudes exprimées spontanément par les élèves. La seconde partie demandait de donner son accord ou son désaccord avec des phrases exprimant les différents types de perceptions des carnivores observés ailleurs dans le monde. La troisième partie cherchait à établir la connaissance des élèves sur l'histoire naturelle des carnivores. Et la dernière partie avait pour but de déterminer si les élèves avaient été en contact avec du matériel éducatif sensibilisant à la conservation.

Les résultats de notre étude montrent que:

1. La perception qu'ont les jeunes Tanzaniens de leurs grands prédateurs ne correspond pas nécessairement à celle des occidentaux. C'est un fait à ne pas occulter dans le planning des projets de conservation.
2. Les jeunes qui expriment les attitudes les plus favorables à la conservation des prédateurs sont ceux

qui possèdent la meilleure connaissance de l'histoire naturelle de ces espèces.

3. L'enseignement fourni actuellement par le système scolaire et par les Organisations Non Gouvernementales de conservation ne semble pas contribuer à rendre les jeunes tanzaniens plus favorables à la conservation de leurs grands prédateurs.

Mots-clés : Attitude, Perception, Valeur, Carnivore, Prédateur, Education, Conservation, Tanzanie, Afrique

Références

- Gros, P. M. 1998. Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biological Conservation* 85 (1-2): 137-149
- Gros, P. M. 1996. Status of the cheetah in Malawi. *Nyala* 19: 33-38
- Gros P. M. & Rejmanek M. 1999. Status and habitat preferences of Uganda cheetahs: An attempt to predict carnivore occurrence based on vegetation structure. *Biodiversity and Conservation* 8: 1561-1583
- Jacobson, S. K. & Marynowski, S. B. 1997. Public attitudes and knowledge about ecosystem management on Department of Defense land in Florida. *Conservation Biology* 11: 770-781.
- Kellert, S. R., Black, M., Rush, C. R. & Bath, A. J. 1996. Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology* 10: 977-990.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. *Wild Cats : Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland.
- Oates. 1999. Myth and reality in the rain forest. *How conservation strategies are failing in West Africa*. Amazon.com publication.
- Western, D., Wright, R. M. & Strum, S. C. 1994. *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, DC.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. & Macdonald, D. W. 1997. *The African wild dog : Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Adresse actuelle pour Paule Gros:

Research Associate, International Center for Tropical Ecology, University of Missouri, Saint-Louis

Assurer la survie du guépard (*Acinonyx jubatus*) en Namibie : l'action du Cheetah Conservation Fund

Isabelle Saint-Marc Vittori¹*

¹ La Mure, 69510 Thurins

* M : guepardeau@aol.com

Le Cheetah Conservation Fund (CCF) est une organisation namibienne œuvrant pour la sauvegarde du guépard (*Acinonyx jubatus*). La Namibie rassemble la dernière grande population de guépards sauvages au monde, qui réside essentiellement sur le territoire de fermes, en dehors de zones protégées. Initialement scientifiques, les actions du CCF développent maintenant une approche holistique de la conservation du guépard et incorporent des études sur l'écosystème, des actions visant à favoriser la cohabitation avec les fermiers et un programme d'éducation et de sensibilisation de la jeunesse. Grâce à ce travail de fond, des succès apparaissent et l'audience du CCF s'étend maintenant au delà des frontières namubiennes.

Introduction

Le Cheetah Conservation Fund (CCF) est une organisation non gouvernementale fondée en 1990 aux USA, dépendant initialement de l'International Wilderness Leadership Foundation (WILD). Le CCF étant uniquement financé par des dons privés, la WILD l'assiste par la gestion d'un réseau international pour la recherche de fonds. En 1991, le CCF est devenu une organisation namibienne dont le comité de direction est composé de leaders d'opinion nationaux dans les domaines de l'agriculture, des affaires, de la vie locale et de la politique. Parallèlement, un comité scientifique international soutient les projets de recherche. L'ensemble des activités de terrain repose sur une petite équipe de permanents assistée de volontaires d'horizons multiples et d'étudiants. Depuis 1995, le centre de recherche et d'éducation du CCF est localisé sur un ensemble de fermes de 15.300 hectares près d'Otjiwarongo, au cœur de l'habitat du guépard en Namibie. Ce centre sert de quartier général et fournit les infrastructures pour rassembler et diffuser les informations concernant le guépard. Il abrite des structures de recherche et d'éducation à la disposition des chercheurs, des étudiants et du public. Les efforts du CCF portent sur des programmes d'éducation, de recherche et de conservation concernant le guépard et son écosystème. Le CCF travaille activement avec les fermiers, les écoles, les collectivités et le gouvernement namibien et des volontaires du monde entier.

La problématique guépard

En 1900, la population mondiale de guépards s'élevait à environ 100.000 individus répartis dans la majeure partie de l'Afrique et de l'Asie, au total dans 44 pays. En 1996, cette population était estimée à environ 10.000 individus répartis principalement en Afrique de l'Est et Afrique Australe; des populations résiduelles subsistant en Afrique du Nord, dans le Sahel, et en Iran (Nowell & Jackson 1996). Les causes suivantes expliqueraient cette chute dramatique des effectifs :

1. perte d'habitat (expansion humaine : agriculture, élevage),
2. diminution de l'abondance des proies,
3. conflits avec les éleveurs,
4. faible capacité de survie dans les réserves et parcs nationaux (très forte pression exercée par les autres grands prédateurs beaucoup plus puissants que lui),
5. problèmes génétiques dus à un goulot d'étranglement voici 10 000 ans : la consanguinité résultant des faibles effectifs restants aurait favorisé l'apparition de problèmes génétiques (immunodéficience, faible taux de fertilité, importante mortalité infantile, tératospermie). Un second goulot d'étranglement initié il y a 100 ans lors de l'expansion coloniale européenne a encore diminué le potentiel génétique de l'espèce,
6. forte augmentation des captures de guépards sauvages pour les parcs zoologiques, toujours demandeurs et souvent incapables de mettre en place les programmes indispensables à la reproduction en captivité (bien que le guépard ait été apprivoisé depuis plus de 5.000 ans, les premiers succès de reproduction en captivité datent des années 70). Cependant, depuis 1974, on note officiellement une baisse de ces captures de même que des succès notables des programmes de reproduction, surtout aux Etats Unis et en Afrique du Sud.

La Namibie rassemblerait la dernière grande population de guépards sauvages au monde avec 2.000 à 3.000 individus. Près de 95% des guépards namubiens et 70% de leurs proies vivent sur les terres de fermes, hors des zones protégées. Les fermes, dont la superficie moyenne est de 10.000 hectares, sont principalement vouées à l'élevage extensif du bétail (bovins et caprins). Cette activité constitue une ressource économique primordiale dans ce pays très aride, couvert essentiellement par une végétation arbustive pauvre (bushland). Cependant, au début des années 1990, de nombreuses inconnues subsistaient quant au statut réel du guépard en Namibie et sur les différents facteurs, naturels ou humains, pouvant influencer sur cette population.

La création du CCF

Considérant ces éléments, Laurie Marker qui travaillait depuis 20 ans aux Etats-Unis sur les guépards en captivité, décida d'agir en Namibie, où la survie de l'espèce semblait moins incertaine qu'ailleurs. En effet, les guépards namubiens sont principalement localisés sur des terres privées exemptes d'autres grands prédateurs (hormis la panthère *Panthera pardus*) et relativement riches en gibier. Ces proies potentielles sont principalement des antilopes (telles que steenbok *Raphicerus campestris*, oryx *Oryx gazella*, koudous *Tragelaphus strepsiceros*, bubales *Alcelaphus buselaphus*), des lagomorphes et un suidé, le phacochère (*Phacochoerus africanus*). La population de

guépards est a priori importante, et donc viable à moyen terme. La densité de population humaine est faible (2 habitants/km²), devant permettre une cohabitation plus aisée entre l'homme et les guépards (comparativement à la densité humaine très importante en Afrique de l'Est).

On peut s'interroger sur :

1. les spécificités biologiques et éthologiques de cette population : l'environnement namibien est en effet très différent de celui de l'Afrique de l'Est où la grande majorité des travaux sur *A. jubatus* a été réalisée (Caro 1994, Kelly et al. 1998)
2. l'effectif réel de cette population.
3. la pression réelle imposée par l'homme et notamment les fermiers propriétaires des fermes privées.

Ce dernier élément est particulièrement important en Namibie. De par la loi, les éleveurs sont propriétaires de tout animal sauvage se trouvant sur leur ferme. Le but initial de cette loi était d'impliquer directement les fermiers dans la préservation du gibier, puisqu'ils ont alors l'exclusivité de son exploitation (tourisme vert, chasse au trophée, viande). Par contre, cette réglementation donne également toute la responsabilité de la gestion de la faune, et notamment des prédateurs, à cette communauté. Il fallait apporter des réponses claires à ces questions, et définir ensuite les actions à mener pour garantir la survie des guépards namubiens.

L'étude initiale « Cheetah Survival on Namibian Farmlands »

A sa création, le CCF a lancé une étude nationale afin de mieux cerner les avantages et inconvénients de ce territoire pour les guépards. Au cours de ce travail de deux années, l'équipe du CCF a parcouru le pays pour rencontrer les fermiers, considérés comme la source d'informations la plus pertinente. Par ce contact de terrain, le CCF souhaitait rassembler des données non seulement sur la biologie du guépard dans ce pays, mais aussi et surtout sur la représentation que les fermiers avaient de ce grand félin. Il devint très vite évident que la plus grosse menace pour les guépards résidait dans le conflit avec l'homme. Il était donc essentiel de mieux cerner ce problème afin d'orienter immédiatement les efforts pour une meilleure efficacité. Le CCF dirigea donc son enquête sur les problèmes de prédation sur le bétail par les grands carnivores sauvages, sur les moyens employés pour limiter cet impact mais aussi sur l'ensemble des techniques utilisées pour la gestion du bétail. Ce point est crucial. Dans ce pays où l'élevage représente l'épine dorsale des activités agricoles, la pauvreté des terres est telle, que le bétail doit être lâché sur d'immenses surfaces (plusieurs centaines, voire milliers d'hectares) afin de pouvoir se nourrir. Les fermiers laissent en général leurs troupeaux sans surveillance pendant de longues périodes. Il est évident que dans de telles conditions la mortalité des veaux entre 0 et 6 mois est importante du fait de différents facteurs : problèmes de mise bas, maladies, empoisonnements, chutes dans des terriers d'oryctéropes (*Orycteropus afer*), prédation, vols, morsures de serpents, décès par inanition de jeunes séparés de leur mère par des clôtures, etc. Souvent incapables de déterminer avec certitude la cause de disparition de leurs animaux les fermiers incriminent les grands prédateurs, et

surtout les guépards qui, diurnes, sont plus visibles que les panthères (*Panthera pardus*), caracals (*Felis caracal*) ou chacals (*Canis mesomelas*). Toutefois, au cours de cette première étude, le CCF réalisa que tous les fermiers n'étaient pas obligatoirement opposés aux grands prédateurs et qu'un certain nombre d'entre eux tentait de mettre en place de nouvelles techniques de gestion de leur bétail et des méthodes non létales de protection contre les grands carnivores. Il était donc essentiel de rassembler un maximum de données et d'expérience sur ce sujet ainsi que d'établir des collaborations avec les fermiers prêts à s'impliquer et à soutenir l'action du CCF. Un autre objectif de cette étude était de tenter d'évaluer le nombre réel de guépards qui avaient été supprimés au cours des 15 dernières années. Les chiffres officiels annonçaient 6818 guépards éliminés entre 1980 et 1991 (tout prélèvement d'animal protégé devrait être déclaré aux autorités). Or si les informations recueillies par le CCF étaient extrapolées à l'ensemble des fermiers du pays, ce chiffre approcherait les 10 000 animaux. L'étude a conclu qu'un millier de fermiers avait, entre ses mains, l'avenir de la plus importante population de guépards sauvages au monde. La plupart des fermiers perçoivent le guépard comme une menace pour leur bétail ou pour le gibier. Ainsi, de nombreux guépards sont abattus ou déplacés des terres de fermes à titre « préventif ». Une action sur le terrain était donc indispensable pour assurer la survie des guépards namubiens.

Création d'une base de terrain au cœur des Farmlands

Il fallait s'intégrer à cette population de fermiers afin de pouvoir leur parler d'égal à égal et de pouvoir tester des méthodes de gestion pouvant ensuite être diffusées au sein de leur communauté. Le CCF a donc acquis un ensemble de trois fermes représentant une aire de 15300 hectares. « Elandsvregde » accueille le Centre de Recherche et d'Education, « CheetahView » est destinée à l'expérimentation de méthodes de gestion agricole originales et « Osonanga » située au pied de la « Waterberg Conservation Area » (réserve du Ministère de l'Environnement) accueille des séminaires d'éducation au « Wilderness Camp ». L'intégration des fermes du CCF à la « Waterberg Conservancy » assura à l'équipe un soutien supplémentaire. Les « Conservancies » sont des structures qui permettent à des fermiers voisins d'harmoniser leurs méthodes de gestion et de diminuer les coûts induits. C'était aussi l'occasion pour le CCF d'augmenter la taille de sa zone d'étude et de bénéficier de l'appui d'une communauté fermière reconnue au niveau national.

Les objectifs du CCF

1. Mener des programmes de recherche à long terme sur le guépard dans les domaines de la biologie, de la conservation et de l'éducation. Ils concernent donc l'ensemble des paramètres pouvant influencer sur la survie du guépard, et sont menés en collaboration avec des institutions de recherche ou des particuliers du monde entier.
2. Développer un réseau international de soutien, notamment financier.

3. Rechercher et identifier les composantes de l'écosystème des « Farmlands » nécessaires au maintien durable d'une population de guépard.
4. Développer des plans de gestion durable des fermes qui soient favorables tant au guépard qu'aux fermiers.
5. Promouvoir des techniques de gestion du bétail utilisant des méthodes anti-prédatrices non létales.
6. Prélever des échantillons biologiques sur des guépards sauvages afin de mettre en place une banque de données détaillée sur leur santé et leurs caractéristiques génétiques.
7. Approfondir l'éthologie du guépard namibien à l'aide de la radio-télémetrie.
8. Rechercher et développer des techniques de déplacement d'individus pour le guépard.
9. Favoriser la diversification des activités économiques sur les terres de fermes (exploitation durable de la faune sauvage, écotourisme, élevage bovin et ovin).
10. Sensibiliser et éduquer les fermiers, les enseignants, la jeunesse et le public en général sur le rôle du guépard dans des écosystèmes sains et sur la nécessité de préserver l'importante biodiversité de la Namibie.
11. Promouvoir et mettre en place des programmes d'écotourisme.

Les actions

Les actions du CCF s'articulent autour de deux axes fondamentaux : recherche et éducation/information. A sa création les actions du CCF étaient essentiellement scientifiques. Il fallait mieux connaître cette population de guépards. En effet, si de nombreuses études avaient été menées en Afrique de l'est, apportant quantité d'informations, peu s'étaient intéressées à la population d'Afrique australe. Or les conditions de vie et l'environnement sont assez différentes dans ces deux régions ; les données rassemblées sur les populations d'Afrique de l'Est risquaient de ne pas être valides pour les populations australes.

Radio-pistage

Très tôt le CCF mit en place un suivi de la population locale par télémetrie. Des animaux furent capturés et munis d'un collier émetteur puis relâché. Depuis 1994, cette étude se poursuit avec un suivi hebdomadaire. Cette surveillance a apporté des renseignements essentiels sur les mouvements des animaux dans cet environnement. Contrairement aux guépards est-africains et sans doute en raison de la moindre densité des proies, les guépards namubiens ont un territoire de 800 à 1.500 km². Comme en Afrique de l'Est les mâles vivent en coalition et les femelles vivent seules ou avec leurs jeunes jusqu'à leur émancipation à l'âge de 18 mois environ. Ce sont elles qui parcourent les distances les plus importantes lorsqu'elles sont accompagnées de leurs petits âgés de plus de 8 mois. Toutefois, des coalitions de mâles relâchés trop loin de leur territoire d'origine et qui entrent en compétition avec les groupes territoriaux locaux, peuvent parcourir plusieurs centaines de kilomètres pour retrouver un nouveau territoire. Il devenait clair qu'au cours de leurs multiples déplacements, les guépards traversaient de nombreuses fermes pouvant donner l'impression qu'ils

étaient très nombreux alors qu'en fait il s'agissait des mêmes animaux. Depuis 1993, le CCF a équipé pour le radio-pistage 40 guépards avec au minimum une dizaine d'animaux suivis en permanence. Les informations recueillies sur leur comportement et sur leur mortalité sont d'une valeur considérable. Par exemple, elles permettent d'argumenter auprès des fermiers sur les déplacements réels des guépards afin de réduire préjugés et fausses informations.

Etude des Playtrees

Une étude menée en 1995 menée par Heiko Theis porta sur ces arbres qu'on appelle localement « playtrees » ou encore « newspaper trees ». Ce sont en fait des bornes de marquage de territoires. Tous les mâles de la région les fréquentent au cours de leurs déplacements. Ces arbres, sur lesquels les guépards grimpent souvent, semblent jouer ici un rôle social beaucoup plus marqué qu'en Afrique de l'Est. Ils représentent un tel attrait pour les félins, que les fermiers placent leurs pièges à proximité (Figure 1), ce qui s'avère extrêmement efficace et leur permet de capturer des groupes entiers. Les femelles ne fréquentent ces lieux que lorsqu'elles souhaitent communiquer leur statut sexuel. C'est une des raisons qui explique la forte proportion de mâles capturés par rapport aux femelles.



Figure 1 : Dispositif de capture utilisé par les fermiers aux playtrees. (Photo : CCF).

Etude de l'état sanitaire de la population

Dès la création du CCF il était essentiel d'entreprendre rapidement des recherches sur l'état de santé de cette population. Le CCF a lancé une campagne d'information auprès des communautés de fermiers afin qu'ils cessent d'abattre ou de vendre les animaux qu'ils captureraient mais qu'ils contactent le CCF au moins pour une analyse de l'état de santé général. Cette activité n'a cessé de prendre de l'ampleur. Aujourd'hui Bonnie Schumann, responsable du projet, consacre une grande partie de son temps aux analyses sur les animaux capturés qui seront éventuellement placés au CCF avant relâcher. Ces opérations consistent, après anesthésie à procéder à l'examen de l'animal : qualité du pelage, relevé des blessures et pathologies éventuelles

(notamment au niveau des dents (Figure 2), des griffes et des yeux), biopsies (peau, poils), prélèvements sanguins, paramètres biométriques.



Figure 2 : Examen dentaire suite à capture. (Photo : CCF).

Pour les mâles, des prélèvements de sperme sont également effectués par électroéjaculation. Une banque du sperme a été mise en place par le CCF aux Etats-Unis afin de conserver un maximum de diversité génétique pour éventuellement pouvoir procéder à des inséminations artificielles sur des femelles captives (3 jeunes sont nés aux Etats-Unis en 1997 du sperme d'un guépard namibien libre). Les campagnes d'informations poussées du CCF permettent même aujourd'hui de récupérer le sperme de guépards tués dans le cadre de la chasse aux trophées. L'équipe doit pour cela être sur place dans les heures suivant la mort de l'animal et doit faire parvenir les gonades au « Wildlife Breeding Resource Centre » en Afrique du Sud dans les 24h pour prélèvement du sperme. L'ensemble de ces observations a révélé différents problèmes. La population sauvage de Namibie est affectée par des malformations fréquentes de l'extrémité de la queue et des malformations dentaires (« Crowded Incisors ») et « Focal Palatine Erosion ») déjà notées chez des animaux captifs. D'autre part, le CCF a souvent soigné des animaux qui présentaient des cataractes au moins à un œil, sans doute dues à des blessures causées par les épines des acacias au cours des épisodes de chasse. Fin 1999, le CCF avait examiné environ 400 guépards sauvages namubiens dont 200 ont été marqués et relâchés.

Relâchers avec déplacements

Il fut aussi urgent dès l'origine d'envisager l'avenir de guépards sauvages capturés par des fermiers, gardés temporairement au CCF et qui ne pouvaient être relâchés

sur place. Cette éventualité peut se présenter dans plusieurs cas :

1. Animaux « à problèmes » (animal ayant effectivement l'habitude de se nourrir de bétail, ce qui ne représente que quelques uns des animaux passant au CCF)
2. Animaux dont l'état de santé ne permet plus de les relâcher (malades ou blessés)
3. Animaux trop jeunes, qui ont perdu leur mère trop tôt et sont de ce fait incapables de survivre par eux-mêmes à l'état sauvage.

Le CCF a mis en place de nombreuses collaborations, surtout en Afrique du Sud pour trouver un avenir à ces animaux. Ainsi certains guépards ont été relâchés dans de grandes réserves clôturées en Afrique du Sud où ils bénéficient d'un suivi poussé, ou ont rejoint des centres de reproduction en captivité, voire des zoos. Cependant, sauf dérogation particulière, la loi namibienne ne permet plus l'exportation de guépards qui ne peuvent être relâchés en milieu naturel, même pour participer à des programmes de reproduction aux Etats-Unis ou en Europe. Elle interdit également de pratiquer la reproduction d'animaux captifs in situ.

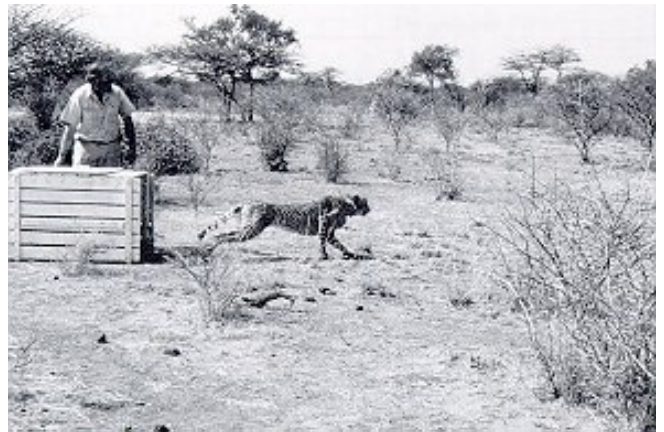


Figure 3 : Relâcher d'un guépard. (Photo : CCF).

Ces guépards ne pourront donc normalement avoir de descendance, ce que le CCF déplore. Depuis 1995, le nombre de guépards recueillis par le CCF ne cesse de croître et l'équipe tente toujours, grâce à ses appuis chez les fermiers, de relâcher ces animaux au plus près de leur territoire d'origine où leurs chances de survie sont les plus importantes. Lorsque ceci n'est pas possible, les lâchers se font en fonction des possibilités d'accueil dans tout le pays chez des fermiers amicaux (Figure 3). Pour le CCF, la vie de chaque animal est essentielle.

Etudes de l'écosystème

Laurie Marker a toujours insisté sur l'importance d'une approche holistique pour l'étude du guépard : connaître le guépard est primordial mais connaître son écosystème est indispensable. Ainsi de nombreuses études ont été menées, notamment par des étudiants namubiens, sur la flore des terres des fermes. Il existe en effet depuis une trentaine d'années de graves problèmes d'invasion par le bush (« bush encroachment »), suite au surpâturage par le bétail. Depuis les années 50, les prairies ouvertes ont fait place à

des peuplements compacts d'acacias, diminuant la diversité floristique. Tant pour les fermiers que pour la faune sauvage il est essentiel de restaurer l'écosystème initial, capable de nourrir davantage d'herbivores.

Estimations des populations d'ongulés

Des suivis mensuels des populations de grands herbivores sauvages ont été mis en place dès 1995 par le CCF (Eric Le Nuz) ainsi que des comptages annuels sur l'ensemble de la « Waterberg Conservancy » (par Alison Pearks, Aaron Wagner, Isabelle Saint-Marc Vittori, Marc Vittori). Ces études qui permettent de mieux comprendre la dynamique des populations de ces espèces sont utiles tant pour le CCF qui étudie ainsi les populations proies des guépards, que pour les fermiers de la Conservancy qui apprennent comment évoluent ces populations gibiers sur leurs terres et obtiennent ainsi des informations essentielles pour leur gestion.

Soins vétérinaires

Bien que ce ne soit pas sa vocation, le CCF se voit souvent contraint de soigner des animaux malades ou gravement blessés. Il est de plus en plus courant dans les fermes namibiennes s'orientant vers le tourisme, de posséder des guépards captifs. Malheureusement les fermiers réalisent rarement que cet animal bien que très doux reste un animal sauvage (seuls les animaux capturés avant 10 semaines pourront être considérés comme apprivoisés) et que sa santé est fragile. Le CCF est fréquemment contacté pour venir soigner des animaux malades, voire mourants. Il peut arriver dans ces cas que le CCF travaille avec des vétérinaires locaux, voire des dentistes pour procéder à des opérations délicates. Enfin, il n'est pas rare que des guépards sauvages soient pris dans des pièges à mâchoires placés par les fermiers qui appellent ensuite le CCF. Il est bien évident que ces animaux gravement blessés nécessitent des soins complexes réalisés par des spécialistes.

Elevage et don de chiens de garde de troupeaux

Le CCF se considère au service des fermiers pour les aider dans leurs problèmes quotidiens. Ainsi le centre possède un élevage de chiens « Anatolian shepherd » qui sont placés gracieusement chez les fermiers demandeurs (l'Anatolian est la race de chiens traditionnellement utilisée par les éleveurs en Turquie. Il est très semblable au patou, hormis son poil court et son masque sombre chez l'adulte : Figure 4). Près de 70 chiots ont déjà été donnés et suivis par une évaluation semestrielle pour les adultes, mensuelles pour les chiots durant les six premiers mois. La relation entre les propriétaires de ces chiens et le CCF est encore renforcée par la tenue de séminaires sur le sujet.

Enquêtes sur la prédation chez les fermiers

Toujours convaincu que l'avenir des guépards namibiens est entre les mains des fermiers, le CCF a poursuivi ses investigations auprès d'eux afin d'estimer l'évolution des mentalités. Chaque année des milliers de questionnaires sont envoyés avec l'aide des autorités à l'ensemble des fermiers du pays afin de connaître leurs problèmes de prédation et leurs réactions.



Figure 4 : Chien de berger anatolien en action au sein d'un troupeau. (Photo : CCF).

Malheureusement, un suivi précis représenterait un travail colossal pour le CCF, qui avec son équipe de six permanents ne peut totalement le réaliser. Des volontaires (I. Saint-Marc Vittori) et des collégiens du pays sont donc chargés ponctuellement de suivre les résultats, mais les moyens manquent pour assurer les relances (moins de 10% de réponses) ce qui fausse les estimations. On peut cependant noter qu'un petit nombre de fermiers sont responsables d'un grand nombre de captures : par exemple, en 1998, deux fermiers étaient responsables de la disparition de 28% du total, soit 39 animaux alors qu'ils considéraient ne pas avoir de problème de prédation. Ceci montre une fois de plus qu'il n'existe pas de corrélation entre l'estimation par le fermier d'un « problème guépard » et le nombre d'animaux supprimés sur sa ferme. Ces fermiers qui suppriment les félins à titre préventif ignorent malheureusement l'« effet puits » que crée le prélèvement d'animaux territoriaux. En outre, les fermiers propriétaires de « fermes de chasse » exercent une pression encore supérieure à celles exercée par leurs homologues des fermes à bétail. Ils achètent souvent à prix élevé des espèces exotiques et refusent les prédateurs (ces fermes de chasse sont des zones encerclées par une clôture haute empêchant le gibier de circuler à l'exception des phacochères qui creusent des passages sous les clôtures offrant ainsi des voies d'accès aux prédateurs). Les experts débattent depuis des années en Namibie pour savoir si la population de guépards est viable à long terme. Toutefois il semblait difficile d'émettre des hypothèses crédibles en l'absence d'une estimation précise de l'effectif de la population actuelle. Ainsi le gouvernement namibien, en collaboration avec plusieurs ONG du pays travaillant sur les prédateurs, surtout le CCF et Africat Foundation, a décidé d'effectuer un recensement des guépards namibiens. La méthode de capture-marquage-recapture fut choisie avec une première période de capture s'étalant sur 18 mois. Les fermiers furent mis à contribution afin d'aider les autorités et les ONG dans ce travail. Les lycées agricoles, installés eux-mêmes sur des fermes, participent également à ces opérations. Malheureusement durant les 9 premiers mois, la mobilisation des fermiers fut nettement insuffisante malgré les campagnes d'informations dans tout le pays. Moins de 50 guépards avaient été capturés, marqués et relâchés au lieu de 300 escomptés. Il semble que de nombreux fermiers

estiment que le fait de poser un collier à un guépard représente une méthode destinée à les empêcher de les tirer.

Editions de documents sur le guépard et les actions du CCF

Dès le départ, Laurie Marker prit conscience de l'importance de l'éducation et de l'information. L'étude initiale de 1991-1993 a donné lieu à la publication d'un livre « *Cheetah survival on Namibian farmlands* » largement diffusé dans l'ensemble du pays. Mais d'autres ouvrages ont été édités. « *The Orphan Calf and the Magical Cheetah* » est destinée à la jeunesse, alors que « *Cheetah : A Predator's Role in the Ecosystem* » est un guide pour les enseignants des écoles namibiennes. Une lettre d'information semestrielle présente les activités du CCF. Son édition namibienne est directement destinée aux fermiers et aux écoles. L'édition américaine est plus orientée vers l'information du public occidental. Le dispositif est complété par l'existence d'un site Internet (www.cheetah.org).

Information des fermiers

De nombreux fermiers ignorent le statut du guépard dans le monde et en Namibie et qu'il s'agit d'une espèce en voie d'extinction. Il arrive même qu'ils ne distinguent pas un guépard d'une panthère. Chaque visite chez un fermier est l'occasion pour Bonnie Schumann de faire une présentation complète et détaillée de la situation des guépards dans le pays, et surtout de proposer une information sur les méthodes de gestion alternatives non létales évitant les problèmes de prédation. « *Cheetah survival on Namibian farmlands* » est distribué gracieusement et le contact très courtois dans tous les cas vise à ouvrir une brèche dans les certitudes des fermiers. Dès le départ l'équipe du CCF a pris une part active dans les réunions locales puis nationales de fermiers (par exemple congrès de la Namibian Agricultural Union (NAU)), ainsi qu'à de nombreux salons concernant l'environnement afin de renseigner la population sur ses activités. L'approche holistique du CCF intéresse les fermiers, car elle permet d'aborder tous les problèmes environnementaux dans la gestion d'une ferme en Namibie et non pas seulement les problèmes de prédation. Or les fermiers sont généralement très sensibles aux modifications de leur environnement. L'évolution des techniques d'élevage les intéresse, et si elles leur profitent, qu'elles soient également bénéfiques au guépard ne les dérange pas. Grâce à cette information largement diffusée dans le pays, la notoriété du CCF croît et de nombreux fermiers prennent désormais directement contact avec le CCF pour des conseils quant aux méthodes non létales de protection contre la prédation. Certaines des méthodes proposées par le CCF sont classiques (utilisation d'un berger associé à un chien pour les caprins, rassemblement des bêtes la nuit à proximité d'habitations) et d'autres sont moins connues (utilisation d'ânesses suitée pour la garde des bovins, création de camps de mise bas surveillés et synchronisation des mises bas, rotation des zones de pâturage, sélection de races de bétail locales). Certaines sont testées sur une des fermes du CCF (CheetahView), qui devrait servir dans le futur de site d'information aux fermiers.

Action vers les associations de chasseurs professionnels

Le CCF a engagé une collaboration avec la « Namibian Professional Hunting Association » (NAPHA) pour définir ce que pourrait être une exploitation durable de la population de guépards si sa survie était assurée. Les prélèvements pour la chasse aux trophées devraient alors être le pendant de la gestion d'une population saine, non soumise à d'autres attaques par l'homme.

Actions vers la jeunesse

Ces actions tendent à devenir l'activité majeure du CCF. Dès sa création le CCF s'est donné comme but de sensibiliser la jeunesse namibienne à la survie de la population de guépards et à travers cette prise de conscience, à la nécessaire préservation de l'environnement dans son ensemble. L'équipe s'est rendu dans de nombreuses écoles du pays. En 1998 Matti Nghikemba devint responsable de l'Education au CCF et Don Muroua responsable du développement auprès des communautés locales. Enfin l'équipe du CCF comprenait deux permanents namibiens (ce qui favorise le contact avec les jeunes) dont l'action était directement orientée vers l'éducation. Les activités d'Education se multiplièrent encore avec la création en 1998 du « Wilderness Camp », camp rustique en pleine brousse, destiné à accueillir de nombreux étudiants pour des formations générales en environnement et une sensibilisation au problème guépard. Aujourd'hui, plusieurs centaines de jeunes et d'étudiants namibiens sont venus au CCF et ont travaillé avec son équipe lors de formations en écologie ou de séminaires sur le guépard et son environnement. Des milliers ont assisté à des présentations dans leurs écoles, leurs villages ou leurs camps de vacances.

Conclusion

Actuellement, les actions continuent en direction des fermiers, grands éleveurs des « farmlands » ou petits exploitants des « communal lands ». La perception du guépard évolue lentement dans cette communauté qui reste responsable du devenir des guépards namibiens. Les travaux de recherche continuent, essentiellement dans un but d'application immédiate et technique. Le travail de terrain dans les écoles primaires rurales, mais aussi dans les collèges, les universités, les lycées agricoles se poursuit intensément. Les autres « Conservancies » du pays s'intéressent de plus en plus au travail du CCF et sont souvent sensibles à ses programmes d'éducation et de formation. Matti Nghikembua a intégré le « Namibian Environmental Education Network », commission nationale en conservation de l'environnement, donnant aux défenseurs du guépard encore plus de poids. Laurie Marker, déjà membre de la Commission de Sauvegarde des Espèce de l'UICN au « Cat Specialist Group », fait aussi partie du « Large Carnivore Management Forum » du Ministère de l'Environnement et du Tourisme et du comité de direction de la « Conservancy Association of Namibia ». Aujourd'hui pas une manifestation concernant l'environnement ne se tient en Namibie sans que le CCF ne soit invité à faire une présentation. De plus, l'action du CCF s'oriente aussi vers d'autres pays d'Afrique qui s'intéressent à ses méthodes.

De ce fait, les permanents du CCF présentent régulièrement leurs travaux en Afrique australe ainsi qu'au Kenya. La survie du guépard namibien, et peut-être de l'espèce dans son entier dépend du succès de ces multiples actions, mais surtout de la rapidité de ces succès.

Références

- Caro, T. M. & Collins, D. A. 1987. Male cheetah social organization and territoriality. *Ethology* 74 : 52-64.
- Caro, T. M. 1994. Cheetahs of the serengeti plains, group living in an asocial species. Chicago University Press. 478p.
- Marker-Kraus L., 1995. *International Studbook Cheetah*. NOAHS Pub. Howard J. G. , Roth T. L. & Swanson W. F. 1997. Successful intercontinental genome resource banking and artificial insemination with cryopreserved sperm in cheetahs. *Journal of Andrology Suppl.* 55
- Kelly, M. J.; Laurenson, M. K.; FitzGibbon, C. D.; Collins, D. A.; Durant, S. M.; Frame, G. W.; Bertram, B. C. R. & Caro, T. M. 1998. Demography of the Serengeti cheetah (*Acinonyx jubatus*) population: the first 25 years. *Journal of Zoology (Lond.)*; 244(4): 473-488
- Marker-Kraus L., Kraus, D., Barnett, D. Hurlbut, S. 1996. *Cheetah Survival on Namibian Farmlands*. Cheetah Conservation Fund Publication.
- Marker Kraus L. 1997 History of the cheetah *Acinonyx jubatus* in zoos 1829-1994. *International Zoo Yearbook* 35 : 27-43.
- Marker-Kraus L. 1999. Conservation strategy for the long term survival of cheetah in Namibia : reporting period January 1999 through December 1999. *Cheetah Conservation Fund 1999 Annual Report*.
- Marker-Kraus, L. & Kraus D. 1994. The namibian free-ranging cheetah. *Environmental Conservation* 21 : 369-370.
- Marker, L. & O'Brien, S. J. 1989. Captive breeding of the cheetah (*A. jubatus*) in North American zoos (1871-1986). *Zoo Biology* 8 : 3-16.
- Menotti-Raymond, M. & O'Brien, S. J. 1993. Dating the genetic bottleneck of the African Cheetah. *Proceedings of National Academy of Science* 90 : 3172-3173
- Namibia Environment. 1996. *Namibia Env. Directorate of Env. Affairs*. Vol.1. Gamsberg MacMillan Pub.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. *Wild Cats : Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland.

Mots-clés : Guépard, *Acinonyx jubatus*, Namibie, Conservation, Elevage

Partie III

Recherches en écologie

Suivi et gestion des populations de renards (*Vulpes vulpes*) et autres carnivores: implications pour le contrôle des prédateurs

José María López-Martín¹* & Jordi Ruiz-Olmo¹

¹ Servei de Protecció i Gestió de la Fauna, Dept. Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, Dr Roux 80, 08015 Barcelone, Espagne

* M : jmlopez@porthos.bio.ub.es

En Catalogne, la chasse est pratiquée sur la majeure partie du territoire, 90% de la superficie des réserves étant de type privé. Les principales espèces de gibier sont le lapin (*Oryctolagus cuniculus*) et la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). Leur disparition a toujours été imputée au renard (*Vulpes vulpes*) et autres carnivores, qui ont, pour cette raison, traditionnellement été éliminés. Parfois ces prédateurs ont occasionné des dégâts sur des espèces vulnérables ou menacées d'extinction. Le manque de données objectives pour délivrer les permis de chasse a remis en cause cette activité. Depuis 1996, un Programme de Suivi des Populations de Carnivores de Catalogne est mis en œuvre, dont l'objectif principal est d'estimer l'abondance du renard et des carnivores domestiques, errants ou harets, afin de permettre une gestion rationnelle de ces prédateurs. Un second objectif réside dans l'application de ces résultats et un accroissement de la technicité des contrôles des effectifs des populations. Nous avons organisé des rencontres de formation, identifié les pièges, créé un registre de piègeurs et établi des paramètres objectifs en ce qui concerne les demandes d'autorisations.

La chasse est l'une des activités les plus anciennes pratiquées par l'homme. Incessante cause de conflits avec les espèces d'animaux considérées comme concurrentes, elle est à l'origine de l'expression "bêtes nuisibles". La rivalité homme-prédateurs est en fait basée sur une connaissance superficielle de la nature et sur des conceptions trop radicales. Néanmoins, plusieurs de ces espèces ont été poursuivies sans discernement et souvent de façon injustifiée. Aujourd'hui, l'attitude d'une majorité de citoyens envers la nature a évolué, à un tel point qu'elle pousse les pouvoirs publics et leurs représentants politiques à garantir la protection de ces espèces. De plus, les données scientifiques actuelles montrent que les interactions entre ces animaux, l'homme et ses activités ne peuvent être passées sous silence, en particulier pour certaines espèces particulières pour lesquelles des éléments économiques et sociaux sont importants. Cette réalité suscite le besoin de contrôler les prédateurs. Mais cette conception s'est progressivement éloignée de ceux qui supportaient la même activité pendant les décennies précédentes. Dans les pays méditerranéens la chasse est une activité économique et sociale largement pratiquée et en plein essor. En conséquence, toute réduction d'effectifs parmi les espèces cynégétiques sera considérée comme négative pour les propriétaires des domaines de chasse. Pour cette raison, la gestion des populations animales liées de façon directe ou indirecte à cette question ne satisfait aucune des deux parties. Il n'est pas rare non plus de constater des interactions entre les espèces de prédateurs et des espèces menacées. Par exemple, les renards (*Vulpes vulpes*) investissent la colonie de goélands d'Audouin (*Larus*

audouini) la plus importante du monde (qui héberge 75% de la population nicheuse de cet espèce) du delta de l'Ebre (Tarragone, Espagne). Depuis 1999, cette colonie est soumise à la prédation de ce canidé, à tel point que les scientifiques et conservationnistes s'inquiètent et ont demandé le contrôle des populations de renards. Il existe d'autres exemples similaires en Espagne, où les fouines (*Martes foina*), les genettes (*Genetta genetta*) et les chats harets affectent des colonies réintroduites de faucon crécerellette (*Falco naumanni*) et menacent leur survie (Manel Pomarol, *com. pers.*).

Il n'est donc pas exactement question de légitimité des contrôles sur les prédateurs, mais plutôt de justification et de méthodes de ces contrôles. Il faut se souvenir qu'à la différence des pays d'Amérique du Nord qui ont une tradition plus longue en ce qui concerne l'activité de piégeage, en Espagne et aussi dans les autres pays de l'Union Européenne, il n'y a pas ou peu de régulation des méthodes de capture. L'International Standard Organisation (ISO) et les représentants de la Commission Européenne essayent de certifier des méthodes garantissant une mort la plus « humaine » possible.

Parmi les espèces conflictuelles, les carnivores occupent un rôle de premier ordre. Ce sont le renard, la genette, la mangouste (*Herpestes ichneumon*), la fouine (*Martes foina*) ou la marte (*M. martes*) pour les espèces sauvages, les chiens et les chats errants pour les espèces domestiques. Très souvent il s'agit d'espèces généralistes avec une population de moyenne ou haute densité car elles peuvent utiliser des sources de nourriture variées (y compris d'origine humaine) et ont la capacité de vivre dans des habitats différents (Reynolds 1990). Parmi les carnivores sauvages, le renard est l'espèce considérée comme étant la plus dangereuse pour les espèces gibiers et protégées, ce qui peut s'expliquer en partie par sa plus grande taille en comparaison avec les autres espèces de carnivores indiquées précédemment, et par sa stratégie de reproduction. A la différence des pays méditerranéens, où la rage vulpine ne s'est pas propagée pendant les vingt ou trente dernières années, les populations de cette espèce dans le reste de l'Europe ont été systématiquement contrôlées afin de réduire l'impact de cette maladie (Pastoret & Brochier 1998). Au sud du continent, avec la chasse au renard, on a surtout voulu diminuer sa prédation sur le lièvre (*Lepus europaeus*), le lièvre espagnol (*Lepus granatensis*), les perdrix (*Alectoris rufa* et *Perdix perdix*) et les faisans (*Phasianus colchicus*), qui sont des pièces de chasse par excellence. L'impact des prédateurs sur leurs proies a été un grand paradigme de l'écologie. Les variables établies par les fluctuations des deux types de populations, et les facteurs et modèles qui les régulent, ont été étudiées à des niveaux plus ou moins complexes, même si la grande quantité de paramètres non-contrôlables ne permet pas

encore le traitement de données spécifiques afin de déterminer avec précision quand le nombre de renards devient excessif. Bien que cet impact ait été confirmé en situations contrôlées sur le terrain (Marström *et al.* 1989), avec des relations prédateurs-proies simples, les situations deviennent très différentes si les proies et les prédateurs sont très variés, si une partie de la nourriture a une origine qui n'est pas naturelle, ou encore si la gestion de l'habitat tient compte d'autres activités prioritaires (agriculture, sylviculture, etc.). C'est le cas des régions méditerranéennes où l'hétérogénéité des habitats (qui, de plus, est fluctuante au cours de l'année) engendre une grande diversité d'espèces animales : « je mange tout et tous me mangent ». Le contrôle des prédateurs ne semble basé sur aucune pratique définie et l'utilité même de ce contrôle est sujette à polémique car il présente des effets opposés à ceux initialement escomptés (Reynolds *et al.* 1993, Reynolds & Tapper 1996).

Evolution des aspects légaux concernant les carnivores en Catalogne

En 1970, a été promulguée en Espagne une loi sur la chasse qui est maintenant en vigueur en Catalogne. Avec la nouvelle Constitution et le Statut d'Autonomie de la Catalogne, la régulation de la chasse, de la pêche et des espèces protégées a été transférée au Gouvernement catalan qui en a l'exclusivité. A cette date, les quinze espèces de carnivores présentes sur le territoire étaient considérées comme des espèces chassables (de nos jours, il y en a seize, avec le vison d'Amérique (*Mustela vison*)). L'ours (*Ursus arctos*) pouvait faire l'objet d'une interdiction temporaire de chasse. Les chiens et les chats pouvaient être régulés par la chasse et le contrôle des prédateurs. Depuis 1973, le nombre d'espèces chassables a diminué progressivement. Le nombre d'espèces qui pouvaient être contrôlées a aussi décliné proportionnellement. En Catalogne, en 1999, seul le renard est une espèce gibier, tandis que les espèces pouvant être contrôlées par le piégeage, sont le renard, le vison d'Amérique et, localement, la genette. Cependant ce contrôle reste difficile à comprendre pour une partie de la population, notamment d'origine urbaine. De plus, la société, les techniciens et les scientifiques n'acceptent plus aussi aisément que par le passé un contrôle sans discernement et peu fondé, comme autrefois pratiqué. La situation légale actuelle (Convention de Berne, législations européenne, espagnole et catalane) exige un contrôle justifié des populations de carnivores, sur la base de données scientifiques et utilisant des méthodes sélectives. Cette question est d'importance car elle a été débattue au sein du Parlement catalan et a été l'objet de litiges devant les tribunaux. Les activités de contrôle doivent en effet être basées sur un suivi scientifique constant des populations animales. Les données obtenues permettent de décider si le contrôle des prédateurs est nécessaire ou non. Ainsi pour les modalités pratiques de contrôle, le texte traite des objectifs d'un programme de suivi des populations de carnivores en Catalogne (sur un territoire de 33.000 km²), tout en essayant de modéliser les fluctuations des paramètres des populations de renards, et d'identifier certains critères qui permettront une gestion fondée de ces populations. Des programmes de suivi similaires ont été développés dans d'autres régions d'Europe, basés sur des

études préalables (en France, Angleterre, ou Suède par exemple), ou ont été proposés comme modalité logique de gestion (Toso & Giovanni 1991), bien qu'ils n'aient pas toujours été utilisés a posteriori pour la gestion de ces mêmes espèces recensées.

Méthodes de calcul des abondances et des densités

Le point clé consiste à connaître les densités de renards et des autres carnivores dans un domaine, avec leurs oscillations annuelles et saisonnières. De cette façon on peut établir les valeurs de densité habituelle dans chaque type d'habitat, avant et après la reproduction ou en d'autres moments du cycle biologique. On demande souvent aux biologistes quelle est la densité « normale », qui est un paramètre difficile à définir. Il existe des méthodes variées pour réaliser ce calcul à une échelle globale ou sur une aire très réduite, mais cela devient complexe quand il faut appliquer les méthodes à des étendues plus grandes ou à un niveau régional ou national. Dans le cas du renard, différentes méthodes ont été proposées qui chacune peuvent être valables selon la situation considérée (Beltrán *et al.* 1991):

1. Statistiques sur les données de chasse (Hewson & Kolb 1973, Kolb & Newton 1980) qui sont basées sur les captures réalisées chaque année. Il faut cependant connaître l'effort de capture, qui n'est normalement pas disponible. Les données historiques sur les registres de capture permettent parfois de modéliser des scénarios à long terme (Ruiz-Olmo *et al.* 1990).
2. Sondages (Hatcher & Shaw 1981, Harris & Rayner 1986).
3. Lieux de marquage avec un appât odorant (Wood 1959, Conner *et al.* 1983)
4. Trajets rectilignes pour le comptage des pistes (Thompson *et al.* 1989)
5. Comptage des terriers
6. Comptages de nuit avec projecteur (Stahl 1990, Stahl & Migot 1990)

Cette dernière technique, facile à répéter et aux coûts relativement bas (tant qu'il y a un réseau de chemins suffisant), se trouve parmi les moyens les plus employés (Lloyd 1980, Schantz & Liberg 1982, Aubert *et al.* 1990, Stahl & Migot 1990, Pandolfi *et al.* 1991, Ralls & Eberhardt 1997). Cette méthode rend aussi possible des calculs relatifs (individus par unité de longueur - km - ou par unité d'effort - heure -) ou absolus (individus par unité de surface - km² -), ce qui n'est normalement pas le cas avec plusieurs des méthodes énumérées précédemment. En Catalogne, cette méthode a été utilisée sous la forme d'une variante adaptée à partir d'études de suivi réalisées sur le renard en Europe (Artois 1981). En raison de la grande hétérogénéité des habitats, nous avons réalisé une compartimentation du territoire selon des divisions physiographiques, de types de végétation, climatiques, cynégétiques, démographiques, humaines et socio-économiques. Jusqu'à présent, nous avons sélectionné un total de 35 parcours (Figure 1), d'une longueur de 20,5 à 57 km. Des véhicules tous terrains emmènent trois personnes avec deux projecteurs de 800.000 Candelas. L'opération commence une heure après le coucher du soleil. La vitesse ne doit pas excéder 10 km/h, et les itinéraires empruntent

des chemins peu fréquentés et non asphaltés (tant que possible), pendant trois nuits de suite. Les recensements sont répétés pendant trois saisons de l'année afin d'évaluer les variations temporelles :

1. janvier-février (hiver) : après la fin de la saison de chasse ou quand elle est sur le point de finir, tout en coïncidant avec la saison de reproduction.
2. juin-juillet (été) : fin de la période de contrôle des renards, les petits sortent de leurs terriers.
3. septembre-octobre (automne) : juste avant le début de la saison de chasse.

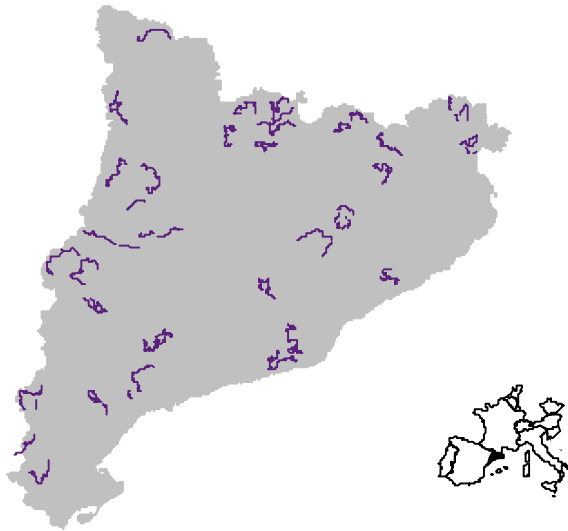


Figure 1: Localisation des 35 parcours nocturnes de recensement réalisés pour l'estimation des densités de renards avec projecteur en Catalogne.

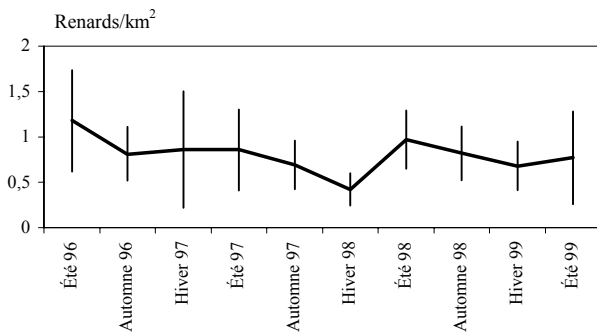


Figure 2: Evolution des densités moyennes de renards estimées en Catalogne pour le total des parcours dans chaque saison, depuis l'été 1996 jusqu'à l'été 1999.

Les équipes sont formées d'agents ruraux (gardes de chasse, pêche et forestiers), gardes de réserves de faune, techniciens des réserves de chasse, techniciens en espaces naturels protégés et autres experts. Ils ont tous suivi des cours de formation dirigés par les techniciens coordinateurs du programme. Chaque équipe de recensement note les résultats sur une fiche, en ajoutant aussi des renseignements généraux tels que les temps de parcours, la météo, etc. L'équipe note aussi des observations pour chaque animal (heure, point kilométrique, taille du groupe, espèce et âge estimé) et pour les autres carnivores, les lapins, les lièvres et les artiodactyles. Depuis 1998, est

également mesurée la distance perpendiculaire au chemin de chaque observation afin d'utiliser des estimateurs de densité basés sur la théorie des trajets rectilignes (Buckland *et al.* 1993).

Nous avons converti les résultats sous forme de taux et d'estimateurs différents :

- Index Kilométrique d'Abondance (IKA):

$$IKA = \frac{\text{Nombre de renards vus}}{\text{Nombre de nuits} * \text{Kilomètres}}$$

- En raison des conditions de visibilité changeantes pour chaque parcours, et le long même du parcours, nous avons défini la surface de terrain réellement échantillonnée dans chaque cas. Pour ceci, nous avons suivi chaque parcours et nous avons obtenu la distance maximale de localisation d'un renard ou d'un animal de la même taille, tous les 500 m. Cette distance a été mesurée avec un télémètre laser digital Bushnell^R Yardage Pro 400 (avec une tolérance d'erreur de +/- 1 m). Pour chaque mesure nous avons aussi noté le type de végétation (par sa couverture) et la topographie. Nous avons ainsi été en mesure d'obtenir de cette façon la marge de visibilité moyenne pour chaque parcours et d'estimer la surface qui a été recensée en réalité (Burham *et al.* 1993, Caro 1999). Avec cette correction, la donnée la plus utile pour la gestion, la densité (renards/km²) a pu être calculée pour chaque parcours :

$$\hat{D} = \frac{\text{Nombre de renards vus}}{2 * \text{Visibilité} * \text{Nombre de nuits} * \text{Kilomètres}}$$

- Pour estimer la densité selon la théorie des trajets rectilignes, nous avons tenu compte des conditions exposées par Burhnam *et al.* (1993), et traité les données selon le programme DISTANCE 3.5 release 4 (Research Unit for Wildlife Population Assessment, Univ. St. Andrews, UK) selon les analyses définies par Buckland *et al.* (1993).

Densités constatées

Depuis l'année 1996 et jusqu'à l'été 1999 nous avons parcouru un total de 17.696 km, en neuf périodes de recensement, ce qui représente une moyenne de 1.966 km par saison. Les densités moyennes pour chaque domaine d'étude ont varié entre 0,4 renards/km² (hiver 1998) et 1,22 renards/km² (été 1996) (Figure 2), selon l'estimation tenant compte de la surface visible depuis les véhicules. Les densités sont maximales à proximité de la côte pendant l'été (moyenne de 0,94 renards/km²) et l'automne (moyenne de 0,77 renards/km²). Ce sont les périodes où ces environnements sont les plus soumis à l'influence de l'homme et les plus dégradés, avec une disponibilité plus élevée de nourriture (déchets). Pendant l'hiver, la densité maximale est observée dans le domaine pyrénéen (1,7 renards/km²), où l'influence de la chasse est minimale (elle se limite principalement aux réserves nationales de chasse et aux aires de chasse contrôlée). En ce qui concerne l'IKA, les valeurs moyennes pour tout le domaine d'étude ont varié entre 0,05 et 0,1 renards/ km. En moyenne 12,5 km

doivent être parcourus pour voir un renard. Les valeurs les plus hautes ont été obtenues pendant les mois d'été et les plus basses en janvier et février.

Régulation de l'activité

Le programme de suivi des populations de renards et autres carnivores est fortement lié à la gestion de ces animaux et dans les dernières années, il y a eu une évolution vers un plus haut degré de technicité. Pour la première fois, les données de densité sont utilisées pour accorder les autorisations de capture. C'est une modification importante car jusqu'à cette date, les titulaires des domaines de chasse et les chasseurs considéraient avoir un droit incontestable sur la capture des renards et autres espèces à la fin de la saison de chasse (février ou mars jusqu'à juin), et le manque d'information technique disponible rendait difficile la concession des autorisations sur une base objective.

Le programme de suivi a été conduit parallèlement à d'autres mesures afin de permettre un regroupement de l'activité :

1. Création d'un registre de piégeurs et concession d'un numéro d'identification pour chacun d'eux. Le registre contient toutes les données du piégeur, les domaines de chasse où il exerce son activité et le bilan des captures annuelles.
2. Obligation de participer à un cours de formation concernant la nouvelle législation, la conservation des espèces protégées, les méthodes autorisées et les responsabilités. Il est envisagé de véritablement considérer l'activité de piégeur comme une profession réglementée
3. Identification de tous les pièges utilisés, avec une plaque métallique portant le numéro de registre du piégeur.
4. Interdiction de placer un piège à moins de 100 m d'un cours d'eau ou d'un autre milieu aquatique où la biodiversité peut-être augmentée avec d'autres espèces de carnivores, comme la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) et le vison d'Europe (*Mustela lutreola*).
5. Nouvelle procédure administrative pour les demandes, avec production de rapports et autorisation ou refus.
6. Délimitation de l'aire de piégeage sur une carte, à inclure dans la demande, afin de permettre une éventuelle inspection par les autorités.
7. Les titulaires des domaines de chasse doivent présenter un bilan statistique normalisé avec les captures (espèce, sexe et âge apparent).
8. Les autorisations ne peuvent être concédées que si un repeuplement cynégétique (autorisé au préalable; sinon, refus de la demande) a été réalisé ou si des mesures de protection de la faune sauvage ont été prises.
9. Les piégeurs dont l'activité est proche de l'un des congélateurs qui a été distribué, doivent fournir un minimum de cinq exemplaires parmi leurs captures.
10. Les demandes sont refusées si les conditions suivantes (ainsi que le point précédent) ne sont pas remplies :
 - (a) la demande n'est pas dans le plan de chasse.
 - (b) le carnet de chasse de la saison antérieure n'est pas présenté

- (c) la demande n'est pas formulée dans le délai prévu
- (d) Le piégeur n'a pas de numéro d'identification ou n'a pas participé aux cours de formation
- (e) Les renards sont en faible densité. Cette condition est à l'étude. Pour 1999, les densités en été devraient dépasser 0,5 renards/km². En 1999, 120 demandes de domaines de chasse pour réaliser des contrôles (captures) de renards, vison d'Amérique et genettes (cette dernière seulement en certains endroits) ont été présentées et 74 ont été approuvées, ce qui représente 5 % du territoire de la Catalogne.

Données étudiées sur les carcasses

Depuis 1999, un programme de suivi démographique, pathologique et parasitologique des renards et autres carnivores a été initié en Catalogne. Le but est d'identifier les besoins de contrôle en relation avec la santé de l'homme et des autres espèces. A partir des animaux fournis par les piégeurs, il a été possible de connaître d'autres paramètres, presque inédits en Catalogne jusqu'à maintenant, et qui sont essentiels pour adopter les mesures de gestion. Nous avons relevé sur chaque animal différents types de données et échantillons :

1. Localité, date de capture et autres données
2. Biométrie: masse, longueur totale, longueur de la queue, longueur de l'oreille, et longueur du pied
3. Age relatif (usure dentaire) et absolu (« *cementum annuli* » des dents)
4. Nourriture : contenu gastro-intestinal
5. Reproduction : nombre d'embryons ou cicatrices placentaires
6. Pathologie : échantillonnage de différents tissus pour évaluer la prévalence de pathologies ayant une incidence sur la faune sauvage ou de zoonoses (leishmaniose, trichinose, gale, endoparasites divers, etc.).

Résultats provisoires de l'étude des cadavres: démographie et reproduction

En 1999, 43 piégeurs ont fourni des animaux qui provenaient d'un total de 35 domaines de chasse (47,3 % des domaines autorisés). Les masses des animaux variaient selon l'âge, le sexe et la condition corporelle. Parmi les animaux adultes (>1 an), les mâles avaient une masse moyenne de 6,200 g (SD=953) et les femelles adultes de 4,714 g (SD=746). Le sex-ratio ne présentait pas de différences du point de vue statistique ($p < 0,001$ de 1:1), pour 65 femelles et 62 mâles ($n=130$, 3 individus indéterminés). Parmi les individus considérés comme adultes ($n=54$), le sex-ratio était de 1:1. 76% des femelles adultes avaient déjà eu au moins un cycle reproducteur, ou allait l'avoir cette année, le nombre moyen d'embryons étant de 3,48 ($n=35$), et la norme 3 (min. = 1 et max. = 7). 33% des femelles étaient reproductrices à partir de la première année. L'âge maximal observé a été cinq ans pour les mâles et sept ans pour les femelles (Figure 3).

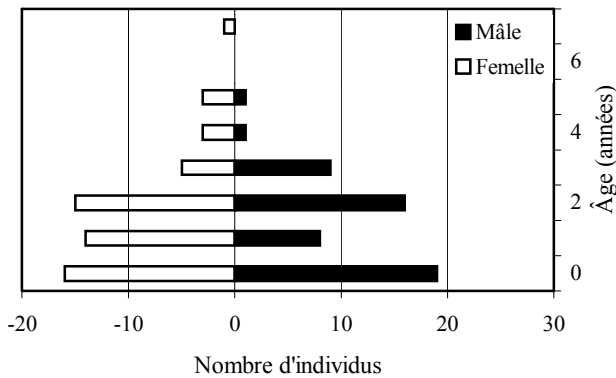


Figure 3 : Structure de la population de renards en fonction du sexe et de l'âge à partir des exemplaires fournis par les piégeurs entre mai et juin 1999.

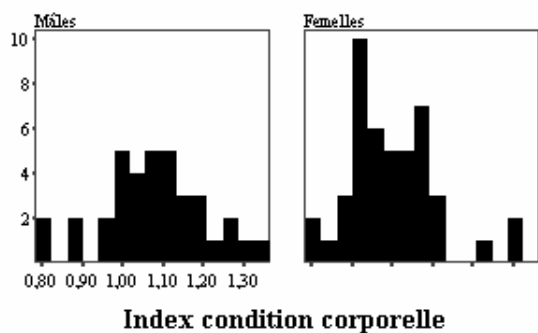


Figure 4 : Distribution des indices de condition corporelle pour 36 mâles et 45 femelles adultes.

Résultats provisoires de l'étude des cadavres: condition corporelle

A partir de la formule de condition corporelle basée sur la relation allométrique existante entre la masse (M en kg) et la longueur totale (tête, corps et queue : LT en m) utilisée pour d'autres carnivores (Kruuk *et al.* 1987, Ruiz-Olmo 1995, Palazón 1999), et recalculée pour les spécimens capturés pour ce travail, nous obtenons les fonctions et coefficients suivants:

$$\begin{aligned} \text{Mâles:} \quad M &= 3,5 \cdot 10^{-4} \cdot LT^{2,05} \\ K &= 3,5 \cdot 10^{-4} \cdot LT^{2,05} / M \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Femelles:} \quad M &= 1,3 \cdot 10^{-3} \cdot LT^{1,76} \\ K &= 1,3 \cdot 10^{-3} \cdot LT^{1,76} / M \end{aligned}$$

L'indice de condition corporelle (K) est égal à 1 quand l'animal se trouve en condition normale; supérieur à 1 quand sa condition est bonne; et inférieur à 1 quand il est maigre (mauvaise condition). Pour les individus capturés pendant la saison de piégeage, 27,7% des mâles adultes ($n=36$) et 44,4% des femelles adultes ($n=45$) se trouvaient au-dessous de la valeur 1 (Figure 4). L'effort reproducteur semble réduire la condition des femelles qui allaitent et nourrissent leurs petits comparativement aux mâles.

Autres données

Il sera nécessaire de croiser les données pathologiques, parasitologiques et alimentaires, qui sont actuellement en cours d'analyse, avec les mesures de densité et de condition corporelle afin de mieux connaître les processus biologiques liés à ces animaux. La connaissance des facteurs déterminants les populations de renards n'est plus une proposition théorique mais devient une possibilité réelle. Evidemment, la prise de décisions pour des applications pratiques en gestion a besoin de connaissances plus étendues et de séries temporelles avec des maxima et des minima. Nous devons aussi étendre le programme avec l'introduction de nouveaux paramètres, notamment la connaissance de la structure de la population pendant le reste de l'année et sous l'influence de conditions variables. Pour ceci, à partir de 1999, tous les animaux trouvés morts (accidents, chasse, etc.) seront ramassés par les agents forestiers et gardes de faune et un protocole similaire sera appliqué à ces échantillons.

D'autres études

Depuis le printemps 1999, nous avons entamé un étude complémentaire ayant pour but, de connaître le comportement des renards, chats sauvages, fouines et chats domestiques (harets), d'évaluer l'impact réel de ces espèces sur le lapin et la perdrix rouge, et d'évaluer le rôle des sources parallèles de nourriture (ordures, animaux des fermes ou animaux abandonnés, etc.) dans la biologie de ces espèces. Il est très probable qu'une partie du contrôle de ces animaux à l'avenir sera plutôt basé sur l'abondance de nourriture, en contrôlant ces sources de nourriture complémentaires et artificielles, que sur leur destruction directe.

L'aire d'étude comprend quelques 60.000 ha qui combinent des terrains irrigués et non irrigués; avec absence ou abondance de lapins et perdrix. Dans ce but, nous réalisons actuellement les travaux suivant :

- Radiopistage des renards et d'autres espèces indiquées précédemment.
- Collecte et analyses d'excréments de carnivores.
- Etude des proies dans les repaires de renards.
- Etude de la typologie et de la distribution de repaires où les renards ont leurs petits, suivi de la reproduction.
- Recensement des populations de renards, chats sauvages, chats domestiques, lapins et perdrix rouges.

Conclusion

La situation a maintenant bien changé du point de vue de la technicité des mesures de gestion et de leur adoption justifiée et fondée. La société dans son ensemble demande une nouvelle attitude envers la faune et les milieux naturels. Mises à part quelques exceptions, les chasseurs et les piégeurs ont compris ce changement, et il faut souligner leur collaboration. Dans les prochaines années, l'accumulation de renseignements sur le terrain nous permettra d'améliorer la gestion de ces animaux.

Remerciements

Bien que ce travail soit du ressort des deux responsables chargés du Programme de Suivi, celui-ci ne pourrait se faire sans la collaboration d'une équipe humaine comprenant des agents ruraux, des gardes de réserves de faune, des biologistes (Astrid Geis), des vétérinaires (Sisco Mañas et Jordi López) et des naturalistes (Antoni Batet), ainsi que les responsables de la Fédération Catalane de Chasse, et les piégeurs qui ont procuré les échantillons.

Mots-clés : Renard, *Vulpes vulpes*, Gestion des prédateurs, Chasse, Densités, population

Références

- Artois, M. 1981. Méthodes de dénombrement des populations de renard roux. *Bull. Mens. O.N.C.* 47: 23-32.
- Aubert, M.F.A., Roboly, O. & Migot, P. 1988. Le tir de nuit du renard dans le cadre de la prophylaxie de la rage. Premier bilan et perspectives. *Bull. Mens. O.N.C.* 128: 38-47.
- Beltrán, J.F., Delibes, M. & Rau, J.R. 1991. Methods of censusing red fox (*Vulpes vulpes*) populations. *Hystrix* 3: 199-214.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. 1993. Distance sampling. Chapman & Hall, New York
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Laake, J.L. 1993. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildl. Monogr.* 72: 1-202..
- Caro, T.M. 1999. Densities of mammals in partially protected areas: the Katavi ecosystem of western Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 36, 205-217.
- Conner, M.C., Labisky, R.F. & Progulske, D.R. 1983. Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, racoons, gray foxes and opossums. *Wildl. Soc. Bull.* 11: 146-152.
- Harris, S. & Rayner, J.M.V. 1986. Urban fox populations estimates and habitat requirements in several British cities. *J. Anim. Ecol.* 55: 593-603.
- Hatcher, R.T. & Shaw, J.H. 1981. A comparison of three indices to furbearer populations. *Wildl. Soc. Bull.* 9: 153-156.
- Hewson, R. & Kolb, H.H. 1973. Changes in the number and distribution of foxes (*Vulpes vulpes*) killed in Scotland from 1948-1970. *J. Zool. Lond.* 111: 345-365.
- Kolb, H.H. & Hewson, R. 1980. A study of fox populations in Scotland from 1971 to 1976. *J. Appl. Ecol.* 17: 7-19.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H. & Moorhouse, A. 1987. Seasonal reproduction, mortality and food of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. *Symp. Zool. Soc. London* 58, 263-278.
- Lloyd, H.G. 1980. *The Red Fox*. Batsford Ltd. London, 320 pp.
- Marcström, V., Keith, L.B., Engren, E. & Cary, J.R. 1989. Demographic responses of arctic hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of red foxes (*Vulpes vulpes*) and martens (*Martes martes*). *Can. J. Zool.* 67, 658-668.
- Pandolfi, M., Santolini, R. & Bonacoscia, M. 1991. Censimento notturno di volpe (*Vulpes vulpes*) e gatto domestico (*Felis catus*) in tre aree campione delle marche. *Hystrix* 3: 221-224.
- Pastoret, P.P. & Brochier, B. 1998. Epidemiology and elimination of rabies in Western Europe. *The Veterinary Journal* 156, 83-90.
- Ralls, K. & Eberhardt, L.L. 1997. Assessment of abundance of San Joaquin kit foxes by spotlight surveys. *J. Mammalogy* 78, 65-73.
- Reynolds, J.C. 1990. The impact of generalist predators on gamebird population. In: The Future of wild Galliformes in the Netherlands (eds. I.T. Lumeij and Y.R. Hoogeveen) Gegevens Koninklijke Bibliotheek, The Hague, 172-185.
- Reynolds, J.C., Goddard, H.N. & Borkless, M.H. 1993. The impact of local fox (*Vulpes vulpes* L.) removal on fox populations at two sites in southern England. *Gibier Faune Sauvage*, 10, 319-334.
- Reynolds, J.C. & Tapper, S.C. 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review*, 26 (2/3), 127-156.
- Ruiz-Olmo, J., Grau, J.M. & Puig, R. 1990. Comparación de la evolución de las poblaciones de zorro (*Vulpes vulpes*) en el NE ibérico en base a datos históricos (s. XVIII-XIX) y actuales (s.XX). *Misc. Zool.* 14.
- Ruiz-Olmo, J. 1995. Estudio bionómico de la nutria (*Lutra lutra* L., 1758) en aguas continentales de la Península Ibérica. PhD Tesis. Univ. Barcelona.
- Schantz, T. von, Liberg, O. (1982) Censusing numbers of medium-sized nocturnal mammals in open landscapes. *XIV IUGB Congress*, Dublin: 409-415.
- Stahl, P. & Migot, P. (1990) Variabilité et sensibilité d'un indice d'abondance obtenu par comptages nocturnes chez le renard (*Vulpes vulpes*). *Gibier Faune Sauvage* 7, 311-323.
- Stahl, P. (1990) Suivi de l'abondance d'une population de renards (*Vulpes vulpes*) par comptages nocturnes: évaluation de la méthode. *Gibier Faune Sauvage* 7, 293-309.
- Thompson, I.D., Davidson, I.J., O'Donell, S. & Brazean, F. 1989. Use of track transect to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Can. J. Zool.* 67, 1816-1823.
- Toso, S. & Giovannini, A. 1991. A strategy of fox management in Italy: the guide lines of the Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina. *Hystrix* (n.s.) 3, 227-242.
- Wood, J. E. 1959. Relative estimates of fox population levels. *J. Wildl. Manag.* 23: 53-63.

Recherche d'un vaccin contraceptif spécifique du renard roux (*Vulpes vulpes*)

Yann Verdier^{1*}, Marc Artois² & Franck Boue¹

¹ AFSSA Nancy, Domaine de Pixérécourt, BP9, 54520 Malzéville

² Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, Unité Pathologie infectieuse, BP 83, 69280 Marcy l'Etoile

* M : y.verdier@nancy.afssa.fr

L'augmentation actuelle des populations de renards roux (*Vulpes vulpes*) rendrait un retour de la rage en France difficile à maîtriser. En plus des campagnes de vaccinations antirabiques peu efficaces pour les renardeaux, il serait alors utile d'employer un moyen contraceptif. Afin d'anticiper ce problème, nous nous proposons de développer une méthode de contrôle démographique, utilisable en cas de retour de la maladie : l'immunocontraception. Il s'agit de l'utilisation d'un vaccin contraceptif qui possède comme antigène une molécule impliquée dans la reproduction, (hormone ou protéine gamétique) pour provoquer une réponse immunitaire anti-reproduction. Dans la perspective de contrôle de populations de renards, nous avons choisi de travailler sur les protéines du spermatozoïde. Cette méthode doit être :

- réversible au niveau de l'espèce
- spécifique du renard
- utilisable sur le terrain (administrable par voie orale)
- efficace chez les deux sexes
- sans danger pour l'environnement
- sans effet sur le comportement social des renards

Matériel et méthodes

Afin de trouver l'antigène idéal pour un vaccin contraceptif, nous avons développé les trois protocoles suivants :

- Etude par la technique de Western Blot de la réponse humorale de trois lapins et de six renards

immunisés avec des protéines de surface du spermatozoïde de renard.

- Identification des protéines spermatiques reconnues par les anticorps de sérums de 76 renards sauvages, collectés pendant la saison de reproduction.
- Etude par la technique de Western Blot de la réponse auto-immune anti-spermatozoïdes de six renards vasectomisés.

Résultats

En analysant les résultats obtenus par ces différents protocoles, nous avons identifié et sélectionné quatre groupes de protéines pouvant être utilisées comme antigène pour un vaccin contraceptif. En effet, ces protéines sont fortement immunogènes, spécifiques du spermatozoïde et localisées en surface.

Conclusion et perspectives

Suite à la sélection des protéines, nous allons entreprendre leur purification afin de réaliser le séquençage de leur extrémité NH₂ terminale. Ensuite, nous déterminerons, par PCR (« Réaction en Chaîne de la Polymérase ») ou par criblage de banque d'ADN, la séquence codant ces protéines. Nous pourrons alors tester *in vitro* puis *in vivo* ces protéines comme antigènes pour un vaccin contraceptif.

Mots-clés : Renard roux, (*Vulpes vulpes*), Vaccin, Contraception

Facteurs influençant le succès de capture des petits carnivores : vers la mise au point d'un indice standardisé de piégeage ?

Sandrine Ruettes^{1*}, Philippe Stahl¹, Michel Albaret¹ & Pierre Migot²

¹ Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, C.N.E.R.A. Prédateurs et Animaux Déprédateurs, Montfort, 01330 Birieux

² Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, C.N.E.R.A. Prédateurs et Animaux Déprédateurs, Saint-Benoit, 78610 Auffargis

* M : s.ruettes@onc.gouv.fr

En France, le piégeage présente une très grande hétérogénéité spatiale (pratiques de piégeage variables) et temporelle (la liste des espèces classées nuisibles est fixée annuellement au niveau départemental). De nombreux facteurs peuvent faire varier la réussite du piégeage et on ne sait pas dans quelle mesure les données contenues dans les carnets de piégeage pourraient être utilisées pour bâtir un indice d'abondance permettant de suivre les tendances numériques des populations piégées, en particulier des petits carnivores.

Une étude a été entreprise afin de définir quelles étaient les données utiles à recueillir pour bâtir un indice de piégeage "standardisé" qui, en tant que tel, pourrait permettre des comparaisons entre différentes régions et/ou au cours du temps. Cette étude, basée sur la participation de piégeurs agréés, a été mise en place dans deux régions françaises où le piégeage était particulièrement important : le Gâtinais Est (Loiret) et la Sologne (Cher) au cours de l'hiver 1998-1999 (1^{er} novembre au 30 avril) et a intéressé le renard (*Vulpes vulpes*), la fouine (*Martes foina*) et la martre (*Martes martes*). Afin d'identifier les facteurs qui avaient une influence sur la probabilité de capturer un animal en un lieu donné, l'unité statistique retenue a été l'installation de piégeage (et non le piégeur ou le bilan par piégeur). Une installation de piégeage a été définie comme étant un site géographique peu étendu, situé dans un milieu homogène, et sur lequel un ou plusieurs pièges (espacés de moins de 100 m les uns des autres) étaient posés suivant un même mode de piégeage dans le but de capturer quelques individus d'une espèce ou d'un groupe d'espèces données. Une fiche permettant de relever toutes les caractéristiques des installations de piégeage ainsi que le déroulement du piégeage a été remplie par chaque piégeur.

Une première analyse factorielle des correspondances multiples réalisée sur l'ensemble des 435 installations décrites par les 58 piégeurs ayant participé à l'étude a mis en évidence la typologie des « pratiques » de piégeage. De fortes associations existent entre type de piège, mode de piégeage, emploi d'appâts, espèce visée et espèce capturée et dans une moindre mesure, type de milieu. Ainsi, les pièges à lacet sont surtout utilisés près des tas de fumier avec un appât à base de viande, en milieu de plaine, l'espèce visée est alors le renard. Les collets à arrêtoir sont utilisés en coulée sans appât, plutôt en nombre au moins égal à quatre, l'espèce visée est aussi le renard. Ces deux premiers types sont donc plutôt associés aux prises de renards. Les pièges de seconde catégorie (piège en croix, à œufs) sont utilisés avec des appâts de type œufs, fruits et/ou miel et un mode de piégeage en jardinet. Les pièges de type boîtes/chatières sont plutôt utilisés avec des appâts à base de viande et/ou de poissons. Pour ces deux derniers

types de piège, l'espèce visée, comme les prises, correspondent plutôt à la fouine ou la martre.

Pour tester l'importance des différents facteurs étudiés, un modèle de régression logistique a été défini, la variable à expliquer étant la probabilité de capturer un renard ou une fouine ou une martre. Les différentes variables explicatives étudiées étaient :

1. l'expérience du piégeur : nombre total d'années d'expérience, nombre d'années d'expérience sur la(les) commune(s) piégée(s), nombre d'années d'expérience avec le piège à lacet et le collet à arrêtoir, nombre de renards et de fouines/martres capturées au cours des deux saisons précédentes.
2. les pièges : nombre, type, mode de piégeage, espèce ou groupe d'espèces visées, utilisation d'appâts et nature de l'appât utilisé, type de milieu, nombre de nuits de piégeage pour l'installation.
3. la proximité d'une autre installation (à moins de 500 m) sur laquelle des captures de renards, de fouines ou de martres ont été effectuées pendant la même période de piégeage.

Les résultats mettent en évidence l'influence significative de trois facteurs sur la probabilité de capturer un renard : le type de piège (effet négatif du piège à lacet en jardinet par rapport au collet à arrêtoir), le nombre de nuits de piégeage et l'expérience du piégeur qu'il s'agisse du nombre de renards capturés l'année précédente, du nombre d'années d'expérience sur la commune piégée ou du nombre d'années d'utilisation du piège à lacet ou du collet à arrêtoir. En ce qui concerne les fouines et les martres, les variables étudiées ne semblent avoir qu'une influence minime sur la probabilité de capturer ces espèces et seul le piégeage à proximité d'une volière ou d'un parquet de relâcher de gibier augmente de façon significative la probabilité de capture.

Cette démarche d'analyse des principaux facteurs à prendre en compte pour bâtir un indice de piégeage standardisé devrait être complétée par la mise en place, sur plusieurs sites expérimentaux, d'autres méthodes de dénombrement (par exemple méthode des trajets rectilignes pour le renard) afin de valider l'indice de piégeage en tant qu'indice d'abondance.

Mots-clés : Fouine, *Martes foina*, Martre, *Martes martes*, Renard roux, *Vulpes vulpes*, Régression Logistique, Piégeage.

Utilisation des données de piégeage comme indice d'abondance des carnivores : le cas du renard roux (*Vulpes vulpes*)

Gilles Paillat 1* & Marc Artois 2

¹ AFSSA Nancy, Domaine de Pixérécourt, BP 9, F-54220 Malzéville

² Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, Unité Pathologie infectieuse, BP 83, 69280 Marcy l'Etoile

* M : gilles.paillat@wanadoo.fr

Le programme Européen FAIR : "Rabies Vaccination in Emergency Situations" regroupant six partenaires de cinq pays européens a, entre autres, pour objectif de définir une méthode d'évaluation des abondances de renards, commune aux différents membres de la Communauté Européenne. La législation française impose aux piégeurs agréés de fournir aux Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) un compte rendu annuel de piégeage. Ces comptes rendus se présentent sous la forme de carnets pouvant permettre la gestion des statistiques de piégeage des espèces classées nuisibles. L'objectif de notre travail est donc d'examiner les possibilités et les limites d'utilisation de ces données de piégeage comme indice d'abondance du renard.

Nous avons analysé les données de cinq saisons de piégeage (1993-94 à 1997-98) provenant du département de Meurthe & Moselle (54). Une sélection préalable des carnets de piégeage a été effectuée à partir des critères suivants :

1. Piégeurs actifs (ce qui n'exclut pas les piégeurs n'ayant capturé aucun renard).
2. Piégeurs utilisant des pièges efficaces pour le renard (exclusion des cages à corvidés).
3. Carnets correctement complétés et permettant de calculer le nombre de renards capturés par type de piège et par jour ainsi que l'effort de piégeage (nombre de jours-pièges).

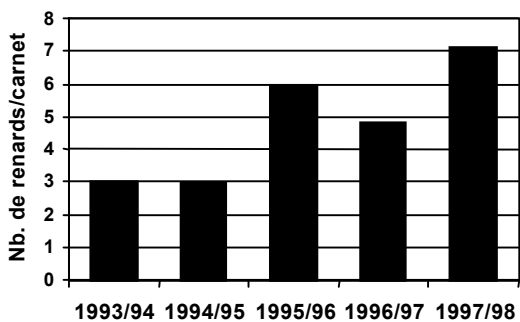


Figure 1 : Evolution du nombre de renards capturés par carnet de piégeur de 1993 à 1998 dans le département de Meurthe & Moselle.

Sur les 1952 carnets disponibles, 985 correspondent à des piégeurs actifs, mais seulement 50% sont exploitables. On constate que l'évolution annuelle du nombre de captures par piégeur (Figure 1) ne peut pas être interprétée en terme d'indice d'abondance car elle ne prend pas en compte les trois points suivants :

1. De 1993 à 1998, en réponse à des modifications de la législation (ex : interdiction du piège à palette en 1995), et à l'apparition de nouveaux types de pièges

(collet en 1995 et lacet en 1996-97) d'importants changements des pratiques de piégeage sont intervenus (Figure 2).

2. L'effort de piégeage consenti par chaque piégeur et par type de piège est très variable (Figure 3). Le carnet ne peut donc pas être assimilé à une unité échantillon.
3. L'efficacité de capture dépend du type de piège utilisé et de sa spécificité. Pour le renard, le collet (Figure 4) et le lacet sont les seuls types de pièges dont le nombre de captures peut être relié à l'effort de piégeage. Néanmoins, ces relations se caractérisent par une marge d'erreur importante et doivent être interprétées avec réserve.

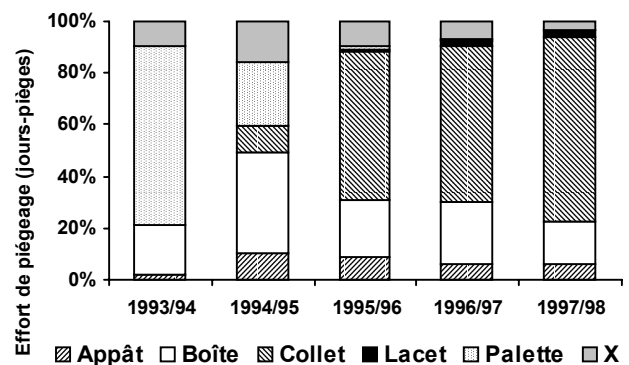


Figure 2 : Evolution de la répartition moyenne de l'effort de piégeage (jours-pièges) en fonction du type de piège.

L'évolution annuelle du nombre de captures par jour de pose de collets peut être examinée. On observe que les trois saisons fournissant suffisamment de données (1995-96 à 1997-98), ne diffèrent pas entre elles (ANOVA, $F_{2,200} = 0,861$, $P > 0,1$) (Figure 5). Pour conclure, on peut retenir que l'utilisation du ratio annuel : [nombre de renards / nombre de piégeurs] n'est pas valide. Il est en effet indispensable de distinguer chaque type de piège et de prendre en compte l'effort de piégeage consenti par chaque piégeur. Seuls les pièges présentant une spécificité importante peuvent permettre une interprétation éventuelle en terme d'indice d'abondance. Pour le renard, le collet et le lacet répondent partiellement à cette exigence. Néanmoins, l'absence d'information sur l'expérience du piégeur, le mode de piégeage et la ou les espèces cibles, font que la marge d'erreur de ces indices reste importante. Ils doivent donc être utilisés avec beaucoup de réserves.

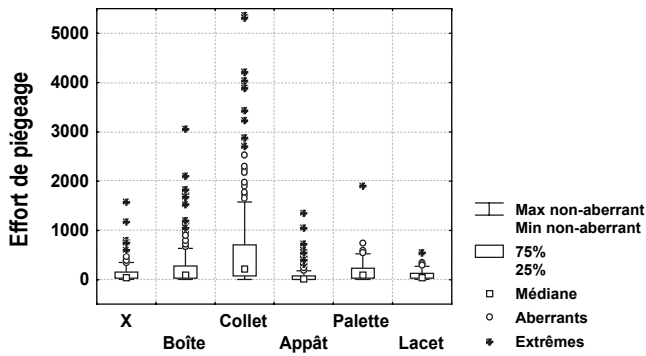


Figure 3 : Variabilité de l'effort de piégeage (jours-pièges) consenti par chaque piégeur.

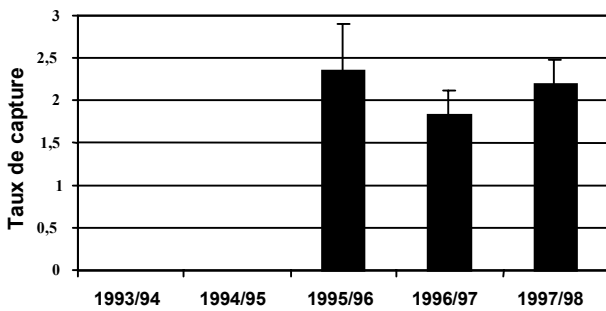


Figure 5 : Evolution annuelle (moyenne et erreur standard) du taux de capture de renards par collet (nombre de renards pour 100 jours-pièges)

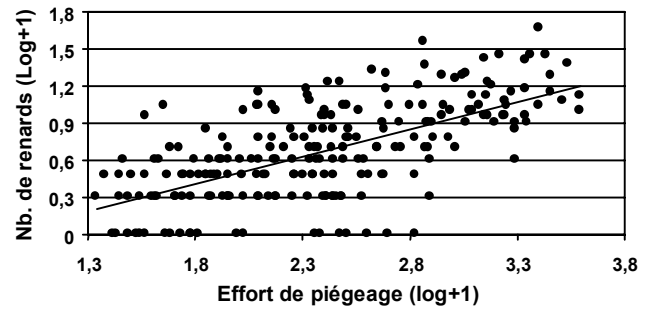


Figure 4 : Relation entre le nombre de renards capturés par collet annuellement et l'effort de piégeage par collet annuel (jours-pièges).

Mots-clés : Piégeage, Renard roux, *Vulpes vulpes*, Indice d'abondance

Références

Macdonald, D.W. & Johnson, P.J., 1996. The impact of sport hunting: a case study. In Taylor, V.J. & Dunstone, N. (Eds.) *The Exploitation of Mammal Populations* p. 160-207. Chapman & Hall, London.

McDonald, R.A. & Harris, S. *In press*. The use of trapping records to monitor populations of stoats *Mustela erminea* and weasels *M. nivalis*: the importance of trapping effort. *Journal of Applied Ecology*.

Ruette, S., Albaret, M., Stahl, P. & Migot, P. 1999. Piégeage des espèces classées nuisibles. Résultats d'une enquête nationale sur les prélèvements. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse* 241 : 4-11.

Socialité, territorialité et dispersion chez le blaireau européen (*Meles meles*) : état des connaissances, hypothèses et besoins de recherche

Emmanuel Do Linh San¹ *

¹ Université de Neuchâtel, Institut de Zoologie, Rue Emile-Argand 11, Case Postale 2, CH-2007 Neuchâtel, Suisse

* M : Emmanuel.Do@unine.ch

Le blaireau européen (*Meles meles*) est un mustélide présentant une organisation sociale et spatiale particulière. Il vit en solitaire sur une grande partie de son aire de répartition mais en couple ou en groupe dans certaines régions. La taille des domaines vitaux varie fortement et le comportement territorial n'est pas présent dans toutes les populations. Contrairement aux autres espèces de carnivores, les groupes ne se forment pas en réponse à un besoin de coopération, mais par la simple rétention des juvéniles sur le territoire natal. Dans de nombreuses populations anglaises de fortes ou moyennes densités, où les blaireaux sont sociaux, la dispersion est rare et les mouvements extra-territoriaux inhabituels. De tels mouvements sont supposés être fortement dépendant de la structure sociale et spatiale adoptée par les animaux. Cependant, comme peu d'études ont été conduites dans les régions où les densités de blaireaux sont faibles et où l'animal est solitaire ou vit en unités sociales non-territoriales, cette hypothèse reste à vérifier. Nous présentons un état des connaissances sur la socialité et la territorialité du blaireau ainsi que sur la dispersion et les mouvements extra-territoriaux. Nous discutons des différents modèles et hypothèses qui ont été proposés pour expliquer les variations observées.

Introduction

Le blaireau européen (*Meles meles*) (Figure 1) occupe aujourd'hui une grande partie de la région Paléarctique, sa distribution s'étendant longitudinalement de l'Irlande au Japon (Griffiths & Thomas 1997). Des conditions écologiques variées liées à une aire de répartition aussi vaste ont sans nul doute contribué à ce que l'animal présente une grande variabilité dans son comportement alimentaire (Lambert 1990, Roper 1994), ainsi que dans son organisation sociale et spatiale (Woodroffe & Macdonald 1993).

Plus particulièrement, lors des vingt dernières années, le blaireau a fait l'objet de vives discussions ayant trait aux raisons de la socialité. Et pour cause, l'animal possède au sein de sa vaste aire de répartition une organisation sociale très variable, pouvant aussi bien mener une vie solitaire que partager un terrier principal et un territoire avec d'autres congénères. Ceux-ci ne présentant pas de comportement de coopération évident, comme c'est le cas chez d'autres espèces de carnivores (Figure 2), certains zoologistes ont essayé d'apporter une explication à l'évolution d'un tel phénomène (Figures 3 & 4, Tableau I).

De manière générale, les hypothèses émises au sujet de la formation des « groupes spatiaux » (i.e. non-coopératifs, Macdonald 1983) chez les carnivores ont été concentrées sur la territorialité de groupe, celle-ci apparaissant pour des

considérations d'ordre alimentaire, génétique, défensif ou énergétique.

Le présent article a pour but de dresser un bref bilan des connaissances actuelles sur la socialité et la territorialité des blaireaux, de même que sur la dispersion et les mouvements des individus. Il traite également des hypothèses émises par les biologistes pour expliquer la large gamme d'organisations sociales et spatiales observées chez cette espèce, ainsi que les phénomènes de formation et de régulation des groupes. Il souligne finalement l'importance de développer des recherches à long terme sur l'éco-éthologie du blaireau dans les pays d'Europe centrale et propose à ce titre quelques directions de recherche.



Figure 1 : Dans les pays où les densités de population sont faibles, comme en Europe centrale ou méridionale, le blaireau européen peut vivre régionalement et/ou temporairement de façon solitaire. (Photo : E. Do Linh San).

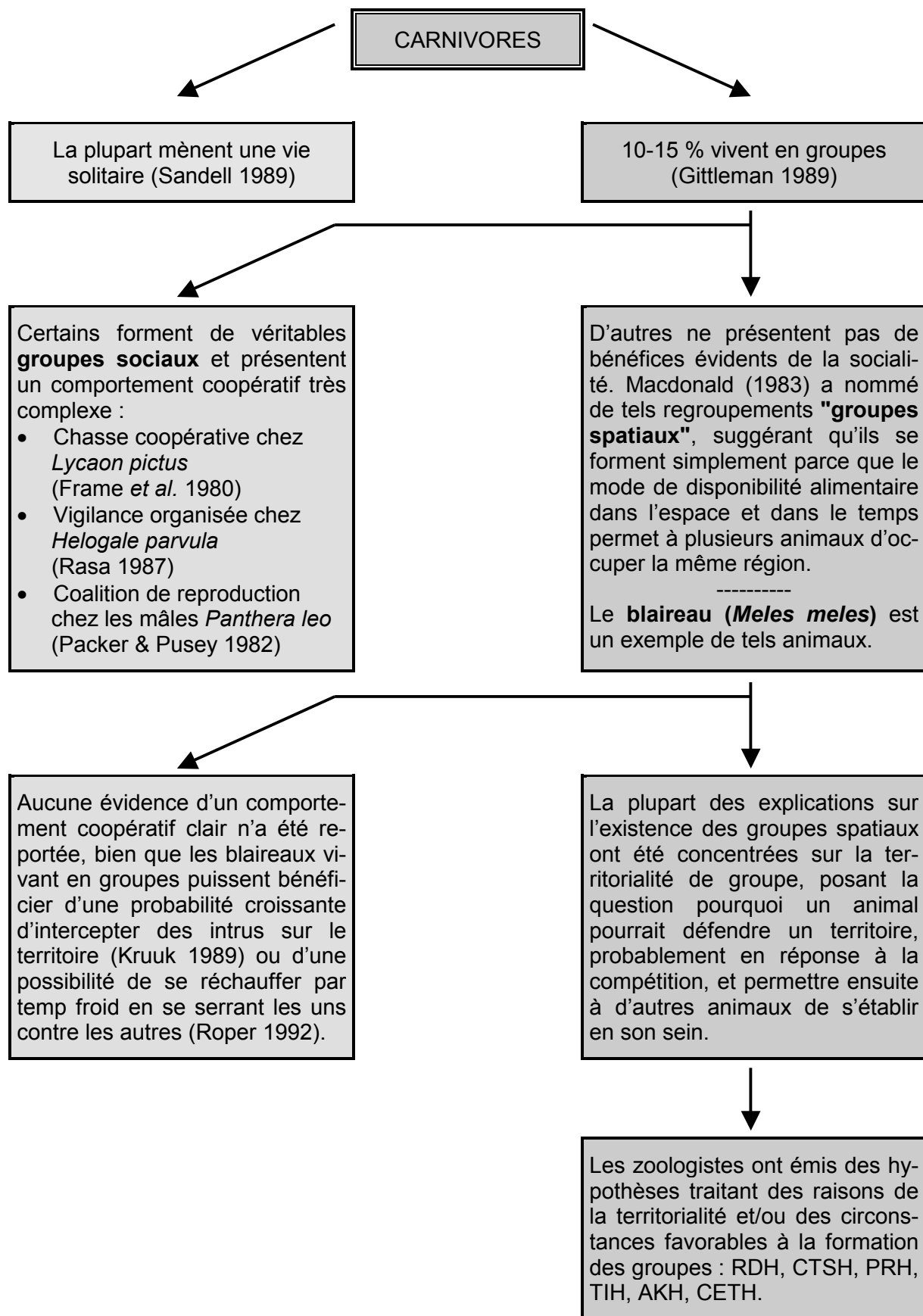


Figure 2 : Schéma montrant la position écologique particulière du blaireau européen au sein de l'ordre des carnivores.

Organisation spatiale, territorialité et socialité

Longtemps considéré comme un animal solitaire (Meloche 1996), puis comme un animal vivant en famille, et dont les membres se rendaient des visites amicales (Neal 1948), le blaireau commence à nous dévoiler une organisation sociale beaucoup plus complexe. Contrairement à la majorité des carnivores qui possèdent un système social fixe, et qui vivent soit de façon solitaire (la majorité, Sandell 1989) ou en groupe (la minorité, Gittleman 1989), ce mustélidé se montre très souple quant à son mode de vie. Il adopte en effet à travers son aire de répartition géographique des « systèmes » sociaux et spatiaux très différents. Dans plusieurs pays d'Europe centrale et méridionale, et probablement d'Asie, où les densités de population sont faibles, l'animal peut vivre régionalement et/ou temporairement de façon solitaire. Un exemple bien documenté a été relevé en Italie, dans le Parc Naturel de Maremma, où Pigozzi (1987) note que les blaireaux mènent une vie solitaire et que les territoires sont occupés et défendus aussi bien par des mâles que des femelles. Mais ailleurs, comme dans le Parc National de Doñana, en Espagne, les animaux vivent en couples territoriaux (Martín-Franquelo & Delibes 1985). Dans certaines régions de Suède, les blaireaux adoptent également une vie de couple (Lindström *in* Woodroffe & Macdonald 1993), mais il ne semble pas que ceux-ci soient territoriaux. Dans beaucoup d'autres régions d'Europe centrale, l'espèce doit probablement vivre en famille, comme c'est le cas dans plusieurs régions de Suisse (Monnier 1993, Do Linh San 1997, Ferrari 1997, Hainard 1997). Dans le sud de l'Angleterre, où les densités de population sont particulièrement élevées, les blaireaux forment des groupes stables comprenant jusqu'à 35 individus (Cheeseman *et al.* 1987, Harris & Cresswell 1987, Neal & Cheeseman 1996). La structure sexuelle de ces groupes est très variable. La plupart du temps, ils sont composés de plusieurs mâles et de nombreuses femelles, ainsi que de leurs jeunes. Kruuk (1978a) a toutefois observé une prédominance des femelles dans plusieurs groupes sociaux. Exceptionnellement, les clans peuvent être constitués exclusivement de mâles (Kruuk 1978a) ou au contraire uniquement de femelles (Cheeseman *et al.* 1981, da Silva *et al.* 1993). L'organisation spatiale des blaireaux est généralement considérée comme territoriale. L'espèce se conforme parfois au patron caractéristique des mustélidés, où un ou plusieurs territoires de femelles solitaires sont entourés par le territoire plus large d'un mâle (Powell 1979). Mais dans la plupart des régions de Grande-Bretagne, chaque groupe occupe un grand terrier commun et défend son territoire contre des groupes voisins (Kruuk 1978a, Kruuk & Parish 1982, Cheeseman *et al.* 1981, Nolet & Killingley 1987). Les limites territoriales y sont marquées par des sentiers, des marques olfactives et de larges latrines utilisées de façon saisonnière (Roper *et al.* 1986). Dans l'étude de Kruuk (1978a), les terriers principaux n'étaient pas espacés au hasard, mais distants d'au moins 300 m, suggérant ainsi la présence d'un mécanisme social d'éloignement. Par ailleurs, des combats territoriaux ont été observés dans lesquels les individus de groupes avoisinants se poursuivaient alternativement de l'un et de l'autre côté d'une frontière commune aux territoires et s'infligeaient

parfois des blessures très sérieuses (Kruuk 1978a, Christian 1995, Neal & Cheeseman 1996). De tels systèmes territoriaux stables sont caractéristiques de populations à haute densité. En revanche, là où les populations ont été perturbées par les activités humaines telles que le déterrage et des opérations de contrôle contre la tuberculose bovine, les frontières territoriales ne sont pas aussi manifestes et les animaux peuvent se déplacer sur des distances relativement longues (Sleeman 1992, Cheeseman *et al.* 1993). Une défense territoriale réduite a également été observée dans une population de blaireaux de moyenne densité vivant dans les faubourgs de Bristol (Cresswell & Harris 1988). Outre un chevauchement évident des domaines vitaux des différents groupes sociaux, les latrines étaient concentrées autour des terriers plutôt qu'aux bords du territoire. D'autres études réalisées dans des populations de faible densité, en Ecosse (Kruuk & Parish 1987), en Angleterre (Skinner & Skinner 1988), ou en Suisse (Graf *et al.* 1996, Ferrari 1997, Hindenlang, *com. pers.*) ont montré que la défense territoriale pouvait être largement réduite voire ne pas être évidente.

Tout comme c'est le cas chez plusieurs espèces (Macdonald 1983, Kruuk & Macdonald 1985), la taille des domaines vitaux ou des territoires des blaireaux peut varier sur une large échelle. Dans l'étude pionnière de Kruuk (1978a) dans la forêt de Wytham, près d'Oxford, la moyenne des domaines vitaux de douze animaux suivis par radiotélémetrie s'élevait à 87 ha, avec des extrêmes allant de 21 à 107 ha. Cheeseman *et al.* (1981) ont, quant à eux, relevé une superficie minimale de 14 ha pour un groupe social de la région de Gloucestershire, toujours en Angleterre. A l'opposé, une étude menée en Allemagne par Bock (1987) a montré qu'un animal utilisait un espace de 1000 ha, soit une surface 70 fois supérieure à la première ! De grands domaines vitaux ont également été enregistrés en Espagne (Rodríguez *et al.* 1996) et en Norvège (Broseth *et al.* 1997). Au sein du territoire de groupe, les blaireaux peuvent se tolérer lors de la recherche de nourriture et utiliser des domaines qui se recouvrent largement (Kruuk 1978a) ou alors exploiter des surfaces relativement différentes (Kruuk & Parish 1987, Kruuk 1989).

Bien que les causes ultimes entraînant de telles variations dans l'organisation socio-spatiale des blaireaux ne soient pas encore clairement connues, des études ont montré que les caractéristiques écologiques des ressources alimentaires disponibles (Kruuk 1978b, Kruuk & Macdonald 1985) et que la répartition des terriers ou de leurs sites d'implantation (Doncaster & Woodroffe 1993) jouaient un rôle important dans cette problématique. Pour Cresswell & Harris (1988), l'organisation sociale des blaireaux est moins stable et les animaux sont moins territoriaux lorsque la densité de population diminue et/ou lorsque, dans un habitat hétérogène, la disponibilité des ressources alimentaires est difficilement prévisible. Nous reviendrons plus en détail sur ce problème dans les chapitres consacrés aux hypothèses sur la formation des groupes chez cette espèce.

Dispersion des jeunes et mouvements extra-territoriaux

En plus des déplacements à l'intérieur de leurs domaines vitaux ou de leurs territoires, les blaireaux peuvent réaliser des mouvements extra-territoriaux. Christian (1994) en a défini quatre types principaux, mentionnés ci-dessous selon leur importance croissante :

- les visites nocturnes : il s'agit de brèves excursions jusqu'au terrier principal d'un autre groupe social réalisées au cours d'une sortie nocturne ;
- les visites diurnes : des individus passent une ou deux nuits dans le terrier principal d'un groupe voisin, puis retournent dans leur territoire d'origine ;
- les changements temporaires d'unité sociale : les animaux vivent plusieurs mois dans un clan voisin, puis réintègrent leur groupe d'origine ;
- les changements permanents d'unité sociale : les individus quittent définitivement leur territoire natal pour rejoindre un nouveau groupe social.

De tous ces mouvements, les visites nocturnes à d'autres groupes sociaux sont les plus fréquentes. Elles interviennent préférentiellement à la fin de l'hiver, en février-mars, lors de la période du rut principal. Ces excursions pourraient s'expliquer par le fait que les blaireaux – peut-être exclusivement les mâles (Christian 1995) – essaient d'augmenter leur succès reproducteur (« fitness ») en s'accouplant avec des partenaires appartenant aux groupes voisins. Les trois autres types de mouvements ont été observés dans différentes populations et concernent aussi bien les mâles que les femelles. Les changements permanents d'unité sociale correspondent à des mouvements de dispersion. La dispersion se définit comme tout mouvement d'éloignement d'un animal, en général jeune ou subadulte, du lieu de naissance ou du domaine parental jusqu'à l'endroit où il se reproduit (Howard 1960). De tels mouvements peuvent être spontanés ou au contraire imposés (dominance). Les facteurs engendrant la dispersion sont souvent d'ordre alimentaire (limitation) ou génétique (diminution de la consanguinité ou « volonté » de disséminer ses gènes au sein de la population).

Il semblerait que la fréquence et la durée des mouvements extra-territoriaux dépendent dans une large mesure de l'organisation sociale et spatiale adoptée par les animaux. Dans les populations de haute densité, telles qu'on les trouve en Grande-Bretagne, où les blaireaux sont territoriaux et forment de larges groupes, la dispersion des jeunes et d'autres mouvements inter-groupes sont rares. Ceci pourrait indiquer que les coûts de la dispersion pour les juvéniles sont plus importants que ceux liés au partage du territoire avec leurs parents. Le blaireau présente donc un haut degré de philopatrie natale, et on soupçonne d'ailleurs que la rétention des jeunes dans le domaine parental, suite à une augmentation de la densité de population, joue un rôle important dans la formation des groupes (Cheeseman *et al.* 1993, da Silva *et al.* 1994). Fait

surprenant, ce sont plus souvent des animaux adultes qui dispersent. En Ecosse (Kruuk 1989) et à Woodchester Park (Angleterre, Cheeseman *et al.* 1988), ce sont principalement des mâles qui effectuent ces changements de groupes. Ailleurs, dans le Sussex (Christian 1995) et dans la forêt de Wytham (Woodroffe *et al.* 1993), ce sont majoritairement les femelles qui changent d'unité sociale.

Cependant, alors que les mâles dispersent seuls, les femelles le font généralement en coalitions de 2 à 3 individus. Dans la majorité des cas, les animaux dispersants se reproduisent au sein de leur nouveau groupe, ce qui laisse supposer que les mouvements de dispersion résultent d'un désir des animaux d'augmenter leur succès reproductif. Les rares mouvements observés dans les populations de haute densité paraissent suffisants pour réduire l'homogénéité génétique à l'intérieur des groupes, car ils donnent parfois lieu à des accouplements extra-territoriaux (Evans *et al.* 1989, Christian 1995).

Les observations faites dans les populations britanniques de haute densité ne sont vraisemblablement pas transposables à la situation régnant en Europe continentale ou en Asie, où les densités sont faibles, et les études peu nombreuses. Il est difficile de prédire les caractéristiques des mouvements extra-territoriaux (plus limités ou au contraire plus nombreux dans les populations de faible densité). D'un côté, l'absence de comportement territorial et de compétition (peu d'énergie dépensée) devrait permettre aux individus de se déplacer librement d'une entité sociale à l'autre et d'augmenter indirectement l'hétérogénéité génétique à l'intérieur des groupes. D'un autre côté, les facteurs environnementaux (abondance de nourriture) et sociaux (peu de compétition, donc pas de répression liée à la hiérarchie) seraient plutôt favorables à l'implantation des jeunes dans le territoire parental pour se reproduire. Un indice en faveur de la première hypothèse a été fourni par l'étude de Cheeseman *et al.* (1988). Ces auteurs ont montré que les mouvements des blaireaux étaient plus fréquents dans les faubourgs de Bristol, où la densité de population est moyenne et la structure sociale adoptée par les animaux relativement fluide. Ils ont également constaté que des perturbations liées à l'homme dans des populations stables augmentent la probabilité d'apparition des différents mouvements.

Discussion sur la vie de groupe

Quiconque veut apporter une réponse à l'évolution de la socialité chez les blaireaux doit tout d'abord songer aux avantages liés à la vie en groupe. D'une manière générale, les zoologistes pensent que les bénéfices retirés par les membres d'un groupe résultent (i) d'une plus grande capacité à échapper aux prédateurs ou à s'en défendre, (ii) d'une plus grande facilité à acquérir de la nourriture, et/ou (iii) de contraintes environnementales ou sociales forçant les individus à s'unir (Caro 1994).

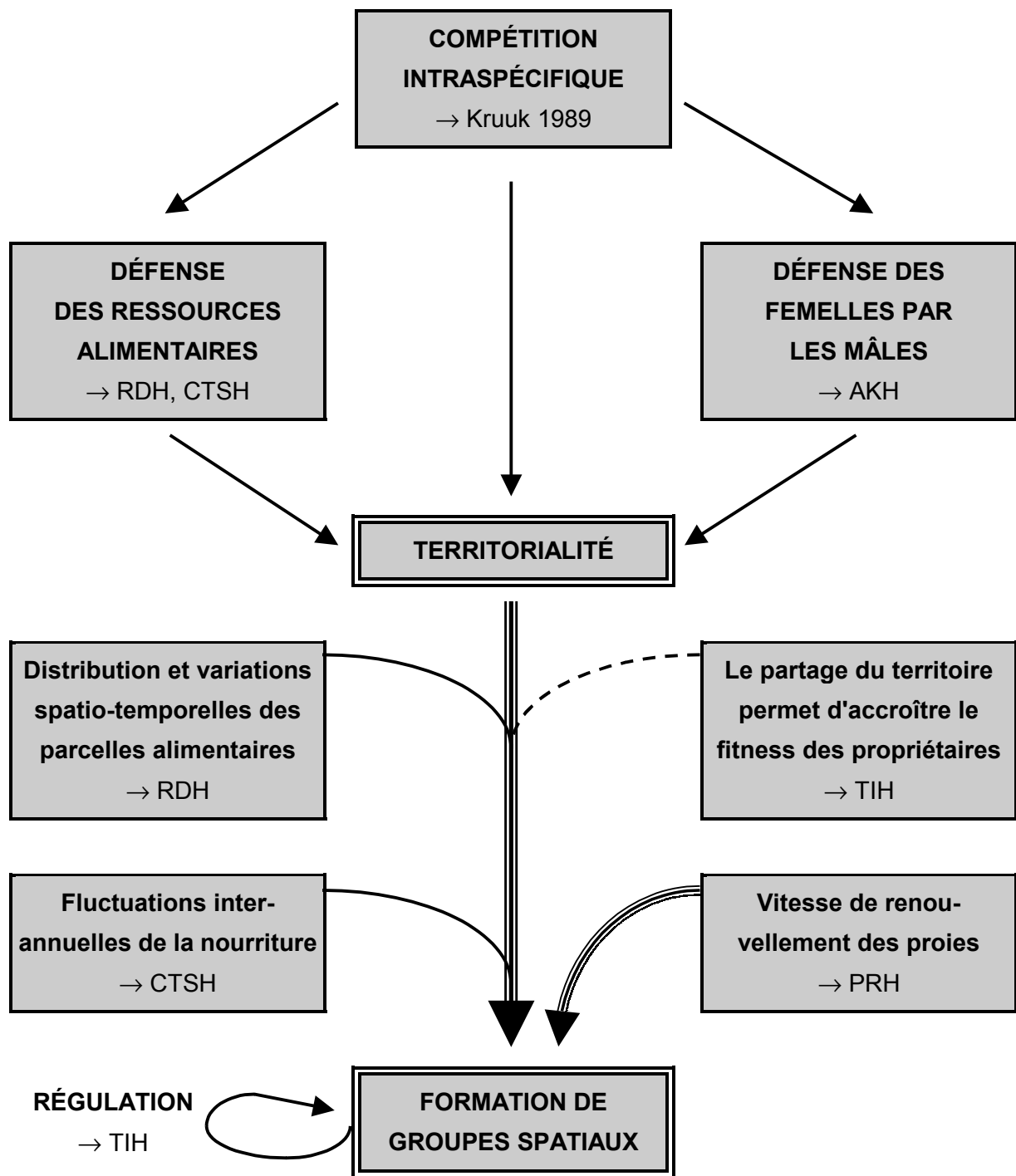


Figure 3 : Plusieurs hypothèses ont été formulées pour expliquer la formation de groupes spatiaux (= non-coopératifs) chez le blaireau européen. Certains modèles stipulent que le comportement territorial est une condition requise à leur formation (RDH, CTSH, TIH), alors que celui-ci ne semble pas être un passage obligé pour la PRH. L'AKH, tout comme la RDH et la CTSH d'ailleurs, abordent les raisons de la territorialité. Finalement, la TIH tente d'apporter des explications au phénomène de la régulation des groupes.

RDH : *Resource Dispersion Hypothesis*
 CTSH : *Constant Territory Size Hypothesis*
 AKH : *Anti-Kleptogamy Hypothesis*
 TIH : *Territory Inheritance Hypothesis*
 PRH : *Prey Renewal Hypothesis*

Macdonald (1981 & 1983), Carr & Macdonald (1986)
 Lindström (1980), von Schantz (1984)
 Roper *et al.* (1986)
 Lindström (1986)
 Waser (1981)

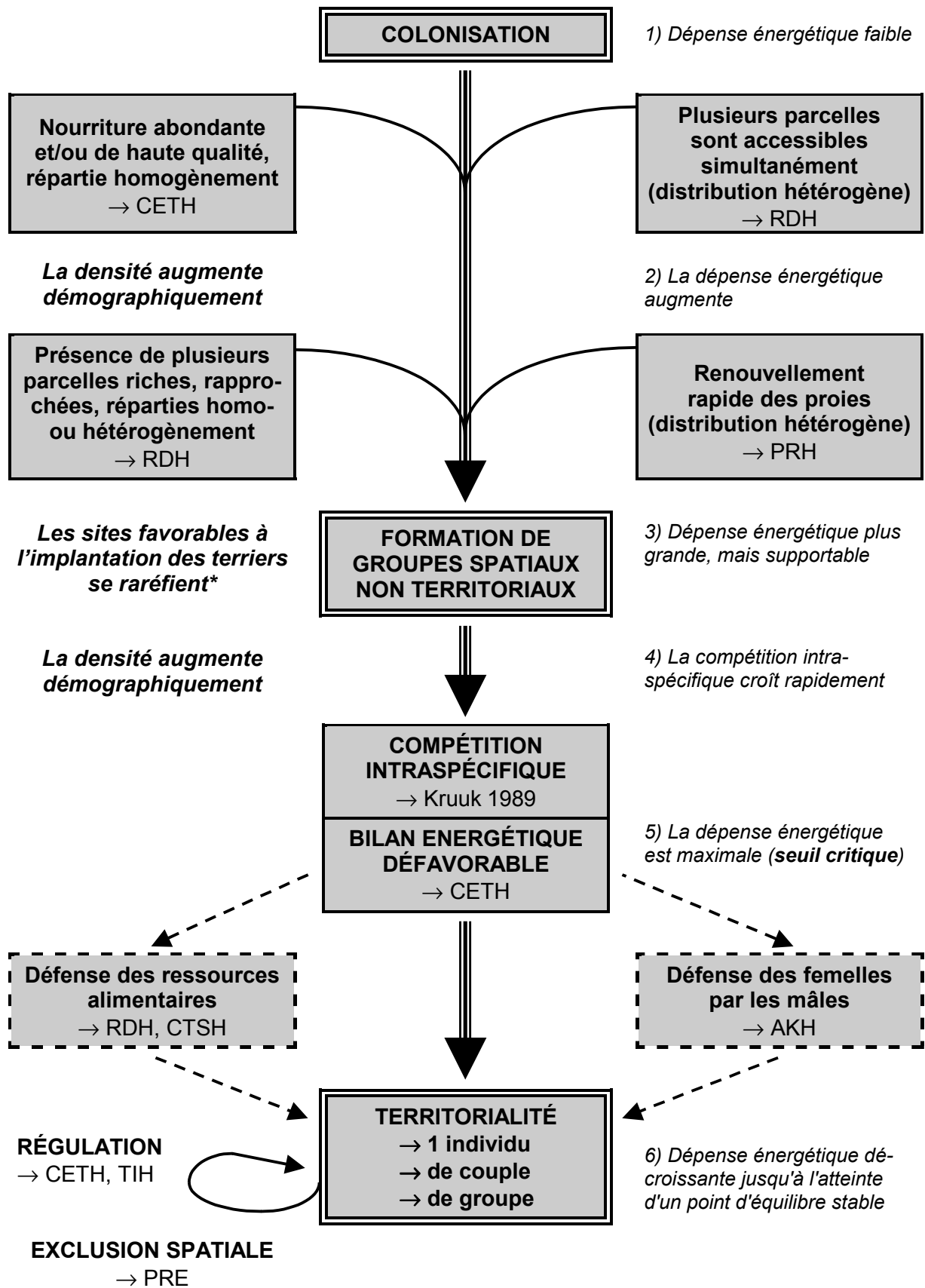


Figure 4 : Résumé de l'évolution de l'organisation sociale du blaireau européen en fonction de l'augmentation de la densité de population (de haut en bas) dans un habitat optimal selon la CETH (Do Linh San 1997 & en prép.). *Sett Distribution Hypothesis (Woodroffe 1992).

Le blaireau européen n'ayant que très peu de prédateurs (lynx (*Lynx lynx*), loups (*Canis lupus*), ours (*Ursus arctos*) et rapaces s'attaquent éventuellement aux jeunes), l'hypothèse de défense contre des prédateurs (i) ne peut être retenue pour expliquer la formation des groupes. De fait, aucun comportement de vigilance organisée (certains individus gardant le territoire pendant que d'autres s'adonnent à des activités différentes : séances de toilettage, recherche de nourriture, apport de litière, excavation de nouvelles galeries) n'a été reporté. Par ailleurs, chaque individu recherchant sa nourriture seul (Kruuk 1978a), l'hypothèse alimentaire (ii) est également à éliminer.

Il nous reste donc à considérer la troisième hypothèse (iii). Récemment, Roper (1992) a montré que les blaireaux dorment séparément durant l'été, mais se serrent les uns contre les autres lors des froides journées d'hiver. D'après lui, la possibilité de se réchauffer par temps froid pourrait fournir un bénéfice suffisamment grand aux individus pour les inciter à former un groupe lorsque le partage du domaine est peu coûteux. Le fait que les blaireaux sont moins sociaux dans les parties méridionales de leur aire de répartition (Italie, Espagne), où les bénéfices d'un tel comportement sont vraisemblablement plus faibles, semble soutenir cette théorie. Cependant, en Suède, où l'hibernation sociale pourrait être un avantage, les blaireaux mènent pour la plupart une vie de couple (Lindström *in* Woodroffe & Macdonald 1993). En conclusion, cette attitude des animaux en réponse à des conditions climatiques néfastes ne saurait expliquer à elle seule la formation de groupes chez cette espèce.

Un autre facteur évoqué dans l'optique de cette troisième hypothèse, concerne la quantité restreinte de sites d'implantation des terriers (*Sett Distribution Hypothesis*, Woodroffe 1992, Roper 1993). Comme le mentionnent Doncaster & Woodroffe (1993), les terriers nécessitent la conjonction d'un habitat et de conditions géologiques favorables, particulièrement dans les paysages agricoles modernes, où ils sont souvent confinés dans des haies et des petites parcelles boisées. Ceci, lié au fait qu'ils représentent une ressource importante lorsqu'ils sont creusés, fait dire à ces biologistes qu'une telle situation peut être suffisante pour contraindre les blaireaux à ne pas quitter une région occupée par des congénères. Ces auteurs ont même montré, grâce à un modèle appliqué à différentes populations britanniques de blaireaux, que la distribution des terriers ou de leurs sites d'implantation pouvait parfois déterminer la forme et la taille des territoires. Les limitations sérieuses de cette hypothèse concernent le fait qu'elle ne fait aucune prédiction sur l'organisation sociale des blaireaux, si ce n'est qu'ils peuvent vivre en groupe. Chaque territoire de groupe posséderait une capacité maximale, mais la taille du groupe pourrait être limitée par n'importe quel mécanisme. Quoi qu'il en soit, même si elle n'explique pas tout, cette hypothèse gagnerait à être intégrée dans un modèle plus large, tant il est probable que la distribution des terriers joue un rôle non négligeable dans la problématique considérée.

Raisons de la territorialité

L'évolution de la socialité chez les blaireaux ne pouvant s'expliquer par l'apparition d'avantages fonctionnels manifestes, les zoologistes ont émis l'hypothèse que le comportement territorial était un passage obligé à la formation des groupes chez cette espèce. Plusieurs raisons à la territorialité ont ainsi été évoquées :

Intraspecific Competition Hypothesis. A défaut d'une défense contre les prédateurs ou interspécifique, Kruuk (1989) pense que les territoires sont établis en réponse à la compétition intraspécifique, les blaireaux vivant en groupes pouvant même bénéficier d'une probabilité croissante d'intercepter des intrus sur le territoire.

Food Defense Hypothesis. Certains auteurs soutiennent que le comportement territorial des blaireaux trouve son origine dans la défense des ressources alimentaires (Kruuk 1978b, Macdonald 1983, von Schantz 1984, Carr & Macdonald 1986).

Anti-Kleptogamy Hypothesis (AKH). Cette hypothèse énoncée par Roper *et al.* (1986) postule que la territorialité est un mécanisme pour décourager la kleptogamie : en défendant un territoire, les mâles essayent d'empêcher les voisins d'accéder à la reproduction avec les femelles résidentes.

Passive Range Exclusion Hypothesis (PRE). Stewart *et al.* (1997) proposent une alternative à la territorialité. Pour eux, les animaux créent un gradient dans la disponibilité alimentaire lorsqu'ils quittent leurs terriers pour aller se nourrir. La nourriture proche du terrier étant consommée en premier, des zones de haute disponibilité alimentaire vont persister entre les domaines des groupes. En conséquence, il n'y aurait aucun intérêt pour les animaux d'un groupe à pénétrer à l'intérieur du domaine voisin, puisque l'offre alimentaire y diminuerait au fur et à mesure de leur progression. Ils devraient plutôt développer une stratégie d'affouragement dans les zones frontalières pour optimiser leur prise de nourriture. D'après ces auteurs, l'exclusion spatiale observée chez les blaireaux serait donc passive et résulterait dans ce cas d'un évitement mutuel des animaux (compétition par exploitation) plutôt que d'une défense active (compétition par interférence). La présence de nombreuses latrines entre les domaines vitaux des groupes s'expliquerait simplement par la plus grande fréquentation de ces zones frontalières. De plus, ces latrines ne possèderaient pas une fonction territoriale directe, mais indiqueraient simplement aux individus qu'ils se trouvent dans la zone où leur succès d'affouragement est maximal.

Bien qu'il paraisse évident d'après les observations décrites ci-dessus que les blaireaux sont dans une large mesure territoriaux, démarquant leur domaine vital à la fois par une agression manifeste et par l'intermédiaire des latrines, les raisons ultimes de la territorialité ne sont pas encore claires. Une querelle importante provient du fait que chez une large variété d'espèces territoriales, il existe une corrélation positive entre les besoins énergétiques d'un animal ou d'un groupe et la taille de son territoire, suggérant que la territorialité sert à défendre la surface

minimale nécessaire pour assurer la survie du propriétaire du territoire (voir Harvey & Clutton-Brock 1981, Gittleman & Harvey 1982). Or chez les blaireaux et quelques autres carnivores, il n'y a pas de corrélation entre la taille du groupe et celle du territoire (Kruuk 1978b, Macdonald 1983). Ainsi se pose la question de savoir si la territorialité chez ces dernières espèces est finalement liée à la défense de la nourriture ou à la défense d'une autre ressource. A notre avis, malgré le fait que ces hypothèses aient été présentées comme des alternatives, il est fort probable qu'elles contribuent toutes au comportement d'exclusion spatiale observé chez les blaireaux.

Modèles sur la formation des groupes

Des explications au phénomène de la territorialité ayant été proposées, les biologistes ont concentré la plupart des discussions sur la territorialité de groupe, suggérant des circonstances sous lesquelles les détenteurs d'un territoire pouvaient retirer des bénéfices en permettant à d'autres animaux de partager leur territoire.

Nous nous proposons maintenant de passer en revue les différents modèles élaborés par les biologistes pour expliquer la formation des groupes spatiaux (Figures 3 & 4, Tableau I). La plupart d'entre eux sont envisagés par rapport à une stratégie « contractionniste » (Kruuk & Macdonald 1985), dans le sens où l'unité sociale de base chercherait à défendre le plus petit territoire possible pour limiter les dépenses énergétiques. D'autres individus pourraient par la suite être tolérés dans son territoire en fonction de la quantité de nourriture disponible.

Resource Dispersion Hypothesis (RDH)

Cette hypothèse proposée par Macdonald (1981 & 1983) met l'accent sur le fait que la vie en groupe est facilitée par un environnement dans lequel les ressources alimentaires sont réparties en parcelles et varient dans le temps et/ou l'espace. Il est ainsi possible de distinguer un aspect temporel (1) et un aspect spatial (2) (Woodroffe & Macdonald 1993).

(1) Carr & Macdonald (1986) ont établi un modèle basé sur l'aspect temporel en partant du principe que les parcelles alimentaires sont fixes, mais que les ressources qu'elles renferment fluctuent temporellement. Dans leur scénario, les individus alpha (couple reproducteur) choisissent un territoire en fonction de leur « sécurité alimentaire critique », c'est à dire que celui-ci contiendra le minimum de parcelles de nourriture leur permettant de vivre, malgré un nombre critique de mauvaises nuits de chasse. A l'inverse, les ressources variant dans le temps, il y a un certain nombre de nuits où la nourriture est en surplus. Le territoire peut donc accueillir des individus beta, dont le nombre dépendra de leurs besoins et de la fréquence à laquelle le territoire fournira suffisamment de ressources en surplus. Comme l'avaient déjà proposé Kruuk & Parish (1982), la dimension du territoire serait dans ce cas fixée par la répartition des parcelles et l'effectif du groupe par la richesse de celles-ci. Les travaux de Bacon *et al.* (1991a & 1991b) ont cependant montré que ces relations se vérifiaient surtout lorsque les parcelles sont très riches et

contiennent assez de nourriture pour plusieurs individus. Lorsque la richesse des parcelles est moins grande, il devient primordial que deux ou plusieurs parcelles soient productives au même moment, l'effectif du groupe et la dimension du territoire pouvant alors être corrélés.

Le scénario des « parcelles très riches » s'applique bien à la situation observée dans de nombreux sites en Angleterre (Wytham, Gloucestershire), où les blaireaux se nourrissent presque exclusivement de vers de terre. Les parcelles contenant des vers y ont en effet une faible probabilité d'être disponibles simultanément (dépendant largement des conditions microclimatiques), mais vu la forte probabilité que l'une d'entre elles soit productive chaque nuit, la formation de groupes n'est pas entravée. Le modèle prédit également que la formation des groupes est moins probable dans des environnements moins variables, puisque les animaux n'y ont pas besoin de choisir une grande « assurance alimentaire ».

(2) L'aspect spatial de la RDH considère la répartition spatiale de parcelles alimentaires qui varient temporellement (en fonction de la saison ou des conditions climatiques). Il se base sur le fait que lorsque les parcelles sont rapprochées, leur dispersion est très irrégulière (Kruuk 1978b & 1989, Doncaster & Macdonald 1992). Cette situation implique que le tracé ajusté aux parcelles nécessaires pour nourrir le couple alpha est très sinueux. Un territoire légèrement plus grand avec un individu supplémentaire apporte une sécurité alimentaire plus grande et un coût de défense *per capita* plus faible. En revanche, lorsque les parcelles sont très espacées, leur dispersion est plus régulière. Une augmentation de la dimension du territoire mènerait alors à défendre un plus grand périmètre sans augmentation de la sécurité alimentaire. Pour la version spatiale de la RDH, la formation de groupes est limitée aux zones à parcelles rapprochées, réparties de manière hétérogène.

Constant Territory Size Hypothesis (CTSH)

Cette hypothèse formulée tout d'abord par Lindström (1980) a été développée par von Schantz (1984). Elle repose sur le principe que, dans un environnement où les ressources présentent de fortes fluctuations inter-annuelles, un animal aurait avantage à maintenir un territoire constant et suffisamment grand pour qu'il puisse survivre lors des années néfastes (stratégie obstinée). Un tel territoire devrait permettre à d'autres animaux, généralement des descendants, de rester à l'intérieur du territoire pendant les années d'abondance, ceux-ci étant évincés lorsque la disponibilité alimentaire baisse. Une stratégie plus flexible qui consiste à modifier la dimension du territoire en fonction de la quantité de nourriture à disposition engendrerait des coûts considérables pour agrandir le territoire lorsque les ressources diminuent, puisque l'animal devrait se battre avec les occupants des territoires voisins. La stratégie obstinée serait adoptée dans les cas où la durée de vie de l'animal est plus longue que la période de fluctuation des ressources, ce qui pourrait bien correspondre au cas du blaireau.

Prey Renewal Hypothesis (PRH)

L'hypothèse formulée par Waser (1981) suggère que la territorialité apparaît lorsque le renouvellement des proies est lent, situation où l'impact compétitif des congénères est probablement plus grand. En revanche, si les proies se renouvellent rapidement, il n'y a pas nécessité pour l'animal d'être territorial, d'autres individus pouvant être tolérés dans le domaine vital. Ce modèle correspond assez bien au cas du blaireau : lorsqu'il se nourrit principalement de lapins (*Oryctolagus cuniculus*) (Espagne), on observe un système territorial de couple ; lorsque celui-ci se nourrit de proies à renouvellement très rapide, comme les vers de terre (Grande-Bretagne), on observe une vie en groupe.

Territory Inheritance Hypothesis (TIH)

Selon Lindström (1986), les groupes apparaissent lorsque l'environnement est saturé et, par conséquent, le succès de la dispersion est faible. Les territoires environnants étant tous occupés, les subadultes demeurent dans le territoire parental en tant qu'individus non-reproducteurs. A la mort de l'un des reproducteurs, un descendant hérite de son statut et du territoire. Les propriétaires initiaux du territoire (parents), tout comme les individus bêta (subadultes), trouvent un avantage dans une telle situation, puisque la chance de voir leurs gènes se transmettre aux générations futures (« fitness ») augmente.

Critical Energy Threshold Hypothesis (CETH)

Cette hypothèse développée récemment par Do Linh San (1997 & *en prép.*) postule que dans un habitat et à une densité de population donnés, l'énergie dépensée par un individu pour réaliser ses activités est le facteur principal qui détermine la socialité et la territorialité des blaireaux (Figure 4). Un modèle très simple montre comment les coûts énergétiques *per capita* varient lorsqu'une population de blaireaux se développe démographiquement (natalité et/ou émigration) à partir de l'étape de colonisation d'une nouvelle région jusqu'à atteindre la capacité maximale supportée par cet habitat. Parallèlement, l'organisation sociale et spatiale évolue d'une vie solitaire non territoriale à une vie territoriale de groupe, passant par plusieurs stades intermédiaires. Le passage du système non territorial au système territorial a lieu lorsque les coûts énergétiques dépensés *per capita* atteignent un maximum, c'est-à-dire un seuil énergétique critique. A ce stade, la taille et la forme du territoire sont déterminées par plusieurs facteurs, tels que la distribution de la nourriture, la structure de l'habitat (et donc la distribution des terriers), les activités humaines ou encore la compétition interspécifique.

Dans les régions non soumises à des perturbations, la vie en groupe est rendue possible grâce aux propriétés favorables de la nourriture, tels que son abondance, sa qualité ou un renouvellement rapide. Inversement, dans les régions où des facteurs perturbants (chasse, persécutions, mortalité routière ou hivernale considérable,...) jouent un rôle important en limitant la densité de population, le modèle prédit que la formation des groupes territoriaux est improbable, même si l'approvisionnement en nourriture est favorable.

Etendue et validité des différents modèles

De nombreuses études sur les oiseaux (Crook 1964), les primates (Crook & Gartlan 1966, Clutton-Brock & Harvey 1977), les grands carnivores (Kruuk 1972 & 1975) et plusieurs autres groupes d'animaux (revue dans Wilson 1975) ont montré qu'il existait un lien étroit entre l'organisation sociale d'une espèce et la façon dont elle exploite ses ressources alimentaires.

Il n'est donc pas étonnant que trois des modèles élaborés jusqu'ici sur la socialité chez les blaireaux se basent eux aussi sur des considérations d'ordre alimentaire, le mode de disponibilité de la nourriture dans l'espace et dans le temps permettant à plusieurs animaux d'occuper la même région. Alors que la RDH se concentre sur la distribution spatio-temporelle de la nourriture au long d'une année, la CTSH attache une plus grande importance aux fluctuations inter-annuelles des ressources alimentaires. La PRH souligne quant à elle le rôle prépondérant joué par la vitesse de renouvellement des proies dans la formation des groupes.

Le mérite de ces différentes hypothèses réside dans le fait qu'elles ont montré que les caractéristiques écologiques des ressources alimentaires disponibles pouvaient inciter les propriétaires initiaux d'un territoire au regroupement avec des congénères. Une telle situation leur procure des bénéfices non négligeables et contrebalance ainsi d'autres coûts substantiels à endurer, tels que le partage de la nourriture ou des partenaires sexuels. En revanche, le principal reproche que l'on puisse leur adresser concerne le fait qu'elles ne s'appliquent malheureusement que de façon restreinte (géographiquement ou temporairement) au cas du blaireau européen. En particulier, ni la RDH ou la CTSH ne sont compatibles avec la présence de groupes non territoriaux chez cette espèce. Elles n'expliquent pas non plus pourquoi les groupes peuvent agrandir leur territoire lorsque les conditions sont particulièrement critiques (Kruuk & Parish 1987), alors qu'ils devraient plutôt évincer un ou plusieurs individus, de façon à maintenir la taille du territoire constante. La PRH, à l'opposé, ne fournit aucune explication à la territorialité de groupe, ni n'explique comment la dimension du domaine vital est choisie par les animaux.

Un autre modèle, la TIH, axe son argumentation sur l'augmentation du « fitness » des propriétaires initiaux d'un territoire en s'assurant que celui-ci soit hérité par leurs descendants, c'est-à-dire des porteurs de leurs propres gènes. Ce modèle est assez limité, car il n'explique pas véritablement les raisons qui amènent à la formation d'un groupe spatial, mais plutôt pourquoi un tel groupe se maintient (voir Artois 1989, Woodroffe & Macdonald 1993). Il ne fournit également aucune explication relative à la formation de groupes spatiaux non territoriaux chez les blaireaux.

Bien que tous les éléments qui la composent n'aient pas pu être présentés dans ce rapide aperçu, la CETH constitue actuellement l'hypothèse la plus adéquate. Contrairement aux autres modèles, elle apporte une explication complète quant à la présence des différents types d'organisations spatiales et sociales observés chez le blaireau européen : vie solitaire, en couple ou en groupe, accompagnée d'un comportement territorial ou non.

PARAMETRES	Kruuk	RDH	CTSH	TIH	PRH	CETH
Facteur favorisant la vie en groupe	Défense du territoire moins coûteuse	Variations spatio-temporelles des ressources alimentaires	Fluctuations inter-annuelles des ressources alimentaires	?	Vitesse de renouvellement des proies	Tous les facteurs évoqués dans les autres hypothèses
Raisons de la territorialité	Compétition intraspécifique	Défense de la nourriture	Défense de la nourriture	Augmentation du fitness des propriétaires	La formation d'un territoire n'est pas requise	La dépense énergétique <i>per capita</i> est trop grande
Facteur(s) déterminant la taille et l'allure du territoire ou du domaine vital	Répartition des parcelles alimentaires	Répartition des parcelles alimentaires et distance entre celles-ci	En fonction des périodes de « goulot d'étranglement »	?	?	Structure de l'habitat, compétition, facteurs déstabilisants, etc.
Facteur déterminant la taille du groupe	Richesse des parcelles alimentaires	Richesse des parcelles alimentaires	Quantité de nourriture contenue dans le territoire	Théorie : 4-5 adultes au maximum	Quantité de nourriture contenue dans le domaine vital	Quantité globale de nourriture disponible simultanément
Comment le groupe est-il régulé ?	Mortalité et émigration jouent un rôle important	Acceptation ou éviction d'individus en fonction de la quantité de nourriture	Acceptation ou éviction d'individus en fonction de la quantité de nourriture	Théorie (voir Lindström 1986)	?	Natalité, mortalité, émigration, immigration

Tableau I: Aperçu des caractéristiques des différents modèles élaborés sur la formation des groupes spatiaux chez les carnivores, et en particulier chez le blaireau européen.

Tout comme l'avaient déjà proposé Woodroffe & Macdonald (1993), cette hypothèse insiste sur le fait que le comportement territorial ne constitue pas une condition requise pour la formation des groupes chez les blaireaux, bien que cela soit une caractéristique de leur maintien dans plusieurs régions. Voilà une différence majeure avec la RDH, la CTSH et la TIH qui reposent toutes trois sur la territorialité. Par ailleurs, alors que les autres modèles ne traitent que des circonstances favorables à la vie en groupe, la CETH s'intéresse également aux mécanismes de formation (ontogénie) et de régulation des groupes. Plus exhaustive, cette hypothèse fournit aussi une interprétation sur les facteurs qui influencent la forme et la grandeur du domaine vital ou du territoire des blaireaux (ces deux derniers aspects n'ont pas été abordés ici). La CETH présente finalement l'intérêt d'intégrer pratiquement toutes les hypothèses émises sur la territorialité ou la formation des groupes dans un contexte plus large (voir Figure 4), celui du seuil énergétique critique, soulignant ainsi le fait que les modèles biologiques ne sont pas toujours incompatibles et qu'ils ne doivent pas nécessairement être considérés comme des alternatives.

Questions en suspens et besoins de recherche

Les blaireaux ont beaucoup été étudiés dans plusieurs populations britanniques de haute et de moyenne densité. Très peu de recherches ont été conduites dans les pays d'Europe centrale, où les densités sont faibles. L'organisation sociale et spatiale des animaux de même que la composition des clans y demeurent encore largement énigmatiques. Les biologistes ne connaissent en outre que très peu de choses sur la dispersion des jeunes et les autres mouvements extra-territoriaux des individus dans de telles populations. Bien que l'on puisse imaginer que la faible densité et l'absence de territorialité des animaux devraient favoriser de tels mouvements et augmenter indirectement l'hétérogénéité génétique à l'intérieur des groupes, ceci reste à vérifier.

Dans le but d'apporter des éléments de réponse à ces différentes zones d'ombres, un travail de thèse a débuté en 1999 sur la rive sud du Lac de Neuchâtel, sur le Plateau Suisse (Do Linh San 1999). Il se focalisera sur les trois directions de recherche suivantes.

Dans un premier temps, la pratique d'affûts aux terriers et le suivi régulier des individus (jeunes et adultes) par la technique du radiopistage devraient livrer des informations quant aux paramètres généraux suivants :

- (i) Quelle est l'organisation sociale adoptée par les blaireaux dans la zone d'étude ? Les animaux vivent-ils de façon solitaire, en couple, en famille ou en groupe ? Y a-t-il des différences d'un terrier (principal) à l'autre ? L'organisation sociale varie-t-elle dans le temps, et si oui, de quelle façon ?
- (ii) Quelle est l'organisation spatiale des blaireaux ? Quelle est la grandeur des domaines vitaux ? Y a-t-il des variations individuelles au sein d'un même groupe, respectivement des variations entre les différents groupes ? Les domaines vitaux des groupes se chevauchent-ils plus

qu'on pourrait l'attendre, ou les animaux sont-ils plutôt territoriaux ? Les animaux occupent-ils différents terriers au sein de leurs domaines vitaux, et si oui, comment leur occupation varie-t-elle dans le temps ?

Nous récolterons également des informations relatives à la dispersion et aux éventuels mouvements extra-territoriaux des animaux en essayant de répondre aux questions suivantes :

- Les jeunes dispersent-ils rapidement du groupe familial, c'est-à-dire dès le premier automne, ou sont-ils tolérés plus longtemps par leur mère ou leurs parents ? Observe-t-on une différence significative dans le patron de dispersion des mâles et des femelles ? Les jeunes ou subadultes qui dispersent sont-ils acceptés par d'autres groupes ou colonisent-ils de nouveaux domaines ?
- Certains individus adultes montrent-ils des mouvements extra-territoriaux, et si oui, à quelle fréquence et pour quelle durée ? Y a-t-il éventuellement des changements de groupe à long terme, voire définitifs ? Le sexe de l'animal joue-t-il un rôle dans la réalisation, la durée et la fréquence des mouvements inter-groupes ?
- Y a-t-il un lien direct entre l'organisation sociale des animaux et les patrons de dispersion et/ou les mouvements inter-groupes ?

Finalement, l'analyse en laboratoire d'échantillons sanguins de tissus et/ou de poils prélevés sur les individus capturés devrait nous permettre d'obtenir des informations sur la structure génétique de la population étudiée :

- Quels sont les liens génétiques entre les membres d'un même groupe respectivement de différents groupes ?
- Les données génétiques sont-elles en accord ou en désaccord avec celles obtenues par radiotélémetrie et/ou par observation directe. Permettent-elles par exemple de mettre en évidence des fécondations inter-groupes (et donc par conséquent des mouvements extra-territoriaux) ?

Des études du même genre sont en train de s'achever en Autriche (Derungs, *com. pers.*) et en Espagne (Revilla 2000, Bonet-Arboli, *com. pers.*). D'autres ont débuté au Portugal (Rosalino, *com. pers.*) et en France (Helder, *com. pers.*) ou sont planifiées en Italie (Biancardi, Gnoli, *com. pers.*). Il serait souhaitable que les pays d'Europe de l'Est, et d'autres comme la Belgique ou l'Allemagne, envisagent également de tels travaux. En effet, plus les données recueillies sur l'organisation sociale et spatiale du blaireau seront nombreuses, plus les biologistes seront en mesure de définir précisément les facteurs écologiques sur lesquelles ces variations reposent. D'un point de vue évolutif, de telles données pourraient s'avérer hautement intéressantes. La vie de groupe étant rare chez les mustélidés (Powell 1979), les différents types d'organisation sociale adoptés par le blaireau pourraient bien correspondre aux étapes successives menant de la vie asociale à la socialité, telle qu'on peut l'observer actuellement chez plusieurs espèces de carnivores (Gittleman 1989).

Mots clés : Blaireau européen, *Meles meles*, Organisation sociale, Territorialité, Dispersion

Références

- Artois, M. 1989. Le Renard roux (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). In *Encyclopédie des carnivores de France 3* (éd. par Artois, M. & Delattre, P.), pp. 1-90. Société française pour l'étude et la protection des mammifères, Paris.
- Bacon, P.J., Ball, F.G. & Blackwell, P.G. 1991a. Analysis of a model of group formation in a heterogeneous habitat. *Journal of Theoretical Biology*, 148, 433-444.
- Bacon, P.J., Ball, F.G. & Blackwell, P.G. 1991b. A model for territory and group formation in a heterogeneous habitat. *Journal of Theoretical Biology*, 148, 445-468.
- Bock, W.F. 1987. Die Lebensraumnutzung des Dachses (*Meles meles*), erste Ergebnisse aus dem Raum Berchtesgaden. In *Das Bärenseminar*, Forschungsbericht, 11, pp. 46-51. National Park Berchtesgaden.
- Brosseth, H., Knutsen, B. & Bevinger, K. 1997. Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 62, 12-22.
- Caro, T.M. 1994. *Cheetahs of the Serengeti Plains: Group Living in an Asocial Species*. University of Chicago Press, Chicago.
- Carr, G.M. & Macdonald, D.W. 1986. The sociality of solitary foragers: a model based on resource dispersion. *Animal Behaviour*, 34, 1540-1549.
- Cheeseman, C.L., Cresswell, W.J., Harris, S. & Mallison, P.J. 1988. Comparison of dispersal and other movements in two badgers (*Meles meles*) populations. *Mammal Review*, 18(1), 51-59.
- Cheeseman, C.L., Jones, G.W., Gallagher, J. & Mallison, P.J. 1981. The population structure, density and prevalence of tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in badgers (*Meles meles*) from four areas in south-west England. *Journal of Applied Ecology*, 18(3), 795-804.
- Cheeseman, C.L., Mallison, P.J., Ryan, J. & Wilesmith, J.W. 1987. Badger population dynamics in a high-density area. *Symposia zoological Society London*, 58, 279-294.
- Cheeseman, C.L., Wilesmith, J.W., Ryan, J. & Mallison, P.J. 1993. Recolonisation by badgers in Gloucestershire. In *The badger* (ed. Hayden, T.J.), pp. 78-93. Royal Irish Academy, Dublin.
- Christian, S.F. 1994. Dispersal and other inter-group movements in badgers, *Meles meles*. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 59, 218-223.
- Christian, S.F. 1995. Observations of extra-group mating and mate-defence behaviour in badgers, *Meles meles*. *Journal of Zoology, London*, 237, 668-670.
- Cresswell, W.J. & Harris, S. 1988. Foraging behaviour and homerange utilization in a suburban Badger (*Meles meles*) population. *Mammal Review*, 18(1), 37-49.
- Clutton-Brock, T.H. & Harvey, P.H. 1977. Primate ecology and social organisation. *Journal of Zoology, London*, 183, 1-39.
- Crook, J.H. 1964. The Evolution of social organisation and visual communication in weaver birds (*Ploceinae*). *Behaviour Suppl.*, 10, 1-178.
- Crook, J.H. & Gartlan, J.S. 1966. Evolution of primate societies. *Nature*, 210, 1200-1203.
- da Silva, J., Woodroffe, R.B. & Macdonald, D.W. 1993. Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. *Oecologia*, 95, 558-564.
- da Silva, J., Macdonald, D.W. & Evans, P.G.H. 1994. Net costs of group living in a solitary forager, the Eurasian badger (*Meles meles*). *Behavioral Ecology*, 5(2), 151-158.
- Do Linh San, E. 1997. *Habitatwahl, Nahrungsspektrum und Sozialorganisation des Dachses (Meles meles L.) in einer offenen Kulturlandschaft des schweizerischen Mittellandes (Knonaueramt, CH)*. Diplomarbeit, ETH Zürich.
- Do Linh San, E. 1999. *Dispersal and other movement patterns of the European badger (Meles meles) in a low density population: a radio-tracking and genetic study*. Poster presented at the XVIIIth International Mustelid Colloquium, Zeillern, Austria.
- Do Linh San, E. *en prép.* The critical energy threshold: a hypothesis to account for the variation observed in badger (*Meles meles* L.) social and spatial organization.
- Doncaster, C.P. & Macdonald, D.W. 1992. Optimum group size for defending heterogeneous distribution of resource: a model applied to red foxes, *Vulpes vulpes*, in Oxford city. *Journal of Theoretical Biology*, 159, 189-198.
- Doncaster, C.P. & Woodroffe, R.B. 1993. Den site can determine shape and size of badger territories: implications for group living. *Oikos*, 66, 88-93.
- Evans, P.G.H. & Macdonald, D.W. 1989. Social structure of the Eurasian badger (*Meles meles*): genetic evidence. *Journal of Zoology, London*, 218, 587-595.
- Ferrari, N. 1997. *Eco-éthologie du blaireau européen (Meles meles L., 1758) dans le Jura suisse: comparaison de deux populations vivant en milieu montagnard et en milieu cultivé de plaine*. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel.
- Frame, L.H., Malcom, J.L., Frame, G.W. & Lawick, H. van 1980. Social organisation of african wild dogs (*Lycaon pictus*) on the Serengeti Plains, Tanzania 1967-1978. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 50, 225-249.
- Gittleman, J.L. 1989. Carnivore group living: comparative trends. In *Carnivore behavior, ecology, and evolution* (ed. Gittleman, J.L.), pp. 183-207. Chapman & Hall, London & Cornell University Press, New York.
- Gittleman, J.L. & Harvey, P.H. 1982. Primate home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10, 57-64.
- Graf, M., Wandeler, A.I. & Lüps, P. 1996. Die räumliche Habitatnutzung einer Dachspopulation (*Meles meles* L.) im schweizerischen Mittelland. *Revue Suisse de Zoologie*, 103(4), 835-850.
- Hainard, R. 1997. *Mammifères sauvages d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Lausanne-Paris, 670 p.
- Harris, S. 1982. Activity patterns and habitat utilisation of badgers (*Meles meles*) in suburban Bristol: a radio tracking study. *Symposia zoological Society London*, 49, 301-323.
- Harris, S. 1984. Ecology of urban badgers *Meles meles*: distribution in Britain and habitat selection, persecution, food and damage in the city of Bristol. *Biological Conservation*, 28, 349-375.
- Harris, S. & Cresswell, W.J. 1987. Dynamics of a suburban badger (*Meles meles*) population. *Symposia zoological Society London*, 58, 295-311.
- Harvey, P.H. & Clutton-Brock, T.H. 1981. Primate home-range size and metabolic needs. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 8, 151-155.
- Hofer, H. 1988. Variation in resource presence: utilization and reproductive success within a population of European badgers (*Meles meles*). *Mammal Review*, 18(1), 25-36.
- Howard, W.E. 1960. Innate and environmental dispersal of individual vertebrates. *American Midland Naturalist*, 63, 152-161.
- Kruuk, H. 1972. *The Spotted Hyena*. Chicago University Press, Chicago.
- Kruuk, H. 1975. Functional aspects of social hunting by carnivores. In *Function and Evolution in Behaviour* (eds Baerends, G., Beer, C. & Manning, A.), pp. 119-141. Clarendon Press, Oxford.

- Kruuk, H. 1978a. Spatial organization and territorial behaviour of the European badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology, London*, 184(1): 1-20.
- Kruuk, H. 1978b. Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 4, 75-89.
- Kruuk, H. 1989. *The social badger: ecology and behaviour of a group-living carnivore*. Oxford University Press, Oxford.
- Kruuk, H. & Macdonald, D.W. 1985. Group territories of carnivores: empires and enclaves. In *Behavioural ecology: ecological consequences of adaptive behaviour* (eds Sibly, R.M. & Smith, R.H.), pp. 521-536. Symposia of the British Ecological Society 25, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Kruuk, H. & Parish T. 1982. Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger, *Meles meles*. *Journal of Zoology, London*, 196, 31-39.
- Kruuk, H. & Parish T. 1987. Changes in the size of groups and ranges of the European badger (*Meles meles* L.) in an area in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 56, 351-364.
- Lambert, A. 1990. Alimentation du blaireau Eurasien (*Meles meles*) dans un écosystème forestier. Variations spatiales du régime et comportement de prédation. *Gibier Faune sauvage*, 7, 21-37.
- Lindström, E. 1980. The red fox in a small game community of the south taiga region in Sweden. In *The Red Fox: symposium on behaviour and ecology* (ed. Zimen, E.), pp. 177-184. Junk, The Hague.
- Lindström, E. 1986. Territory inheritance and the evolution of group-living in carnivores. *Animal Behavior*, 34, 1825-1835.
- Macdonald, D.W. 1981. Resource dispersion and the social organization of the red fox (*Vulpes vulpes*). In *Proceedings of the worldwide furbearer conference* (eds Chapman, J.A. & Pursley, D.), 1(2), pp. 918-949. University of Maryland Press, Maryland.
- Macdonald, D.W. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, 301, 379-384.
- Martin-Franquelo, R. & Delibes, M. 1985. *Ecology of the badger in Doñana, Mediterranean Spain*. Unpublished paper presented at the IVth International Theriological Congress, Edmonton, Canada.
- Meloche, J. 1996. Histoire naturelle des Carnivores de France : une anthologie. Editions Méloé, Aulnay-de-Saintonge.
- Monnier, M.-F. 1993. *Le blaireau (Meles meles L.) dans le canton de Neuchâtel (Suisse)*. Travail de diplôme, Université de Neuchâtel.
- Neal, E.G. 1948. *The Badger*. Collins, London. (4th edn, 1975)
- Neal, E.G. & Cheeseman, C. 1996. *Badgers*. T & AD Poyser, London, 272 p.
- Nolet, B.A. & Killingley, C.A. 1987. The effect of a change in food availability on group and territory size of a clan of badgers *Meles meles* (L., 1758). *Lutra*, 30(1), 1-8.
- Packer, C & Pusey, A.E. 1982. Cooperation and competition within coalitions of male lions: kin selection or game theory? *Nature*, 296, 740-742.
- Pigozzi, G. 1987. *Behavioural ecology of the European badger (Meles meles L.) : diet, food availability and use of space in the Maremma Natural Park, Central Italy*. Unpublished Ph.D thesis, University of Aberdeen.
- Powell, R.A. 1979. Mustelid spacing patterns: variation on a theme by *Mustela*. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 50, 153-165.
- Rasa, O.A.E. 1987. The dwarf mongoose: a study of behaviour and social structure in relation to the ecology in a small, social carnivore. *Advances in the Study of Behavior*, 17, 121-163.
- Revilla, E. 2000. The social organization of Eurasian Badgers in Spain. *Mammal Review*, 30 (3/4), 231.
- Rodriguez, A., Martin, R. & Delibes, M. 1996. Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Acta Theriologica*, 41, 59-72.
- Roper, T.J. 1992. The structure and function of badger setts. *Journal of Zoology, London*, 227, 691-694.
- Roper, T.J. & Lüps, P. 1993. Disruption of territorial behaviour in badgers *Meles meles*. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 58(4), 252-255.
- Roper, T.J., Shepherdson, D.J. & Davies, J.M. 1986. Scent marking with faeces and anal secretion in the European badger (*Meles meles*): seasonal and spatial characteristics of latrine use in relation to territoriality. *Behaviour*, 97, 94-117.
- Sandell, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. *Carnivore behavior, ecology, and evolution* (ed. Gittlemann, J.L.), pp. 164-182. Chapman & Hall, London & Cornell University Press, New York.
- Shepherdson, D.J., Roper, T.J. & Lüps, P. 1990. Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles* L.) in southern England. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 55(2), 81-93.
- Skinner, C.A. & Skinner, P.J. 1988. Food of Badgers (*Meles meles*) in an arable area of Essex. *Journal of Zoology, London*, 215, 360-362.
- Sleeman, D.P. 1992. Long-distance movements in an Irish badger population. In *Wildlife Telemetry: remote monitoring and tracking of animals* (eds Priede, I.G. & Swift, S.M.), pp. 670-676. Ellis Harwood, Chichester.
- von Schantz, T. 1984. Spacing strategies, kin selection, and population regulation in altricial vertebrates. *Oikos*, 42, 48-58.
- Waser, P.M. 1981. Sociality or territorial defense? The influence of resource renewal. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 8, 231-237.
- Wilson, E.O. 1975. *Sociobiology: The New Synthesis*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Woodroffe, R.B. 1992. *Factors affecting reproductive success in the European Badger, Meles meles L.* unpublished Ph.D thesis, University of Oxford.
- Woodroffe, R.B. 1993. Alloparental behaviour in the European badger. *Animal Behaviour*, 46, 413-415.
- Woodroffe, R.B. & Macdonald, D.W. 1992. Badger clans: demographic groups in an antisocial species. *Journal of Zoology, London*, 227(4), 696-698.
- Woodroffe, R.B. & Macdonald, D.W. 1993. Badger sociality – models of spatial grouping. *Symposia zoological Society London*, 65, 145-169.

Dynamique des populations de virus, gestion sanitaire et conservation des carnivores

Marc Artois^{1*}, Sophie Rossi¹, Emmanuelle Fromont², Michel Langlais³, Jean-Marc Naulin³ & Dominique Pontier²

¹ Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, Unité de Microbiologie et Pathologie infectieuse, BP 83, 69280 Marcy l'Etoile

² UMR CNRS 5558 Biométrie et Biologie Evolutive, Université Lyon 1, 43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex

³ Laboratoire de Mathématiques Appliquées, UMR CNRS 5466, Case 26, 146 rue Léo-Saignat, 33076 Bordeaux Cedex

* M : m.artois@vet-lyon.fr

Les carnivores sont des indicateurs sensibles de la biodiversité, compte tenu de leur position au sommet des pyramides alimentaires. Lorsque leur milieu est fragilisé, la mortalité liée à certaines infections virales peut avoir une influence dramatique sur leur survie. Pour comprendre ce phénomène, il faut se poser plusieurs questions : comment les agents pathogènes réussissent-ils à survivre, malgré leur "permis de tuer"? Dans quelles circonstances ces agents peuvent-ils avoir un effet non compensé sur la dynamique de population de leur hôte ? Enfin, si nous voulons protéger ces animaux, quelle stratégie de conservation peut être mise en œuvre pour permettre d'assurer la survie des populations menacées par des virus ? Ces questions seront examinées à la lumière des exemples du renard (*Vulpes vulpes*) et de la rage, du chat forestier (*Felis silvestris*) et des virus félines, et confrontées aux problèmes de survie à court terme d'autres carnivores tels que le lycaon (*Lycaon pictus*) ou le loup d'Abyssinie (*Canis simensis*), ou de carnivores plus proches de nous, comme le vison d'Europe (*Mustela lutreola*).

Introduction

Des événements survenus au cours des vingt dernières années ont amené les biologistes de la conservation à revoir complètement leur conception du rôle joué par les maladies infectieuses dans la survie à court terme des populations, voire des espèces de carnivores menacés de disparition. Dans le même temps, le succès de la vaccination orale des renards contre la rage en Europe (Stohr & Meslin 1996, Pastoret & Brochier 1999) a bouleversé la façon de concevoir la lutte contre les maladies infectieuses de la faune sauvage. Bien des aspects des interactions entre mammifères hôtes et agents pathogènes restent obscurs, bien que dans leurs grandes lignes, les effets démographiques de ces interactions aient été décrits et prédits par Anderson & May (1986). Ce texte présente de façon très condensée l'état actuel des connaissances empiriques, théoriques et pratiques sur ce sujet. La publication récente de plusieurs synthèses consacrées à celui-ci (Woodroffe & Ginsberg 1998, Woodroffe 1999, Murray *et al.* 1999, Rossi 2000, Funk *et al.* 2001) aura grandement facilité la mise à disposition de ces informations aux lecteurs francophones.

Revus des événements

Le premier exemple à avoir attiré l'attention est celui d'une épidémie de maladie de Carré (infection due à morbillivirus un, de la famille des paramyxoviridés, voisin du virus de la rougeole chez l'homme et de celui de la peste bovine) : celle-ci est brutalement survenue dans la dernière colonie connue du Furet à pattes noires (*Mustela nigripes*), à Meeteetse, Wyoming, Etats Unis en 1981 (Williams *et al.* 1988). Cette épidémie a eu pour conséquence la disparition

complète de l'espèce dans la nature, seuls quelques individus capturés à temps ayant permis son sauvetage. Des virus plus ou moins proches de celui-là ont depuis entraîné des épisodes de mortalité spectaculaire : sur des phoques (*Phoca*), notamment en Mer du Nord (Kennedy 1998), ainsi que sur les lions (*Panthera leo*) du Serengeti (Roelke-Parker *et al.* 1996). La rage est une autre infection virale (agissant sur le système nerveux, d'évolution inéluctablement mortelle en cas de forme clinique, commune à tous les mammifères et à l'homme, due à divers types de Lyssavirus, de la famille des Rhabdoviridés) bien connue chez de nombreuses espèces de carnivores et de chiroptères (Baer 1991). L'invasion progressive de l'ouest européen par la rage du Renard a nécessité plus de quarante années, à raison d'une progression plus ou moins régulière de 30km par an (Blancou *et al.* 1991, Aubert 1997). A aucun moment toutefois, ni le virus lui-même, ni la volonté destructrice de l'homme n'ont réussi à durablement limiter les effectifs du réservoir, le renard roux européen (*Vulpes vulpes*), (Chautan *et al.* 2000). Il en va autrement lorsque l'infection s'attaque à des populations isolées d'hôtes, comme en Corse (Jaujou 1948) ou en Afrique : disparition locale du lycaon (*Lycaon pictus*) (Gascoyne *et al.* 1993) dans le complexe Serengeti / Masai-Mara, probable et très sérieuse réduction des effectifs du loup d'Abyssinie (*Canis simensis*) (Sillero-Zubiri *et al.* 1996, Laurenson *et al.* 1998).

Une autre famille de virus, celle des Parvoviridés est également citée. L'introduction du virus de la panleucopénie féline sur l'île Marion, subantarctique, (Van Aarde 1984, Van Rensburg *et al.* 1987) a conduit à la disparition de près de 70 % des effectifs de chats marrons en moins de deux ans, facilitant ensuite l'éradication totale du félin qui était responsable de la disparition des oiseaux endémiques (Chapuis *et al.* 1994). La parvovirose canine est un véritable exemple de maladie émergente (Truyen *et al.* 1996), ayant fait le tour du globe en quelques années et causant des ravages parmi les chiens. Ayant contaminé le Loup (*Canis lupus*) en Amérique du Nord, elle est jugée capable d'avoir ralenti la recolonisation du grand prédateur au nord des Etats-Unis (Mech & Fritts 1987) et d'avoir gravement affecté la colonie de l'île Royale (Peterson *et al.* 1998). Toutefois la mortalité provoquée chez les jeunes est compensée naturellement dans les populations continentales (Mech *et al.* 1993).

Le dernier ensemble de virus que nous voudrions citer est celui des rétrovirus, (apparentés aux virus d'immunodéficience (HIV) et leucémogène (HTLV) de l'homme, d'évolution clinique lente, mais inéluctablement mortels en cas d'infection persistante du sang ou du système lymphatique) traités plus en détail dans l'article de Fromont *et al.* (ce volume). Deux virus ont été trouvés chez

un grand nombre d'espèces de félins sauvages (Courchamp 1996, Fromont 1997), le cas du virus d'immunodéficience féline (FIV), est intéressant puisqu'on connaît plusieurs populations de lions (*Panthera leo*) qui sont très lourdement infestées, jusqu'à 80 % d'individus porteurs du virus (Spencer *et al.* 1992), sans qu'aucun effet ne soit noté sur la démographie. De nombreux exemples d'infections dont les effets sont parfois très indirects pourraient encore être mentionnés, comme celui de la tuberculose bovine du blaireau (*Meles meles*) qui atteint les populations du sud-ouest de l'Angleterre (Krebs *et al.* 1998). Il ne s'agit plus ici d'une maladie virale, l'agent responsable est une mycobactérie (*Mycobacterium bovis*), très proche de l'agent de la tuberculose humaine, et néanmoins lui-même capable de provoquer des troubles chez l'homme, infecté en particulier par consommation de lait de bovins atteints. L'infection est corrélée à celle des bovins laitiers des alentours, mettant en cause le rôle réservoir du blaireau et entraînant des mesures limitées de destruction des clans reconnus infectés.

Les interactions Carnivores Virus

L'infection virale de carnivores s'avère donc capable d'interférer avec l'écologie des espèces atteintes. Elle peut modifier directement ou indirectement la démographie de son hôte ou avoir un retentissement plus large à l'échelle de tout le peuplement. Pour que ces effets soient notables, il faut au préalable que l'agent infectieux pénètre dans la population hôte, et s'y installe de façon durable (voir Combes 1995). L'invasion spectaculaire d'une population naïve est néanmoins un phénomène rare, le cas le plus fréquent est celui d'états d'équilibre déjà très anciens ; le virus VIF, bien que découvert seulement en 1986 (Pedersen *et al.* 1987) date probablement de la spéciation des félinidés, il y a 3 à 6 millions d'années (Courchamp & Pontier 1994). Divers modes d'équilibre dynamique (Begon & Bowers 1995) peuvent exister entre un hôte et ses parasites. On oppose classiquement (Toma & Andral 1977) l'état endémique, relativement stable dans le temps, à l'état épidémique, se traduisant par l'apparition brutale d'un nombre ou d'une proportion élevée de cas d'infection, sur une surface délimitée, mais pouvant se propager plus ou moins vite. Avant d'examiner les effets de ces invasions, voici brièvement les conditions d'émergences d'infections apparemment nouvelles.

Émergences, installation, régulation des virus

La notion d'espèce chez les virus est un peu différente de celle d'espèces "organisées", car les virus ne sont pas capables de se reproduire par eux même ; ils doivent être synthétisés par les cellules de leurs hôtes. Ils ont un matériel génétique simple, susceptible de muter beaucoup plus rapidement que celui de leur hôte. Ainsi n'existe-t-il pas un seul type de virus dans un individu infecté, *a fortiori* dans une population d'hôtes. Une espèce de virus désignée par la nomenclature binomiale classique est donc un concept flou, qui traduit l'unité de certains caractères phénotypiques, comme la capacité de se multiplier dans certaines cellules, des effets cliniques pour un hôte donné, des caractères morphologiques en microscopie électronique. En pratique, l'ensemble des "génotypes" d'un de ces virus (qui constitue une quasi-espèce (Eigen 1993)

n'est pas stable), la fréquence d'un type pouvant très vite se modifier, bien que le "type moyen" même s'il est virtuel, reste à peu près stable. Si on représentait chaque "type" de virus par un point dans un plan, l'ensemble aurait un aspect protéiforme, sans cesse déformé autour de son centre de gravité, pouvant dériver lentement. On peut ainsi constituer des sous-groupes de ces "quasi-espèces" selon qu'ils provoquent la production d'anticorps identiques chez les hôtes (les sérotypes) ou qu'ils provoquent des signes cliniques comparables chez un hôte donné (les biotypes). Ceci explique que les virus s'adaptent en permanence aux réactions des hôtes qui cherchent à se défendre contre leurs effets délétères, mais aussi que les virus "poussent" en permanence à la contamination de nouveaux types d'hôtes (ouverture de ce que Combes (1995) appelle le "filtre de compatibilité" et qui traduit le fait qu'un parasite ait la capacité de contaminer les tissus de son hôte). Des phénomènes naturels (création d'un isthme entre deux continents) ou artificiels (déplacements de faune) peuvent ensuite assurer la rencontre entre un nouveau virus (dont le filtre de compatibilité est ouvert) et un hôte sensible (Combes (1995) parle alors d'ouverture du filtre de rencontre).

Les virus adoptent des stratégies de contamination, par analogie aux stratégies écologiques des hôtes. Cet aspect reste toutefois peu étudié, les auteurs privilégiant encore une approche très analytique et spécifique des modalités d'infection, domaine dans lequel les parasitologues sont bien plus en avance. La majorité des virus connus chez les carnivores (Appel 1987) sont des généralistes, assez, voire très contagieux ; ils sont transmis par contact avec les muqueuses. Largement répandus, la plupart n'occasionnent *plus* de symptômes sérieux, sauf chez les jeunes ou des individus affaiblis. Quelques autres se distinguent par des stratégies plus "perverses", manipulant probablement le comportement de leur hôte comme le virus de la rage (Andral *et al.* 1982, Artois & Aubert 1985), ou attendant en embuscade sous forme de particules infectieuses contaminant le sol ou l'environnement (cas des parvovirus). D'autres leurrent le système immunitaire de leur hôte (rétrovirus) afin d'organiser une longue période de survie, et d'excrétion virale (Pastoret & Porterelle 1990). Rares sont les agents pathogènes qui *ont besoin* de tuer leur hôte pour être transmis, à la façon du botulisme (maladie paralytique due à la présence d'une neurotoxine dans l'organisme, suite le plus souvent à l'ingestion de spores de plusieurs types de clostridies (bactéries). Les cadavres nourrissent des larves de diptères capables de concentrer des millions de fois la toxine et de faciliter sa transmission, les cadavres peuvent également souiller l'eau, voire le sol de spores contaminantes), du charbon bactérien (les cadavres dépecés par les charognards, les prédateurs ou des insectes disséminent dans l'environnement des spores du bacille responsable) ou de la trichinellose (un des rares parasites connus qui semble adapté au cannibalisme, dont c'est la principale voie de transmission). Ces cas sont peu nombreux et sans équivalent chez les virus. On voit ainsi que l'effet pathogène d'une infection est une conséquence accidentelle (résultant des spoliations et destructions de tissus provoquées par la multiplication des particules virales dans les cellules et leur destruction), probablement sans influence directe sur la pression évolutive exercée par

l'hôte sur son parasite. L'enjeu pour le parasite c'est d'être transmis, d'échapper à sa "cage dorée" pour conquérir au moins un nouvel hôte. Il n'existe probablement pas un nombre illimité de solutions pour résoudre ce problème : l'incubation, la pathogénicité, la contagiosité et la spécificité d'hôte constituent les quatre facteurs épidémiologiques clefs permettant de prédire les conditions d'équilibre entre un hôte et son virus. Les traits d'histoire de vie de l'hôte influent sur la transmission (vie sociale, vie grégaire ; hétérogénéité des comportements de transmission : rapports agonistiques, interactions sociales) dont tirent profit les virus pour se transmettre. Ceux-ci conditionnent les caractères perceptibles de l'épidémiologie, tels que les variations spatiales et saisonnières ou annuelles de l'incidence de l'infection. La fragmentation de l'habitat des hôtes exerce une forte pression sur les chances de persistance durable de l'infection ; si le renouvellement des individus sensibles (par naissance ou perte de l'immunité) est moins rapide que leur disparition (par mort ou immunisation) alors un individu infecté contamine en moyenne moins d'un individu sain, et l'épidémie s'arrête spontanément. Si la population d'hôtes est isolée, la masse d'individus sensible peut être inférieure à un seuil critique qui permet un renouvellement suffisant des individus sensibles, certains types de virus ne pourront s'y maintenir durablement ; dans le cas d'un fonctionnement en métapopulation, chacune des populations peut avoir un effectif insuffisant pour soutenir une infection durable, mais la connexion de l'ensemble peut en revanche permettre à un virus de survivre en passant de l'une à l'autre. La dispersion des hôtes, en fonction de l'âge ou du sexe des dispersants peut donc occuper une importance particulière dans la diffusion des virus.

Effet des virus sur les prédateurs

Cet effet est souvent léthal, entraînant la mort d'une certaine proportion des individus infectés (elle est proche de 100% dans la rage, et voisine de zéro dans le cas du calicivirus félin). Mais la sensibilité à l'infection peut être augmentée par de nombreux facteurs qui diminuent la résistance naturelle ou l'efficacité de la protection immunitaire, comme la température, l'humidité, les carences alimentaires, des infections intercurrentes, voire une contamination par des polluants.

Des effets sur la reproduction, par avortement ou baisse de fécondité peuvent également s'observer (herpès virus), la résistance immunitaire peut être gravement affaiblie par les virus immunodépresseurs (lentivirus), mêmes des infections bénignes en apparence peuvent avoir un effet en raison du coût énergétique de la mise en jeu des mécanismes de défense, limitant ainsi la capacité d'un hôte infecté à obtenir un territoire productif, à attirer un partenaire sexuel ou simplement à capturer ses proies (Holmes 1995). Enfin, les infections microbiennes peuvent avoir des conséquences très indirectes (effet "collatéral") si l'agent responsable doit être combattu pour éviter la contamination de l'homme ou des animaux domestiques ; dans une telle situation, la destruction pure et simple des "réservoirs" est souvent envisagée et mise en pratique.

Effet des virus sur les proies

L'infection du prédateur peut favoriser sa proie, en tout cas modifier l'équilibre entre les deux. Des effets de ce type ont été observés lors de l'épidémie de gale du renard sur le lièvre variable (*Lepus timidus*) en Suède (Danell & Hornfeldt 1987). Mais l'infection de la proie, peut éventuellement défavoriser le prédateur (myxomatose et VHD du lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en Europe et en Australie, peste bovine en Afrique). D'autres types d'interactions avec les parasites peuvent s'observer, qui peuvent bouleverser le fonctionnement complet d'un peuplement (Grenfell 1992, Hudson *et al.* 1998).

Attitude à adopter

Doit-on intervenir sur une infection dans une population naturelle ? Cette question n'est pas toujours posée, et lorsqu'elle l'est, la réponse est loin d'être évidente. Celle-ci doit se faire en fonction de l'origine "naturelle" ou "exotique" de l'infection, en fonction du degré de menace pour la sécurité de l'homme, du coût économique pour les animaux domestiques, de la menace sur la conservation des espèces victimes et de l'équilibre naturel de l'écosystème (pathobiocoenose).

Surveillance et études épidémiologiques

La plupart des "accidents épidémiologiques" sont survenus dans une totale ignorance de la situation sanitaire préalable des victimes (phoques de Mer du Nord, lions du Serengeti). Il y a donc toujours nécessité de mettre en place un suivi épidémiologique. De plus on dispose de peu d'informations sur l'effet individuel d'une infection (contage, pathogénicité, immunité naturelle ou acquise) des animaux sauvages lorsqu'ils sont atteints. Il est possible, dans une mesure limitée de s'inspirer des connaissances acquises sur les animaux domestiques ou sur les animaux sauvages en captivité. Ces données doivent être vérifiées par des observations de terrain, qui sont très difficiles à réaliser et dont les résultats sont difficiles à interpréter. Des études d'épidémiologie écologique (ou biologie des populations de virus (Fromont 1997)) commencent heureusement à être mises en place (voir Fromont *et al.* ce volume), mais dans l'ensemble, si des décisions doivent être prises concernant la nécessité de contrôler une infection, elles devront souvent s'appuyer sur une connaissance très incomplète de la réalité.

Contrôle des infections

En théorie, l'éventail des mesures envisageables pour contrôler une infection de la faune est étendu (Wobeser 1994). En pratique, les premières méthodes présentées ci-dessous constituent le principal recours envisagé si le réservoir est une espèce problématique, entretenant une infection qu'on veut éliminer (rage, tuberculose).

Les mesures "létales" par le contrôle du "réservoir", visent à réduire le nombre des individus sensibles, ou des "infectieux", capables de transmettre le virus. Leur effet est limité par les mécanismes de compensation : diminution des "autres" causes de mortalité, augmentation de la productivité moyenne des femelles ou de l'immigration (Caughley & Sinclair 1994). Ce type de mesure reçoit de moins en moins le soutien du public en raison des

souffrances infligées aux animaux ou de la menace de les voir ainsi disparaître.

Les mesures non létales tendent à agir sur le réservoir (contraception pour réduire le recrutement de jeunes sensibles à l'infection, ou vaccination pour augmenter la proportion des individus immunisés). Elles pourraient aussi avoir une action sur l'espèce victime (lycaon, loup d'Abyssinie) en la vaccinant (Woodroffe 1999).

On peut également tenter de limiter le contact entre deux espèces ou deux populations dont l'une seulement est infectée, par la pose de clôtures, voire d'autres dispositifs plus ou moins efficaces pour compartimenter les populations. En matière de prévention, la gestion des risques sanitaires liés aux transplantations de la faune est le domaine où il y a le plus à faire : la gestion de petits effectifs d'animaux comporte un risque de consanguinité avec la conséquence éventuelle d'apparition de problèmes génétiques. Créer des échanges entre des petits groupes d'animaux isolés permet de maintenir une diversité génétique des reproducteurs, mais ce faisant, le risque de faire circuler par le même moyen des agents pathogènes est accru (Fromont *et al.* 1998).

Conclusion

De ce tour d'horizon, se dégage en premier lieu, un certain nombre de besoins en matière de savoir et d'information notamment une nécessité d'un approfondissement des connaissances. Il manque des données et des faits d'observations obtenus dans des conditions permettant leur traitement statistique, des financements pour des études purement descriptives sur la situation sanitaire des carnivores en France et des travaux analytiques. Il est nécessaire de mettre en place des programmes épidémiologiques sur le vison d'Europe, le chat forestier sensible à des virus portés et transmis par des espèces domestiques ou « férales », et de vulgariser les connaissances auprès des biologistes, des gestionnaires de réserves et parcs naturels. Par ailleurs, la réflexion théorique doit être poursuivie, même si, paradoxalement celle-ci est déjà bien avancée. La mise en place de programmes de coopération est une urgence déjà exprimée (Plans d'action de l'UICN (Sillero-Zubiri & Macdonald 1997, Woodroffe *et al.* 1997), avec par exemple l'étude de l'efficacité et de l'innocuité de la vaccination orale anti-Carré et antirabique, la possibilité d'une immunocontraception des réservoirs, Artois *et al.* 1999). A court terme, les populations isolées en contact avec des Carnivores domestiques sont en danger immédiat (Woodroffe 1999), la solution préconisée est d'envisager la vaccination des victimes si elle est matériellement possible et sans risque pour elles (voir la controverse à ce sujet dans Burrows *et al.* 1994, East 1996, Macdonald *et al.* 1992, Ginsberg *et al.* 1995). Une alternative serait de vacciner la population réservoir (chiens dans le cas des grands canidés, chats dans le cas du chat d'Iriomote (*Felis bengalensis iriomotensis*), ou du lynx pardelle au Portugal (*Lynx pardinus*)) s'il existe des moyens financiers suffisants pour le faire et si la démographie du réservoir n'est pas contrôlée par l'infection (Cleaveland 1997, Moutou 1997).

La gestion sanitaire des réservoirs pose également un problème très difficile à résoudre. Pour des infections qui tuent une forte proportion d'hôtes et laissent peu d'individus

immunisés, la vaccination orale semble être une solution efficace comme l'a démontré l'exemple de la rage. Pour des maladies à incubation courte, dont le maintien de l'infection dépend du renouvellement de la population par la reproduction, la contraception (Artois & Bradley 1995) constitue une possibilité, encore théorique, intéressante, mais controversée. Son application la plus immédiatement utile serait le contrôle démographique des carnivores errants, chiens et chats, dont les populations sont en partie dépendantes de l'homme, mais difficiles à limiter par des méthodes létales en raison de l'opposition grandissante des sociétés de protection animale. Une des leçons à tirer des tentatives passées pour contrôler des infections de la faune sauvage (rage, tuberculose) est qu'il est indispensable de considérer le réservoir dans sa globalité (définir la population de référence, sans tenir compte des limites administratives) plutôt que d'agir sur des foyers dont la persistance peut dépendre de réinfections extérieures ou d'une survivance de l'agent pathogène dans l'environnement.

Mots-clés : Carnivores, Conservation, Gestion, Virus, Afrique, Europe

Références

- Anderson, R.M. & May, R.M. 1986. The invasion, persistence and spread of infectious diseases within animal and plant communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 314, 533-570.
- Andral, L., Artois, M., Aubert, M.F.A. & Blancou, J. 1982. Radiopistage de renards enrégés. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 5 (1-2), 285-291.
- Appel, M.J. 1987. *Virus infections of carnivores*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 1, 500 p.
- Artois, M. & Aubert, M.F.A. 1985. Behaviour of rabid foxes. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 40 (2), 171-176.
- Artois, M. & Bradley, M. 1995. Un vaccin contre les renards. Pour enrayer la prolifération des animaux indésirables, un appât contraceptif. *La Recherche*, 281, 40-41.
- Artois, M., Aubert, M., Barrat, J., Bingham, J., Bruyère, V., Cleaveland, S., Cliquet, F., Haydon, D., Laurensen, K. and Woodroffe, R. 1999. Report of the meeting of the IUCN Canid specialist group disease sub-committee, Nancy, 26-28 April, 16 p.
- Aubert, M. 1997. Actualité de la rage animale en France. *Médecine Tropicale*, 57, 45S-51S.
- Baer, G.M. 1991. The natural history of rabies, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, 620 p.
- Begon, M. & Bowers, R.G. 1995. Beyond host-pathogen dynamics. In *Ecology of infectious diseases in natural populations* (eds B.T. Grenfell and A.P. Dobson), pp 478-509. Eds. Cambridge University Press, Cambridge.
- Blancou, J., Aubert, M.F.A. & Artois, M. 1991. Fox rabies. In *The natural history of rabies*, 2nd ed. (ed. G.M. Baer), pp 258-285. CRC Press, Boca Raton.
- Burrows, R., Hofer, H. & East, M.L. 1994. Demography, extinction and intervention in a small population : the case of the Serengeti wild dogs. *Proceedings of the Royal Society of London*, 256, 281-292.
- Caughley, G. & Sinclair, A.R.E. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, Cambridge.
- Chapuis, J.L., Bousses, P. & Barnaud, G. 1994. Alien mammals, impact and management in the French subantarctic islands. *Biological Conservation*, 67, 97-104.
- Chautan, M., Pontier, D. & Artois, M. 2000. Role of rabies in recent demographic changes in Red Fox (*Vulpes vulpes*) populations in Europe. *Mammalia* 64(4): 391-410
- Cleaveland, S. 1997. Dog vaccination around the Serengeti. Sarah Cleaveland replies. *Oryx*, 31 (1), 13-14.

- Combes, C. 1995. *Interactions durables. Ecologie et évolution du parasitisme*. Masson Ed., Paris, 524 p.
- Courchamp, F. & Pontier, D. 1994. Feline immunodeficiency virus : an epidemiological review. *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Sciences de la Vie*, 317, 1123-1134.
- Courchamp, F. 1996. *Etude de l'épidémiologie du virus de l'immunodéficience féline dans les populations de chats domestiques (Felis catus)*. Thèse de Doctorat, Spécialisation Biométrie, Université Claude-Bernard, Lyon I.
- Danell, K. & Hornfeldt, B. 1987. Numerical responses by populations of red fox and mountain hare during an outbreak of sarcoptic mange. *Oecologia*, 73, 533-536.
- East, M.L. 1996. Survivorship in African wild dogs. *Conservation Biology*, 10 (3), 313-315.
- Eigen, M. 1993. Les quasi-espèces virales. *Pour la Science*, (191), 36-45.
- Fromont, E. 1997. *Analyse comparative de la transmission de cinq virus dans des populations de chats domestiques*. Thèse de Doctorat, Spécialisation Biométrie, Université Claude-Bernard, Lyon I.
- Fromont, E., Artois, M. & Pontier, D. 1998. Epidemiology of feline leukemia virus (FeLV) and structure of domestic cat populations. *Journal of Wildlife Management*, 62 (3), 978-988.
- Funk, S., Fiorello, C.V., Cleaveland, S., Laurenson, K. & Gompper, M. 2001. The importance of disease in carnivore conservation. In Gittleman, J. L. ; R. K. Wayne ; D. W. Macdonald & S. Funk (Eds.) *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge
- Gascoyne, S.C., Laurenson, M.K., Lelo, S. & Borner, M. 1993. Rabies in African wild dogs (*Lycaon pictus*) in the Serengeti region, Tanzania. *Journal of Wildlife Diseases*, 29 (3), 396-402.
- Ginsberg, J.R., Alexander, K.A., Creel, S., Kat, P.W., McNutt, J.W. & Mills, M.G.L. 1995. Handling and survivorship of African wild dog (*Lycaon pictus*) in five ecosystems. *Conservation Biology*, 9, (3), 665-674.
- Grenfell, B.T. 1992. Parasitism and the dynamics of ungulate grazing systems. *American Naturalist*, 139 (5), 907-929.
- Holmes, J.C. 1995. Population regulation : a dynamic complex of interactions. *Wildlife Research*, 22, 11-19.
- Hudson, P.J., Dobson, A.P., & Newborn, D. 1998. Prevention of population cycles by parasite removal. *Science*, 282, 2256-2258.
- Jaujou, M. 1948. L'infection rabique en Corse au cours de l'année 1946. *Bulletin de l'Académie de Médecine*, 132, 128-130.
- Kennedy, S. 1988. A review of the 1988 European seal morbillivirus epizootia. *Vet. Rec.* 127 : 563-567
- Krebs, J.R., Anderson, R.M., Clutton-Brock, T., Donnelly, C.A., Frost, S., Morrison, W.I., Woodroffe, R. & Young, D. 1998. Badgers and bovine TB : conflicts between conservation and health. *Science*, 279 (5352), 817-818.
- Laurenson, K., Sillero-Zubiri, C., Thompson, H., Sheferaw, F., Thirgood, S. & Malcolm, J. 1998. Disease as a threat to endangered species : Ethiopian wolves, domestic dogs and canine pathogens. *Animal Conservation*, 1, 273-280.
- Macdonald, D.W., Artois, M., Aubert, M., Bishop, D.L., Ginsberg, J.R., King, A., Kock, N. & Perry, D.B. 1992. Cause of wild dog deaths. *Nature*, 360, 633-634.
- Macdonald, D.W. 1996. Dangerous liaisons and disease. *Nature*, 379 (6564), 400-401.
- Mech, L.D. & Fritts, S.H. 1987. Parvovirus and heartworm found in Minnesota wolves. *Endangered Species Technical Bulletin*, 12, 5-6.
- Mech, L.D. & Goyal, S.M. 1993. Canine parvovirus effect on wolf change and pup survival. *Journal of Wildlife Diseases*, 29 (2), 330-333.
- Moutou, F. 1997. Dog vaccination around the Serengeti. *Oryx*, 33 (1), 13.
- Murray, D.L., Kapke, C.A., Evermann, J.F. & Fuller, T.K. 1999. Infectious disease and the conservation of free-ranging large carnivores. *Animal Conservation*, 2, 241-254.
- Pastoret, P.P. & Porterelle, D. 1990. Les infections des animaux par rétrovirus. *Annales de Médecine Vétérinaire*, 134, 361-383.
- Pastoret, P.P. & Brochier, B. 1999. Epidemiology and control of fox rabies in Europe. *Vaccine*, 17, 1750-1754.
- Pedersen, N.C., Ho, E.W., Brown, M.L. & Yamamoto, J.K. 1987. Isolation of a T-lymphotrophic virus from domestic cats with an immunodeficiency-like syndrome. *Science*, 235, 790-794.
- Peterson, R.O., Thomas, N.J., Thurber, J.M., Vucetih, J.A. & Waite, T.A. 1998. Population limitation and the wolves of Isle Royale. *Journal of Mammalogy*, 79 (3), 828-841.
- Roelke-Parker, M.E., Munson, L., Packer, C., Kock, R., Cleaveland, S., Carpenter, M., O'Brien, S.J., Pospischil, A., Hofmann-Lehmann, R., Lutz, H., Mwamengele, G.L.M., Mgas, M.N., Machange, G.A., Summers, B.A. & Appel, M.J.G. 1996. A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature*, 379, 441-445.
- Rossi, S. 2000. Impact des virus pathogènes sur les petites populations de carnivores sauvages. Exemple de la parvovirose canine à CPV-2 chez le loup du Mercantour. Thèse Doct. Vét., ENV Lyon.
- Sillero-Zubiri, C., King, A.A. & Macdonald, D.W. 1996. Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simiensis*). *Journal of Wildlife Diseases*, 32 (1), 80-86.
- Sillero-Zubiri, C. & Macdonald, D. 1997. The Ethiopian wolf. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, 123 p.
- Spencer, J.A., Van Dijk, A.A., Horzinek, M.C., Egberink, H.F., Bengis, R.G., Keet, D.G., Morikawa, S. & Bishop, D.H.L. 1992. Incidence of feline immunodeficiency virus reactive antibodies in free-ranging lions of the Kruger national park and the Etosha national park in Southern Africa detected by recombinant FIV p24 antigen. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research*, 59, 315-322.
- Stöhr, K. & Meslin, F.X. 1996. Progress and setbacks in the oral immunisation of foxes against rabies in Europe. *Veterinary Record*, 139, 32-35.
- Toma, B. & Andral, L. 1977. Epidemiology of fox rabies. In *Advances in virus research*, (eds. M.A. Lauffer, F.B. Bang, K. Maramorosch and K.M. Smith), pp 1-36. Academic Press, New York.
- Truyen, U., Evermann, J.F., Vieler, E. & Parrish, C.R. 1996. Evolution of canine parvovirus involved loss and gain of feline host range. *Virology*, 215, 186-189.
- Van Aarde, R.J. 1984. Population biology and the control of feral cats on Marion island. *Acta Zoologica Fennica*, 172, 107-110.
- Van Rensburg, P.J.J., Skinner, J.D. & Van Aarde, R.J. 1987. Effects of feline panleucopenia on the population characteristics of feral cats on Marion island. *Journal of Applied Ecology*, 24, 63-73.
- Williams, E.S., Thorne, E.T., Appel, M.J.G. & Belitsky, D.W. 1988. Canine distemper in black-footed ferrets (*Mustela nigripes*) from Wyoming. *Journal of Wildlife Diseases*, 24 (3), 385-398.
- Wobeser, G.A. 1994. *Investigation and management of disease in wild animals*. Plenum Press, New York, 265 p.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. & Macdonald, D.W. 1997. *Status survey and conservation action plan. The African wild dog*. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, 166 p.
- Woodroffe, R. 1999. Managing disease threats to wild mammals. *Animal Conservation*, 2, 185-193.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J.R. 1999. Conserving the African wild dog *Lycaon pictus*. I. Diagnosing and treating causes of decline. *Oryx*, 33 (2), 132-142.

Infection par les rétrovirus chez le chat domestique (*Felis catus*) et le chat sauvage (*Felis silvestris*)

Emmanuelle Fromont¹, Marc Artois², Philippe Stahl³, Dominique Pontier¹

¹ UMR CNRS 5558 Biométrie et Biologie Evolutive, Université Lyon 1, 43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex

² Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, Unité Pathologie infectieuse, BP 83, 69280 Marcy l'Etoile

³ CNERA Prédateurs & Animaux Déprédateurs, Office National de la Chasse et de la faune sauvage, Montfort, 01330 Birieux

* M : fromont@biomserv.univ-lyon1.fr

Nous avons étudié la propagation des rétrovirus FeLV (Virus Leucémogène Félin) et FIV (Virus d'Immunodéficience Féline) chez des populations de chats domestiques (*Felis catus*) et sauvages (*Felis silvestris*). Le FeLV est l'une des premières causes de mortalité chez le chat domestique et le FIV est également pathogène. Concernant le FIV, la prévalence est identique dans toutes les populations étudiées à l'exception de la population insulaire. A l'intérieur d'une population, les mâles reproducteurs constituent la classe de risque majeur, les autres classes étant très peu infectées. Pour le FeLV, la prévalence varie au contraire d'une population à l'autre et dans le temps. Les classes de risque à l'intérieur d'une population sont moins marquées que pour le FIV. Nos résultats conduisent à penser que le FeLV pourrait s'éteindre spontanément dans une population de chats sauvages sauf si l'infection est réalimentée en permanence par la transmission entre chats sauvages et chats domestiques. Le FIV au contraire pourrait se propager spontanément entre chats sauvages, mais avec une fréquence faible. Par ailleurs, parmi les chats sauvages échantillonnés, les individus infectés par le FeLV étaient en plus mauvaise condition physique que les non infectés, ce qui laisse supposer un pouvoir pathogène du virus vis-à-vis des chats sauvages.

Introduction

La transmission d'infections entre espèces domestiques et sauvages peut être à l'origine d'épidémies soit dans les populations domestiques (exemple de la transmission de la tuberculose des blaireaux aux bovins, Wilesmith 1983) soit dans les populations sauvages (un cas classique est celui de l'épidémie de maladie de Carré chez le furet à pattes noires (*Mustela nigripes*), Thorne & Williams 1988). Cependant la transmission d'infections entre espèces sauvages et domestiques est difficile à étudier sur le terrain. Le FeLV (Virus Leucémogène Félin) et le FIV (Virus d'Immunodéficience Féline) sont deux rétrovirus communs chez le chat domestique *Felis catus*. Bien que proches par leur taxonomie, les deux virus se distinguent par leur voie de transmission et par leur virulence. Le FeLV se transmet essentiellement par la salive et par le sang et plusieurs types de contacts peuvent être infectants : le léchage, la morsure, le partage de zones de nourrissage, l'infection par voie transplacentaire. Le FeLV cause des déficiences immunitaires et des tumeurs, et il est à l'origine d'une mortalité importante, la moitié des chats virémiques mourant dans l'année suivant leur contamination (Hoover & Mullins 1991). La transmission du FIV s'effectue essentiellement par morsure bien que d'autres voies de transmission soient possibles. Le FIV est également à l'origine de troubles immunitaires, mais la mortalité directe

due au virus semble très faible (Sparger 1993). Plusieurs espèces de félinés sauvages peuvent aussi être infectées par des rétrovirus. Dans certains cas il s'agit d'un virus spécifique, comme c'est le cas pour certaines populations de lions (*Panthera leo*) en Afrique, ainsi que des pumas (*Felis concolor*) et des guépards (*Acinonyx jubatus*), infectés par des virus proches du FIV (Vandewoude et al. 1997). Dans d'autres cas l'infection provient d'une transmission interspécifique : plusieurs individus ont ainsi été infectés dans des zoos (Meric 1984). L'importance de la transmission interspécifique dans la nature est inconnue. Les travaux que nous menons visent à comprendre la propagation de ces deux infections chez le chat domestique, et à utiliser l'infection du chat domestique comme possible modèle de l'infection chez le chat sauvage *Felis silvestris*.

Propagation des rétroviroses chez le chat domestique

Chez le chat domestique, nous cherchons à caractériser le risque d'infection : quelles sont les caractéristiques individuelles, mais aussi de la population, qui déterminent ce risque? Nous analysons la propagation des rétrovirus par deux approches complémentaires: l'analyse des données obtenues par le suivi épidémiologique de plusieurs populations et la modélisation mathématique. Le suivi épidémiologique que nous poursuivons a débuté en 1991 et concerne trois populations rurales et une population urbaine de chats errants (Courchamp *et al.* 1998, Fromont *et al.* 1997 & 1998a). Les caractéristiques des quatre populations sont résumées dans le Tableau I. Le suivi des populations est réalisé en effectuant un recensement exhaustif (une fois par an) ou en continu par des observations régulières. L'ensemble des individus est donc connu ainsi que certaines de leur caractéristiques qui permettent de définir la structuration de la population. Une à deux fois par an nous réalisons aussi un échantillonnage épidémiologique proprement dit, au cours duquel nous prélevons un échantillon de chats qui sont suivis de façon plus approfondie. Pour chaque individu, en plus du statut sérologique vis-à-vis des deux virus, sont relevés son sexe, son âge, son origine, sa masse corporelle, sa liberté de mouvements, s'il est stérilisé, ainsi que l'effectif du groupe de chats auquel il appartient. Ces variables permettent de définir des classes de risque et de savoir quel niveau de la structure populationnelle influence la propagation des virus.

Concernant le FIV, la fréquence de l'infection ne varie pas significativement, ni entre populations, ni dans le temps à l'intérieur d'une population (Figure 1).

La fréquence de l'infection est d'environ 12% dans toutes les populations. La structuration spatiale et sociale des populations semble donc peu importante pour le risque d'infection. En revanche, à l'intérieur d'une population, les classes de risque sont très marquées : les individus le plus souvent infectés sont ceux qui pèsent plus de 4 kg (6,58 fois plus souvent infectés que les chats pesant 2 kg et moins), les chats âgés de plus de 6 ans (3,46 fois plus souvent infectés que les chats âgés de 1 an et moins), les mâles (1,91 fois plus souvent infectés que les femelles) et les chats ayant immigré spontanément dans la population (2,48 fois plus infectés que les chats natifs de la population). Les autres variables n'ont pas d'effet significatif sur le risque d'infection. Ces résultats désignent clairement les mâles reproducteurs comme la classe de risque majeure, les autres classes n'étant que rarement infectées.

Au contraire, la fréquence du FeLV varie d'une population à l'autre (nulle à Barisey, elle atteint 2,6 % à Aimargues et 10,4 % à Saint-Just) et dans le temps dans les petites populations (de 0 % en 1994 à 18,5 % en 1998 à Lyon, Figure 2). L'effectif des populations influence donc la propagation du FeLV, et l'infection semble même s'éteindre spontanément dans les populations de faible effectif. A l'intérieur des populations, les chats le plus souvent infectés sont les chats âgés de 4 à 5 ans (3,08 fois plus souvent infectés que les chats de 1 an et moins), les chats non stérilisés (3,56 fois plus souvent infectés que les chats stérilisés) et les chats vivant dans des groupes de deux chats (2,88 fois plus souvent infectés que les chats vivant seuls). Ces classes de risque suggèrent que les individus qui ont le plus d'occasions de contacts avec leurs congénères sont le plus souvent infectés. Ces résultats corroborent l'étude de la prévalence du FeLV et soulignent l'importance des contacts entre individus comme facteur de risque de l'infection. Concernant le FeLV, l'analyse des résultats de terrain a été complétée par un travail de modélisation. Les modèles nous permettent de comprendre les mécanismes importants dans la propagation des virus, et d'émettre des prédictions concernant des populations différentes de celles étudiées sur le terrain. Plusieurs modèles ont été construits pour rendre compte des différents types de dynamique des populations d'une part, de la relation entre densité et nombre de contacts infectants d'autre part (Fromont *et al.* 1998b). Les modèles concernant les populations rurales confirment les données obtenues sur le terrain : le virus persiste à long terme dans les grandes populations, mais peut s'éteindre dans les populations de faible effectif, lorsqu'elles ne sont pas connectées à une source d'infection. D'après ces résultats, quelles hypothèses peut-on émettre quant au risque d'infection chez le chat sauvage ? Dans des populations vivant à faible densité et de structure fragmentée, le risque de propagation d'une épidémie de FeLV serait faible, l'infection aurait tendance à s'éteindre spontanément. Cependant, le virus pourrait être réintroduit régulièrement par les contacts entre chats domestiques et chats sauvages. La fréquence de ces contacts n'est pas établie mais ils sont possibles, puisque les hybrides entre chats domestiques et sauvages existent. Concernant le FIV au contraire, quelle que soit la structure des populations la même proportion

d'individus plus précisément de mâles reproducteurs serait infectée.

Infection du chat sauvage

Pour savoir si les rétrovirus représentent une menace réelle dans les populations de chats sauvages il est nécessaire de répondre à plusieurs questions : (i) les infections sont-elles présentes, et fréquentes, dans cette espèce? (ii) l'infection est-elle inapparente ou se traduit-elle par une maladie capable d'augmenter significativement la mortalité dans les populations naturelles? Peu d'études ont recherché la présence d'infections à rétrovirus chez le chat sauvage. Toutes ont montré la présence de chats porteurs du FeLV mais aucun chat porteur du FIV n'avait été détecté jusqu'ici. En Ecosse, McOrist *et al.* (1991) et Boid *et al.* (1991) ont trouvé deux chats porteurs d'antigène FeLV et ont pu isoler le virus de l'un d'entre eux, puis Daniels *et al.* (1999) ont trouvé cinq individus séropositifs sur 40 et ont isolé le virus chez quatre d'entre eux. En France, trois chats parmi les huit étudiés par Artois *et al.* (1994) étaient séropositifs. L'étude présentée ici visait à réestimer la fréquence des infections chez le chat sauvage en France, et à rechercher l'éventuel effet pathogène des virus (Fromont *et al.* 2000). Nous avons analysé les résultats concernant un échantillon de 38 chats sauvages, soit trouvés morts (25) soit capturés vivants (13). Pour chaque individu ont été relevés le sexe, la classe d'âge et la masse corporelle de l'animal, ainsi qu'un indice de condition physique relevé lors de l'autopsie. Nous avons recherché les traces sérologiques des deux infections à l'aide de la méthode ELISA classique (Lutz *et al.* 1983). Concernant le FeLV, cette étude confirme tout d'abord la présence d'animaux porteurs d'antigènes dans la population: neuf chats sur les 38 étaient positifs soit une prévalence de 23,7%. Cette prévalence relativement élevée confirme les résultats obtenus précédemment. Les mâles ont une prévalence 2,7 fois plus élevée que les femelles et les chats de plus de 1 an ont une prévalence 1,9 fois plus élevée que les chats de moins de 1 an. Ces différences observées ne sont pas statistiquement significatives compte tenu de l'effectif étudié mais les tendances observées sont identiques à celles chez le chat domestique ce qui laisse supposer un mode de propagation similaire entre les deux espèces. Enfin nous avons recherché si le FeLV présente un pouvoir pathogène chez le chat sauvage. Nous avons comparé la condition physique des individus positifs et négatifs à l'aide de deux indices. Le premier était un indice qualitatif basé sur la quantité de graisse périréale et sous-cutanée (Cavallini 1996) permettant de classer les individus en trois catégories selon que leur état était jugé bon, moyen ou mauvais. La proportion des chats jugés en mauvaise condition physique était significativement supérieure chez les chats positifs (62,5%) par rapport aux chats négatifs (17,7%) (test exact de Fisher, $P=0,039$). Le deuxième indice est défini comme le résidu de la régression linéaire entre la longueur du tarse et la masse corporelle des chats (Jakob *et al.* 1996). Les chats ayant un résidu positif sont considérés comme en bonne condition physique, et réciproquement.

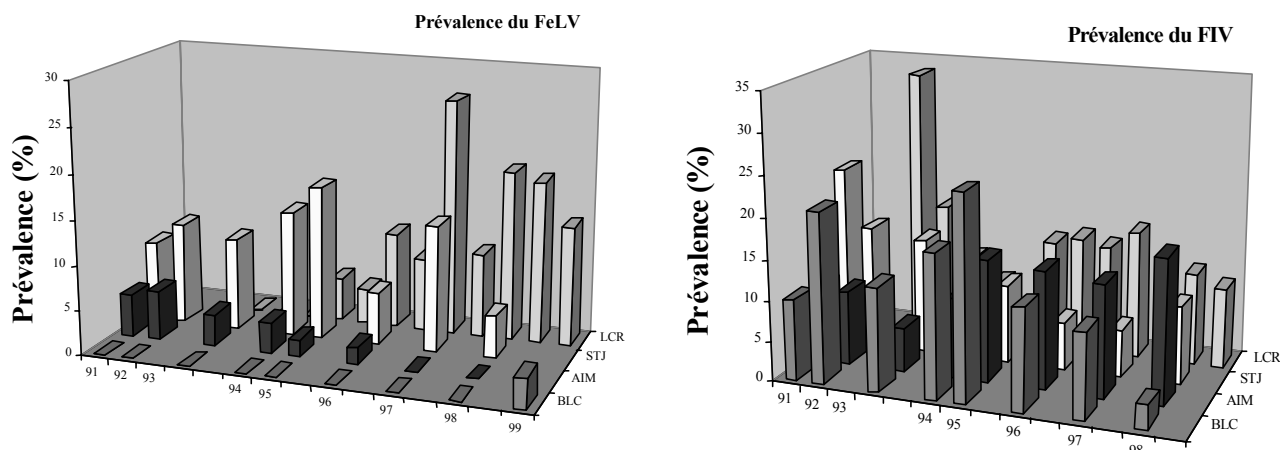


Figure 1 : Prévalence des infections par le FeLV et par le FIV dans les quatre populations de chats domestiques étudiées. BLC : Barisey-La-Côte, AM : Aimargues, STJ : Saint-Just Chaleyssin, LCR : Lyon-Croix Rousse)

Tableau I : Caractéristiques démographiques des populations de chats domestiques étudiées.

Population	Saint-Just Chaleyssin	Aimargues	Barisey-la-Côte	Lyon-Croix Rousse
Effectif (chats)	300	200	60	50
Densité (chats/km ²)	250	120	200	1.500
Localisation	rurale	rurale	rurale	urbaine
Début des suivis :				
démographique	1982	1982	1991	1991
épidémiologique	1991	1991	1991	1993

Tableau II : Fréquence du FeLV et du FIV par classe d'âge et de sexe chez les chats sauvages étudiés.

Classe	Nombre de chats testés	Nombre de chats positifs (%)	
		FeLV	FIV
Mâles de plus de 1 an	15	5 (33,3)	2 (13,3)
Femelles de plus de 1 an	15	3 (20,0)	1 (6,7)
Mâles de moins de 1 an	5	1 (20,0)	0 (0)
Femelles de moins de 1 an	3	0 (0)	0 (0)

Là encore, la moyenne des indices était de -0,065 pour les chats positifs et de +0,043 pour les chats négatifs et cette différence était significative (test t, P=0,046). Ces résultats montrent que les chats porteurs d'antigène FeLV sont en moins bonne condition physique que les autres, le FeLV pourrait donc être un facteur de mortalité non négligeable dans les populations. Concernant le FIV, cette étude met en évidence trois chats sauvages porteurs d'anticorps, ce qui constitue la première mise en évidence de cette infection dans cette espèce. L'effectif de l'échantillon ne permet pas d'étudier les facteurs de risque de l'infection.

Conclusion

Nos travaux montrent que la propagation des deux rétrovirus félines est possible chez le chat sauvage. La prévalence élevée rencontrée dans cette étude suggère deux hypothèses. La transmission entre chats domestique et sauvage pourrait être assez fréquente pour que de nombreux chats sauvages soient infectés en permanence. Alternativement, la sensibilité du chat sauvage au virus

FeLV pourrait être particulièrement élevée. Il reste plusieurs points à élucider concernant l'impact des rétrovirus chez le chat sauvage. D'une part, même si le FeLV est probablement un facteur de mortalité dans cette espèce, il reste à quantifier cette mortalité, l'impact éventuel sur la fécondité et l'influence globale du virus sur la croissance des populations. D'autre part, si l'infection devait être combattue il serait primordial de connaître l'origine des virus : les chats sauvages s'infectent-ils les uns les autres, avec des souches éventuellement spécifiques, ou bien la transmission se fait-elle principalement lors de contacts avec les chats domestiques? Pour répondre à cette question, il faudra comparer les populations de chats sauvages de différentes zones géographiques, selon que les populations de chats sauvages et domestiques sont en contact plus ou moins étroit. Concernant le FIV il faudrait d'abord confirmer la présence d'un lentivirus en l'isolant. La caractérisation de la souche permettrait de savoir s'il s'agit d'un virus rencontré chez le chat domestique ou d'un autre lentivirus, comme cela a été observé dans d'autres espèces

(Vandewoude *et al.* 1997). Enfin il conviendra également de préciser l'influence de l'infection sur la croissance des populations de chats sauvages, afin de déterminer s'il est nécessaire de prendre des mesures de lutte contre ces infections.

Mots clés

Chat sauvage, *Felis silvestris*, Chat domestique, *Felis catus*, Épidémiologie, Rétrovirus, FeLV, FIV

Références

- Artois, M. & Remond, M. 1994. Viral diseases as a threat to free-living wild cats (*Felis silvestris*) in continental Europe. *Veterinary Record* 134 : 651-652.
- Boid, R., McOrist, S., Jones, T.W., Easterbee, N., Hubbard, A.L. & Jarrett, O. 1991. Isolation of FeLV from a wild felid (*Felis silvestris*). *Veterinary Record* 128 : 256.
- Cavallini, P. 1996. Comparison of body condition indices in the red fox (*Fissipedia, Canidae*). *Mammalia* 60 : 449-462.
- Courchamp, F., Yoccoz, N.G., Artois, M. & Pontier, D. 1998. At-risk individuals in Feline Immunodeficiency Virus epidemiology : evidence from a multivariate approach in a natural population of domestic cats (*Felis catus*). *Epidemiology and Infection* 121 : 227-236.
- Daniels, M.J., Golder, M.C., Jarrett, O. & Macdonald, D.W. 1999. Feline viruses in wildcats from Scotland. *Journal of Wildlife Diseases* 35 : 121-124.
- Fromont, E., Courchamp, F., Artois, M. & Pontier, D. 1997. Infection strategies of retroviruses and social grouping of domestic cats. *Canadian Journal of Zoology* 75 (12) : 1994-2002.
- Fromont, E., Artois, M. & Pontier, D. 1998a. Epidemiology of Feline Leukemia Virus (FeLV) and structure of domestic cat populations. *The Journal of Wildlife Management* 62 : 978-988.
- Fromont, E., Pontier D., Langlais M. 1998b. Dynamics of a feline retrovirus (FeLV) in host populations with variable spatial structure. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265 : 1097-1104.
- Fromont, E., Sager, A., Léger, F., Bourguemestre, F., Jouquelet, E., Stahl, P., Pontier, D., & Artois, M. 2000. Prevalence and pathogenicity of retroviruses in wildcats *Felis silvestris* in France. *Veterinary Record*. 146: 317-319.
- Hoover, E.A. & Mullins, J.I. 1991. Feline leukemia virus infection and diseases. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 199 : 1287-1297.
- Jakob, E.M., Marshall, S.D. & Uetz, G.W. 1996. Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77 : 61-67.
- Lutz, H., Jarrett, O. & Suter, P.F. 1983. In Avrameas, S. (Ed), *Immunoenzymatic techniques*. p 363. Elsevier, Amsterdam.
- McOrist, S., Boid, R., Jones, T.W., Easterbee, N., Hubbard, A. & Jarrett, O. 1991. Some viral and protozoal diseases in the European Wildcat (*Felis silvestris*). *Journal of Wildlife Diseases* 27 : 693-696.
- Meric, S.M. .1984. Suspected feline leukemia virus infection and pancytopenia in a western cougar. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 185 : 1390-1391.
- Sparger, E.E. 1993. Current thoughts on feline immunodeficiency virus infection. *Veterinary Clinics of North America : Small Animal Practice* 23 : 173-91.
- Thorne E.T., Williams E.S. 1988. Disease and endangered species : the black-footed ferret as a recent example. *Conservation Biology* 2 : 66-74.
- Vandewoude, S., O'Brien, S.J. & Hoover, E.A. 1997. Infectivity of lion and puma lentiviruses for domestic cats. *Journal of General Virology* 78 : 795-800.
- Wilesmith J.W. 1983. Epidemiological features of bovine tuberculosis in cattle herds in Great Britain. *Journal of Hygiene* 90 : 159-176

Les petits carnivores introduits

François Léger^{1*}

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, CNERA, Au bord du Rhin, BP 15, Gerstheim, 67154 Erstein Cedex

* M : gerstheim@onc.gouv.fr

La faune des petits carnivores de France compte maintenant trois espèces introduites : le raton-laveur (*Procyon lotor*), le chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*) et le vison d'Amérique (*Mustela vison*). Ces deux dernières espèces développent localement des noyaux de dispersion très actifs permettant une colonisation progressive de vastes secteurs.

Raton-laveur (*Procyon lotor*)

La présence du raton-laveur, que l'on rencontre à l'état spontané en Amérique du Nord, est la conséquence d'introductions involontaires ou de lâchers intentionnels réalisés en Allemagne et en France. Il existe à ce jour deux noyaux de population de ratons-laveurs en France. L'un en Alsace et en Lorraine avec une multiplicité de signalements dans les Vosges du Nord et l'autre dans le département de l'Aisne. Si les premiers signalements du raton-laveur dans ces deux régions sont relativement synchrones, en revanche les origines sont différentes et ces deux noyaux de populations n'ont pas connu le même essor. En Lorraine et en Alsace, le carnivore connaît un développement modéré et sa présence est liée à l'extension de la population allemande. L'acclimatation dans la nature du raton-laveur en Allemagne a pour origine deux couples lâchés en 1934 dans le Land de Hesse en Allemagne centrale ainsi que les évasions survenues à la fin de la seconde guerre mondiale, se soldant par un accroissement des effectifs de ratons-laveurs en liberté. L'extension de l'aire de répartition s'est faite lentement dans toutes les directions aboutissant à la colonisation de l'ensemble de l'Allemagne pour déborder sur les pays frontaliers. Au début des années 1970, l'espèce franchit le Rhin et s'observe en France. Toutefois, si des signalements de ratons-laveurs continuent à être rapportés en Alsace et en Lorraine, ils sont rares à l'exemple des zones nouvellement peuplées en Allemagne de l'Ouest. En raison de la proximité de la population allemande de ratons-laveurs nous pouvons nous attendre à une augmentation du nombre de ratons-laveurs dans les années à venir et à une implantation durable de l'espèce qui pourrait coloniser l'ensemble du territoire alsacien et lorrain. Dans le département de l'Aisne, la présence est liée à des lâchers et l'expansion est importante. L'origine de cette population devenue prospère est liée à la détention de ratons-laveurs familiers ou « mascottes » par les soldats américains affectés sur la base militaire de l'O.T.A.N. à Couvron, près de Laon. Au moment du départ des troupes en 1966, des évasions répétées où des abandons sur place ont probablement permis l'acclimatation de l'espèce. Cette population a connu une expansion notable associée à une bonne démographie avec des apparitions dans plusieurs départements voisins, notamment l'Oise, la Marne et les Ardennes. Pour le seul département de l'Aisne, les chiffres fournis par la fédération départementale des chasseurs indiquent qu'entre 300 et 500 ratons-laveurs sont prélevés annuellement dans le département soit par le piégeage ou la chasse.

Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*)

L'aire de répartition naturelle de ce canidé se limite à l'Asie orientale mais, entre 1928 et 1955, plus de 9.000 animaux, en provenance de la zone de distribution originelle ont été introduits dans la nature dans la partie européenne de l'ex-U.R.S.S. pour l'exploitation et le commerce des fourrures. Dans sa nouvelle aire de répartition, on a ensuite observé une rapide expansion naturelle vers le nord, le centre et l'ouest de l'Europe. En une cinquantaine d'années, le chien viverrin a colonisé 1,4 million de km² en Europe, doublant son aire d'origine. Actuellement, les populations les plus à l'ouest se trouvent dans le nord de la Hongrie, le nord de l'Autriche et en Allemagne, notamment en Bavière et dans l'est de la Basse-Saxe. Des individus ont également été observés à l'ouest de l'Allemagne jusque dans les zones frontalières avec la France. A l'occasion d'une enquête récente menée en France, 45 mentions cohérentes de chiens viverrins ont pu être enregistrées dont 14 avec des preuves à l'appui (dépouilles, crânes, clichés). Le faible nombre d'indications, leur espacement dans le temps, leur dissémination sur le territoire national ne facilitent pas la compréhension du phénomène et plusieurs hypothèses peuvent expliquer la situation constatée actuellement en France.

Vison d'Amérique (*Mustela vison*)

L'aire de répartition originelle de ce mustélide est limitée à l'Amérique du Nord, à l'exception du Mexique, du Texas et de la Floride ainsi que des terres situées au nord du cercle polaire arctique. Les premières tentatives d'élevages pelletiers du vison d'Amérique sont apparues aux Etats-Unis vers 1870 pour se développer dans de nombreuses régions du monde. En France, les premiers élevages ont fait leur apparition en 1926 mais cette activité ne prendra un véritable essor qu'au cours des années 1950. L'importation du vison d'Amérique pour la pelleterie s'est soldée parfois par des évasions d'animaux depuis les fermes d'élevage. Ces évasions ont généré localement l'acclimatation de l'espèce dans les milieux naturels suivie d'un développement de noyaux de population et la colonisation de plusieurs régions. Actuellement, trois populations férales sont identifiées en France. La première a fait souche en Bretagne et continue son expansion vers la Normandie (Manche, Calvados et Orne) et les Pays-de-Loire (Mayenne et Loire-Atlantique). La seconde population est localisée dans le nord du département de la Charente. La troisième occupe plusieurs secteurs du réseau hydrographique de l'Adour dans les départements des Hautes-Pyrénées, des Pyrénées-Atlantiques, du Gers et des Landes. Cette population se trouve actuellement en contact, dans la Chalosse et le Bas Armagnac, avec les populations de visons d'Europe qui se maintiennent encore dans quelques secteurs du sud-ouest du pays.

L'étude de l'expansion du loup (*Canis lupus*) en France : apport des méthodes non-invasives et des marqueurs moléculaires

Nathaniel Valière ^{1*}

¹ Laboratoire de Biologie des Populations d'Altitude, UMR CNRS 5553, BP53, 38041 Grenoble Cedex 9

* M: valiere@biomserv.univ-lyon1.fr

Le loup (*Canis lupus*) est naturellement revenu en France en provenance d'Italie en 1992. L'expansion actuelle du loup dans les Alpes constitue un modèle unique permettant de comprendre la dynamique de colonisation d'un territoire par un grand mammifère. L'échantillonnage non invasif est un procédé de choix pour obtenir du matériel génétique. Par extraction, amplification et analyse de l'ADN obtenu, il est possible d'identifier l'espèce, la population et l'individu d'où provient l'échantillon. De telles méthodes devraient permettre à l'avenir d'étudier avec précision la dynamique de la population de loups.

Afin d'étudier la distribution spatiale et temporelle ainsi que la dynamique d'une population, on peut utiliser différentes méthodes « classiques » telles que le marquage, le radiopistage ou le suivi par observation directe. Dans le cas du loup, ces méthodes sont difficiles à mettre en œuvre surtout en environnement montagneux. En revanche, les indices biologiques (pistes, crottes, ...) peuvent apporter une assez bonne description de la population. Cette description sera néanmoins approximative car les indices peuvent provenir d'autres espèces (renard, chien). En revanche, l'utilisation d'outils moléculaires sur des indices de présence tels les fèces ou les poils peut être déterminante car elle apporte plusieurs informations :

1. Identification de l'espèce.
2. Appartenance à une population ou à une lignée.
3. Identification individuelle.

L'étude génétique d'une population nécessite plusieurs étapes, toutes aussi importantes les unes que les autres : l'échantillonnage, l'extraction et l'amplification d'ADN, la production de données génétiques et l'analyse de ces données. Nous allons traiter ces quatre étapes en prenant pour exemple l'expansion du loup en France.

Echantillonnage

Les outils moléculaires reposent sur l'étude du matériel génétique, c'est-à-dire l'ADN. Cet ADN est contenu dans la plupart des tissus d'un organisme. Il est donc disponible si l'on peut réaliser des prélèvements nécessitant souvent le sacrifice d'individus (échantillonnage destructif) ou simplement la capture ou l'observation des animaux (échantillonnage non-destructif). Pour des populations menacées ou à petit effectif (où le sacrifice ou le dérangement des individus n'est pas souhaitable) ou pour des espèces discrètes, ces procédés sont quasi-impossibles. Aussi un troisième type d'échantillonnage peut être utilisé :

l'échantillonnage non-invasif qui ne nécessite ni la capture, ni même l'observation des individus. Les indices de présence de l'animal, tels les poils, fèces, plumes, *etc.* suffisent à obtenir du matériel biologique afin de réaliser les analyses. Dans le Parc National du Mercantour, plus de 2.000 fèces de canidés ont été récoltées depuis 1993, constituant une importante banque d'échantillons. Depuis quelques années, cet échantillonnage a été élargi à sept départements (Alpes Maritimes, Alpes de Haute Provence, Hautes Alpes, Isère, Drôme, Savoie, Haute Savoie) grâce à la participation de 350 correspondants constituant le Réseau-Loup (Dahier *et al.* ce volume).

Extraction et amplification d'ADN

L'ADN des échantillons récoltés est désormais extrait au moyen de kits commerciaux développés à cet effet. Le principe (Figure 1) consiste à libérer l'ADN des cellules en digérant les parois cellulaires et nucléaires. Le produit de digestion est passé sur une membrane qui ne fixe que l'ADN. Après plusieurs rinçages (élimination de tout débris protéique), l'ADN retenu sur le filtre est récupéré. Malheureusement, quand on utilise des poils, crottes, *etc.* l'ADN contenu dans les cellules est en très petite quantité et souvent dégradé. Il est alors nécessaire de pouvoir amplifier cet ADN pour avoir un nombre suffisant de copies utilisables pour les analyses. Cette amplification a été rendue possible grâce à la PCR (Réaction en Chaîne de la Polymérase). Cette méthode se base sur le principe même de réplication de l'ADN dans les cellules. La PCR utilise des petits brins d'ADN pour amorcer la réaction de polymérisation et duplique les molécules d'ADN au cours d'une succession de cycles (Figure 2).

Production de données génétiques

Dans notre cas, nous allons utiliser deux méthodes qui répondront à deux questions d'échelles différentes :

(1) A quelle espèce peut-on attribuer l'indice récolté ?

Nous pouvons répondre à cette question grâce au séquençage des portions de l'ADN. Le séquençage consiste en la détermination de la succession des bases d'une partie de l'ADN. Les erreurs produites dans les cellules germinales vont engendrer une certaine variabilité entre l'ADN des individus, qu'ils appartiennent ou non à la même espèce. Ainsi, il est en général établi que plus les individus sont éloignés sur le plan évolutif, plus les séquences sont différentes.

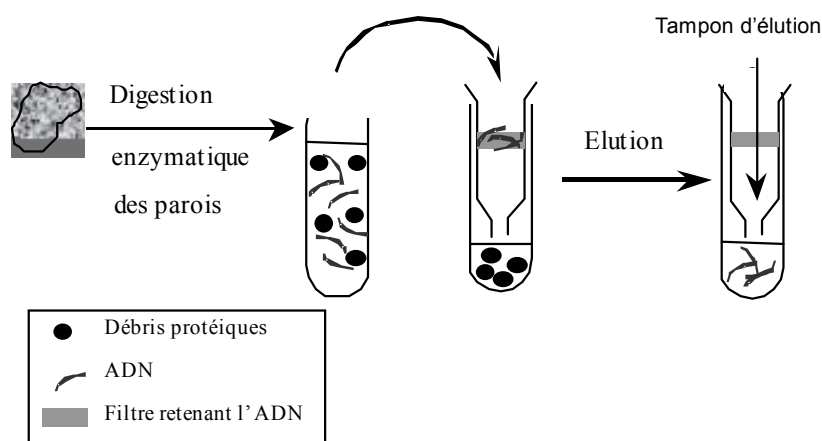


Figure 1 : Principe de l'extraction d'ADN

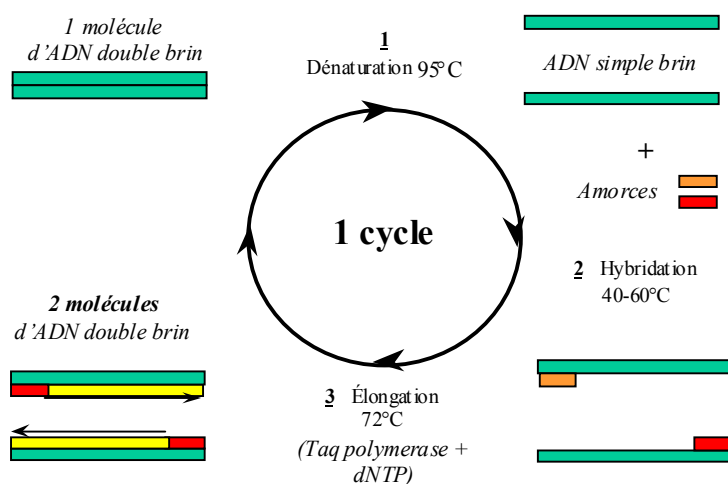


Figure 2 : La méthode PCR (Réaction en Chaîne de la Polymérase)

Indéterminé :	TACTAACTCAATCTCACAAATTCAGCTATCAACAGTAATCGAA
Loup Italie :	TACTAACTCAATCTCACAAATTCAGCTATCAACAGTAATCGAA
Loup Esp. :	TATTAAGTCAATCTCATAATTTCACTGATCTATCAGCAGTAATAAA
Chien :	TATCAACTCAATCTCATAAATTCATGATCTGTGTCAGCAGTAATCAA
	* * * *

Figure 3 : Exemple d'alignement d'une partie de séquence mitochondriale d'un échantillon indéterminé (Mercantour) avec des séquences d'un loup italien, d'un loup espagnol et d'un chien.

AGTTCGCTGCACTGTGTGTGTGTGACATGATATGCG
7 répétitions du motif TG

Figure 4 : Exemple d'une séquence d'un microsatellites de motif de deux paires de bases.

En général, pour différencier des espèces, on utilise l'ADN mitochondrial qui évolue plus vite que l'ADN nucléaire et est donc plus variable. On peut déterminer la séquence appelée « région de contrôle » qui est une zone très variable par rapport aux autres régions de l'ADN mitochondrial et permet donc de différencier des populations ou des espèces même très proches. Dans le cas d'un canidé, on peut alors déterminer à quelle espèce appartient l'individu ayant laissé l'indice (poil ou fèces) : chien (*Canis familiaris*), loup ou renard (*Vulpes vulpes*) (Figure 3). Si l'échantillon s'avère provenir d'un loup, on peut déterminer à quelle population ou lignée ce loup appartient (Italie, Espagne, Europe de l'Est, Amérique, ...). La transmission maternelle de l'ADN mitochondrial pose toutefois un problème. Si on analyse un hybride, l'ADN de l'individu sera en fait identique à celui de sa mère. Les hybrides seront reconnus comme appartenant à l'espèce de la mère et non pas en tant qu'hybride. Dans le cas du loup, nous estimons que la probabilité d'hybridation est faible de par la structure sociale du loup. Des études en Europe de l'ouest (Italie) et en Amérique ne montrent aucune introgression (*i.e.* « pollution ») du génome de loup par de l'ADN de chien (Wayne *et al.* 1992, Randi *et al.* 1995, Vilà & Wayne 1999). Ainsi, quand nous identifions un loup, il est fort probable que ce soit un loup et non un hybride [femelle loup/mâle chien]. En revanche nous ne pouvons totalement exclure cette hypothèse.

(2) A quel individu peut-on attribuer l'indice récolté ?

Nous pouvons répondre à cette question grâce à des séquences beaucoup plus variables : les microsatellites. Les microsatellites sont des répétitions de motifs de deux à dix paires de bases (Figure 4) dont le nombre est susceptible de varier d'un individu à l'autre. La détermination du nombre de répétitions se réalise en amplifiant un fragment d'ADN contenant les microsatellites puis en faisant migrer sur un gel pour « mesurer » la taille des fragments,

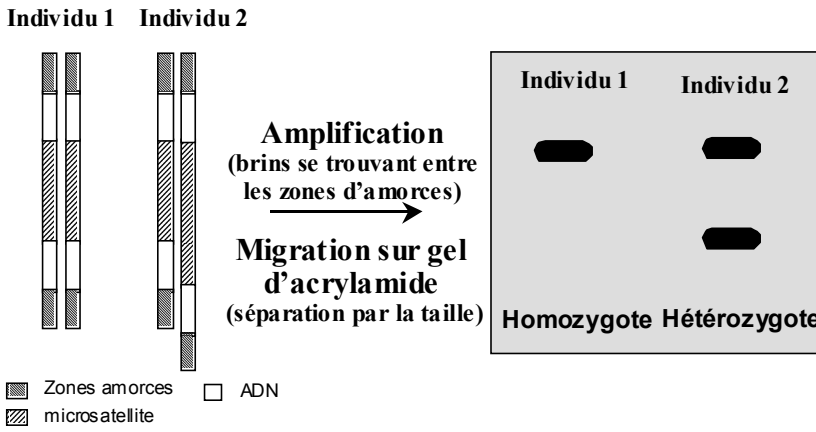


Figure 5 : Détermination des allèles de deux individus pour un locus microsatellite

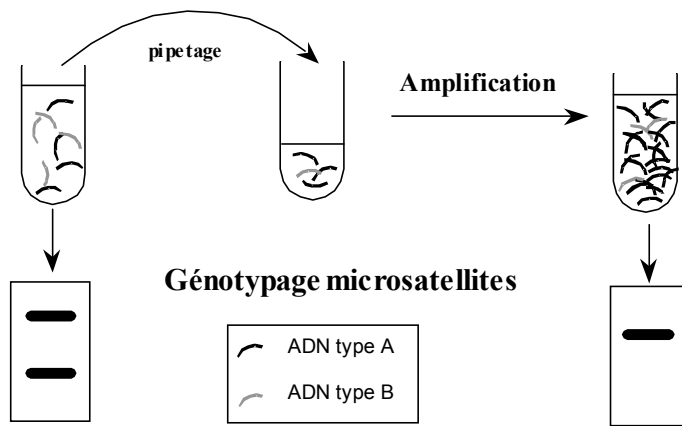


Figure 6 : Principe des pertes d'allèles lors de la détermination du génotype d'un échantillon contenant très peu d'ADN

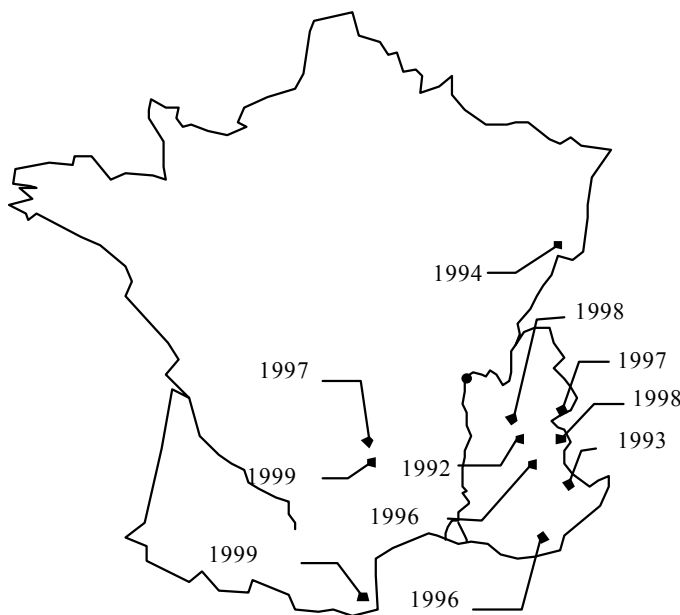


Figure 7 : Carte des localisations des échantillons prouvant génétiquement la présence du loup (lignée italienne) en France.

donc quantifier le nombre de répétitions (Figure 5). L'étude des variations du nombre de répétitions et donc de la longueur du fragment d'ADN permet une caractérisation du génome d'un individu et débouche sur le concept d'empreinte génétique. Ces microsatellites ne sont présents que sur l'ADN nucléaire. Ainsi, chaque individu ayant deux copies homologues de chaque chromosome (une venant de la mère, l'autre du père), chaque microsatellite est caractérisé par deux allèles, qui peuvent être identiques (l'individu est alors homozygote) ou différents (individu hétérozygote). En utilisant plusieurs microsatellites (loci), il sera possible de caractériser chaque individu d'une population sur la base de la présence d'une composition allélique particulière. La petite quantité d'ADN contenue dans les échantillons pose de sérieux problèmes dans l'utilisation des microsatellites (Goossens *et al.* 1996). En effet, quand on échantillonne dans une solution contenant un faible nombre de copies d'ADN, le risque est grand de prélever préférentiellement certains type de copies. Dans le cas des microsatellites, ceci se traduit après amplification par un déséquilibre énorme entre le nombre de copies des deux allèles, ce qui peut conduire à une mauvaise détermination du génotype de l'individu (Figure 6).

Un hétérozygote sera alors détecté comme homozygote (perte d'allèle). D'autres problèmes surviennent aussi lors de la PCR quand la polymérase « bégaie » et crée alors de nouveaux allèles. Les individus homozygotes seront détectés comme des hétérozygotes. La prise en compte des ces erreurs est cruciale pour la suite de l'analyse et la mise au point des conditions d'utilisation des microsatellites sur les crottes de loups est en cours au Laboratoire de Biologie des Populations d'Altitude (LBPA) de l'Université de Grenoble.

Analyse de données

Les analyses se réalisent également en deux temps : identification spécifique, puis identification individuelle.

Identification spécifique

Un premier tri des échantillons est réalisé à la réception par l'ONC puis transmis au LBPA pour analyse. Nous avons déterminé que les individus présents en France et en Suisse partageaient la même séquence de la région de contrôle de l'ADN mitochondrial que les loups italiens. Cette séquence est d'ailleurs différente de toutes celles analysées sur des chiens ainsi que sur des loups du monde entier (Randi *et al.* 2000). Ces résultats montrent donc une origine commune des loups d'Italie, de France et de Suisse. Depuis 1997, dans le cadre du Réseau-loup, une centaine d'échantillons (en majorité hors Mercantour) ont été analysés, dont environ la moitié ont été identifiés comme provenant de la lignée italienne. Les autres échantillons étant soit attribués à deux autres espèces de canidés (chien et renard), soit il a été impossible d'amplifier l'ADN de l'échantillon. La figure 7 montre la distribution de ces échantillons et peut apporter de précieuses indications sur la répartition et la progression des loups en France (Valière *et al.*, en préparation).

Identification individuelle

Le typage sur plusieurs locus (plusieurs microsatellites) permet d'identifier quel individu a laissé l'échantillon en question. Comme chaque individu est localisé spatialement et temporellement grâce à ses crottes, il est donc possible de suivre « à la trace » les individus de la population. Grâce à ces informations, nous pourrions décrire la population tant au niveau de sa composition et de sa dynamique que de sa génétique. La taille des meutes, l'identification et le sexe de leurs membres pourront être ainsi déterminés, en utilisant en parallèle les données de terrain. L'effectif de la population pourra également être estimé en utilisant les modèles de « capture-recapture » des fèces au cours du temps. Cette estimation est impossible avec le système actuel de suivi, basé seulement sur les indices de présence, car on ne sait pas si l'on ré-échantillonne le(s) même(s) individu(s). La dispersion des individus et la dynamique de la population pourront être abordées en identifiant les individus qui apparaissent ou disparaissent dans les meutes et qui sont retrouvés loin de leur meute d'origine. Enfin la génétique de la population pourra aussi être étudiée : degrés

et liens de parentés, problèmes de consanguinité, diversité génétique, etc. Au-delà de l'échelle locale (échelle des meutes), nous aurons aussi accès à des informations sur l'évolution globale de la répartition spatiale des loups et ainsi nous pourrions peut-être décrire et/ou expliquer les mécanismes de colonisation : axes de propagation, vitesse de progression, type de progression (continue ou discontinue), fondation de la population (migration d'individus d'Italie, apports extérieurs ultérieurs, évolution de la diversité génétique).

Remerciements

Je remercie Véronique, Célia et Pierre (LBPA) pour la relecture du manuscrit.

Mots-clés : Loup, *Canis lupus*, Alpes, Méthodes non invasives, ADN, Génétique, Marqueur moléculaire.

Références

- Beaufort, F de. 1987. Le loup en France: éléments d'écologie historique. S.F.E.P.M Encyclopédie des Carnivores de France
- Goossens, B., Waits, L. P. & Taberlet, P. 1998. Plucked hair samples as a source of DNA : reliability of dinucleotide microsatellite genotyping. *Mol. Ecol.* 7: 1237-1241.
- Pouille, M.L., Carles, L. & Lequette, B. 1997. Significance of ungulates in the diet of recently settled wolves in the Mercantour mountains (Southern France). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* 52: 357-367.
- Randi, E., Francisci, F. & Lucchini, V. 1995. Mitochondrial DNA restriction-fragment monomorphism in the Italian wolf (*Canis lupus*) population. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 33: 97-100.
- Randi, E., V. Lucchini, M.F. Christensen, N. Mucci, S. Funk, G. Dolf and V. Loeschcke 2000. Mitochondrial DNA variability in Italian and East European wolves : detecting the consequences of small population size and hybridization. *Conservation Biology* 14: 464-473.
- Vilà, C. & Wayne, R. 1999. Hybridization between wolves and dogs. *Conservation Biology* 13 (1): 195-198.
- Wayne, R., Lehman, N., Allard, M.C. & Honeycutt, R.L. 1992. Mitochondrial DNA variability of Gray Wolf : genetic consequences of population decline and habitat fragmentation. *Conservation Biology* 6(4): 559-569.

Adresse actuelle de Nathaniel Valière :

Laboratoire Biométrie et Biologie Evolutive, UMR5558, Univ. Claude Bernard, 43, boulevard du 11 Novembre 1918, F-69622 Villeurbanne Cedex

M : nath.valiere@infonie.fr

Annexe : l'information génétique

L'ADN et l'information génétique

L'ADN (ou acide désoxyribonucléique) est présent dans presque toutes les cellules d'un animal, en particulier dans le noyau et les mitochondries. Cette molécule est constituée de deux chaînes enroulées l'une autour de l'autre composant une double hélice (Figure 1). Chaque chaîne est composée d'unités comprenant un sucre (désoxyribose), un phosphate et une base (nucléotide) pouvant être de 4 types différents. Il existe 2 bases purines : adénine (A) et guanine (G) et 2 bases pyrimidiques thymine (T) et cytosine (C). La base A est toujours associée à la base T et la base G est toujours associée à la base C (Figure 1). L'information génétique est contenue dans cette molécule dans le sens où à partir de certaines parties de l'ADN, des protéines (en majorité) vont être synthétisées par les cellules en utilisant la succession des bases comme plan de construction des protéines. De plus, l'ADN a la capacité de se dupliquer à chaque division cellulaire. Ainsi à partir d'une molécule d'ADN on peut obtenir deux molécules filles identiques entre elles et identiques à la molécule mère. Il « suffit » de séparer les deux chaînes de l'ADN et de mettre en face de chaque base la base complémentaire. Dans les cellules, cette opération est rendue possible grâce à l'intervention de plusieurs enzymes dont une polymérase qui permet de mettre bout à bout les nucléotides des nouveaux brins à partir des brins parents.

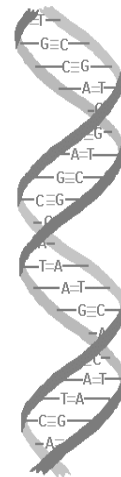


Figure 1 : La double hélice de l'ADN

Les mutations

Si sur le principe la réplication de l'ADN doit être fidèle à 100 %, des erreurs surviennent parfois qui auront des conséquences évolutives uniquement si elles se produisent dans les cellules qui transmettent leur matériel génétique à la descendance de l'organisme. On peut classer les mutations suivant le type de changement observé : substitution (remplacement d'un nucléotide par un autre), délétion (perte d'un ou plusieurs nucléotides), insertion (ajout d'un ou plusieurs nucléotides), inversion (changement de polarité d'une séquence de 2 ou plusieurs nucléotides) (Figure 2).

<u>Séquence de référence :</u>	CATAGACATGCCCTTAGTGCAACTTGAGGCTATAGGAC
<u>Substitutions :</u>	CATAGACATGCCCTAAGTGCAACTTGACGCTATAGGAC
<u>Délétion :</u>	CATAGACATGCCCTTAGT-----TTGAGGCTATAGGAC
<u>Insertion :</u>	CATAGACATGCCCTTAGTGAGACTCCTCAACTTGAGGCTATAGGAC
<u>Inversion :</u>	CATAGACATGCCCTTAGAACGCTTGAGGCTATAGGAC

Figure 2 : Mutations possibles lors de la réplication de l'ADN.

En dehors des erreurs lors de la réplication, d'autres « erreurs » peuvent aussi être engendrées par des facteurs extérieurs (mutagènes, UV, radioactivité, produits chimiques) et modifier la séquence de l'ADN. Toutes ces mutations vont engendrer une certaine variabilité entre les séquences d'ADN de plusieurs individus qu'ils appartiennent ou non à la même espèce. Ainsi, il est en général établi que plus les séquences nucléotidiques de deux individus sont différentes, plus ces individus sont éloignés au niveau évolutif.

Le génome des animaux

Il existe deux types d'ADN dans les cellules d'animaux : l'ADN nucléaire et l'ADN mitochondrial.

L'ADN nucléaire

Il est présent dans le noyau des cellules et est identique pour toutes les cellules de l'organisme. C'est lui qui contient la très grande majorité des gènes et qui code donc pour la plupart des protéines. Il est souvent représenté sous une forme compactée, formant les chromosomes qui constituent les unités structurales du génome nucléaire lors de la division cellulaire. Les chromosomes (l'un venant de la mère, l'autre venant du père) vont par paire, si bien que pour chaque portion d'ADN (*locus*), il existe deux formes (*allèles*).

L'ADN mitochondrial

Il est présent dans les mitochondries : organites cellulaires liés à la respiration cellulaire. C'est une molécule circulaire d'environ 16000 paires de bases représentées par un millier de copies par cellule, identiques pour toutes les mitochondries d'une cellule et pour toutes les cellules de l'organisme. Contrairement au génome nucléaire, l'ADN mitochondrial ne subit jamais de recombinaison et il a une transmission exclusivement maternelle alors que l'ADN nucléaire subit des recombinaisons et est à transmission bi-parentale. Chez les vertébrés supérieurs, l'ADN mitochondrial évoluerait 5 à 10 fois plus rapidement que l'ADN nucléaire (*i.e.* qu'il subit plus de mutations par site et par unité de temps). De ce fait, il est utilisé pour reconstruire l'histoire évolutive entre espèces voire entre populations (la vitesse d'évolution étant assez importante, deux populations peuvent avoir des génomes mitochondriaux différents alors que le génome nucléaire sera beaucoup plus semblable).

Partie IV

Conservation des espèces menacées

Ecologie et conservation de la loutre (*Lutra lutra*) et du vison d'Europe (*Mustela lutreola*) en milieu méditerranéen

Jordi Ruiz Olmo ^{1*}, Juan Jiménez ², Santiago Palazón ¹ & José María López-Martin ¹

¹ Servei de Protecció i Gestió de la Fauna, Direcció General del Patrimoni Natural i del Fisc, Dr Roux 80, 08007 Barcelone, Espagne

² Direcció General de Desenvolupament Sostenible, Arquitecto Alfaro, 39, Valencia (ESPAGNE)

* M : ajruiol@correu.gencat.es

Les loutres (*Lutra lutra*) et les visons d'Europe (*Mustela lutreola*) en milieu méditerranéen ont du s'adapter à des conditions particulières (alternance sécheresse / inondation, imprévisibilité des écosystèmes, impact de l'homme sur les ressources en eau). Le vison d'Europe semble l'avoir colonisé récemment et s'y étend, ce qui constitue un espoir pour cette espèce en voie de disparition. Nous présentons une synthèse sur la biologie de ces espèces dans ce milieu. Les loutres méditerranéennes se nourrissent principalement de poissons et d'écrevisses, alors que les visons ne consomment que 40% d'animaux aquatiques ou subaquatiques, le reste étant des micromammifères et des oiseaux. Pendant les périodes de sécheresse, ces espèces cherchent des mares en suivant les lits des rivières à sec et peuvent disparaître si la sécheresse se prolonge. Les infrastructures hydrauliques telles que les barrages conduisent à une fragmentation et une diminution de la viabilité des populations de ces mustélidés. La gestion de l'eau, des infrastructures et des proies de ces carnivores sera cruciale pour leur survie dans les écosystèmes méditerranéens.

Introduction

Mis à part le putois (*Mustela putorius*), une espèce avec un comportement moins spécialisé, les carnivores semi-aquatiques autochtones qui habitent en Europe occidentale sont la loutre (*Lutra lutra*) et le vison d'Europe (*Mustela lutreola*) (Mitchel-Jones *et al.* 1999). La loutre occupait initialement la plupart de l'Eurasie, l'extrême nord de l'Afrique et une partie du Proche-Orient. Elle a subi une régression considérable tout particulièrement en Europe (Mason & Macdonald 1986). Sur cette grande aire de répartition, *L. lutra* habite dans tous les milieux aquatiques et toutes les étendues d'eau peuvent lui être utiles sur la côte, (Kruuk 1995, Rosoux *et al.* 1996; Ruiz-Olmo & Delibes 1998), en haute altitude (Ruiz-Olmo 1998), dans les milieux boréaux non-polaires, les oasis et les ruisseaux subdésertiques (Mason & Macdonald 1986). Dans le domaine méditerranéen, la loutre occupe une partie importante de l'Europe continentale (Portugal, Espagne, France, Italie, Croatie, Monténégro, Albanie, Grèce et Bulgarie), du nord de l'Afrique (Maroc, Algérie et Tunisie) et de l'Asie Mineure (Turquie, Liban, Syrie et Israël). Certaines des principales populations européennes de loutres ont survécu dans ce biome pendant le déclin précédemment mentionné. Pour le vison européen (*Mustela lutreola*), la situation est très différente et ce malgré une distribution initiale moins connue et encore sujet à questions. Jusqu'aux années 1980, personne ne doutait de sa distribution strictement européenne, sur les plaines du centre européen ou en région atlantique (Youngman 1982, Camby 1990, Saint-Girons 1991). De fait, les premières citations en Espagne (Rodriguez De Ondarra

1995), pendant les années 50, plaçaient cette espèce tout près de la frontière avec la France. Cette région du Pays Basque et de Navarre possède un climat et une végétation typiquement atlantiques, avec une pluviométrie moyenne par an de 1600 à 2800 mm. Ainsi, la localisation du vison d'Europe sur le territoire espagnol en 1950 n'était pas une nouveauté écologique. Les premières références concernant les visons d'Europe occupant des endroits à caractéristiques méditerranéennes et subméditerranéennes datent des années 50 à 70, dans les rivières du bassin de l'Èbre (Puente-Amestoy 1956, Senosiain & Donazar 1983). Cette nouvelle situation ne fût pas prise en compte, mais elle peut avoir une très grande importance pour le futur de cette espèce. Actuellement, *M. lutreola* s'étend sur une partie importante du système de rivières dans le secteur central du nord de l'Espagne, ainsi que dans les cours méditerranéens du bassin de l'Èbre principalement, et du Duero (Palazón & Ruiz-Olmo 1997, J.C. Ceña, *com. pers.*). La littérature scientifique et technique concernant ces deux espèces est issue du centre et de l'est de l'Europe et des Iles Britanniques (Mason & Macdonald 1986, Kruuk 1995, Youngman 1982, Camby 1990, Saint-Girons 1991, Maran *et al.* 1998). Dans tous les cas, ce sont des régions où l'eau est abondante, ce qui élimine ce facteur comme élément limitant. Par contre, dans le domaine méditerranéen, l'eau n'est pas un élément fréquent. Les rivières, lagunes et marais subissent un impact estival, ce qui peut impliquer leur disparition temporaire. De plus, l'utilisation humaine des ressources en eau s'accompagnant de la prolifération d'infrastructures (barrages, canaux, etc.) réduit encore plus le débit disponible. Ces dernières ont une incidence négative sur l'espèce (Jiménez & Lacomba 1991, Jiménez & Delibes 1990, Ruiz-Olmo *et al.* 1991). L'adaptation des carnivores semi-aquatiques à ces conditions et leurs répercussions leur état de conservation a une importance capitale.

Écosystèmes aquatiques méditerranéens

Les écosystèmes méditerranéens ont quelques équivalents dans certaines régions du monde, de latitude moyenne, et avec des conditions climatiques similaires (Camarasa *et al.* 1993). La météorologie de ces endroits peut être caractérisée par des températures généralement douces ou chaudes et par une basse pluviosité (de 200 à 800 mm par an) de distribution irrégulière. On y trouve des périodes de pluies fortes, souvent torrentielles pendant l'automne et le printemps, suivies par des périodes de sécheresse, principalement en été, mais qui peuvent se prolonger à l'automne et même en hiver. Pour les régions de montagne ou plus continentales, les températures peuvent être assez basses avec neige et gelées en hiver. Le régime pluviométrique méditerranéen détermine le débit des rivières dites aussi méditerranéennes. Il s'agit d'un régime principalement pluvial, auquel il faut ajouter le facteur nival

(à cause du dégel se produisant en montagne, où le climat n'est pas méditerranéen). Le débit atteint son niveau maximum au printemps et / ou en automne; dans ce dernier cas les crues ont périodiquement des conséquences catastrophiques (Martín-Vide 1985). Par contre, en été on note une forte baisse du débit, qu'on appelle étiage et dans beaucoup de cas, l'eau cesse de couler et reste limitée à des mares ou disparaît totalement. Les lacs, lagunes et marais de la côte sont soumis à des processus identiques. De plus, la pluviométrie limitée implique une réduction de la quantité d'eau disponible sur le territoire et donc une plus faible densité des étendues d'eau. Ainsi, dans les territoires méditerranéens on ne trouve pas seulement moins d'eau, mais aussi moins de rivières et de lacs. Sur la façade atlantique de la Péninsule Ibérique, par exemple, la valeur moyenne de pluviosité est de 0,25 Hm³/an/km², tandis que sur la façade méditerranéenne la valeur est 0,16 Hm³/an/km². La différence entre les valeurs plus extrêmes par rapport à d'autres endroits de l'Europe est encore beaucoup plus prononcée. Par ailleurs, la pluviosité est plus homogène dans les milieux atlantiques, puisque sur le domaine méditerranéen la plupart de la pluie peut tomber pendant un laps de temps très court. Tout ceci détermine complètement l'écologie et la conservation des carnivores semi aquatiques. L'orographie conditionne les réseaux hydrographiques méditerranéens et en Europe il y en a deux principaux types :

- des rivières courtes, sans affluents et à faible débit, par exemple, les rivières de Málaga (sud de l'Espagne) et celles de la Catalogne orientale (dans le nord-est).
- de grands bassins (dans la Péninsule Ibérique, par exemple, l'Èbre, le Duero, le Tage, le Guadiana, le Guadalquivir ou le Júcar) formés par:
 - a) Un réseau plus ou moins dense de torrents et rivières qui ont peu de débit à leur source (zones de montagne à une altitude de 800 à près de 4.000 m).
 - b) Des cours d'eau rejoignant des rivières plus longues, avec des débits moyens ou élevés, sans affluents, qui suivent des parcours très éloignés les uns des autres, entre des montagnes ou des plaines de nature sèche.
 - c) De grandes rivières (Èbre, Duero, Tage...) qui jouent un rôle de grands collecteurs des rivières mentionnées ci-dessus et qui traversent aussi des régions sèches.

Toutes les formes de vie doivent s'adapter à ces conditions changeantes le long des bassins et dans le temps. On y trouve normalement des conditions estivales sèches et très chaudes, avec une manque d'eau généralisé, suivi par des périodes qui montrent une forte augmentation du débit à cause des crues ou du dégel dans les montagnes; des hivers doux près des côtes et rigoureux à l'intérieur, avec des températures très basses (les gelées ne sont pas exceptionnelles). La loutre et le vison d'Europe doivent s'adapter, par conséquent, à ces conditions difficiles et opposées, lesquelles peuvent être définies comme suit:

- Des fluctuations très prononcées en ce qui concerne la quantité d'eau et l'abondance et disponibilité de nourriture.
- Ecosystèmes difficiles à prévoir: succession de sécheresses, humidité, normalité, crues, absence d'inondations, gelées, absence de poissons ou d'écrevisses, etc. Il est difficile de prévoir les tendances,

comme c'est le cas, par exemple, dans les écosystèmes côtiers des Îles Shetland (Kruuk 1995).

- Ecosystèmes avec une productivité très variable à travers le temps et l'espace.
- Ecosystèmes avec une grande variation thermique. La température de l'eau peut changer le long d'une distance assez courte ou au cours de l'année, entre le gel et 26-30°C.
- Variations d'altitude, de géologie, de caractéristiques de la rivière et de formations végétales (et de l'écosystème en général), sur des distances assez réduites. Ceci implique une haute diversité dans les conditions à l'intérieur du domaine vital de chaque loutre et de chaque vison. Cette diversité s'oppose à l'homogénéité des habitats de la loutre et du vison d'Europe dans le centre et le nord de l'Europe.

Il faut ajouter à tout ceci l'effet de l'homme et de ses activités. Il est évident que les écosystèmes européens ont un déficit hydrique, quand ils sont présents dans des domaines essentiellement agricoles et touristiques, avec une haute densité de population humaine sur la région côtière. Les besoins d'eau pour ces activités sont très élevés et provoquent l'assèchement de beaucoup de rivières et donc une incidence négative sur l'habitat des deux mustélidés (Jiménez & Lacomba 1991, Jiménez & Delibes 1990, Ruiz-Olmo & Delibes 1998). Il faut compter aussi avec les grands barrages qui détruisent leur habitat mais peuvent aussi constituer une véritable barrière aux mouvements entre certaines petites populations isolées très vulnérables (Ruiz-Olmo *et al.* 1991, Ruiz-Olmo & Delibes 1998, Ruiz-Olmo, *sous presse*).

Distribution

Loutre

Elle a été étudiée en détail en Espagne en 1984-85 (Delibes 1990) et en 1994-96 (Ruiz-Olmo & Delibes 1998). Les principales données utilisées dans cet article trouvent leur origine dans ces travaux, auxquels il faudrait ajouter l'information provenant d'autres auteurs en France (Rosoux *et al.* 1996), au Portugal (Macdonald & Mason 1982a, Trinidad *et al.* 1999), en Grèce (Macdonald & Mason 1982b & 1985), en Albanie (Prignioni *et al.* 1999), en Italie (Macdonald & Mason 1983a) et dans le Nord de l'Afrique (Macdonald & Mason 1984 & 1983b; Macdonald *et al.* 1985). Pendant le déclin de 1950 à 1985, ces pays ont conservé certaines des meilleures populations de loutres, même si la situation était très différente dans chaque cas. En Italie le petit nombre de loutres ayant survécu ne permet pas d'établir des généralisations. En Grèce, en Albanie et dans le nord de l'Afrique, l'économie traditionnelle n'avait pas connu de grands changements lorsque ces études ont été réalisées. Mises à part les aires plus industrialisées et peuplées, avec des habitats profondément transformés, les populations de loutres les plus frappées ont été celles de la région méditerranéenne. Ici, beaucoup de rivières et leurs affluents, notamment dans les cours plus bas, se sont asséchés. On peut faire la même constatation pour de nombreuses zones humides côtières. En outre, la pollution a atteint des taux très élevés (López-Martin & Ruiz-Olmo 1996, Ruiz-Olmo *et al.* 1998c), avec un effet plus prononcé qu'ailleurs, étant donné le volume de distribution des produits de contamination plus réduit et en diminution.

Tableau I : Comparaison du régime alimentaire de la loutre (espèces dominantes) en écosystèmes méditerranéens ibériques pendant les années humides et pendant la sécheresse.

	Habitat avec eau abondante ou suffisante	Habitat pendant la sécheresse
Petits ruisseaux (< 1 m de largeur)	<i>Rutilus</i> , Amphibiens, Insectes, Ecrevisse, autres poissons	Amphibiens, Insectes, Ecrevisse
Rivières sans mares	<i>Barbus</i> , <i>Chondrostoma</i> , <i>Leuciscus</i> , Ecrevisse, <i>Natrix maura</i>	Ecrevisse, Amphibiens, Insectes, <i>Natrix maura</i>
Rivières avec mares	<i>Barbus</i> , <i>Chondrostoma</i> , <i>Leuciscus</i> , Ecrevisse, <i>Natrix maura</i>	<i>Barbus</i> , <i>Chondrostoma</i> , <i>Leuciscus</i> , Ecrevisse, <i>Natrix maura</i> *
Lacs et étangs littoraux	Ecrevisse, <i>Anguilla</i> , Mugilidés, <i>Cyprinus</i> , autres poissons	Ecrevisse, Amphibiens, Insectes

* Dès que les mares deviennent sèches, le régime alimentaire est inclus dans les rivières sans mares.

Vison d'Europe

La situation est différente pour cette espèce puisque sa présence dans les rivières méditerranéennes n'est connue que depuis peu (Palazón & Ruiz-Olmo 1997). Bien que l'information disponible ne soit pas encore définitive, *M. lutreola* a, à notre avis, "découvert" récemment ces habitats et s'y étend. En tout cas, il s'agirait d'une découverte révolutionnaire pour cet animal, favorisée par la disparition ou diminution dramatique de la loutre et du putois sur une grande partie des domaines maintenant occupés par ce carnivore semi-aquatique. La disparition de la loutre a eu lieu entre 1950 et 1980, et celle du putois plus récemment (information inédite). Le vison aurait ainsi trouvé une niche écologique vide et facile à occuper.

Habitat

Dans les milieux méditerranéens, l'habitat de ces deux espèces a été le sujet de plusieurs travaux (Delibes 1990, Ruiz-Olmo 1995 & 1998, Palazón & Ruiz-Olmo 1997, Ruiz-Olmo & Delibes 1998, Palazón 1998, Morales *et al.* 1998). Récemment, des études par télémétrie ont été réalisées (López-Martin *et al.* 1998, Palazón 1999). Dans l'ensemble de l'Europe on peut trouver la loutre et le vison dans tous les milieux aquatiques, et ils montrent une préférence pour ceux de type naturel, avec une structure des rivages et des lits bien préservés, et des taux de pollution réduits (López-Martin *et al.* 1996, Ruiz-Olmo *et al.* 1998a & 1998c, Palazón 1999). En ce qui concerne *M. lutreola*, l'existence d'une bonne couverture végétale, pour se protéger des prédateurs et pouvoir capturer ses proies plus aisément, semble être un facteur plus important. Cet espèce est moins attachée à l'eau que *L. lutra* et réalise la plupart de ses activités sur les rivages, parfois dans des ruisseaux, sur les aires de végétation hélophytique sans eau ou les aires d'inondation temporaire (Palazón & Ruiz-Olmo 1997, Palazón 1999), ce qui est beaucoup moins fréquent pour la loutre dans les milieux méditerranéens. Dans ce dernier cas, plus on se situe au sud et à l'est, et, notamment, au nord de l'Afrique, plus cette espèce vit dans des endroits où la couverture végétale est peu abondante, parfois limitée à des formations arbustives, par exemple laurier-roses (*Nerium oleander*) ou même sans végétation proprement développée.

Régime alimentaire

Loutre

Nous avons récemment publiés quelques travaux synthétiques sur le régime alimentaire de la loutre dans les écosystèmes méditerranéens (Libois 1996, Ruiz-Olmo 1995b,

Ruiz-Olmo & Palazón 1997). Si nous laissons de côté les problèmes concernant les changements induits par l'homme (disparition de l'anguille (*Anguilla anguilla*) et de l'écrevisse autochtone (*Austropotamobius pallipes*), introduction d'espèces de décapodes exotiques), l'une des conclusions les plus importantes est que ce mustélide se nourrit d'un ensemble de proies beaucoup plus réduit que dans les milieux au centre, au nord et à l'ouest de l'Europe, soit normalement, deux à quatre espèces de poissons et / ou d'écrevisses (principalement *Procambarus clarkii*). Les amphibiens et, en été, les serpents d'eau (*Natrix maura*, *N. tessellata*) peuvent compléter ce régime alimentaire. Les mammifères et les oiseaux sont plus sporadiques. Le Tableau I indique de façon abrégée le régime alimentaire de la loutre selon la variété des conditions qu'elle rencontre dans la Péninsule Ibérique. Tout d'abord on peut remarquer la diversité des espèces : les cyprinidés (principalement *Barbus* et *Chondrostoma*) et, en montagne, la truite (*Salmo trutta*), sont les espèces plus consommées. L'écrevisse rouge américain (*Procambarus clarkii*), devenue plus commune en de nombreux endroits, est maintenant la nourriture principale (Figure 1) (voir aussi Delibes & Adrián 1987). Pour les zones situées en aval des barrages, l'anguille et d'autres espèces de poissons sont aussi une nourriture très importante. Mais il est encore plus crucial de déterminer comment les loutres changent leur régime alimentaire dans un même endroit en fonction des années et de la disponibilité en nourriture. Les études que nous avons réalisées depuis 1984 sur les populations de loutres dans plusieurs rivières de l'est de l'Espagne (provinces de Castellón, Huesca, Lleida, Tarragona et Teruel) nous ont montré ce phénomène quand les rivières s'assèchent à l'été et où les poissons et les écrevisses meurent massivement. Les loutres sont alors contraintes de faire face à une situation où les lits des rivières s'assèchent et où la présence d'eau se limite à des mares à tendance eutrophique (ce qui aboutit à une réduction de biodiversité) et à des ruisseaux (avec moins d'un mètre de largeur; parfois quelques centimètres seulement) qui ne permettent pas l'écoulement de l'eau et provoquent sa stagnation. Sous ces conditions, ces mustélidés s'alimentent de grenouilles (de toutes tailles; souvent, très petites), de serpents d'eau et d'insectes adultes aquatiques ou de leurs larves (Dytiscidés, Odonates, etc.). Si les écrevisses survivent à la sécheresse, elles deviennent la partie principale du régime alimentaire des loutres. Delibes & Adrián (1987) signalent que la capture de quantités considérables d'insectes peut s'expliquer en partie par le fait que la recherche des écrevisses facilite cette capture.

Vison d'Europe

Nous avons récemment publié des travaux en Espagne qui permettent de comparer le régime alimentaire du vison dans les milieux méditerranéens et atlantiques-ibériques (Palazón & Ruiz-Olmo 1997, Palazón 1999). Bien que les résultats se basent sur des échantillons encore relativement réduits, nous pouvons déduire que cet animal consomme principalement des micromammifères, des oiseaux et des poissons (87 et 83% des proies consommées, respectivement, pour chaque domaine). Ces données ne concordent pas avec celles obtenues ailleurs en Europe (Ognev 1931, Saint Girons 1991, Sidorovich 1992), puisque les amphibiens et les micromammifères ont une part plus importante dans les latitudes plus nordiques, alors que les oiseaux et les invertébrés (écrevisses et insectes) deviennent moins nombreux. Ceci fait que les visons méditerranéens consomment moins de micromammifères et d'amphibiens, et plus d'oiseaux, d'écrevisses et d'insectes.

Comparaison des deux espèces

Ces deux carnivores semi-aquatiques peuvent pratiquement se nourrir des mêmes proies. Mais leurs lieux de capture sont différents : la loutre est dans les rivières, les étendues d'eau ou près des rivages, et le vison sur terre ou dans des endroits d'eau superficielle. Du point de vue typologique, on peut conclure que presque 99% des proies de la loutre sont aquatiques ou amphibies (Ruiz-Olmo 1995a), tandis que pour le vison d'Europe, dans le domaine méditerranéen, ce pourcentage n'est que de 42% (Palazón 1999). Ce dernier auteur compare la taille des poissons consommés par la loutre et le vison d'Europe sur des aires de sinanthropie du bassin de l'Èbre et il apparaît que ces tailles sont plus petites dans le cas des visons.

Sécheresse

Loutre

Le développement de la vie dans les rivières et les lacs de la Méditerranée est similaire à celui d'autres milieux européens pendant les années humides. Les espèces dont la loutre se nourrit sont très abondantes et il n'y a pas de problème pour la capture considérable de poissons et d'écrevisses. Plusieurs études réalisées dans ce domaine donnent les valeurs suivantes (De Sostoa 1990, Ruiz-Olmo 1995a, Zamora *et al.* 1996, Ruiz-Olmo *et al. sous presse*, Ruiz-Olmo, Jiménez, Olmo-Vidal & López-Martin, *non publ.*):

* De 10.000 à 160.000 poissons/ha de rivière

* De 20 à 352 g de poissons /m² de rivière.

Il faut ajouter à ces valeurs celles des écrevisses et, localement, des amphibiens, serpents d'eau et autres proies potentielles. Ceci nous donne une idée de la haute disponibilité en nourriture pendant les périodes humides et "normales". Dans une telle situation, les loutres se rendent sur les lieux où il y a une abondance de nourriture et améliorent leur condition physique (ce qui leur permet de réduire leur sensibilité aux maladies et à la mortalité). On constate aussi un accroissement du nombre de femelles reproductrices et du nombre de petits par femelle (Ruiz-Olmo *et al., sous presse*, Jiménez & Ruiz-Olmo, *non publ.*) (Figure 2). Ces mêmes auteurs montrent aussi comment la loutre adapte sa biologie aux années qui présentent une disponibilité alimentaire plus basse : elle réduit sa densité (l'utilisation des aires fournissant moins de nourriture), le nombre de portées et le nombre de

petits par portée. Finalement, si la situation devient critique, les taux de survies diminueront. Ces données concordent avec celles relevées en Grande Bretagne et qui affirment que *L. lutra* est une espèce limitée écologiquement par la nourriture (Kruuk 1995, Carss & Kruuk 1996). Pour cette raison, en vue d'une sécheresse prononcée, la loutre s'adapte progressivement à la nouvelle situation, où il faut faire face à la pénurie d'eau, c'est à dire à un nombre réduit de mares, plus ou moins grandes et avec plus ou moins de nourriture. L'un des résultats les plus intéressants de l'"Otter Survey" (étude de distribution des loutres) en Espagne de 1994-1996 (Ruiz-Olmo & Delibes 1998), étudiait la réponse de ce mustélide aux situations de sécheresse (Figure 3). Les loutres des régions atlantiques du nord et nord-est de l'Espagne utilisent à peine les tronçons de rivières étroits (< 1 m de largeur) et les tronçons secs avec des retenues d'eau en petites mares. Par contre, au sud nous avons trouvé des loutres dans la plupart de ces ruisseaux (85-100% des stations échantillonnées) et mares isolées (61-92%). La réponse de la loutre est différente dans ces deux cas. Des études réalisées en rivières à l'Est de l'Espagne nous montrent que la variable la plus importante est la présence d'une nourriture suffisante dans les ruisseaux et mares, permettant la survie pendant les périodes de sécheresse (Ruiz-Olmo & Lopez Martin 2000, J. Jiménez, J. Ruiz-Olmo, J.M. López Martín et J.J. Palomo, *en prép.*). Pour la première étude, nous avons suivi l'évolution d'un petit sous bassin de l'Èbre (Matarranya) entre Tarragona, Teruel et Saragosse, entre 1984 et 1999 (Figure 4). Il s'agit d'un bassin, notamment l'affluent Algars, qui a subi une sécheresse très prononcée pendant de nombreuses années. Les données relevées montrent que les loutres sont plus fréquentes sur les tronçons qui offrent plus de nourriture (de préférence plus de 20 g de poissons/m²), bien que depuis 1997 l'écrevisse américaine est devenue aussi très importante. Avec des conditions alimentaires équivalentes, la rivière principale (Matarranya) a toujours présenté une plus haute fréquence d'utilisation par la loutre que l'Algars. La Figure 5 montre comment les loutres n'ont pas utilisé les tronçons complètement asséchés et ont sélectionné les endroits garantissant une continuité en eau. De plus, elles se sont adaptées (au moins temporellement) aux lieux où l'eau était limitée à des mares isolées. De nouveau, l'Algars a été moins utilisé que le Matarranya, dans les mêmes conditions. L'explication de ces différences entre les deux rivières peut être résumée en deux points :

- Les loutres quittèrent la rivière Algars en 1987 lors d'une sécheresse très intense qui la laissa presque sans poissons (Figure 6). Elles ne s'y sont rendues de nouveau qu'en 1994, bien que le rétablissement des populations de poissons ait eu lieu avant cette date. De telles situations d'abandon de rivières méditerranéennes ou pyrénéennes par la loutre après une sécheresse ou une mortalité massive de poissons, ont été rapportées en détail (par exemple, les rivières Montsant et Noguera de Tort, Ruiz-Olmo 1995a).
- Nous trouvons une corrélation significative inverse ($r_s = -0,80$, $P = 0,001$) entre le pourcentage d'années où l'eau n'est pas permanente et le pourcentage d'années pendant lesquelles on trouve plus de 20 g/m² de poissons dans le tronçon. Ceci reflète l'impact de la sécheresse pendant

des années successives et la difficulté de la rivière à se remettre d'une telle situation. S'il s'agit d'un système plus fluctuant, plus vulnérable à la sécheresse, comme c'est le cas de la rivière Algars, les communautés de poissons et de proies de la loutre ont, en général, une densité plus basse et souvent n'atteignent pas un haut niveau de concentration et de maturité. Cela signifie que le simple retour de l'eau ne suffit pas et qu'il faut du temps pour que les communautés de poissons, d'écrevisses et d'amphibiens se rétablissent dans les mares et rivières.

Ces constatations ont pu être vérifiées par radio-pistage de deux individus adultes (mâle et femelle) dans la rivière Bergantes pendant la sécheresse des années 1998-1999, et par la comparaison avec cinq autres individus adultes qui avaient été suivis pendant la période 1996-1999, où il n'y a pas eu de sécheresse, dans la même rivière (provinces de Castellón et Teruel) (Jiménez *et al. en prép.*). Le comportement changea nettement pendant la sécheresse. Pour les deux premiers individus, qui étaient principalement habitués aux quelques mares existant dans leurs domaines vitaux (dimensions maximales des mares les plus utilisées: 45-201 m), 60.2 % des radiolocalisations pendant la période de sécheresse étaient situées à moins de 100 m des dix mares existant sur un tronçon de 12 km (correspondant à leur domaine vital dans la rivière principale). La variable la plus déterminante pour l'utilisation de chaque mare était la quantité de nourriture disponible (Figure 7). Les loutres sont devenues des animaux terrestres qui se déplaçaient d'une mare à l'autre tout en suivant le lit sec de la rivière. L'utilisation des mares ne changea pas pendant les quelques jours de pluie et la présence d'eau ne joua aucun rôle. Au contraire, les pluies ultérieures et les températures plus hautes, facilitant l'apparition d'amphibiens, serpents d'eau, insectes semi-aquatiques et, localement, d'écrevisses, ont même diminué l'importance de ces mares. Sous ces conditions de fluctuations, de manque de prévisibilité des ressources alimentaires et d'extrême dureté des périodes de sécheresse, il semble que la taille plus petite des loutres méditerranéennes (Ruiz-Olmo *et al.* 1998b) peut avoir une valeur sélective avantageuse, et ce bien que la quantité de nourriture disponible soit parfois très élevée certaines années. En ce qui concerne l'utilisation des mares comme pont alimentaire pendant les situations de sécheresse, il faut se rappeler qu'elles présentent des ressources très limitées. Les besoins de nourriture de la loutre ont été fixés à 12 - 15% de sa masse (Kruuk *et al.* 1993), ce qui pour les loutres ibériques équivaut à 0,69-0,86 kg de nourriture par jour (Ruiz-Olmo 1995c). Les deux individus objet de l'étude ont ensemble eu besoin d'environ 372 kg de nourriture pendant les huit mois de radiopistage à l'époque de la sécheresse. On peut déduire que la prolongation des situations de sécheresse conduit à une limite, au-delà de laquelle il devient très difficile pour les loutres de trouver de la nourriture suffisante. Deux conséquences en découlent:

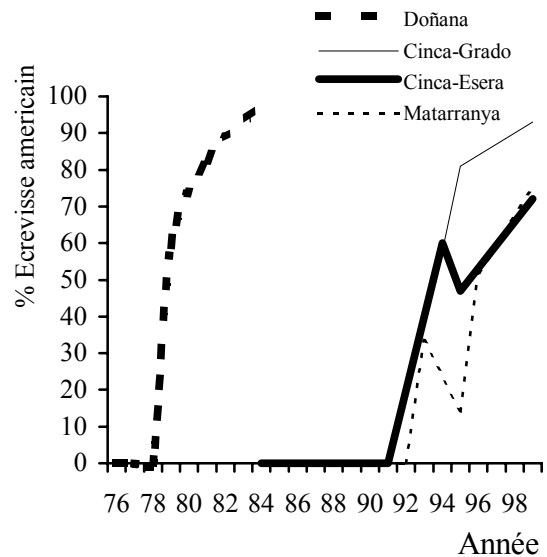


Figure 1: Evolution de l'importance de l'écrevisse américaine (*Procambarus clarkii*) dans quelques localités espagnoles. Doñana dans le sud-ouest, rivière Cinca sur le nord-est et Matarranya dans l'est. D'après Delibes & Adrián (1987), Ruiz-Olmo & Palazón (1997) & J. Ruiz-Olmo & López-Martín (*non publ.*).

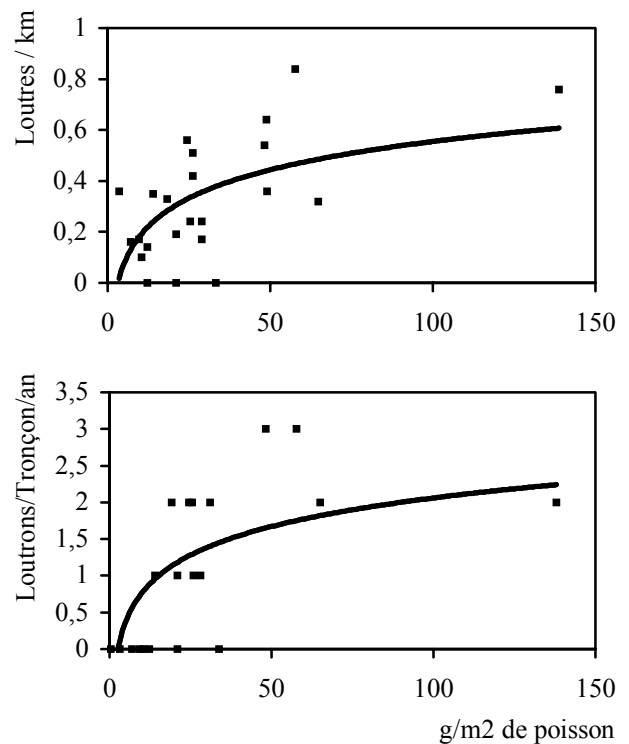


Figure 2: (a) Corrélation entre l'abondance de nourriture (poissons) et la densité des loutres ($p=0.005$); (b) corrélation entre l'abondance de nourriture (poissons) et le nombre de loutrons dans des tronçons de 8 à 12 km de longueur dans les rivières Noguera Ribagorçana, Noguera Pallaresa et Segre ($p=0.004$). D'après Ruiz-Olmo *et al.* (sous presse). Dans cette zone les poissons représentent plus de 95 % du régime alimentaire annuel (Ruiz-Olmo 1995 b).

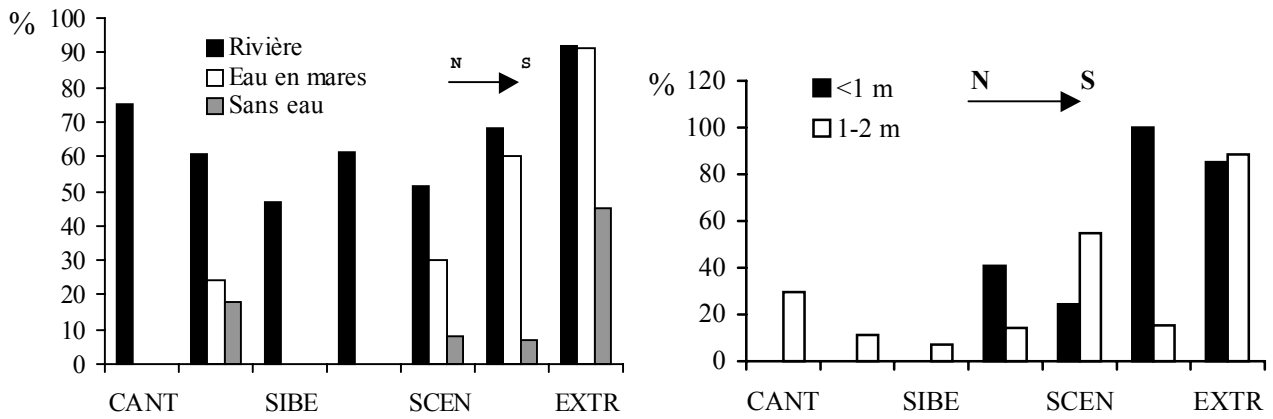


Figure 3 : (a) Pourcentage de tronçons de rivières de 600 m de longueur où la loutre a été trouvée parmi les empreintes ou traces sur les rivières dans six zones d'Espagne, selon la largeur du cours d'eau; (b) Idem selon la présence ou l'absence d'eau. D'après Ruiz-Olmo & Delibes (1998). Les sept localités présentes sur les figures sont : Cantabrique (CAN), Pyrénées, Système Ibérique Nord (SIBE), Système Central (SCEN), Méditerranéen Nord, Méditerranéen Sud et Extremadure (EXTR)

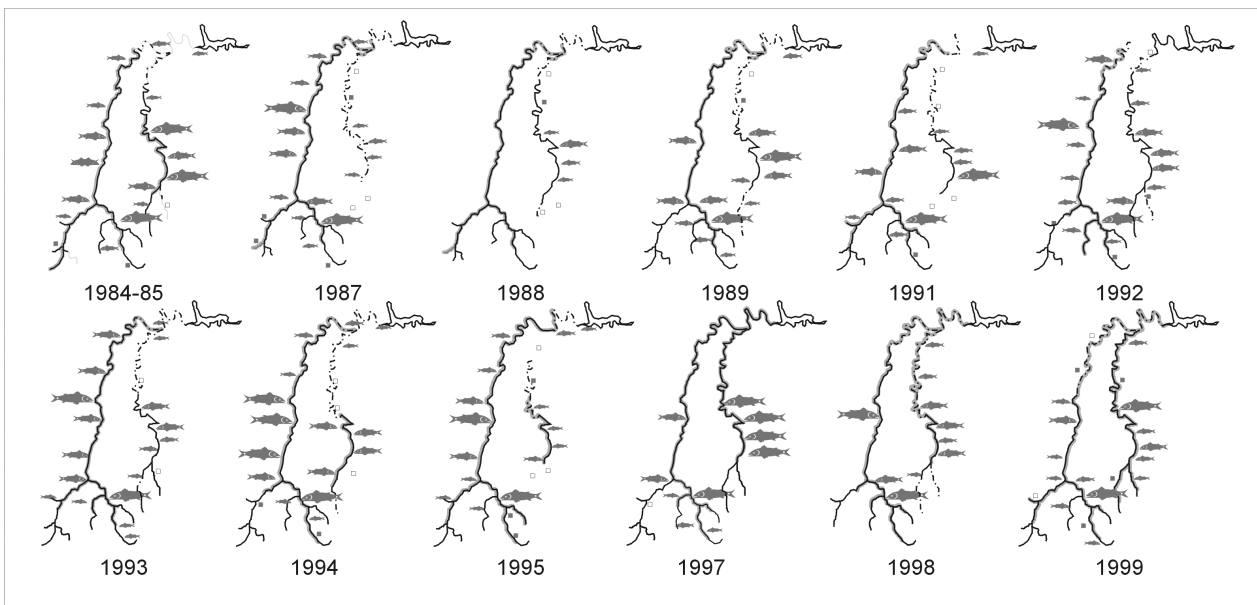


Figure 4 : Evolution de l'abondance (continue, discontinue et absente) en eau et en poissons (0 ; 0,0.1-5 ; 5-13 ; 13-20 ; 20-48 et plus de 48 g/m²) et de la distribution de la loutre sur les rivières Matarranya et Algars (basin de l'Ebre).

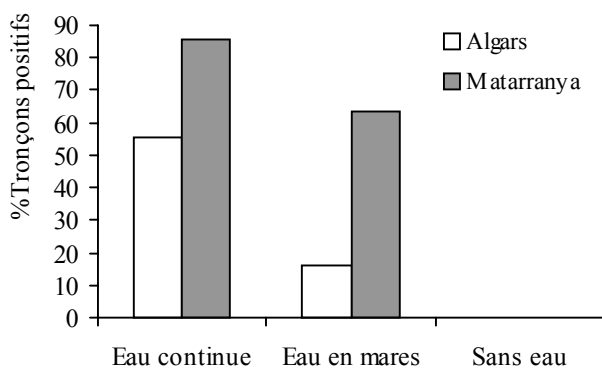


Figure 5 : Pourcentage de tronçons de 600 m de longueur où la loutre a été trouvée parmi les empreintes ou traces sur les rivières Matarranya ($\chi^2=19,72$; $df=2$; $p<0,001$) et Algars ($\chi^2=13,39$; $df=2$; $p<0,001$), en fonction de la présence d'eau. D'après Ruiz-Olmo & López-Martín (2000).

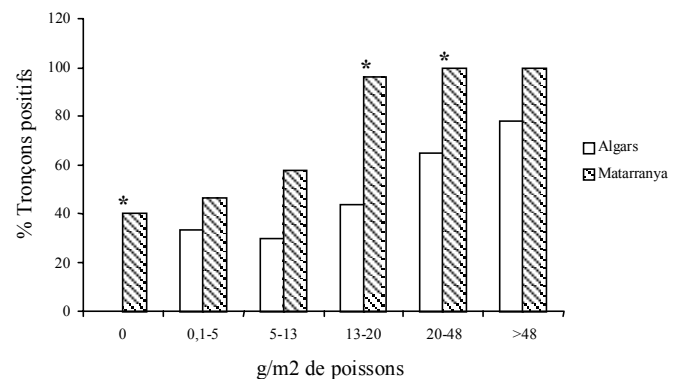


Figure 6 : Pourcentage de tronçons de 600 m de longueur où la loutre a été trouvée parmi les empreintes ou traces sur les rivières Matarranya ($\chi^2=24,47$; $df=5$; $p<0,001$) et Algars ($\chi^2=37,64$; $df=5$; $p<0,001$), par rapport à l'abondance des poissons. D'après Ruiz-Olmo & López-Martín (2000).

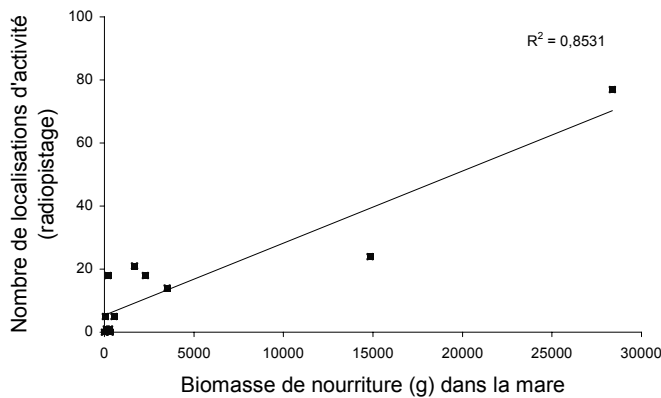


Figure 7: Corrélation ($p < 0.01$) entre l'utilisation des mares par deux loutres radiopistées dans la rivière Bergantes et l'abondance de nourriture (poissons, écrevisses et amphibiens), pendant la sécheresse de 1998-99. D'après J. Ruiz-Olmo, J. Jiménez & J.J. Palomo (*en prép.*).

- Une conséquence négative, puisque les loutres doivent quitter la mare à cause du manque de nourriture et des exigences comportementales (voir aussi Delibes 1995).
- Une conséquence positive, puisque au-dessous d'un certain seuil, les loutres n'ont plus d'impact sur les populations de proies dont elles se nourrissent. Ce répit leur permet de se reproduire et de récupérer. Ainsi, le retour des loutres est à nouveau possible (Figure 4).

Vison d'Europe

Pour le vison d'Europe les études en conditions méditerranéennes se sont concentrées principalement sur les rivières avec abondance et continuité d'eau (Palazón & Ruiz-Olmo 1997, J. C. Ceña, *non publ.*). Cependant, l'espèce est aussi présente dans certains affluents de l'Èbre, dans les régions de La Rioja en Navarre, qui sont à sec presque chaque année, ce qui signifie que cet animal est soumis à des situations similaires à celles de la loutre. Il habite dans les mêmes milieux, se nourrit de proies comparables et a besoin également d'un espace vital d'une dizaine de kilomètres (Palazón & Ruiz-Olmo 1998, J. C. Ceña, *com. pers.*). Sa taille plus petite et son régime alimentaire basé sur des proies qui ne sont ni aquatiques ni amphibiens sont des facteurs qui le favorisent, mais qui ne lui évitent pas des problèmes dus à la sécheresse (car il s'agit de milieux pauvres en micromammifères). Pour cette raison, et en attente d'autres études sous les mêmes conditions à l'avenir, nous pouvons conclure que le manque d'eau a aussi une influence sur l'écologie et comportement de *M. lutreola*. De fait, Palazón (1998) prouve que ce petit mustélide est très attaché à ces rivières méditerranéennes, qu'il quitte rarement.

Fragmentation et isolement des populations

Les grands barrages transforment l'habitat de façon considérable. Il en existe de deux types : ceux de niveau plus ou moins permanent, permettant un développement de la végétation, et ceux de niveau variable qui empêchent la croissance de la végétation et qui ont une bande aride. La

loutre sélectionne le premier type comme s'il s'agissait d'un habitat naturel, puisque elle y trouve aisément refuge et nourriture. Le deuxième type lui est moins favorable (Ruiz-Olmo 1995a, Ruiz-Olmo & Delibes 1998), étant donné qu'elle n'y trouve pas de conditions aussi propices. Cela ne signifie pas qu'il n'y a pas de loutres, mais il s'agit de cas provisoires, de basse densité ou à cause du manque d'habitats plus favorables. L'impact des barrages construits en défilés étroits et hauts (souvent de 60 à 120 m de haut) est encore plus négatif. Ces constructions sont de véritables barrières (Ruiz-Olmo *et al.* 1991, Ruiz-Olmo & Delibes 1998), empêchent ou rendent difficile le passage des loutres. Il faut se souvenir que les pays méditerranéens sont en général montagneux et secs, ce qui gêne énormément le passage des loutres au travers d'une rivière ou lac pour arriver à un autre (souvent sur une distance assez grande). Nous avons plusieurs fois mis en doute que ces barrages sont vraiment une barrière, mais les résultats sont incontestables. Ruiz-Olmo & Delibes (1998) ont comparé la distribution de la loutre en Espagne en rivières du versant méditerranéen pendant 1984-85 et 1994-96. Pendant la première période, 61% des 31 barrages étudiés correspondait avec la limite de distribution de la loutre. Notons aussi que, bien qu'il y ait des loutres en amont et en aval du barrage, il n'y a pas d'échange entre les deux groupes. En 1994-96, 85% des barrages qui existaient depuis dix années étaient encore une barrière, ou les loutres avaient disparu. Le problème est que ces barrières engendrent des populations plus isolées, composées d'un nombre de loutres très réduit, qui deviennent non viables à court et long terme. Ruiz-Olmo (*sous presse*) a développé des modèles mathématiques de viabilité basés sur des données démographiques qui proviennent des loutres ibériques et a montré que les populations les plus isolées sont les plus menacées, et que les petites populations sans réels barrages, ont une probabilité de persistance beaucoup plus grande. Les populations réduites sont constituées de peu d'individus (deux à 20), elles occupent quelques dizaines de kilomètres de cours d'eau, du fait de leur basse densité. Des catastrophes d'ampleurs variées, naturelles ou artificielles, des épizooties, les effets de la consanguinité peuvent faire disparaître une population possédant de telles caractéristiques en peu de temps. Nous avons plusieurs exemples de disparition de la loutre dans ces petites populations : rivière Montsant (le modèle ci-dessus s'est avéré une réalité), rivière Mijares, rivière Muga (avant la récente réintroduction) ou encore rivière Bidassoa.

Conservation

Selon nos résultats, la disponibilité en nourriture pour la loutre et le vison d'Europe dans le domaine méditerranéen semble plus importante que celle en eau (tout du moins en période de pénurie). Il faut se souvenir que chez la loutre, la plupart des proies sont aquatiques ou semi aquatiques et la moitié le sont chez le cas du vison. Nous avons aussi montré qu'il faut du temps pour que une rivière ou étendue d'eau soit en mesure de récupérer après une sécheresse. Tous ces processus météorologiques et écologiques ont une influence sur l'abondance, la mortalité, la condition physique (susceptibilité aux maladies et capacité à survivre) et sur la reproduction de ces prédateurs subaquatiques. Dans les domaines méditerranéens, toutes les causes habituelles de régression de ces deux carnivores (contamination, destruction

de l'habitat, chasse, etc.) doivent être incluses dans les programmes de conservation et restauration. D'autres sont cependant aussi, voire plus, importantes : les carnivores semi-aquatiques et les animaux dont ils se nourrissent ont besoin d'eau, et les infrastructures humaines favorisent l'apparition de barrières naturelles et l'isolement des populations, en particulier pour la loutre (le vison d'Europe étant moins dépendant de l'eau et réalisant plus aisément les mouvements entre bassins et domaines montagneux).

La conservation et le futur de la loutre et du vison d'Europe en Europe méditerranéenne, dépendront dans une grande mesure des modèles de gestion hydrique qui seront appliqués à l'avenir. L'existence de rivières à débits suffisants, une structure fluviale favorisant la pérennité des poissons, des écrevisses, des amphibiens, des serpents d'eau et des autres animaux durant les périodes de sécheresse, une gestion adéquate de la pêche et la construction de points de passage dans les barrages ou structures similaires sont des éléments indispensables pour la gestion de ces espèces.

Remerciements

Ce travail est une synthèse d'études commencées en 1983 par un équipe de personnes composée à présent ou dans le passé de : Antoni Batet, Miguel Angel Bartolomé, Francesca Casadesús, Juan Carlos Ceña, Willy Chacón, Vicente Ferris, Astrid Geis, "Cisco" Mañas, Ivan Moya, Josep Maria Olmo, Juan José Palomo, Alejandro Pascual, Vittorio Pedrocchi et Martí Surroca. Comme pierre angulaire pour le développement de l'équipe nous mentionnons Miguel Delibes et remercions aussi l'aide d'Enrique Castián et Javier Ochoa (Navarre) et du *Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya* à Lleida.

Mots-clés : Loutre, *Lutra lutra*, Vison d'Europe, *Mustela lutreola*, Milieu méditerranéen, Habitat, Distribution, Régime alimentaire, Sécheresse, Fragmentation.

Références

- Camarasa et col. 1993. Méditerranées. En: (R. Folch et J.M. Camarasa, eds.) Biosfera, 5. *Enciclopèdia Catalana*, S.A., Barcelona. 439 pp.
- Camby, A. 1990. Le Vison d'Europe (*Mustela lutreola* Linnaeus, 1761). En: *Encyclopédie des Carnivores de France*, 13. SFEPM. Paris. 18 pp.
- Carss, D.N. & H. Kruuk 1996. Costs and benefits of fishing by a semi-aquatic carnivore, the otter *Lutra lutra*. En: (S.P.R. Greenstreet et M.L. Tasker, eds.) *Aquatic Predators and their Prey*. Fishing News Books, Cambridge, pp. 10-16.
- Delibes, M. 1990. *La nutria (Lutra lutra) en España*. Serie Técnica. ICONA, Madrid. 198 pp.
- Delibes, M. 1995. Cuando abandonan las nutrias una charca?. *Resúmenes II Jornadas SECEM*, Soria. pp. 23.
- Delibes, M. & M.I. Adrián 1987. Effects of Crayfish Introduction on Otter *Lutra lutra* Food in Doñana National Park, SW Spain. *Biol. Conserv.*, 42: 153-159.
- De Sostoa, A. 1990. Peixos. En: *Història Natural dels Països Catalans*, núm. 11, 487 pp.
- Jiménez, J. & M. Delibes 1990. Causas de la rarificación. En: (M. Delibes, ed.) *La nutria (Lutra lutra) en España*, Serie Técnica. ICONA, Madrid, pp. 169-177.
- Jiménez, J. & Lacomba, I. 1991. The influence of Water Demands on Otter (*Lutra lutra*) Distribution in Mediterranean Spain. En: (C. Reuther & R. Röechter, Ed.) *Proceedings V. Int. Otter Coll.*, Hankensbüttel 1989. Habitat, 6: 249-255.
- Kruuk, H. 1995. *Wild Otters. Predation and Populations*. Oxford University Press. Oxford. 304 pp.
- Kruuk, H., D.N. Carss, J.W.H. Conroy & L. Durbin 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 65: 171-191.
- Libois, R.M. 1996. Régime et tactique alimentaire de la loutre (*Lutra lutra*) en France: Synthèse. *Cahiers d'Ethologie*, 15 (2-3-4): 251-276.
- López-Martin, J.M., J. Jiménez & J. Ruiz-Olmo 1998. Caracterización y uso del habitat de la Nutria *Lutra lutra* (Linn., 1758) en un río de carácter mediterráneo. *Galemys*, 10 (núm. especial): 175-190.
- López-Martin, J.M. & J. Ruiz-Olmo 1996. Organochlorine Residue Levels and Bioconcentration Factors in Otters (*Lutra lutra* L.) from Northeast Spain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 57: 532-535.
- Macdonald, S.M. & C.F. Mason 1982 a) The otter *Lutra lutra* in central Portugal. *Biol. Conserv.*, 22: 207-215.
- Macdonald, S.M. & C.F. Mason 1982 b. Otters in Greece. *Oryx*, 18: 157-159.
- Macdonald, S.M. & C.F. Mason 1983 a. The otter *Lutra lutra* in Southern Italy. *Biol. Conserv.*, 25: 95-101.
- Macdonald, S.M. & C.F. Mason 1983 b. The otter (*Lutra lutra*) in Tunisia. *Mammal Rev.*, 13: 35-37.
- Macdonald, S.M. & C.F. Mason 1984. Otters in Morocco. *Oryx*, 18: 157-159.
- Macdonald, S.M. & C.F. Mason 1985. Otters, their Habitat and Conservation in Northeast Greece. *Biol. Conserv.*, 31: 191-210.
- Macdonald, S.M., C.F. Mason & K. De Smet 1985. The otter (*Lutra lutra*) in north-central Algeria. *Mammalia*, 49(2): 215-219.
- Martín-Vide, X. 1985. *Pluges i inundacions a la Mediterrània*. Col.lecció Ventall, KETRES, Ed., Barcelona, 132 pp.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 1986. *Otters. Ecology and Conservation*. Cambridge Univ. Press. 236 pp.
- Mitchel-Jones, A.J., G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Krystufek, P.H.J. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J.B.M. Thissen, V. Vohralök 1999. *The Atlas of European Mammals*. Societas Europea Mammalogica. T & A D Poyser Natural History, London, 484 pp.
- Morales, J.J., J. Ruiz-Olmo, M. Lizana & J. Gutiérrez 1998. Diferencias en la ocupación por la Nutria (*Lutra lutra*) de lagunas y embalses de altitud, en el centro y norte de la Península Ibérica. *Galemys*, 10 (núm. especial): 253-264.
- Ognev, S.I. 1931. *Mammals of Eastern Europe and Northern Asia. II. Carnivora* (Fisipeda). Translation Israel Program, Jerusalem, pp. 374-410.
- Palazón, S. 1999. Distribución, morfología y ecología del visón europeo (*Mustela lutreola* Linnaeus, 1791) en la Península Ibérica. Tesis Doctorale. Universitat de Barcelona. 278 pp.
- Palazón, S. & J. Ruiz-Olmo 1997. *El visón europeo (Mustela lutreola) y el visón americano en España*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 133 pp.
- Palazón, S. & J. Ruiz-Olmo 1998. A preliminary study of the behaviour of the European mink *Mustela lutreola* in Spain, by means of radiotracking. En: (N. Dunstone et M. Gorman, eds.) *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*, Cambridge Univ. Press, pp. 93-106.
- Prignioni, C., G. Bogliani & F. Barbieri 1986. The otter *Lutra lutra* in Albania. *Biol. Conserv.*, 36: 375-383.
- Puente-Amestoy, F. 1956. El visón en Álava. *Munibe*, 8: 24-27.
- Rodríguez De Ondarra, P. 1955. Hallazgo en Guipuzcoa de un mamífero no citado en la "Fauna Ibérica" de Cabrera. El "Putorius lutreola". *Munibe*, 7: 201-207.
- Rosoux, R., T. Tournebize & H. Maurin 1996. Etude de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actualisation 1993. *Cahiers d'Ethologie*, 15 (2-3-4): 195-206.

- Ruiz-Olmo, J. 1995 a. Estudio bionómico sobre la *nutria* (*Lutra lutra* L., 1758) en aguas continentales de la Península Ibérica. These Doctorale. Universitè de Barcelona.
- Ruiz-Olmo, J. 1995 b. The Reptiles in the diet of the Otter (*Lutra lutra* L., Carnivora, Mustelidae) in Europe. En: (G. Llorente et al. Eds.) *Scientia Herpetologica* 1995 . pp. 259-264.
- Ruiz-Olmo, J. 1995 c. Observations on the predation behaviour of the otter *Lutra lutra* in NE Spain. *Acta Theriol.*, 40(2): 175-180.
- Ruiz-Olmo, J. 1998. Influence of altitude on the distribution, abundance and ecology of the otter (*Lutra lutra*). En: (N. Dunstone et M. Gorman, eds.) *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 159-176.
- Ruiz-Olmo, J. (sous presse). Modelling Otter Population Viability in Mediterranean Rivers. *The Journal of Wildlife Research*.
- Ruiz-Olmo, J., A. Calvo, S. Palazón & V. Arqued 1998 a. Is the Otter a bioindicator?. *Galemys*, 10 (núm. especial): 227-237.
- Ruiz-Olmo, J. & M. Delibes 1998. *La Nutria en España ante el horizonte del año 2000*. SECEM, Málaga. 300 pp.
- Ruiz-Olmo, J., M. Delibes & S.C. Zapata 1998 b. External morphometry, demography and mortality of the Otter *Lutra lutra* (Linneo, 1758) in the Iberian Peninsula. *Galemys*, 10 (núm. especial): 239-251.
- Ruiz-Olmo, J., Jiménez, J. & Lacomba, I. 1991. Length of Hydrographic Basins and Population Viability of the Otter in rivers in Eastern Spain. En: (C. Reuther et R. Röechter, Ed.) Proceedings V. Int. Otter Coll. Hankensbüttel. *Habitat*, 6:255-258.
- Ruiz-Olmo, J. & J.M. López-Martin. 2000. La nutria en la cuenca del río Matarranya: el efecto del uso del agua por el hombre los ríos mediterráneos. *Quercus* 167: 14-21
- Ruiz-Olmo, J., J.M. López-Martin & M. Delibes 1998 c. Otters and Pollution in Spain. En: (N. Dunstone et M. Gorman, eds.) *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 325-338.
- Ruiz-Olmo, J., J.M. López-Martin & S. Palazón (sous presse). Influence of Fish abundance on the structure of Otter (*Lutra lutra*) Populations in Iberian Mediterranean Habitats. *J. Zool., Lond.*
- Ruiz-Olmo, J. & S. Palazón 1997. The diet of the European otter (*Lutra lutra* L.) in Mediterranean freshwaters habitats. *J. Wildl. Res.*, 2(2): 171-181.
- Saint-Girons, M.Ch. 1991. Le vison sauvage (*Mustela lutreola*) en Europe. *Collection Sauvegarde de la Nature*, 54. Council of Europe, Strasbourg, 41 pp.
- Senosiain, A. & J.A. Donázar 1983. Nuevos datos sobre la presencia del visón europeo (*Mustela lutreola* L.) en Navarra. *Doñana Acta Vert.*, 10(1): 219-221.
- Sidorovich, V.E. 1992. Comparative analysis of the diets of European mink (*Mustela lutreola*), American mink (*Mustela vison*) and Polecat (*Mustela putorius*) in Byelorussia. *Small Carnivore Conservation*, 6: 2-4.
- Trinidade, A., N. Farinha & E. Florencio 1998. *A distribuição da Lontra Lutra lutra em Portugal. Situação em 1995*. Instituto da Conservação da Natureza. Ministério do Ambiente, Lisboa. 138 pp.
- Youngman, P.M. 1982. Distribution and systematics of the European mink *Mustela lutreola*, Linnaeus, 1761. *Acta Zool. Fenn.*, 166: 1-48.
- Zamora, L., D. Saavedra & R. Moreno-Amich 1996. Stock Assesment, Biomass and Fish Production in two Mediterranean Basins (NE Spain). *Limnética*, 12(1): 47-58.

Statut de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) et contamination des poissons par les polychlorobiphényles (PCBs) : éléments de synthèse et perspectives

Lionel Lafontaine¹ * & Luiz Felipe de Alencastro²

¹ Réseau SOS-Loutres / GMB, Groupe Loutre IUCN-SSC, Maison de la Rivière, F-29450 Sizun.

² GECOS-Ecotoxicologie, Ecole Polytechnique Fédérale, CH-1015 Lausanne. (<http://dgrwww.epfl.ch/GECOS>)

* M : otternet@aol.com

Un examen comparatif de la contamination des poissons par les polychlorobiphényles (PCBs) et du statut respectif de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans plusieurs régions d'Europe occidentale est effectué en regard des seuils critiques de contamination des poissons proposés par divers auteurs. Cette analyse a permis de tester l'adéquation de ces seuils en fonction des espèces de poissons étudiées et de leur taille. Elle tend à souligner la validité de seuils spécifiques de contamination des poissons par les PCBs, en tant que facteurs-clés au-delà desquels la survie des populations de loutres semble affectée. Les perspectives en matière de définition des corridors potentiels de recolonisation de l'espèce, à travers un suivi régulier de poissons traceurs, sont ensuite discutées.

Introduction

Les populations de loutres d'Europe (*Lutra lutra*) ont fortement régressé durant les dernières décennies sur de vastes espaces d'Europe occidentale et centrale (Macdonald & Mason 1992). Parmi les multiples facteurs de régression, la pollution chronique des milieux aquatiques, notamment par des polluants peu dégradés et rémanents qui s'accumulent dans les chaînes alimentaires, a été la plus fréquemment citée. Les composés les plus souvent mis en cause sont des insecticides organochlorés : dieldrine (HEOD) (Strachan & Jefferies 1996), composé très rémanent interdit d'utilisation en agriculture depuis 1972 en France, DDT et ses métabolites de dégradation (DDE) (Jönsson et al. 1993), ou des métaux lourds tel le mercure (Kruuk & Conroy 1996). Mais nul doute que la problématique de l'impact des polychlorobiphényles (PCBs) sur une espèce clé-de-voûte telle que la loutre d'Europe a suscité les plus nombreuses recherches et controverses (Macdonald & Mason 1992, Smit et al. 1994, Kruuk & Conroy 1996, Ruiz-Olmo et al. 1998). Différents travaux ont mesuré les niveaux de contamination de loutres trouvées mortes pour établir un bulletin de santé de diverses collections régionales ou nationales en regard de leur statut et de seuils s'appuyant sur un référentiel expérimental concernant le vison d'Amérique (*Mustela vison*) en élevage, et au-delà desquels des perturbations de la reproduction ont été constatées. Un tel débat semble loin d'être clos (Kruuk 1997, Mason 1997, Mason 1998, Smit et al. 1998).

Dans ce contexte divers auteurs ont proposé des valeurs-seuils dans la nourriture (poissons), éléments d'autant plus importants qu'ils sont (ont été) exploités dans le cadre d'études de faisabilité de réintroduction, notamment en France, en Alsace (Brunelle 1997) ou en Rhône-Alpes (Michelot et al. 1998).

Dans le débat scientifique actuel, les seuils suivants (rapportés au poids frais) sont apparus les plus pertinents à tester :

1. seuils proposés par Macdonald & Mason (1992) d'après un calcul de modélisation proies / épreintes de loutres :
 - seuil 1 : < 26 µg/kg (concentration sans effet),
 - seuil 2 : > 50 µg/kg (seuil critique, i.e. concentration dans la nourriture pendant une longue période, pouvant entraîner des troubles de la reproduction),
2. seuils proposés par Leonards et al. (1994) d'après un calcul de modélisation extrapolant un référentiel expérimental à partir d'informations récoltées chez le vison d'élevage :
 - seuil 3 : < 145 µg/kg (concentration sans effet),
 - seuil 4 : > 371 µg/kg (seuil critique).

Parallèlement, assez peu d'études ont été entreprises pour mesurer les taux de PCBs dans les poissons comparativement au statut de la loutre in vivo.

Au sud-ouest du Danemark, dans des sites dulçaquicoles ou saumâtres appartenant au noyau dur de répartition de la loutre, Smit et al. (1996) trouvent une teneur maximale, de 25 µg pour la somme de sept CBs par kg de poids frais, toutes espèces de poissons confondues (neuf espèces différentes, 19 échantillons et 402 poissons analysés), ce qui pour une extrapolation des PCBs totaux renvoie au-dessus du seuil 2 proposé par Macdonald & Mason (1992). En Catalogne (Espagne), Ruiz-Olmo et al. (1998) observent que les populations de loutres ne colonisent pas de façon permanente les zones humides où les poissons (12 espèces différentes, 44 échantillons et 187 poissons analysés, López-Martin et al. 1995) présentent une contamination moyenne (somme de 18 CBs) supérieure à 110 µg par kg de poids frais. Seul ce chiffre (moyenne arithmétique) est avancé, il implique donc de facto, en PCBs totaux, des valeurs plus élevées qui renvoient aux seuils (3) et (4) moins « exigeants » proposés par Leonards et al. (1994). En outre, ces deux exemples ne précisent pas davantage d'éventuelles différences inter/intra-spécifiques entre poissons. Nous avons donc saisi l'opportunité d'analyses récentes, numériquement et géographiquement étendues, de différentes espèces de poissons en France et en Suisse, effectuées par le même laboratoire (Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne), pour tenter d'en faire une synthèse critique, comparativement à d'autres données disponibles (bien que cette comparaison soit souvent délicate : données plus anciennes et quantification des PCBs différente), corrélativement aux seuils proposés, afin de dégager quelques perspectives à finalité conservatoire.

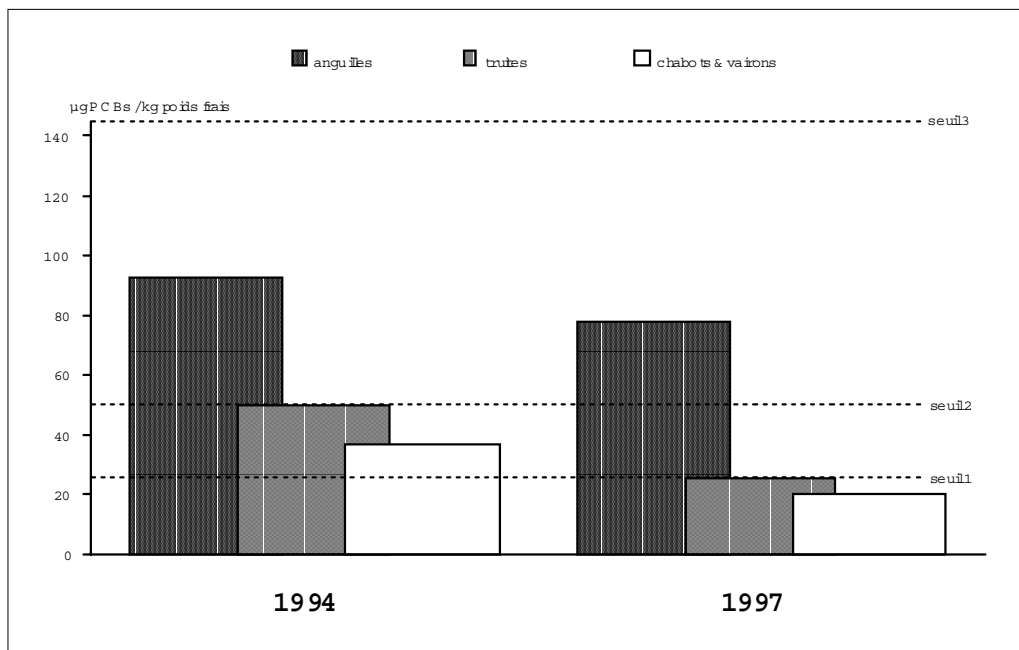


Figure 1 : Evolution des teneurs (moyennes arithmétiques) en PCBs des poissons du Scorff (Bretagne, loutre sédentaire) de 1994 à 1997, toutes stations confondues (d'après Lafontaine & de Alencastro 1999). Seuils : voir texte.

Contamination des poissons du Scorff (Bretagne) par les PCBs.

Pour la première fois en France, une analyse étendue de la contamination des chaînes alimentaires en eau douce (sédiments, cinq espèces de poissons, épreintes et tissus de loutres), et son évolution à 3 ans d'intervalle, a été réalisée sur deux bassins-tests en Bretagne, pour le compte de la CORPEP et de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (Lafontaine & de Alencastro 1999). L'objet de cet article n'est pas de reprendre ce travail, portant à la fois sur les PCBs (17 congénères) et des composés phytosanitaires, mais d'examiner ici les résultats de la contamination des poissons par les PCBs totaux observés sur le Scorff, rivière salmonicole du Morbihan où la loutre est sédentaire. Afin de pouvoir comparer ces résultats avec ceux de la littérature, l'estimation des PCBs totaux a été obtenue à partir de la somme de 12 congénères (nomenclature IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry : 28, 52, 101, 105, 118, 128, 138, 149, 153, 156, 170 et 180), qui correspondent à ceux proposés par le BCR (Bureau Communautaire de Référence / Union Européenne) dans les matériaux de référence (Wells *et al.* 1992). Pour cette estimation ont été reprises les concentrations déterminées pour ces 12 CBs dans les poissons lors des études EPFL menées en Alsace et dans la Vallée du Rhône (pourcentage moyen : $41.5\% \pm 8.2\%$; Michelot *et al.* 1998).

L'évolution des teneurs moyennes (: arithmétiques) en PCBs totaux pour quatre espèces de poissons à 3 ans d'intervalle (toutes classes d'âges et toutes stations confondues) montre très nettement un gradient interspécifique de contamination (figure 1). Les anguilles *Anguilla anguilla* sont en moyenne 2,2 fois plus contaminées que les truites farios *Salmo trutta fario*, elles-mêmes 1,4 fois plus contaminées que les chabots *Cottus gobio* et les vairons *Phoxinus phoxinus*; en 1997, chacun des taxons s'avère moins contaminé par les PCBs qu'en 1994, suivant un profil sensiblement équivalent (taux

moyen : 69%). Ces résultats confirment donc que l'aptitude à accumuler les PCBs varie selon l'espèce de poisson considérée : en 1997 sur les mêmes stations du bassin du Scorff et à la même date, les teneurs moyennes des chabots & vairons et des truites sont inférieures au seuil 1, le plus restrictif (26 µg/kg, Macdonald & Mason 1992), tandis que celles des anguilles sont situées entre le seuil 2 (50 µg/kg, Macdonald & Mason 1992) et le seuil 3 (145 µg/kg, Leonards *et al.* 1994).

Lecture globale pour quatre régions françaises

Cette synthèse comparative porte ici sur la compilation de toutes les analyses effectuées par l'EPFL en France, soit dans le contexte d'études préalables de faisabilité de réintroduction de la loutre (Alsace : EPFL/IGE/GS 1995, Brunelle 1997. Rhône-Alpes + Allier (Lozère) : Michelot *et al.* 1995, 1998), soit dans le cadre d'une étude étendue de la contamination des chaînes alimentaires en eau douce (Bretagne : Lafontaine & de Alencastro 1999). Elles reposent donc sur un protocole similaire d'extraction et de quantification des PCBs, effectué par un même laboratoire, ce qui autorise les comparaisons les plus fiables. Tous les résultats sont ici compilés sur la figure 2, par espèce de poisson. Pour les sites de Rhône-Alpes, le seul site positif retenu ici pour la loutre est l'amont de la Drôme (: barbeaux *Barbus barbus*), le seul ayant comporté des données positives loutre après 1990, c'est-à-dire peu avant les captures de poissons pour analyses (1994). Le statut afférent de l'espèce n'est toutefois absolument pas comparable avec le Scorff ou l'Allier, où les populations de loutres sont sédentaires. Le nombre d'échantillons analysés par espèce (= un ou plusieurs poissons regroupés ; "pools" de poissons dosés ensemble) est détaillé dans chaque cas. Cette première lecture globale montre assez nettement que les poissons apparaissent significativement moins contaminés par les PCBs dans les régions où la loutre est présente, mettant en particulier en exergue le seuil de 145

$\mu\text{g}/\text{kg}$ proposé par Leonards *et al.* (1994), hormis le cas des goujons *Gobio gobio* de l'Allier (loutre présente), ou inversement des blageons *Leuciscus souffia* de Rhône-Alpes et des chevaines *Leuciscus cephalus* d'Alsace (loutre absente). Ces différences interspécifiques nécessitent donc un examen plus détaillé, chaque espèce de poisson se distinguant des autres par un comportement, un régime alimentaire, une longévité ou un taux de lipides qui lui sont propres.

Analyse par groupes d'espèces et par taille

Anguilles (Figure 3)

L'ensemble des analyses d'anguilles est ici synthétisé en distinguant 3 classes de poids : <150g, 150-450g et >450g (selon répartition des échantillons analysés disponibles), ce qui correspond globalement, en moyenne, aux classes d'âge suivantes : <4 ans, 4 à 6 ans, >6 ans (d'après Meunier 1994, Mounaix & Fontenelle 1994, la croissance de l'anguille est en réalité sujette à une forte variabilité selon les caractéristiques du lieu et du bassin versant). Leur sont adjointes, en rappelant que la méthode de quantification des PCBs totaux y fut différente, les données extraites de Hugla *et al.* (1998) pour 17 stations de 11 rivières du Luxembourg (pour l'ensemble des espèces de poissons analysées, et en omettant les mesures effectuées sur les poissons du lac d'Esch-sur-Sûre, issus de réempoissonnements et présentant de ce fait, selon ces auteurs, des concentrations plus faibles), ainsi que 3 autres des marais de l'Ouest (Tans *et al.* 1995, Hugla, *com. pers.*). On observe une assez nette bioaccumulation des PCBs avec le poids (donc avec l'âge), sauf entre les échantillons d'anguilles de moins de 450g d'Alsace et du Luxembourg. Pour chaque classe de poids, les anguilles provenant de stations où la loutre est présente sont toujours nettement moins contaminées par les PCBs; les anguilles du Scorff et

des marais de l'Ouest, où les populations de loutres sont sédentaires, montrent des teneurs médianes sensiblement du même ordre, bien que deux anguilles (sur 27) des marais de l'ouest aient présenté une teneur supérieure à 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dans le cas du Luxembourg, les anguilles les moins contaminées, de surcroît très âgées (201 et 220 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour un poids respectif de 470 et 840g), proviennent de la haute Sûre, une des rares localités où la loutre est encore présente. Pour les anguilles, le seuil 3 proposé par Leonards *et al.* (1994) apparaît donc comme un plafond assez pertinent, à contrôler de façon plus étendue en liaison avec l'âge des anguilles, compte tenu du phénomène de bioaccumulation. Bien que les comparaisons soient délicates (méthode de quantification des PCBs différente), ces résultats apparaissent néanmoins assez cohérents :

- avec les travaux néerlandais, où, dans les derniers sites colonisés par la loutre (Frise), la contamination des anguilles (20 à 52 $\mu\text{g}/\text{kg}$, somme de sept CBs) est inférieure à celle mesurée dans d'autres régions des Pays-Bas (Smit *et al.* 1994).
- avec les travaux d'Andersen *et al.* (1986) au Danemark : au sein de l'aire de distribution de la loutre (Jutland), les teneurs les plus élevées mesurées chez les anguilles sont de 140 $\mu\text{g}/\text{kg}$, soit bien moins que les maxima (510 et 600 $\mu\text{g}/\text{kg}$) près de Copenhague (Sealand, loutre absente).
- avec les analyses de Kruuk & Conroy (1993) en Ecosse, où, sur 10 sites échantillonnés (loutre présente / statuts variables), les teneurs en PCBs des anguilles sont presque indécélables (en poids frais), à l'exception de deux lacs intérieurs (où l'accumulation et la métabolisation des PCBs par les poissons est différente, en liaison avec la productivité lacustre; Larsson *et al.* 1992) et des îles Orcades (n=13, dont trois anguilles > 600g; moyenne arithmétique > 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$, relation avec le poids non détaillée).

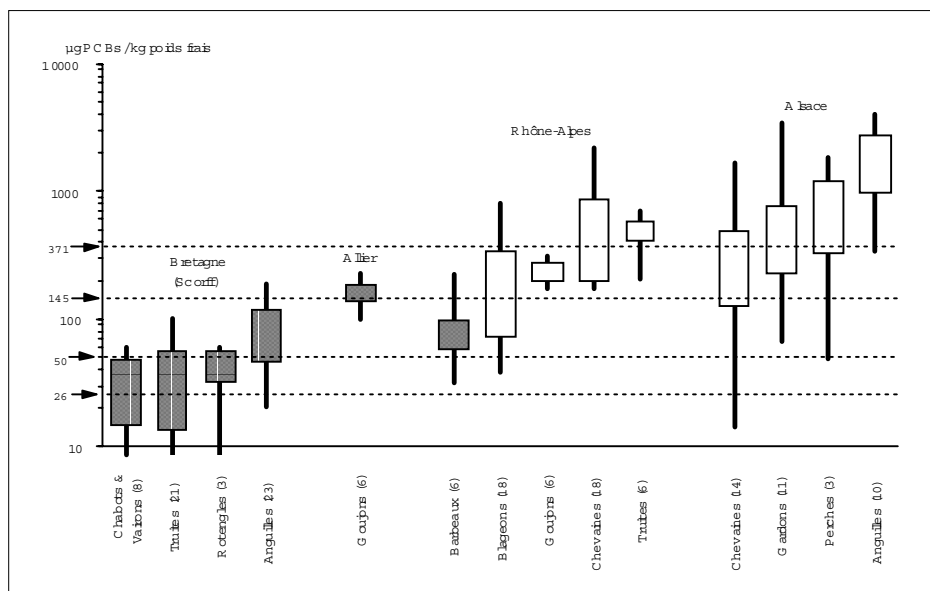


Figure 2 : Synthèse globale des teneurs en PCBs mesurées sur 11 espèces de poissons de 4 régions françaises. Résultats compilés par espèce de poisson ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids frais, amplitudes et intervalles interquartiles 25-75%), en distinguant les sites où, à l'époque des analyses, la loutre est présente - et le plus souvent sédentaire - (barres grises) de celles où elle est absente (barres blanches). (toutes analyses : EPF Lausanne, d'après : EPFL/IGE/GS 1995; Michelot *et al.* 1995, Lafontaine & de Alencastro 1999, nombre d'échantillons analysés entre parenthèses).

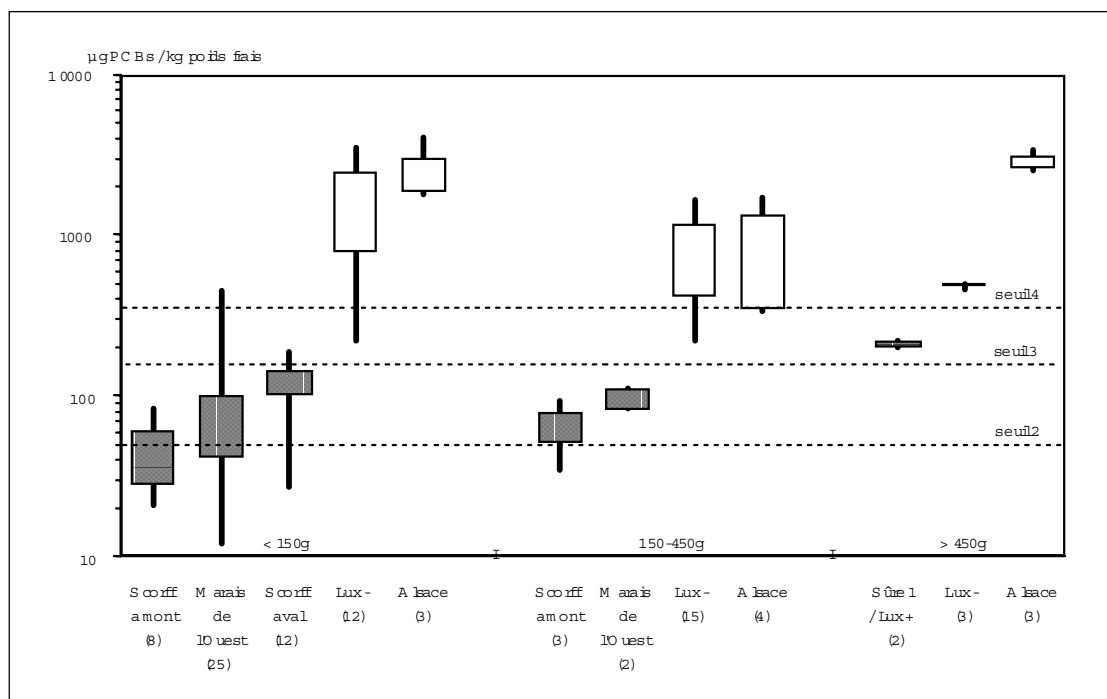


Figure 3 : Bilan synthétique de contamination des anguilles par les PCBs (3 classes de poids) : Alsace (EPFL/IGE/GS 1995), Bretagne (Lafontaine & de Alencastro 1999), Marais de l'Ouest (Tans *et al.* 1995, Hugla, *com. pers.*) et Luxembourg (Hugla *et al.* 1998). Nombre d'échantillons analysés entre parenthèses.

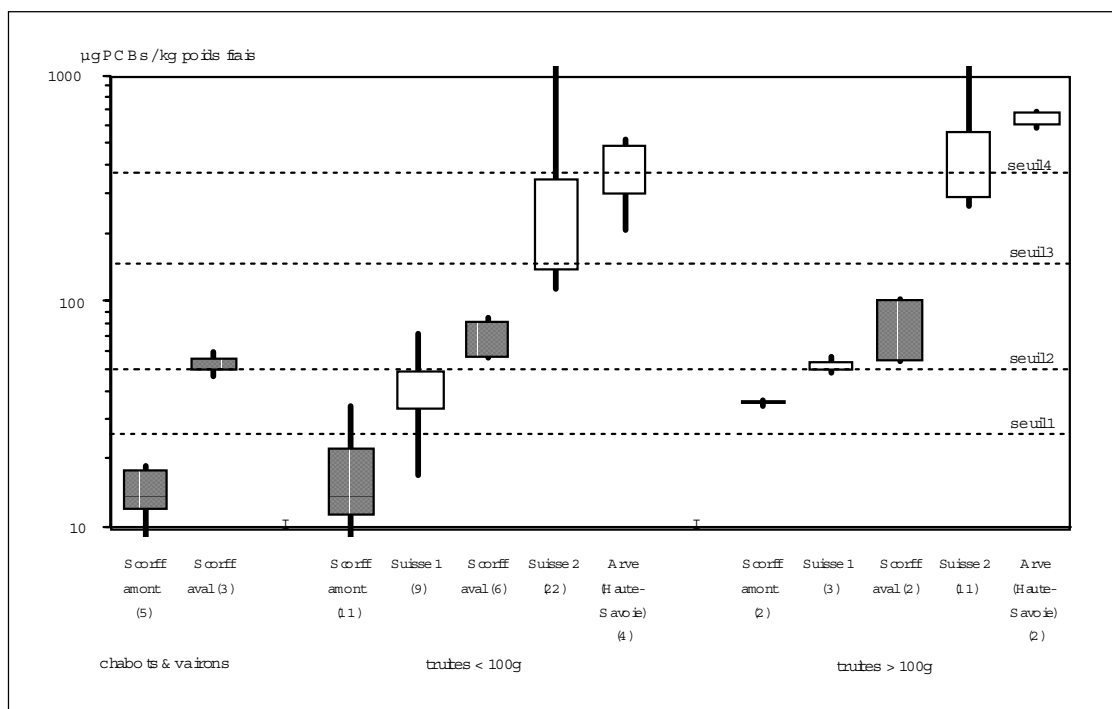


Figure 4 : Bilan synthétique de contamination de la truite et ses espèces d'accompagnement par les PCBs : Bretagne (Lafontaine & de Alencastro 1999), Rhône-Alpes (Michelot *et al.* 1995) et Suisse (Nicollerat 1990). (nombre d'échantillons analysés entre parenthèses). Pour la Suisse, ont été distingués les lots Suisse 1 (Scharzwasser et cours supérieur de la Thur) et Suisse 2 (toutes les autres rivières), qui diffèrent très significativement.

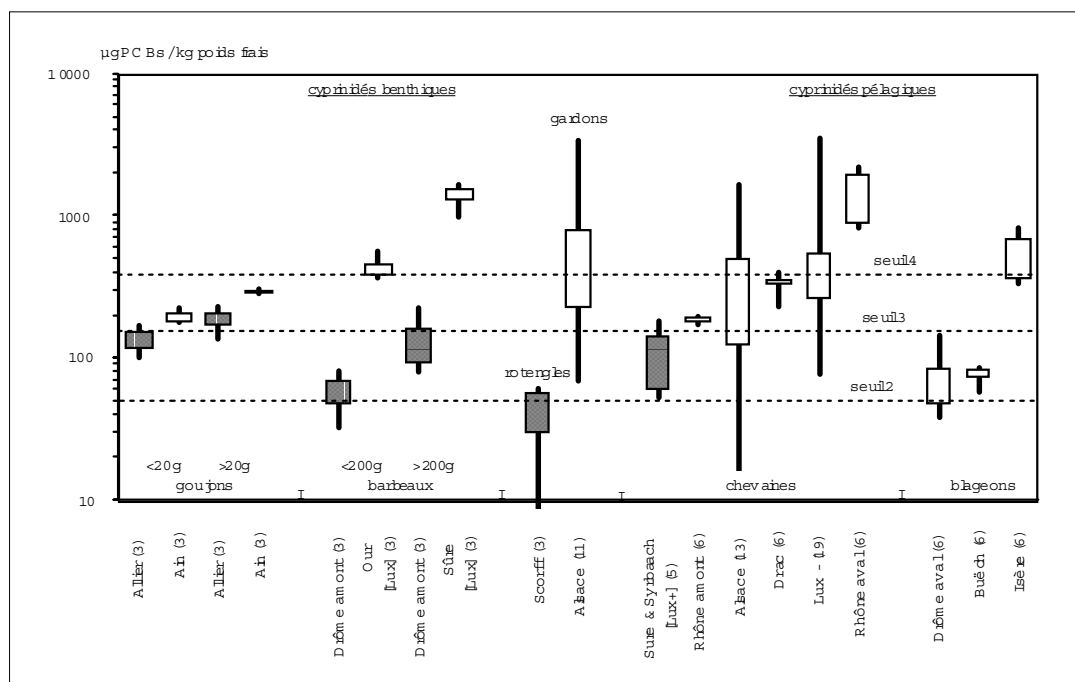


Figure 5 : Bilan synthétique de contamination des cyprinidés par les PCBs : Alsace (EPFL/IGE/GS 1995), Bretagne (Lafontaine & Alencastro 1999), Rhône-Alpes + Allier (Michelot *et al.* 1995) et Luxembourg (Hugla *et al.* 1998). Nombre d'échantillons analysés entre parenthèses.

Truite et espèces d'accompagnement (Figure 4)

L'analyse porte ici sur un échantillonnage réduit, chabots-vairons et truites du Scorff d'une part, truites de l'Arve (Haute-Savoie) et de Suisse d'autre part (Nicollerat 1990; méthode de quantification des PCBs totaux différente). Compte tenu des réserves d'interprétation que cela implique, ces résultats semblent malgré tout relativement concluants puisque la teneur minimale mesurée dans les petites truites de l'Arve est exactement le double de la teneur maximale observée dans les grosses truites à l'aval du Scorff (206 µg/kg pour une truitelle de 10g contre 103 µg/kg pour une truite de 200g). Dans tous les cas, on observe des teneurs plus élevées chez les grosses truites, et ainsi que cela a déjà été précisé, les chabots et les vairons sont toujours moins contaminés par les PCBs que les truites.

Si la concentration en PCBs chez la majorité des truites (26 sur 45) de Suisse, où la loutre a disparu, excède parfois très largement le seuil 3 de 145 µg/kg, il faut faire mention de la Scharzwasser et du cours supérieur de la Thur (Suisse 1, qui comptent parmi les dernières rivières suisses où la loutre a été présente : Weber 1990), et où les truites montrent une contamination faible, intermédiaire à celle du Scorff amont et aval.

Dans le cas de la truite, à partir de cet échantillonnage réduit, le plafond, dépendant de la taille du poisson, attendrait le seuil de 145 µg/kg, proposé par Leonards *et al.* 1994, pour une truite de 500g, et serait de 84 µg/kg pour une truitelle de 50g. (d'après valeurs maximales du Scorff aval). Dans le cas des chabots & vairons, le plafond se situerait plus bas, à 60 µg/kg (maximum Scorff aval 1994). Ces tendances indicatives nécessiteraient bien entendu d'être confirmées sur la base d'un échantillonnage plus étendu.

Cyprinidés (Figure 5)

L'analyse porte ici sur 6 espèces de cyprinidés, qui diffèrent par leur comportement (benthique/pélagique), leur régime alimentaire (insectivore-invertivore/omnivore) ou leur longévité, ce qui a une incidence sur leur aptitude respective à accumuler les PCBs. Toutefois, la difficulté d'analyse tient précisément à un nombre important d'espèces peu comparables.

Le goujon *Gobio gobio* et le barbeau *Barbus barbus*, poissons insectivores-invertivores dominants au comportement benthique, présentent tous deux une bioaccumulation des PCBs avec l'âge et ces deux poissons apparaissent significativement moins contaminés par les PCBs quand la loutre est présente. Alors que chez les gros barbeaux on observe une relative adéquation avec le seuil de 145 µg/kg, le plafond serait plus élevé chez le goujon, mais le nombre restreint d'individus ne nous permet pas d'élaborer une hypothèse satisfaisante (n=3 dans l'Allier). Cette tendance provisoire nécessiterait confirmation sur un échantillonnage plus étendu.

Chez les autres cyprinidés, aucune bioaccumulation avec l'âge n'est ici patente, bien que Hugla *et al.* (1998) l'aient constaté chez le chevaine. Pour le gardon *Rutilus rutilus* et le rotengle *Scardinius erythrophthalmus*, peu d'échantillons ont été analysés, mais on constate à nouveau que les teneurs en PCBs des rotengles du Scorff, où la loutre est sédentaire, sont toujours inférieures à la plus basse valeur mesurée sur les gardons alsaciens (68 µg/kg, Zembs). Le seuil-plafond pourrait donc se situer sous ce niveau, c'est-à-dire au niveau du seuil 2 de 50 µg/kg de Macdonald & Mason (1992).

En revanche, si les chevaines de la Sûre et de la Syrbaach (Luxembourg), où la loutre est présente [Lux+], montrent, statistiquement, les plus faibles valeurs enregistrées par rapport à tous les autres lots de chevaines du Luxembourg

[Lux-], d'Alsace ou de Rhône-Alpes (où la loutre est absente), et se situent à la limite du seuil de 145 µg/kg ; plusieurs rivières échantillonnées au Luxembourg ou en Alsace montrent des valeurs équivalentes, voire même plus basses en Alsace (Orch, Doller, Zembs). Enfin, les blageons *Leuciscus soufia*, qui n'ont fait l'objet d'analyses que sur trois rivières de Rhône-Alpes où la loutre est absente, montrent des teneurs variables situées soit en dessous du seuil de 145 µg/kg (Drôme aval, Buëch), soit nettement au-dessus (Isère). Il faudrait donc tester, sur des stations où la loutre est sédentaire si un plafond se situerait au-dessous de la valeur la plus basse (38 µg/kg, Drôme aval).

Contrairement aux autres cyprinidés, ces deux dernières espèces, pélagiques, ne semblent donc pas, sur la base de ces résultats, constituer des indicateurs particulièrement appropriés pour la mise en évidence d'un plafond spécifique.

Conclusion

Cet essai de synthèse, basé uniquement ici sur des concentrations en PCBs totaux, tend à accréditer l'existence de seuils spécifiques (=propres à chaque espèce de poisson) au-delà desquels la loutre serait absente, hormis pour le cheveine et le blageon, cyprinidés pélagiques. Indépendamment de tout autre facteur de menace ou de disparition, qui peut localement jouer un rôle, les PCBs apparaissent bien constituer a minima un facteur déclenchant, sinon aggravant, dans la régression chronique de l'espèce, compte tenu des phénomènes de synergie ou d'antagonisme, peu élucidés, avec d'autres polluants. De tels plafonds spécifiques ne contredisent pas réellement les seuils déjà proposés et qui concernent l'ensemble des proies dont se nourrit la loutre. Mais, à partir du constat que certaines espèces de poissons accumulent plus que d'autres les PCBs, il faut tenir compte du comportement alimentaire de la loutre, localement et saisonnièrement, selon la disponibilité des diverses espèces de poissons et leur sélectivité par l'espèce. En outre, comme le précisent Smit *et al.* (1998), il apparaît nécessaire de mieux comprendre les capacités d'assimilation, de métabolisation et d'élimination des PCBs par les poissons et par la loutre, et notamment les congénères coplanaires (proches des dioxines), les plus toxiques. Il faut rappeler également que les seuils les plus exigeants sont des estimations de 'nombres-guides', c'est-à-dire en deçà desquels on suppose a priori que les populations de loutres peuvent se maintenir en bonne santé à long terme ("no adverse effect level"), par opposition à des seuils moins exigeants qui requièrent de se préoccuper du problème. En d'autres termes, si la loutre accumule *de facto* les PCBs, il est important de déterminer quel taux peut devenir problématique pour la survie des populations à long terme, compte tenu de la durée cumulative d'exposition à une concentration pouvant poser problème. Dans ce contexte, cette approche empirique suggère déjà que des plafonds propres à chaque espèce de poisson peuvent apparaître, dans certains cas selon la taille, et donc l'âge, des poissons analysés, en vertu des phénomènes de bioaccumulation. Elle souligne également :

- la nécessité d'harmonisation des méthodes d'extraction et de quantification des PCBs, afin de mieux fiabiliser les comparaisons, via une approche par congénères,

- en terme d'analyse statistique, l'importance d'un traitement par amplitudes / médianes / interquartiles (ou moyennes géométriques), plutôt que par moyenne arithmétique et écart-type, dès lors que la distribution des valeurs n'est pas normale,
- enfin que la taille des échantillons analysés apparaît déterminante pour dégager des tendances pertinentes.

Tout ceci justifierait pleinement des analyses complémentaires de poissons, notamment provenant des rivières occupées par la loutre, selon le statut effectif et le recrutement des populations locales. Ceci est un point fondamental dans la mesure où cette notion de seuil rédhibitoire - s'il existe - apparaît aussi lié au statut local des populations : si le recrutement est fort, des adultes contaminés pourraient être rapidement remplacés par des subadultes originaires de zones limitrophes non contaminées (Ruiz-Olmo *et al.* 1998). A contrario, lorsque les densités de population deviennent plus faibles, et en particulier aux marges de recolonisation, la problématique de contamination par les PCBs peut devenir plus manifeste et les seuils de sensibilité s'avérer plus aigus, et on pourrait admettre que de tels plafonds évoluent dans l'espace et dans le temps.

Quoi qu'il en soit, il nous semble que cette question constitue une des composantes essentielles des mécanismes de recolonisation de secteurs désertés par l'espèce. C'est pourquoi il apparaîtrait opportun de procéder à un suivi régulier de contamination d'espèces-cibles (traceurs) de poissons, et notamment l'anguille, ainsi que l'ont déjà recommandé Macdonald & Mason (1992), Mounaix & Fontenelle (1994) ou Smit *et al.* (1998). Ce suivi devrait alors être pleinement intégré dans les démarches en cours en matière de définition de corridors potentiels de recolonisation pour la loutre, à l'aide de systèmes d'informations géographiques (SIG), comme celle menée dans le cadre de l'UICN au plan pan-européen (Otter Habitat Network Europe, Reuther *et al.*, *in press*).

Au delà de tous les autres critères retenus, qui ont certes leur importance, un tel réseau de contrôle régulier, via un traceur tel que l'anguille ou un échantillon représentatif - espèces et tailles - de poissons si l'anguille est absente, ainsi que d'épreintes de loutres là où l'espèce est sédentaire (Lafontaine & de Alencastro 1999), s'avèrerait ainsi de première importance, si l'on en juge par les résultats, plutôt concordants développés ici, dans la définition d'une stratégie cohérente pour la conservation de la loutre et, à travers cette espèce-clé, des milieux aquatiques dans la globalité de leur fonctionnement.

Remerciements

E. Prévost (UMR Ecologie et Qualité des Hydrosystèmes Continentaux, INRA Rennes), N. Jeannot (Unité Expérimentale en Ecologie et Ecotoxicologie Aquatique, Station INRA Pont-Scorff) et J.M. Le Blavec (Conseil Supérieur de la Pêche, délé. Bretagne/Basse-Normandie) ont réalisé les captures de poissons sur le Scorff; nous remercions également Dominique Grandjean, Lionel Spack et Kristin Becker - van Slooten, qui ont procédé à l'essentiel des analyses de poissons pour le compte de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, ainsi que, pour leur aide amicale, Gilles Monod (Equipe Ecotoxicologie Aquatique, INRA-SCRIBE Rennes), Jim Conroy (Centre for Hydrology and Ecology, Ecosse) et Jean-Louis Hugla (Laboratoire d'Ecologie Animale et d'Ecotoxicologie, Université de Liège, Belgique), qui

a effectué une relecture critique de cette synthèse et qui a bien voulu communiquer les données d'analyses d'anguilles des Marais de l'Ouest. Nous remercions enfin Guillaume Chapron, François Moutou et les relecteurs anonymes qui ont bien voulu réagir sur ce texte.

Mots-clés : loutre d'Europe, *Lutra lutra*, polychlorobiphényles (PCBs), poissons, seuils critiques, corridors potentiels de recolonisation.

Références

- Andersen A.G., Askaa G. & Orbak K. 1986. Danish fresh water fish. Contents of trace elements, PCB and chlorinated pesticides. Publ. 138, Miljøministeriet, Levnedsmiddelstyrelsen, Søborg.
- Brunelle R. 1997. Réintroduction de la loutre en Alsace. Rapp. APRECIA soumis au Conseil National de Protection de la Nature, 54pp + annexes.
- EPFL/IGE/GS 1995. Détermination des polychlorobiphényles (PCBs) dans des poissons des rivières d'Alsace (France. Rapport d'étude EPFL (Institut de Génie de l'Environnement - Génie sanitaire) pour l'APRECIA, 34pp.
- Hugla J.-L., Dohet A., Thys I., Hoffmann L. & Thomé J.-P. 1998. Contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés des poissons du Grand-Duché de Luxembourg: incidence possible sur les populations de loutre (*Lutra lutra* L.). Annales de Limnologie, 34, 201-209.
- Jönsson C.-J., Lund B.-O. & Brandt I. 1993. Adrenocorticolitic DDT-metabolites: studies in mink, *Mustela vison* and otter, *Lutra lutra*. Ecotoxicology, 2, 41-53.
- Kruuk H., Conroy J.W.H. & Carss, D.N. 1993. Otters, eels and contaminants. Institute of Terrestrial Ecology, Report to Scottish Natural Heritage, 21pp.
- Kruuk H. & Conroy J.W.H. 1996. Concentrations of some organochlorines in otters (*Lutra lutra* L.) in Scotland: implications for populations. Environmental Pollution, 92, 165-171.
- Kruuk, H. 1997. The significance of PCBs in otters : a reply. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 14(2) : 54-56.
- Lafontaine L., De Alencastro, L.F. (Dir.) et al. 1999. Contamination des biocénoses aquatiques par les pesticides et les PCBs : mise au point d'une méthode complémentaire d'évaluation par le biais d'un bio-indicateur intégrateur, la loutre d'Europe. CORPEP-Bretagne, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, fonds structurels européens (5b), Syndicat du Scorff, 75pp.
- Larsson P.L., Collvin L.O. & Meyer G. 1992. Lake productivity and water chemistry as governors of the uptake of persistent pollutants in fish. Envir. Sci. Technol., 26, 346-352.
- Leonards P.E.G., Smit M.D., de Jongh A.W.J.J. & van Hattum B.G.M. 1994. Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of mink (*Mustela vison*). Institute for Environmental studies, Dutch Otterstation Foundation, Free University, Amsterdam, rapp. n° R94/6, 50pp.
- López-Martin J.M., Ruiz-Olmo J. & Borrel A. 1995. Levels of organochlorine compounds in freshwater fish from Catalonia, N.E. Spain. Chemosphere, 31, 3523-3535.
- Macdonald S.M. & Mason C.F. 1992. Statut et besoins de conservation de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Paléarctique occidental. Conseil de l'Europe, doc. T-PVS (92) 43, 48pp. (édité en 1994, coll. sauvegarde de la nature, n°67, 54pp.).
- Mason, C.F. 1997. The significance of PCBs in otters at national and regional scales. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 14 (1) : 3-12.
- Mason, C.F. 1998. Decline in PCB levels in otters. Chemosphere, 36/9 : 1969-71.
- Meunier, F.J. 1994. Données sur la croissance de l'anguille dans le cours moyen du Rhin, région alsacienne. Bull. Fr. Pêche. Piscic., 335 : 133-144.
- Michelot J.-L., de Alencastro L.F., Laurent L., Becker K. & Grandjean D. 1998. Contamination par les PCB et les métaux lourds de différents cours d'eau de la région Rhône-Alpes et potentialité de réintroduction de la Loutre (*Lutra lutra*). Le Bièvre, 16, 3-27.
- Mounaix B. & G. Fontenelle 1994. L'anguille, espèce traceur des pollutions dans le bassin versant de l'Élorn et en Rade de Brest : étude de faisabilité. Rapport Contrat de Baie Rade de Brest, 37p. + annexes.
- Nicollat S. 1990. Résultats des analyses de PCBs et DDT réalisés sur des échantillons de poissons de lacs et rivières suisses. Rapport d'étude EPFL/IGE/GS, 22pp.
- Reuther C., Krekemeyer A. & Vowinkel C.J. (à paraître). The project 'Otter Habitat Network Europe' (OHNE) - Method and progress of an attempt to prepare a spacious standard of assessment for potential otter habitats. Proc. Marder-Kolloquium, 10pp.
- Ruiz-Olmo J., Lopez-Martin J. M. & Delibes M. 1998. Otters and pollution in Spain. Symp. Zool. Soc. London, 71, 325-338.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., van Hattum B.G.M. & de Jongh A.W.J.J. 1994. PCBs in European otter populations. Institute for Environmental studies, Dutch Otterstation Foundation, Free University, Amsterdam, rapp. n° R94/7, 77p. + annexes.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., Madsen A.B., van Hattum B.G.M., Murk A.J. & de Jongh A.W.J.J. 1996. Bioaccumulation of PCBs in Danish otter habitats. Institute for Environmental studies, Free University, Amsterdam, 7-31.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., de Jongh A.W.J.J. & van Hattum B.G.M. 1998. Polychlorinated Biphenyls in the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 157, 95-130.
- Strachan R. & Jefferies D.J. 1996. Otter survey of England 1991-1994. The Vincent Wildlife Trust, London, 223 pp.
- Tans M., Hugla J.-L., Libois R. M., Rosoux R. & Thomé J.-P. 1995. Etude du niveau de contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés de loutres et d'anguilles issues des zones humides de l'ouest de la France. Cahiers d'Ethologie, 15 : 321-324.
- Weber, D. 1990. La fin de la loutre en Suisse. OFEFP, Berne, cahiers de l'environnement, n°128, 101pp.
- Wells D.E., Maier E.A. & Griepink B. 1992. Developments in the analysis of chlorobiphenyls in environmental matrices for certification purposes. Inter. J. Environ. Anal. Chem., 46, 265-275.

Le plan de restauration de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*)

René Rosoux 1*

¹ Muséum d'Histoire Naturelle de La Rochelle, 28, rue Albert 1er, 17000 La Rochelle

* M : faune.connexion@wanadoo.fr

Depuis sa création, la SFPEM se soucie du devenir des mustélidés semi-aquatiques. Ainsi la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) a-t-elle fait l'objet d'un programme de recherches et de protection de 1988 à 1993 qui a donné lieu à huit publications à caractère scientifique, dont cinq dans des revues internationales ; le programme s'est conclu par le XVII^{ème} Colloque Francophone de Mammalogie (Niort, octobre 1993), consacré à la loutre et au vison d'Europe (*Mustela lutreola*) (Gautier *et al.* 1995). A la suite de ce colloque, la SFPEM a jugé nécessaire de poursuivre les actions de sauvegarde et le programme de recherches concernant ces deux espèces menacées, reprises aux annexes II et IV de la Directive « Habitat Faune Flore ». Dans cette optique, la Direction de la Nature et des Paysages du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement fut sollicitée pour mettre en œuvre une politique de conservation efficace et durable en faveur de ces espèces. Au printemps 1998, le Ministère réserva une suite favorable à la démarche associative et l'idée de la mise en place des plans de restauration voyait le jour. En automne 1998, deux projets de plans de restauration, l'un concernant le vison d'Europe (pilote par C. Maizeret du Groupe de Recherche et d'Etude pour la Gestion de l'Environnement) et l'autre, la loutre d'Europe (pilote par R. Rosoux de la SFPEM), étaient présentés au Ministère après consultation de deux groupes de travail spécialisés (Coll. 1998, Coll. 1999). Après les stades inévitables des relectures, des corrections, de l'approbation par un comité international d'experts et, enfin, de la validation par le Conseil National de la Protection de la Nature, les *plans de restauration* dûment validés ainsi que les budgets prévisionnels afférents ont été adoptés pour une période de cinq ans sous la responsabilité de différentes structures, dont certaines DIREN, la SFPEM, le GREGE, l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et quelques espaces protégés.

En ce qui concerne la loutre, le dossier du plan de restauration comporte, entre autres :

- Un bilan exhaustif des études, des travaux de recherches et des opérations de conservation entrepris depuis 1987 par le Groupe Loutre de la SFPEM et ses partenaires associatifs (Rosoux & Libois 1994).
- Un programme d'études et d'actions, comprenant une enquête nationale et une actualisation de la répartition de l'espèce en France, une étude de la recolonisation des cours d'eau, des études scientifiques dans le domaine de l'écologie, de la parasitologie et de l'écotoxicologie, des actions concrètes de protection des habitats et de gestion des zones humides, des sessions de formation des agents de terrain, etc.

Bilan des actions entreprises

Dresser un bilan des actions de conservation de la loutre d'Europe sur le territoire national est un exercice complexe

et sujet à critiques dans la mesure où, même si des changements apparaissent au niveau de l'évolution des populations de loutres, les relations de cause à effet peuvent difficilement être mises en évidence. On peut cependant conclure que trois types d'actions ont été providentielles pour l'espèce et ont probablement contribué à enrayer son déclin fulgurant :

1. Protection légale, à travers deux étapes progressives de 1972 et 1981, en plus de l'interdiction en 1994 de l'utilisation des pièges à mâchoires très dommageables pour l'espèce,
2. Amélioration de la qualité des eaux de surface dans certaines zones rurales du Massif Central,
3. Aménagements de génie écologique sur les réseaux routiers à problèmes et les barrages de retenues collinaires.

L'effort permanent d'information, de sensibilisation et d'éducation, fourni par les spécialistes de l'espèce et les protecteurs des zones humides a également contribué à une meilleure connaissance de l'espèce et à valoriser l'image symbolique de ce super-prédateur indicateur de la richesse des milieux aquatiques. En France, parmi les espèces en déclin, seul l'ours brun a bénéficié à ce jour d'une campagne de sensibilisation comparable. De plus, le programme d'études et de protection mené par la SFPEM (1988-1993) a largement contribué à améliorer les connaissances sur l'écologie et le comportement de la loutre. Il a également permis de dégager partiellement les causes réelles et probables de la régression de l'espèce sur l'ensemble du territoire. La mise en œuvre du plan de restauration prend en compte les résultats de ces études et propose des actions complémentaires et novatrices.

Nécessité du plan de restauration

Depuis la moitié du siècle, la loutre a régressé de façon alarmante dans de nombreux pays d'Europe occidentale et la France n'a pas échappé à ce phénomène général. Aujourd'hui, on peut considérer que l'espèce a totalement disparu de trois pays, qu'elle est au seuil de l'extinction dans quatre autres et, enfin, qu'elle reste dans une situation précaire dans cinq autres encore. En d'autres termes, ce plan présente de surcroît un intérêt à l'échelle européenne. La France pourrait jouer un rôle déterminant dans la reconquête de l'espace pour les cinq pays limitrophes. Ses objectifs principaux sont les suivants :

- identifier les causes encore actives de la régression des populations de loutres et mettre en évidence les facteurs favorisant la recolonisation ;
- favoriser la tendance à la recolonisation et permettre la reconquête d'une partie de l'aire de répartition du début du siècle ;
- permettre à l'espèce de réoccuper sa niche écologique et ses habitats au sein des principaux écosystèmes aquatiques.

En France, de toute évidence, les populations de loutres se portent globalement mieux que lors du bilan présenté au XVII^{ème} colloque international de la SFPEM (Gautier *et al.* 1995). La plupart des cours d'eau et des zones humides occupés au début des années 90 le sont encore aujourd'hui, avec sans doute des augmentations d'effectifs peu contrôlables et, localement, des régressions perceptibles (notamment dans certains réseaux hydrologiques d'Ille et Vilaine, de Loire-Atlantique, de Vendée, de Charente-Maritime). Grâce aux efforts de sensibilisation consentis par les associations de protection de la nature et les médias en général, la loutre est aujourd'hui mieux connue. La multiplication des études d'aménagement et d'impact concernant cette seule espèce démontre bien que l'existence de la loutre est non seulement reconnue mais encore que son devenir est désormais pris en considération. En outre, un mouvement de recolonisation est clairement mis en évidence depuis plus de quinze ans (Bouchardy 1986) : dans certains secteurs, désertés depuis les années 50, la reconquête des milieux aquatiques est en marche, en d'autres termes, les populations de loutres se restaurent lentement, phénomène plutôt rare chez les prédateurs menacés. Ce processus, manifeste dans plusieurs régions de France, notamment dans le Massif Central, fera d'ailleurs l'objet d'une étude particulière qui devrait dégager des propositions de restauration et de gestion des corridors écologiques existants et d'aménagement des voies potentielles de reconquête. S'agissant d'un carnivore sauvage en voie de régression, le phénomène de recolonisation, ainsi d'ailleurs que la volonté de restauration des corridors naturels peuvent surprendre, ces concepts sont un peu étrangers aux mammalogistes attachés à une démarche plus traditionnelle, plus proche de la conservation de la nature et de la protection des espèces. Compte tenu des caractéristiques écologiques des secteurs encore occupés par les populations de loutres en Europe tempérée et à la lumière des études réalisées en France (Libois 1995, Rosoux, 1998, de Bellefroid *et al.* 2000) et à l'étranger sur l'occupation des habitats et l'utilisation spatio-temporelle des domaines vitaux, il convient d'appréhender la protection de l'espèce et la gestion de ses habitats au niveau populationnel et sur un laps de temps de l'ordre de la décennie. De même, il faut envisager la sauvegarde des populations de loutres sur de vastes systèmes écologiques, au moins à l'échelle d'un bassin hydrographique. Seuls de grands ensembles hydro-écologiques et leurs milieux associés, susceptibles de fournir une production de proies abondantes toute l'année, peuvent accueillir une population viable de loutres.

Actions prioritaires prévues

1. Actualiser la répartition de la loutre en France, pour la fin 2000.
2. Mettre au point un programme de formation mixte (vison et loutre) destiné aux agents de terrain (Belin-Beliet, novembre 2000).
3. Poursuivre le programme de recherches appliquées à la conservation de la loutre (interrompu en 1993).
4. Evaluer l'impact des infrastructures routières et des ouvrages d'art sur la loutre et organiser un séminaire de restitution des résultats pour permettre la mise en œuvre, par les services de l'Etat, d'une politique

d'aménagement de l'espace et de conservation de l'espèce, adaptée aux régions.

5. Dégager les conclusions des recherches entreprises pour orienter la politique conservatoire en cours et la rendre plus pertinente et applicable à long terme.
6. Inverser la tendance générale de régression géographique de la population de loutres et de déclin de l'espèce et permettre une recolonisation des habitats désertés pour aboutir à une augmentation notable de son aire de répartition, au terme du plan de restauration.

Le plan de restauration est prévu et financé pour une période de cinq ans ; les subventions allouées par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (de l'ordre de 150 000 F/an) s'inscrivent dans un programme financier général auquel participent d'autres structures : collectivités territoriales, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, DIREN Poitou-Charentes. Le plan de restauration est encadré et contrôlé par un comité de pilotage international, constitué de spécialistes de l'espèce et des milieux aquatiques.

Mots-clés : Loutre d'Europe, *Lutra lutra*, Plan de restauration, Stratégie de conservation

Références

- Bellefroid, M.N. de, Rosoux, R. & Libois, R. 2000. Recent biogeographical and ecological studies on otter (*Lutra lutra*) and European Mink (*Mustela lutreola*) in France. Actes du Troisième Colloque International sur les mammifères semi-aquatiques, Osnabrück, mai 1999.
- Bouchardy, C. 1986. *La loutre d'Europe*. Sang de la Terre. Paris. 174 pp.
- Collectif. 1998. *Plan de restauration du vison d'Europe, Mustela lutreola, en France*. Document réalisé pour le compte du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de la Nature et des Paysages. 51 p. + annexes.
- Collectif. 1999. *Projet de Plan de restauration de la loutre d'Europe, Lutra lutra, en France*. Document réalisé pour le compte de la Direction de la Nature et des Paysages du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 60 p. + annexes.
- Gautier, J.Y., Libois, R. et Rosoux, R. 1995. La loutre et le vison d'Europe. Actes du XVII^{ème} Colloque International de Mammalogie, Niort 23-25 octobre 1993. *Cahiers d'Ethologie*, 15 (2-3-4). 434 p.
- Libois, R. 1995. Régime et tactique alimentaires de la loutre (*Lutra lutra*) en France : synthèse. *Cahiers d'Ethologie*, 15 (2-3-4) : 251-274.
- Rosoux, R. 1998. *Etude des modalités d'occupation de l'espace et d'utilisation des ressources trophiques chez la loutre d'Europe (Lutra lutra) dans le Marais Poitevin*. Thèse de doctorat d'Etat. Université de Rennes I. 186 p. + annexes.
- Rosoux, R. et R. Libois. 1994. *Statut, écologie, régime alimentaire et protection de la loutre en France. Séminaire international « La loutre au Luxembourg et dans les pays limitrophes »*. Bavigne, 1994. Ed. Groupe Loutre Luxembourg

La loutre géante du Brésil (*Pteronura brasiliensis*) en Guyane Française

Hélène Jacques ^{1*}, Cathy Pelsy ² & de Thoisy Benoît ³

¹ Groupe Loutre SFEPM, 13 Place de Verdun, 38320 Eybens

² CEPA, La Ferme du Bourg, Route de Fougères, 41700 Fresnes

³ KWATA, 1 Place Scælcher, Cayenne, Guyane Française

* M : h.jacques.otter@wanadoo.fr

La loutre géante du Brésil (*Pteronura brasiliensis*) est la plus grande de toutes les espèces de loutre et elle est considérée comme en danger par l'UICN. Bien que des témoignages confirment sa présence en Guyane Française, elle n'a jamais été étudiée dans ce département. Sur son aire de répartition, cette espèce est surtout menacée par la destruction de son habitat, la pollution des cours d'eau et le commerce illégal des peaux. Nous proposons d'étudier la distribution, les choix de l'habitat et le comportement de l'espèce en Guyane Française afin de proposer des mesures de conservation. Nous prévoyons de réaliser une enquête systématique par questionnaires auprès des villages le long des rivières et de prospecter directement dans certaines zones. Quelques groupes de loutres seront étudiés plus en détail. Le projet permettra le développement de matériel éducatif en faveur de la loutre et la réalisation de communications scientifiques en partenariat avec des associations nationale ou locale, les services compétents de l'Etat et des sponsors locaux.

La loutre : «The most elegant solution to the problem of constructing an amphibious carnivore that nature has so far effected» (Kurten, 1968).

Maintes fois popularisée dans divers films animaliers, il n'est plus utile de présenter la loutre et le capital de sympathie qu'elle peut générer. Parfaitement amphibies, se trouvant en fin de chaîne alimentaire, capables de manipuler des objets avec leurs mains, joueuses et infiniment adaptables, les différentes espèces de loutres représentent non seulement des indicateurs de la qualité des milieux pour les scientifiques, mais aussi des symboles de la vie sauvage facilement appréhendables par le public. Parmi les 13 espèces de loutres de la planète, quatre sont classées «en danger» et trois autres entrent dans la catégorie «vulnérable» du livre rouge des espèces menacées (IUCN 2000). La loutre géante du Brésil, (*Pteronura brasiliensis*) classée «en danger», représente l'une des espèces les plus menacées, alors qu'elle était autrefois largement répartie sur tout le continent sud-américain. La chasse et le piégeage puis la destruction de son habitat et la pollution ont réduit ses populations de manière drastique. Il ne subsisterait à l'heure actuelle que 1000 à 5000 loutres géantes du Brésil dans toute l'Amérique du Sud, réparties de manière disparate et pour certaines en trop petit nombre pour pouvoir subsister, même si toute pression humaine était supprimée. Bien que ces chiffres ne soient le reflet que d'une approximation grossière, une espèce de mammifère dont l'effectif se compte uniquement en milliers doit faire l'objet de la plus grande attention. Il y a donc une extrême urgence à protéger les populations considérées comme génétiquement viables et qui pourront peut-être un jour recoloniser

certains des territoires perdus, à la faveur de «corridors» de protection. Une telle protection suppose une connaissance aussi précise que possible du statut et de la répartition des loutres géantes du Brésil en Amérique du Sud. Alors que le plateau des Guyanes (Guyane Française, Surinam, Guyana) est considéré comme un des derniers bastions de l'espèce, que le Surinam et le Guyana ont déjà mené des études de répartition et prévoient de les renouveler à court terme, aucun travail sur *Pteronura brasiliensis* n'a été effectué en Guyane Française. Seules des données éparses en provenance de naturalistes et d'institutionnels permettent de penser que l'espèce est encore bien présente en Guyane Française, bien qu'en possible régression dans le nord du département. Il semblait donc opportun de conduire une étude de répartition basée sur des enquêtes et des expéditions de terrain et de mener une campagne de sensibilisation de la population, ceci en collaboration avec les structures locales pour pouvoir pérenniser le suivi de ces mammifères et initier une dynamique de protection durable.

***Pteronura brasiliensis*, une géante bien adaptée aux rivières de la forêt tropicale**

D'une longueur totale de 150 à 180 cm queue comprise (50 à 80 cm), et d'un poids pour les mâles de 26 à 32 kg et 22 à 26 kg pour la femelle, les loutres géantes du Brésil exploitent le réseau hydrographique, selon un cycle annuel calé sur la montée et la baisse des eaux. Exclusivement diurnes, elles pêchent le plus souvent par petits groupes (couple et jeunes) des poissons de 10 à 28 cm de longueur. Au cours des trois à quatre séances de pêche journalières, chaque individu consomme 3 à 4 kg de poissons. Elles se reposent sur des zones particulières d'où la végétation a été retirée et en bordure desquelles des «latrines» sont utilisées. Des tanières sont aménagées sur les berges pendant l'élevage des jeunes. La reproduction a lieu en saison sèche : un à trois jeunes pesant 200 g à la naissance atteindront leur maturité sexuelle entre deux et trois ans. La loutre géante du Brésil est particulièrement sociable, des groupes réunissant jusqu'à 16 individus ont été observés (Charles Dominique & Moutou 1987).

Distribution et statut

Autrefois répandue du Venezuela au nord de l'Argentine, la loutre géante a vu ses populations diminuer de manière dramatique dans les années 50 à 70. Seul le plateau des Guyanes et le Pantanal au Brésil abritent encore des populations viables. Groenendijk (1998) note pour la Guyane Française : «peu de données sont disponibles»; Melquist (1984) pense qu'elle est encore largement répandue dans les massifs forestiers intacts de l'intérieur du pays.

Menaces passées et présentes

Entre les années 40 et 60, la chasse intensive pour leurs peaux a conduit les loutres géantes du Brésil au seuil de l'extinction dans la plupart des pays d'Amérique du Sud. Leur fourrure de très bonne qualité et leur comportement à la fois diurne et social, alliés à une curiosité naturelle, en faisaient des cibles prisées et faciles à atteindre (selon les sources de 20.000 à 40.000 peaux furent exportées du Brésil durant les années 60, (Groenendijk (1998)). Bien que bénéficiant d'un statut de protection intégral depuis le milieu des années 70, de nombreuses peaux sont encore exportées illégalement.

Les menaces actuelles sont encore plus graves puisqu'elles concernent l'altération et la pollution de leur habitat. L'exploitation de l'or conduit au relargage de mercure dans l'environnement et les rivières dans des proportions importantes puisque 1 gramme d'or nécessite 1 à 4 grammes de mercure pour sa production. Dans les conditions qui prévalent en forêt tropicale, ce mercure se transforme rapidement en méthyl mercure encore plus aisément assimilable par les organismes. Au sommet de la pyramide alimentaire *Pteronura brasiliensis* peut malheureusement concentrer de grandes quantités de mercure et s'en trouver affectée dans sa reproduction. Le dragage des fonds induit la remise en suspension de particules qui réduisent la pénétration de la lumière et affectent le système respiratoire des poissons. Ceci conduit à une plus faible productivité piscicole, directement dommageable pour les espèces piscivores.

Actions de conservation en Amérique du Sud

Le Groupe Loutre de l'UICN s'est depuis longtemps préoccupé de la situation de *Pteronura* et à commissionné la première étude sur l'espèce en 1978, (Duplais 1980). Un très bon exemple de ce qui peut être fait en matière de conservation est le projet de la Frankfurte Zoologische Gesellschaft (Help for Threatened Wildlife) dans le Parc National de Manu au Pérou. En collaboration avec les autorités locales, une étude des différents groupes de *Pteronura* a été menée à partir de 1990 et se poursuit encore maintenant avec deux biologistes à plein temps. Les conclusions des premières années sont rassemblées dans un travail de doctorat (Schenck 1997).

En Colombie, au Guyana et en Equateur des projets de recherche sont prévus. Au Surinam, la fondation Biotopic est en passe de démarrer un projet similaire au nôtre pour réactualiser la distribution et le statut actuel des loutres géantes, et établir une stratégie de conservation de l'espèce sur le plateau des Guyanes (Schenck *com. pers.*). The South American Network for Giant Otters (SANGO) créé en 1997 par C. Schenck, E. Saib et Y. Pachu vise à rassembler les scientifiques et les institutions qui travaillent sur la loutre géante en Amérique du Sud, pour échanger des informations et développer ensemble des mesures de protection (campagnes d'information communes, etc.).

Objectifs du projet

- ❑ Déterminer la distribution et l'abondance de *Pteronura brasiliensis* en Guyane Française.
- ❑ Définir certaines de ses exigences dans les biotopes de Guyane.
- ❑ Etudier le comportement et la structure sociale des groupes sélectionnés.
- ❑ Identifier les menaces éventuelles.
- ❑ Proposer des mesures de protection de l'espèce.

Une durée d'étude de 5 ans paraît convenable. Cela nous autorisera à pouvoir relancer plusieurs fois les observateurs, ce qui créera un dynamisme local à même de poursuivre la collecte d'informations de manière pérenne.

Enquêtes de répartition

Une fiche d'observation a été distribuée aux différentes structures dont les membres sont susceptibles de séjourner sur les fleuves et donc de rencontrer des loutres (associations de protection de la nature, institutionnels, piroguiers et militaires). La meilleure méthode consiste néanmoins à interroger les personnes directement. Lors des expéditions les villageois sont systématiquement questionnés sur leurs observations

Etude de la distribution de l'espèce en expédition

Plusieurs fleuves et affluents seront choisis pour être étudiés directement en les parcourant en pirogue. Le choix s'effectuera en fonction des contraintes techniques, des potentialités pressenties de certains fleuves à héberger des loutres (têtes de bassin) et bien sûr de l'enquête. Plusieurs fleuves et affluents ont été choisis en fonction des contraintes techniques et des résultats des enquêtes préliminaires pour être étudiés directement, en les parcourant en pirogue. Ces expéditions permettront de localiser précisément les différents groupes, de noter le nombre d'individus, adultes et jeunes et leur type d'habitat (largeur de la rivière, végétation des berges, caractéristiques hydrologiques...). Toutes les observations directes ou indirectes sont notifiées avec un GPS (Global Positioning System) avec l'aide duquel il sera possible de donner une image topographique de la distribution. Des cartes de répartition pourront ainsi être établies.

Du 3 au 14 Octobre 2000 nous avons remonté le Litani au départ de Maripasoula jusqu'à l'embouchure de la Koulé-Koulé, proche de la frontière avec le Surinam. Au delà d'Antecum Pata, dernier village peuplé de 210 Indiens, la rivière est inhabitée sur 200 km, et en 12 jours de prospection nous avons pu voir quatre fois des loutres et identifier quatre places de marquage, ce qui, ajouté aux observations récentes données par les Indiens, nous permet d'avoir une bonne idée des populations de loutres géantes du Litany. Il sera nécessaire de conduire ce genre de mission sur divers fleuves de Guyane pour, en complément des renseignements apportés par les enquêtes, pouvoir dresser une carte de répartition de l'espèce.

Observations comportementales

Lors de la prochaine expédition quelques jours seront consacrés à étudier un ou plusieurs groupes en particulier : comportement de fuite ou de curiosité, patron d'activité, reconnaissance des différents individus par les taches blanches de la gorge, emplacement de la catiche et des places de marquage. La photo identification est un moyen intéressant non seulement pour reconnaître les individus mais aussi pour obtenir un chiffre exact du nombre d'animaux dans un groupe et éventuellement pour identifier des comportements particuliers. Ces groupes plus particulièrement ciblés pourront être rencontrés l'année suivante pour s'assurer de leur présence permanente et de l'évolution de la structure du groupe (reproduction, mortalité). Un travail spécial devra être mené dans certaines zones du futur parc du Sud : d'une part pour recenser les groupes existants (carte de répartition sur la zone du parc), pour à partir de ce point zéro être capable dans le futur de déterminer l'évolution de la population de loutres et un possible impact des activités touristiques, d'autre part pour localiser les individus qui pourraient faire l'objet de visites touristiques en fonction de leur facilité d'accès et de l'existence de zones refuges pour les animaux. Les loutres géantes sont des mammifères que l'on peut voir aisément et souvent pendant un temps important, contrairement à la plupart des animaux de la forêt tropicale. Elles peuvent représenter des vecteurs idéaux de thèmes liés à la protection de l'environnement, comme la pollution ou les chaînes alimentaires. S'il s'avère qu'un ou plusieurs groupes de loutres peuvent représenter une attraction touristique, il sera nécessaire de déterminer les bases de ce type de tourisme de vision, pour mettre en confiance les animaux et ne pas perturber leurs capacités de reproduction.

Sensibilisation du public

Une plaquette d'information sera réalisée dans le courant de l'année 2001. Au bout de 3 ou 4 ans il sera nécessaire de publier un dépliant et un livret grand public sur *Pteronura*, ainsi qu'un diaporama pour que les habitants prennent conscience de la grande valeur patrimoniale de cette espèce.

Communication au colloque Loutre UICN

Comme il est souligné dans plusieurs publications, il n'existait aucune référence bibliographique et aucune donnée sur les loutres géantes en Guyane française. Certains doutent même qu'elles soient protégées par la loi (Carter et Rosas 1997). Le VIII^{ème} colloque sur les Loutres de l'UICN s'est tenu la troisième semaine de Janvier 2001 à Valdivia au Chili. Nous avons présenté à cette occasion un poster et une courte communication sur les premières données de répartition en Guyane.

Acteurs et partenaires

Les acteurs principaux sont en métropole la Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFPEM) et localement l'association KWATA. KWATA, bien implantée en Guyane, a une expérience importante concernant d'autres espèces (tortues, caïmans noirs, lamantins, primates...) sur lesquelles elle a déjà mené des études et, pour certaines espèces phares, une sensibilisation

locale. Pour l'année 2000, les partenaires financiers étaient la DIREN Guyane et le CEPA (Conservation des Espèces et Populations Animales).

Rendu de l'étude

Un rapport intermédiaire sera fourni chaque année et un rapport définitif à la fin des 5 années d'étude. Celui-ci comprendra une cartographie des groupes déterminés par les enquêtes (fiches d'observation et interviews) et une cartographie des groupes recensés lors des expéditions. Un rapport sur l'étude de quelques groupes en particulier sera aussi fourni, ce qui permettra de comparer la biologie de *Pteronura* en Guyane française à celle décrite dans d'autres études et d'enrichir les données déjà existantes. Une deuxième partie concernera les mesures de protection proposées pour l'espèce

Conclusion

Largement décimées dans le sud de leur aire de répartition, les populations de loutres géantes du Brésil restantes ne pourront perdurer qu'à la faveur d'une collaboration entre les pays qui en possèdent encore. La Guyane Française est le seul pays d'Amérique du Sud, et cela est lourdement souligné dans tous les rapports de synthèse concernant ce mammifère, à n'avoir conduit aucune étude sur la répartition et la densité de populations de ce mustélide. Ceci est d'autant plus regrettable que l'espèce est facilement visible, qu'elle est encore répandue en Guyane et qu'elle peut représenter un «ambassadeur» de la forêt tropicale tant pour les habitants que pour les touristes. Nous espérons dans le futur pouvoir établir une coopération transfrontalière sur ce projet avec le Surinam (qui travaille déjà avec la France pour protéger les sites de ponte des tortues marines) et le Brésil pour agir conjointement en vue de préserver les dernières étendues de forêt tropicale encore existantes.

Mots-clés : Loutre géante du Brésil, *Pteronura brasiliensis*, Guyane Française, Statut

Références

- Carter, S.K. & Rosas, F.C.W. 1997. Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Rev.* 27 (1) : 1-26
- Charles-Dominique, P. et Moutou, F. 1987. *Les Carnivores des départements et territoires d'outremer*. Encyclopédie des Carnivores de France. SFPEM, Paris.
- Duplaix, N. 1980. Observations on the ecology and behaviour of the giant river otter (*Pteronura brasiliensis*) in Surinam. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 34 : 496-620
- Duplaix, N. 1978. Synopsis of the status and ecology of the giant otter in Suriname. In : Duplaix, N. (ed) *Proceedings of First Working Meeting of the Otter Specialist Group*, Paramaribo, Suriname, 48-54
- Groenendijk, J. 1997. *A review of the distribution and conservation status of the giant otter (Pteronura brasiliensis), with special emphasis in the Guyana shield region*. Netherlands Committee for UICN, Amsterdam.
- IUCN. 2000. Red List of Threatened Species. IUCN-SSC. Gland, Switzerland. <http://www.redlist.org>
- Kurten, B. 1968. *Pleistocene mammals of Europe*. Weidenfeld & Nicolson. London.

Melquist, W.E. (1984) *Status survey of otters (Lutrinae) and spotted cats (Felidae) in Latin America*. Completion Report, Contract no. 9006, IUCN. College of Forestry, Wildlife, and range Sciences. University of Idaho, 269 pp.

Schenck, C. 1993. Status, habitat use and conservation of giant otters (*Pteronura brasiliensis*) in Peru. In. Reuther, C. Rowe-Rowe, D. (eds.), *Habitat 11 - Proceedings VI International Otter Colloquium*, Pietermaritzburg, 1993 : 69-71.

Staib, E. 1993. Social behaviour and ecology of the giant otters (*Pteronura brasiliensis*) in Peru. In. Reuther, C. Rowe-Rowe,

D. (eds.), *Habitat 11 - Proceedings VI International Otter Colloquium*, Pietermaritzburg, 1993 : 72-74

L'auteur souhaiterait recevoir toute information, même ancienne, concernant des observations de loutres géantes en Guyane Française.

Encadré 1 : la Guyane en quelques chiffres

La Guyane française, située sur la côte nord-est du continent sud-américain, est bordée au nord sur près de 300 km par l'Océan Atlantique, à l'ouest par le fleuve Maroni formant la frontière avec le Surinam, à l'est par l'Oyapock qui la sépare du Brésil, et enfin au sud par la ligne de partage des eaux entre le bassin amazonien et celui des Guyanes. Ce département français, situé entre 2° et 6° de latitude nord et 52° et 57° de longitude ouest, occupe une partie du bouclier précambrien de la région naturelle des Guyanes.

A 7.000 km de la métropole, la Guyane s'étend sur 91.000 km² ce qui en fait le plus grand département français. Elle compte 150.000 habitants (1,6 habitant/km²) et connaît une forte croissance démographique (plus de 54% de la population a moins de 25 ans). Le littoral concentre 95% des habitants dont 76% vivent en milieu urbain (Kourou, St Laurent du Maroni) et plus de la moitié dans "l'île de Cayenne". Le climat est humide avec une pluviométrie supérieure à 3000 mm dans presque tout le département. Deux saisons se succèdent : une longue saison humide de décembre à la mi juillet (entrecoupée d'une petite saison sèche en mars) et une courte saison sèche d'août à novembre. La température moyenne se situe entre 25° et 30° C toute l'année (zone équatoriale). La Guyane est couverte à 95% par une forêt ombrophile haute de 20 à 40 m. L'aspect uniforme de ce territoire recèle en réalité une formidable diversité : 5.500 espèces végétales y ont été recensées dont 1200 d'arbres (contre 120 espèces en Europe), plus de 500 Orchidées et 2.000 Broméliacées. Pour ce qui est de la faune, 101 espèces de batraciens, 162 espèces de reptiles, 719 espèces d'oiseaux (dont 10% sont migratrices) et 186 espèces de mammifères y ont été décrites à ce jour. De grandes disparités existent d'un endroit à l'autre du territoire et les combinaisons varient suivant la pente et le sol. Au total, 293.200 ha sont classés en cinq réserves naturelles soit environ 3,2% du territoire (La lettre des réserves, 1998).

Déclin des populations de putois (*Mustela putorius*) en région Rhône-Alpes

Pierre Athanaze ^{1*}

¹ CORA, MRE – 32, rue Sainte Hélène, 69002 Lyon

* M : athanaze@infonie.fr

Les populations de putois (*Mustela putorius*) déclinent de façon alarmante en région Rhône-Alpes. Ce petit carnivore est victime d'empoisonnements indirects (dirigés contre le rat musqué *Ondatra zibethicus*) ou directs, à base de divers toxiques. La transformation du paysage agricole, maintenant voué à l'agriculture intensive, et le recalibrage des cours d'eau ont entraîné une fragmentation et une disparition locale des populations de putois. Par ailleurs, cette espèce est facilement piégeable et encore présente sur la liste des nuisibles dans certains départements. Si certaines causes de régression du putois semblent difficiles à maîtriser, d'autres pourraient être supprimées par de simples mesures de bon sens.

Etat de conservation des populations de putois en région Rhône-Alpes

Il est apparu, auprès de tous les naturalistes que les populations de putois (*Mustela putorius*) ont décliné de façon alarmante au cours des trois dernières décennies en région Rhône-Alpes. Nous avons tenté de préciser l'état de conservation actuel de cette espèce (Athanaze & Mathieu 2000), d'en indiquer l'évolution au cours des dix dernières années et de rechercher les causes de ce déclin. Pour ce faire, nous avons utilisé les bases de données des sept sections du Centre Ornithologique Rhône-Alpes CORA (Ain, Ardèche, Drôme, Isère, Rhône, Savoie, Haute-Savoie), de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) Loire, du GNRV (Groupe des Naturalistes de la Vallée du Rhône) et de NVS (Nature et Vie Sociale). Nous avons également bénéficié des renseignements de la LPO Haute-Savoie. Nous avons aussi utilisé les résultats des enquêtes publiées par la fédération des chasseurs de l'Isère, ou de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de l'Ain ainsi que les chiffres des bilans de piégeage fournis par les DDAF (Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt) des huit départements rhônalpins. Enfin nous avons approfondi notre recherche en diffusant un formulaire d'enquête auprès des membres du CORA les plus susceptibles de connaître cette espèce trop souvent dédaignée par les naturalistes.

Résultats

Sur les 55 districts naturels que compte la région Rhône-Alpes, on distingue :

- aucun district où l'état de conservation est bon.
- deux districts où l'état de conservation est médiocre.
- neuf districts où l'état de conservation est mauvais.
- vingt-deux districts où l'espèce est rare ou sporadique.
- vingt-deux districts où l'espèce est absente (massifs) ou disparue.

Cet état continue de se détériorer dans 28 districts. Ainsi, dans des districts naturels a priori favorables à l'espèce les effectifs déclinent assez fortement comme dans le département de l'Ain, où pendant la période du 1^{er} juillet 1997 au 30 juin 1998, dans le canton de Villars les Dombes, situé en plein cœur de la Dombes, seulement quatre putois ont été piégés par les 35 piégeurs qui ont fourni leur carnet de piégeage. La situation dombiste se dégrade rapidement tant du fait de la modification des pratiques agricoles (maïsiculture), que de l'empoisonnement des rats musqués ou du piégeage qui s'intensifie d'année en année. En Ardèche, où il semblerait que l'espèce n'ait jamais été très abondante, la rareté du putois ne peut donc être imputable au seul déclin de l'espèce au cours des dernières décennies. En Drôme, les populations de putois sont en très nette régression depuis une quinzaine d'années au moins. La transformation des paysages agricoles et le piégeage semble être à l'origine de ce déclin. Le département de la Drôme est, avec l'Ain, l'un des deux départements rhônalpins où le putois reste classé nuisible à la demande de la fédération départementale des chasseurs. En Isère, d'après l'enquête de la fédération des chasseurs du département, (1997) le putois aurait disparu de 27 communes (9%), et serait absent de 33% des communes du département, la transformation des paysages agricoles étant particulièrement prononcée. Dans les districts naturels des Gorges de la Loire et du Pilat (Loire), le poison semble être à l'origine de la disparition du putois. Dans ces mêmes districts, les populations de milans royaux (*Milvus milvus*) y ont également très nettement régressé (R. Faure *com. pers.*). Dans le département du Rhône, le recalibrage des cours d'eau et l'assèchement des marais a porté un rude coup aux populations de putois, tout comme l'arasement des haies dans l'Est-Lyonnais. Les deux départements savoyards essentiellement montagnards, n'offrent que peu de secteurs propices au putois. L'espèce n'y est guère connue et les données anciennes manquent.

Empoisonnement indirect

Bien qu'étant en France un des seuls prédateurs du rat musqué (*Ondatra zibethicus*), le putois a payé un lourd tribut à la lutte chimique contre ce rongeur. Avec l'arrivée en région Rhône-Alpes du rat musqué, puis du ragondin (*Myocastor coypus*), de vastes campagnes d'empoisonnement ont été réalisées dès 1972. En Dombes, de 1971 à 1974, les populations de putois ont été divisées par trois suite aux premières campagnes d'empoisonnement à la Chlorophacinone (estimation réalisée d'après les résultats des campagnes de piégeage des carnivores). De pareilles opérations ont ensuite vu le jour dans les autres districts naturels de la région : Forez, Ile Crémieu, Est Lyonnais. Actuellement les opérations d'empoisonnement coordonnées par les DDAF, ou à l'initiative particulière d'exploitants agricoles, continuent à l'aide de

Chlorophacinone (D.L. 50 : 3,15 mg/kg) ou de Bromadiolone (D.L. 50 : 1,125 mg/kg). Elles ont sans conteste un rôle important dans les raréfactions du putois ainsi que du campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*).

Empoisonnement volontaire

Depuis quelques années, nous avons relevé une recrudescence des empoisonnements volontaires de la faune sauvage, à destination principalement des corvidés ou des petits carnivores (surtout de la fouine *Mustela foina*). Œufs ou appâts carnés empoisonnés causent des dégâts dans les populations visées mais aussi dans les populations de rapaces (milans noir *M. migrans* ou royaux), de hérissons (*Erinaceus europeus*) et également de putois. Certains pesticides d'origine agricole tendent à remplacer les « traditionnels » strychnine et cyanure, la palette de l'empoisonneur s'est ainsi diversifiée, cette tâche est désormais à la portée de n'importe quel « gestionnaire » peu scrupuleux.

Transformation du paysage rural

Sur une zone d'étude test, d'une surface de 19,5 km², située en limite des départements de l'Isère et du Rhône (Pusignan (69), Jonage (69), Villette d'Anthon (38)), nous avons relevé en 1974, 1988 et 1995 deux types d'éléments paysagers a priori favorables au développement des populations de putois. Nous avons pour cela utilisé les cartes IGN (Institut Géographique National) au 25.000^{ème} contemporaines, ainsi que des photographies aériennes de ce même institut. En 1974 ce territoire était occupé par 125,8 km de haies composant un bocage à maillage par endroit très dense et 85 ha de marais et prairie humide en trois zones distinctes. A cette époque d'après les témoignages des naturalistes et des chasseurs fréquentant le site, les populations de putois étaient « florissantes ». Entre 1974 et 1988 : une zone humide de 32 ha a été drainée pour l'agriculture et une autre de 2 ha a été aménagée en étang de pêche, 87,3 km de haies ont été arasées. L'activité agricole a évolué de la polyculture et de l'élevage vers la monoculture de maïs, puis de tournesol. Entre 1988 et 1995 : une nouvelle zone humide a été détruite (24 ha) au profit d'une autoroute et d'une ligne de chemin de fer (TGV) Les quelques tentatives de plantation de haies bocagères réalisées lors du second remembrement ont échoué, 2,4 km de haies ont disparu. Les mesures compensatoires aux travaux permettant la création de mares de substitution assurent une relative protection au dernier marais de l'Est Lyonnais : le marais de Charvas. Ainsi en 21 ans, 71% des haies et 67% des marais ont disparu. Alors que près de 80% du territoire était susceptible d'accueillir des putois en 1974, seul 16% de ce territoire en abrite encore en 1999. Cet exemple, loin d'être isolé, est transposable sur bon nombre de zones agricoles des départements de l'Ain, de la Drôme, de l'Isère, de la Loire et du Rhône. Le district naturel de la plaine de Bièvre n'abrite plus de putois en raison, principalement, de la transformation du paysage, maintenant voué entièrement aux cultures céréalières et à celle du maïs. Dans nombre de districts naturels, les populations de putois se morcellent, isolées les unes des autres par les zones d'agriculture intensive.

Piégeage

Même si, contrairement à la Grande-Bretagne, le piégeage n'est pas l'unique cause de régression (Langley & Yalden 1977), son impact n'est pas à minimiser. Le putois est de l'avis général des piégeurs un animal très facile à piéger en raison de sa grande curiosité qui lui fait « visiter » toute nouvelle installation sur son territoire.

Extraits des « Trucs du Piégeur » H. Koch (1989) :

Peu méfiant, le putois se prend relativement facilement car il donne à tous les pièges. Le moindre jardinet aura raison de lui (...) Curieux de nature le putois se piège facilement au « faux terrier ». Pour cela il suffit de rafraîchir l'entrée d'un vieux terrier abandonné et placer sous les déblais frais un piège à palette. [piège interdit depuis NDLR].

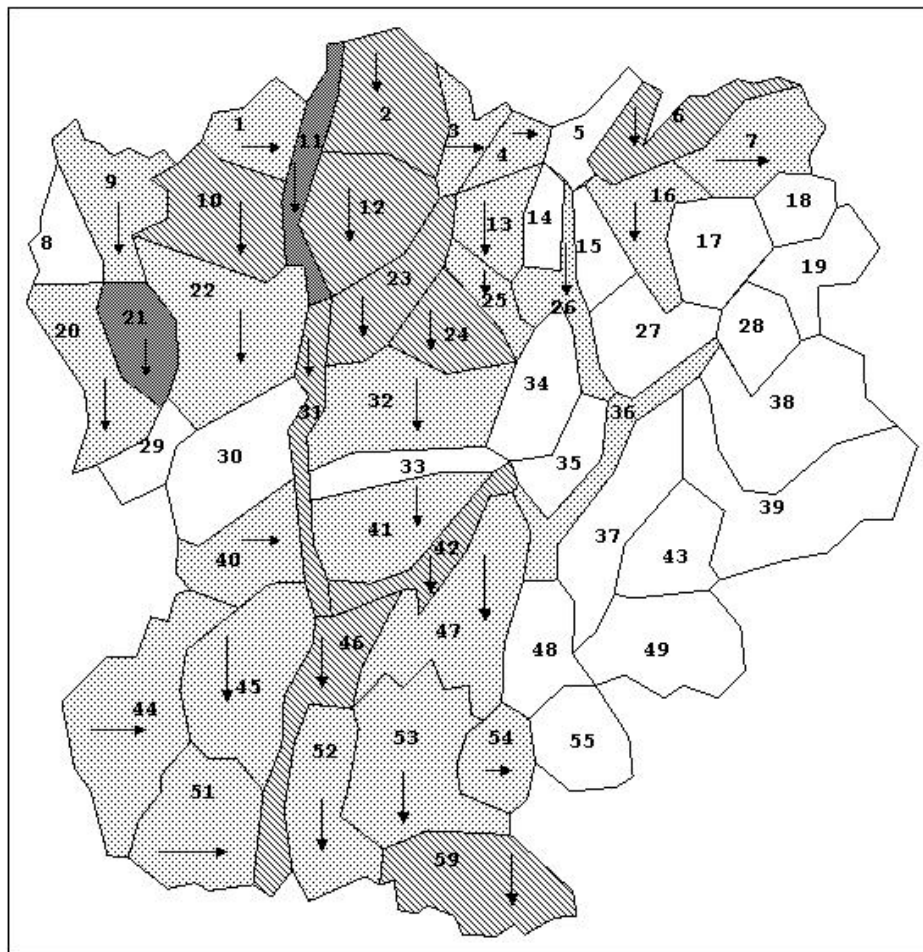
L'impact du piégeage est sans nul doute sous-estimé dans la région d'étude (et dans le reste du pays) du fait de la mauvaise récolte des données du piégeage par les fédérations départementales de chasse et les DDAF. Par exemple, dans le département du Rhône, à peine 25% des piégeurs font parvenir leurs résultats de piégeage, opération pourtant rendue obligatoire par le décret du 30 septembre 1988 relatif à la destruction des animaux. L'état des populations de petits carnivores n'est pas suffisamment pris en compte par l'administration pour le classement des espèces nuisibles. Ainsi, c'est souvent sur décision des tribunaux, saisis par les associations de protection de la nature, que sont retirées certaines espèces de cette liste (exemple du putois et de la belette dans le département du Rhône, retirés de la liste départementale des nuisibles sur décision du Tribunal Administratif de Lyon le 22 avril 1998). L'impact du piégeage est très fort dans le département de l'Ain où la fédération départementale des chasseurs encourage très fortement cette pratique et favorise la formation de nouveaux piégeurs, tout en pesant de tout son poids pour conserver le plus grand nombre possible d'espèces nuisibles.

Le recalibrage des cours d'eau






Les grands aménagements réalisés sur le Rhône au cours des années 60/70 ont complètement bouleversé la vallée du Rhône. Le putois a pu trouver refuge dans les contre-canaux installés parallèlement aux ouvrages. La population de putois a toutefois décliné du fait de la disparition des systèmes annexes au fleuve : lônes, marais, prairies inondables, saulaies... Bien que les travaux de recalibrage aient été plus modestes sur les petits cours d'eau, leur impact a été très néfaste sur les populations de putois. En effet, nombre d'entre eux sont devenus inhospitaliers au putois tant du fait de la raréfaction des espèces proies (batraciens, rongeurs...) que de la difficulté de trouver des possibilités de gîte.

Perspectives




Les populations de putois sont en déclin depuis plus de trente ans pour des causes diverses, quelques fois uniques, plus généralement combinées. Si certaines causes semblent difficiles à maîtriser, d'autres pourraient être supprimées par de simples mesures de bon sens :



Etat de conservation :

-  Abondant
-  Localement commun
-  Rare
-  Très rare ou population sporadique
-  Absent ou disparu

Evolution des populations au cours des dix dernières années :

-  En augmentation
-  Stable
-  En baisse

1 Beaujolais-Nord, 2 Bresse, 3 Revermont-Ain, 4 Haut Bugey, 5 Crêts du Jura, 6 Gex-Léman, 7 Chablais, 8 Monts de la Madeleine, 9 Roannais, 10 Beaujolais-Sud, 11 Val de Saône, 12 Dombes, 13 Bugey, 14 Valromey, 15 Fier-Rumilly, 16 Genevois-Annecy, 17 Bornes-Aravis, 18 Arve-Giffre, 19 Mont-Blanc, 20 Monts du Forez, 21 Plaine du Forez, 22 Monts du Lyonnais, 23 Est Lyonnais, 24 Ile Crémieu, 25 Bas Bugey, 26 Rhône-Bourget, 27 Bauges, 28 Beaufortin, 29 Gorges de la Loire, 30 Pilat, 31 Moyenne Vallée du Rhône, 32 Bas Dauphiné, 33 Plaine de Bièvre, 34 Monts du Chat, 35 Chartreuse, 36 Grésivaudan, 37 Belledonne, 38 Tarentaise, 39 Maurienne, 40 Haut Vivarais, 41 Chambarand, 42 Basse Isère, 43 Grande Rousses, 44 Haute Ardèche, 45 Vivarais, 46 Basse Vallée du Rhône, 47 Vercors, 48 Trièves, 49 Oisans, 51 Basse Ardèche, 52 Tricastin, 53 Diois, 54 Haut Diois, 55 Dévoluy, 59 Baronnies.

Figure 1 : Statut des populations de putois en région Rhône-Alpes

Piégeage

On peut légitimement s'étonner qu'à notre époque, les petits carnivores se voient encore très officiellement considérés comme des « nuisibles ». Cela est encore plus surprenant lorsqu'il s'agit, comme c'est le cas pour le putois, d'une espèce en mauvais état de conservation. Une refonte de la liste nationale des espèces susceptibles d'être classées nuisibles s'impose. Le putois doit impérativement être retiré de cette liste, faute de quoi il disparaîtra de certaines régions. Pour mémoire, en Suisse, le putois est protégé depuis 1988.

Poison

Une réglementation plus contraignante et plus restrictive doit impérativement voir le jour, tant pour la commercialisation que pour l'utilisation des pesticides. Il est inadmissible qu'un produit possédant une D.L. 50 inférieure à 5 mg/kg puisse être dispersé dans la nature.

Réhabilitation des cours d'eau

Dans les années 1970/80 des milliers de kilomètres de cours d'eau ont été recalibrés avec les conséquences que l'on connaît sur l'environnement et leur réhabilitation est impérative.

Paysages agricoles

Un espoir renaît avec la mise en place des C.T.E. (Contrats Territoriaux d'Exploitation). Dans certains départements rhônalpins de réelles mesures pour une agriculture plus respectueuse de l'environnement voient le jour. La plantation de haies bocagères sera localement encouragée. Ces mesures remplaceront avantageusement le système des jachères qui n'ont pas eu autant d'effets pour la faune sauvage que nous avions pu l'espérer.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont apporté leur aide à ce travail, et plus particulièrement : Daniel Ariagno, Gil Barnoin, Catherine Béal, Robert Bendelé, Karine Bernard, Clothilde Chevrier, Cyrille Deliry, André Desestré, Philippe Favet, Jean Michel Faton, Guy Flacher, Hélène Foglar, Gérard Issartel, Thibault Lerme, Jean-François Noblet, Marc Pavailler, Mireille Richoux et Yves Verilhac.

Mots-clés : Putois, *Mustela putorius*, Rhône-Alpes, Nuisible, Statut

Références

- Ariagno, D. 1976. Essai de synthèse sur les mammifères sauvages de la région Rhône-Alpes. *Mammalia* 40(1) : 125-160.
- Athanaze, P. , Mathieu, R. 2000 L'état de conservation des espèces *in* Actes du colloques international. Oiseaux migrateurs chassé en mauvais état de conservation. Bayonne les 11 et 12 octobre 1999. OCL
- Collectif. 1995. Le guide du piégeur. Chasseur de France. Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de l'Ain.
1998. *Régulation des espèces nuisibles*. Bourg en Bresse
- Faugier, C. Jacob & L. Issartel, G. 1989. *Les mammifères de l'Ardèche* Privas
- Faton, J.M., Ladreyt, R. & Desnoues, P. 1982. *Mammifères Drômois, Ongulés et Carnivores* Valence
- SFEPM. 1984. *Atlas des mammifères sauvages de France*. SFEPM. Paris
- Fayard, A. Rolandez, J. & Roncin, P. 1979. Les mammifères du département de l'Ain . *Le Bièvre* 1 (1) : 1-26.
- Fédération Départementale Des Chasseurs De l'Isère. 1997. *Etude sur six prédateurs : Belette, Hermine, Fouine, Martre, Putois et Renard*. Grenoble
- Grillo, X. 1997. *Atlas des mammifères sauvages de Rhône-Alpes* FRAPNA. Lyon.
- Koch, H. *Les trucs du piégeur*. Gerfaut 1989
- Langley , P.J.W. & Yalden, D.W. 1977. The decline of the rarer carnivores in Great Britain during the 19th century. *Mammal Review* 7 : 95-116
- Lode, T. 1993. Stratégie d'utilisation de l'espace chez le putois européen (*Mustela putorius*) dans l'Ouest de la France. *Revue Ecologie (Terre Vie)* 48 : 305-322
- Lorgue, G. 1984. *Les intoxications des mammifères sauvages*. Communication au colloque «Pathologie et mammifères sauvages» Créteil 20 & 21 octobre 1984. SFEPM. Paris
- Roger, M. 1991. Régime et disponibilités alimentaires chez le putois (*Mustela putorius*). *Revue Ecologie (Terre Vie)* 4 : 245-261
- Roger, M. ,Delattre P., Herrenschildt, V. 1988. Le Putois *in* Encyclopédie des carnivores de France. SFEPM Paris
- Stahl, P., Leger, F. & Migot, P. 1997. *Répartition des petits carnivores en France . Bibliographie et recommandations pour la poursuite du recueil des informations*. Office National de la Chasse.

Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) au Portugal : diverses approches dans un scénario de pré-extinction

Carmen Bessa-Gomes^{1§*}, Margarida Fernandes^{2§}; Paula Abreu², Luis Castro², Helena Ceia², Bruno Pinto², Ana Elisabete Pires³

¹ Laboratoire d'Ecologie, Bât. A, 7, quai Saint Bernard, F. 75252 Paris cedex 05, France

² Instituto da Conservação da Natureza, Rua Filipe Folque 46, 2º 1050-126 Lisboa, Portugal

³ Laboratório de Biotecnologia, INETI, Estr. Paço Lumiar, Edifício F, UTPAM, 1699 Lisboa, Portugal

* M : cbessa@snv.jussieu.fr

§ Ces auteurs ont contribué de façon équivalente à ce travail

Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) est une espèce endémique à la péninsule ibérique, distincte des autres lynx, et considéré comme le félin le plus menacé du monde. Au Portugal, un programme de recherche dans la région d'Algarve, basé sur des analyses de fèces et du piégeage photographique n'a apporté aucune preuve évidente de présence de lynx résidents. Cette population était supposée être la plus grande des cinq populations de lynx identifiées au Portugal. Un modèle d'analyse de viabilité a montré que l'avenir du lynx au Portugal est sombre, seul l'accroissement de la capacité de charge du milieu couplé à un renforcement de la population pourrait faire significativement décroître la probabilité d'extinction de la population. Des actions urgentes sont nécessaires pour assurer la sauvegarde du lynx ibérique.

Introduction

Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) est un carnivore rarement observé et considéré comme étant le félin le plus menacé du monde (Nowell & Jackson 1996). C'est une espèce distincte des autres lynx, endémique à la péninsule ibérique. Sa distribution et ses populations sont actuellement fortement réduites. Son déclin au cours du XX^{ème} siècle est dû aux modifications de son habitat, au braconnage des prédateurs et aux maladies de ses proies principales : les lapins (*Oryctolagus cuniculus*) (myxomatose, maladie hémorragique virale). L'espèce est au sommet de la liste rouge des espèces menacées en Espagne et au Portugal et peut être considérée comme un des plus grands défis pour l'Europe en matière de conservation. Jusqu'en 1994, nos connaissances sur cette espèce au Portugal étaient limitées, mises à part quelques études locales (Palma 1980, Castro, 1994). Depuis cette année, un programme d'étude et de conservation (initialement financé par un Projet Life) a permis d'acquérir des informations sur le statut de l'espèce et prendre des décisions concernant des actions urgentes de conservation. Cet article présente les données rassemblées au cours de ces cinq années d'étude et suggère différentes méthodes et approches.

Statut et distribution

En première approche, la distribution du lynx au Portugal a été déterminée à partir d'enquêtes. Des interviews des populations locales ont été réalisés par des personnes expérimentées dans des zones initialement sélectionnées (soit environ 18.000 km²). Cinq populations ont été identifiées (chacune contenant moins de vingt animaux). Deux d'entre elles formaient sans doute une ancienne métapopulation portugaise (Sado - Algarve), les trois autres

étant des populations transfrontalières (Figure 1). Des observations éparpillées sur l'ensemble du territoire signalent d'importants mouvements d'animaux. A ce jour, les enquêtes auprès des populations locales semblent être la meilleure méthode pour apprécier sur une grande échelle la présence d'une espèce difficile à observer (Easterbee *et al.* 1991, Rodrigues & Delibes 1992, Gros 1998, Stahl 1998) et présente en faibles densités, comme le lynx. Les observations directes sont des données aussi utiles pour développer un modèle concernant les relations lynx-habitat et les patrons de distribution spatiale (Palma *et al.* 1999).

Information locale de présence

Sur la base des résultats précédents, une étude écologique a débuté en 1996 dans la région montagneuse d'Algarve, hébergeant la population la moins connue et plus importante : son territoire est le plus vaste, sa taille effective semble être grande et cette population est isolée. Les méthodes utilisées ont été la recherche de traces par trajets rectilignes et une campagne de piégeage à petite échelle. Très peu de crottes (n=8) et de traces (n=3) ont été détectées jusqu'en 1999. En se basant sur les résultats d'une étude sur la distribution et l'abondance des lapins (Pais & Palma 1998), les recherches intensives se sont poursuivies. Des carrés de 5 km² étaient parcourus pendant 12 heures par plusieurs personnes afin de confirmer ou non la présence de lynx résidents (Palomares *et al.* 1999). La surface étudiée totalise 600 km², sur laquelle neuf carrés ont été totalement prospectés. De cette façon, 13 crottes d'origine douteuse ont été collectées.

Pièges photographiques

Dans les mêmes zones, des appareils photographiques à déclenchement automatique (par infrarouge ou tapis à pression) ont été utilisés dès 1998. En juillet 1999, avec un nombre plus élevé de pièges photographiques (9), un système de rotation de 1 mois/ km² a été mis en place et des appâts olfactifs à base d'urine de lynx ont été utilisés. Jusqu'à mars 2000, le système a été opérationnel durant 613 nuits-pièges et a produit 78 photographies présentant des mammifères sauvages identifiables (soit 28% de la totalité). Parmi les carnivores détectés, on trouve la genette (*Genetta genetta*) (n=16), le renard (*Vulpes vulpes*) (n=36), le blaireau (*Meles meles*) (n=5), la martre (*Martes martes*) (n=3), la mangouste (*Herpestes ichneumon*) (n=3) et le chat sauvage (*Felis silvestris*) (n=1, Figure 2). Aucun lynx n'a encore été ainsi repéré. Pourtant cette technique a été couronnée de succès dans la détection d'autres félins, dont les tigres (*Panthera tigris*), avec un effort plus faible (Karanth 1995, Austin & Tewes 1999). Cependant, dans

une autre étude sur le lynx boréal *Lynx lynx*, aucun individu ne fut détecté (Foresman & Pearson 1998).

Génétique moléculaire

Les crottes d'origine douteuse récoltées durant les sessions de travail de terrain ont été soumises à des analyses génétiques utilisant des régions spécifiques de l'ADN mitochondrial (Palomares *et al.* 1999). L'extraction et l'amplification de l'ADN des échantillons a révélé des difficultés techniques du fait de la présence d'inhibiteurs, d'un ADN de médiocre qualité et d'un risque élevé de contamination. L'étude est en cours mais des résultats préliminaires indiquent une possible identification de lynx pour quelques échantillons (Figure 3). Ils doivent être confirmés par le clonage et le séquençage de chaque produit de PCR. En fonction du nombre de lynx détectés, l'étude pourra se poursuivre sur les microsatellites et fournir des informations importantes sur la variabilité génétique, les migrations et les distances entre les sous-populations. L'amplification de microsatellites félins a déjà été entreprise en 1996 (Institute of Zoology, Londres) avec d'autres échantillons de crottes du Portugal, des peaux de collections, des animaux naturalisés et une dent. Certains échantillons ont été génotypés sur trois loci en utilisant des « amorces » fluorescentes. Nous espérons confirmer la présence de l'espèce et, si possible, identifier individuellement chaque animal à l'aide de crottes ou d'attrape-pois.

Analyse de viabilité de la population

La gestion de zones particulières pour la conservation du lynx a consisté essentiellement en actions visant à augmenter le nombre de ses proies naturelles (lapin de garenne) par le maintien de pâturages ouverts, la création de refuges artificiels et des opérations de repeuplement expérimental (Pinto *et al.* 1999).

Cependant, le but premier d'un programme de conservation du lynx doit être de réduire le risque de son extinction. A partir des connaissances actuelles sur le cycle de vie du lynx ibérique et de modèles démographiques déterministes ou stochastiques développés avec le logiciel ULM (Legendre & Clobert 1995, Ferrière *et al.* 1996), nous avons développé un modèle général permettant d'analyser la probabilité d'extinction des populations de lynx ibériques. Notre objectif était d'identifier les caractéristiques démographiques qui influencent le plus la dynamique des populations et d'évaluer le risque d'extinction associés à divers mécanismes démographiques. Nous nous sommes limités aux effets relatifs sur la probabilité d'extinction de mécanismes pouvant faire l'objet d'actions de gestion (Boyce 1992, Beissinger & Westphal 1998). Cette approche nous permet d'établir une base dans la mise en place de futures actions de conservation dans une perspective de gestion adaptative, notamment de renforcement de populations voire de réintroduction. Les fondements de notre modèle ont été élaborés par Beja (1995), dans sa description détaillée du cycle de vie du lynx. En résumé, ce cycle de vie a été modélisé en considérant quatre classes fonctionnelles : les juvéniles, les flottants, les résidents et les dispersants (Figure 4). Lors de la construction du modèle, les

hypothèses ont été établies en accord avec les observations du Parc National de Doñana, où les lynx pardelles sont étudiés depuis plusieurs décennies. D'après Ferreras *et al.* (1997) et Gaona *et al.* (1998), nous avons supposé que les adultes sont territoriaux et que la reproduction est limitée aux femelles possédant un territoire (Gaona *et al.* 1998), la dynamique des populations étant régulée par la disponibilité des territoires. Habituellement, on observe autant de mâles résidents que de femelles, mais quand les mâles sont rares, chaque mâle peut vivre sur trois territoires de femelles, i.e. chaque mâle peut s'accoupler avec au plus trois femelles (Gaona *et al.* 1998). Le nombre réel de territoires dans un endroit donné dépend de la qualité de l'habitat, en fait de la densité des lapins, et détermine la capacité de charge des individus résidents (Gaona *et al.* 1998). A l'âge de l'indépendance, les juvéniles, en particulier les mâles commencent à chercher un territoire vacant (Ferreras *et al.* 1997). Du fait de la saturation des territoires, les mâles juvéniles peuvent disperser en dehors de leur population d'origine (Ferreras *et al.* 1997, Gaona *et al.* 1998). L'âge de la première reproduction est deux ans pour les femelles, trois ans pour les mâles (Ferreras *et al.* 1997, Gaona *et al.* 1998). Les adultes qui ne possèdent pas de territoires (i.e. les flottants) peuvent aussi disperser quand les territoires sont saturés. La mortalité s'accroît fortement pendant la dispersion (Gaona *et al.* 1998). Les populations de lynx pardelles les mieux connues appartiennent à la métapopulation du Parc National de Doñana. En se basant sur ces populations, nous avons défini deux groupes de paramètres du modèle (d'après Gaona *et al.* 1998) (Tableau I). Les valeurs « optimistes » correspondent aux populations situées au cœur du Parc National de Doñana, populations sources. Au contraire, les valeurs « pessimistes » correspondent aux populations puits situées à l'extérieur du parc. Malgré l'absence de données sur les paramètres démographiques des populations portugaises, nous sommes amenés à supposer que ces valeurs seront proches des « pessimistes » du fait du récent déclin du lynx. L'effet de variations de certains paramètres sur la dynamique de la population est dramatique. En accord avec le modèle « source-puits » observé pour la métapopulation de Doñana (Gaona *et al.* 1998), si nous faisons abstraction de la stochasticité démographique et environnementale et considérons le groupe des valeurs « optimistes », le taux de croissance de la population est de 1, i.e. la population est durable, même en l'absence de renforcement. Cependant, si nous considérons les valeurs « pessimistes », le taux de croissance de la population est inférieur à 1, donc la population décline et sa persistance dépend de l'immigration. Le taux d'accroissement de la population est très sensible à la mortalité des résidents. Même en considérant les valeurs « pessimistes », le taux de croissance de la population augmente avec la survie des résidents pour atteindre 1 lorsqu'on s'approche de la valeur « optimiste » du taux de survie des résidents (Figure 5). Si nous prenons en considération la stochasticité démographique, la différence entre les deux scénarios est alarmante (Figure 6).

Tableau I: Valeurs des paramètres démographiques considérés dans le modèle de la métapopulation des lynx du Parc National de Doñana (d'après Gaona *et al.* 1998). Les groupes de valeurs "optimistes" et "pessimistes" correspondent respectivement aux populations sources et puits de Doñana.

Paramètres	"Optimiste"	"Pessimiste"
Survie		
Chatons ($s_{fc}=s_{mc}$)	0,5	0,4
Juveniles (<i>Subadultes</i>) ($s_{fj}=s_{mj}$)	0,7	0,5
Flottants ($s_{fe}=s_{me}$)	0,7	0,6
Résidants ($s_{fr}=s_{mr}$)	0,9	0,7
Fécondité (f)		
Taux de reproduction (g)	0,8	0,6

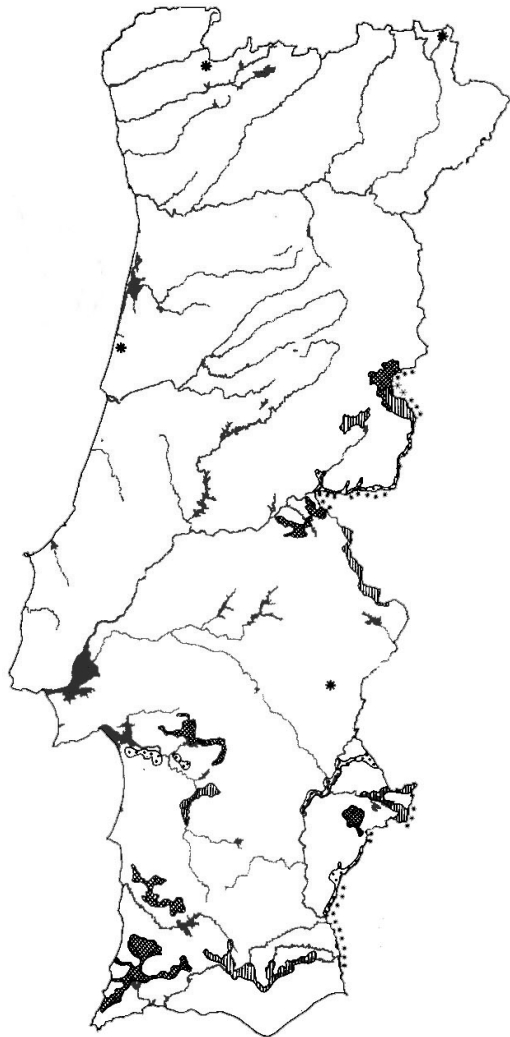


Figure 1: Distribution du lynx pardelle au Portugal d'après enquêtes (1987-1995) et évaluation de l'habitat. Les régions les plus foncées correspondent aux aires de présence les plus régulières de l'espèce ; les régions marquées d'une astérisque (*) à l'intérieur du Portugal correspondent à des zones où le statut du lynx est inconnu (trop peu d'observations ont été rapportées au cours du temps) ; alors que les astérisques le long de la frontière correspondent à de possibles connexions entre populations (d'après Rodriguez & Delibes 1992).



Figure 2 : Chat sauvage photographié par un appareil à déclenchement automatique. Monts Algarve, Portugal, 30/9/99, 7:04 am.

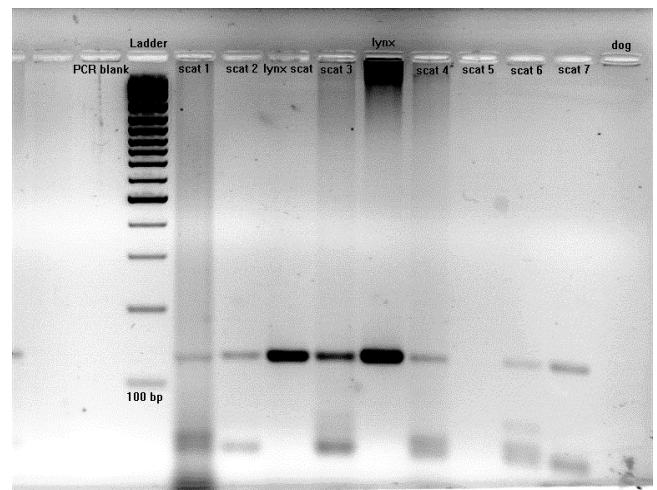


Figure 3 : Résultat de PCR sur l'ADN mitochondrial avec des amorces spécifiques du lynx (Palomares *et al.* 1999) pour identifier les échantillons douteux. Les contrôles positifs (échantillons de lynx et crotte de lynx captif) et négatif (chien) ont été inclus. Les crottes 1, 2, 3, 4, 5 et 7 peuvent correspondre à des lynx (les résultats attendent encore confirmation).

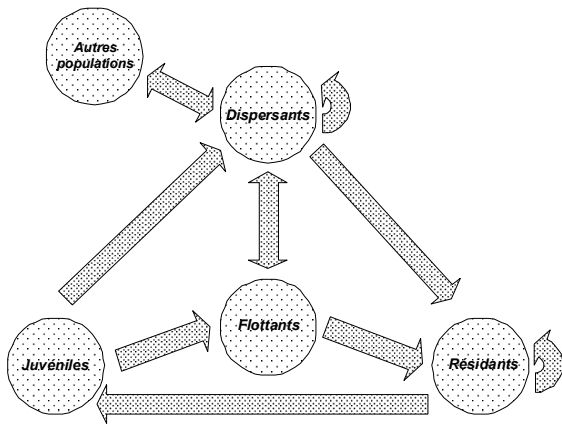


Figure 4 : Représentation schématique du cycle de vie du lynx ibérique. La transition de juvénile à flottant ou dispersant dépend de taux de saturation des territoires. Si le taux de saturation est élevé, c'est-à-dire s'il y a peu ou plus de territoires vacants, alors la proportion d'individus acquérant un territoire sera faible et les individus tendront majoritairement à disperser. Au contraire, si des territoires sont disponibles, les individus pourront s'installer et acquérir le statut de résident reproducteur.

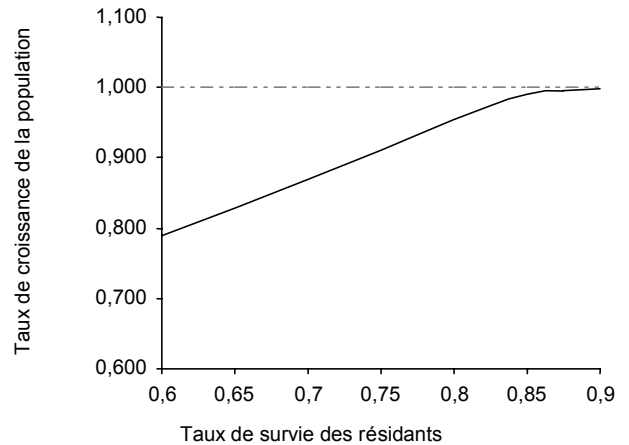


Figure 5 : Variation du taux de croissance de la population en fonction du taux de survie des résidents quand tous les autres paramètres démographiques prennent les valeurs du groupe « pessimiste ». En pointillé, figure le taux de croissance 1 correspondant à une population stable.

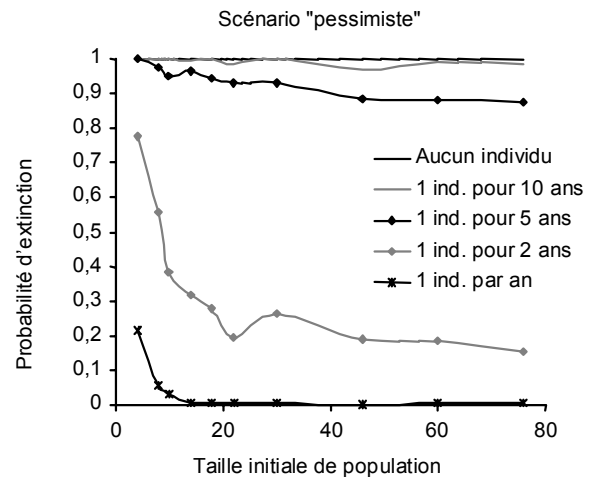
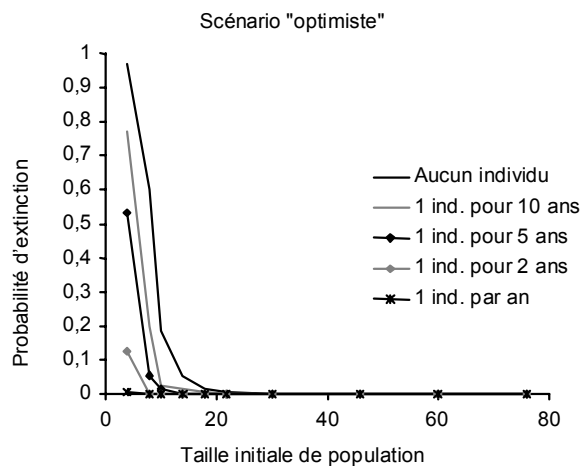


Figure 6 : Probabilité d'extinction en fonction du scénario et de l'effectif initial de la population avec différents taux de renforcement. Les taux de renforcement présentés sont des valeurs moyennes qui peuvent varier suivant une distribution de Poisson.

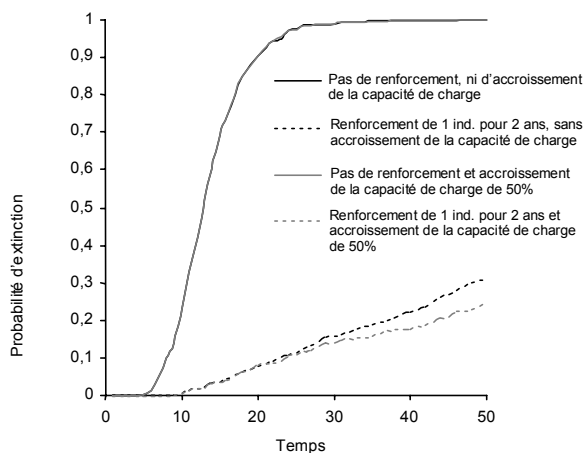


Figure 7 : Variation de la probabilité d'extinction en fonction du temps, suivant quatre scénarios.

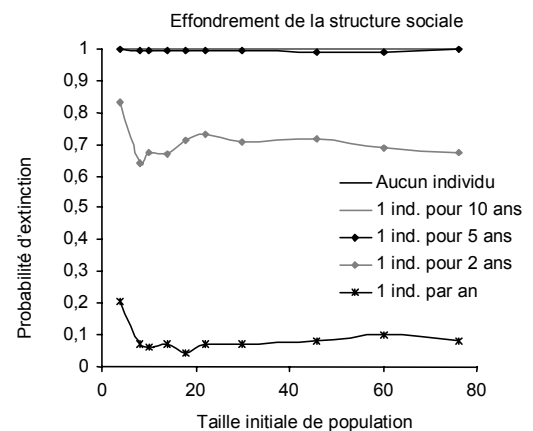


Figure 8 : Probabilité d'extinction en fonction de l'effectif initial de la population et de différents niveaux de renforcement en considérant les effets de l'effondrement de la structure sociale sous un scénario « pessimiste ».

Même sous le scénario « optimiste », une population de taille moyenne ($n=20$) est confrontée à un risque faible d'extinction à moyen terme (50 ans), alors que sous le scénario « pessimiste », la probabilité d'extinction à moyen terme, pour des populations de 4 à 250 individus, sera toujours égale à 1. Ces résultats soulignent l'importance énorme d'une évaluation extensive de la mortalité des adultes, soit en fait le degré de mortalité induite par l'homme, mais aussi les caractéristiques de la mortalité naturelle. L'effet de la dégradation de l'habitat et de la diminution du nombre de proies sur la valeur sélective individuelle (i.e. son taux de survie) est trop souvent sous-estimé dans les actions de conservation. Néanmoins, lorsque les conditions de vie se dégradent, l'espérance de vie peut être sévèrement réduite, ce qui accroît encore le risque d'extinction des populations de lynx.

Une fois que l'information relative à la mortalité des adultes, naturelle ou induite par l'homme, a été acquise, des actions de gestion peuvent être décidées pour inverser la tendance et obtenir un taux d'accroissement approchant 1 qui traduit une population viable. Le renforcement avec l'arrivée de nouveaux individus en provenance d'autres populations diminuera le risque d'extinction. Ce renforcement est généralement le fait de l'immigration d'individus de populations adjacentes mais peut aussi être réalisé par la translocation ou le lâcher d'individus captifs. Pour certaines métapopulations, le renforcement naturel et à long terme des populations peut être facilité en augmentant les connexions entre les populations, c'est-à-dire en « perméabilisant » le milieu aux individus dispersants ou en établissant des corridors. Comme mentionné précédemment, la dynamique des populations de lynx pardelles est régulée par la disponibilité des territoires vacants. Quand tous les territoires sont occupés, la population est dite saturée et son taux de croissance sera 1. Cela signifie que l'effectif de la population ne peut qu'augmenter et le risque d'extinction décroître si la capacité de charge augmente, ce qui peut être réalisé par diverses actions de gestion de l'habitat. Cependant, sous le scénario « pessimiste », le taux de croissance de la population est inférieur à 1 et la population sera incapable de croître et de coloniser de nouveaux territoires (Figure 7). Ainsi la diminution du risque d'extinction par la gestion de la capacité de charge dépend du renforcement de la population et ces deux actions doivent être couplées. Ceci est particulièrement significatif pour le succès des actions de renforcement avec lâchers d'individus captifs ou translocations. Dans des situations extrêmes, on ne pourra éviter l'extinction de populations que par la conjonction de l'amélioration de l'habitat et un renforcement de population.

Remarques finales

La rareté ou l'absence de traces de lynx dans la région d'Algarve peut être expliquée par un déclin rapide de la population. Il n'y pas de preuve que des lynx résidents sont présents dans la zone de recherche. Une situation similaire d'absence de traces et de scénario de pré-extinction locale a été décrite dans une autre région du Portugal (Malcata) après des années de travail de terrain intensif (Sarmiento &

Cruz 1998). L'hypothèse est que la réduction de l'abondance des lapins et la faible disponibilité induite en proies provoquent une modification du comportement territorial. Ces changements sont régulés par différents types d'interactions avec les individus des territoires avoisinants selon un système complexe de superposition des marquages territoriaux. En l'absence de réponse, particulièrement en l'absence de réponse de femelles aux mâles reproducteurs, les individus pourraient changer de territoire pour rechercher des partenaires ailleurs. Dans des situations extrêmes de faible densité de population ou de faible saturation de territoires, les individus pourraient fréquemment abandonner leur territoire du fait de l'absence de congénères, et retourner dans la catégorie des individus flottants caractérisée par un taux de mortalité plus élevé. De plus, cela pourrait provoquer une forme d'effet Allee (Courchamp *et al.* 1999) sur la reproduction en diminuant le nombre d'adultes réellement reproducteurs.

La situation actuelle peut être résumée par un accroissement de la taille des territoires, un nombre plus élevé d'individus flottants, un effondrement de la structure sociale et probablement l'absence de reproduction. Ceci a également été rapporté pour d'autres espèces de lynx (Knick 1990). Ces mécanismes contribuent à augmenter la probabilité d'extinction sous le scénario « pessimiste » et en fait accroissent fortement la vulnérabilité de l'espèce à l'extinction. Nos résultats issus d'approches multiples dans l'étude du lynx ibérique révèlent une situation pire que celle qui était initialement envisagée. Ce félin est probablement au bord de l'extinction sur l'ensemble du territoire portugais. Le récent effondrement des populations a attiré notre attention vers certains aspects notamment l'écologie comportementale trop souvent ignorés dans les actions de conservation. L'analyse de viabilité a aussi révélé l'importance cruciale de la mortalité des adultes et la situation alarmante pour l'extinction à moyen terme sous le scénario « pessimiste » (i.e. médiocre qualité de l'habitat) en absence d'immigration.

Ceci fournit des directives essentielles pour des recherches futures et des actions de conservation, comme le renforcement. Une analyse détaillée considérant leur fréquence, le nombre d'animaux, leur sexe et leur âge devrait être établie dans un futur proche pour encadrer des actions de renforcement. L'analyse de viabilité, ainsi que les méthodes et techniques complémentaires se sont avérées utiles pour la problématique de conservation du lynx ibérique et laissent entrevoir divers scénarios pour les populations réduites de lynx dans toute la péninsule ibérique.

Remerciements

C. Bessa-Gomes remercie S. Legendre et A. St Aubyn pour les fructueuses discussions sur les modèles d'analyse de viabilité de population.

Mots-clés : Lynx ibérique, *Lynx pardinus*, Portugal, statut, distribution, viabilité de population, génétique, piège photographique.

Références

- Austin, S. C. & Tewes, M.E. 1999. Ecology of the clouded Leopard in Khao Yai National Park, Thailand. *Cat News* 31 : 17-18.
- Beissinger, S. R. & Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62 : 821-841.
- Beja, P. 1995. *Elementos para a análise de viabilidade populacional de lince-ibérico, Lynx pardina*. Trabalho efectuado no âmbito do projecto 'Conservação do lince-ibérico em Portugal'/Programa Life. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 33 p.
- Boyce, M. S. 1992. Population Viability Analysis. *Annual Review in Ecology and Systematics* 23 : 481-506.
- Castro, L. 1994. Ecología y conservación del lince ibérico en la sierra portuguesa de Malcata. *Quercus* 96 : 8-12.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T. H. & Grenfell, B. T. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 405-410.
- Easterbee, N., Hepburn, L.V. & Jefferies, D.J. 1991. *Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987*. Nature Conservancy Council for Scotland. 52 p.
- Ferreras, P., Beltran, J. F., Aldama, J. J. & Delibes, M. 1997. Spatial organization and land tenure system of the endangered iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology* 243 : 163-189.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S. & Baron, J.-P. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using ULM software. *Acta Oecologica* 17 : 629-656.
- Foresman, K. R. & Pearson, D.E. 1998. Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores. *Journal of Wildlife Management*. 62 (4) :1217-1226.
- Gaona, P., Ferreras, P. & Delibes, M. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68 : 349-370.
- Gros, P. M. 1998. Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biological Conservation* 85 : 137-149.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71 : 333-338.
- Knick, S.T. 1990. Ecology of bobcats relative to exploitation and a prey decline in Southeastern Idaho. *Wildlife Monographs* 108 : 1-42.
- Legendre, S. & Clobert, J. 1995. ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. *Journal of Applied Statistics* 22 : 817-834.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. *Status, survey and Conservation Action Plan. Wild cats*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland (Switzerland). 382 p.
- Pais, M. & Palma, L. 1998. *Seleção de habitat, distribuição e abundâncias relativas do Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) nas serras do Algarve e do Sudoeste Alentejano*. Estudo integrado no Programa Liberne/Life. UCTRA/Universidade do Algarve - Instituto da Conservação da Natureza. 34 p.
- Palma, L. 1980. Sobre distribuição, ecologia e conservação do lince-ibérico em Portugal. *Actas I Reunion Iberoamer. Zool. Vert.*, 1977, La Rábida : 569-580.
- Palma, L., Beja, P. & Rodrigues, M. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution in western Algarve (Portugal). *Journal of Applied Ecology* 36 (5) : 812-824.
- Palomares, F., Delibes, M., Godoy, J.A., Piriz, A., Revilla, E., Ruiz, G., Rivilla, J.C. & Conradi, S. 1999. *Determinacion de la presencia y tamaño poblacional del lince iberico usando tecnicas moleculares y un sistema de informacion geografico*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. CSIC. 106 p.
- Pinto, B., Fernandes, M., Abreu, P., Castro, L. & Ceia, H. 1999. The efficiency of a modified restocking operation of wild rabbit. *3rd European Congress of Mammalogy*. Jyväskylä, Finland.
- Rodrigues, A. & Delibes, M. 1992. Current Range and Status of the Iberian Lynx *Felis pardina* Temminck 1824 in Spain. *Biological Conservation* 61: 189-196.
- Sarmiento, P. & Cruz, J. 1998. *Ecologia e conservação do lince-ibérico e da comunidade de carnívoros da serra da Malcata*. Instituto da Conservação da Natureza. 162p.
- Stahl, P. 1998. *Evolution récente de la répartition du chat sauvage en France*. Résumé du Protocole d'enquête. CNERA Prédateurs. ONC.

Conservation de la panthère de l'Amour (*Panthera pardus orientalis*) en Sibérie orientale

Cathy Pelsy¹ & Michiel Hötte²

¹ CEPA, Route de Fougères, 41700 Fresnes, France

² Tigris Foundation, Laagtekadijk 135, 1018 ZD Amsterdam, Hollande

Habitant la Sibérie extrême orientale, la panthère de l'Amour est un des félins les plus menacés au monde. Avec moins de 50 individus, sa population doit faire face au braconnage, à la raréfaction des proies et à la destruction de l'habitat. Des actions de conservation ont tenté d'enrayer son déclin et un plan d'action a été défini pour sauver ce grand félin de l'extinction.

Statut et répartition

Parmi les félins, le léopard ou panthère (*Panthera pardus*) est celui qui a la plus vaste répartition géographique. Autrefois, il était présent dans presque toute l'Afrique ainsi que dans une grande partie de l'Asie, allant de la Turquie et du Moyen Orient jusqu'à l'Indonésie et la Russie. La panthère de l'Amour (*Panthera pardus orientalis*) est l'une des 8 sous-espèces de panthères actuellement reconnues par les spécialistes. Elle doit son nom au fleuve Amour coulant le long de la frontière séparant la Chine de la Russie. Dans les années 60 et 70, elle vivait encore en Mandchourie, dans la péninsule coréenne et dans le sud de la Russie orientale. Actuellement, sa répartition est limitée à une petite région d'environ 3000 km², située entre Vladivostok et la frontière chinoise. En Chine et en Corée du Nord, seuls quelques individus isolés subsisteraient encore. La panthère de l'Amour est très bien adaptée au climat rude de cette région. En hiver, elle est revêtue d'un long pelage épais, pelage qui par ses grandes rosettes la distingue facilement des autres sous-espèces. Elle possède également des pattes sensiblement plus longues, adaptées aux déplacements dans la neige. Cette sous-espèce est actuellement considérée comme la plus menacée des panthères. En effet, la population relictuelle de panthères de l'Amour est estimée à une quarantaine d'individus en Russie auxquels viennent s'ajouter une dizaine d'animaux vivant en Chine, de l'autre côté de la frontière.

Menaces

Cette raréfaction est principalement due au braconnage et à la disparition des forêts qui constituent l'habitat naturel des panthères. Bien que légalement protégées, les panthères de l'Amour sont encore tuées pour leur fourrure. Les forêts situées près des fermes sont régulièrement endommagées par des incendies provoqués par la pratique de la culture sur brûlis. Les fermiers brûlent leurs champs en automne et en hiver, afin de les rendre plus fertiles. Mais les feux ne s'arrêtent pas à la limite de leurs terres et chaque année de vastes zones de forêts disparaissent de cette manière. Sous l'action répétée de feux successifs, certaines portions de forêts se sont transformées en prairies ne présentant aucun signe de régénération forestière. En outre, les proies des panthères (cerfs sika, lièvres) se sont également raréfiées sous l'effet de la très forte pression de chasse exercée par

les villageois. Affamées, les panthères viennent alors régulièrement se nourrir dans les fermes d'élevage de cerfs sikas (dont les bois sont vendus pour la pharmacopée chinoise). Face à la perte économique engendrée par la disparition de leurs animaux, les éleveurs n'hésitent pas à poser des collets autour des enclos afin de capturer, puis de tuer les panthères.

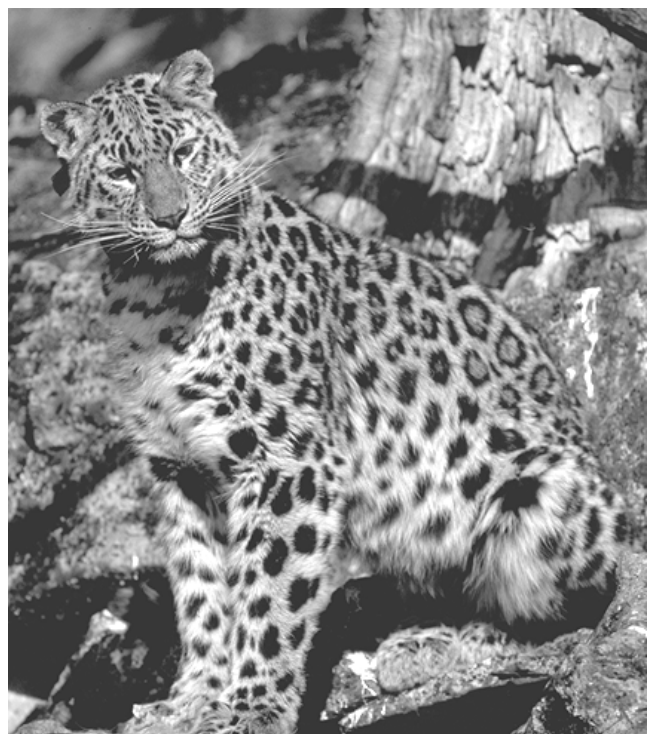


Figure 1: Panthère de l'Amour (Photo : Tigris Foundation).

Protection

Ce n'est qu'en 1993 que les premières données écologiques sur la panthère de l'Amour ont été acquises par un programme de télémétrie dirigé par le Hornocker Wildlife Institute (USA) qui travaillait déjà en faveur de la sauvegarde du tigre de Sibérie. En 1996, un symposium à Vladivostok a permis de réunir les personnes concernées par la conservation du léopard de l'Amour, de mieux comprendre les menaces et de suggérer des actions de conservation.

Actuellement, les actions de conservation *in-situ* s'articulent autour des principaux points suivants :

- Recensement des panthères: Des recensements des panthères ont été réalisés durant les hivers 1998 et 2000. Ces études permettent d'évaluer leurs effectifs et

d'apprécier leur répartition géographique. Entre 50 et 120 personnes participent à ces opérations de recensement. Lorsque l'enneigement est suffisant, chaque personne couvre un itinéraire bien défini dans laquelle elle recherche et note la présence d'empreintes de panthères. L'analyse de ces données a fourni de précieuses indications sur le mode de vie et les exigences des panthères en matière d'habitat. Ces travaux ont conduit à l'élaboration de recommandations en faveur d'une gestion des terres et des forêts compatible avec un plan de conservation de la panthère de l'Amour.

- Equipe antibraconnage : depuis 1998, quatre gardes armés patrouillent dans le territoire des dernières panthères. Leur mission consiste à inspecter les voitures croisées en forêt afin de découvrir d'éventuels armes ou animaux morts et à patrouiller en forêt à skis à la recherche de braconniers. En décembre 1999 ces gardes ont ainsi arrêté deux braconniers qui s'apprêtaient à vendre les peaux d'une femelle et d'un mâle panthère pour les prix respectifs de 500 et 1000 dollars (pour comparaison, le salaire mensuel de la plupart des villageois ne dépasse guère les 50 dollars par mois). Afin d'avoir un caractère dissuasif, les peines infligées à ces personnes sont généralement sévères. Ainsi, un braconnier ayant tué une panthère de l'Amour quatre ans auparavant dans cette même région, s'est vu condamné à trois ans de prison ferme.
- Indemnisation des pertes financières causées par les panthères : depuis avril 1999, un programme de compensation des pertes causées aux éleveurs par les panthères a été mis en place. Une indemnité est versée directement lorsque la preuve est faite qu'un animal (cheval, cerf ...) a été tué par une panthère. De plus, une indemnité supplémentaire est également allouée lorsque la présence d'une panthère est notée près d'un élevage. En effet, lorsque le sol est recouvert de neige, les empreintes des panthères sont facilement repérables. Pour toute panthère présente autour de sa ferme, un éleveur reçoit une indemnité de 80 dollars par mois (aide fournie sous forme d'aliments pour les troupeaux).
- Information et sensibilisation des populations locales : un centre pédagogique est actuellement en cours de construction dans une réserve naturelle située à 180 km de Vladivostok. Ce centre permettra de sensibiliser les enfants et les villageois aux nombreuses menaces pesant sur la faune et la flore de cette région. Les diverses mesures de conservation leur seront également présentées. Des conférences sont également organisées dans les écoles situées dans la zone où sont retranchées les dernières panthères. Un professeur accompagné d'un membre de l'équipe antibraconnage projettent des diapositives et des vidéos destinées à informer les enfants. Ces enfants doivent ensuite répondre à un questionnaire et le gagnant se voit remettre un livre entièrement consacré à la panthère de l'Amour. Plusieurs exemplaires de ce livre sont

également mis à la disposition de tous les élèves dans la bibliothèque des différentes écoles.

- Lutte contre les incendies de forêts : depuis 2000, une équipe de quatre gardes lutte contre les feux de forêts avec un camion citerne. Cette équipe travaille également à la réalisation de zones coupe-feu afin d'empêcher la propagation des incendies. Des images satellite devraient être prises afin d'évaluer l'efficacité de ces mesures. En effet, elles permettront de comparer le pourcentage de forêts ravagées par le feu au cours de ces dernières années, au pourcentage de forêt détruites après la mise en place de ces opérations de protection. L'objectif de ce projet est de diminuer ce pourcentage d'au moins 40% .
- Reboisement : des actions de reboisement sont prévues dans les zones les plus touchées par les incendies. Les zones replantées devraient également permettre de créer des corridors entre des îlots de forêts dans lesquels vivent quelques panthères isolées.
- Réintroduction : la réintroduction de panthères de l'Amour pourrait éventuellement être envisagée afin de créer à long terme une seconde population sauvage dans des secteurs où elles ont disparu depuis une vingtaine d'années. En effet certaines zones présentant encore un habitat favorable sont aujourd'hui séparées de la population résiduelle actuelle par des villes, des cultures et des routes. Une recolonisation naturelle semble donc impossible. Toutefois ces opérations ne pourront pas être sérieusement envisagées avant que les causes de disparition des panthères dans ces secteurs n'aient été parfaitement identifiées et maîtrisées. Un autre obstacle majeur à ce projet de réintroduction est le très faible nombre de panthères de l'Amour pures disponibles au sein des populations de panthères maintenues en captivité. En effet, en 1999, parmi la centaine d'animaux inscrits au Programme Européen de Conservation (EEP) de la panthère de l'Amour, seuls 10 individus étaient génétiquement pures, les autres étant des hybrides avec une autre sous-espèce. On ne peut donc pas compter actuellement sur ces panthères captives pour développer une population susceptible de constituer une réserve génétique à long terme.

Perspectives

Début Mai 2001, un symposium international sur la conservation du léopard de l'Amour a été organisé à Vladivostok par la Wildlife Conservation Society. Il fait suite à un autre symposium s'étant tenu en Chine en Octobre 2000 et ayant porté sur le tigre de Sibérie, avec lequel la panthère de l'Amour est sympatrique.

Les 65 participants, représentant huit pays, ont insisté sur le fait que le léopard de l'Amour est en danger immédiat d'extinction avec une population comprise entre 25 et 40 individus en Russie et entre 4 et 7 individus en Chine. Ils ont proposé la création et le développement d'aires protégées (et particulièrement des aires transfrontalières) sur l'aire de répartition du léopard et souhaité.

Par ailleurs, il a été décidé de préparer les actions de renforcement de la population sauvage à partir de la population captive en collectant des données écologiques supplémentaires et en développant la population captive comme source d'individus. La conservation du léopard de l'Amour passe aussi par la créations de nouvelles populations sauvages sur son aire de répartition historique. Les actions de lutte antibraconnage et les programmes envers les fermes de cerfs seront poursuivis.

La Fondation Tigris (Hollande), déjà très engagée dans la protection du tigre de Sibérie, soutient activement ce programme de conservation *in-situ* de la panthère de l'Amour en partenariat avec l'organisation Russe Phoenix. Les travaux scientifiques sont menés par le Hornocker Wildlife Institute qui a fusionné avec la Wildlife Conservation Society en Octobre 2000. Fin 1999, le CEPA (voir encadré) a également décidé de s'engager financièrement aux côtés de la Fondation Tigris.



CEPA : Conservation des Espèces et des Populations Animales

Fondé en 1997, à l'initiative de plusieurs parcs zoologiques français, le CEPA concentre ses actions de conservation sur des espèces à la fois gravement menacées et généralement négligées en portant une attention toute particulière à la faune des départements et territoires d'Outre Mer et d'une façon plus générale à tous les pays francophones. La mission du CEPA envers ces espèces est double :

- ❑ principalement soutenir ou élaborer des programmes de conservation à long terme de ces populations animales dans leur milieu naturel,
- ❑ éventuellement participer à des programmes complémentaires d'élevage (dans le pays d'origine si possible) et de réintroduction.

Secretariat CEPA: Espace Zoologique, 42 800 St Martin la Plaine
M : Marc.Boussekey@wanadoo.fr

Coordinatrice : Cathy Pelsy, Route de Fougères, 41700 Fresnes
M : cathy.pelsy@wanadoo.fr



Tigris Foundation

Laagtekadijk 135
1018 ZD Amsterdam
Holland

Michiel Hötte
Tél/fax: +31-20-6206274
M: mhotte@inter.nl.net
internet: <http://www.inter.nl.net/users/tiger>

Etude préliminaire du statut du guépard du Sahara (*Acinonyx jubatus*), Adrar des Iforas, Mali

Anne-Marie Drieux-Dumont¹ *

¹ Laboratoire de Conservation des Espèces Animales, Ménagerie du Muséum National d'Histoire Naturelle, 57 rue Cuvier, 75005 Paris

* M : am2d@mnhn.fr

La population des guépards sahariens (*Acinonyx jubatus*), estimée entre 200 et 500 individus, se répartit entre le nord du Mali, du Niger et du Tchad (Marker, 1998) et le sud de l'Algérie et de la Libye. Il est supposé que quelques groupes d'individus isolés vivent dans le massif de l'Adrar des Iforas, situé au nord-est du Mali, mais aucune donnée récente et fiable ne permet de quantifier ces populations avec précision tant il est difficile d'observer ce félin (Ag Sidiyène & Tranier, 1990 ; Dragesco, 1993 ; Nowell & Jackson, 1996).

Nous nous sommes rendus en mars 1999 dans le massif de l'Adrar des Iforas (chef-lieu : Kidal), avec plusieurs objectifs : (i) attester de la présence du guépard du Sahara, (ii) dresser un inventaire des mammifères de cette région et (iii) étudier les micromammifères. La situation géographique et l'altitude moyenne de ce massif précambrien en font une île sahélienne au milieu du Sahara, constituant un refuge écologique isolé depuis au moins 4000 ans. Cette région est restée peu étudiée en raison des rébellions touarègues et des migrations dues aux sécheresses.

Certains témoignages peuvent laisser espérer la persistance de quelques individus de guépard même si la présence du félin n'a pas été confirmée lors de cette première mission. Le dernier témoignage fiable date de décembre 1997, où plusieurs personnes dont le biologiste touareg Ag Sidiyène aperçoivent un guépard dans la vallée Ilebdjan. Des traces ont été relevées à l'automne 1998. Peu avant notre arrivée, un guépard aurait été vu par des Touaregs d'Anéfis (ouest de Kidal). Aucune observation directe ou indirecte (relevés de traces ou d'autres indices) n'a été faite par notre équipe. Les témoignages des bergers sont cependant formels et ont permis de localiser plus précisément la(es) population(s) résiduelle(s) : vers Tin-essako (est de Kidal) et vers Tin-Zaouâtène (nord-est de Kidal).

La population des guépards de cette région est fragmentée, de faible densité et en déclin, de par la dégradation de l'habitat et la double persécution des guépards eux-mêmes et de leurs proies, les gazelles. La gazelle dorcas (*Gazella dorcas*) est présente et abondante mais elle fait l'objet d'une chasse intensive. Les autres espèces de gazelles (*Gazella rufifrons*, *Gazella dama*) et d'antilopes (*Oryx dammah*, *Addax nasomaculatus*) ont probablement disparu de la région depuis plusieurs années. Le guépard du Sahara doit se limiter à des proies plus petites et plus faciles à capturer, comme les lièvres et les rongeurs ainsi que des oiseaux.

Une mission de mise en place du projet a eu lieu en novembre 2000 à Bamako afin d'identifier avec précision les actions à mener ou celles déjà prévues par le gouvernement malien et les Directions Nationale et Régionale de la Conservation de la Nature. Une seconde mission de terrain se rendra fin 2001-début 2002, dans les

vallées citées précédemment, afin de poursuivre le travail d'enquêtes auprès des populations locales. Si la présence du guépard est confirmée, les missions de terrain qui suivront, permettront de cartographier la distribution des guépards du massif.

Ce travail s'inscrit dans un projet international de conservation du guépard du Sahara. Les objectifs de ce projet sont de collecter des informations sur le statut, la distribution, l'écologie et la génétique de la sous-espèce de guépard d'Afrique du Nord, puis de développer un programme de conservation. Nous étendrons notre champ d'investigation en Libye, au Niger et en Algérie. Ce projet est réalisé en partenariat avec la Société Zoologique de Paris.

Nous travaillons de plus actuellement à la création d'une antenne francophone du « Cheetah Conservation Fund » de Laurie Marker (Namibie), structure qui pourrait intervenir dans tous les pays d'Afrique du Nord et de l'Ouest et aider à protéger les dernières populations de guépards dans ces régions. Nous élaborons le montage institutionnel et envisageons le financement du projet.

Mots-clés : Guépard, *Acinonyx jubatus*, Sahara, Mali.

Références

- Marker, L. 1998. Current status of the cheetah (*Acinonyx jubatus*). *Proceedings of a symposium on Cheetahs as Game Ranch Animals*, 23&24 October 1998.
- Ag Sidiyène, E. & Tranier, M. 1990. Données récentes sur les Mammifères de l'Adrar des Iforas (Mali). *Mammalia* 54 3 : 471-478.
- Dragesco-Joffé, A. 1993. *La vie sauvage au Sahara*. Delachaux & Niestlé. Lausanne & Paris.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. *Status, survey and Conservation Action Plan. Wild cats*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland (Switzerland). 382 p.

Collections, phylogénie et conservation : l'exemple du genre *Genetta* au Muséum National d'Histoire Naturelle

Philippe Gaubert ^{1*}, Géraldine Veron ¹ & Michel Tranier ¹

¹ Laboratoire Zoologie Mammifères & Oiseaux, Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), 55, rue Buffon, 75005 Paris

* M : gaubert@mnhn.fr

Introduction

Le genre *Genetta* (Carnivora, Viverridae) constitue un groupe taxinomique caractérisé par de multiples problèmes de délimitation interspécifique (Rosevear 1974, Crawford-Cabral 1981). L'analyse phylogénétique du genre a été envisagée, afin notamment d'étudier les liens de parenté entre espèces de forêts et espèces de savanes. Une telle investigation nous a en outre confrontés aux questions de statut taxinomique, trois « nouvelles » populations (*Genetta sp*) ayant été mises en évidence. Pour chacune de ces dernières, le faible nombre de spécimens en collection laisse envisager un enjeu de conservation.

Statut de conservation

Certaines espèces africaines sont menacées par la destruction de leur habitat (Schreiber *et al.* 1989). Toutefois, il demeure délicat d'évaluer le statut de certaines populations (Tableau I), tant les données de terrain restent difficiles à obtenir (Taylor 1989).

Matériel et méthodes

L'observation préliminaire des caractères, nécessaire à l'analyse phylogénétique, nous a permis de reconsidérer l'ensemble des collections de genettes du Laboratoire de Zoologie Mammifères & Oiseaux (MNHN), soit 174 crânes et 320 peaux. Les caractères crâniens (22), dentaires (7), externes (5), mais aussi ceux liés aux motifs du pelage (22) et à l'ultrastructure des poils (4), ont ainsi été pris en compte. La matrice de caractères finalement constituée a été traitée selon un algorithme de parcimonie (Darlu & Tassy, 1993).

Résultats & Discussion

Une transition est constatée entre les espèces de forêts tropicales (basales), les espèces de zones boisées et celles de savanes (dérivées), laissant envisager une origine forestière du genre (Figure 1).

Genetta sp1, parfois élevée au rang d'espèce (*Genetta poensis*, Figure 2), ainsi que *Genetta sp2* (*Genetta genettoides*, Figure 3), sont actuellement mises en synonymie avec *Genetta maculata* (*sensu* Wozencraft 1993), bien que les relations phylogénétiques obtenues contredisent cette assertion.

Genetta sp3 (Figure 4) pourrait, quant à elle, constituer une population issue d'hybridations entre *Genetta angolensis* et *Genetta maculata*, son lieu de collecte étant situé au nord d'une zone d'intergradation présumée (Crawford-Cabral 1973).

Ainsi, le problème de la délimitation interspécifique apparaît ici crucial, ce qui est également le cas pour *Genetta cristata* (Tableau I), parfois considérée comme une sous-espèce de *Genetta servalina*, notamment en ce qui concerne les priorités d'action de conservation à envisager. Ajoutons que l'ancienneté des périodes de collectes (1890 à 1950) et le faible nombre de spécimens en collection de *Genetta sp1* (2) et *Genetta sp2* (5) laissent présager de leurs statuts précaires dans un milieu de surcroît intensivement déboisé.

Conclusion et perspectives

Le cas particulier des genettes met en évidence l'interrelation existant entre les études phylogénétiques et les préoccupations de conservation, une telle association étant supportée par les collections pérennes du MNHN. Les questions de statuts taxinomiques devront en outre être débattues à la lumière d'autres approches, telles que la divergence génétique, la caryologie et les observations sur le terrain.

Mots-clés : Genettes, *Genetta*, Collections, Phylogénie, Populations.

Références

- Crawford-Cabral, J. 1973. As genetas da Guiné Portuguesa e de Moçambique. « *Livro de homenagem* » ao professor Fernando Frade Viegas Da Costa, 133-155.
- Crawford-Cabral, J. 1981. The classification of the genets (Carnivora, Viverridae, genus *Genetta*). *Bolm. Soc. Port. Ciênc. Nat.*, 20, 97-114.
- Darlu, P. & Tassy, P. 1993. *La reconstruction phylogénétique. Concepts et méthodes*. Masson, Paris.
- IUCN Species Survival Commission. 1996. *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. Baillie & Gloombridge, USA.
- Rosevear, D.R. 1974. *The Carnivores of West Africa*. Trustees of the British Museum (N.H.), London.
- Schreiber, A., Wirth, R., Riffel, M. & Van Rompaey, H. 1989. *Weasels, Civets, Mongooses and their Relatives - An action plan for the conservation of Mustelids and Viverrids*. IUCN, Gland.
- Taylor, M. 1989. New records of two species of rare Viverrids from Liberia. *Mammalia*, 58 (1) : 122-125.
- Wozencraft, W.C. 1993. Order Carnivora. In *Mammal species of the world* (eds D.E. Wilson, D.M. Reeder), pp. 279-348. Smithsonian Institution Press, Washington & London.

Tableau I : Liste des genettes présentes dans la liste rouge de l'UICN (1996)

Taxon	Statut UICN	Distribution	Habitat
<i>Genetta cristata</i>	Menacé	Nigeria, Cameroun	Forêt tropicale
<i>Genetta genetta isabelae</i>	Vulnérable	Ile d'Ibiza	Zones boisées
<i>Genetta abyssinica</i>	Insuffisamment connu	Ethiopie	Hauts plateaux
<i>Genetta johnstoni</i>	Insuffisamment connu	Guinée, Libéria	Forêt tropicale

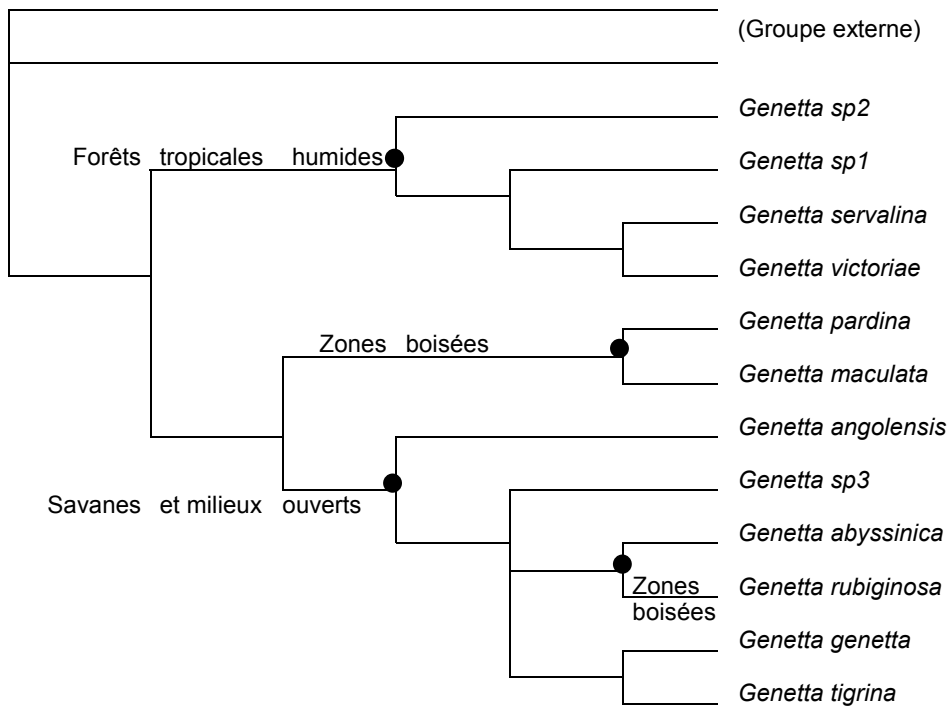


Figure 1 : Distribution sur le cladogramme obtenu des biotopes occupés par les taxon du genre *Genetta* (arbre phylogénétique présenté après « reweighting »)

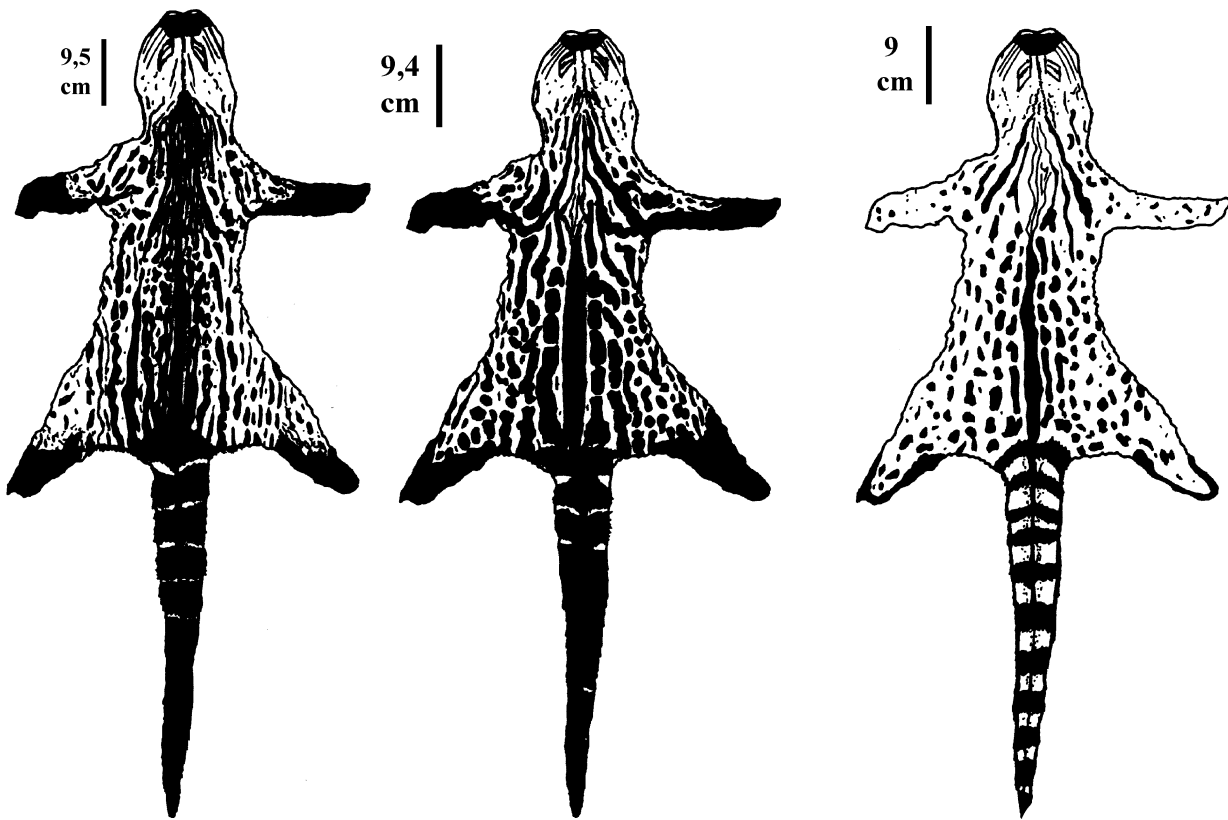
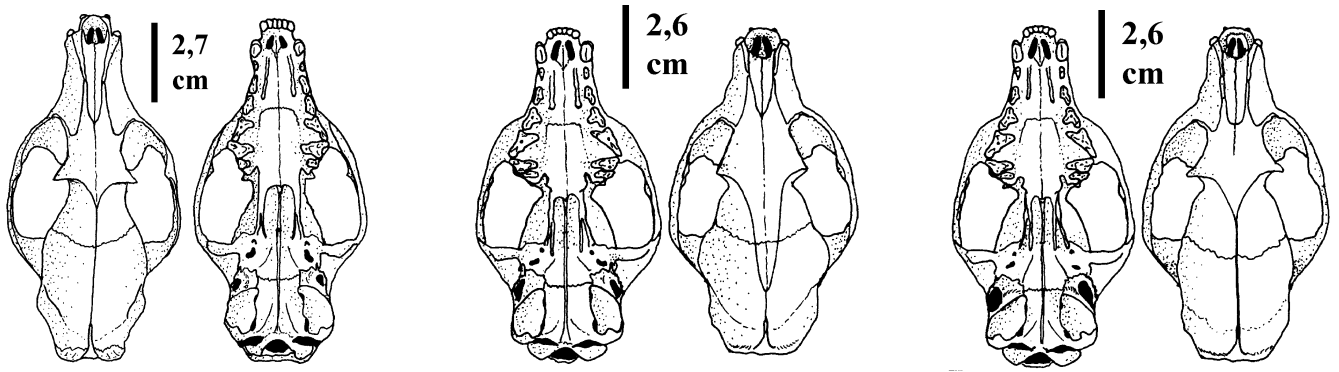


Figure 2 : *Genetta sp1*

- Gabon
- Forêt tropicale humide côtière
- Région légèrement perturbée par l'exploitation humaine (source WWF)
- Présence d'une aire protégée IUCN Catégorie III-IV

Figure 3 : *Genetta sp2*

- République de Guinée
- Forêt tropicale humide
- Région fortement perturbée par l'exploitation humaine (source WWF)
- Présence de deux aires protégées IUCN Catégorie I-II

Figure 4 : *Genetta sp3*

- NE Zimbabwe
- Mosaïque forêts-savanes
- Région non perturbée par l'exploitation humaine (source WWF)
- Présence d'une aire protégée IUCN Catégorie III-IV

Le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*) sur les côtes de France de 1989 à 1999

Philippe Thiery^{1*}, Jean-François Elder², André Lastavel³, Jean-Michel Charpentier⁴, Jacky Karpouzopoulos⁵, Alain William^{1,6}

¹ Picardie Nature, 14 place Vogel, BP 835, 80000 Amiens.

² Groupe Mammalogique Normand, Réserve Naturelle de Beauquillot

³ Groupe Ornithologique Nord

⁴ Ligue de Protection des Animaux de Calais

⁵ Coordination Mammalogique du Nord de la France

⁶ Réserve Naturelle de la baie de Somme

* M : pthiery@nordnet.fr

Les dernières publications, faisant état du statut du Phoque veau-marin (*Phoca vitulina*) sur les côtes françaises, décrivent une population de quelques dizaines d'individus sédentarisés depuis peu en baie de Somme (Duguay 1984, 1988, 1990) ; la reprise de la reproduction est annoncée peu après (Maurin & Duquet, 1992 ; Maurin & Keith, 1994). A la fin des années 80, le soutien de la Direction de la Protection de la Nature a permis aux associations de renforcer la prospection et le suivi des sites propices aux phoques, et de voir s'installer ou se développer des populations (Lastavel, 1996 ; Aubrais, 1990 ; Aubrais et al., 1991 ; Gavory & Hernandez 1989 Gavory, 1990 ; Thiery et al., 1996). Nous proposons ici d'actualiser le statut de cette espèce sur nos côtes.

Entre janvier 1989 et septembre 1999 nous avons observé ces animaux avec des monoculaires 30X et 60X sur les reposoirs de marée basse. En 1989, 1990 et 1991, les prospections et les contrôles des effectifs sont réalisés à pied et par survols (n = 20) des zones littorales et des estuaires. Puis les recensements se sont organisés à partir de points fixes surélevés ou à pied sur les plages et en canot pneumatique. Les colonies de la baie de Somme et de la baie des Veys font l'objet de contrôles hebdomadaires effectués par du personnel salarié, stagiaires ou bénévole des associations et des Réserves Naturelles. Pour ces dernières, ce suivi est réalisé dans le cadre de la mise en œuvre des plans de gestion. Entre 1989 et 1999, le suivi des sites en Manche-Est et Mer du Nord a révélé l'existence de trois colonies de reproduction, d'un site fréquenté toute l'année, et de cinq sites fréquentés irrégulièrement. En 1999 durant la période de mue, les effectifs observés simultanément sur les bancs de sable, était de huit individus sur les bancs de Dunkerque-Calais, 66 en baie de Somme, 28 en baie des Veys, et 22 en baie du Mont Saint Michel (Figure 1 & 2). Entre 1989 et 1999 la population de phoques veaux-marins des côtes françaises a été multipliée par 6. C'est la population de la baie de Somme qui a le plus augmenté (facteur 7). Depuis 1994, la baie de Somme abrite plus de la moitié des effectifs nationaux. Les données démographiques des différents sites sont présentées dans le tableau I.

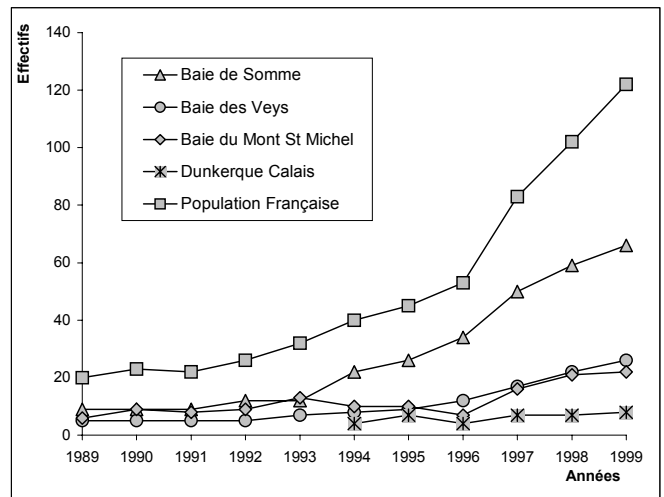


Figure 1 : Maximum annuel des effectifs de Phoque veau-marin observés en période de mue sur les reposoirs (sauf Dunkerque-Calais) et cumuls respectifs pour les côtes françaises.

Nous proposons un état de conservation des quatre principaux sites. Il repose sur leur statut de protection ainsi que sur la comparaison des niveaux de contamination des eaux littorales, en utilisant les données du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO). Les congénères de référence sont: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180. Nous avons établi la valeur moyenne des concentrations de chaque congénère relevée sur dix analyses de moules (*Mytilus edulis*) réalisées entre 1994 et 1997 (Tableau I). Enfin, il faut prendre en compte l'impact humain, en matière d'accessibilité et de dérangements (Lastavel 1996; William 1991, 1992, 1993, 1994, 1999; William et Thiery 1996; William et al 1998; Thiery et William 1995; Thiery et al 1996, 1997; Dubois 1997; Jeanne 1998). Le degré de menace proposé montre une population en danger sur le site de Dunkerque-Calais, vulnérable en baie de Somme et baie des Veys et à surveiller pour la baie du Mont Saint Michel (Tableau II).

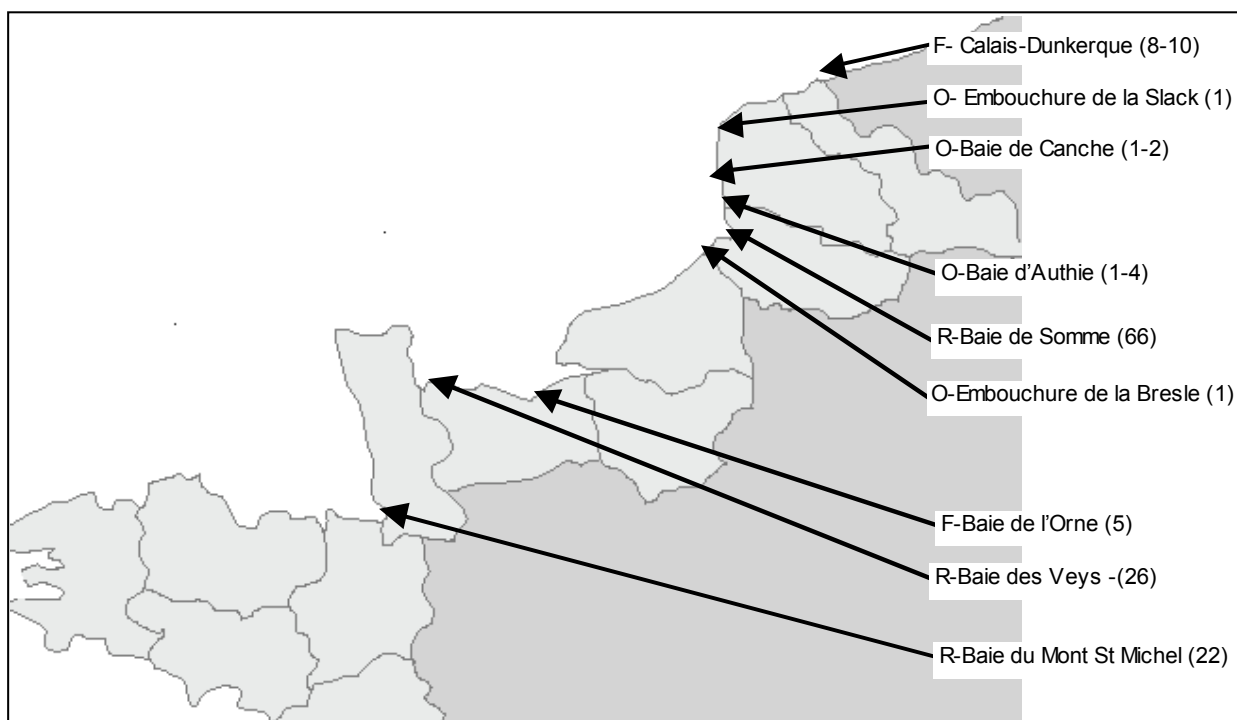


Figure 2 : Répartition et effectifs () des colonies de reproduction (R), des sites fréquentés toute l'année (F) et des sites occasionnels (O) sur les côtes françaises de la Manche est et de la Mer du Nord

Tableau I : Démographie du phoque veau-marin en France

	Production de jeunes (moyenne 1997-1999)	Taux d'accroissement naturel (Moyenne 1990-1999)	Facteur d'augmentation entre 1989 et 1999
Dunkerque-Calais		1,2	2 (entre 1994 et 1999)
Baie de Somme	12 %	1,24	7
Baie des Veys	13 %	1,19	5
Baie du Mont Saint Michel	24 %	1,21	4
Côtes françaises	14 %	1,21	6

Tableau II : Etat de conservation des principales colonies de phoques veaux-marins de France (Manche-Est et Mer du Nord)
(+) = élément positif (-) = élément négatif, selon 13 références (voir texte).

	Statut des sites	Qualité de l'eau (PCB)	Atteintes et dérangements	Etat de conservation (= cumul des critères de qualité)
Dunkerque	Aucun (-)	(-) (-) (-) (-) (-)	Dérangements saisonniers (-) (-) (-)	En danger (-) (-) (-) (-) (-) (-) (-) (-) (-)
Baie de Somme	Réserve Naturelle (partiellement) ZNIEFF, ZSP RAMSAR (+) (+) (+)(+)	(-) (-) (-)	Dérangements contrôlés et limités, mortalité d'origine humaine (+) (+) (-)	Vulnérable (+) (+)(+)(+) (+)(+) (-) (-) (-) (-)
Baie des Veys	Réserve Naturelle (partiellement) ZNIEFF, ZSP RAMSAR (+) (+) (+) (+)	(-) (-) (-)	Dérangements contrôlés (+)	Vulnérable (-) (-) (-) (+) (+) (+) (+) (+)
Baie du Mont Saint Michel	ZNIEFF, ZSP, RAMSAR (+) (+) (+) (-)	(-)	Inconnus (?)	a surveiller (+) (+) (+) (-) (-) (-) (?)

Nous rappelons ici le statut juridique de l'espèce en France et en Europe afin de motiver une meilleure protection des colonies de Dunkerque et de la baie du Mont Saint Michel.

Réglementation nationale

Arrêté du 27 juillet 1995 définissant la liste des mammifères marins protégés (JORF du 01/10/1995). Article 1: Sont interdits en tout temps, sur tout le territoire national et dans la zone économique pouvant s'étendre depuis la limite des eaux territoriales jusqu'à 188 milles marins au delà de cette limite, pour les spécimens vivants, la destruction, la mutilation, la capture ou l'enlèvement intentionnels, la naturalisation; pour les spécimens vivants ou mort, le transport, le colportage, l'utilisation, la mise en vente, la vente ou l'achat.

Directive Habitats faune flore

n°92/43/CEE de la Commission Européenne du 21/05/92 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que la faune et la flore sauvages. (JOCE du 22/07/1992).

Annexe II/a: espèces animales d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de Zones Spéciales de Conservation.

Espèces prioritaires : espèces pour lesquelles la Communauté porte une responsabilité particulière sur leur conservation, compte tenu de l'importance de la part de leur aire de répartition naturelle.

Annexe V /a: Espèces animales d'intérêt communautaire dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion.

Convention de Berne du 19 septembre 1979 relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. (JORF du 28/08/1990 et du 20/08/1996).

Annexe III: espèces de faune protégées dont l'exploitation est réglementée.

L'espèce est considérée comme en danger (EN) sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (2000).

Remerciements

Les auteurs remercient Madame Martine Bigan (Direction de la Nature et des Paysages, ex DPN), Monsieur Didier Claisse (IFREMER) coordonnateur du RNO, Guillaume Chapron et François Moutou pour les améliorations apportées au manuscrit.

Mots-clés : Phoque veau-marin, *Phoca vitulina*, Statut, France

Références

Aubrais, O., Copp, T. & Hill, M.G. 1991 Mammifères Marins Normands 1991. *Le Petit Lérot*, 40 : 12-28.
Aubrais, O. 1990. Mammifères Marins Normands en 1989. *Le Petit Lérot*, 32 :10-20.
Dubois, M. 1997. *Influence des activités humaines sur l'essor de la population de phoques veaux-marins en baie des Veys*. Rapport B.T.S.A./ G.P.N. Lycée agricole Auguste Loutreuil. R N de la baie des Veys, Fondation Beauguillot. 39 p
Duguay, R. 1984. Les Phoques. in Collectif. 1984. Atlas des mammifères sauvages de France. *Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères*, Paris : 265-266.
Duguay, R. 1988. Les phoques des côtes de France. *Ann. Soc. Sci. Nat. Charente Maritime*. Supl. : 52 pp.

Duguay, R. 1990. Le renforcement des populations de phoques gris et de phoques veaux-marins sur les côtes de France. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Supp 5 : 197-202.
Gavory, L. 1990. *Rapport sur la population de Phoques Veaux-marins Phoca vitulina, en Baie de Somme (1998)*. Contrat d'étude N° 88/038 D.R.A.E. Picardie / G.E.P.O.P. Doc. Multicop. G.E.P.O.P. : 49 pp.
Gavory, L. & Hernandez, O. 1989. Etude de la population de Phoques en Baie de Somme en 1988. *Picardie Nature* 43 : 19-20
Jeanne, S. 1998. *La baie des Veys : un milieu adapté pour l'habitat du phoque veau-marin ?* Rapport B.T.S.A./ G.P.N. R N de la baie des Veys, Fondation Beauguillot. 51 pp.
Lastavel, A. & Soissons, P. 1996. *Amélioration de la connaissance de la population des phoques au large de Dunkerque*. Contrat d'étude Groupe Ornithologique Nord, D.I.R.E.N. Nord -Pas de Calais, Région Nord Pas de Calais. Doc. Multicop. : 61 pp.
Maurin, H. & Duquet, M. 1992. *Inventaire de la faune de France. Vertébrés et principaux Invertébrés*. Muséum National d'Histoire Naturelle. Nathan Ed., Paris :
Maurin, H. & Keith, P. 1994. *Inventaire de la faune menacée de France, le Livre rouge*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Fonds mondial pour la Nature (WWF-France). Nathan Ed., Paris : 175 pp.
Thiery, P., Gavory, L. & William, A. 1996. Suivi et protection de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, actions et coûts. *Actes du 18^{ème} colloque de la Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Bourges 1994* : 62-83.
Thiery, P. & William, A. 1995. Mammifères marins échoués sur les côtes du nord de la France. *Bul. Coord. Mamm. Nord Fr.* 3: 8.
Thiery, P., William, A., Di Trani, C., Renard, A. & Monnehay R. 1996. *Suivi du relâcher en baie de Somme de trois jeunes phoques veaux-marins Phoca vitulina, émancipés et soignés au Seal Rehabilitation and Reseach Centre de Pieterburen (Pays-Bas)*. Contrat d'étude Picardie Nature- Ministère de l'environnement. 150p.
Thiery, Ph., William, A., Gavory, L. & Dolphin, P. 1997. *Suivi et protection de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme dans la Réserve Naturelle de la baie de Somme, rapport d'activité, année 1996*. Picardie Nature. 39p.
William, A. 1991. *Surveillance estivale de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, Année 1991*. Doc. Multicop. Picardie Nature. 47 p.
William, A., 1993. *Surveillance estivale de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, Année 1992*. Doc. Multicop. Picardie Nature. 31 p.
William, A., 1994. *Surveillance estivale de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, Année 1993*. Doc. Multicop. Picardie Nature. 26p.
William, A. 1999. *Suivi et protection de la colonie de Phoques de la Réserve Naturelle de la baie de Somme*. Bilan d'activité : année 1998. Picardie Nature. 43 p.
William, A., Gavory, L., Thiery, P., Garcia F., Dolphin, P. & Tellier L. 1998. *Suivi et protection de la colonie de Phoques de la Réserve Naturelle de la baie de Somme*. Bilan d'activité : année 1997. Picardie Nature. 55 p.
William A. & Thiery, Ph. 1995. *Surveillance estivale de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, Année 1994*. Doc. Multicop. Picardie Nature.
William, A. & Thiery Ph. 1996. *Suivi régulier de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, rapport d'activité 1995*. Doc. Multicop. Picardie Nature. 30 p.
William, A. & Thiery, Ph., 1996. *Surveillance estivale de la colonie de Phoques veaux-marins de la Baie de Somme, Année 1995*. Doc. Multicop. Picardie Nature. 47p.

Partie V

Annexes

Ressources en ligne

Sélection de sites internet relatifs aux carnivores (en majorité en anglais). L'URL est à saisir dans la barre d'adresse de votre navigateur. Ces liens sont actualisés et disponibles sur : <http://www.carnivoreconservation.org>

Carnivores

- Large Carnivore Initiative for Europe** <http://www.large-carnivores-lcie.org/>
- KORA** <http://www.kora.unibe.ch>
- Carpathian Large Carnivore Project** <http://www.clcp.ro/>
- WCS Carnivore Program** <http://www.globalcarnivore.org>
- Hornocker Wildlife Institute** <http://www.hwi.org>
- Predator Conservation** <http://www.predatorconservation.org>
- Associação Pró-Carnívoros** <http://www.procarnivoros.org.br/>
- Carnivore Conservation Portal** <http://www.carnivoreconservation.org>

Félidés

- IUCN - Cat Specialist Group** <http://lynx.uio.no/catfolk/>
- Cat Action Treasury** <http://www.felidae.org>
- Big Cats** <http://www.bigcats.com/bigcats/index.html>
- Wild About Cats** <http://www.wildaboutcats.org/>
- Tiger Information Centre** <http://www.5tigers.org>
- Tigris Foundation** <http://web.inter.nl.net/users/tiger/>
- Tiger GIS data** <http://chitwan.gis.umn.edu/tiger/tigindex.html>
- Sumatran Tiger Project** <http://www.sumatran-tiger.co.uk/>
- Save China's Tiger** <http://www.savechinastigers.org/>
- African Lion Working Group** <http://www.african-lion.org/>
- African lion research** <http://www.lionresearch.org>
- Asiatic Lion Information Centre** <http://wkweb4.cableinet.co.uk/alic/index.html>
- Asiatic Lion : on the brink** <http://www.geocities.com/aksriv/>
- Canine Distemper Virus in Lion** http://www.vet.gla.ac.uk/vetscape/vet-x/cdv_lions/
- Save the Jaguar** <http://www.savethejaguar.com>
- International Snow Leopard Trust** <http://www.snowleopard.org/>
- Irbis Enterprises** <http://www.irbis-enterprises.com>
- Snow Leopard Conservancy** <http://www.snowleopardconservancy.org/>
- Cheetah Conservation Fund** <http://www.cheetah.org/>
- Cheetah Survival** <http://www.emunix.emich.edu/~fitzpatr/cheetah/cheetah.html>
- Cheetah Outreach** <http://www.cheetah.co.za/>
- Florida Panther Net** <http://www.panther.state.fl.us/>
- Florida Panther Society** <http://www.atlantic.net/~oldflda/panther/panther.html>
- Mountain Lion Foundation** <http://mountainlion.org/>
- Projeto Puma** <http://www.portadig.com.br/puma>
- Saving the Amur Leopard** <http://amur-leopard.org/>
- Arabian leopard** <http://www.nimr.nl/leopard/leopard.html>
- Clouded leopard project** <http://www.cloudedleopard.org/>
- Endangered Species Lynx** <http://www.r6.fws.gov/endspp/lynx/>
- Lynx Science Report** <http://www.fs.fed.us/r1/planning/lynx/lynx.html>
- Progetto Lince Italia** <http://www.progetto-lince-italia.it/>
- Iberian Lynx in Portugal** <http://lynxpardinus.naturlink.pt/>
- SOS Lynx** <http://www.soslynx.org/>
- World Lynx** <http://lynx.uio.no/jon/lynx/lynxhome.htm>
- AfriCat** <http://www.Africat.org>
- Endangered Cats of North America** <http://www.nwf.org/wildalive/panther/catsreport.html>
- British Big Cat Society** <http://www.britishbigcats.com/>
- Scottish Wildcat** <http://www.scottishwildcats.co.uk/>
- Proyecto Guigna** <http://www.c3.lanl.gov/~jgs/guigna/guigna.html>
- Andean mountain cat project** <http://www.c3.lanl.gov/~jgs/ANDEAN/andean.html>

Canidés

- Canid Specialist Group** <http://www.canids.org>
- Arctic Fox Project** <http://www.zoologi.su.se/research/alopex/default.html>
- International Wolf Center** <http://www.wolf.org/>
- Licaone Fund** <http://www.licaonefund.org/>
- Wolf at US Fish Wildlife Service** <http://www.r6.fws.gov/wolf/>
- Grey wolf recovery** <http://midwest.fws.gov/wolf/>
- Save Wolves at Defenders** <http://www.savewolves.org/>
- Loup.org** <http://www.loup.org>
- WildCRU African Wild Dog Project** <http://users.ox.ac.uk/~wcruinfo/1widdog.htm>
- The Painted Dog Research Project** <http://wildnetafrica.co.za/bushcraft/involved/painteddogs/painteddog.html>

- African Wild Dog Conservation Fund** <http://personalwebs.myriad.net/theresa/>
- The Painted Hunting Dog** <http://www.maret.org/phdr/home.htm>
- Dhole Conservation Project** <http://www.dcpbase.demon.co.uk/dcp/dcpinfo.htm>
- Born Free Foundation's Ethiopian Wolf Project** <http://www.bornfree.org.uk/wolf10.htm>

- San Joaquin Kit Fox** <http://arnica.csustan.edu/esrpp/sjkfprof.htm>
- Kit Fox and Swift Fox Bibliography** <http://wildlifer.com/foxrefs.html>
- Aguará guazú** <http://members.tripod.com/aguaraguasuv>
- The maned wolf** http://uba.cenargen.embrapa.br/rec_gen/wildlife/lobo.html
- The Ecology of Urban Foxes** <http://drycas.club.cc.cmu.edu/~furball/urbanfox.html>
- Swift Fox** <http://www.doe.ca/envcan/docs/fox/fox.htmlv>
- Wolf bibliography** <http://www.iup.edu/~wolf/ws.htmlxv>
- Urban Fox Ecology** <http://www.foxes.org/urbanfox/>
- Yellowstone Wolf Report** <http://www.yellowstone-natl-park.com/wolf.htm>
- The Garden of Tanuki** <http://www.canismajor.demon.co.uk/tanukigarden.tanuki.htmv>

Mustélidés

- Badger (Meles meles) biology in the UK** <http://www.badrise.u-net.com/bad.htm>
- Wolverine foundation** <http://www.wolverinefoundation.org/>
- Marten, Fisher, Lynx and Wolverine: survey methods for their detection** http://www.psw.fs.fed.us/Tech_Pub/Documents/GTR-157/GTR157_TbleCont.html
- International Otter Survival Fund** <http://www.otter.org/index.html>
- Friends of the Sea Otter (FSO)** <http://www.seaotters.org/>
- Otter Project** <http://www.otterproject.org/v>
- Otternet** <http://www.otternet.com/>

Ursidés

- International Bear Association** <http://www.bearbiology.org/>
- Craighead Environmental Research Institute** <http://www.avicom.net/ceri/>

- Interagency Grizzly Bear Committee** <http://www.fs.fed.us/r1/wildlife/igbc/v>
- Guard the Grizzly at Sierra Club** <http://grizzly.sierraclub.org>
- Fundacion Oso Pardo** <http://www.esegi.es/esegi/oso/texto/ihpage.html>
- Yellowstone Grizzly Foundation** <http://elwood.la.asu.edu/ramsey/ygf.html>
- La Dépêche** http://www.ladepeche.com/dep_dos.asp?Doss=00015
- ARTUS** <http://www.multimania.com/artus/>

Autres carnivores

- World Wide Raccoon Web** <http://www.loomcom.com:80/raccoons/index.html>
- Giant Panda** <http://pandas.si.edu/>
- Seal Conservation Society (SCS)** <http://www.greenchannel.com/tec/main.htm>
- Monachus** <http://www.monachus.org>
- Spotted Hyena biology** <http://sailfish.exis.net/~spook/hyenatxt.html>

Mammifères

- Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères** <http://www.mnhn.fr/sfepm>
- Mammal Society** <http://www.abdn.ac.uk/mammal/>
- SECEM** <http://www.quercus.es/secem/Index.htm>
- Mammals Species of the World** <http://www.nmnh.si.edu/msw/>
- American Society of Mammalogy** <http://www.mammalsociety.org/>

Espèces menacées

- IUCN The World Conservation Union** <http://www.iucn.org/>
- Species Survival Commission** <http://iucn.org/themes/ssc/index.htm>
- Red List of Endangered Species** <http://www.redlist.org>
- World Conservation Monitoring Centre** <http://www.wcmc.org.uk/index.htm>
- TRAFFIC** <http://www.traffic.org/>
- CITES** <http://www.cites.org/>

Organisations de conservation de la faune

- Wildlife Conservation Society** <http://www.wcs.org>
- Fauna & Flora International** <http://www.ffi.org.uk/>
- WWF International** <http://www.panda.org/>
- WWF France** <http://www.panda.fr/>
- Zoologische Gesellschaft für Arten und Populationsschutz** <http://www.zgap.de>
- Conservation International** <http://www.conservation.org>
- Society for Conservation Biology** <http://www.conservationbiology.org>
- Defenders of Wildlife** <http://www.defenders.org>
- Zoological Society of London** <http://www.zsl.org>
- The Wildlife Society** <http://www.wildlife.org>
- Care for the Wild** <http://www.careforthewild.org.uk/>
- Fauna & Flora International** <http://www.fauna-flora.org>
- Tusk Force** <http://dialspace.dial.pipex.com/town/avenue/oc20/index3.html>
- Born Free Foundation** <http://web.ukonline.co.uk/bornfree/index.htm>
- International Fund for Animal Welfare** <http://www.ifaw.org/>
- The Conservation Foundation** <http://www.newsnet-21.org.uk/>
- People's Trust for Endangered Species** <http://www.ptes.org/>
- David Shepherd Conservation Foundation** <http://www.dscf.demon.co.uk/>
- Wildlife Preservation Trust International** <http://www.cc.columbia.edu/cu/cerc/wpti.html>
- National Geographic** <http://www.nationalgeographic.com/>

Administrations

- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement** <http://www.environnement.gouv.fr/>
- Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage** <http://www.onc.gouv.fr/>
- US Fish & Wildlife Service** <http://www.fws.gov>

Revue scientifique

- Conservation Biology** <http://conbio.rice.edu/scb/journal/>
- Conservation Biology in Practice** <http://www.cbinpractice.org>
- Biological Conservation** <http://www.elsevier.com/locate/biocon>

- Animal Conservation** <http://www.cup.cam.ac.uk/journals/jnlscat/ani/ani.html>
- Conservation Ecology** <http://www.conservacionecology.org>
- Biodiversity & Conservation** <http://www.wkap.nl/journalhome.htm/0960-3115>
- Oryx** <http://www.blackwell-science.com/ory>
- Nature** <http://www.nature.com>
- Science** <http://www.sciencemag.org>
- Ecological Applications** http://esa.sdsc.edu/esapubs/Applications_main.htm
- Journal of Wildlife Management** <http://www.wildlife.org/journal.html>
- Wildlife Society Bulletin** <http://www.wildlife.org/bulletin.html>
- Wildlife Monographs** http://www.wildlife.org/monograph_list.html
- Journal of Zoology** <http://www.cup.org/journals/jnlscat/zoo/zooETOC.html>
- Wildlife Research** <http://www.publish.csiro.au/journals/wr/index.html>
- Journal of Animal Ecology** <http://www.blackwell-science.com/jae>
- Journal of Applied Ecology** <http://www.blackwell-science.com/jpe>
- Oikos** <http://oikos.ekol.lu.se/Oikos.latest.contents>
- Banque de donnée Uncover** <http://uncweb.carl.org/>
- Journals in Zoology & Ecology** <http://www.biosis.org.uk/zrdocs/desktop/journals.htm>
- Natural History Book Service** <http://www.nhbs.com>

Matériels et techniques

- Trailmaster** <http://www.trailmaster.com/>
- Cam Trakker** <http://www.camtrakker.com/>
- Advanced Telemetry Systems** <http://www.atstrack.com/>
- Lotek** <http://www.xe.net/lotek/>
- Telonics** <http://www.telonics.com/>
- Wildlife Materials** <http://www.wildlifematerials.com/>

Information environnementale

- Environmental News Network** <http://www.enn.com/>
- Envirolink** <http://www.envirolink.org/environews/>
- Earthvision** <http://www.earthvision.net>
- Earthscan** <http://www.earthscan.co.uk/>
- WorldNews Environment** <http://www.worldenvironment.com/>
- Yahoo ! Endangered species** http://dailynews.yahoo.com/fc/Science/Endangered_Species/
- Conferences in Zoology** <http://www.biosis.org.uk/zrdocs/Confs/conf.htm>

Outils internet

- Google !** (moteur de recherche) <http://www.google.com/>
- Tester une adresse email** <http://www.ciril.fr/cgi-bin/vrfy-email>
- Pegasus Mail** (logiciel de mails très puissant) <http://www.pmail.com/>
- Opera** (navigateur rapide) <http://www.opera.com>
- Adobe Acrobat Reader** <http://www.adobe.com/products/acrobat/reviews.html>

Adresses valides au 01/02/2001

Liste préparée par

G. Chapron

Laboratoire d'Ecologie, CNRS UMR 7625

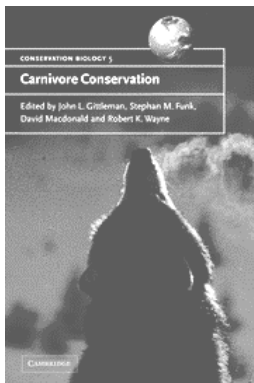
Ecole Normale Supérieure

46 rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05

M : research@carnivoreconservation.org

Livres pour en savoir plus

Le lecteur trouvera ci-après une liste de livres sur l'écologie et la conservation des carnivores, principalement en anglais.

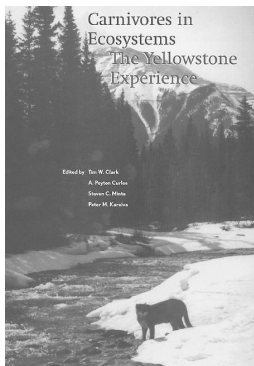


Carnivore Conservation

Gittleman, J. L.; R. K. Wayne; D. W. Macdonald & S. Funk

2001. 640 p
Cambridge University, ISBN: 0-521-66537-X
Environ 35 £

<http://uk.cambridge.org/biosciences/catalogue/052166537X/default.htm>

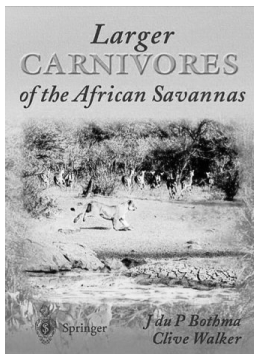


Carnivores in Ecosystems : the Yellowstone Experience

Clark, T. W.; A. P. Curlee; S. C. Minta & P. M. Kareiva

1999, 429 p.
Yale University Press, ISBN: 0-300-07816-1
Environ 30 £

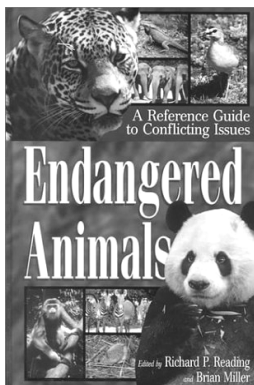
<http://www.yale.edu/yup/books/078161.htm>



Larger Carnivores of the African Savannas

Bothma, J. P. & C. Walker

1999. 274 p.
Springer, ISBN: 3-540-65660-X
Environ 51.50 £



Endangered Animals : A Reference Guide to Conflicting Issues

Reading, R. P. & B. Miller

2000. 416 p.
Greenwood Publishing Group, ISBN: 0-313-30816-0
Environ 63 £

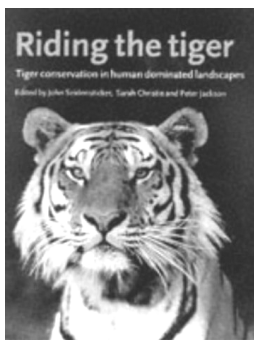


Wild Cats : Status Survey and Conservation Action Plan

Nowell, K. & P. Jackson

1996. 406 p.
IUCN, ISBN: 2-831-70045-0
Environ 26.75 £

Disponible en ligne sur:
<http://lynx.uio.no/catfolk/sp-accts.htm>

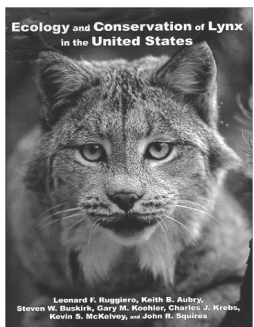


Riding the Tiger : Tiger Conservation in Human Dominated Landscapes

Seidensticker, J.; S. Christie & P. Jackson

1999. 383 p.
Cambridge University Press, ISBN: 0-521-64835-1
Environ 21 £

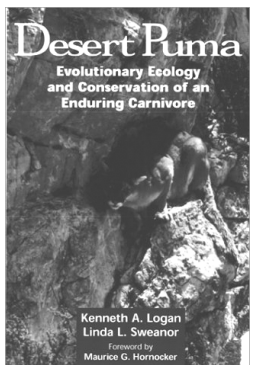
<http://uk.cambridge.org/biosciences/catalogue/0521648351/default.htm>



Ecology and Conservation of Lynx in the United States

Ruggiero, L. F., K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey & J. R. Squires

1999. 485 p.
General Technical Report RMRS-GTR-30WWW. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. ISBN: 0-870-81580-6
Environ 30 \$, mais disponible en ligne sur:
http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr30.html

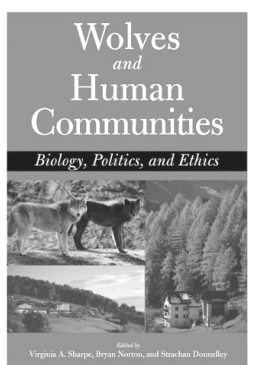


Desert Puma : Evolutionary Ecology and Conservation of an Enduring Carnivore

Logan, K. A. & L. L. Sweanor

2001. 390 p.
Island Press. ISBN: 1-559-63867-2
Environ 40 £

<http://www.islandpress.org/>

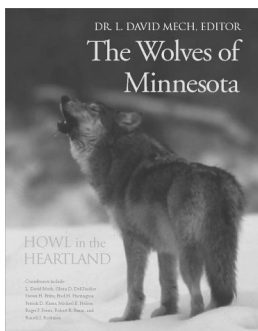


Wolves and Human Communities : Biology, Politics and Ethics

Sharpe, V. A.; B. Norton & S; Donnelley

2000. 336 p.
Island Press. ISBN: 1-55963-829-X
Environ 27 £

<http://www.islandpress.org/>

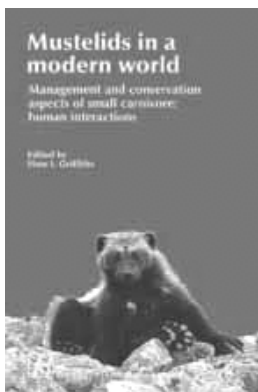


Wolves of Minnesota

Mech, D. L.

2000. 128 p.
Voyageur Press (MN), ISBN: 0-896-58464-X
Environ 24.95 \$

<http://www.voyageurpress.com/nh-wolves.htm>

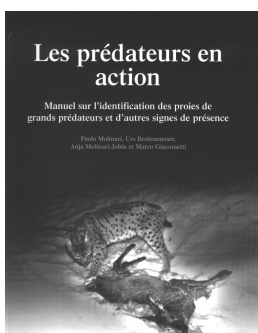


Mustelids in a Modern World: Management and Conservation Aspects of Small Carnivore and Human Interactions

Griffiths, H. I.

2000. 342 p.
Backhuys (Netherlands), ISBN: 90-5782-066-8
Environ 77 £

<http://www.euronet.nl/users/backhuys/grif.htm>

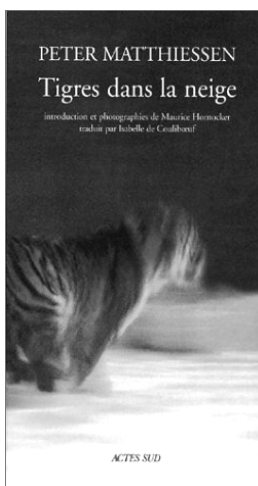


Les Prédateurs en Action: Manuel sur l'Identification des Proies de Grands Prédateurs et d'autres Signes de Présence

Molinari, P., U. Breitenmoser, A. Molinari-Jobin & M. Giacometti

Le livre peut être obtenu auprès du KORA à un prix de Fr. 25.- (frais de port non-inclus). Adresse pour les commandes:
KORA, Thunstrasse 31, 3074 Muri, Bern, Suisse.
Tel. 00-41-31-951 70 40, Fax 00-41-31-951.90.40, M: info@kora.ch

<http://www.kora.unibe.ch/index.html>



Tigres dans la neige

Matthiessen, P.

2000. 188 p.
Actes Sud (Terres d'Aventure) ; ISBN : 2742729127
Environ 119 FF

Les titres en anglais sont disponibles auprès de NHBS :

Natural History Book Service
2-3 Wills Road, Totnes, Devon, TQ5XN, UK
<http://www.nhbs.com>
M: nhbs@nhbs.co.uk

Abstracts

Part I

Some thoughts on consequences of wolf return in France

F. Moutou

The natural return of wolf in France represents a biological phenomenon extremely interesting to follow. Economic and social questions raised show the stakes clearly exceed the only framework of the comeback of a species recently disappeared from the indigenous French fauna. Based on data available to the public, coming as much from the sheep economy than from ungulate status, we present the real or perceived consequences of the wolf return in France. The final choice on its maintenance among us is ethical or political, because quantifiable data do not show any general impossibility to its presence, even if locally a certain number of adjustments will be, and are already, necessary.

The wolf (*Canis lupus*) return in the French Alps: monitoring methods and state of knowledge

T. Dahier, M. L. Poulle & B. Lequette

Since 1993, when wolves came back in the Alps Maritimes, a monitoring of this predator has been performed. Initially set up within the Mercantour National Park, this wolf monitoring was gradually extended to the whole French alpine range. It is based on a network of correspondents animated by the Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. The correspondents ensure a systematic statement of presence indices (direct observations, traces, scats, hairs, carcasses of wild preys) and establish a report during any description of damage on domestic herds. Analysis of the collected data makes it possible to define sectors of presence for the species in the French Alps. Wolf permanent presence in Mercantour was established since 1993 and in Queyras / Béal Traversier since 1997. Moreover, in 1998, it is present, at least in a transitory way, in the ranges of Monges, Vercors and Belledonne. In Mercantour, four packs are installed in the valleys of Tinée, Vésubie, and Roya. The damage attributed to the wolf gradually increased by 1993 to 1996, then stabilized in 1997 and 1998 with approximately 200 attacks per annum for 800 victims. The attacks are more frequent in autumn and the damage is concentrated on some attacks and some herds. Moreover one statistical study could show the reduction in the risk of attack when prevention measures, in particular a night guarding, were installed.

Establishing a wolf (*Canis lupus*) presence in the Eastern Pyrénées

O. Salvador

Damages on sheep in the Madres area (Eastern Pyrénées) have triggered a research procedure aimed at identifying the responsible predator. Based a strictly defined protocol, research was jointly conducted by the Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, the Office National des Forêts and the Réserve Naturelle de Nohèdes. It took place where tracks and witness could make thought to a large canid. 2 or 3 days, after each snow fall, itineraries were searched for tracks. On several occasions, tracks in snow, feces and hairs on shrubs were found. Genetic analysis of DNA in feces reveals the presence of a wolf

An assessment of carnivore reintroductions in Europe

U. & C. Breitenmoser

Problems encountered with carnivore reintroductions are characterized by the fact that these reintroductions cause great controversies because the last eradication of these predators often results from conflict with men. Because of their low density, these species require a vast territory to develop a viable population. For most of the carnivore reintroduction programs considered today as successful, it is difficult to evaluate the viability of the populations, since a limited quantity of data is available and we are still too close for a proper view. In the case of large carnivores, the conflicts with men (predation and competition with hunters) seem to be the most serious obstacle for a successful reintroduction, whereas for small carnivores, demographic factors and habitat quality are more significant.

A reintroduction experiment for the European otter (*Lutra lutra*) in Alsace: a first assessment after six months

C. Muller & J. C. Renaud

A reintroduction program of the European otter (*Lutra lutra*) in Alsace was set up in 1999. A male and a female born in captivity were released after being accustomed to natural conditions. The animals were followed by telemetry and the first results indicate that the reintroduced otters seem to have made a successful return to wilderness.

The boreal lynx (*Lynx lynx*) in France: current status and management problems

P. Stahl, J. M. Vandel & P. Migot

In France, following several reintroductions, the lynx currently inhabits three principal distinct mountainous areas. In the Jura, the lynx occupies a continuous area covering nearly the whole forest range. In the Vosges range, the lynx presence was noted quasi-permanently in

Part II

The brown bear (*Ursus arctos*) in the Pyrénées Béarnaises: towards a cohabitation with man

G. Caussimont

The Pyrénées Béarnaises host nowadays five of the six native bears remaining in the Pyrenean range, the sixth having moved on the contiguous Spanish slope. Three males, a female and a bear cub have their usual territory in the valleys of Aspe and Ossau. In this area, as in the remaining part of the Pyrenees, the bear was persecuted, tracked and destroyed during centuries. Since a few years, nature conservation NGOs and the environment administration promoted and sought to make enforced a conservation policy for the species and its habitats. In 1994, the state, the local authorities, the hunters and the stockbreeders signed a " charter for the sustainable development of the valleys and for the bear protection" and created a management institution: the Institution Patrimoniale du Haut Béarn (IPHB). We analyze today's results obtained in man-bear cohabitation in this area where good quality habitat, sedentary bear population, guarding tradition and a set of helps and compensation measures are available together.

An associative assistant-shepherd at disposal of shepherd in wolf area (*Canis lupus*)

F. Englebert

In order to combine protection of a wild animal - the wolf (*Canis lupus*) - and social realities, the Wolf Mission of France Nature Environnement has, in July and August 1999, funded a professional assistant-shepherd for a pastoral group of Hautes-Alpes. This was aimed to help the usual shepherd and to reinforce guarding a herd of 2.700 ewe in mountain pasture in the Queyras, a sector of wolf presence. For this large herd, the loss of 35 ewes had been charged to the wolf during the summer 1998. This season 1999, dissuasion was fruitful and no attack of wolf was recorded, whereas two wolves are still present on this sector. The combination of several prevention measures showed that, even on a large herd, wolf predation is not a fate and that it is possible to be very effectively secured.

some areas since 1989, whereas for other zones, it was not notes, or only in an occasional way. In the Alps, evidences of presence were found over all the principal ranges, but no are of continuous presence can be highlighted. The damages on sheep are primarily listed in the Jura range where this prey is extremely vulnerable. On the long term, it appeared that, in spite of absence of herd guarding methods, lynx attacks on sheep remained very few on a regional scale.

Between the herd and the predators: the guard dog

P. Wick

In 1996, 33.000 ewes grazed on wood cuts in British Columbia, Canada, in habitats with one of strongest density of predators in the world (grizzlies, black bears, pumas, wolves and coyotes). All the herds used guard dogs. There were on the whole 6 killed ewes. Having, an effective guard dog requires time and following a precise method to set up it in a herd. Effectiveness of a dog is related to its genetics and its cultural asset. First rule: to take a pup from guard dog parents. Second rule: to separate from his/her mother and her brothers and sisters at 6 or 7 weeks old and to put it exclusively with individuals of the species it will have to protect. It is the impregnation period. Third rule: to limit contacts with the humans. Fourth rule: to maintain continuously the dog inside the herd. Fifth rule: to correct inappropriate behaviors as soon as these behaviors appear, therefore to devote time to its installation. A good guard dog is attentive to sheep movement and it has to be peaceful and quiet. It will react only when there is threat on the herd and will not try to kill the predator but will intervene. Not following correctly the guard dog education method can easily lead to a dog not only ineffective but dangerous for the others.

Cohabitation man - large predators in Spain

V. Vignon

Predator conservation cannot be carried out durably without acceptance of these animals by local populations. From two Spanish examples (National Hunting Reserve of Sierra of Culebra and Natural Reserve of Somiedo), we illustrate the conservation of the wolf (*Canis lupus*) and the brown bear (*Ursus arctos*) in a rural area of Europe. It appears that a correctly established institutional framework with measurements of accompaniment and devices of assistance to the herder can contribute effectively to cohabitation between man and large predators. However, many non-rational factors limit the possibility of such a cohabitation.

Conservation of snow leopard (*Uncia uncia*) with the herders of Mongolia

P. Allen, T. McCarthy & A. Bayarjargal

The snow leopard (*Uncia uncia*) is a large cat living in the mountainous areas of Central Asia. It is threatened by poaching and fragmentation of its habitat. The impact of predation by snow leopard on cattle was studied in Mongolia. Research encompassed domestic herds dynamics, numerical and financial importance of losses as well as perception of leopards by herders. Leopards generally attack large animals but herders remain in majority favorable to their protection. To reconcile conservation of this predator and to come up to local community's expectations, a project called IRBIS ENTERPRISES was created. A mechanism provides additional incomes to herders by the sale of cattle products in exchange from a total protection of the leopards and their preys.

Part III

Monitoring and management of fox (*Vulpes vulpes*) and other carnivore populations: implications for predator control

J. M. Lopez Martin & J. Ruiz Olmo

In Catalonia, hunting is practiced on the major part of the territory and 90% of the surface of the reserves are privately owned. The main game species are the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and the red partridge (*Slectoris rufa*). Their disappearance has always been charged to the red fox (*Vulpes vulpes*) and to other carnivores, which have been traditionally eliminated for this reason. These predators caused sometimes damage on vulnerable or threatened species. The lack of objective data to deliver hunting licenses raised contestation toward this activity. Since 1996, a program of monitoring of carnivore populations in Catalonia is implemented. Its principal objective is to estimate the abundance of foxes, domestic carnivores, (wandering or feral), to allow for a rational management of these predators. A second objective lies in the application of these results and in increasing the population control technicity. We organized taught meetings, identified traps, created a register of trappers and defined objective parameters with regard to requests for trapping authorizations.

Sociality, territoriality and dispersal at the European badger (*Meles meles*): current knowledge, assumptions and research needs

E. Do Linh San

The European badger (*Meles meles*) is a mustelid with a particular social and spatial organization. It lives as solitary on most of its distribution range but in pair or group in some areas. Home range size strongly varies and territorial behavior is not present in every population. Contrary to

Ensuring the survival of the cheetah (*Acinonyx jubatus*) in Namibia: the Cheetah Conservation Fund

I. Saint-Marc Vittori

The Cheetah Conservation Fund (CCF) is a Namibian organization working for the survival of the cheetah (*Acinonyx jubatus*). Namibia hosts the last largest single population of wild cheetahs in the world, which resides primarily on farm territories, apart from protected zones. Initially scientific, CCF actions now develop a holistic approach of the cheetah conservation and include ecosystem studies, actions aimed at supporting cohabitation with the farmers and an education program towards youth. Thanks to this fundamental work, success is appearing and the audience CCF extends now beyond the Namibian borders.

other carnivore species, groups are not formed in response to a need for cooperation, but by the simple retention of juvenile on the native territory. In many medium or high density British populations, badger are social, dispersal is rare and extra-territorial movements are unusual. Such movements are supposed to be strongly dependent on social and spatial structure adopted by the animals. However, as few studies were led in low badger density areas and where the species is solitary or lives in non-territorial social units, this assumption remains to be checked. We present a state of knowledge on badger sociality, territoriality, dispersal and extra-territorial movements. We discuss the various models and assumptions which were proposed to explain the observed variations.

Virus population dynamics, medical management and conservation of carnivores

M. Artois, S. Rossi, E. Fromont, M. Langlais, J. M. Naulin & D. Pontier

Carnivores are sensitive indicators of biodiversity, due to their top position in the biomass pyramid. When their habitat is weakened, mortality related to viral infections can have a dramatic influence on their persistence. To understand this phenomenon, several questions should be raised: how do pathogenic agents survive, despite their "licence to kill"? In which circumstances can these agents have a non-compensated effect on their host population dynamics? Lastly, if we want to protect carnivores, which conservation strategy can be implemented to ensure persistence of populations threatened by viruses? These questions are examined in the light of examples of the fox (*Vulpes vulpes*) and rabies, the wildcat and the domestic cat viruses, and will be confronted with problems of short-term survival of other carnivores such as the African wild dog (*Lycan pictus*) or the Ethiopian wolf (*Canis simensis*), or of carnivores closer to us, like the European mink (*Mustela lutreola*).

Retrovirus infections in the domestic cat (*Felis catus*) and the wildcat (*Felis silvestris*)

E. Fromont, M. Artois, P. Stahl & D. Pontier

We studied propagation of FeLV (Feline Leukemia Virus) and FIV (Feline Immunodeficiency Virus) retroviruses in populations of domestic cats (*Felis catus*) and wild cats (*Felis silvestris*). FeLV is one of the first causes of mortality in the domestic cat and the FIV is also pathogenic. Regarding the FIV, prevalence is identical in all population studied except for the insular population. Inside a population, the reproductive males constitute the class of major risk, the other classes being infected very little. For FeLV, prevalence varies from one population to the other and in time. The classes at risk inside a population are less marked than for the FIV. Our results suggest that FeLV could die out spontaneously in a population of wildcats except if the infection is maintained permanently by transmission between wildcats and domestic cats. On the contrary, FIV could be propagated spontaneously between wildcats, but with a low frequency. Moreover, among the sampled wildcats, FeLV infected individuals were in worse physical condition than non infected ones, which lets suppose a pathogenic capacity of the virus in the wildcat.

Part IV

Ecology and conservation of otter (*Lutra lutra*) and European mink (*Mustela lutreola*) in mediterranean landscape

J. Ruiz-Olmo, J. Jimenez, S. Palazon & J. M. Lopez Martin

The otter (*Lutra lutra*) and the European mink (*Mustela lutreola*) in mediterranean landscape have to adapt to particular conditions (alternation dryness/flood, ecosystem unpredictability, impact of the man on water resources). The European mink seems to have recently colonized and extends to this area, which constitutes a hope for this endangered species. We present a synthesis on the biology of these species in this habitat. The Mediterranean otters eat mainly fish and crayfish, whereas the minks consume only 40% of aquatic animals or subaquatic, the remainder being small mammals and birds. During periods of dryness, these species seek ponds while following the dry river beds and can disappear if the dryness is prolonged. The hydraulic infrastructures such as dams lead to a fragmentation and a reduction in the viability of these mustelid populations. Water management, infrastructures and prey base are critical factors for the survival of these carnivores in the mediterranean ecosystems.

The small introduced carnivores

F. Léger

The small carnivore fauna in France now encloses three introduced species: the raccoon (*Procyon lotor*), the viverrine dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the American mink (*Mustela vison*). These two former species develop very active dispersion center, locally allowing a progressive colonization of vast sectors.

Studying the wolf (*Canis lupus*) expansion in France by non-invasive methods and molecular markers

N. Valière

The wolf (*Canis lupus*) naturally returned in France coming from Italy in 1992. The current expansion of the wolf in the Alps constitutes a sole model making it possible to include and understand the colonization dynamics of a large mammal. Noninvasive sampling is a process of choice to obtain genetic materials. By extraction, amplification and analyzes of obtained DNA, it is possible to identify the species, the population and the individual from which the sample comes. In the future, such methods should make it possible to study with accuracy the wolf population in France.

Status of the European otter (*Lutra lutra*) and fish contamination by polychlorobiphenyls

L. Lafontaine & L. F. De Castro

A comparative examination of fish contamination by polychlorobiphenyls (PCBs) vs the respective status of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from several western European regions is presented with regard to critical levels of fish contamination proposed by various authors. This analysis allowed to test the fitness of these levels according to fish species and size. There is a trend to point out the trueness of species-specific thresholds of PCBs contamination in fish as key-factors beyond which survival of otter populations seems to be affected. Perspectives for assessing otter recolonization corridor potentialities, through a regular monitoring of fish markers, are then discussed.

The giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in French Guiana

H. Jacques

The giant otter (*Pteronura brasiliensis*) is the largest of all otter species and it is considered as endangered by IUCN. Although witnesses confirm its presence in French Guiana, it has never been studied there. On its distribution area, this species is especially threatened by its habitat destruction, river pollution and illegal trade of the skins. We study distribution, habitat preference and ethology of the species in French Guiana in order to design conservation measures.

We carry out a systematic survey by interviews in villages along the rivers and prospect directly in certain zones. Some groups of otters will be studied in detail. The project will allow developing educational material toward otter conservation and producing scientific papers. It is carried out in partnership with local and national NGOs, administrative services and authorities as well as local sponsors.

Polecat (*Mustela putorius*) population decline in Rhône-Alps (France)

P. Athanaze

Polecat (*Mustela putorius*) population are declining in Rhône-Alps. This small carnivore is victim of direct or indirect poisonings (targeted against the muskrat *Ondatra zibethicus*) involving various chemicals. The transformation of the agricultural landscape, now dedicated to intensive agriculture, and the re-callipering of rivers lead to a fragmentation and a local extinction of polecat populations. Moreover, this species can be easily trapped and still remains on the pest animal list in certain departments. Despite some causes of regression of the polecat seem difficult to control, others could be removed by simple actions of common sense.

The Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Portugal: various approaches in a scenario of pre-extinction

C. Bessa-Gomes, M. Fernandes, P. Abreu, L. Castro, H. Ceia, B. Pinto & A. E. Pires

The Iberian lynx (*Lynx pardinus*) is an endemic species within the Iberian peninsula distinct from the other lynxes. It is considered as the world most threatened cat species of the world. In Portugal, a research program in the Algarve area, based on scats analyses and camera trapping found no evidence of presence of resident lynxes. This population

was supposed to be largest of the five populations of lynx identified in Portugal. A model of viability analysis showed that the lynx future in Portugal is dark, only the increase of habitat carrying capacity, together with a reinforcement of the population could significantly decrease its probability of extinction. Urgent actions are needed to ensure the survival of the Iberian lynx.

Amur leopard (*Panthera pardus orientalis*) conservation in Russian Far East

C. Pelsy

The Far Eastern leopard (*Panthera pardus orientalis*) is in immediate danger of extinction. With an estimated 25-40 individuals in the Russian Far East, 4-7 in northeast China (Jilin Province), reproduction apparently at a very low level, and genetic diversity severely impoverished, this subspecies must be considered one of the world's most endangered large cats. Despite the immediacy of the threat, conservation efforts in the region have been inadequate to reverse the trend towards extinction. A recent workshop organized by WCS and held in Vladivostok derived a set of management recommendations to ensure the continued survival of the Far Eastern leopard in the wild in its historical range, provided a mechanism for implementing new conservation measures and acted as an advertisement of its plight.

(Text from workshop resolutions)

Traduction:

Guillaume Chapron

Laboratoire d'Ecologie, CNRS UMR 7625

Ecole Normale Supérieure

46 rue d'Ulm

75230 Paris Cedex 05

M : gchapron@carnivoreconservation.org

Resumens

Part I

REFLEXIONES SOBRE LAS CONSECUENCIAS DEL RETORNO DEL LOBO EN FRANCIA

F. Moutou

El retorno natural del lobo en Francia representa un fenómeno biológico extremadamente interesante de seguir. Paralelamente, las cuestiones económicas y sociales que plantean demuestran que lo que está en juego sobrepasa netamente el cuadro único de la recolonización de su antiguo territorio por una especie recientemente desaparecida de la fauna autóctona francesa. A partir de un determinado número de elementos nacionales conocidos, provenientes tanto de la economía del ganado ovino como del estatuto actual de los unglados silvestres, las consecuencias reales o percibidas del lobo en Francia son presentadas. La elección definitiva de su mantenimiento entre nosotros es ética, o política, ya que los datos cuantificables no muestran ninguna incompatibilidad general con su presencia, aunque localmente un cierto número de ajustes serán, y son ya, necesarios.

EL RETORNO DEL LOBO (*Canis lupus*) EN LOS ALPES FRANCESES: MÉTODOS DE SEGUIMIENTO Y ESTADO DE CONOCIMIENTOS

T. Dahier, M. L. Poulle & B. Lequette

Desde 1993, año en que se volvió a establecer el lobo en los Alpes Maritimes, el Parque Nacional del Mercantour ha puesto en marcha un seguimiento del lobo y todo aviso de daños causados al ganado doméstico es objeto de un acta de terreno por un corresponsal habilitado. El análisis de los elementos recogidos permite determinar si los daños pueden o no ser atribuidos a la depredación, y si es así, que el depredador pueda, en término de probabilidades, ser sospechoso. Primeramente limitados al macizo del Mercantour hasta 1996, los daños se han ido registrando progresivamente en otros macizos alpinos. La presencia permanente del lobo en el Mercantour se estableció en 1993 y en el Queyras/Béal en 1997. Por otra parte, en 1998, está presente, al menos de forma transitoria, en los macizos de Monges, de Vercors y de Belledonne. En el Mercantour, cuatro jaurías se instalan en los Valles de Tinée, de Vésúbie y de la Roya y los daños atribuidos al lobo han aumentado progresivamente de 1993 a 1996 y luego se han establecido en 1997 y 1998 a unos 200 ataques por año y unas 800 víctimas. Los ataques son más frecuentes en otoño y los daños se concentran en determinados ataques y determinados rebaños. Además, un estudio estadístico ha podido demostrar la disminución del riesgo de ataque cuando medidas de prevención, en particular la guardia nocturna, se ponían en pie.

PROCEDIMIENTO DE DETECCIÓN DE UN LOBO EN LOS PIRINEOS ORIENTALES

O. Salvador

A raíz de ataques a rebaños de ovejas que excluían a perros asilvestrados, un trabajo de investigación sobre el origen del depredador se puso en marcha en el Massif du Madres en los Pirineos Orientales. El procedimiento de detección, establecido según un protocolo determinado en colaboración con diversos organismos gubernamentales, se ha desarrollado durante el invierno de 1999 y ha conducido a sospechar de la presencia de un gran cánido. Los análisis de ADN de pelos contenidos en las heces recogidas han demostrado a continuación que se trataba de un lobo.

BALANCE DE LAS REINTRODUCCIONES DE CARNÍVOROS EN EUROPA

U. & C. Breitenmoser

Los problemas hallados en las reintroducciones de carnívoros están caracterizados por el echo de que éstas provocan grandes controversias ya que la erradicación pasada de estos depredadores es a menudo resultado de un conflicto con el hombre. Debido a su baja densidad, estas especies necesitan un amplio territorio para desarrollar una población viable. En la gran mayoría de los programas de reintroducción de carnívoros considerados un éxito, resulta difícil de evaluar la viabilidad de la población, debido a la falta de datos o a la falta de retroceso en el tiempo. En el caso de los grandes carnívoros, los conflictos con el ser humano (depredación y competición con los cazadores) parecen ser el mayor obstáculo para el logro de una reintroducción, en cambio con los pequeños carnívoros, los factores demográficos y la calidad del hábitat son más importantes.

EXPERIENCIA DE REINTRODUCCION DE LA NUTRIA EUROPEA (*Lutra lutra*) EN ALSACE: PRIMER BALANCE TRAS SEIS MESES DE SEGUIMIENTO

C. Muller & J. C. Renaud

Un programa de reintroducción de la nutria europea (*Lutra lutra*) en Alsace se estableció en 1999. Un macho y una hembra nacidos en cautividad se liberaron tras acostumbrarlos a las condiciones naturales. Los animales se siguieron por telemetría y los primeros resultados indican que las nutrias reintroducidas parecen haber tenido éxito en su retorno a la vida silvestre.

EL LINCE EN FRANCIA: SITUACION ACTUAL Y PROBLEMAS DE GESTION

P. Stahl, J. M. Vandel & P. Migot

En Francia, el lince se encuentra presente en tres principales regiones montañosas, distintas por el hecho de reintroducciones varias. En el Jura, el lince está presente actualmente en un área continua que cubre la casi totalidad de los macizos de bosques. En el macizo de Vosges, la presencia del lince ha sido notada de forma casi permanente desde 1989 en ciertas zonas de bosques, cuando en otras zonas no ha sido puesta en evidencia o bien sólo de forma ocasional. En los Alpes, pruebas de su presencia han sido recogidas en todos los principales

Part II

EL OSO EN LOS PIRINEOS BEARNESES: HACIA UNA CONVIVENCIA CON EL HOMBRE

G. Caussimont

En la región de Bearn viven hoy en día cinco de los seis osos autóctonos que quedan en el Pirineo, el sexto habiéndose desplazado hacia la vertiente contigua española. Se trata de tres machos, una hembra y un oseño que se mueve habitualmente por un territorio que se halla en los valles de Aspe y de Ossau. En esta región, como en el resto de los Pirineos, el oso ha sido cazado, acorralado y eliminado durante siglos. Desde hace unos veinte años, asociaciones para la protección de la naturaleza y las administraciones de medio ambiente han promovido e intentado llegar a aplicar una política de conservación de la especie y de su hábitat. En 1994, el Estado, las colectividades territoriales, los cazadores y los ganaderos han firmado un “convenio de desarrollo duradero de los valles bearneses y de protección del oso” y creado un organismo de gestión: l’Institution Patrimoniale du Haut Bearn (IPHB). Nuestro propósito es el de analizar hoy en día los resultados obtenidos en materia de convivencia entre el hombre y el oso en una región que dispone de un hábitat de calidad, de una población de osos autóctonos sedentarios, de una cultura de guarda de rebaños y de múltiples ayudas y compensaciones por la presencia del oso destinadas a los pastores.

UN AYUDANTE DE PASTOR ASOCIADO A DISPOSICION DE GANADEROS QUE TRABAJAN EN PRESENCIA DEL LOBO

F. Englebert

A fin de aliar los intereses de protección de un animal salvaje –el lobo– y las realidades sociales, la “Mission Loup de France Nature Environnement” ha contratado un ayudante de pastor profesional en julio y agosto de 1999. Este ha reforzado la guarda de un rebaño de 2700 ovejas en pastoreo en un sector de presencia del lobo. El año anterior, la pérdida de 35 ovejas había sido atribuida al lobo y los ataques habían empezado con la llegada del rebaño. Esta

macizos, pero ninguna área de presencia continua ha podido ser puesta en evidencia. Los estragos causados por el lince en el ganado ovino han sido esencialmente censados en el macizo del Jura donde esta presa es esencialmente vulnerable. A largo término, se ha observado sin embargo que, a pesar de la ausencia de métodos de guarda de rebaños, los ataques que el lince realizaba sobre las ovejas eran menores a escala regional. Para algunos rebaños pequeños, la totalidad de adultos y una gran proporción de corderos son a veces aniquilados tras ataques sucesivos realizados por un individuo especialista, y ello necesita la puesta en marcha de medidas de protección particulares.

temporada, la disuasión ha tenido fruto y, aún estando dos lobos aún presentes en este sector, ningún ataque de lobo ha sido observado en este gran rebaño gracias a la combinación de diversos medios de prevención (presencia de un pastor y ayudante de pastor, uso de un perro pastor y pastoreo nocturno de las ovejas mediante un cercado eléctrico...). Sin embargo, dos ovejas se perdieron tras la intrusión en el rebaño del perro de un paseante, lo que de nuevo demuestra el enorme impacto de los perros en el ganado, generalmente silenciado en cuanto se sabe de la presencia del lobo en la zona. Esta experiencia demuestra que lobos y ovejas pueden convivir perfectamente si los rebaños están guardados y si los ganaderos reciben los medios de protección adecuados.

ENTRE EL REBAÑO Y LOS DEPREDADORES: EL PERRO DE GUARDIA

P. Wick

En 1996, 33000 ovejas han pastoreado en talas de madera en Canadá, en Columbia Británica, en hábitats con una de las mayores densidades de depredadores del mundo (grizzlis, oso negro, pumas, lobos y coyotes). Todos los rebaños utilizaban perros de guardia. Ha habido un total de 6 ovejas muertas. Para tener un perro de guardia eficaz habrá que dedicarle un tiempo y seguir un método preciso para introducirlo en el rebaño. La eficacia de un perro es función de su genética y de sus adquisiciones culturales. Primera regla: procurarse un cachorro de padres de trabajo. Segunda regla: separarlo a las 6 o 7 semanas de su madre y hermanos y meterlo exclusivamente con individuos de la especie a la que deberá proteger. Es el período de imprinting. Tercera regla: limitar sus contactos con los humanos. Cuarta regla: hacerlo vivir continuamente en el interior del rebaño. Quinta regla: estar presente para corregir los comportamientos inadecuados en el momento en que estos se manifiesten, por lo tanto estar disponible y consagrarle tiempo a su establecimiento. Un buen perro de guardia es un perro que está atento a las ovejas con las que vive. Para estar atento al comportamiento de las ovejas debe ser apacible y manso. Tan sólo protegerá frente a una amenaza al rebaño y no intentará matar al agresor –¿cómo un perro puede matar a un grizzly?-, sino interponiéndose.

Los buenos perros de guardia no son feroces sino apacibles y mansos, lo que no impide que pueda ser agresivo y morder. No siguiendo correctamente este método, podemos hallarnos fácilmente frente a un perro, no sólo ineficaz sino peligroso para sus “congéneres”, las dos cosas combinándose en la mayoría de los casos.

COHABITACIÓN HOMBRE – PREDADORES EN ESPAÑA.

V. Vignon

La conservación de los predadores no puede durar sin esos animales no están aceptados por la población local. A partir de dos zonas españolas (la Reserva natural de caza de la Sierra de la Culebra y el Parque natural de Somiedo), se enseña la conservación del lobo (*Canis lupus*) y del oso (*Ursus arctos*) en regiones rurales de Europa. Se ha comprobado que los límites institucionales bien establecidos con medidas de acompañamiento y disposiciones de ayuda al pastoreo pueden contribuir efectivamente en una cohabitación entre el hombre y los grandes predadores. Pero, numerosos factores no racionales limitan las posibilidades de esa cohabitación.

ACTITUD DE LOS HABITANTES DE TANZANIA FRENTE A SUS GRANDES DEPREDADORES

P. Gros & C. Mtema

La conservación de los grandes carnívoros no puede tener éxito sin el apoyo de la población local. Es esencial la actitud frente a especies amenazadas que deseamos proteger, especialmente en países de cultura diferente. Un estudio en Tanzania, donde residen la mayoría de los carnívoros africanos, investigó estas actitudes entre niños de colegio. Se les pidió que expresaran su propia opinión sobre los carnívoros, que comentaran determinadas frases seleccionadas sobre diversas opiniones mundiales al respecto y que dijeran lo que conocían sobre la historia natural de los carnívoros. Los resultados demuestran que los jóvenes habitantes de Tanzania no perciben necesariamente a los carnívoros como lo hace la gente de los países occidentales, el conocimiento de la historia natural está relacionado con la actitud positiva, pero la educación sobre conservación impartida por ONGs y escuelas no mejora el apoyo a programas de conservación de carnívoros.

Part III

SEGUIMIENTO Y GESTION DE POBLACIONES DE ZORROS Y DE OTROS CARNIVOROS: IMPLICACIONES EN EL CONTROL DE DEPREDADORES

J. M. Lopez Martin & J. Ruiz Olmo

En Cataluña, la caza se practica en la mayor parte del territorio, el 90% de la superficie de las reservas siendo

CONSERVACION DE LA PANTERA DE LAS NIEVES (*Uncia uncia*) POR LOS CRIADORES DE MONGOLIA

P Allen, T. McCarthy & A. Bayarjargal

La pantera de las nieves (*Uncia uncia*) es un gran felino de las regiones montañosas de Asia Central. Está amenazada por la caza ilegal y la fragmentación de su hábitat. El impacto de la depredación de la pantera de las nieves sobre el ganado ha sido estudiado en Mongolia. Las investigaciones se centraron en la dinámica de los rebaños domésticos, la importancia numérica y financiera de las pérdidas y también en la percepción de las panteras por los ganaderos. Las panteras atacan más a menudo a animales de gran tamaño pero los ganaderos están mayoritariamente a favor de su protección. Para conciliar la conservación de este depredador y los objetivos de los ganaderos, se ha creado un proyecto con el nombre de IRBIS ENTERPRISES. Un mecanismo asegura un suplemento a los ganaderos en la venta de productos derivados del ganado a cambio de una protección total de las panteras y de sus presas.

ASEGURAR LA SUPERVIVENCIA DEL GUEPARDO (*Acinonyx jubatus*) EN NAMIBIA: LA ACTUACIÓN DEL CHEETAH CONSERVATION FUND

I. Saint-Marc Vittori

El Cheetah Conservation Fund (CCF) es una organización namibia que actúa para la supervivencia del guepardo (*Acinonyx jubatus*). Namibia reúne la última gran población de guepardos salvajes del mundo, que reside esencialmente en el territorio de fincas, fuera de zonas protegidas. Inicialmente científicas, las actuaciones del CCF desarrollan hoy en día una aproximación en su conjunto de la conservación del guepardo e incorporan estudios sobre el ecosistema, actuaciones que buscan favorecer la cohabitación con los granjeros y un programa educativo y de sensibilización de la juventud. Gracias a este trabajo de fondo, aparecen algunos éxitos y la audiencia del CCF se extiende hoy en día más allá de las fronteras namibias.

privada. Las principales especies de caza menor son el conejo y la perdiz roja. La responsabilidad de su desaparición siempre se ha atribuido al zorro y otros carnívoros, y por esta razón han sido tradicionalmente eliminados. A veces estos depredadores han ocasionado daños en especies vulnerables o en peligro de extinción. La falta de datos objetivos para entregar permisos de caza ha puesto en duda esta actividad. Desde 1996 hemos puesto en marcha el Programa de Seguimiento de Poblaciones de Carnívoros de Cataluña, cuyo objetivo principal es el de estimar la presencia del zorro y de carnívoros domésticos

asilvestrados o de gato montés, con el fin de establecer una gestión racional. Un segundo objetivo es el de la aplicación de estos resultados y una mejora en la técnica de control. Según las leyes en vigor, las autorizaciones deben ser excepcionales. Hemos organizado encuentros de formación, identificado trampas, creado un registro de tramperos y establecido parámetros objetivos en lo que se refiere a solicitudes de autorizaciones.

CARACTER SOCIAL, TERRITORIAL Y DISPERSION EN EL TEJON EUROPEO (*Meles meles*): ESTADO DE LOS CONOCIMIENTOS, HIPOTESIS Y NECESIDAD DE INVESTIGACION

E. Do Linh San

El tejón europeo (*Meles meles*) es un mustélido que demuestra una organización social y espacial muy variable. Lleva una vida solitaria en gran parte de su distribución geográfica, pero selecciona pareja o grupo en otras áreas. El tamaño del territorio individual es muy variable y el comportamiento territorial no es evidente en todas las poblaciones. En contraste con otras especies de carnívoros, los grupos no se forman en respuesta a ninguna necesidad de cooperación, sino que se forman al quedarse los juveniles en el territorio natal. En numerosas poblaciones británicas de alta y mediana densidad, donde los tejones viven en grupos territoriales, la dispersión es escasa y los movimientos extraterritoriales son inusuales. Este patrón de movimiento es supuestamente altamente dependiente de la organización socio-espacial adoptada por los animales. De todos modos, como muy pocos estudios han sido realizados en áreas donde las densidades son bajas y los animales viven probablemente de forma solitaria o en pequeñas unidades no territoriales, esta idea deberá ser verificada. En esta página, hago un breve repaso del estado de conocimiento sobre el carecer social y territorial del tejón, a la vez que sobre patrones de dispersión y movimiento. Luego resumo y critico las diversas hipótesis o modelos que han sido desarrollados para intentar explicar la observada variabilidad. Finalmente, doy importancia a la necesidad de hacer futuras investigaciones, especialmente en países de Centro Europa.

DINÁMICA DE POBLACIONES DE VIRUS, GESTIÓN SANITARIA Y CONSERVACIÓN DE CARNÍVOROS

M. Artois, S. Rossi, E. Fromont, M. Langlais, J. M. Naulin & D. Pontier

Los carnívoros son indicadores sensibles de la biodiversidad, teniendo en cuenta su posición en la cima de las pirámides alimentarias. Cuando su medio se fragiliza, la mortalidad ligada a ciertas infecciones virales puede tener una influencia dramática en su supervivencia. Para comprender este fenómeno, hay que hacerse diversas preguntas: ¿Cómo los agentes patógenos consiguen sobrevivir, a pesar de su “permiso de matar”? ¿En qué circunstancias estos agentes pueden tener un efecto no compensado sobre la dinámica de poblaciones de su hospedador? Finalmente, si queremos proteger a estos

animales, ¿qué estrategia de conservación debe ponerse en marcha para asegurar la supervivencia de las poblaciones amenazadas por los virus? Estas preguntas se examinarán a través de los ejemplos del zorro (*Vulpes vulpes*) y de la rabia, del gato montés (*Felis silvestris*) y de los virus felinos, y confrontadas a problemas de supervivencia a corto término de otros carnívoros tales como el licaón (*Lycaon pictus*) o del lobo de Abysinia (*Canis simensis*), o de carnívoros más cercanos a nosotros, como el visón europeo (*Mustela lutreola*).

INFECCION POR RETROVIRUS EN EL GATO DOMESTICO Y EN EL GATO MONTES

E. Fromont, M. Artois, P. Stahl & D. Pontier

Hemos estudiado en poblaciones de gatos domésticos la propagación de los retrovirus FeLV (Virus de la Leucemia Felina) y FIV (Virus de la Inmunodeficiencia Felina) y creado un modelo de su impacto en el gato montés. El FeLV es una de las primeras causas de mortalidad en el gato doméstico, y el FIV es también patógeno. En cuanto al FIV, la prevalencia es idéntica en todas las poblaciones exceptuando la población insular. En el interior de una población, los machos reproductores constituyen la clase con más riesgo, las otras clases estando muy poco infectadas. Contrariamente, para el FeLV la prevalencia varía de una población a otra y en el tiempo. Los factores de riesgo en el interior de una población son menos marcados que para el FIV. Nuestros resultados conducen a pensar que el FeLV podría desaparecer espontáneamente en una población de gato montés a menos que la infección sea realimentada permanentemente por la transmisión entre gato doméstico y gato montés. El FIV, al contrario, podría extenderse espontáneamente entre gatos monteses, pero con una débil frecuencia. Por otra parte, entre los gatos monteses de los cuales se han tomado muestras, aquellos infectados por FeLV estaban en peor condición física que los no infectados, lo que deja suponer un determinado poder patógeno del virus en gato montés.

PEQUEÑOS CARNÍVOROS INTRODUCIDOS

F. Léger

La fauna de pequeños carnívoros de Francia cuenta ahora con 3 especies introducidas: el mapache (*Procyon lotor*), el perro viverino (*Nyctereutes procyonoides*) y el visón americano (*Mustela vison*). Estas 2 últimas especies desarrollan localmente núcleos de dispersión muy activos permitiendo una colonización progresiva de amplios sectores.

ESTUDIO DE LA EXPANSIÓN DEL LOBO (*Canis lupus*) EN FRANCIA: APORTACIÓN DE LOS MÉTODOS NO INVASIVOS Y DE LOS MARCADORES MOLECULARES

N. Valière

El lobo (*Canis lupus*) ha vuelto de forma natural a Francia, proveniente de Italia en 1992. La expansión actual del lobo en los Alpes constituye un modelo único que permite entender la dinámica de colonización de un territorio por

Part IV

ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN DE LA NUTRIA (*Lutra lutra*) Y DEL VISÓN EUROPEO (*Mustela lutreola*) EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS

J. Ruiz-Olmo, J. Jimenez, S. Palazon & J. M. Lopez Martin

La nutria (*Lutra lutra*) y el visón de Europa (*Mustela lutreola*) han tenido que adaptarse a las condiciones particulares de los ambientes mediterráneos (alternancia sequía/inundación, imprevisibilidad de los ecosistemas, impacto del hombre sobre los recursos hidrológicos). En el caso del visón europeo parece haberlos colonizado recientemente y expandirse, constituyendo una esperanza para esta especie en vías de desaparición. Se presenta una síntesis sobre la biología de estas especies en este medio. Las nutrias mediterráneas se alimentan principalmente de peces y cangrejos, mientras que los visones tan solo consumen un 40% de animales acuáticos y semiacuáticos, completándose la dieta con micromamíferos y aves. Durante los períodos de sequía, estas especies buscan las pozas siguiendo el lecho seco de los ríos y pueden llegar a desaparecer si la sequía se prolonga. Las infraestructuras tales como las presas producen una fragmentación y una disminución en la viabilidad de las poblaciones de estos mustélidos. La gestión del agua, de las infraestructuras y de las especies-presa de estos carnívoros será crucial para su supervivencia en los ecosistemas mediterráneos.

SITUACIÓN DE LA NUTRIA EUROPEA (*Lutra lutra*) Y CONTAMINACIÓN DE LOS PECES POR LOS BIFENILPOLICLORADOS (PCBs): ELEMENTOS DE SÍNTESIS Y PERSPECTIVAS

L. Lafontaine & L. F. De Castro

Un examen comparativo de la contaminación de los peces por los bifenilpoliclorados (PCBs) y la situación respectiva de la nutria europea (*Lutra lutra*) en varias regiones de Europa occidental es efectuada en relación a los valores límites críticos de la contaminación de los peces propuestos por diferentes autores. Este análisis permitió evaluar la adecuación de estos límites en función de las especies de peces que se estudiaron y de sus diferentes tallas. Este análisis tiende a resaltar la validez de los límites específicos de contaminación de los peces por los PCBs, como factores claves más allá de los cuales la supervivencia de las poblaciones de nutrias parece afectada. Las perspectivas en

un gran mamífero. El muestreo no invasivo es un procedimiento de elección para obtener material genético. Por extracción, amplificación y análisis del ADN obtenido, es posible identificar la especie, la población y el individuo de donde proviene la muestra. Este tipo de métodos debería permitir de estudiar con precisión la dinámica de poblaciones de lobos en un futuro.

materia de definición de los corredores potenciales de recolonización de la especie, mediante seguimiento regular de los peces trazadores, son discutidos a continuación.

PROYECTO DE ESTUDIO DEL ESTADO DE LA NUTRIA GIGANTE DE BRASIL (*Pteronura brasiliensis*) EN LA GUYANA FRANCESA

H. Jacques

La nutria gigante de Brasil (*Pteronura brasiliensis*) es la mayor de todas las especies de nutria y está considerada en peligro por el UICN. Aunque algunas pruebas confirman su presencia en la Guyana Francesa, nunca ha sido estudiada en esta región. En su área de repartición, esta especie está sobretodo amenazada por la destrucción de su hábitat, la polución de las aguas y el comercio ilegal de las pieles. Proponemos un estudio de la distribución, de la elección de un hábitat y el comportamiento de la especie en la Guyana Francesa con el fin de proponer medidas de conservación. Tenemos previsto realizar una encuesta sistemática por medio de cuestionarios en los pueblos de ribera y de estudiar directamente ciertas zonas. Algunos grupos de nutrias serán estudiados con más detalle. El proyecto permitirá el desarrollo de material educativo a favor de la nutria y la realización de comunicados científicos. Será realizado conjuntamente con asociaciones nacionales o locales, servicios competentes del Estado y sponsors locales.

DECLIVE DE LA POBLACION DE HURONES (*Mustela putorius*) EN LA REGION DE RHONE-ALPES

P. Athanaze

La población de hurones (*Mustela putorius*) se halla en declive de forma alarmante en la región Rhone-Alpes. Este pequeño carnívoro es víctima de envenenamientos indirectos (dirigidos contra la rata almizclera, *Ondatra zibethicus*) o directos en base a diversos tóxicos. La transformación del paisaje agrícola ahora dirigido a agricultura intensiva, y el calibrado de los cursos de agua han producido una fragmentación y una desaparición local de las poblaciones de hurones. Por otra parte esta especie cae en trampas fácilmente y se presenta todavía en la lista de animales nocivos en algunos departamentos. Si algunas de las causas de regresión del hurón parecen difíciles de

controlar, otras podrían suprimirse por simples medidas de sentido común.

EL LINCE IBÉRICO (*Lynx pardinus*) EN PORTUGAL: DIVERSAS APROXIMACIONES EN UN ESCENARIO DE PRE-EXTINCIÓN

C. Bessa-Gomes, M. Fernandes, P. Abreu, L. Castro, H. Ceia, B. Pinto & A. E. Pires

El lince ibérico (*Lynx pardinus*) es una especie endémica de la Península Ibérica, distinta de otros lince, y considerado el felino más amenazado del planeta. En Portugal, un programa de investigación en la región del Algarve basada en análisis de heces y de trampeo fotográfico no ha aportado ninguna prueba evidente de presencia de lince residentes. Esta población es supuestamente la más grande de las 5 poblaciones de lince identificadas en Portugal. Un modelo de análisis de viabilidad ha demostrado que el futuro del lince en Portugal es sombrío, sólo un aumento de la capacidad de carga del medio junto con un refuerzo de la población podría hacer disminuir significativamente la probabilidad de extinción de la población. Se necesitan acciones urgentes para asegurar la salvaguarda del lince ibérico.

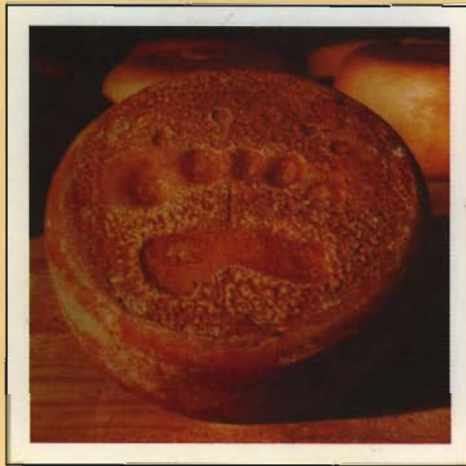
Traduction:

Sonia Lopez

C/ Toquio 2º, 4a

08034 Barcelona

M: soniapez@yahoo.fr



Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères