

Suivi et statut de conservation des populations de Loup et de Lynx

E. MARBOÛTIN, C. DUCHAMP, J. BOYER, F. LÉGER, Y. LÉONARD, M. CATUSSE & P. MIGOT.

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

Introduction

La notion de biodiversité évolue actuellement du stade de concept incitant à la réflexion, vers celui de stratégie se déclinant en actions identifiées (KLEITZ *et al.*, 2007). Parmi le panel des déclinaisons possibles, celles relevant de la gestion durable de la faune sauvage constituent un corpus d'approches complémentaires et interdisciplinaires particulièrement riche de perspectives prometteuses (MIGOT & ROUÉ, 2006). Toutefois, les enjeux multiples liés à la présence de la faune sauvage *sensu lato*, et les interférences ainsi suscitées entre différentes priorités de gestion du territoire, incitent à définir des approches biologiquement robustes mais aussi consensuelles et pragmatiques (REGAN *et al.*, 2006 ; BILLET, 2006).

Illustration d'un tel contexte, la présence des grands prédateurs génère divers types de débats en terme de choix de société, de rapports à la nature, et d'incidences sur les techniques de production (BENHAMOU, 2003 ; CHABERT *et al.*, 2004 ; MAUZ, 2005 ; CLAMENS, 2006 ; ENSERINK & VOGEL, 2006 ; GARDE *et al.*, 2007). En découle ainsi la nécessité de mettre en œuvre des méthodes robustes pour le suivi et l'évaluation de l'état de conservation de ces espèces, d'autant que leur statut juridique permet, sous certaines conditions, de déroger à la protection intégrale (STAHL *et al.*, 2001 ; MARBOÛTIN & DUCHAMP, 2006).

L'ONCFS, missionné par le ministère en charge de l'Environnement, organise, sur le plan scientifique (avec coordination logistique des Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt), le recueil les données de terrain nécessaires au suivi de la recolonisation du territoire par le Lynx et le Loup (VANDEL & STAHL, 2005; DUCHAMP & MARBOÛTIN, 2007). Par ailleurs, l'Etat accompagne le retour de ces deux espèces par des procédures de gestion des interactions occasionnées avec les activités d'élevage (DNP, 2001, 2004), qui comprennent des mesures de protection et de prévention des attaques aussi bien que des possibilités d'enlèvement d'animaux. Or le Loup et le Lynx figurent aux annexes II et IV de la convention de Berne et de la Directive Habitat, qui stipulent qu'on ne peut, sur le plan biologique, déroger à leur statut de protection intégrale qu'à la condition de ne pas nuire au maintien des populations dans un état de conservation favorable (articles 9 et 16 des dits textes). Le présent article fournit donc une évaluation de leur statut de conservation au regard des critères du texte le plus élaboré des deux sur le plan scientifique, c'est à dire la Directive 92/44/CEE (Conseil de l'Europe, 1992).

Matériel et méthodes

L'évaluation du statut de conservation

Pour les deux espèces, la démarche procède de l'analyse combinée des tendances d'évolution (croissance géographique, croissance numérique) et des ordres de grandeurs des effectifs instantanés. Les variations de taux de croissance d'une population sont en effet fortement liées au risque d'extinction (HEERING & REED, 2005), et ces mêmes risques sont plus importants dans les populations d'effectifs limités, d'où la nécessité d'examiner les deux composantes. Compte tenu du système d'organisation sociale particulier au loup (tous les individus de la population ne sont pas potentiellement reproducteurs), l'indicateur « nombre de meutes et tendance d'évolution » contribuera aussi à appréhender le statut de conservation de cette espèce (CHAPRON *et al.*, 2003). L'évaluation de ces indicateurs est faite dans le cadre défini par la Directive dite « Habitat » du Conseil de l'Europe. Ce texte stipule que le statut de conservation est jugé comme favorable lorsque « les données relatives à la dynamique de la population de l'espèce en question indiquent que cette espèce continue et est susceptible de continuer à long terme à constituer un élément via-

ble des habitats naturels auxquels elle appartient » et que « l'aire de répartition naturelle de l'espèce ne diminue ni ne risque de diminuer dans un avenir prévisible » et que « il existe et il continuera probablement d'exister un habitat suffisamment étendu pour que ses populations se maintiennent à long terme ».

La collecte des données de base

Le suivi dit « extensif »

Le Réseau Grands Carnivores Loup-Lynx, composé d'environ 1000 correspondants formés par l'Oncofs, recueille différents indices de présence sur le terrain (proies sauvages ou domestiques, empreintes, observations visuelles, excréments, poils). Chaque indice est décrit techniquement sur un formulaire ad hoc, puis il est, ou non, validé de manière standardisée selon le niveau de convergence de ses caractéristiques vers l'identification de l'espèce considérée (VANDEL 2001, DUCHAMP *et al.* 2003). Dans le cas du Loup, des analyses génétiques sont pratiquées sur les échantillons biologiques récoltés (VALIÈRE *et al.* 2003) : elles permettent d'identifier l'espèce, la lignée génétique, le sexe, et l'individu.

Le suivi dit « intensif »

Concernant uniquement le Loup, ce suivi repose sur des groupes locaux de correspondants du Réseau qui déclinent des protocoles spécifiques en terme de pistage hivernal et de suivi estival de la reproduction (DUCHAMP *et al.* 2003), uniquement sur les zones où la présence du loup est stabilisée durant au moins deux hivers consécutifs (avec confirmation génétique).

Le traitement des informations

L'évolution de l'aire de répartition

Pour le Lynx, chaque indice de présence est reporté au centre d'une maille carrée de 3 km de côté, et la présence de l'espèce est considérée comme acquise dans les 8 mailles environnantes ; cette approximation, conservatrice par rapport à la taille d'un domaine vital de Lynx, a été validée par comparaison à des données télémétriques de référence (VANDEL 2001). Par période triennale, la surface totale détectée de présence de l'espèce est calculée en additionnant les cellules élémentaires de 3x3 km non chevauchantes, et comparée entre périodes successives de 3 ans. Pour le Loup, chaque indice est rapporté à la commune de détection, et le nombre de communes avec au moins un indice de présence est calculé et comparé d'année en année ; un critère quantitatif est ensuite introduit pour distinguer, par périodes biennales chevauchantes (2002-2003, 2003-2004, ...), les nombres de communes avec détection régulière ou irrégulière (plus ou moins de 3 indices durant la période considérée).

L'évolution des effectifs

Pour le Lynx, seule une méthode indirecte et indiciaire est disponible. Les cartographies triennales successives sont superposées, et selon le degré de récurrence de la détection de l'espèce dans chaque maille élémentaire de 3x3 km, celle-ci est classifiée en zone de présence régulière, récente ou irrégulière (VANDEL & STAHL 2005). Les superficies ainsi détectées sont combinées à des valeurs de densités de référence pour les écosystèmes considérés (HALLER & BREITENMOSER 1986, BREITENMOSER *et al.* 1993, ZIMMERMANN *et al.* 2006) afin d'en déduire l'ordre de grandeur le plus probable de l'effectif de la population. Pour le Loup, deux indicateurs d'effectifs robustes sont disponibles : le premier repose sur l'analyse *a minima* du nombre d'animaux détectés par pistage hivernal sur les zones de présence permanente (DUCHAMP *et al.* 2003) ; le second utilise l'ensemble des signatures génétiques individuelles détectées pour une application au cadre des modélisations dite « capture-recapture » (LEBRETON *et al.* 2006) à l'estimation des effectifs totaux.

Résultats

Tendance d'évolution de l'aire de répartition des espèces

Le Lynx

La dernière période triennale de collecte de données met en évidence une augmentation de la répartition géographique de l'espèce de + 15 % (figure 1), répartie de façon hétérogène selon les massifs : + 44% dans les Alpes, + 12% dans les Vosges, + 5% dans le Jura. Depuis le début du suivi de l'espèce, cet accroissement triennal a été compris entre 10 et 40 %. Les taux de croissance actuellement observés sont inversement liés à l'étendue des aires de présence détectée: 8603 km² dans le massif jurassien, 5952 km² dans les Alpes, et 3337 km² dans le massif vosgien.

Globalement, l'espèce est régulièrement détectée (i.e. durant au moins 3 périodes triennales successives ou non séparées de plus d'une période de non détection) sur 53% de la superficie totale (figure 2); ce pourcentage varie de 20% sur le massif alpin, à 61% sur le massif vosgien, et 70% sur le massif jurassien. L'aire de présence régulière a augmenté de 22% entre 1999-2001 et 2002-2004.

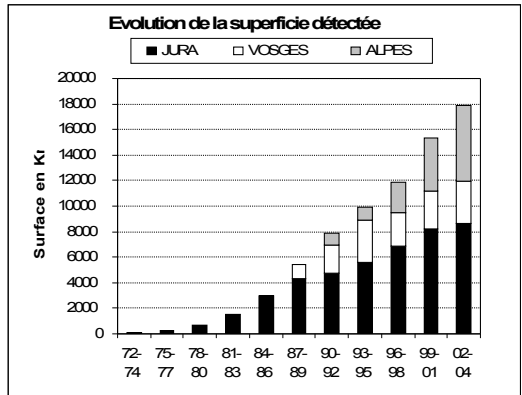


Figure 1: Evolution triennale et par massif de la superficie (en km²) avec présence du lynx détectée

Le Loup

L'aire de répartition détectée actuellement couvre 215 communes (figure 3), et évolue depuis la réapparition de l'espèce d'environ + 25% par an en moyenne (minimum : -12% entre 2000 et 2001 ; maximum : +100% entre 1997 et 1998).

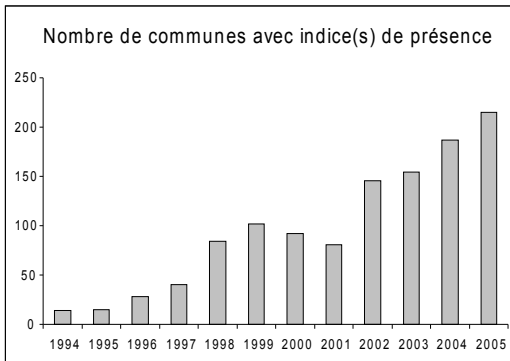


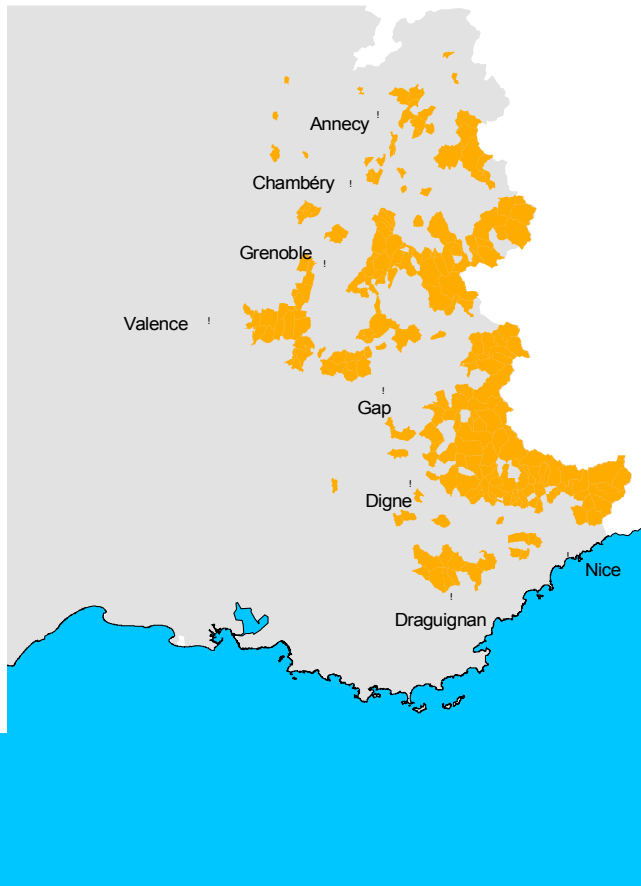
Figure 4

Soixante-cinq pourcents de ces communes sont classées en zone de détection régulière, cette proportion évoluant positivement au cours des trois derniers exercices bisannuels (2002-2003 : 60% ; 2003-2004 : 63% ; 2004-2005 : 65%).

L'aire de répartition est essentiellement alpine, quelques individus étant détectés dans le Massif central et à l'est de la chaîne pyrénéenne.

Figure 3 :

Aire de répartition détectée du loup en 2005, figurée selon une maille communale de présence/absence.



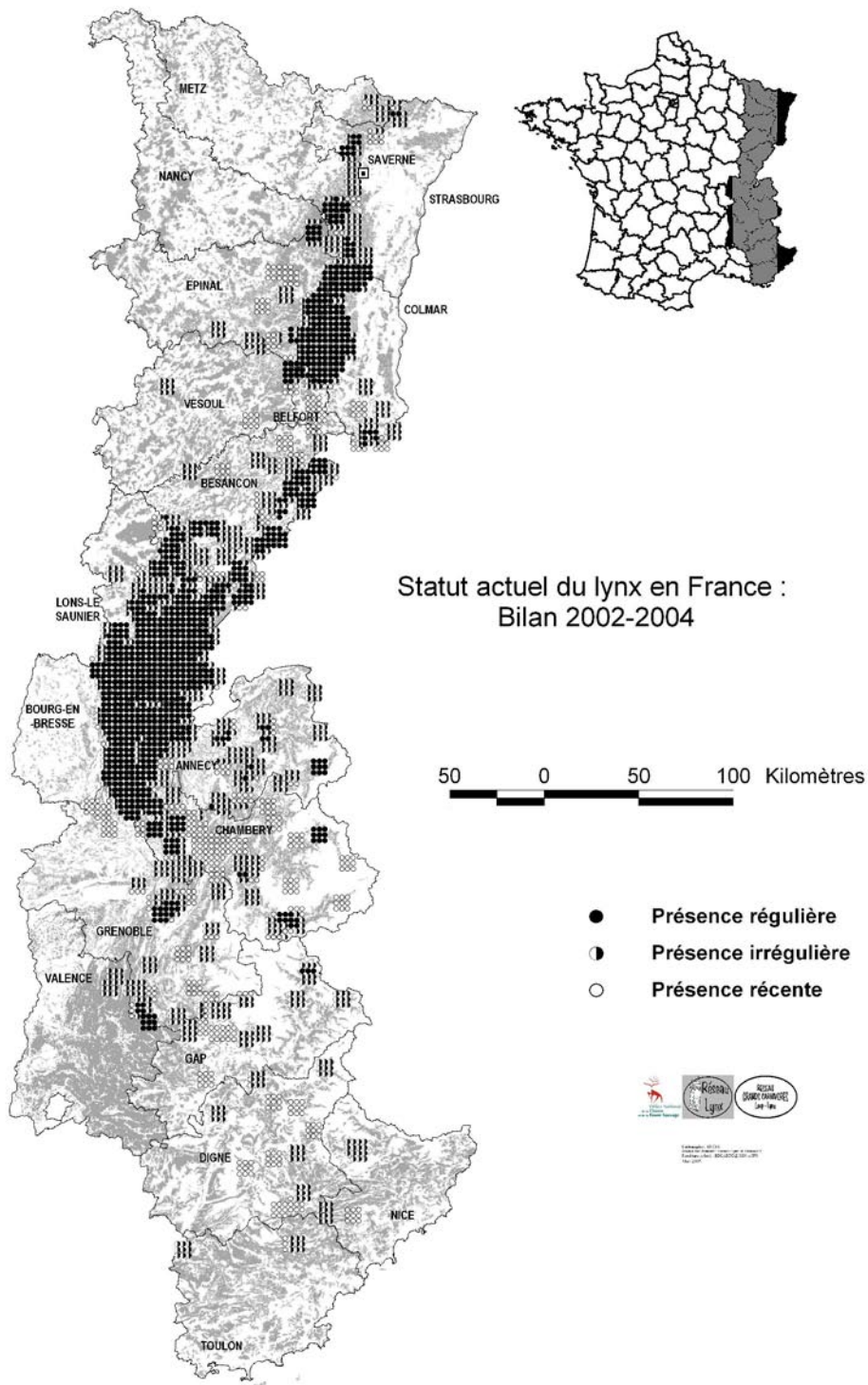


Figure 2 :
Aire de répartition du Lynx en France, selon que sa présence est détectée de façon régulière, récente, ou irrégulière.

Tendance d'évolution des effectifs

Le Lynx

Les densités de référence utilisées sont de 1,5 / 100 km² pour les surfaces avec présence détectée régulièrement, et de 1 / 100 km² pour les surfaces avec présence détectée de façon récente. On obtient trois indicateurs d'effectifs : celui obtenu uniquement à partir de l'aire de présence détectée régulièrement (valeur minimale), celui obtenu en y ajoutant les animaux issus de l'aire de présence récente (valeur maximale), dont on ne sait pas encore s'ils vont ou non s'y établir définitivement, et celui représentant la moyenne des deux précédents. Compte tenu de l'historique de recolonisation de l'espèce, les résultats sont exposés par massif (figure 5). L'évolution relative la plus forte est observée sur le massif alpin (+35% sur la valeur minimale de l'indicateur), mais ne concerne que des valeurs d'indicateurs d'effectifs encore modestes (34 en moyenne, en 2002-04), et dont on ne sait si elles sont définitivement acquises: on note une très forte différence entre valeur minimale (18) et maximale (50). Sur le massif vosgien, l'évolution est plus lente (+ 5%), les valeurs sont modestes (35 en moyenne, en 2002-04), mais paraissent mieux confortées : on observe une différence faible entre valeur minimale (30) et maximale (40). Sur le massif jurassien, l'évolution est là aussi modeste (+5%), mais porte sur des valeurs plus fortes (94 en moyenne, en 2002-04) et probablement bien consolidées (très peu de différences entre valeur minimale -88- et maximale -100-).

Le Loup

Les effectifs minimums détectés par pistage hivernal (EMR) évoluent de +17 % en moyenne par an depuis 1994 (figure 6), et de +20% en moyenne par an durant la période 2000-2005. Actuellement, au minimum 61 loups sont détectés sur les zones de présence permanente (minimum : 56 ; maximum : 67). Les effectifs totaux obtenus par modélisation des « histoires de capture-recapture » des signatures génétiques (CMR) ne sont disponibles actuellement que pour la période 1994-2001. Durant cette période, la droite de régression entre les effectifs EMR et les effectifs moyens CMR a pour équation $CMR = 2,3 \times EMR$. *Sous réserve* que l'équation précédente soit valable pour la période actuelle, on pourrait estimer grossièrement l'ordre de grandeur du nombre total de loups en France à au moins $CMR_{2005} = 2,3 \times EMR_{2005} = 2,3 \times 56 \approx 130$.

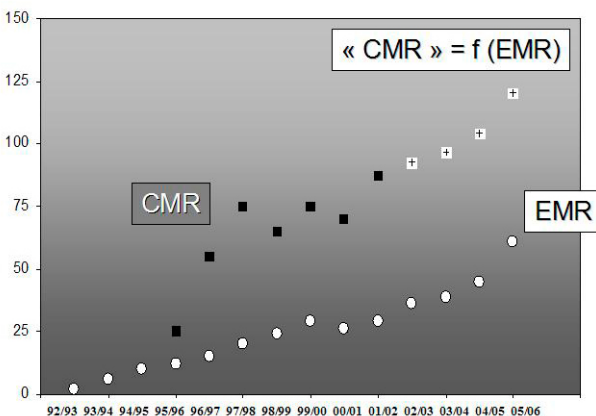


Figure 6: Evolution des indicateurs d'effectifs de Loup.

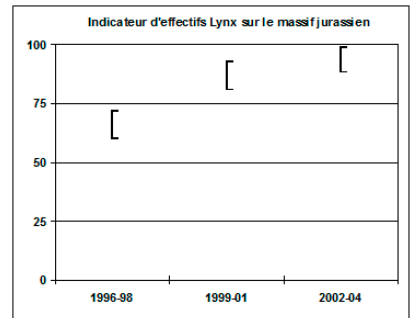
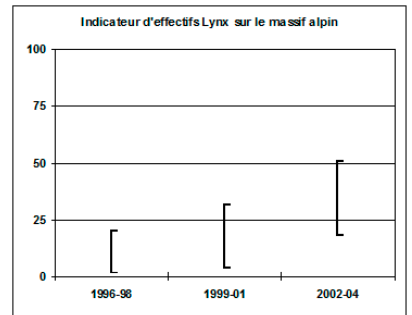
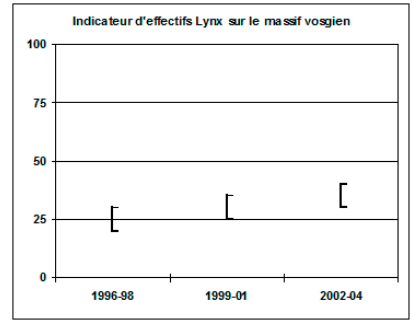


Figure 5 : Evolution de l'indicateur d'effectifs de Lynx par massif de présence.

Conclusion : évaluation du statut de conservation

Préambule méthodologique

Il existe plusieurs systèmes de codification de l'état de conservation des populations animales ou végétales, et leur application à des cas concrets ne fournit pas systématiquement des évaluations convergentes (REGAN *et al.*, 2005). De plus, au sein même d'un système de classification, les résultats peuvent dépendre de qui le met en oeuvre : par exemple, lors de l'évaluation du statut de conservation de 13 espèces par 18 experts à l'aide des critères de l'IUCN (2001), seule une espèce a été classée de la même manière par l'ensemble des experts (REGAN *et al.*, 2005). Ces formes de biais méthodologiques, et surtout l'absence d'assise législative de certains de ces systèmes - qui sont alors irrégulièrement appliqués -, conduisent à privilégier l'utilisation des critères provenant des textes ayant force de loi, comme la Directive 92/43/CEE, dite Directive Habitat (Conseil de l'Europe, 1992).

Au regard de ce texte, le statut de conservation est jugé comme favorable quand la dynamique de population de l'espèce fait que celle-ci est viable sur le long terme, et quand ni l'aire de répartition ni les habitats potentiels ne régressent. La pertinence biologique de cette démarche repose sur le lien fait entre les notions de viabilité et de dynamique de la population. Plutôt qu'une conception fixiste (avec par exemple un effectif seuil indépendant de l'espèce considérée), c'est une conception dynamique de la viabilité qui est mise en avant, imposant de considérer à la fois l'état instantané (e.g. les effectifs au temps t) et son évolution (e.g. leur taux de croissance). Comme ces taux de croissance dépendent des caractéristiques biologiques de chaque espèce, elles mêmes influençant fortement les risques d'extinction (PURVIS *et al.*, 2000), il semble judicieux d'estimer le statut de conservation des espèces selon un système qui prenne en compte leurs spécificités. La notion de viabilité, seulement explicitée dans le texte de la Directive par sa liaison avec « ... la dynamique de la population... », est entendue ici dans le sens de viabilité démographique (et non génétique - cf. LIBERG 2002), et évaluée au regard des résultats actuellement les plus aboutis pour chaque espèce, à l'aide d'approches par modélisation (CHAPRON & ARLETTAZ, 2007).

Le cas du Lynx

Globalement l'aire de distribution détectée de l'espèce continue d'augmenter (cf. VANDEL & STAHL, 2005), avec cependant des différences de cinétiques relatives selon les massifs considérés. L'ordre de grandeur supposé des effectifs minimum ($18+30+88 = 136$) conjugué à cette croissance géographique positive, suggèrent un bilan démographique plutôt positif. Les rares études traitant indirectement de viabilité démographique des populations de Lynx d'Eurasie (SCHADT, 2002 ; KRAMER-SCHADT S. *et al.* 2005 ; KLAR *et al.*, 2006) suggèrent, toutefois, que celle-ci dépend fortement de la survie des adultes. En utilisant un modèle démographique de base du type matrice de LESLIE (identique à celui de VANDEL *et al.*, 2006), l'ordre de grandeur de la croissance des effectifs observée en France (5 à 7 % par an) pourrait correspondre à un scénario démographique sous-jacent dans lequel la survie adulte vaudrait environ 0.82. Avec une telle valeur, le même type de modèle, mais comprenant en plus l'effet de la stochasticité démographique, prédit un risque d'extinction de 18% sur 100 ans si l'effectif est de 20 animaux, et de seulement 2% s'il est de 40 animaux.

Même si les modèles utilisés sont des représentations simplifiées de la complexité biologique, et même si l'ordre de grandeur de l'effectif total de Lynx en France n'est connu qu'approximativement (au minimum 136, cf. *supra*), les deux combinés au taux de croissance actuel suggèreraient donc que cette population ne serait exposée qu'à d'infimes risques d'extinction démographique. Sous réserve que ses habitats forestiers ne soient pas restreints à l'avenir, l'espèce peut donc être considérée comme dans un statut de conservation favorable à l'échelle nationale. Cette conclusion reste valide si on ne s'intéresse qu'à la sous population constituée des noyaux jurassiens et alpins en connexion démographique, mais probablement plus incertaine si on considère isolément le cas du noyau vosgien, aux effectifs et à la croissance encore modestes (VANDEL *et al.*, 2006).

Le cas du Loup

L'aire de distribution de l'espèce, ainsi que ses effectifs, sont en augmentation depuis sa réapparition en France. Le nombre de zones de présence permanente (21 dont 14 sont occupées par des meutes) double environ tous les 4 à 5 ans, et le suivi estival de la reproduction montre qu'au minimum la majorité des meutes sont reproductrices chaque année (LÉONARD *et al.*, 2006). Chez le Loup, le bilan démographique d'une population est fortement influencé par les variations de survie des adultes, mais aussi par celles des paramètres de reproduction (*cf. in* CHAPRON *et al.*, 2003, figure 3). Le taux de croissance annuelle – et ses variations observées – servent donc de base à l'évaluation indirecte du scénario démographique sous-jacent le plus probable (MARBOÛTIN & DUCHAMP, 2006), qui conditionne le nombre minimum de meutes garantissant de très faibles risques d'extinction démographique (*cf. in* CHAPRON *et al.*, 2003, figures 2 & 4).

Comme partout ailleurs en Europe, les paramètres démographiques de la population de Loup – et de Lynx – (taux de survie et fécondité essentiellement) ne sont pas disponibles en tant que tels chaque année: avoir recours à une approche indirecte, via le bilan de croissance annuelle mesurée sur le terrain, constitue une approximation pertinente, mais qui ne fournit pas les mêmes garanties de robustesse biologique. Les évaluations déduites doivent donc relever d'une forme d'application du principe de précaution, et être conservatrices dans la mesure où l'espèce fait l'objet, depuis 2004, d'intervention sur ses effectifs (MARBOÛTIN & DUCHAMP, 2006). CHAPRON *et al.* (2003) ont démontré la forte corrélation entre taux de croissance observés et scénarios démographiques modélisés, et entre ces derniers et les risques d'extinction démographique. D'après ces résultats, les valeurs actuelles de croissance de la population de loup et le nombre de meutes présentes en France garantissent de très faibles risques d'extinction démographique (moins de 2% à 50 ans).

Conclusion générale

Dans l'état actuel des connaissances, les deux espèces Loup et Lynx peuvent être considérées comme en état de conservation favorable selon les critères de la Directive Habitat. Les grands carnivores évoluent en général à faible densité, et la croissance de leurs populations est très sensible aux variations des taux de survie des animaux adultes (CHAPRON, 2004). Par ailleurs la présence de ces espèces suscite la gestion d'enjeux controversés, d'horizons aussi divers que la préservation de la biodiversité, le maintien d'activités pastorales, le partage durable d'espèces gibiers (e.g. RASKER & HACKMAN, 1996 ; LINNELL *et al.*, 2000 ; LCIE, 2002 ; FACE, 2005). Cette concomitance de spécificités biologiques et d'enjeux à multiples facettes impose un suivi des populations de Loup et de Lynx aussi réactif que possible, pour disposer d'évaluations de leur statut de conservation régulièrement mises à jour. Par ailleurs, l'évaluation ici fournie ne concerne que la fraction « administrativement » française de populations de grands carnivores en fait transfrontalières (VANDEL & STAHL, 2005 ; FABBRI *et al.*, 2007), et peut donc être considérée comme conservatrice.

Remerciements

Le présent travail n'aurait pu être possible sans l'aide précieuse des correspondants de terrain, membres du Réseau Grands Carnivores Loup-Lynx et du Réseau Lynx. Les analyses génétiques sont réalisées par l'UMR 5553 (U.J.F. Grenoble), et les modélisations « capture-recapture » des effectifs par l'UMR 5175 (CNRS-C.E.F.E. Montpellier).

Bibliographie

- BENHAMOU F. (2003) - Les grands prédateurs contre l'environnement ? Faux enjeux pastoraux et débat sur l'aménagement des territoires de montagne. *Courrier de l'Environnement de l'Inra*, vol. 48
- BILLET P. (2006) – La prise en compte de la faune sauvage dans le cadre des procédures d'aménagements, de gestion et d'occupation de l'espace : réalités d'une apparence juridique. *Natures Sciences Sociétés*, 14: 13-21.
- BOITANI L. (2000) – Action plan for the conservation of wolves in Europe. *Nature et Environnement*, 113.
- BREITENMOSER *et al.* 1993 : Spatial organization and recruitment of Lynx in a re-introduced population in the Swiss Jura mountains. *Journal of Zoology*, London, 231: 449-464.
- CHABERT J.P., de SAINTE MARIE C., & VINCENT M. (2004) – La régularisation du loup : 1990-2004. *Forêt Méditerranéenne*, 25: 131-142.
- CHAPRON G., LEGENDRE L., FERRIÈRE R., CLOBERT J., & HAIGHT R.G. (2003) - Conservation and control strategies for the wolf in western Europe based on demographic models. *C.R. Biologies*, 326 : 575-587.
- CHAPRON G. (2004) – La viabilité des populations de carnivores. Thèse de doctorat, Université Paris VI. 203 p.
- CHAPRON G., ARLETTAZ R. (2006) – Using models to manage carnivores. *Science*, 314 : 1682-1683.



S.REGAZZONI - ONCFS SD25

Lynx pris au piège-photo dans le Doubs



S.REGAZZONI - ONCFS SD25

- CLAMENS A. (2006) – De la protection du loup à la gestion des paysages : quel environnement souhaitons nous protéger ? *Biologie Géologie*, 3 : 551-565.
- CONSEIL DE L'EUROPE (1992) - Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *Journal officiel des Communautés européennes*, L206 : 7-50.
- DNP (2001) – Protocole d'élimination de lynx pour limiter les dégâts répétés sur le cheptel domestique. Direction de la Nature et des Paysages, 2 p.
- DNP (2004) – Plan d'action sur le loup, 2004-2008. Direction de la Nature et du Paysage, 18 p.
- DUCHAMP C., FAVIER F., GENEVEY V. & LACOURE N. (2003) – Le retour du loup dans les Alpes françaises : rapport final juillet 1999 – mars 2004. *Projet LifeNat99/F/006299*.
- DUCHAMP C., MARBOUTIN E. (2007) - Dynamique de colonisation de la population de Loup *Canis lupus* en France. In Actes du colloque « Loup & pastoralisme : s'ouvrir à la complexité », L. Garde eds., 22-28.
- ENSERINK M. , VOGEL G. (2006) – The carnivore comeback. *Science*, 314: 746-749.
- FABBRI, E., MIQUEL, C., LUCCHINI, V., SANTINI, A., CANIGLIA, R., DUCHAMP, C., WEBER, J.-M., LEQUETTE, B., MARUCCO, F., BOITANI, L., FUMAGALLI, L., TABERLET, P., RANDI, E. (2007) - From the Apennines to the Alps: Colonization genetics of the naturally expanding Italian wolf (*Canis lupus*) population. *Molecular Ecology*, 1661-1671.
- FACE (2005) - Conservation and management of large carnivores in the EU Position of FACE. Fédération des Associations de Chasse et Conservation de la Faune Sauvage de l'U.E., 2 p., [www.face-europe.org/Position Papers/Large carnivores/PP-largecarnivores_en.pdf](http://www.face-europe.org/Position%20Papers/Large%20carnivores/PP-largecarnivores_en.pdf).
- GARDE L. (2007) – Actes du colloque Loup & pastoralisme, s'ouvrir à la complexité. CERPA Meds, Manosque.
- HALLER, BREITENMOSER U. (1986) - Zur Raumorganisation der wiederangesiedelten Population des Luchses in den Schweizer Alpen. *Zeitschrift für Zoölogie*, 51: 289-311.
- HEERING, T. E. JR., REED D. H. (2005) - Modeling extinction: density-dependent changes in the variance of population growth rates. *Journal of the Mississippi Acad. of Sciences*, 50 (3): 183-195.
- IUCN (2001) - IUCN Red list categories and criteria: version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland.
- KLAR N., HERRMANN M., & KRAMER-SCHADT S. (2006) - Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve „Pfälzerwald –Vosges du Nord“: a model as planning tool. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 38:330-337.
- KLEITZ G. et al. (2007) – Rapport d'activité 2006 - Stratégie Nationale pour la Biodiversité”, Ministère de l'écologie et du développement durable, Paris ;
- KRAMER-SCHADT S., REVILLA E., & WIEGAND T. (2005) - Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: projects with a future or misunderstood wildlife conservation ? *Biological Conservation*, 125: 169-182.
- LCIE (2002) - Large Carnivore Initiative for Europe Core Group position statement on the use of hunting, and lethal control, as means of managing large carnivore populations. 4 p. [www.lcie.org/ Docs/LCIE IUCN/ COE LCIE position statement on LC hunting 2002.pdf](http://www.lcie.org/Docs/LCIE%20IUCN/COE%20LCIE%20position%20statement%20on%20LC%20hunting%2002.pdf).
- LEBRETON J.D., REBOULET A.M., PRADEL R., & GIMENEZ O. (2006) - Estimation des effectifs de la population de loups en France. *Compte-rendu de la convention de recherche N° 2003/28 Oncfs-Cnrs*, 4 p.
- LÉONARD Y., BOYER J., DUCHAMP C., MARBOUTIN E. (2006) – Bilan du suivi estival par hurlements provoqués. *Bulletin d'information ONCFS du Réseau Loup*, QDN, 16: 6-8.
- LIBERG O. (2002) – Genetic aspects of viability in small wolf populations, with special emphasis on the Scandinavian wolf population. *Naturvårdsverket, Swedish Environmental Protection Agency, report n° 5436*, 67 p.
- 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 and Conservation* 9: 857-868.
- MARBOUTIN E., DUCHAMP C. (2006) – Gestion adaptative de la population de loup en France : du monitoring à l'évaluation des possibilités de prélèvements. *Rapport Scientifique* 2005 : 14-19.
- MAUZ I. (2005) - Gens, cornes et crocs, Versailles : INRA éditions, 256 p.
- MIGOT P., BOUÉ M. (2006) – Gestions durables de la faune sauvage. *Natures Sciences Sociétés*, 14, supplément 2006, 79 p.
- PURVIS A., GITTLEMAN J.L., COWLISHAW G., & MACE G.M. (2000) - Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings: Biological Sciences*, 267: 1947-1952.
- RASKER R., HACKMAN A. (1996) - Economic development and the conservation of large carnivores. *Conservation Biology* 10: 991-1002.
- REGAN T.J., BURGMAN M.A., MCCARTHY M.A., MASTER L.L., KEITH D.A., MACE G.M., & ANDELMAN S.J. (2005) - The consistency of extinction risk classification protocols. *Conservation Biology*, 19 : 1969-1977.
- REGAN H.M., COLYVAN M., & MARKOVCHICK-NICHOLLS L. (2006) - A formal model for consensus and negotiation in environmental management. *Journal of Environmental Management*, 80 :167-176.
- SCHADT S. (2002) - Scenarios assessing the viability of a lynx population in Germany. Ph-D thesis, Université technique de Munich, 123p.
- STAHL P., VANDEL J.M., HERRENSCHMIDT V., & MIGOT P. (2001) – The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura mountains. *Biological Conservation*, 101: 15-22.
- VALIERE N., FUMAGALLI L., GIELLY L., MIQUEL C., LEQUETTE B., POULLE M.L., WEBER J.M., ARLETTAZ R. & TABERLET P. (2003) – Long distance wolf recolonization of France and Switzerland inferred from non-invasive genetic sampling over a period of 10 years. *Animal Conservation*, 6: 83-92.
- VANDEL J.M. (2001) – Répartition du Lynx en France: méthodologie d'étude et statut actuel. *Mémoire E.P.H.E., Montpellier*, 105 p.
- VANDEL J.M. , STAHL P. (2005) – Distribution trend of the Eurasian Lynx populations in France. *Mammalia*, 69: 145-158.
- VANDEL J.M., STAHL P., HERRENSCHMIDT V., MARBOUTIN E. (2006) – Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: from animals survival and movement to population development. *Biological Conservation*, 131: 370-385.
- F. ZIMMERMANN, J.M. WEBER, A. MOLINARI-JOBIN, A. RYSER, K. VON WATTENWYL, A. SIEGENTHALER, P. MOLINARI, C. ANGST, C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, S. CAPT, & BREITENMOSER U. (2006) - Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2005. *KORA Bericht Nr. 35: 35-51*.



Loup en Vanoise - G. GRENCHE