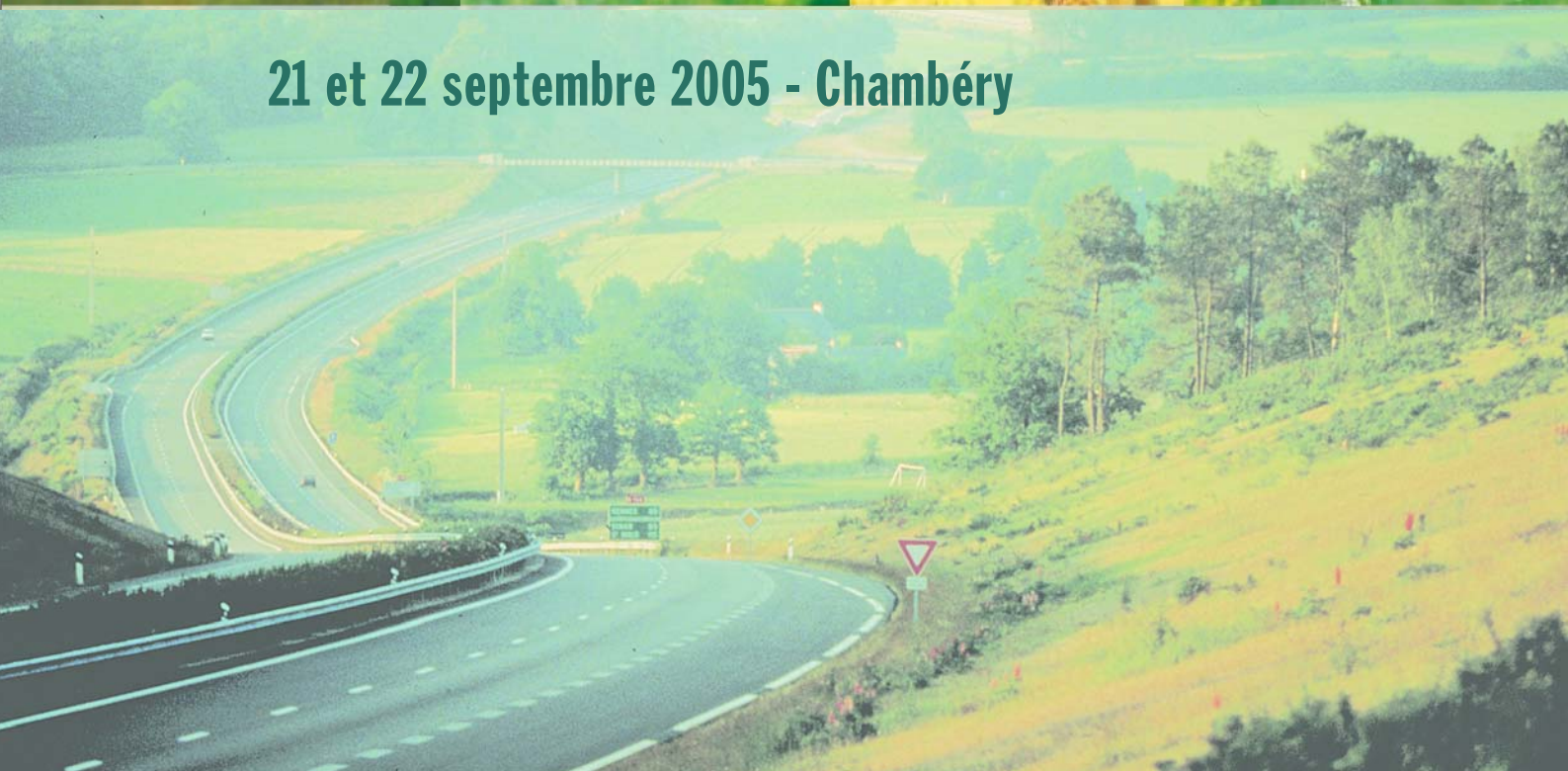


Actes de colloque

4^e rencontre "Routes et faune sauvage" Infrastructures de transport et petite faune



21 et 22 septembre 2005 - Chambéry



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE



Ministère
de l'Écologie, de l'Énergie,
du Développement durable
et de l'Aménagement
du territoire

Page laissée blanche intentionnellement

Actes du colloque

4^e rencontre "Routes et faune sauvage"

Infrastructures de transport et petite faune

21 et 22 septembre 2005 - Chambéry

Collection les rapports

Ce document rassemble les actes des 4^e Rencontre "Routes et faune sauvage" des 21 et 22 septembre 2005 à Chambéry sur la thématique "Infrastructures de transport et petite faune".

Ce colloque a été organisé par la direction des études économiques et de l'évaluation environnementale et par le Sétra :

sous la maîtrise d'œuvre :
du Cete de l'Est (Jean Carsignol) et du Cete de Lyon (Virginie Billon),
avec le soutien de la Société Française du Tunnel Routier du Fréjus.

sous le parrainage conjoint :

- du ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
- du ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer.

Cette journée a également été l'occasion de présenter le guide technique "Aménagement et mesures pour la petite faune".



Sommaire

Allocution d'ouverture : Jean Claude PAUC, Directeur du Sétra (Fr)

Séance plénière 1

Président de séance : Jean-Claude JACQUES, Bureau Régional de l'UICN pour l'Europe (Bel)

« Fragmentation des paysages : principes pour la gestion de la biodiversité »

Jacques BAUDRY, Directeur et Recherche INRA-SAD ARMORIQUE (Fr)

« Mise en place d'un système de suivi des petits carnivores observés sur la route à l'ONCFS : 1^{ers} résultats et perspectives »

Sandrine RUETTE, chargée des programmes « Petits carnivores », François Léger, chargé d'études « Petits carnivores protégés et introduits » et Michel ALBARET, chargé d'études « Carnet de bord Petits carnivores », ONCFS – CNERA-PAD (Fr)

« Reptiles et environnement routier : risques et bénéfices »

Christophe VERHEYDEN, Ingénieur Écologue, directeur CERA Environnement (Fr)

Séance plénière 2

Président de séance : Claude MIAUD, Professeur, Université de Chambéry (Fr)

« Défragmentation et infrastructures : quelles possibilités pour les petites animaux ? »

Hans BEKKER, Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division (NL)

« Utilisation des passages pour amphibiens de l'étang du Grand Lemps (Isère) : 1ers résultats d'une approche éthologique des traversées d'adultes et juvéniles »

Pierre JOLY, Professeur, Université Claude Bernard Lyon I (Fr)

« Utilisation de larves d'amphibiens pour évaluer le pouvoir génotoxique d'effluents autoroutiers »

Laury GAUTHIER, Maître de conférence, Université Paul Sabatier Toulouse (Fr)

« Les chauve-souris dans la planification, l'aménagement et les études d'impacts »

Herman LIMPENS, Society for Study & Conservation of Mammals (NL)

Atelier 1

Président de séance : Bernard FISCHESSE, IC. GREF (Fr)

« Organisation spatiale des félidés (chat sauvages, lynx) et conflits avec le trafic routier »

Mathias HERRMANN, Ingénieur Écologue, OEKO-LOG (D)

« Aménagement des milieux aquatiques le long de l'A 43 »

Philippe VALAIS, Hydrobiologiste – Gestion des espaces naturels / TERE0 (Fr)

« Les lagomorphes et les infrastructures de transport »

Jérôme LETTY, Jacky AUBINEAU, Régis PEROUX, Stéphane MARCHANDEAU, ONCFS (Fr)

« Prise en compte du hamster d'Europe dans les projets d'infrastructures : principes et exemples »

Isabelle LOSINGER, chargée d'études Grand Hamster, ONCFS CNERA-PAD (Fr)

Atelier 2

Président de séance : Jean-François NOBLET, Conseiller technique Environnement Conseil Général Isère (Fr)

« Les réseaux écologiques utilisés par la cistude d'Europe dans l'Isle Crémieux et traversés par le projet A48 »

Vincent VIGNON, Claude LAURY, Ingénieurs Écologues OGE (F), Antoine CADI, chargé de mission Noé Conservation (Fr)

« Exemples d'ouvrages aménagés en faveur de la loutre en France et en Europe : essai de synthèse critique et perspectives »

Lionel LAFONTAINE, Ingénieur Écologue, Lutratlantica (Fr), Geoff LILES, expert faune sauvage, Lutratlantica (GB)

« Evolution des habitats liés à la réalisation de l'A39 et constat sur l'utilisation des ouvrages petite faune »

Alain JOVENIAUX, Ingénieur Écologue, EPA (Fr)

« Conservation du vison d'Europe et infrastructures de transport »

Pascal FOURNIER, Dr. Vétérinaire, GREGE (Fr)

Séance plénière 3

Président de séance : Jean Carsignol, Ingénieur Écologue, CETE de l'Est (Fr)

« Rôle des réseaux écologiques locaux dans le fonctionnement des passages à petite faune : exemple d'une démarche globale »

Guy BERTHOUD, Ingénieur Écologue, ECONAT (CH)

« Passages à faune en Suisse : aperçu des étapes cruciales en faveur de la biodiversité »

Antonio RIGHETTI, BUWAL (CH)

Allocution de clôture : Philippe TROUVAT, adjoint au Directeur de la Direction des études Economiques et de l'évaluation Environnementale. MEDD (Fr)

Les visites

La liste des participants

Présentation du guide petite faune

Allocution d'ouverture

Jean Claude PAUC

Directeur

Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes

Je suis heureux que mes fonctions au Sétra me conduisent à ouvrir ces nouvelles rencontres, les quatrièmes, sur la "Route et la faune sauvage" qui concernent aujourd'hui les "infrastructures de transport et la petite faune". Cela me permet de retrouver des préoccupations que j'ai souvent eues à défendre quand j'étais en DDE, notamment chargé des questions d'aménagement et d'urbanisme.

Oui les ingénieurs des Ponts, vous me permettrez de les défendre aujourd'hui, ont depuis longtemps compris que la France dispose d'une splendide richesse faunistique et d'une extraordinaire variété d'habitats naturels. Cette biodiversité est fragile et du fait de l'action des hommes, se trouve aujourd'hui dans une situation inquiétante voir alarmante.

Certes le développement des infrastructures de communication et la croissance du trafic ont leur part de responsabilité. Ils ne sont sans doute pas les plus déterminants parmi les activités humaines mais la diminution des perturbations voire le rétablissement des équilibres est fait de multiples efforts, parfois de combats, dont chacun doit porter l'aboutissement dans sa vie professionnelle ou privée.

Des solutions existent pour diminuer l'éventuelle destruction de milieux naturels, pour éviter la fragmentation des habitats, pour ne pas accroître la mortalité due au passage des véhicules et pour préserver les communications biologiques dans les écosystèmes restants.

Le savoir-faire des services de l'Équipement et de l'Environnement sur le traitement des conséquences possibles des infrastructures de transport pour la biodiversité n'est plus à démontrer aujourd'hui.

Je suis heureux que ces services collaborent depuis de nombreuses années tant sur les aspects techniques que sur les aspects méthodologiques de ce domaine.

De cet échange résulte l'élaboration de guides qui ne peuvent que faire progresser la prise en compte dynamique de cette biodiversité.

Aujourd'hui, le ministère de l'Équipement va plus loin, en s'engageant officiellement dans la Stratégie Nationale de Biodiversité.

Cet engagement s'est traduit par l'élaboration d'un "Plan d'action pour la biodiversité relatif aux infrastructures de transports" porté conjointement par la DGR et la DGMT (direction générale de la Mer et des Transports) privilégiant :

- la sensibilisation et l'information,*
- le développement de partenariats,*
- la connaissance de la biodiversité,*
- la préservation et la restauration d'habitats,*
- la préservation et la non perturbation d'espèces,*
- le développement d'expertises,*
- la recherche scientifique et l'observation.*

Parallèlement le Sétra s'est engagé aux côtés de la DGR dans une collaboration avec le MNHN comportant des demandes d'expertises au MNHM, le financement et le pilotage de thèses et des actions de sensibilisation des agents.

Quelques mots sur le guide "Aménagements et mesures en faveur de la petite faune" qui vient de sortir et dont vous avez les références dans la documentation qui vous a été remise. Il est issu d'un étroit partenariat maintenant ancien entre le Sétra et les services du Ministère de l'Environnement.

Ce guide s'inscrit dans la perspective de ce Plan d'action pour la biodiversité relatif aux infrastructures de transport.

Conçu pour pouvoir être lu par les donneurs d'ordres des DDE, des DIREN, d'autres Ministères, des collectivités territoriales mais également par les bureaux d'études, ce guide a été conçu de manière à pouvoir y puiser les éléments nécessaires à l'intégration des données techniques et méthodologiques de la protection de la petite faune tant lors de l'élaboration de projets neufs qu'au moment d'aménagements d'infrastructures existantes.

Le colloque "Infrastructures de transport et petite faune" que nous engageons aujourd'hui est placé sous le parrainage conjoint des deux Ministères de l'Équipement et de l'Environnement, et s'inscrit naturellement dans le Plan d'action pour la biodiversité relatif aux infrastructures de transports.

Il s'adresse aux experts nationaux et européens et a pour objectifs le partage des connaissances les plus récentes et des nouvelles expérimentations

Je tiens à saluer, ne concluant, le travail accompli par le CETE de l'Est et le CETE de Lyon que je remercie pour leur constante collaboration avec le Sétra,

Je suis heureux de la présence de la D4E qui veille à l'équilibre et à l'indépendance de notre action dans le domaine de l'environnement, ce qui est pour moi une composante essentielle du travail du Sétra dans ce domaine.

Je remercie également l'apport de la Société française du Tunnel Routier du Fréjus,

Et bien sûr à l'ensemble des intervenants auxquels je laisse rapidement la place maintenant chauffée.

Je vous souhaite des journées prospères pour votre expertise.

Merci

Fragmentation des paysages : principes pour la gestion de la biodiversité

Jacques BAUDRY

INRA SAD Armorique
Rennes, France

E-Mail : jacques.baudry@rennes.inra.fr

Résumé

La fragmentation des habitats est un thème majeur de recherche en écologie depuis une vingtaine d'années. Il s'est développé à partir d'observations sur l'avifaune montrant que le nombre d'espèces présentes dans un bois est d'autant plus élevé que leur surface est grande. Au-delà d'un simple effet d'échantillonnage (plus c'est grand, plus il y a de chance qu'une espèce soit présente), il est rapidement apparu que la taille de l'habitat disponible influençait la présence des individus (taille minimale de territoire), mais également la survie des populations. Les petites populations sont soumises à un fort taux d'extinction en rapport avec des phénomènes biologiques (années à faible reproduction) ou climatiques (tempête, fortes chaleurs, grand froid, etc.). Elles sont aussi soumises à la gestion, l'utilisation des bois et forêts qui modifie la structure, la qualité de l'habitat.

Un autre effet de la fragmentation est d'augmenter la distance entre les habitats favorables. Ceci a pour conséquence de diminuer les flux d'individus donc :

- de diminuer le brassage génétique, donc d'élever les risques d'extinction
- de diminuer les probabilités de recolonisation en cas d'extinction locale.

On comprend que la fragmentation occupe une place importante dans la réflexion sur la conservation des espèces et la gestion des paysages en fonction d'objectifs de biodiversité. «Connectivité» est un concept aussi important pour étudier les flux d'individus entre les habitats. Les déplacements peuvent être limités par la distance entre fragments mais également par la nature des éléments du paysage entre les fragments. Les routes font partie de ces éléments.

C'est là un point essentiel : pour affecter la dynamique d'une population, il n'est pas nécessaire de détruire une partie de son habitat, il suffit de diminuer, de stopper les mouvements entre les différentes taches d'habitat. La fragmentation des habitats est donc un état ou un processus qui concerne à la fois la taille des taches d'habitat disponible et leur connectivité, c'est-à-dire la possibilité de se déplacer entre ces taches.

Evidemment, les habitats naturels, non perturbés par les activités humaines n'étaient pas continus, il existe une fragmentation naturelle. Donc la plupart des espèces a évolué dans des conditions « fragmentées ».

Pour un aménageur, un gestionnaire de territoire, cela signifie que l'analyse de la fragmentation nécessite d'une part une carte des habitats pour repérer ceux qui sont trop petits pour qu'une population y survive et, d'autre part, une carte fonctionnelle de connectivité pour repérer les points de blocage aux mouvements sur un territoire. Ces cartes sont spécifiques à chaque espèce, du moins à chaque groupe d'espèces ayant des caractéristiques biologiques (taille de territoire, capacité de déplacement ... similaires).

Les mouvements d'une espèce sont de plusieurs sortes :

- les mouvements journaliers pour se nourrir, pour aller des aires de repos aux aires de nourrissages ;
- les mouvements saisonniers pour des espèces ayant différents habitats ;
- les mouvements des individus disperseurs qui colonisent de nouveaux habitats.

Dans le cas des routes, l'effet barrière sur les mouvement varie avec le trafic.

Mise en place d'un système de suivi des petits carnivores observés sur la route à l'O.N.C.F.S. : premiers résultats et perspectives.

Sandrine RUETTE, Michel ALBARET et François LÉGER

Office national de la chasse et de la faune sauvage,
Direction des études et de la recherche. CNERA PAD
Monfort, France

E-Mail : s.ruette@oncfs.gouv.fr, m.albaret@oncfs.gouv.fr, f.leger@oncfs.gouv.fr

Résumé

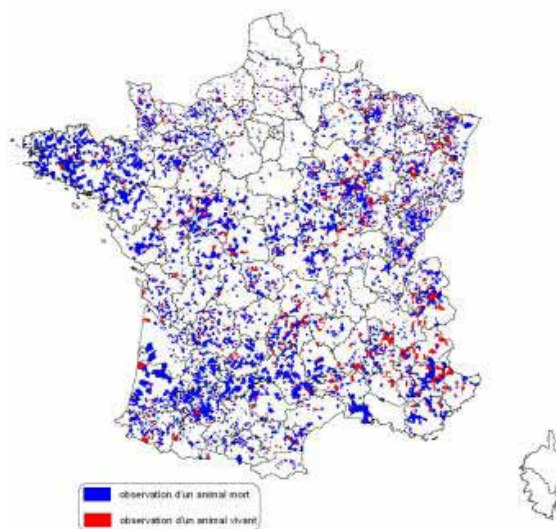
Les petits carnivores sont des espèces particulièrement discrètes et leur répartition souvent discontinue, reste mal connue au niveau national. Jusqu'à présent, l'étude de la répartition des petits carnivores reposait essentiellement sur des enquêtes rétrospectives (Ruettes et al. 2004a, Société française pour l'étude et la protection des mammifères 1984 ; Stahl et al. 1997). Ces enquêtes ont montré certaines limites, en particulier la difficulté de distinguer clairement l'absence de l'espèce de l'absence d'information. Depuis 2001, un système de "carnets de bord petits carnivores" a été mis en place par l'O.N.C.F.S. (Ruettes et al., 2004b). Ainsi, les observations de petits carnivores (renard excepté) effectuées par les agents de l'O.N.C.F.S. au cours de leurs déplacements en voiture sont consignées dans un carnet affecté à chaque véhicule de l'O.N.C.F.S. Les observations peuvent être des animaux vivants ou morts, notamment ceux victimes de collisions routières.

Depuis 2001, 1100 carnets sont diffusés annuellement aux agents de l'O.N.C.F.S et 8000 et 9500 observations sont récoltées tous les ans, toutes espèces de petits carnivores confondues. La fouine est l'espèce la plus souvent observée sur l'ensemble du territoire (environ 3000 observations par an), puis viennent le blaireau (2100), la martre (1100) et le putois (900). Toutes ces espèces sont le plus souvent notées mortes alors que la belette et l'hermine sont généralement observées vivantes. En quatre ans (2001-2004), des observations de fouine, espèce la plus fréquente, ont été réalisées sur 17.5 % des communes françaises.

Les exploitations cartographiques permettent d'ores et déjà de dresser des cartes de répartition cohérentes, en accord avec nos connaissances actuelles de la répartition des différentes espèces. Les résultats apparaissent encourageants et justifient la poursuite du recueil de données pendant plusieurs années. Ce travail pourra être judicieusement complété par des enquêtes plus précises, notamment sur les marges des aires de répartition où les données sont souvent plus difficiles à valider pour certaines espèces telles que la genette ou le chat sauvage.

Compte-tenu de la difficulté d'observer ces espèces, ce type de travail pourrait être avantageusement étendu à d'autres types d'observateurs potentiels de petits carnivores (agents de l'Office national des forêts, naturalistes disposant d'un réseau d'informateurs, personnel travaillant sur le réseau routier ou autoroutier...). Des synthèses mettant en commun toutes les sources d'information permettraient d'établir plus rapidement des cartes de répartition particulièrement pertinentes et de contribuer ainsi plus efficacement au suivi patrimonial des espèces de petits carnivores.

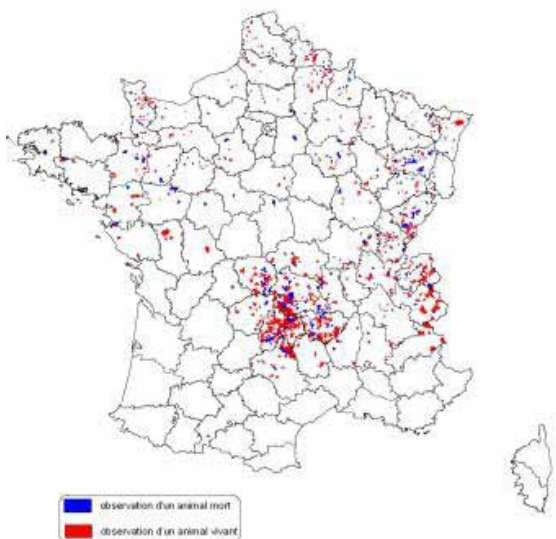
I. MISE EN PLACE D'UN INDICATEUR DE SUIVI DES POPULATIONS



L'outil "carnet de bord" paraît particulièrement intéressant pour le blaireau, carnivore assez répandu sur l'ensemble du territoire. La carte révèle l'importance des collisions avec des véhicules. Les informations sont d'autant plus aisées à recueillir que, vu leur taille, les blaireaux n'échappent pas à la vigilance de l'observateur, contrairement aux espèces de plus petite taille comme la belette ou l'hermine. Ce double constat pourrait déboucher à terme sur la mise en place d'un indicateur de suivi des populations, à l'échelle départementale, mais cet outil reste encore à étudier et à valider

Figure 1 : Répartition des observations de blaireaux récoltées entre 2001 et 2004 grâce aux carnets de bord petits carnivores par les agents de l'O.N.C.F.S.

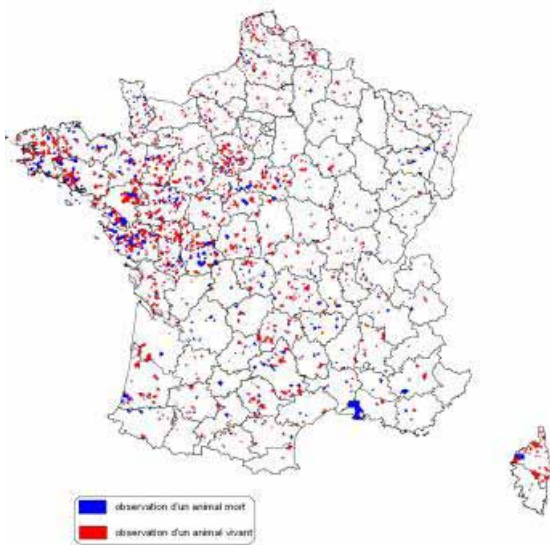
II. DEFINITION D'UN PAS DE TEMPS SPECIFIQUE A CHAQUE ESPECE



Pour l'hermine, cette première carte révèle un nombre important d'observations en Auvergne mais aussi dans les régions du Nord-Est de la France, depuis le sud de la Lorraine en passant par la Franche-Comté et jusqu'au nord des Alpes. Dans ces régions, les observations plus fréquentes de ce petit mustélidé ne sont probablement pas étrangères à la probable abondance des proies, les campagnols terrestres. Si cette carte permet d'établir les grands contours de la répartition de cette espèce en France, la poursuite du recueil de données s'impose néanmoins. Contrairement à d'autres espèces de petits carnivores, un délai plus long sera probablement nécessaire aux observateurs pour aboutir à une carte de répartition donnant entière satisfaction.

Figure 2 : Répartition des observations d'hermines récoltées entre 2001 et 2004 grâce aux carnets de bord petits carnivores par les agents de l'O.N.C.F.S

III. UN RECUEIL PLUS HOMOGENE DES DONNEES SUR L'ENSEMBLE DU TERRITOIRE



Avec 2160 observations recueillies au cours des quatre années, essentiellement des animaux observés par corps, la belette apparaît déjà comme un petit carnivore présent sur l'ensemble du territoire national. Les données de piégeage dépendent du statut réglementaire local et annuel de l'espèce et ne peuvent suffire à élaborer une carte de répartition sur l'ensemble du territoire. En revanche, malgré leur faible nombre, la répartition des informations obtenues par les "carnets de bord" est relativement homogène sur l'ensemble du territoire ce qui représente un atout certain. Comme pour l'hermine, la poursuite du recueil de données permettra de déterminer le pas de temps nécessaire pour l'obtention d'un travail donnant satisfaction. Le même type d'analyse peut être appliqué au putois.

Figure 3 : Répartition des observations de belettes récoltées entre 2001 et 2004 grâce aux carnets de bord petits carnivores par les agents de l'O.N.C.F.S.

IV. UN OUTIL POUR DÉCELER ET SUIVRE L'EXPANSION D'UNE ESPÈCE

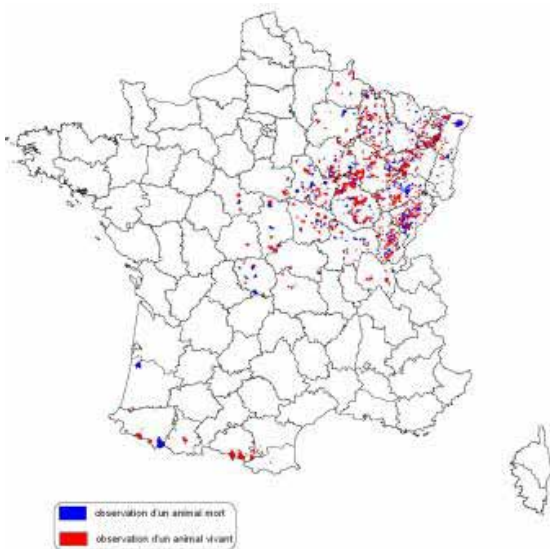


Figure 4 : Répartition des observations de chats sauvages récoltées entre 2001 et 2004 grâce aux carnets de bord petits carnivores par les agents de l'O.N.C.F.S.

Le chat sauvage est une espèce localisée en France et les données issues des carnets de bord désignent déjà deux zones bien distinctes de présence de l'espèce : le Nord-Est de la France et les Pyrénées. Cette situation, déjà révélée par une enquête récente menée sur cette espèce (Léger et Stahl, *en prép.*), confirme par ailleurs les réelles velléités d'expansion de cette espèce sur les marges de son aire de distribution. Les observations du chat sauvage consignées dans les carnets de bord participeront indéniablement au suivi de cette espèce protégée au niveau national, notamment dans les secteurs où l'extension de ce félin est pressentie. La complémentarité de l'outil "carnet de bord" et d'enquêtes locales, avec validation des informations par examen des dépouilles d'animaux victimes de collisions, prend toute son importance et pourrait constituer une démarche novatrice à explorer. Cette démarche pourrait également être appliquée à la genette ou à des carnivores exogènes invasifs comme le raton-laveur, le chien viverrin ou le vison d'Amérique.

BIBLIOGRAPHIE

- S. RUETTE, F. LÉGER, M. ALBARET, P. STAHL, P. MIGOT & P. LANDRY. (2004 a). Enquête sur la répartition de la martre, de la fouine, de la belette, de l'hermine et du putois en France. *Faune Sauvage*, 263:28-34 et 265:80
- S. RUETTE, M. ALBARET & F. LÉGER. (2004 b). Mise en place d'un suivi des petits carnivores en France. *Rapport Scientifique O.N.C.F.S. 2003*, 6-9.
- Société française pour l'étude et la protection des mammifères (1984) *Atlas des mammifères sauvages de France*. S.F.E.P.M. éditeur, Paris, 299 p.
- STAHL P., LÉGER F. et MIGOT P. (1997) Répartition des petits carnivores en France. Bibliographie et recommandations pour la poursuite du recueil des informations. O.N.C. CNERA Prédateurs et animaux déprédateurs, en collaboration avec le Service du patrimoine naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle, 82 p.

Reptiles et environnement routier : risques et bénéfices

Christophe VERHEYDEN*, **Xavier BONNET****, **Hervé LELIEVRE****

* CERA-Environnement, ** CEBC-CNRS Villefranche de Lauragais, France

E-Mail : cera2.env@wanadoo.fr

Résumé

Un tour d'horizon de la bibliographie spécialisée indique que les relations entre reptiles et route sont particulièrement peu documentées par rapport à d'autres groupes faunistiques, et l'usage des questionnaires routiers laisse souvent ce groupe en marge. Des informations récentes existent pourtant, qui devraient conduire à revoir quelque peu la place accordée à ces animaux dans les études et réalisations routières.

Dans une des rares études consacrées à la mesure fine de la mortalité routière toutes espèces confondues, les reptiles représentent 2 % des vertébrés victimes sur routes communales à nationales, avec une dominante de serpents. Sur autoroute, un suivi intensif sur plusieurs tronçons n'a permis au contraire de relever qu'une seule victime, malgré des populations parfois importantes vivant sur les bordures immédiates. Une étude menée par le CNRS sur les serpents victimes de la route indique que la mortalité concerne surtout les petites routes, et certaines espèces plus que d'autres. Les serpents les plus mobiles, notamment les grandes couleuvres sont les plus affectés, en particulier les mâles à la recherche de partenaire, les femelles se rendant sur les sites de ponte et les jeunes après éclosion. Ces différentes études convergent pour indiquer une mortalité parfois très forte, touchant certaines espèces plus que d'autres, et qui fragmente les populations.

Les bordures de route, lorsqu'elles ont suffisamment larges, peuvent constituer un habitat important voire préférentiel pour certains reptiles, comme l'indique une étude menée par ASF. Les proies, et en particulier les micromammifères, peuvent y être nettement plus abondantes et diversifiées que dans les milieux environnants. Un suivi par radiopistage a en outre montré que des mâles de couleuvres verte et jaune effectuaient des déplacements importants le long de ces bordures d'autoroute pour rechercher une partenaire, souvent avec succès.

Il est possible de limiter la mortalité des reptiles sur les petites routes : il faut détourner les animaux des voies en construisant des sites de ponte de part et d'autre. Par ailleurs, les bordures des grandes routes peuvent constituer de très importants refuges. Un exemple d'aménagement, mis au point par les chercheurs du CNRS et facile à réaliser, est présenté. Enfin, il semble aussi possible d'améliorer la prise en compte des reptiles dans les projets routiers au stade des études.

INTRODUCTION

Un tour d'horizon de la bibliographie spécialisée indique que les relations entre reptiles et route sont particulièrement peu documentées par rapport à d'autres groupes faunistiques. Par exemple, dans les actes des 3èmes rencontres « Route et faune sauvage » de 1998, 1 seule des 45 communications proposées traitait de reptiles, en l'occurrence de la prise en compte de la Tortue de Hermann dans l'aménagement de l'autoroute traversant le Massif des Maures. Un peu plus tard en 2000, dans le document de synthèse du programme COST 341 du Ministère des Transports consacré à « la fragmentation des habitats due aux infrastructures de transports », seules 4 des 170 références utilisées étaient consacrées aux reptiles dont 3 de nouveau à la Tortue de Hermann. Par ailleurs, l'usage des questionnaires routiers laisse souvent ce groupe en marge, et il n'est pas rare qu'il n'apparaisse pas du tout ou presque dans le cahier des charges des études. C'est encore plus vrai au stade des conclusions des études, qui n'évaluent généralement pas les incidences des projets sur les animaux de ce groupe et ne proposent donc aucune mesure réductrice ou compensatoire les concernant. Des informations récentes existent pourtant, qui devraient conduire à revoir quelque peu la place accordée à ces animaux dans les études et réalisations routières.

I. LES RISQUES : LA MORTALITE DUE AU TRAFIC

Il existe très peu d'études consacrées à la mesure fine de la mortalité routière toutes espèces confondues sur routes ordinaires ; l'une d'elles, menée en 1999 par deux associations naturalistes du département des Deux-Sèvres (Deux-Sèvres Nature Environnement et Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres), s'est attachée à relever pendant une année complète, au rythme de 1 passage par semaine, tous les cadavres d'animaux petits et grands visibles en vélo sur les 2 côtés des chaussées, sur 3 circuits de 15 km situés dans 3 paysages différents (plaine céréalière, bocage, marais poitevin) et comprenant chacun des tronçons de routes nationales, départementales et communales. Les reptiles représentaient au bout du compte 2 % des vertébrés victimes de la circulation sur ces routes (tableau 1), avec une dominante de serpents. Bien que se situant loin derrière celui des oiseaux et des mammifères (environ 40 % chacun), ce pourcentage est significatif, surtout si on le ramène au nombre d'espèces composant ces groupes faunistiques et à leurs traits de vie.

	Marais	Plaine	Bocage
Oiseaux	14	9	16
Mammifères	17	9	11
Amphibiens	18	1	1
Reptiles	1.5	0.5	0

Tableau 1 : Pourcentage de la mortalité routière totale par groupe et par milieu (Conseil Régional Poitou-Charentes, 1999)

Sur autoroute, un suivi intensif a été mené entre 1995 et 1997 par une équipe du CNRS de Chizé sur 9 tronçons de 1 km de long situés dans 3 régions contrastées : plaine céréalière (strate herbacée dominante), garrigue méditerranéenne (strate arbustive dominante), forêt des Landes (strate arborescente dominante). Sur 10 visites faites à pied des 2 côtés de ces tronçons à différentes saisons et sur 3 ans, seul un cas de mortalité de reptile a été relevé (1 couleuvre verte et jaune en contexte de plaine), malgré des populations parfois importantes vivant sur les bordures immédiates.

Une autre source de données très intéressante provient d'un réseau de collecte systématique de reptiles trouvés morts sur les routes françaises, mis en place par une équipe d'herpétologues du CNRS de Chizé. La base de données ainsi constituée regroupe aujourd'hui plus de 1500 cas, indiquant que la mortalité concerne très majoritairement les routes de petit gabarit et les serpents les plus mobiles. Cette mortalité montre un pic saisonnier très net (figure 1), qui correspond à la période de recherche de partenaires chez les mâles, et à la période de vitellogenèse / ponte chez les femelles. Dans les deux cas, ce sont des individus adultes et reproducteurs qui sont les plus touchés, ce qui est très impactant à court terme chez ces espèces longévives. Les données ont d'ailleurs tendance à se raréfier au fil des années, malgré un effort de recherche nettement augmenté et un trafic grandissant, suggérant une érosion rapide des classes âgées et plus généralement des populations de plusieurs espèces, notamment de grands serpents. Cette tendance est confirmée par différents suivis de populations.

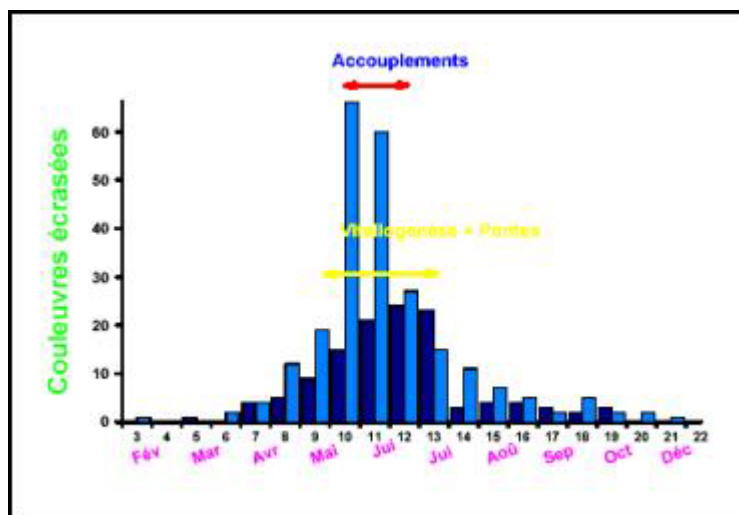


Figure 1 : Nombre d’animaux des deux sexes (bleu clair = mâles, bleu foncé = femelles) trouvés morts sur les routes françaises chez la couleuvre verte et jaune et correspondance avec les phases du cycle reproducteur.

II. LES BÉNÉFICES

Les bordures de route, lorsqu’elles sont suffisamment larges, peuvent constituer un habitat important voire préférentiel pour certains reptiles, comme l’indique une étude menée par la société des Autoroutes du Sud de la France. De 1995 à 1997, une équipe du CNRS de Chizé a réalisé des campagnes de piégeage de micromammifères sur 9 tronçons de 1 km de long situés dans 3 régions contrastées : plaine céréalière, garrigue méditerranéenne et forêt des Landes. Les 27.000 nuits X pièges réalisées pour l’occasion ont montré (tableau 2) que les bordures d’autoroute hébergeaient toujours plus d’espèces que les milieux traversés (jusqu’à 9), avec des densités souvent supérieures d’un facteur 2 à 3. Cette diversité et cette abondance de proies sont des facteurs sans doute très favorables à l’installation et au maintien de populations de reptiles, et en particulier de serpents. La même étude a d’ailleurs montré (tableau 3) que les reptiles étaient plus régulièrement présents dans ces milieux (3 à 5 espèces) que dans les milieux traversés (1 à 6).

	Plaine	Garrigue	Forêt
Autoroute	5	3	3
Hors autoroute	1	6	3

Tableau 2 : Nombre d’espèces de micromammifères piégées en bordure d’autoroute et à l’extérieur dans 3 milieux contrastés

	Plaine	Garrigue	Forêt
Autoroute	5	3	3
Hors autoroute	1	6	3

Tableau 3 : Nombre d’espèces de reptiles contactées en bordure d’autoroute et à l’extérieur dans 3 milieux contrastés

Dans le cadre de cette même étude sur les bordures d’autoroutes, un suivi par radiopistage a été mené sur 2 mâles de couleuvres verte et jaune capturés en bordure de l’autoroute A10 en plaine de Niort. Suivis pendant 20 à 30 jours, ils ont montré des déplacements linéaires calqués sur les structures linéaires du paysage (figure 2) avec des distances records (plus de 500 m) le long des dépendances vertes et une concentration de points de localisation (plus de 90 %) dans ce même milieu. Des interactions entre mâles ou entre mâles et femelles ont aussi été observées à cette occasion, indiquant que le milieu linéaire longeant l’autoroute constituait un point central du domaine vital de plusieurs individus. La présence de ponts notamment semble mise à profit comme site de ponte et constitue vraisemblablement un site-clé pour une méta-population.



Figure 2 : déplacements de 2 mâles de couleuvre verte et jaune
Suivis par radio-pistage le long de l'autoroute A10



Figure 3 : Aménagement d'un site de ponte artificiel pour reptiles

III. CONCLUSIONS : VERS UNE MEILLEURE PRISE EN COMPTE

Nous pensons qu'il est possible de limiter la mortalité des reptiles le long des routes et de favoriser le maintien de leurs populations en aménageant des sites de pontes spécialement conçus sur les bordures de routes, de préférence des 2 côtés. Les populations sont en effet centrées sur ces zones de pontes, qui canalisent les déplacements des animaux. Si ces derniers trouvent des zones de reproduction sans s'exposer à la traversée d'obstacles tels que les routes, la mortalité des animaux se déplaçant devrait être réduite, ce qui est surtout souhaitable sur les petites routes traversant des milieux favorables à ces espèces.

Des sites de pontes artificiels ont été conçus et testés en zone forestière par une équipe d'herpétologues du CNRS de Chizé. Le dispositif se présente comme un carré de 5 m de côté entouré d'un mur de pierres sèches de 1.50 m de hauteur, comblé de matière organique sèche pas trop tassée (fumier, compost) et recouverte d'une bâche. L'aménagement doit être (re)connecté aux haies et fossés existants pour faciliter son repérage par les animaux. Le premier aménagement a été visité par une femelle de couleuvre à collier, à peine 15 jours après son installation. Dans les mois qui ont suivi, 3 autres femelles de la même espèce sont venues y pondre, et jusqu'à 6-10 individus de 4 espèces (couleuvre à collier, verte et jaune, d'esculape et vipère aspic) l'ont fréquenté plus ou moins régulièrement (animaux marqués). Depuis, 2 autres aménagements ont été réalisés sur le même site et plusieurs autres ailleurs. Le coût total est de l'ordre de 1500 Euros, variable selon la taille et l'accessibilité du site. Des stages sont organisés chaque année par le CNRS de Chizé pour les gestionnaires d'espaces désireux de découvrir et mettre en place de tels aménagements.

Enfin, il semble aussi possible d'améliorer la prise en compte des reptiles dans les projets routiers au stade des études, au travers de cahiers des charges spécifiques.

BIBLIOGRAPHIE

AUTOROUTES DU SUD DE LA FRANCE, 1998- Nature, paysages et autoroutes : la vie cachée des dépendances vertes. Brochure 43 pp.

BONNET X., NAULLEAU G. & SHINE R., 1999- The dangers of leaving home : dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89 : 39-50.

DEUX-SÈVRES NATURE ENVIRONNEMENT, 1999- Localisation des zones à risque pour la faune sur le réseau routier. Contrat d'objectif 1998 du Conseil Régional de Poitou-Charentes, rapport 14 p.

MEUNIER F., 1999- Biodiversité et dynamique écologique des dépendances vertes autoroutières comparées aux milieux traversés. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris 6, 237 p + annexes.

MINISTÈRE DE L'ÉQUIPEMENT, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT, MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT, 1999- Actes des 3^{èmes} rencontres « Route et Faune Sauvage », Strasbourg-Conseil de l'Europe, 30 Septembre au 2 Octobre 1998, 460 pp.

SETRA, 2000- COST-Transports : action 341, Fragmentation des habitats due aux infrastructures de transport. État de l'art, Rapport de la France, rapport 189 p.

Helping small animals: easy but never ending

Hans BEKKER

Ministry of Transport, Public Works and Water Management
Delft, Netherlands

E-Mail : h.j.bekker@dww.rws.minvenw.nl

Résumé

Measures to protect wildlife along transport infrastructure and to reduce habitat fragmentation can be divided into two groups:

- 1) Measures that reduce fragmentation by providing links between habitats severed by infrastructure, e.g. wildlife crossings*
- 2) Measures that aim to improve road safety and reduce the impact of traffic on animal populations by reducing traffic-related mortality*

In The Netherlands the wildlife crossings started with the construction of badger tunnels. That is a success story. By a package of measures, including the badger tunnels the population multiplied 4 times. Small carnivores, mice and amphibians may use this kind of tunnel. The shelter around and guidance to the tunnel entrance, provided by hedges, bushes and other vegetation is essential to improve the use by a wide range of species. The lessons learned is to construct it right and to maintain it, now but also after some years.

Innovation and new types of measures will help also groups as voles, squirrels and pine marten to pass safely the roads.

Culverts, designed to allow the flow of water, are sometimes dry or sometimes partly carrying water. Terrestrial animals may use them; this often requires only little adaptation. Prefabricated culverts with integrated ledges and modified culverts show to be used by small mammals in particular, including the smaller carnivores. Bigger culverts and bridges adapted or not may also be used by larger animals. Essential here are good connections with the embankment of waters.

Big constructions as ecoducts and viaducts can help small animals to pass over roads. Adaptations for these groups will encourage their use.

The process to come so far is important to realize. Essential parts in the process are co-operation, area oriented approach, integrated design, good connections with the adjacent area and landscape.

INTRODUCTION

Radical changes in the landscape all over the world have been the extension of infrastructure networks. International collaboration in research and reviewing knowledge about impact and counteracting started. This paper describes the European Action COST 341 focused at the reducing of the impacts. At some places measures for small mammals in relation to infrastructure are used as examples of the possible measures.

As elsewhere one of the most radical changes to the landscape of Europe over the past centuries has been the creation and extension of infrastructure. Local roads, tracks and trails have extended into the landscape and even in the last areas of wilderness of Europe. All these lead to the severe fragmentation of natural areas, while urbanisation has rapidly increased the built-up area. Habitat fragmentation involves the splitting of natural habitats and ecosystems into smaller and more isolated patches. Per example habitat fragmentation reduces the availability and the suitability of adjacent areas for wildlife.

Nature organisations, researchers and authorities have expressed their concern over fragmentation of natural habitats. The general public reacted at the steadily growing number of animal casualties on roads and railways. Impact studies in several countries have underlined the risks related to reducing the size of remnant patches of habitat and, as a consequence, increasing the edge and barrier effects. The consequences for wildlife of constructing transport infrastructure include traffic mortality, habitat loss and degradation, pollution, altered microclimate and hydrological conditions, and disturbance caused by increased human activity in adjacent areas. In addition, roads, railways and waterways impose movement barriers to many animals, barriers that can isolate populations and lead to long-term population declines.

I. COST 341 HABITAT FRAGMENTATION DUE TO TRANSPORTATION INFRASTRUCTURE

Mitigation of these adverse effects on wildlife to obtain an ecologically sustainable transport infrastructure needs a holistic approach that integrates both the social and ecological factors operating across the landscape. Hence, one of the challenges for ecologists, road-planners and engineers is to develop adequate tools for the assessment, prevention and mitigation of the impacts of infrastructure. Only during the past decade has there been sustained, international collaboration to review knowledge and expertise about the wider impacts of fragmentation due to transportation infrastructure and about the possibilities to avoid and mitigate it.

In 1997, the representatives of several European countries belonging to the Infra Eco Network Europe (IENE) identified the need for co-operation and exchange of information in the field of fragmentation (Teodorascu, 1997). The IENE members recognised the need for support from the European Commission, leading to the start of COST 341, in 1998. It has been the task of the COST 341 Action to address the issues associated with *Habitat fragmentation due to transportation infrastructure*. (COST is an intergovernmental framework for European Co-operation in the field of Scientific and Technical Research, allowing the co-ordination of nationally funded research on a European level. COST Actions cover basic and pre-competitive research as well as activities of public utility. COST has 33 member countries.) (COST 341 management Committee, 1998, MoU).

16 countries (Austria, Belgium, Cyprus, The Czech Republic, Denmark, France, Hungary, Norway, Portugal, Romania, Spain, Sweden, Switzerland, The Netherlands, The Republic of Ireland, United Kingdom), and one NGO (The European Centre for Nature Conservation, ECNC) have participated in action 341.

The COST 341 Action had two major goals. First, to produce a European Review, describing the European situation and the main future challenges. Second, to develop a Handbook presenting all known measures for how to avoid, minimise or mitigate the barrier effects caused by transportation infrastructure. These products are the red line for this paper.

As a tool for distributing existing knowledge about habitat fragmentation is accessible through the IENE web-site (www.iene.info).



In The Netherlands the wildlife crossings started with the construction of badger tunnels. After 30 years the badger story is ongoing and we can characterize this as a success story. The first badger tunnel was realized in 1976 and after that first step many tunnels were realized under new and existing roads (Bekker & Canters, 1997). Over the years it was a process of learning at the job. And now by a package of measures concerning the badger the population multiplied 4 times. Beside badger tunnels several other measures were important as fences to avoid road kills, set protection against poachers or restoration of hedges.

The lessons learned is to construct it right and to maintain it, after building but also at the long run.

Figure 1 : small mammal tunnel (Photo by Hans Bekker)

II. EUROPEAN REVIEW

The European Review (Trocmé et al 2003) describes the state-of-the-art for Europe, and underlines the importance of taking habitat fragmentation into consideration in all the different stages of the development of transportation networks (planning, designing, constructing and maintaining the network). The review is built upon national reports from the participating countries, and most of these national reports are published separately in the countries themselves. The review presents a common overview of the major ecological concepts that aid to understand the large-scale effects of infrastructure on wildlife and of the major ecological impacts of infrastructure.

We distinguish between four major categories of primary ecological effects that negatively affect biodiversity and a group of secondary effects. The four primary effects :

1. Loss of wildlife habitat; this is the physical loss in land cover as natural habitat by transportation infrastructure as asphalt. Roads and roadsides cover an area of about 0.3% of the land surface of Norway to more than 5% in the Netherlands.
2. Barrier effects; this is probably the greatest negative ecological impact because the dispersal ability of individual organism is one of the key factors in species survival. For some species transportation infrastructure is a complete barrier due to fences (large mammals) or because the substrate is inhospitable (some invertebrates). Other species avoid areas near roads.
3. Fauna casualties; this is mostly the best-known and most visible impact of traffic on wildlife. Traffic mortality of common species is a small proportion (1-4%) of the total mortality. However for more sensitive species traffic can be a major cause of mortality. In Flanders, for instance, more than 40% of the badger population is killed on the roads each year. Such losses are a serious threat to the long-term survival at the regional level.
4. Disturbance and pollution; road and railways alter the ecological characteristics of adjacent habitats. Beside hydrological changes there is chemical pollution, noise and vibrations and lighting and visual disturbances. Artificial light can affect growth regulation in plants; disturb breeding and foraging behaviour in birds. Lights attract insects and can result in increased bat mortality.

Changes in land use, human settlement or industrial development induced by the construction of transportation are secondary effects. These secondary effects are usually outside the responsibility of the transport sector, but should be considered in Strategic Environmental Assessments. Another important secondary effect is the increased degree of human access to otherwise undisturbed wildlife habitats.

Throughout Europe the process of addressing the impact of habitat fragmentation due to transportation infrastructure is still in its infancy. Nevertheless, it is also clear that positive progress has been made in tackling the negative effects. Valuable experiences can be learned from densely populated and intensively developed countries like The Netherlands, where the problems of habitat fragmentation have long been recognised. Many other European countries have also developed national programmes of research into the effects of infrastructure on biodiversity, the findings from which must be used to inform the planning and design procedures for new infrastructure. But there is still a long way to go before ecological tools are fully developed and implemented in transportation planning.

In summarising the experiences of the COST 341 countries, the following principles and recommendations should act as guidelines for dealing with the issue of fragmentation of natural habitats by transportation infrastructure in the future :

- Habitat connectivity is a vital property of landscapes, especially important for sustaining animal movement across the landscape. It should be a strategic goal in the environmental policy of the transport sector and infrastructure planning should be focused on the landscape scale.
- Sustaining animal movements across the landscape by means of ecological networks should be a strategic goal in the environmental policy of the transport sector.
- European and national nature protection legislation needs to be integrated in the planning process at the earliest possible stage. Only an interdisciplinary approach involving planners, economists, engineers, ecologists, landscape architects etc., can provide all the necessary tools for addressing fragmentation successfully. The approaches need to be integrated at all levels of the transportation network.
- The fragmentation of natural habitats by transportation infrastructure is a problem, which cannot be solved without an acceptance of the issue at a policy level, or without interdisciplinary co-ordination and co-operation at scientific and technical levels. Public involvement is also essential, to ensure the success of the chosen solutions.
- Because of the complexity and widespread nature of the problem, an ongoing exchange of knowledge between countries is vital. A systematic and uniform approach to collecting information on mitigation techniques and measures is necessary if statistics are to be compared between countries.
- When planning and upgrading new infrastructure, the primary objective should be to avoid fragmentation. If this is impossible to achieve, a package of mitigation measures should be designed, and where residual impacts remain, compensatory measures should be employed as a last resort.
- Mitigation measures such as fauna underpasses and overpasses have a proven record of success. However, mitigation should not only focus on the more prestigious passages for large animals. Much can also be done, at relatively low cost, to increase the permeability of the existing and future transportation infrastructure by adapting the design of engineering structures to wildlife.
- Monitoring programmes to establish the effectiveness of mitigation measures are essential and need to be standardised. The cost of monitoring programmes should be included in the overall budget for new infrastructure schemes. And these programs should be connected to data concerning distribution of species.
- Maintenance of measures needs to be integrated in infrastructure planning and design from the start and an appropriate budget needs to be assigned.



Figure 2 : Adapted bridge under highway in The Netherlands, for amphibian, mustelidae, insects (Photo by Hans Bekker)

III. THE HANDBOOK

The main topic of the handbook *Wildlife and Traffic- a European handbook for identifying conflicts and designing solutions* (luell et al 2003) is to minimize ecological barriers and fragmentation effects of transportation infrastructure. The primary target groups for the handbook are those involved in the planning, design, construction and maintenance of infrastructure, as well as decision makers at the national, regional and local levels. The handbook is solution-oriented, based upon the accumulated knowledge of a broad range of experts.

The barrier- and fragmentation effects of infrastructure can be minimised during several phases of development and use, and even avoided if considered in the early phases of planning. The handbook takes the reader chapter-by-chapter through all the different phases, from the first steps of *strategic planning*, through the *integration of roads in the landscape*, the use of *mitigation measures* such as over- and underpasses for different animals, the more unknown field of *compensatory measures*, and to the use of different methods of *monitoring* and *evaluation* of the chosen solutions.

As the title of the handbook indicates, the solutions and measures described in the handbook are designed to deal with different kinds of transportations systems, not only roads. Railways can also have a huge impact on nature and create barriers even though rail networks and traffic are far less dense than roads. In several European countries there is a massive network of waterways used for transportation. Especially the man-made canals with steep sheet piling are barriers for wildlife.

III.1. The approach

The handbook is produced to cover the many different circumstances found across Europe. There are important differences between the countries regarding cultural, political and scientific contexts of transport infrastructure development at local, regional and national levels. A good solution in one country may be less effective or less suitable in another. How to deal with all these differences? With broad general solutions on the one hand and more detailed local solutions at the other.

Therefore the design of fauna passages and other mitigation measures used differs between countries, partly due to different traditions, and partly due to different physical and ecological contexts. As a result, there are few general formal standards for the design, construction and maintenance of mitigation measures in Europe. Based on experience and the evaluation of alternative structures, designs can be improved and eventually standards can be formulated. The ongoing exchange of knowledge and experience across Europe and beyond is necessary to develop these new standards.

With this as a background, it is important to underline that there are no solutions that fits completely. It remains necessary to adapt and adjust measures to the geographical context, as well as to the specific needs and possibilities of the location. The handbook is, therefore, no substitute for the advice of local experts such as ecologists, planners and engineers and should be used in conjunction with their advice.

III.2. Integrated solutions

This approach forces infrastructure planning:

- To look outside the normal bounds of the transport corridor
- To examine the development of the whole infrastructure network and wider land use issues including national and international spatial planning strategies
- To link the several phases of development and use from planning till maintenance.

While habitat fragmentation is increasingly taken into account when new infrastructure is planned, there remain many existing stretches of roads and railway lines where mitigation measures are badly needed. This need often increases when new infrastructure is built, which may result in changing the ecological impact of existing infrastructure. When designing measures to counteract habitat fragmentation, the focus should, therefore, be on three key questions :

- What is the impact of the infrastructure network as a whole
- When and where are measures needed
- What are the criteria for success.

The barrier- and fragmentation effects of infrastructure can be eliminated or minimised in different ways and during several phases of its development and use. If the "right decisions" are taken in the early phases of planning, fragmentation problems can be completely avoided. The barrier effect can be reduced by integrating the infrastructure into the surrounding landscape, or by building secure and sufficient crossing points for wildlife. Also during use and maintenance of existing infrastructure, consideration should focus on how to reduce the barrier effect of infrastructure and to de-fragment landscapes.

The best practice approach promoted by this handbook for planning new or upgrading existing transport infrastructure adopts the following principles for coping with the threat of habitat fragmentation.

- Avoidance > Mitigation > Compensation
The basic philosophy is that prevention is better than cure in avoiding the negative effects of habitat fragmentation. Where avoidance is impossible or impractical, mitigation measures should be designed as an integral part of the scheme. Where mitigation is insufficient or significant residual impacts remain, the compensatory measures should be considered as a last resort.
- Finding integrated solutions to road planning requires information on how to plan the routes of transportation infrastructure to minimise impacts within the constraints of cost and engineering. Assessment of new infrastructure will increasingly focus on integrated solutions attempting to find the route and design producing the least impact and greatest benefit to the greatest number of interests. The integration process is especially difficult in geographic areas where the competition for space is very high such as narrow valleys, coastal strips etc. Such areas, already under pressure from housing, industrial activities, farming and natural drainage, are fragmented into linear strips by road and railway development with negative impacts on most interests.
- Integrated solutions to infrastructure planning can be viewed from several scale levels, namely, the site, landscape and regional levels.
- Integrated solutions can be achieved by providing a package of measures: fauna passages at highways, provincial roads and local roads, cooperation and appointments with owners and maintainers of adjacent areas, coherent maintenance.

III.3. Planning tools

Minimising habitat fragmentation should be done when planning new infrastructure or when planning upgrading of existing infrastructure. By carrying out a Strategic Environmental Assessments (SEA) on programmes and Environmental Impact Assessments (EIA) on projects it is ensured that environmental considerations are included already at an early stage. The overall aim of the SEA and the EIA is to identify possible environmental impacts of plans and projects before a decision about implementation is made.

The definition of the study area is crucial for a meaningful study of fragmentation issues, and in many cases it is necessary to evaluate the potential impact in a regional context. Different data and methods can be used in the planning process, and how to define conflict points between ecological infrastructure and man made infrastructure for transportation.

III.4. Adapting to surrounding landscape

When the decision is taken to build new highways, railways or waterways, it is still possible to minimise the barrier effect and thus fragmentation by adaptation of the infrastructure to the adjacent landscape and ecology. Good alignment and sensitive design can be employed to minimise the magnitude of these effects.

III.5. Mitigating measures

The most comprehensive chapter of the handbook describes individual technical measures designed to mitigate the negative effects of transportation infrastructure. It includes landscape bridges, wildlife over- and underpasses, culverts and pipes for aquatic species, and several measures for reducing wildlife mortality. For each measure a general description is given followed by important information on design and points for special attention. Technical specifications for materials and technical design details are presented if they are of particular importance to ensure the functionality of the measure.



Figure 3 : overpass in Norway over train, to use by small and large animals (Photo by B. Iuell)

Some measures have been well tested and considerable experience has accumulated. Others are new and still being developed and tested. This means that some recommendations may be different from those in existing handbooks, especially the earlier ones. In some cases, recommendations in a particular country may differ from the ones presented here because they take into account regional issues such as a specific climate or habitat.

Some measures that are still widely used have been shown not to be effective. Such measures are mentioned in the handbook, but no design details are given, since their use is not recommended in future schemes.

1. Fauna passages as part of a general landscape permeability concept

Fauna passages and other structures adapted to increase the crossing of transportation infrastructure by animals should never be considered in isolation. They are part of a general 'permeability concept' to maintain the necessary contact within and between populations of animals. This concept emphasises the connectivity between habitats on at least a regional scale and considers not only the transportation infrastructure but also the distribution of habitats and other potential barriers such as built-up areas. Fauna passages can then be regarded as small but important elements used to connect habitats by enhancing the movements of animals across a transportation infrastructure.

At a more specific level, a permeability concept can be produced for a particular road or railway project. All connecting elements, such as tunnels, viaducts or elevated roads, river crossings, culverts and passages designed specially for animals should be integrated in such a concept. Again, the primary objective must be to maintain the permeability of the infrastructure for wildlife, to ensure the connectivity of the habitats at a larger scale.

Mitigation measures, and in particular fauna passages, are necessary if a transportation infrastructure bisects important patches of habitat or creates barriers to migration routes. Fauna passages are necessary for animals where :

- A road, a waterway or railway line results in significant damage or loss of special habitats, communities or species.
- Infrastructure affects species particularly sensitive to barriers and traffic mortality.
- The general permeability of the landscape, i.e. the connectivity between habitats in the wider countryside, is significantly impaired by the infrastructure development.
- Other, less costly measures are unlikely to be effective.
- The road or railway line is fenced along its length.

The type of measure to be used, the location, the numbers, and how to make it effective, are all matters that will have to be dealt with in each specific project.

2. Choice of appropriate measures

Fauna passages and modifications to infrastructure that enhance safe animal movements are the most important measures for mitigating habitat fragmentation at the level of a particular infrastructure. The selection of the most appropriate type of measure requires consideration of the landscape, habitats affected and target species. The importance of the habitats and species should be evaluated in a local, regional, national and even international perspective as part of an environmental impact assessment. In general, the more important habitat connectivity is to the species of concern, the more elaborate the mitigation measures have to be. Thus, where an internationally important corridor for movements of large mammals is cut by an infrastructure development, a large landscape bridge may be the only measure, which may help to maintain functional connectivity. In contrast, a small culvert may be sufficient to maintain a migration corridor for a locally important population of amphibians. In practice, however, there is rarely just one measure required to effectively mitigate habitat fragmentation. Instead, a package of integrated measures is required that address the detected problems as a whole. A combination of diverse measures suitable for different groups of animals will often be the best solution.

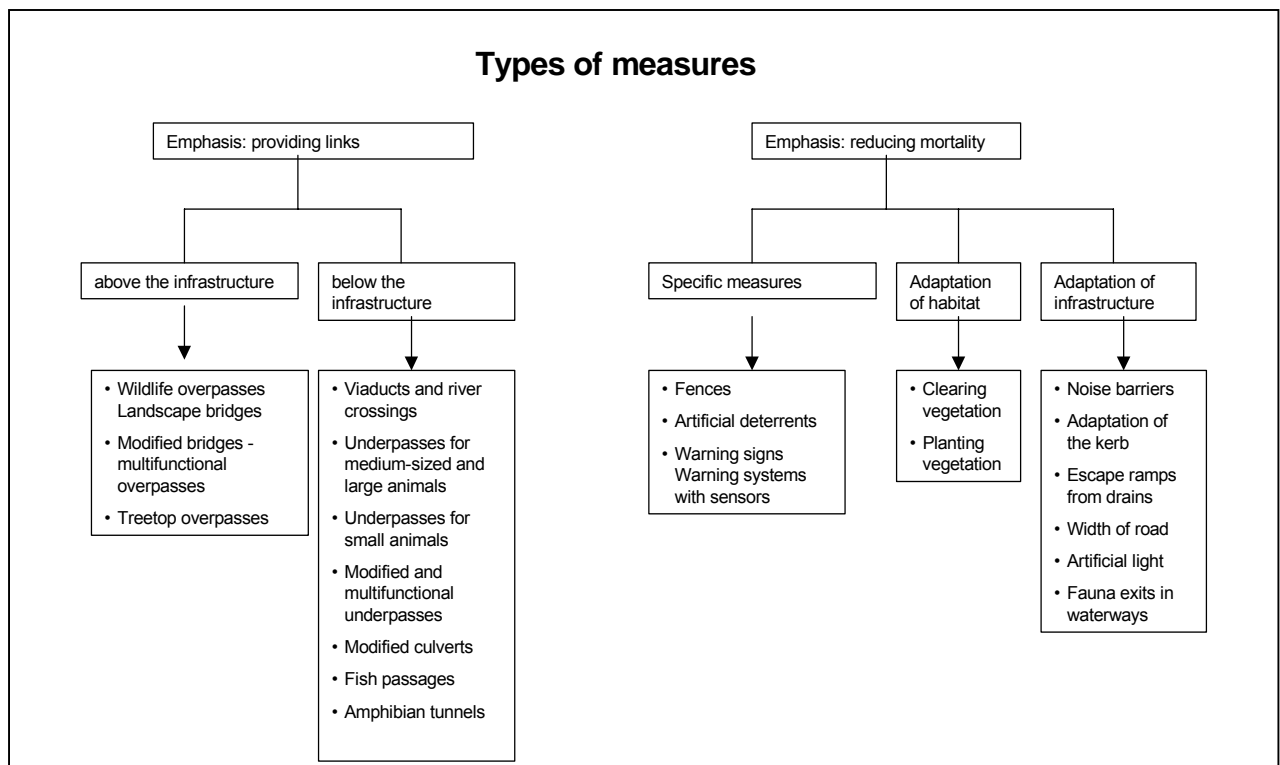


Figure 4 : Different types of measures to mitigate habitat fragmentation.

3. Density of passages

The density of fauna passages required to effectively maintaining habitat connectivity is a major decision in planning mitigation measures. Deciding on the required number and the type of measures will depend on the target species and the distribution of the habitat types in the area. Sometimes one wide passages will be appropriate whereas other problems will be better tackled by a larger number of smaller-scale measures. An additional argument for constructing several passages is to 'spread the risk' in case a passage is not used as predicted.

In order to determine the number of passages all opportunities for animals to cross an infrastructure have to be considered, including the ones that may already be available, e.g. due to a watercourse passing the road by a culvert or a road being led through a tunnel.

In general, the density of passages should be higher in natural areas, e.g. forests, wetlands, and in areas with traditional agriculture, than in densely built-up or intensively used agricultural areas. However, in areas where many artificial barriers due to transportation infrastructure or built-up areas exist, fauna passages can be essential for maintaining the general permeability of the landscape. In such cases solutions can be integrated with all remaining open corridors.

4. Location of passages

The location of the passages has to be decided on the basis of sound knowledge regarding animal movements and the distribution of important habitats. Where clearly defined animal trails exist, passages should be placed as close to them as possible. Often topography and landscape structure can help to identify likely migration routes such as valley bottoms, streams, hedgerows, and continuous woodland. Where the principal aim of a passage is to link particular types of habitats, the passage has to ensure the connectivity to suitable habitat on either side of the infrastructure. Other barriers existing in the surrounding landscape have to be considered when locating passages. The solving of the problem point should better with an area oriented approach. Access to the passage must be guaranteed in the future.

5. Integration into surroundings

Fauna passages should be well connected to the surroundings, either by way of habitat corridors leading towards passages for small animals or by way of guiding lines for larger ones. As a result of the channelling effect of guiding structures, the probability of an animal encountering a fauna passage can be improved considerably. Barriers that prevent or hinder animals from reaching passages need to be removed or mitigated. Where other infrastructure elements occur in the vicinity, an integrated approach to de-fragmentation, including all infrastructures is required.

6. Adapting engineering works for use by animals

Engineering works are designed and constructed for crossings between two different flows. These can be two flows of traffic (e.g. one road crossing the other with an overpass), traffic and water (e.g. a culvert leading water under a road or an aqueduct leading water over it), and more recently traffic and fauna. Road bridges or culverts are mostly not used by animals to cross a road or railway line, because they don't fulfil the requirements for more demanding species. However, if the demands of animals are taken into account, such traditional structures can often be adapted to serve as fauna passages. Such passages, combining the flows of fauna and traffic or fauna and water, are called joint-use passages.



Figure 5 : Tree stumps as guidance for amphibians, insects and small mammals under a viaduct (Photo by Henry Cormont)

For climbing mammals special types of passages may be needed. Squirrels or pine martens readily cross infrastructures and fences are not obstacles. All kind of tunnels and overpasses will be used by these group but they will cross roads at all points. Crossing above the traffic may be a good alternative. In several countries ropes or rope ladders are introduced for this purpose and well used.



Figure 6 : Innovation: adaptation of a gantry for traffic information for joint use by squirrels and pine marten in the Netherlands (Photos by Hans Bekker)

There are large numbers of bridges for local roads, forestry or agricultural tracks. They are usually covered with concrete, asphalt or tarmac and are hardly used by animals. With the simple addition of an earth-covered strip an improvement can be achieved. Such earth-covered or vegetated strips are used by invertebrates, small vertebrates, carnivores and occasionally by ungulates. They favour the dispersal of animals. They are no alternative for specific wildlife overpasses, but an additional measure to improve the general permeability of infrastructure barriers. If all local bridges outside built-up areas were equipped with an earth-covered strip, this would contribute to a mitigation of the barrier effect at little cost. Wider overpasses can be combined with local roads or forestry tracks as long as traffic intensity is low.



Figure 7 : Adapted viaduct with low traffic; photo by Hans Bekker

Modified bridges over infrastructure – multifunctional overpasses

- Roads, cycle paths and forestry tracks, etc. should only be combined with a wildlife overpass if traffic intensity is low.
- The width of any road on an overpass has to be added to the width required for the fauna passage, i.e. joint-use passages in general have to be wider than specific overpasses
- Any paths or forestry tracks should be placed towards one of the outer edges of the overpass to ensure a maximum width of vegetated and undisturbed area
- Access for the animals onto the overpass must not be hindered by roads at the entrance to the overpass
- On landscape bridges, a lateral road that is likely to be the source of disturbance may be separated from the vegetated part of the overpass by an earth wall. Where a lateral road is used very lightly separation is not necessary
- For the vegetated strip a minimum width of 1 m recommended
- Soil cover does not have to be deep (0.3 m)
- In most cases spontaneous vegetation is sufficient and no seeding is required

The road surface on lightly used bridges should not be tarmacked.

7. Solving problems on existing roads and railway lines

In Europe, thousands of kilometres of motorways and other roads as well as railway lines have been built before people became aware of the potential problems they caused for wildlife. An obvious need for adapting existing structures arises:

- When a high number of collisions between animals and vehicles are registered;
- When model studies pointed out that connectivity of two areas provide a more stable population of the target species;
- When for viaducts or other large civil works a little adaptation works out in a genuine alternative to specific passages.

When planning adaptive measures for existing infrastructure the general principles discussed in the handbook should be considered, not just the particular local situation. This is particularly the case when fences are installed to reduce the number of collisions between vehicles and animals. Fences will increase the barrier effect and should never be installed without accompanying measures. Most measures described in the handbook are also suitable for existing infrastructure or may be adapted accordingly.

The principles for dealing with existing infrastructure can be summarised as follows:

- Construction of new engineering works (passages etc.) above or below existing roads may give the best results but is often more expensive.
- Adaptation of existing engineering works that have been designed for other purposes (e.g. water, forestry) are often not an optimal solution, but in general less expensive. A large number of adapted passages etc. may, in some cases, give better results for the same price as constructing one new specific passage.

Different types of measures at the infrastructure and/or traffic itself can be beneficial for wildlife to minimize the barrier effect and the mortality of smaller roads; such as :

- Reducing the width of the infrastructure: no tarmac, two paved strips as agricultural track
- Reducing the amount of traffic: temporal closure, one way and dead-end roads

Reducing the speed of the vehicles: (temporally) speed limits (including fines), speed ramps

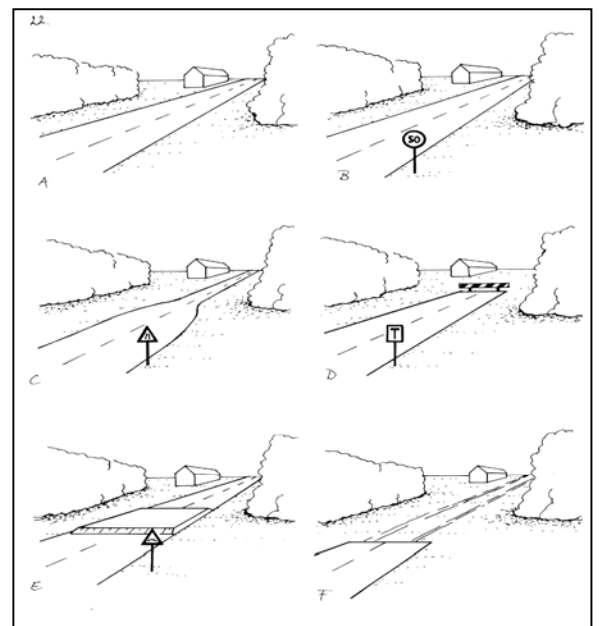


Figure 8 : examples for adapting local roads; drawing by Wendy van Gijssel

8. Maintenance and monitoring of mitigation measures

All mitigation measures have to be routinely inspected and maintained to ensure their functioning in the long term. At first the inspection and control is concerning the building of the provision. Is it conform the design and at the right location and the right connection with the surrounding ?

Maintenance aspects, including the costs of maintenance, have to be considered at the earliest possible stage, i.e. when a measure is designed. Planning should define the type and frequency of maintenance procedures and the organisation of maintenance in terms of responsibility. Specific maintenance aspects are dealt with in the sections on the different measures.

Maintenance of measures is closely linked to monitoring aspects. Monitoring procedures are mainly designed to check whether a measure fulfils its purpose, but at the same time they can identify maintenance deficits and needs.

To identify examples of good practice and to provide the basis for codes of good practice, we need to monitor the success of the various methods for mitigating the effects of habitat fragmentation. The handbook provides detailed guidelines on how to monitor the success of mitigation measures and gives advice on maintenance issues.

Monitoring requires clear definition of the objectives of the measures, and programmes should be planned in parallel with the design of the measures themselves.

A well-designed monitoring scheme will help to achieve several goals:

- To detect failures in the installation, construction or maintenance of measures.
- To establish if the mitigation measures fulfil their purpose.
- To evaluate if the measures provide long-term mitigation for the species and the habitats.

In short, monitoring will contribute to establishing whether or not suitable and sufficient mitigation measures have been provided for during the planning and construction phases of a transport infrastructure, guaranteeing minimum impact on the fragmentation of animal populations and habitats.

A wide number of methods can be applied for the monitoring of mitigation measures. In the handbook the description of most commonly used methods to record fauna casualties and to check the use of fauna passages is provided, giving information about the procedures, variables to be recorded and standards to be achieved. Standards of reference cannot be generalised because they depend on many factors such as the population level of target species, the landscape conditions or the objective of the measure. By this reason, only some orientations about which standards can be used for the evaluation are provided.



Figure 9 : Ledge for small animals in culvert with ink-method (Photo by H. Bekker)

CONCLUSIONS

A significant challenge to ecologists, road-planners and civil engineers alike is the establishment of an ecologically adapted, safe and sustainable transportation infrastructure system. The key to success is the adoption of a holistic approach that allows the whole range of ecological factors operating across the landscape to be integrated within the planning process. The problem of fragmentation and its solutions are universal, therefore joint research and combined international efforts are required. To develop adequate tools for assessing, preventing and mitigation against the ecological impact of infrastructure requires interdisciplinary work.

It is the hope of all the participants of the COST 341 Action that the European Review and the Handbook *Traffic and Wildlife* will be useful tools for both engineers, ecologists, decision makers and others in the future development and use of the European transportation infrastructure.

REFERENCES

- BEKKER, G.J. & K.J. CANTERS, 1997. The continuing story of badgers and their tunnels. In: *Habitat Fragmentation & Infrastructure; Proceedings of the international conference "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering"* 17-21 September Maastricht – The Hague The Netherlands.
- COST 341- Management Committee, 1998; Memorandum of Understanding for the implementation of a European Concerted Research action designed as COST –action 341: Habitat fragmentation due to transportation infrastructure.
- IUELL, B., BEKKER, G.J. (Hans), CUPERUS, R., DUFEK, J., FRY, G., HICKS, C., HLAVÁČ, V., KELLER, V., LE MAIRE WANDALL, B., ROSELL, C., SANGWINE, T., TÖRSLØV, N. (Eds.) 2003. *Wildlife and Traffic - A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. Prepared by COST 341 - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure.
- TEODORASCU D.; 1997. *Infra Eco Network Europe – An open European platform for cooperation and exchange of information in the field of habitat fragmentation caused by transportation infrastructure*; In: Canters et al: *Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering*, 17-21 September 1995, Maastricht and The Hague, The Netherlands.
- TROCMÉ, M.; CAHILL, S.; DE VRIES, J.G.; FARRALL, H; FOLKESON, L.; FRY, G.; HICKS, C. and PEYMEN, J. (Eds.) 2003. *The European Review* ; Prepared by COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure.

Website: www.iene.info

The results of COST action 341 have been presented in the international conference in Brussels, Belgium, at 13 – 15 November 2003.

Évaluation d'un passage à petite faune : le cas de la Réserve Naturelle du Grand Lemps, Isère

Pierre JOLY *, Héloïse LAGAUZERE ***,
Céline THEVENIN ** & Grégory MAILLET **

* Université Claude Bernard Lyon1
** Réserve Naturelle du Grand Lemps

E-Mail : pierre.joly@bioserv.univ-lyon1.fr

Résumé

La conservation de la biodiversité occupe une place grandissante dans les politiques d'aménagement du territoire. De nombreux chantiers sont organisés pour restaurer ou entretenir la connectivité du paysage et une véritable technologie se développe autour de cette problématique. Toutefois, l'efficacité des ouvrages réalisés n'est pas toujours testée, alors qu'un tel test permet l'évolution des concepts et des techniques. Notre exposé s'inscrit dans ce contexte et présente les premiers résultats du suivi d'un passage à petite faune. Les passages à petite faune sont des ouvrages conçus pour tamponner le cloisonnement du paysage par les infrastructures routières. Le passage à petite faune de l'Etang du Grand Lemps (Isère) a été construit pour permettre les migrations de faune entre un plan d'eau de haute valeur patrimoniale et des forêts qui le surplombent. Sa longueur d'un km en fait l'un des plus grands équipements de ce type en Europe.

Nous avons focalisé notre attention sur les migrations pré-nuptiales et les migrations post-métamorphiques des amphibiens. Ces animaux sont en effet les principales cibles de conservation de l'ouvrage. Les migrations pré-nuptiales ont été suivies par la pause de pièges à la sortie des conduits de passage. Les effectifs contrôlés montrent que les animaux utilisent effectivement le dispositif. La durée de traversée pour des individus mâles est de l'ordre de 24 h ce qui montre que les animaux stationnent à l'intérieur des buses. Ils y recherchent peut-être des partenaires sexuels ou profitent de conditions de température favorables. Lors de la migration post-métamorphique, les juvéniles ne se dirigent spontanément vers les toboggans d'entrée que s'ils se trouvent à faible distance. Avant d'entrer, les animaux peuvent montrer une certaine hésitation (tentative d'escalade du muret du collecteur) mais s'engagent en définitive tous dans le passage. La traversée par le passage entraîne une perte de poids significative dont nous ignorons la cause (perte d'eau ?). Il apparaît aussi important de veiller à ce que les animaux ne puissent pas s'engager dans le collecteur en "U" situé de l'autre côté de la chaussée car ce dernier les contraint à retourner à leur point de départ ce qui allonge considérablement la durée de la traversée.

Cette étude montre que les passages à petite faune, et les ouvrages de conservation de la biodiversité en général nécessitent une évaluation. Si notre étude, très parcellaire, n'apporte pas de preuves évidentes de dysfonctionnement, elle montre que des études expérimentales rigoureuses permettraient d'examiner tous les problèmes potentiels qui peuvent réduire l'efficacité d'un ouvrage.

Utilisation de larves d'amphibiens pour évaluer le pouvoir génotoxique d'effluents autoroutiers

Laury GAUTHIER*, Florence MOUCHET

*Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes,
Groupe Ecotoxicologie-Génotoxicologie Environnementale
Toulouse, France

E-Mail : lgauthie@cict.fr

Résumé

A la demande du Ministère de l'Équipement, du Logement et des Transports, nous avons engagé une série de travaux en collaboration avec d'autres laboratoires et sociétés d'exploitations autoroutières, afin de définir les caractéristiques des effluents pluviaux autoroutiers et de tenter de cerner les problèmes généraux de pollution chronique causés par le rejet de ces effluents dans l'environnement aquatique. A cette fin, de nombreux paramètres ont été mesurés au cours des épisodes pluvieux intervenus sur une année, pour caractériser les eaux de ruissellement sur une portion de chaussée autoroutière (autoroute A9), au site de Florensac (Hérault). Parmi les indicateurs de pollution représentatifs des eaux pluviales mesurés, citons : les matières en suspension, les matières organiques, les nutriments, les composés minéraux, les métaux et enfin des paramètres de toxicité. Parmi ces derniers, le pouvoir génotoxique des eaux de ruissellement sur chaussées a été évalué à l'aide d'une méthode normalisée (AFNOR T90-325) : l'essai des micro-noyaux appliqué à la larve d'un amphibien urodèle, le pleurodèle (*Pleurodeles waltl.*).

Au total, ce sont 21 épisodes pluvieux répartis sur une année qui ont été caractérisés. Parmi ceux-ci, seuls ceux ayant fourni une hauteur d'eau supérieure à 5 mm ont donné lieu à une analyse à l'aide des tests biologiques. Ainsi les analyses de toxicité ont porté sur 6 événements pluvieux. Parmi les tests utilisés, seul l'essai des micro-noyaux (toxicité et génotoxicité) a permis de caractériser les 6 événements. D'une façon générale, aucune toxicité des effluents pluviaux n'a pu être démontrée à l'aide des tests de toxicité mis en oeuvre dans cette étude. Par contre, chaque événement pluvieux échantillonné a été soumis au test des micro-noyaux à partir de l'échantillon brut ainsi qu'à partir d'une série de dilutions au demi des prélèvements. Dans ces conditions, des résultats très variés ont été obtenus concernant les effets génotoxiques mesurés. Ainsi, trois effluents sur six ont fourni des réponses positives dans le test y compris à des niveaux de dilution importants des échantillons. Ces résultats biologiques ont été corrélés avec les données physico-chimiques mesurées sur les échantillons testés. Ainsi, il apparaît que dans deux des effluents ayant donné une réponse positive dans le test micro-noyau, des concentrations supérieures en HAP (150 et 188 ng/l) à celles des échantillons non génotoxiques (<30 ng/l) ont été trouvées. Dans un autre effluent positif sur notre modèle biologique, ce sont de fortes concentrations en chlorures des eaux (87 mg/l) corrélées à une forte augmentation de la conductivité générale de l'échantillon qui ont été mesurées. Dans ce cas précis, la forte concentration en chlorures de l'eau était attribuable au salage préalable de la chaussée juste avant l'épisode pluvieux.

D'une façon générale, même si les analyses physico-chimiques nous ont permis d'orienter notre réflexion en ce qui concerne l'interprétation possible des résultats positifs observés au cours de ces essais, une conclusion définitive n'a pas pu être apportée quant à l'origine des effets génotoxiques observés dans les eaux de ruissellement sur cette portion de chaussée autoroutière. Tout au plus doit-on considérer que les effets génotoxiques mesurés résultent de la conséquence d'effets globaux dus à la fois à la composition relative des effluents et à des facteurs environnementaux, pouvant très bien ne pas être perçus au cours de l'expérimentation, mais dont la cible finale est constituée par le matériel génétique de la cellule conduisant à la formation du micronoyau dans le sang circulant de la larve de l'amphibien.

I. CONTEXTE DE L'ETUDE

Les eaux de ruissellement, en zone urbaine en particulier ou en zones à fortes densités routières, sont souvent incriminées en cas de fortes précipitations (orages en particuliers) dans l'apparition subite de toxicités importantes dans les eaux courantes, créant une surmortalité rapide (le plus souvent par asphyxie) dans les populations de poissons des rivières. Très peu d'études ont été consacrées à l'évaluation des effets génotoxiques apparaissant dans ces conditions et susceptibles de contaminer les eaux de réservoirs ou les eaux naturelles.

Pourtant, parmi les contaminants potentiels de la biosphère, ceux qui peuvent interagir directement ou indirectement avec le matériel génétique des organismes vivants présentent un intérêt d'étude tout particulier vis-à-vis notamment des populations et des équilibres entre les espèces qui existent au sein des écosystèmes. Les polluants génotoxiques sont en effet susceptibles d'induire des modifications durables au niveau de l'ADN pouvant être à l'origine de mutations ou de processus menant à la cancérogenèse dans les organismes exposés (Figure 1). Il s'agit de la toxicité génétique. Cette forme de toxicité se manifestera surtout à long terme.

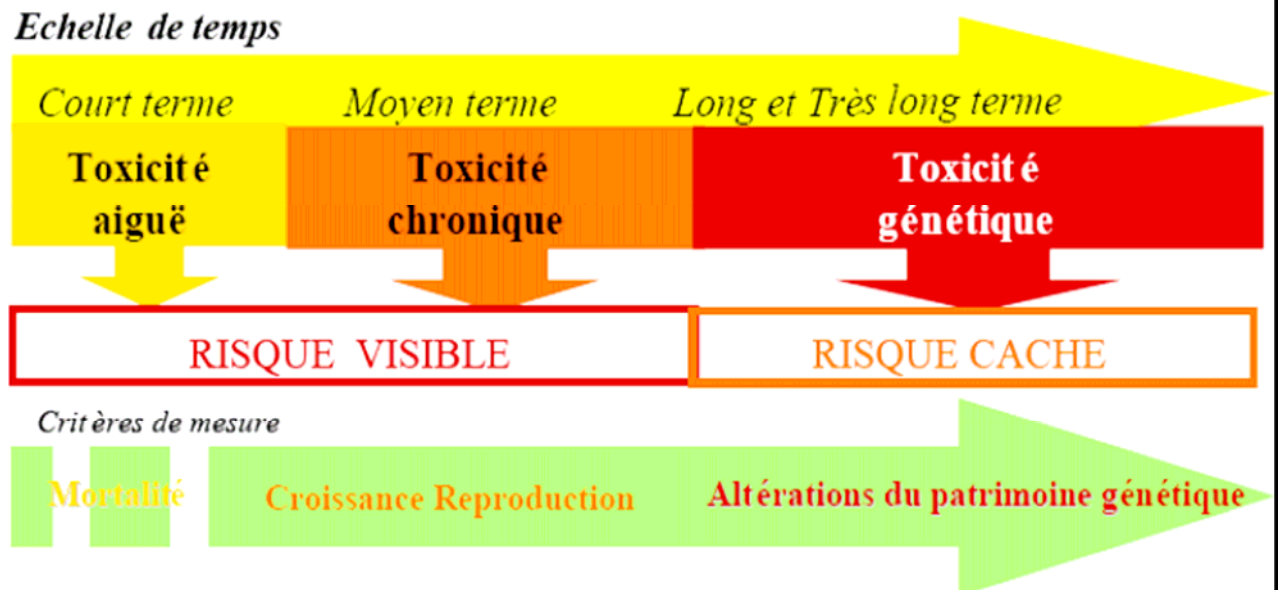


Figure 1 : Position de la toxicité génétique dans le cadre d'une démarche intégrée d'évaluation des effets écotoxiques vis-à-vis des écosystèmes

Au niveau de l'individu, les substances génotoxiques peuvent affecter la survie ou la capacité reproductrice des organismes exposés. Certaines mutations dans les cellules somatiques provoquent une diminution de la survie ou de la croissance, l'induction de cancers, l'athérosclérose ou le vieillissement des tissus. D'autres mutations, dans les cellules germinales, peuvent provoquer une diminution de la fertilité, des avortements, des malformations et des maladies génétiques héréditaires.

Certaines seront transmises aux générations futures, ne restreignant pas leurs effets à la durée de vie de l'organisme atteint. Au niveau des populations, une augmentation importante des fréquences de mutations peut induire des effets génétiques sur l'adaptabilité, aussi bien que des effets toxiques sur les cellules reproductrices, affectant alors sévèrement la reproduction (Würgler et Kramers, 1992). Ces effets génotoxiques peuvent avoir pour conséquences une diminution globale des succès de la reproduction ou une diminution de la diversité génotypique ce qui pourra se traduire dans la population par une modification de la structure des classes d'âge, la diminution de la distribution et de l'abondance de la population, voire par son extinction.

Les biomarqueurs de génotoxicité constituent un des meilleurs outils pouvant être utilisé pour fournir un suivi des individus et des populations affectés par les contaminants ; cela d'autant plus que ces effets se manifestent à des concentrations inférieures à celles permettant l'observation d'effets physiologiques classiquement exploités dans les bioessais en écotoxicologie (mortalité, reproduction, croissance...).

II. L'ETUDE REALISEE

A la demande du Ministère de l'Equipeement, du Logement et des Transports, nous avons engagé une série de travaux en collaboration avec d'autres laboratoires et sociétés d'exploitations autoroutières (Tableau I), afin de définir les caractéristiques des effluents pluviaux autoroutiers en zone non urbanisée et en région méditerranéenne.

Société Anjou-Recherche, Maisons-Laffite Institut National Polytechnique de Toulouse Laboratoire d'Ecotoxicologie Génétique, CBD, UPS, Toulouse Société d'Ingénierie pour l'eau et l'Environnement (SIEE), Montpellier Société des Autoroutes du Sud de la France (ASF) Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA), Bagneux Société SCETAUROUTE, Aix
--

Tableau 1 : Liste des partenaires de l'étude

Il s'agissait de tenter de cerner les problèmes généraux de pollution chronique causés par le rejet de ces effluents dans l'environnement, évalués, entre autres méthodes par l'essai des micronoyaux sur larves d'amphibiens, dans le but de fournir aux professionnels de la voirie (ASF, SCETAUROUTE, SETRA) des éléments permettant de juger du niveau de contamination éventuel d'un épisode pluvieux (définition de la charge annuelle pour un trafic de 10000 véhicules / jour et définition de la pluie de référence).

A cette fin, de très nombreux paramètres ont été mesurés au cours de l'ensemble des épisodes pluvieux intervenus sur une année, pour caractériser les eaux de ruissellement sur une portion de chaussée autoroutière (autoroute A9) située au site de Florensac, Hérault (Figure 2).

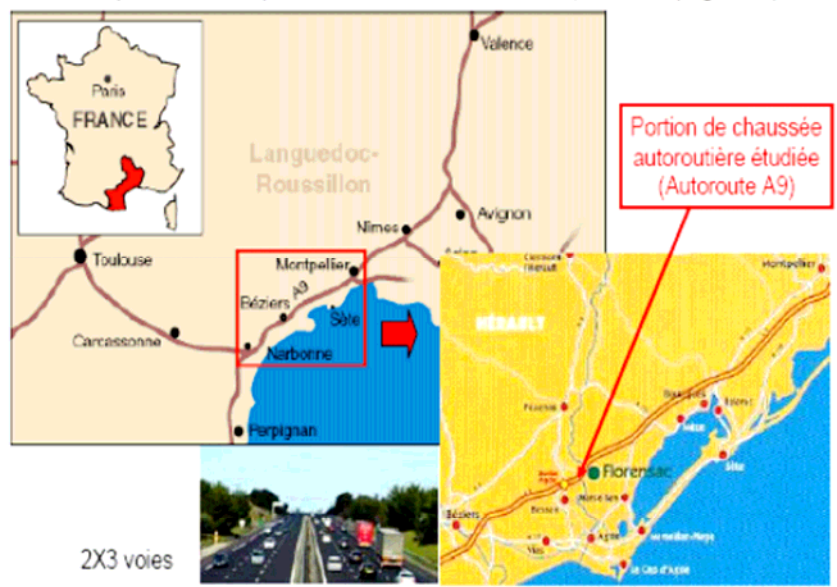


Figure 2 : Localisation du site d'étude de Florensac, sur l'autoroute A9

Parmi les indicateurs de pollution retenus dans cette étude, citons les paramètres les plus représentatifs de la pollution des eaux pluviales, appartenant aux six catégories suivantes : les matières en suspension, les matières organiques, les nutriments, les composés minéraux, les métaux et enfin des paramètres de toxicité. Parmi ces derniers, quatre essais normalisés ont été retenus pour réaliser cette étude :

- La détermination de l'inhibition de phosphorescence de *Photobacterium phosphoreum* (test microtox).
- La détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna*.
- L'essai d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce *Scenedesmus subspicatus* et *Selenastrum capricornutum*.
- L'évaluation de la génotoxicité au moyen des larves de l'amphibien *Pleurodeles waltL.*

De nombreux autres types de paramètres ont été mesurés au cours de l'étude afin de tenter de corréler les résultats obtenus avec des paramètres mesurables, comme les caractéristiques hydrodynamiques des échantillons d'eaux, les données météorologiques et de trafic routier pendant la durée des essais.

III. EVALUATION DE LA GENOTOXICITE AU MOYEN DE LARVES D'AMPHIBIENS

III.1. L'essai des Micronoyaux sur la larve du triton d'Espagne ou pleurodèle (*Pleurodeles waltL*)



Figure 3 : Larve de **pleurodèle** au stade de **développement** où elle est utilisée au début de l'essai des micronoyaux

Le test repose sur la détection de cellules comportant dans leur cytoplasme des petits noyaux ou micronoyaux, à côté du noyau principal de la cellule (Figure 4). Ces micronoyaux résultent d'une cassure chromosomique (effet des substances clastogènes) ou d'un dysfonctionnement du fuseau mitotique (effet des poisons fusoriaux, substances à effets aneuploïdisants). Dans les deux cas, des fragments de chromosomes ou des chromosomes entiers ne peuvent pas migrer à l'un des pôles du fuseau lors de l'anaphase de la division cellulaire, puisque non rattachés à celui-ci et sont donc susceptibles de former un ou plusieurs micronoyaux dans le cytoplasme de l'une ou des deux cellules filles. La présence de micronoyaux dans les cellules correspond à la signature d'agents provoquant des mutations de type chromosomiques capables d'induire des aberrations chromosomiques chez les organismes exposés. Le principe du test de génotoxicité in vivo repose sur la comparaison du taux d'érythrocytes micronucléés dans le sang circulant, observé chez les jeunes larves de pleurodèle exposées pendant 12 jours au milieu étudié, avec le taux d'érythrocytes à micronoyaux observés chez des animaux élevés en parallèle dans une solution témoin (ne contenant pas de substance génotoxique). Après exposition des animaux et confection du frottis sanguin, les érythrocytes micronucléés (EMN) sont observés et dénombrés au microscope (1000 cellules observées par animal). L'index mitotique est évalué pour chaque préparation et l'analyse statistique des résultats est réalisée à l'aide d'un test de médianes. Cette procédure a fait l'objet de l'édition de divers protocoles normalisés en France (AFNOR T 90-325) et est en cours de normalisation internationale.



Figure 4 : Aspect des érythrocytes observés à partir d'un frottis sanguin coloré, montrant le **noyau** principal de la **cellule** ainsi que **des micronoyaux**

III.2. Exposition des organismes aux échantillons d'eaux testés

Au total, 21 épisodes pluvieux répartis sur une année ont été caractérisés au cours de l'étude. Parmi ceux-ci, seuls ceux ayant fourni une hauteur d'eau supérieure à 5 mm ont été échantillonnés par préleveurs automatiques et ont donné lieu à une analyse à l'aide des tests de toxicité et génotoxicité (Figure 5). Ainsi les analyses biologiques ont porté sur 6 événements pluvieux au cours de l'étude.

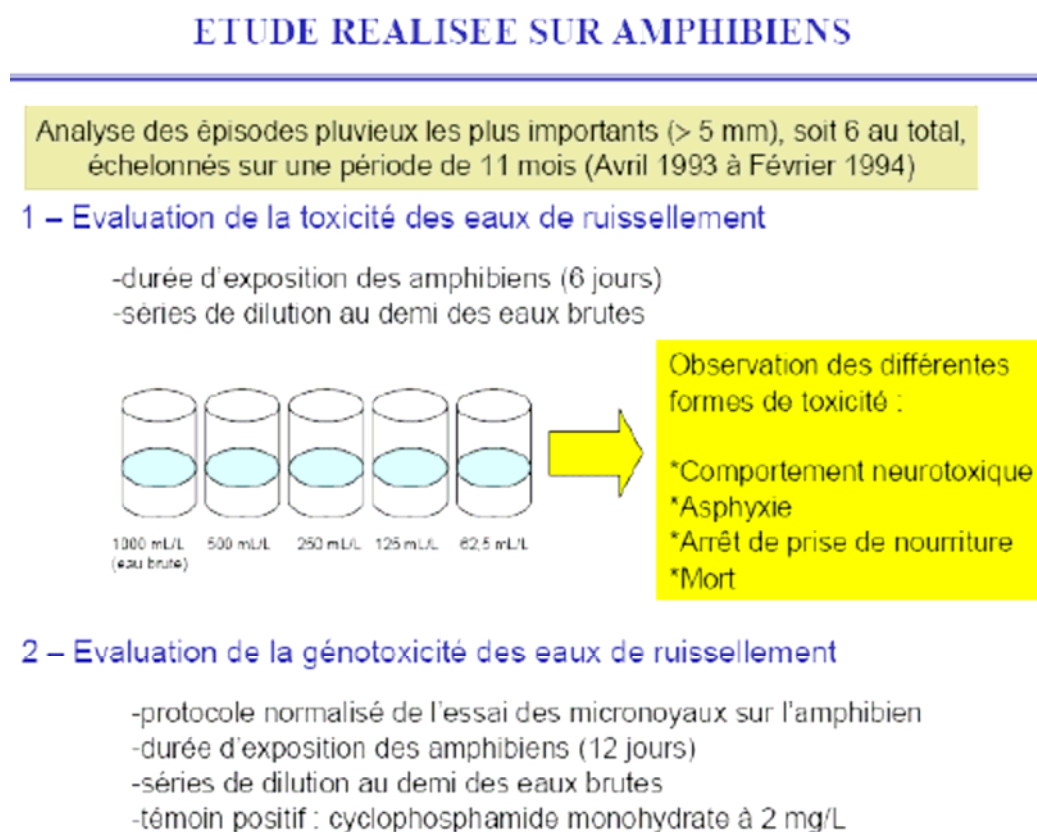


Figure 5 : Protocole simplifié des expositions réalisées dans le cadre de l'étude

IV. RESULTATS DE L'ETUDE

Parmi les tests utilisés, seul l'essai des micronoyaux (toxicité et génotoxicité vis-à-vis de la larve de pleurodèle) a permis de caractériser les 6 événements pluvieux. D'une façon générale, aucune toxicité des effluents pluviaux n'a pu être démontrée à l'aide des tests de toxicité sur daphnies, sur algues et sur bactéries (test microtox).

Les essais réalisés sur les larves de pleurodèle ont montré qu'il n'était pas possible non plus de mettre en évidence d'effets toxiques sur les larves dans les conditions de l'essai de toxicité, confirmant les résultats obtenus avec les autres modèles biologiques de l'étude. Par contre, chaque événement pluvieux échantillonné a été soumis au test des micronoyaux à partir de l'échantillon brut ainsi qu'à partir de dilutions au demi, au quart, au huitième, etc. des prélèvements (Figure 5).

Dans ces conditions, des résultats très variés ont été obtenus concernant les effets génotoxiques mesurés. Ainsi, trois effluents sur six ont fourni des réponses positives dans le test y compris à des niveaux de dilution importants des échantillons. A titre d'exemple, nous avons représenté dans la Figure 6 les résultats sous forme d'histogramme des réponses effet-dose obtenues avec un de ces effluents pluviaux. Pour les autres prélèvements, certaines réponses négatives obtenues dans les essais étaient parfois situées en limite de positivité (Figure 7).

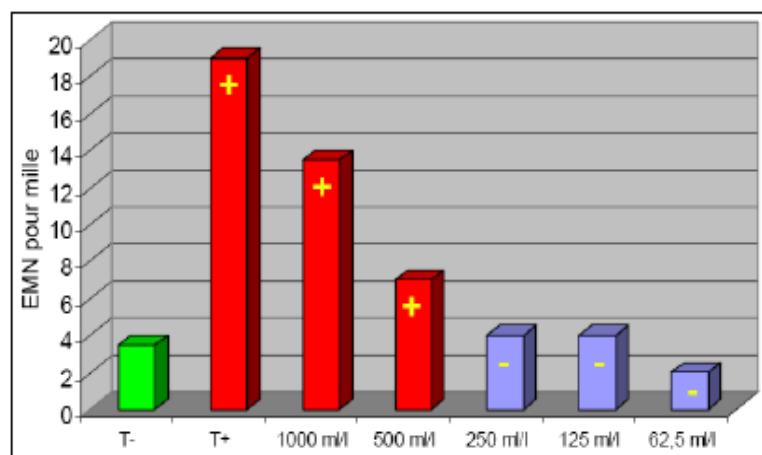


Figure 6 : Exemple de résultat positif obtenu avec des échantillons d'eaux issus de prélèvements réalisés en conditions hivernales (Février 1994)

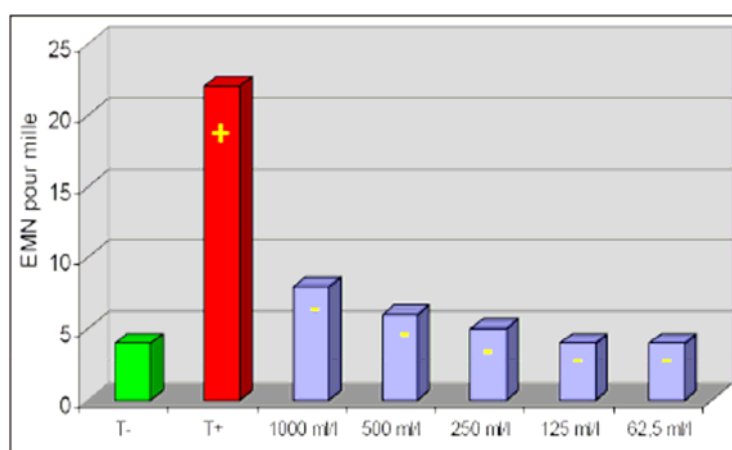


Figure 7 : Exemple de résultat négatif obtenu avec des échantillons d'eaux issus de Prélèvements réalisés en conditions automnales (Octobre 1993)

V. DISCUSSION

Nous venons de voir que la moitié des échantillons testés ont fourni des réponses positives dans le test et ont donc montré une activité génotoxique potentielle sur les larves d'amphibien. Ces résultats biologiques ont été corrélés avec les données physico-chimiques mesurées sur les échantillons testés. Ainsi, il apparaît que dans un des effluents ayant donné une réponse positive dans le test micronoyau, des concentrations supérieures en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) [188 ng/l] à celles trouvées dans les échantillons non génotoxiques (< 30 ng/l) ont été trouvées. Dans un autre effluent positif sur notre modèle biologique, ce sont de fortes concentrations en chlorures des eaux (87 mg/l) corrélées à une forte augmentation de la conductivité générale de l'échantillon qui ont été mesurées. Dans ce cas précis, la forte concentration en chlorures de l'échantillon d'eau était attribuable au salage préalable de la chaussée juste avant l'épisode pluvieux, tel qu'il est pratiqué par les services d'exploitation de l'autoroute en période hivernale (Figure 6). Pour un troisième échantillon testé, c'est encore la forte concentration en HAP qui a pu être corrélée avec l'obtention d'un résultat positif au cours des essais.

D'une façon générale, même si les analyses physico-chimiques nous ont permis d'orienter notre réflexion en ce qui concerne l'interprétation possible des résultats positifs observés au cours de ces essais, une conclusion définitive n'a pas pu être apportée quant à l'origine des effets génotoxiques observés dans les eaux de ruissellement sur cette portion de chaussée autoroutière. Tout au plus doit-on considérer que les effets génotoxiques mesurés résultent de la conséquence d'effets globaux dus à la fois à la composition relative des effluents et à des facteurs environnementaux, pouvant très bien ne pas être perçus au cours de l'expérimentation, mais dont la cible finale est constituée par le matériel génétique de la cellule conduisant à la formation du micronoyau (Gauthier et Ferrier, 2004).

CONCLUSION

Au regard des résultats obtenus, il semble possible de conclure sur certains points, tout au moins en ce qui concerne les catégories d'effets observés vis-à-vis de notre matériel d'étude. En particulier, aucune manifestation de toxicité n'a été mise en évidence avec les effluents pluviaux testés, dans les conditions de nos travaux. Des effets génotoxiques (parfois importants) ont été mesurés, et ce, à partir d'échantillons prélevés en conditions hivernales (salage préalable de la chaussée). Confrontés aux analyses physico-chimiques réalisées sur les effluents testés, ces résultats posent la question de la contribution probable (mais pas unique) de familles de molécules telles que les HAP et des Chlorures, aux effets biologiques mesurés sur les amphibiens. Finalement, l'ensemble des données collectées au cours de ces travaux a permis d'éclairer de façon significative les conditions environnementales générales qui ont abouti aux effets génotoxiques mesurés sur les larves de pleurodèle. Les efforts menés en ce sens par les différentes équipes impliquées dans ce programme et qui visaient à mieux comprendre l'influence des conditions du milieu sur le pouvoir toxique et génotoxique des effluents pluviaux autoroutiers ont permis aussi de mieux évaluer les impacts éventuels de ce type de rejet dans les milieux aquatiques situés à proximité des chaussées autoroutières.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR T 90–325 (1992). Essai des eaux – Evaluation de la génotoxicité au moyen de larves de batraciens (*Pleurodeles waltl.*). Norme Française homologuée par l'Association Française de Normalisation, Tour Europe cédex 92049, Paris La Défense, Mai 1992. ISSN 0335 – 3931.
- AFNOR T 90–325 (2000). Qualité des eaux – Evaluation de la génotoxicité au moyen de larves d'amphibiens (*Xenopus laevis*, *Pleurodeles waltl.*). Norme Française homologuée par l'Association Française de Normalisation, Tour Europe cédex 92049, Paris La Défense, Septembre 2000.
- GAUTHIER L. & FERRIER V. (2004). Effluents autoroutiers et tests de toxicité, dans l'ouvrage collectif : Autoroutes et Aménagements, Interactions avec l'Environnement. Gasser *et al.*, eds, Collection « Gérer l'environnement », N° 20, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. ISBN 2–88074-549-7.
- WURGLER, F.E. & KRAMERS, P.G.N. (1992). Environmental effects of genotoxins (ecogenotoxicology). *Mutagenesis*, vol. 7, p. 321 - 327.

Bats and road construction, getting bat flight paths across infra structure

Herman JGA LIMPENS, Lothar BACH, Robert BRINKMANN & Peter TWISK

Society for Study and Conservation of Mammals (VZZ)
Arnhem, Netherlands

E-Mail : herman.limpens@vzz.nl

Résumé

All European bat species (Chiroptera) use their habitat as a complex network of different functional habitats: roosts, flight paths and foraging areas. Species differ in their home range and in scale on which their commuting flights take place, from several hundreds of meters to many kilometres. Fragmentation of landscape, and thus of their network, is a problems for bats. Even in the case of undisturbed quality in foraging habitat and roosts, disconnection of flight paths is expected to lead to a decline in populations.

Their high status in conservation policy is illustrated by the special European Bats Agreement under the Convention of Bonn, their position on annex II and/or IV of the European Habitats Directive (EHD), as well as their position in national legislation and red lists throughout Europe.

In recent years different methods, including (automatic) bat detectors, radio-tagging and netting, are used to assess bat networks in landscapes where development and planning of infra structure was taking place. This approach has proven to be vital for the assessment of impact of infrastructure on bat habitat, such as possible loss of roosts or foraging grounds, or disconnection of flight paths, in the frame work of EIA as well as the assessment of impact on special areas of concern under the Habitat directive. Concrete mapping of flight paths allowed to pin point the possible conflicts in the landscape: crossing of flight paths and planned routes.

Observations on the behaviour of bats around existing infra structure suggested the possible use of structures such as hop-overs, tunnels with no or low traffic, or green bridges as a means to mitigate disconnection in planned routes and regain connectivity in existing infra structure. In different projects in Europe such measures for mitigation now for the first time are being planned and fine tuned with respect to the different species, the concrete landscape use of the species in the planning areas, and their integration in the existing ecological landscape infra structure. Different design and ideas can be demonstrated. Monitoring of their acceptance is needed to further develop the designs.

A working group of bat experts and consultants in environmental planning is exchanging and gathering information on the behaviour of bats with respect tunnels and bridges around existing infra structure, as well as specially designed measures, as a basis for development of the designs. The growing attention to bats and bat habitats under the EHD leads to a growing request of assessment of bat landscape use and of impact of development. The requirement of specialized ecological and methodical skills in such EIA work with bats presses the need of standardization of methods and approaches in survey work as well as in estimating the impact of developments.

I. BAT HABITAT: A DYNAMIC NETWORK

Bats (Chiroptera) in Europe are flying insect eating mammals of which their hibernation in winter and their ability to find their prey and orientate in the landscape with the help of echo-location are known to many people. Much less wide spread is the knowledge that different bat species use their habitat as a complex network of habitats with different functions: roosts, flight paths and foraging areas. And that, being mammals, they do so in a highly complex social structure. Some species are tree dwelling, others prefer houses and again others may be flexible and use all kind of different roosts. In summer a maternity colony, which is the genetic and social entity, knows and uses a range of different roost sites within their home range. At any given moment 5 to 10 of a possible total 40 to 50 roost sites comprising the network may be inhabited. On almost a daily bases the individual mothers with their young may move between roosts. Being insectivorous, bats tend to use traditional feeding grounds where insect abundance is high, but may also react opportunistically to availability of insect prey in the landscape. Especially in intensively used landscapes, as can be found in many places in north-western Europe, habitats with a high insect productivity will show a patchy distribution. Dominance in the use of the traditional and even territorial feeding grounds is strongly linked to the social structure in the colony. Although some species are able to fly high above the landscape, most species commute between their roosts and between the roost and feeding grounds on flight paths along connective elements in the landscape, such as hedge rows, tree lines, forest edges and the wooded banks of rivers and streams (fig. 1). Species differ in their home range and in the scale on which their commuting flights take place, from several hundreds of meters to many kilometres.

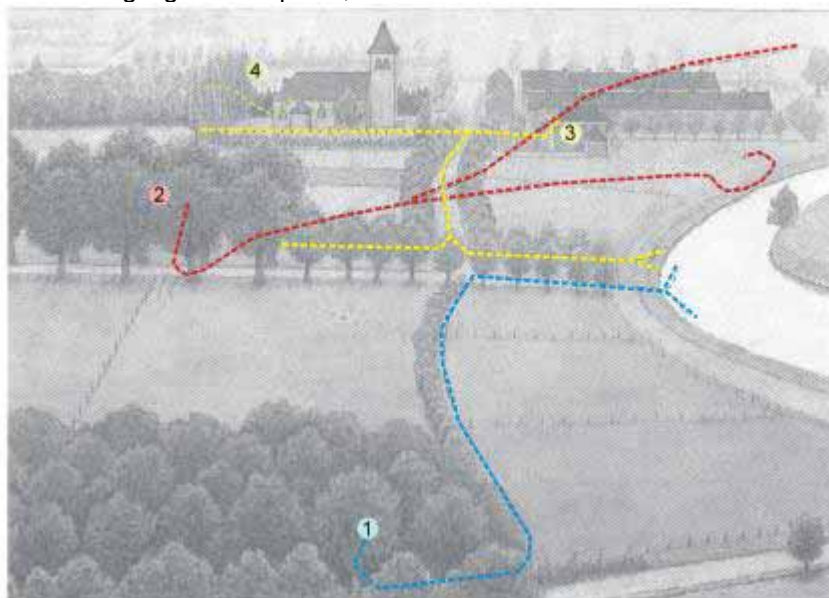


Figure 1 : Species differ in the choice of roost sites, hunting habitats, distances covered to the hunting habitats, and whether they follow structures for their flight paths or just fly above the landscape. 1: Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*); 2: Noctule bat (*Nyctalus noctula*); 3: Common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*); 4: Brown long-eared bat (*Plecotus auritus*).

For most species mating takes place in autumn and males advertise themselves on traditional mating sites. These clusters of mating roosts may be situated inside the summer home range or along migration routes between summer and winter habitats. Hibernation sites again may be situated within the summer range or on distances of several kilometres and up to hundreds or thousands of kilometres. All of this resulting in a picture of a species group with a complex behaviour and landscape use, and clear seasonal dynamics in the use of different habitats forming a complex dynamic network (fig. 2).

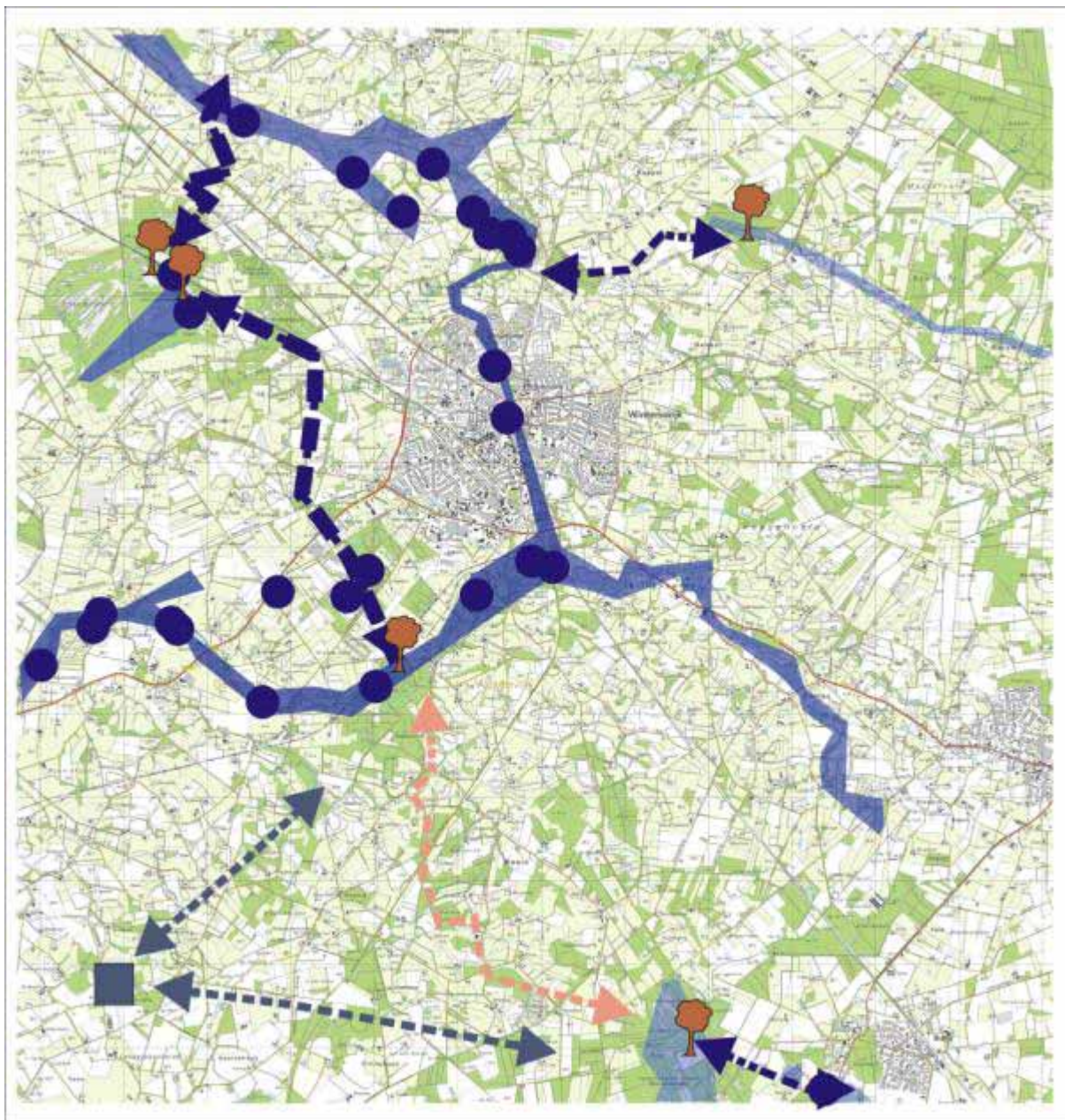


Figure 2 : A schematic picture of the network of different functional habitats of a colony of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*) comprising of different tree roosts, hunting habitat (blue) and flight paths (blue dotted line + the linear structure of the hunting habitat). The occasionally used flight path connecting to neighbouring colonies/populations is indicated with a dotted orange line. The location of the seasonally used flight path connecting to the hibernation site (square) is not actually known in the landscape and indicated by a grey dotted line.

II. LEGAL STATUS

Based on strong negative population trends for many species since the 1930's, bats are listed on red lists throughout Europe, and therefore bats and/or their habitats have a high status in conservation policy. They are listed under the Convention of Bern on the Conservation of Wildlife and Natural Habitats, as well as on the Convention of Bonn on the Conservation of Migratory Species. Under the Convention of Bonn the high conservation status is illustrated by a special 'Agreement on the Conservation of Populations of European Bats' (EUROBATS).

The European Habitats Directive is a tool to the implementation of the requirements of these conventions, and all European bat species are listed on annex IV of this directive, requiring the maintenance or restoration of populations at a favourable conservation status. 13 European species are listed on annex II, and countries are committed to develop a coherent network of special areas of conservation (Natura 2000) for these species. The requirements from the European Habitats Directive are to be transferred into the relevant domestic legislation. On all these levels of legal conservation, assessment of impact of development and planning on bats, as well as avoidance, mitigation and compensation of impact is legally required.

III. IMPACT OF DEVELOPMENT & PLANNING

From the model of the complex dynamic network it is easily understood that any development and planning, from development of industrial or housing estates, demolition and renovation of buildings to planning and development of new roads or upgrading of existing roads, may have serious negative impact on the network. Here we concentrate on planning and development of roads. In assessing possible conflicts, not only the impact of the land uptake, but also impact of the building phase and the phase of the use and maintenance of the roads need to be assessed (table 1).

network of functional habitats of landscape functions for bats		phase of building	land uptake	phase of use	phase maintenance
roost	hibernation	conflict ?	conflict ?	conflict ?	conflict ?
	maternity				
	transient				
	mating				
feeding area	regular used area / territory	conflict ?	conflict ?	conflict ?	conflict ?
	opportunistically used area				
	food production area				
flight path	roost – feeding area (daily)	conflict ?	conflict ?	conflict ?	conflict ?
	feeding area – feeding area (daily)				
↕	roost – roost (periodical / seasonal)				
	roost – hibernation roosts (seasonal)				
	population – population (seasonal)				
connection	area – area (seasonal)	conflict ?	conflict ?	conflict ?	conflict ?

Table 1 : The impact of a road development on bats can be assessed through assessing the impact of the different phases of development en use of the road on the different functions the landscape provides for bats.

The land uptake during the building phase and by the actual road may lead to the loss of roost sites in trees and buildings, and to the loss of feeding grounds. Light and noise from the building phase and the phase of the use of the road may disturb nearby roost sites, and for some species also feeding grounds. The land uptake during the building phase and by the actual road may cut trough connective flight paths and result in barriers between and disconnection of parts of the network.

Light, and to a lesser extend noise, from the building phase and the phase of the use of the road may disturb bats on their flight path and add to the barrier effect. The traffic during the phase of the use of the road may add to the barrier effect and may lead to traffic casualties among bats on their flight path, and to a lesser extend, among bats feeding near the road.

All of these possible effects lead to the loss of parts of the network as well as to fragmentation of the landscape, and thus of their network. An impact which may be expected to lead to a decline in populations and have a negative effect on the favourable conservation status.

IV. ASSESSMENT OF CONFLICTS AND IMPACTS ON A LANDSCAPE LEVEL.

To be able to assess the impact of a concrete road project, and to be able to plan effective mitigation and compensation, the network of the different functional habitats used by bats, i.e. the different functions the different parts of the landscape may have for bats need to be surveyed. Data available from databases as well as an expert judgement of the landscape can give a first insight in the presence of species and the value(s) of different parts of the landscape.

In north-western Europe different methods, including bat detectors, inspection of attics and lofts, inspection of underground sites, radio-tagging and netting, are used to assess the network of bat habitat in the landscape. Due to selectivity of different possible methods for species or habitats (some species are easily missed or very difficult to identify with a bat detector; inspection of attics does not reveal information on tree roosts), a combination of methods needs to be selected in relation to the landscape, the expected species (data bases on occurrence and distribution are important!), the expected different functional habitats in the landscape, and the actual planning project. The chosen combination, the number of survey rounds and the studied periods should target on an effective sample of bat landscape use revealing the information necessary to assess the impact.

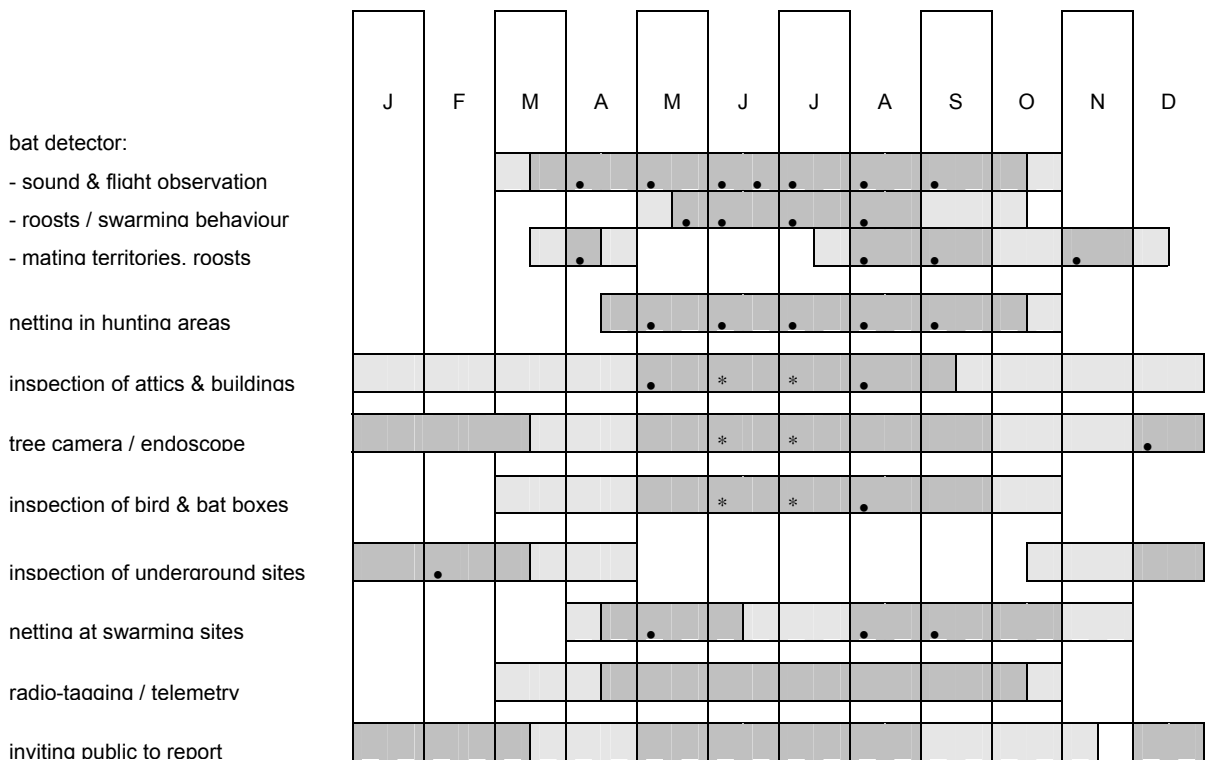


Table 2 : Survey methods and recommended survey periods and number of survey rounds for the different methods. An effective combination, number and spread of survey rounds needs to be selected to survey bat occurrence and landscape use in development and planning, and EIA.

- Legend :
- Most effective period
 - Survey possible
 - Survey round recommended
 - * No checking in order to minimize disturbance

Concrete mapping of the way the bat fauna uses the landscape in and around the planning area, or in other words, concrete mapping of the functions the different parts of the landscape serve for bats, will enable us to pin point the possible conflicts between the planned road and the infra structure the bats use. In this way we can reveal where to try and avoid impact e.g. by adjusting the planned trajectory, and where mitigation would be requested and be most effective (fig 3.1 to 3.8).

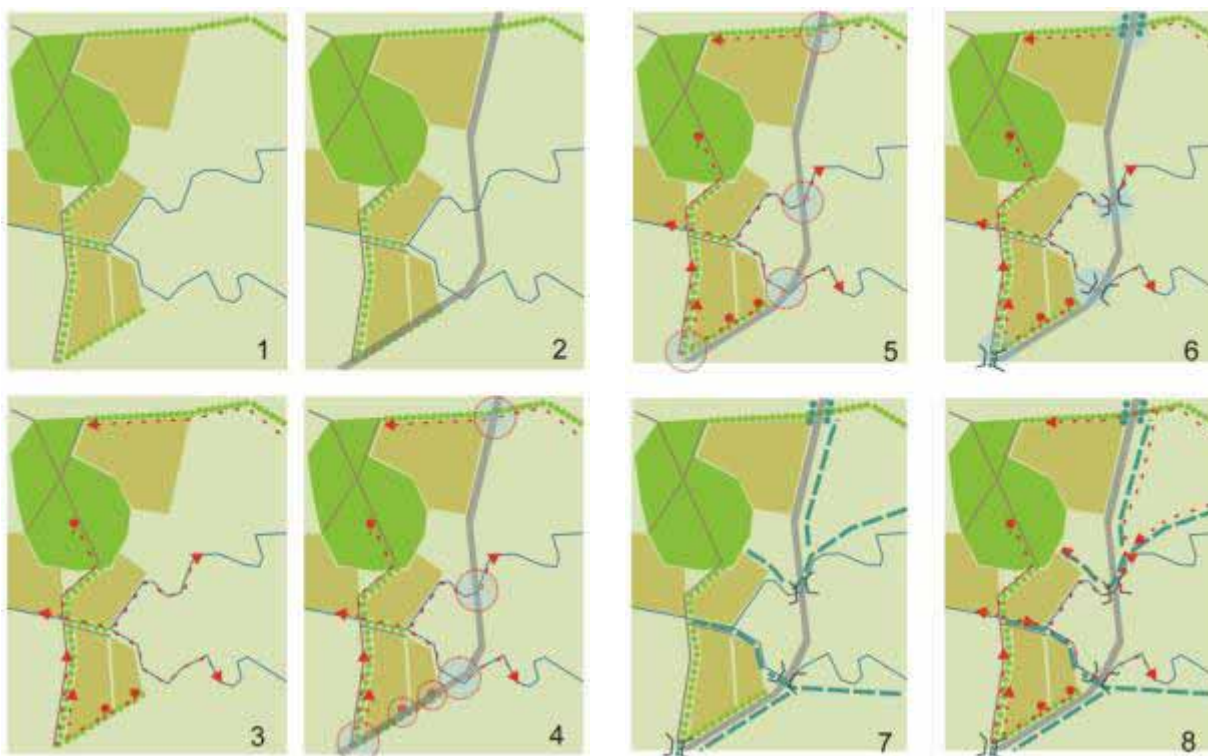


Figure 3 : A schematic landscape with grasslands, arable fields, wood land, hedge rows/tree lanes, small roads and water courses (3.1). When the planned road (3.2) and the network of flight paths and roosts (3.3) are known, the conflicts can be pin pointed (3.4). Through changing the course of the road, the impact on the (mating) roosts in the tree lane can be avoided (3.5). Through a hop-over, tunnels for the water course and a combination-bridge for the small road, disconnection of the flight paths can be mitigated (3.6) (see also fig. 4 to 6). Planting of connecting elements (3.7) would offer additional alternative routes and a better overall connectivity of the landscape (3.8).

V. POSSIBILITIES FOR MITIGATION AND COMPENSATION

Observations on the behaviour of bats around existing infra structure, in different pilot projects in north-western and central Europe, allowed us to deduce different possibilities of using road structures and vegetation around the road as a means to mitigate dissection and disconnection of bat flight paths by the planned roads and regain connectivity in the bat habitat network. In all cases this needs to be adjusted to the species using the flight path and the actual situation and landscape structure. In the following text some basic principles are described.

On the crossing point of the landscape structure which serves as a flight path (hedge, tree lane, water course et cetera) with the (planned) road, different measures can be taken:

- **Hop-over** : high (> 5 m) and dense vegetation (trees and shrubs) or other materials (wood, stone, mash wire with climbing vegetation) will force the bats to fly over the road above the traffic. The span should be kept as low as possible, with almost connecting tree crowns if possible. In broad motorways a vegetation island between the road lanes will keep the bats above the traffic. First experiments with mash wire above the lanes at heights above 5 m demonstrate that many species are willing to follow the mash wire 'bridge' and stay above the traffic. Where the flight path is used by gleaning species that can easily fly through dense vegetation, it is needed to block the lower parts (> 5 m) on the road side with wood, stone or mash wire with climbing vegetation. On the larger scale the hop-over point should be kept dark in comparison to parts of the landscape aside from the hop over. Lighting of the road area direct under the hop over may be used to stimulate the bats to fly higher in the dark area of the tree crowns (fig. 4).

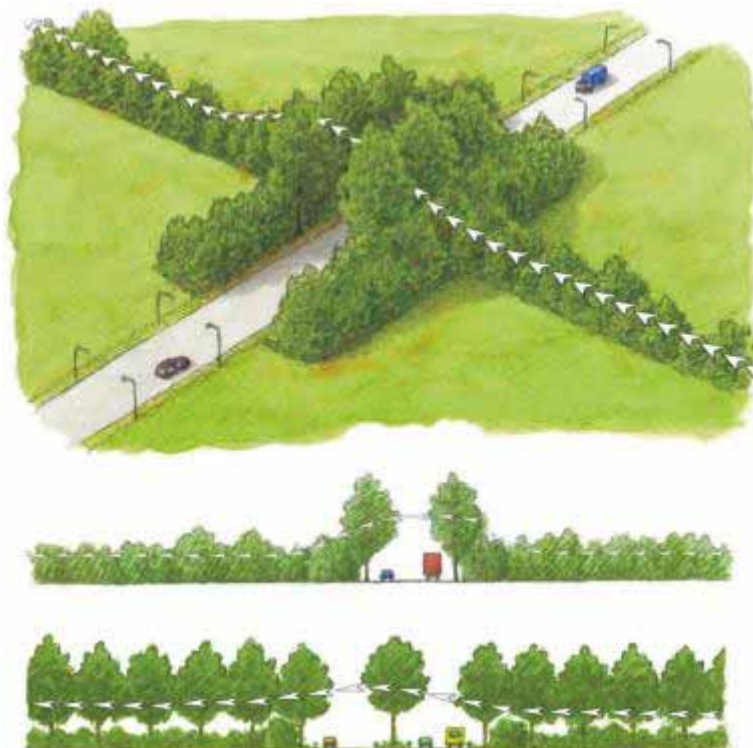


Figure 4 : Hop-over: with high en dense vegetation the landscape can be designed to provide a save overpass for bats.

- **Tunnels and 'culverts' for water courses** : water courses, especially with aligning vegetation are often used as flight paths. Constructing tunnels and culverts for water courses broad and high enough (depending on the species: 2 x 1 m □ >2 x >2 m □ 4 x 6 m) will allow many bat species to use the structure as an underpass. The site is to be kept dark and free of blocking vegetation. Vegetation aside and above the tunnel may be used as a funnel to lead the bats to the entrance. Lower or smaller tunnels/culverts in combination with higher vegetation (hop-over, see above) will offer different species different possibilities (fig 5, upper).

- **Tunnels for secondary roads** : hedges and tree lanes aligning secondary roads, but also forest roads, are often used as flight paths. Where there is no or low traffic during the night, tunnels for such roads will allow many species to use the structure as an underpass. The tunnels are to be kept dark. Tunnels for roads with more traffic, but also the underpass of viaducts of the motorway over such roads can be constructed broader or longer with dark (possibly shielded) and quiet side ends, again allowing bats species to use these structures as an underpass (fig 5. lower).



Figure 5 : Tunnels for water courses or smaller secondary roads can be designed to provide a safe underpass for bats

- **Viaducts, combination-bridges and green bridges** : existing viaducts in wind shielded situations, with low light and low traffic at night are observed to be used as overpasses. Shielding on the wind side of viaducts, constructing them as a bridge combining a small road and e.g. a hedge row, or construction special (smaller) green bridges will allow many species to use these structures as an overpass (fig. 6).



Figure 6 : Combination-bridges and green bridges can be designed to provide a safe overpass for bats.

All possible crossing points should be well connected to the surrounding landscape (net work of bat habitat) through e.g. hedges, and tree lanes. The period between actually cutting through the flight path and having the mitigation measure in place should be as short as possible (within 1 year). Where vegetation is used to create hop-over situations or to connect, shield of funnel flight paths, the plant material should be large and developed enough to serve the function, and preferably the planting should be done some years before the road is build. In the maintenance of the (vegetation) structures around the road, and especially on the crossing points the function of the structure as a crossing point (flight path) should be the leading target.

These basic principles derived from existing roads, are only recently being planned deliberately as mitigation measures in different infra structure projects in Europe. In these situations the measures for mitigation are fine tuned with respect to the different species, the concrete landscape use of the species in the planning areas and their integration in the existing ecological landscape infra structure. Different design and ideas can be found. Monitoring of their acceptance is needed to further develop the designs. A working group of bat experts and consultants in environmental planning is exchanging and gathering information on the behaviour of bats with respect hop-over situations, tunnels and bridges around existing infra structure, as well as specially designed measures, as a basis for development of the designs.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many colleagues in the Netherlands, Germany and the UK contributed to our insights through discussion and cooperation in projects. Peter Twisk, being an expert in illustration and bats made it possible to use illustration from other publications.

REFERENCES

- BRINKMANN, R., L. BACH, C. DENSE, H.J.G.A. LIMPENS, G. MÄSCHER, U. RAHMEL, 1996. Fledermäuse in Naturschutz- und Eingriffsplanungen; Hinweise zur Erfassung, Bewertung und planerischen Integration. - Naturschutz Landschaftsplanung, Zeitschrift für angewandte Ökologie, 28 (8), S. 229-236.
- BRINKMANN, R. & H. J.G.A. LIMPENS, 1999. The role of bats in landscape planning. p. 119 -136. In: Harbusch C. & J. Pir (eds.), 1999. Proceedings of the 3rd European bat detector workshop 16-20 August 1996, Larochette (Lux.). - Travaux Scientifiques du Musée National D'histoire naturelle de Luxembourg. 31:1-140 pp.
- LIMPENS, H.J.G.A. 2006. Cursus Vleermuizen en Planologie. Zoogdiervereniging VZZ / Eco Consult & Project Management. 76 pp.
- LIMPENS, H.J.G.A., K. Mostert & W. Bongers, 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen; onderzoek naar verspreiding en ecologie. - KNNV Uitgeverij, 260 pp.
- LIMPENS, H.J.G.A. & A. Roschen, 1996. Bausteine einer systematischen Fledermauserfassung, Teil 1: Grundlagen. - Nyctalus (N.F.) 6, Heft 1, S. 52-60.
- LIMPENS, H.J.G.A. & A. Roschen, 2002. Bausteine einer systematischen Fledermauserfassung. Teil 2 - Effektivität, Selektivität, und Effizienz von Erfassungsmethoden. Nyctalus (N.F.) 8/2:155-178.
- LIMPENS, H.J.G.A., P.Twisk & G. Veenbaas, 2005. Bats and road construction. Brochure about bats and the ways in which practical measures can be taken to observe the legal duty of care for bats in planning, constructing, reconstructing and managing roads. Published by the Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Institute, Delft, the Netherlands and the Association for the Study and Conservation of Mammals, Arnhem, the Netherlands, 24 pages.

Spatial organization of the European wildcat (*Felis silvestris*) and the lynx (*Lynx lynx*) - Conflicts and measures related to the traffic network

Mathias HERRMANN, Nina KLAR, Martin STREIN

ÖKO-LOG
Parlow, Allemagne

E-Mail : oeko-log@t-online.de

Résumé

The impact on roads on wild living felids is discussed intensively since these species are rare. The European wildcat nowadays is distributed in less than 10% of its original range in central Europe (Stahl & Artrois 1994). There is a risk of hybridization with the domestic cat, but it is shown by Pierpaoli et al. 2003, that the introgression in the French & German populations is low. This means there is a great responsibility of these countries for the conservation of the European wildcat. The lynx was extinct in almost the whole of its entire range in Western Europe. Several reintroductions founded small populations of the lynx in Western Europe e.g. in Jura or Vosges. These populations are strictly protected by European law (fauna - flora - habitat - directive).

Both species are found in middle Europe in habitats dominated by forest. But both species also profit from edge effects since the main prey mice and roe deer reach high densities along edges. Main reason for the decline was hunting but turned to road mortality and habitat fragmentation recently. Individual home ranges in the European wildcat range from a few hundred to 5000 ha. Lynx need home ranges from 5000 to more than 20000 ha. Taking into account the average density of the infrastructure network (e.g. 1.7 km/km² (BMVBW 2003/2004) in Germany), it is easily recognized, that even most individual home ranges are fragmented. So nearly every individual has a risk to be killed by a car. We analyzed 160 locations where wildcats were killed by cars. The more cars were on the road the more wildcats were killed by cars. Locations with forest, streams near by and vegetation close to the road seemed to be most dangerous. Turns of roads and roads with crash barriers turned out to be also dangerous.

Moreover most suitable habitat patches for the wildcat and the lynx in Western Europe are not large enough to maintain a minimal viable population of 500 individuals (Franklin 1980). Several habitats are so small that there is a risk of inbreeding or stochastic effects. Modeling will help to identify and qualify such problems (Kramer-Schadt 2004) and to find suitable corridors (Müller et al. 2003). To avoid such risks, it is important to have corridors in between populations where dispersal can take place. For a proper design of such corridors, information on dispersal behavior and landscape patterns as well as on source and sink populations is needed.

Two examples for sophisticated environmental assessment are given for the transboundary biosphere reserve Vosges du Nord / Pfaelzerwald (app. 3000 km²).

This biosphere reserve is one of the last areas large enough for a viable wildcat population in Central Europe. The importance of the area for the conservation of the species is high. An inventory of the wildcat was done in the German part (2000 km²) and will be done soon in the French part. The results show that one third of the German part of the biosphere reserve is "core area" (685 km²) with reproduction and dispersing animals. One third (681 km²) is "populated area" where wildcats regularly can be seen and one third is "peripheral zone" where wildcats sometimes are seen, but do not establish stable populations. The number of wildcat living in this area is estimated to be in between 330 and 880. So the population might be larger than the number of 500 adults discussed for minimal viable populations (Franklin 1980). There is a road being not converted into a highway cutting this area in two parts. The German B10 will be an effective barrier not allowing the wildcats to cross any more. Solutions for wildcat-proof road constructions were developed from the State Agency for roads in Rheinland-Pfalz. This solution consists of a wildcat-proof fence of 2m with 4 x 4 cm mesh size, 28 cm plate of recycling plastics in the earth and a metal sheet of 50 cm formed to a top down V, so that the wildcat could not climb over the fence. This construction is

completed by a system of over- and underpasses not more than 1500m apart from each other to allow safe crossing for wildlife.

An example for modeling the survival and the dispersal of a lynx population is also given for the transboundary biosphere reserve Vosges du Nord / Pfaelzerwald (Klar in prep.). The suitable habitat and the potential population size were estimated using CORINE data in a first step. Next step will be to use more detailed data such as ATKIS. There will be space for 25 – 45 adult lynx. Some individuals leave the suitable habitat and disperse through permeable but not suitable landscape. The major problem is the isolation of this forest by highways and settlements surrounding it. From the human point of view it is one of the largest forested areas in Central Europe, but for the lynx the area is not even large enough to carry a population without a risk of inbreeding. So this population should be in exchange with the lynx population in the Central Vosges being a stepping stone to the lynx populations in Jura and Alps. The permeability of the highways especially of the A4 at "Col du Saverne" is a keystone to lynx conservation in the biosphere reserve Vosges du Nord / Pfaelzerwald.



Modeling corridors for large mammals with cost path methods turned out to make efficient and accurate predictions (Böttcher et al. 2005). Strein (in prep.) applied his model developed in Germany to French habitats. The results show first ideas on what has to be done for defragmentation in France and preservation of a diverse and rich wildlife.

INTRODUCTION

The impact on roads on wild living felids is discussed intensively since these species are rare. The European wildcat nowadays is distributed in less than 10% of its original range in central Europe (STAHL & ARTROIS 1994). There is a risk of hybridization with the domestic cat, but it is shown by PIERPAOLI et al. (2003), that the introgression in the French and German populations is low. This indicates a great responsibility of these countries for the conservation of the European wildcat. The lynx was exterminated in almost the whole of its entire range in Western Europe. Several reintroductions founded small populations of the lynx in Western Europe e.g. in Jura or Vosges. These populations are strictly protected by European law (92/43/EEC - Fauna - Flora – Habitat – Directive).

Both species are found in Central Europe in habitats dominated by forest. But both species also profit from edge effects since the main prey mice and roe deer reach high densities along edges. Main reason for the decline was hunting, but road mortality due to habitat fragmentation is reaching same levels recently (BREITENMOSER et al. 1998). Individual home ranges of the European wildcat range from a few hundred to 5000 ha. Lynx need home ranges from 5000 to more than 20000 ha. Taking into account the average density of the infrastructure network (e.g. 1.7 km/km² in Germany (BMVBW 2003/2004)), it is easily recognized, that even most individual home ranges are fragmented. Beside the barrier effect of the road network nearly every individual has a risk to be killed by a car. On a 20 km section of the Autobahn A48 near Wittlich 8 wildcat are killed every year. This is 40% of the estimated resident population (20 Individuals) next to the road.

We analyzed 160 locations in Rhineland-Palatinate where wildcats were killed by cars (KAUTZ 2005). The aim of the study was to identify locations which are especially dangerous for wildcats and take this knowledge into account for future road construction. 70% of the road kills were found in forest, the expected proportion was 37%. The higher the traffic density the more wildcats were killed by cars. Locations with forest, streams near by and vegetation close to the road seemed to be most dangerous. The number of wildcat killed in turns of roads and on roads with crash barriers turned out to be also higher than expected from the proportion of these structures in the traffic net.

Moreover most suitable habitat patches for the wildcat and the lynx in Western Europe are not large enough to maintain a minimal viable population of 500 individuals (FRANKLIN 1980). Several habitats are so small that there is a risk of inbreeding or stochastic effects. Modeling will help to identify and qualify such problems (KRAMER-SCHADT 2004) and to find suitable corridors (MÜLLER et al. 2003, STREIN et al. 2006). To avoid such risks, it is important to have corridors in between populations where dispersal can take place. For a proper design of such corridors, information on dispersal behavior and landscape patterns as well as on source and sink populations is needed.

Two examples for sophisticated environmental assessment are given for the transboundary biosphere reserve Vosges du Nord / Pfaelzerwald (app. 3000 km²) (Fig. 1).



Figure 1 : Forest and traffic network in the area of the biosphere reserve Vosges du Nord and Pfaelzerwald

This biosphere reserve is one of the last areas large enough for a viable wildcat population in Central Europe. The importance of the area for the conservation of the species is high. An inventory of the wildcat was done in the German part (2000 km²) and will be done soon in the French part. The results show that one third of the German part of the biosphere reserve is "core area" (685 km²) with reproduction and dispersing animals. One third (681 km²) is "populated area" where wildcats regularly can be seen and one third is "peripheral zone" where wildcats sometimes are seen, but do not establish stable populations (Fig. 2, Knapp et al. 2000).

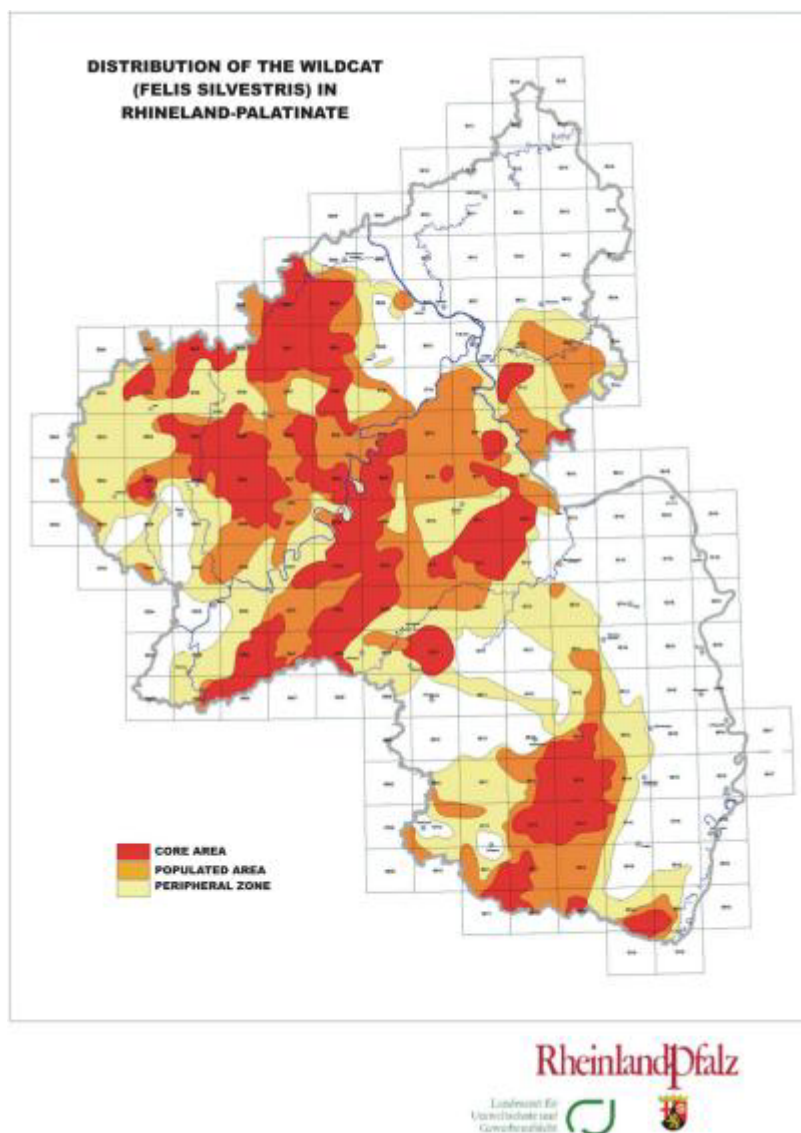


Figure 2 : Distribution of the Wildcat in Rhineland-Palatinate

The number of wildcats living in this area is estimated to be in between 330 and 880. So the population might be larger than the number of 500 adults discussed for minimal viable populations (FRANKLIN 1980). There is a road (B10) being converted into a highway cutting this area in two parts. The German B10 will be an effective barrier, possibly not allowing the wildcats to cross any more. If this would happen, the isolated populations will be below 500 individuals. The need of wildlife passages as well as measures to prohibit mortality was obvious. The State Agency for roads realized this problem and a concept for the reconstruction of the road will imply aspects like green bridges as overpasses and wildcat proof fences. Solutions for wildcat-proof road constructions were developed by the State Agency for roads in Rhineland-Palatinate (FÖA 1994, 1998). This solution consists of a wildcat-proof fence, so that wildcats cannot climb over the fence (Fig. 3) and has to be completed by a system of over- and underpasses not more than 1500m apart from each other to allow wildcats to have one safe crossing in every average home range. In a study on the efficiency of this fence it turned out, that this measure is appropriate to reduce the mortality significant (Fig. 4) (HERRMANN et al. 2006).



Figure 3 : The wildcat proof fence and its construction

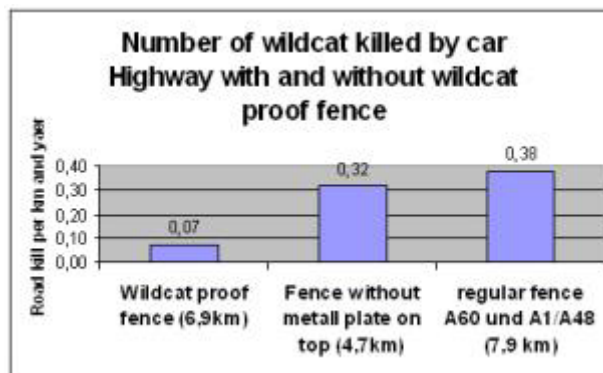


Figure 4 : Wildcat mortality on roads with wildcat proof fence and without

Application of Wildcat proof fences

The wildcat proof fence should be build

- when wildcat are present in the area and
- the size of the forest patch and neighboring patches is more than 500 ha

Only build fences when there are proper overpasses and underpasses, otherwise the barrier effect is to high

The wildcat proof fence should be 2 m high with 4 x 4 cm mesh size, 28 cm plate of recycling plastics in the earth and a metal sheet of 50 cm formed to a top down V

The wildcat proof fence should be prolonged a minimum of 100 m from the forest edge, but it should always end at a bridge or tunnel to allow save crossing, so the prolonged end might be more than 100m.

The wildcat proof fence must be constructed always on both sides of the road.

The wildcat proof fence should be build as close as possible to the roadway.

The second example deals with the lynx. The lynx was reintroduced into the Central Vosges area by releasing 21 individuals from 1983 to 1993 (Vandel et al. 2006). This population was monitored since 1988 and at least 13 cases of reproduction were recorded. The populated area expanded to 3159 km² in 2002. North of the Cole du Saverne in the Vosges du Nord no lynx were released. But since the beginning of the systematic monitoring in 1988 lynx were observed in the Vosges du Nord, the southern part of the biosphere reserve. Also in the northern part, the "Naturpark Pfaelzerwald" lynx sightings were reported frequently since 1993. The origin of these animals is not documented. Systematic monitoring of the lynx in Germany started in 1997 (ÖKO-LOG 1998). Constant presence of the lynx since these days is proofed by the evidences collected by the lynx reporters (latest report: Huckschlag 2006). Reproduction in this area was only proofed during the first years. Since the lynx became a flagship species of the transboundary biosphere reserve and nature conservation does focus on this species a transboundary action plan for the species was developed. As one part of this Interreg III project we were modeling the survival and the dispersal of a lynx population in this area based on an empirical, individual based model developed by Kramer-Schadt et al. (2004, 2005). The suitable habitat and the potential population size were estimated using CORINE data in a first step (Schadt et al. 2002). The reported indices of lynx presence were correlated with the identified suitable habitats, indicating that the habitat map is suitable for the area (Fig. 5).

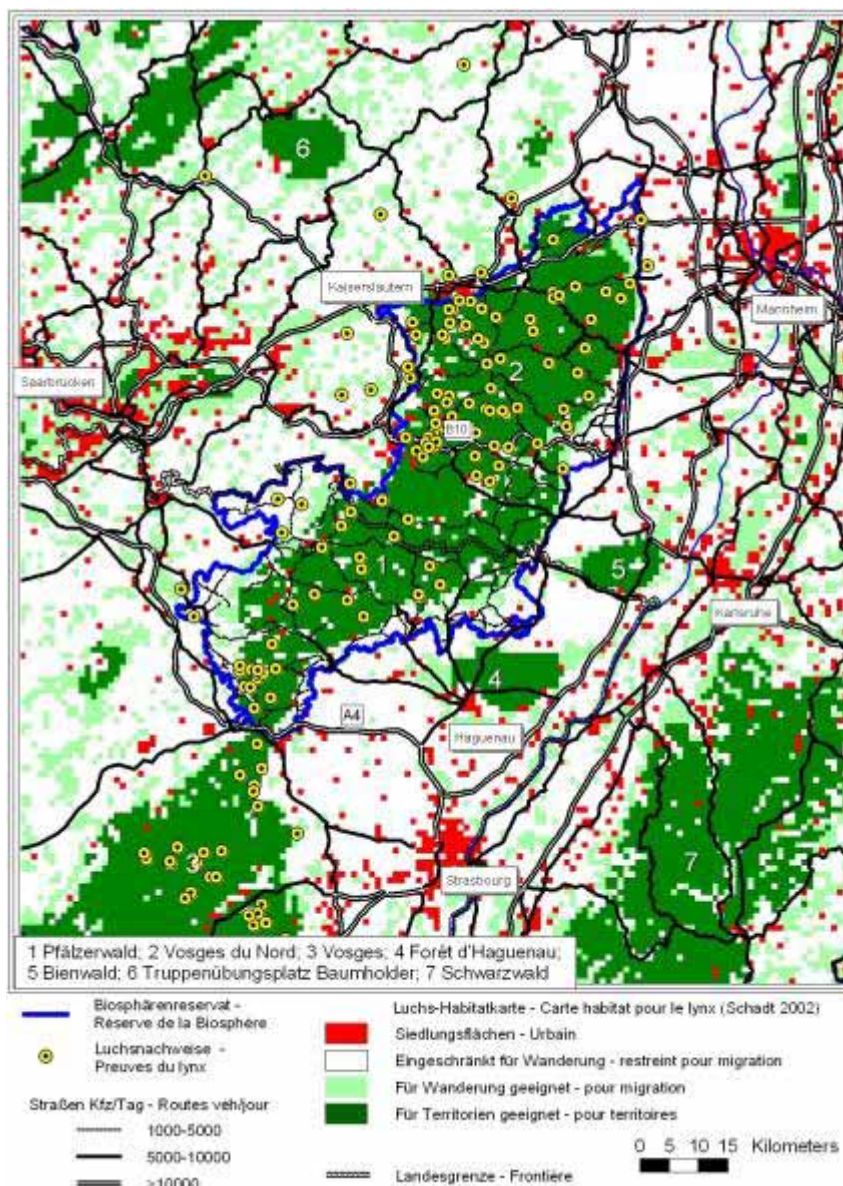


Figure 5 : Map of habitat suitability for lynx an the location with lynx reports in the area of the biosphere reserve Vosges du Nord and Pfaelzerwald

Some individuals leave the suitable habitat and disperse through permeable but not suitable landscape. Using this model we calculated that there will be space for 25 – 45 adult lynx in Voges du Nord and Pfälzerwald (1 to 2 individuals per 100 km²). All estimates of the actual number of lynx are below 10. Using the model we calculated that the chance that a founder group of four individuals might found a stable population is below 20%. The model suggested that a founder group should at least consist of 12 animals (to have an extinction risk below 10%). In consequence there is a discussion ongoing to support the small founder population with additional individuals. Nowadays they have to be released, because the chance of natural immigration is too low to support a founder population effectively. The model shows: making the Cole du Saverne permeable by an overpass of adequate size doubles the chance that the actual population (of approximately 4 individuals) in the biosphere reserve will survive. (Fig. 6).

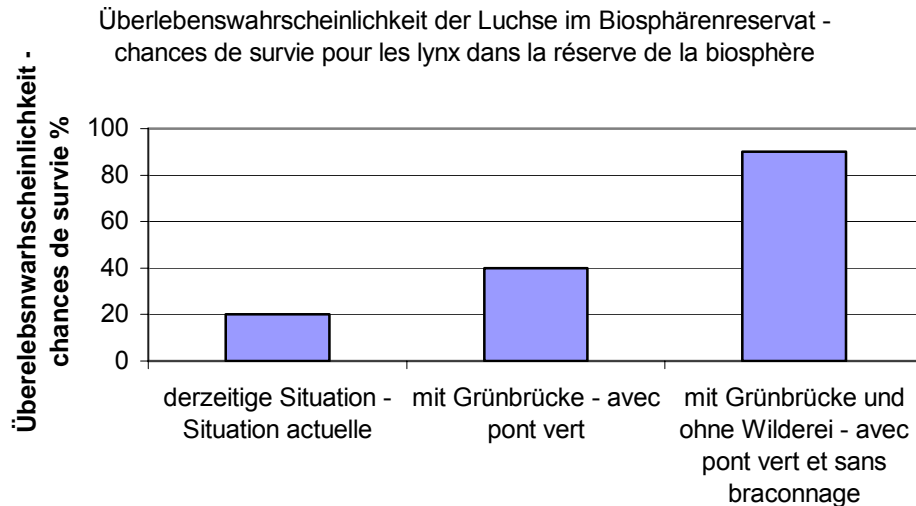


Figure 6 : Model based estimation of the Chance of survival of the lynx population with and without passages

Under these circumstances a release would not only support the Northern Vosges – Pfälzerwald population but also the population in the Central Vosges (KLAR ET AL. in press).

A population of 25-45 lynx in the study area for its own may survive a few decades without any trouble, even if there is no permeability at the A4. But it is known, that inbreeding and genetic drift may cause problems for populations of this size on the long term level. So beside poaching and road mortality the isolation of the population may be a major problem. In the case of Vosges du Nord and Pfälzerwald the large forest seems nearly completely isolated by highways and settlements surrounding it. From the human point of view it is one of the largest forested areas in Central Europe, but for the lynx the area is not even large enough to carry a population without a risk of inbreeding. So this population should be in exchange with the lynx population in the Central Vosges being a stepping stone to the lynx populations in Jura and Alps. Also it might be an important connection between the newly establishing lynx populations in the Eifel-Region and in the federal state of Hesse and the Vosges / Jura / Alpine populations. Additionally small habitat patches suitable for one or two female lynx like the Forêt d' Haguenau can rise the number of lynx in the area and therefore make the population more viable. The connections to these patches have to be maintained, because already a small change like the construction of a commercial area like in the case of the Forêt d' Haguenau can disconnect the last suitable corridors (Fig. 7).

The permeability of the highways especially of the A4 at "Col du Saverne" is a keystone to lynx conservation in the biosphere reserve Vosges du Nord / Pfälzerwald (Fig. 8a, 8b) (KLAR ET AL. in press).

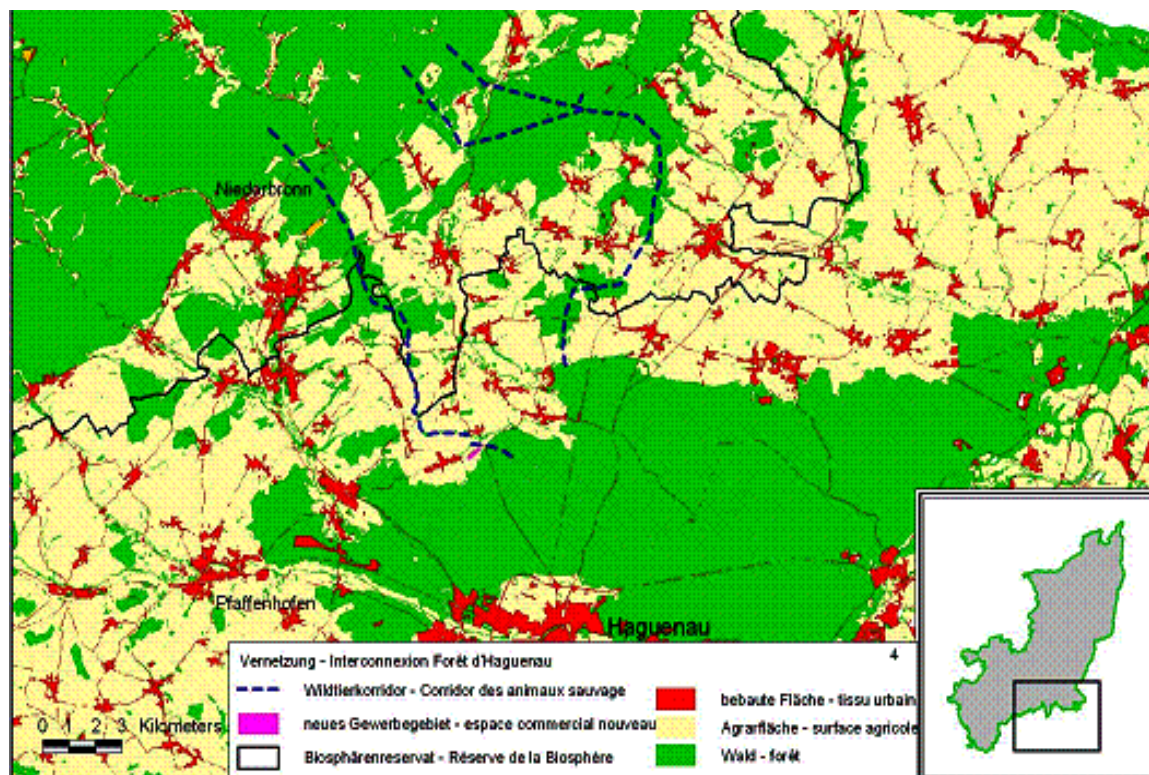


Figure 7 : Suitable corridors for lynx connecting Vosges du Nord and Forêt d'Haguenau

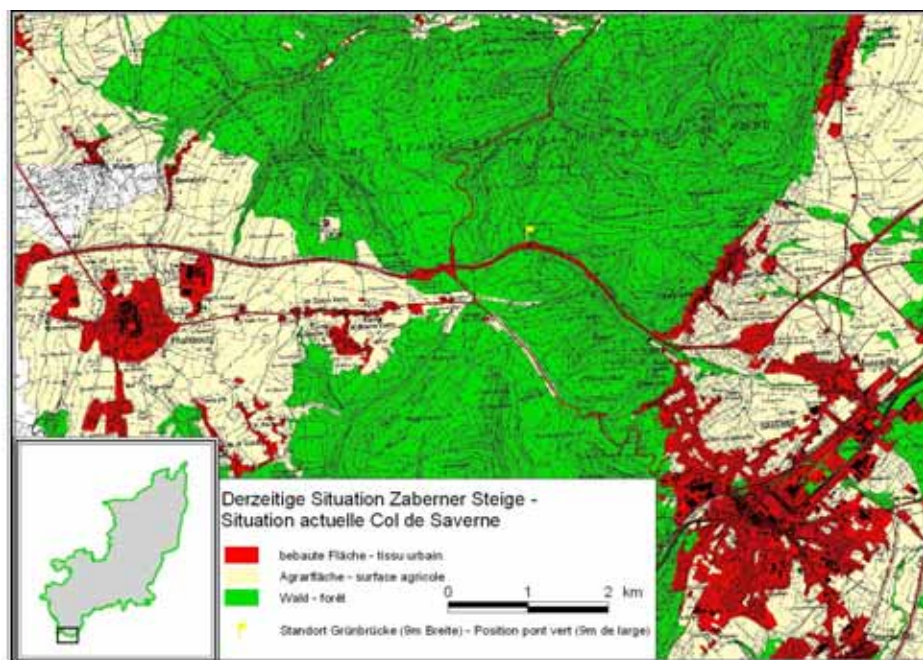
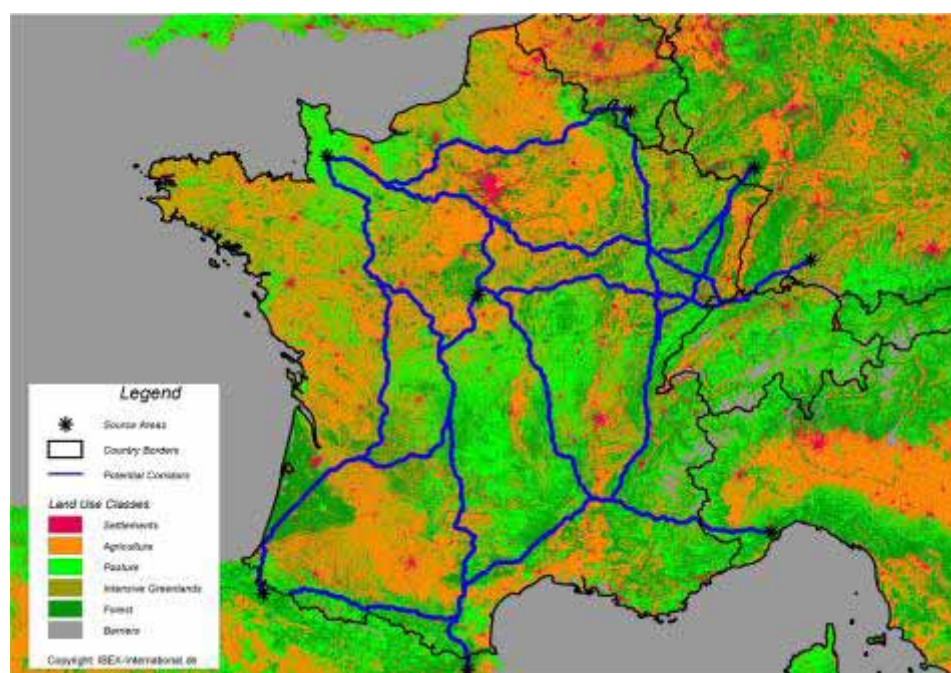


Figure 8a : Actual situation at the Col du Saverne [Orthophotos 1999, BD Iti-rando 2002, BD Limites 2004, BD Teledéc 2004, BD Patnat 2004, BD POS 2001, BD Fonds scannes 2002 du SYCOPARK (Observatoire du Parc-SIGIS); BD OCS – 2002 CIGAL; BD Carto 1996 de l'IGN, BD Routes forestières de l'ONF]



Figure 8b : Photo of the steep canyon (to include in Fig. 8a)

The actual status of the Col du Saverne is not suitable as a lynx corridor. The A4 cuts the Vosges forest in a steep canyon at the smallest site of the sand glass shaped forest. There is a fence along the A4 which might be climbed, but there is a high risk of mortality for animals caught in between these fences. A small bridge over the A4 was constructed for animal migration but is recently not used by wildlife. Reasons might be the small size, the absence of any cover, the frequent use by people and during the last years a fence against swine fever. An overpass of 200 m width as first suggested by CARSIGNOL et al. (2003) would be a suitable lynx corridor and a solution of this man made problem.



Modeling corridors for large mammals with cost path methods turned out to make efficient and accurate predictions (BÖTTCHER et al. 2005). Modeling such corridors will help to find the best positions for expansive measures like overpasses. STREIN et al. (2006) applied their model developed in Germany to French habitats (Fig. 9).

Figure 9 : First approach determining corridors in France

The results show first ideas on what has to be done for defragmentation in France and preservation of a diverse and rich wildlife. One of the major corridors leading from Jura mountains through the Central Vosges to the Northern Vosges crosses the A4 at the Col de Saverne. It shows clearly that the Col du Saverne is of high priority for corridor reestablishment on the European level. Also of high priority is the situation between Jura and Vosges.

REFERENCES

- BÖTTCHER, M., RECK, H., HAENEL, K. & WINTER, A. (2005). Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. *GAIA* 14/2: 163-166.
- BREITENMOSER U., BREITENMOSER-WUERSTEN C. AND CAPT S. (1998). Re-introduction and present status of the lynx in Switzerland. *Hystrix* 10: 17-30.
- CARSIGNOL, J., MASTRILLI, M. AND D. CHEVALIER (2003). Retablissement du corridor ecologique de Saverne. International conference on habitat fragmentation due to transportation infrastructure (Cost action 341). Brussels.
- FRANKLIN, J. R. (1980). Evolutionary change in small populations. In: Soule, M. E. & Wilcox, B. A. (Eds.): *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. – Sunderland: 135-150.
- FÖA (1994). Entwicklung eines für Wildkatzen unüberwindbaren Wildschutzaunes im Zuge des Neubaus der BAB A 60, Abschnitt: Bitburg – Wittlich. Gutachten im Auftrag des LSV – Rheinland-Pfalz. Unpubl.
- FÖA (1998). Ergänzungsgutachten zur Entwicklung eines für Wildkatzen unüberwindbaren Wildschutzaunes. Gutachten im Auftrag des LSV Rheinland – Pfalz.
- HERRMANN, M. (2006). Wirkungsuntersuchung zum Bau eines wildkatzensicheren Wildschutzaunes im Zuge des Neubaus der BAB A 60, Bittburg – Wittlich. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des LSV Rheinland-Pfalz.
- HUCKSCHLAG, D. (2006). Luchs-Monitoring im Pfälzerwald. Jahresbericht 2005. im Auftrag der SGD Süd – Zentralstelle der Forstverwaltung
- KAUTZ, J. (2005). Straßenbauliche Details und Landschaftsstrukturen mit besonderem Risiko für die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Rheinland-Pfalz. unpublished masters thesis, Georg-August-Universität, Göttingen.
- KNAPP, J., HERRMANN, M. & TRINZEN, M. (2000). Artenschutzprojekt Wildkatze. Abschlussbericht im Auftrag des LfUG Rheinland-Pfalz. unpubl. Report.
- KLAR, N., HERRMANN, M. & KRAMER-SCHADT, S. (in press). 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*.
- KRAMER-SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T. & BREITENMOSER, U. (2004). Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41: 711-723.
- KRAMER-SCHADT, S., REVILLA, E. & WIEGAND, T. (2005). Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biol. Conser.* 125: 169-182.
- MÜLLER, U., STREIN, M. & SUCHANT, R. (2003): Wildtierkorridore in Baden-Württemberg. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 48.
- PIERPAOLI, M., BIRÒ, S., HERRMANN, M., HUPE, K., FERNANDES, M., RAGNI, B., SZEMETHY, L. & RANDI, E. (2003). Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12: 2585-2598.
- SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITENMOSER, U., BUFKA, L., CERVENY, J., KOUBEK, P., HUBER, T., STANISA, C. & TREPL, L. (2002). Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.* 39: 189-203.
- STAHL, P. & ARTOIS, M. (1994). Statut et conservation du chat sauvage (*Felis silvestris*) en Europe et sur le pourtour de la Mer Méditerranée. Strasbourg: Council of Europe press.
- STREIN, M., MÜLLER, U. & SUCHANT, R. (2006): Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa – Methodik und erste Ergebnisse einer landschaftsökologischen GIS-Analyse, *Naturschutz und biologische Vielfalt*, Nr.17.
- VANDEL, J.-M., STAHL, P., HERRENSCHMIDT, V. & MARBOUTIN, E. (2006). Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. *Biol. Conser.* 131 (3): 370-385.

Authors Adress :

Mathias Herrmann, OKO-LOG.COM, Hof 30, D-16247 Parlow, Germany, oeko-log@t-online.de

Nina Klar, Department of Ecological Modelling, UFZ Centre for Environmental Research, Permoser Str. 15, D-04318 Leipzig, Germany, ninaklar@gmx.de

Martin Strein, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Wonnhaldestr. 4, D-79100 Freiburg, martin.strein@forst.bwl.de

Aménagements de milieux aquatiques le long de l'autoroute de Maurienne A43

Philippe VALLET

Gestion des espaces naturels TERE0
La Chavanne, France

E-Mail : p.vallet@gen-tereo.fr

Résumé

L'autoroute de Maurienne, concédée à la SFTRF (Société Française du Tunnel Routier du Fréjus) est le maillon final de l'A43 Lyon – Turin. Elle relie Aiton à Modane en longeant l'Arc, principal affluent de l'Isère.

Le fond de la vallée de la Maurienne était autrefois occupé par le lit en tresse de l'Arc. Son endiguement a permis de libérer des espaces plats qui ont été pour la plupart valorisés par l'agriculture ou des usines. Les équipements de transports sont importants : ligne de chemin de fer, route nationale n°6, réseau de route départementales.

Dans ce contexte et le choix ayant été fait de préserver les activités humaines, les tracés possibles pour le projet d'autoroute ont été restreints et ont principalement concerné les milieux naturels.

Les grands types d'impacts se regroupaient, pour les milieux et la faune aquatiques et amphibiens en deux « familles » :

- Le risque de coupure des échanges transversaux par l'ouvrage : ouvrages de franchissement des affluents, axes de déplacements des amphibiens entre le versant et les annexes hydrauliques de l'Arc ou les mares de fond de vallée ;*
- La destruction directe des milieux par la réalisation de l'ouvrage et par les occupations temporaires (aire de stockages, aires d'enrobage...) ou définitives (carrières) liées au chantier.*

Nous aborderons deux exemples d'aménagements illustrant comment ont été traités ces impacts.

Exemple 1 : aménagement du ruisseau des Glaires.

Les enjeux : cours d'eau en partie phréatique de grande qualité abritant de belles populations de truite, chabot et écrevisse à pieds blancs.

Les impacts : reprise du lit sur 700 mètres avec ouvrage de franchissement pour le passage de l'autoroute, modification de la confluence de deux petits affluents.

Les objectifs : recréer un lit présentant des caractéristiques d'hétérogénéité et d'attractivité comparables à celles de l'état initial, maintenir la connectivité longitudinale par un aménagement adapté des confluences et un traitement spécifique du passage sous l'autoroute.

Les résultats : les populations de faune aquatique ont été maintenues, le nouveau lit offre des caractéristiques d'habitats conformes aux objectifs.

Exemple 2 : Aménagement de mares à amphibiens dans la plain du Canada

Les enjeux : haute terrasse alluviale occupée par des prairies sèches riches en orchidées et plusieurs types de milieux humides accueillant 10 espèces d'amphibiens.

Les impacts : installation temporaire d'une centrale d'enrobage, d'aires de stockage et de concassage de matériaux de carrière condamnant une partie des prairies et le plan d'eau central, zone de reproduction notamment du crapaud calamite et de la rainette verte.

Les objectifs : recréer des mares remplaçant le plan d'eau détruit, reconstituer des milieux faiblement végétalisés pour maintenir des zones de chasse pour le calamite, préserver les zones habitées par la rainette verte.

Les résultats : maintien de la population de calamite, disparition de la rainette, enrichissement de la flore amphibie et du peuplement odonatologique.

Les lagomorphes et les infrastructures de transport : impacts et propositions pour les populations de lapins et de lièvres

Jérôme LETTY*, **Jacky AUBINEAU****, **Régis PEROUX***** & **Stéphane MARCHANDEAU***

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
Direction des Études et de la Recherche, Cnera Petite Faune Sédentaire de Plaine
*Nantes, **Beauvoir-sur-Niort, ***Chamalières, France

E-Mail : j.letty@oncfs.gouv.fr

Résumé

Les populations de lapin de garenne et de lièvre d'Europe, espèces sédentaires qui occupent surtout les milieux ouverts et cultivés, sont souvent confrontées aux infrastructures de transports et aux travaux connexes qui accompagnent leur aménagement. L'impact de ces infrastructures ne sera pas le même en terme de coûts et de bénéfices pour ces deux espèces. Si le lapin et le lièvre semblent assez proches par leur biologie, ils diffèrent sensiblement par leurs exigences écologiques, leur répartition spatiale et leur statut de conservation actuel. En effet, les populations de lièvres sont dans leur majorité plutôt florissantes alors que, malgré des situations très contrastées, le lapin connaît un déclin généralisé depuis plusieurs décennies. Les mesures compensatoires et de gestion à adopter en faveur de ces espèces suite à de tels aménagements ne seront donc pas systématiquement les mêmes. L'impact d'une infrastructure de transport et les mesures à préconiser dépendront aussi des habitats, des paysages et des agro-systèmes traversés. Le lapin sera probablement plus directement affecté par la construction d'une infrastructure que le lièvre, mais paradoxalement il semble pouvoir en tirer par la suite un meilleur profit. En effet, une infrastructure de transport agira plutôt comme une barrière pour le lièvre alors qu'elle pourra au contraire servir de corridor au lapin. Cet article vise plus généralement à attirer l'attention des aménageurs et des gestionnaires de l'environnement sur la prise en compte de ces espèces de la campagne « ordinaire » dans des projets d'aménagement du territoire.

INTRODUCTION

Les infrastructures de transport constituent une composante importante de l'aménagement et du développement économique d'un territoire, mais elles ont également un impact sur le fonctionnement des écosystèmes qu'elles traversent et sur la biodiversité qu'ils abritent. En effet, l'aménagement de ces infrastructures va entraîner une perte directe d'habitat disponible, mais aussi une altération des milieux alentour, ainsi qu'une fragmentation des paysages et des populations animales qui les habitent, la viabilité à long terme de ces populations pouvant alors être dangereusement remise en cause. Par ailleurs, dans un objectif de développement durable qui doit concilier les enjeux économiques, environnementaux et sociaux, il semble tout autant justifié de s'intéresser aux habitats abritant une biodiversité jugée remarquable, bénéficiant souvent déjà de mesures de protection particulières, qu'à des milieux d'apparence bien plus ordinaire, faisant l'objet d'une exploitation par l'homme, mais a priori davantage exposés à l'implantation d'une infrastructure de transport. Les populations de lagomorphes qui évoluent essentiellement dans des habitats façonnés et cultivés par l'homme, et qui sont par ailleurs soumises à la chasse, s'inscrivent dans ce second cas de figure. Les lagomorphes, à l'instar de nombreuses autres espèces animales de la campagne ordinaire, seront plus ou moins affectés par l'aménagement et l'exploitation de ces infrastructures. Ces espèces qui ont leur propre valeur patrimoniale, qu'elle soit de nature écologique ou sociale, méritent donc aussi l'attention des aménageurs et des gestionnaires de l'environnement lors de l'élaboration de tels projets d'aménagement.

Chez les lagomorphes, comme chez la plupart des espèces animales terrestres, les infrastructures de transport vont notamment constituer un obstacle supplémentaire pour le fonctionnement normal des populations, en les fragmentant en sous-populations et en restreignant les possibilités d'échange d'individus entre celles-ci. A terme, cette fragmentation des populations peut avoir des conséquences néfastes sur leur viabilité démographique et génétique, et, au stade ultime, provoquer leur extinction. Ce risque d'extinction est d'autant plus grand que ces sous-populations sont de petite taille et isolées, et bénéficient donc d'autant moins du renfort d'individus provenant de populations voisines. Mais l'impact de ces infrastructures dépendra en fait de l'écologie des espèces concernées et des milieux dans lesquels elles évoluent. Il en est ainsi pour les deux principales espèces de lagomorphes présentes en France, le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) et le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*). En effet, le lapin et le lièvre, espèces dont les caractéristiques écologiques diffèrent sensiblement, ne seront pas affectés de la même manière par l'implantation d'une infrastructure de transport. De même, les mesures que l'on pourra préconiser en faveur de ces espèces pour pérenniser les populations concernées par cet aménagement seront différentes.

I. STATUTS DES ESPECES ET PROBLEMATIQUES DE GESTION

Le lapin et le lièvre sont présents sur la presque totalité du territoire métropolitain français et ont le statut juridique de gibier. Ce statut leur confère une certaine valeur patrimoniale du point de vue du monde cynégétique. Mais lapins et lièvres ne jouissent pas de la même considération de la part des chasseurs et des agriculteurs. Le lièvre est considéré comme un gibier « noble » et bénéficie souvent de mesures de gestion cynégétique attentionnées, généralement une limitation des prélèvements ajustée en fonction des densités de population estimées. Si la densité est trop faible, la chasse au lièvre peut au besoin être suspendue. Il n'en va pas de même pour le lapin, gibier « populaire » par excellence pour lequel les chasseurs comptent sans doute beaucoup trop sur sa réputation d'espèce prolifique. Les lapins vivant en groupes, tout observateur a d'autant plus l'impression souvent trompeuse qu'ils sont présents en grand nombre. Parallèlement, l'estimation précise des densités de population est bien plus difficile chez le lapin que chez le lièvre, ce qui ne facilite en rien sa gestion cynégétique. De plus, le lapin souffre de sa réputation de ravageur des cultures auprès de bon nombre d'agriculteurs, héritée en grande partie des périodes précédant l'apparition de la myxomatose et pendant lesquelles les populations de lapins étaient bien plus importantes que de nos jours. Mais le lapin n'en continue pas moins à être classé « nuisible » en France dans une partie des départements et des communes, ce qui autorise certaines mesures de régulation de l'espèce, voire tout simplement de destruction, en dehors de la période de chasse.

Le lapin et le lièvre diffèrent également par l'état actuel de leurs populations et leur statut de conservation, le lapin accusant un fort déclin démographique alors que la diminution des effectifs de lièvres semble globalement enrayée depuis quelques années. Le déclin du lapin s'observe dans d'autres contrées européennes, notamment en zone méditerranéenne et dans la péninsule ibérique, le berceau de l'espèce, et de nombreux facteurs peuvent l'expliquer. En particulier, les populations de lapins ont été largement décimées suite à l'introduction du virus de la myxomatose en 1952, puis de manière moins uniforme lors de l'émergence en 1988 du virus de la VHD (« viral haemorrhagic disease »), alors qu'elles s'étaient bien reconstituées entre temps sans toutefois revenir au niveau initial.

Mais il ne faut pas oublier que l'habitat du lapin a été fortement bouleversé par l'évolution de l'agriculture moderne dans cet intervalle de temps : intensification dans le Nord de la France ou au contraire déprise sur le pourtour méditerranéen et en zone collinaire. Il en a résulté une réduction significative de la capacité d'accueil des milieux pour le lapin, et donc de la taille de ses populations, lesquelles se sont retrouvées de plus en plus fragmentées. La régression des paysages bocagers, mesurée par linéaire de haies, élément fixe du paysage favorable à la présence du lapin, en est une parfaite illustration. On estime ainsi que les remembrements agricoles ont conduit à l'arrachage de 80% des haies existantes en France durant la seconde moitié du 20ème siècle, seuls 700000 km de haies persistant actuellement. Il ne faut pas non plus occulter une part de responsabilité imputable à la chasse dans le recul global du lapin, tant du fait des difficultés de dénombrement des populations que de l'absence de conscience de la nécessité de réaliser des prélèvements raisonnables. L'évolution du tableau de chasse national pour le lapin révèle l'ampleur du déclin suspecté pour l'espèce : 13,2 millions d'individus prélevés pendant la saison de chasse 1974/75, 6,4 millions en 1983/84 et seulement 3,2 millions en 1998/99 (Arthur & Guénézan, 1986; Marchandeau, 2000). Si le lapin est encore loin d'être menacé d'extinction en France, il y a tout de même lieu de s'inquiéter localement pour la viabilité de certaines populations. C'est tout le paradoxe d'une espèce commune menacée localement un peu partout. Logiquement, la pérennité des pratiques de la chasse au lapin est également en péril et, bien que ce soit encore l'un des gibiers les plus prélevés en France, l'intérêt que lui porte bon nombre de chasseurs a déjà diminué. Il est à craindre que cette baisse de motivation ne soit pas à terme sans conséquence sur la survie locale de l'espèce tant elle nécessite dans bien des situations des efforts de gestion de l'environnement pour pouvoir se maintenir. Enfin, en zone méditerranéenne, un autre motif d'inquiétude lié au recul du lapin concerne certains de ses prédateurs dont l'avenir en dépend parfois grandement (cas de l'aigle de Bonelli en France).

En ce qui concerne le lièvre, la situation paraît moins problématique, même s'il est aussi confronté à diverses épizooties, notamment des épidémies virales depuis l'émergence en 1985 de l'EBHS (« European brown hare syndrome », maladie du lièvre homologue à la VHD). Les densités semblent même en accroissement ces dernières années dans certaines régions même si le tableau de chasse national est passé de 1,6 millions de lièvres prélevés en 1983/84 à seulement 0,9 million en 1998/99 (Péroux, 2000). Là encore, ce recul de l'espèce s'inscrit dans une tendance générale observée au cours des dernières décennies dans presque toute l'Europe de l'Ouest.

II. CARACTERISTIQUES BIOLOGIQUES ET ECOLOGIQUES

Le lapin de garenne et le lièvre d'Europe sont deux espèces de lagomorphes qui se ressemblent par de nombreux points de leur biologie (Biadi & Le Gall, 1993; Péroux, 1995). Ce sont tous deux de petits herbivores (poids adulte : 1,5 kg pour le lapin, 3,5 kg pour le lièvre) dont la démographie se caractérise par de grandes fluctuations de leurs populations et un fort taux de renouvellement annuel des individus. Ceci s'explique par une grande sensibilité aux variations environnementales et par un potentiel de reproduction élevé, lequel est compensé par des taux de survie relativement faibles, particulièrement chez les juvéniles. Selon son âge et les conditions environnementales, une lapine peut produire annuellement de 10 à 25 jeunes répartis en 2 à 5 portées, alors qu'une hase peut dans le même temps donner naissance à 10 à 15 levrauts en 4 à 6 portées. La grande fécondité de ces espèces est permise par des durées de gestation et de sevrage courtes (environ 2 mois pour l'ensemble), et par une saison de reproduction particulièrement longue débutant assez tôt en hiver et s'achevant généralement en début d'automne selon la qualité nutritive de la végétation disponible. Il faut aussi noter que la reproduction est possible chez ces espèces dès l'âge de 4 à 5 mois. Malgré les mortalités juvéniles généralement très importantes, les jeunes de l'année constituent normalement plus de la moitié des effectifs des populations au début de la saison de reproduction suivante. Enfin, la survie annuelle adulte étant d'environ 50% chez ces espèces, légèrement inférieure chez le lapin par rapport au lièvre, la plupart des adultes ne survivent guère plus de 2 ans.

Les deux espèces diffèrent par contre beaucoup par leurs exigences écologiques, leur comportement et leur occupation de l'espace. Par exemple, bien que le lapin et le lièvre se rencontrent un peu partout en zone rurale, hormis les zones inondées ou d'altitude trop élevée (1000 à 1500 m pour le lapin, 2000 à 2500 m pour le lièvre), les deux espèces n'ont pas tout à fait les mêmes préférences en terme d'habitat. Le lapin est plutôt une espèce de milieux semi-ouverts et de lisière, pouvant également coloniser les habitats péri-urbains. En particulier, cette espèce doit pouvoir creuser des terriers pour pouvoir se reproduire et ne peut donc s'implanter que sur des sols profonds et filtrants ; à défaut, il est possible d'aménager des garennes « artificielles » (Figure 1).



Figure 1 : Schéma d'une garenne artificielle à base de souches ou de grosses pierres (matériaux imputrescibles), recouvertes de terre végétale et de branchages. (dessin de M.-A. Aubineau)

En effet, la lapine met bas sa portée dans une rabouillère, petit terrier creusé de préférence à l'intérieur de la garenne, réseau de terriers servant d'abri et de gîte aux individus. De plus, le lapin doit disposer de zones de gagnage, notamment des pelouses rases, à proximité immédiate de sa garenne pour pouvoir satisfaire facilement ses besoins énergétiques vu que le domaine vital d'un individu est le plus souvent inférieur à 1 hectare (Figure 2).



Figure 2 : Exemple de milieu spécialement aménagé pour le lapin : garenne artificielle, pelouse rase et couverts buissonnants concentrés sur une petite surface. (Photo de J. Letty / ONCFS).

Enfin, le lapin a souvent besoin de couverts arbustifs bas, notamment là où les terriers sont peu nombreux et difficiles à creuser, car ils servent alors d'abri et de lieu de gîte temporaire. Il n'est donc pas étonnant que le lapin s'implante spontanément sur certains ronds-points de circulation routière dès lors qu'ils sont de surface suffisante et qu'ils comportent un talus de terre, des buissons et une zone de pelouse entretenue mécaniquement. De son côté, même s'il est présent dans de nombreux types d'habitats, le lièvre ne s'épanouit véritablement que dans les milieux ouverts, notamment les grandes plaines céréalières dans lesquelles il atteint ses plus fortes densités. Contrairement au lapin, le lièvre établit ses gîtes et ses sites de mise-bas à même le sol, sans le creuser. Son domaine vital occupe une surface généralement de l'ordre de 1 à 3 km². Lapins et lièvres diffèrent également quelque peu par leur régime alimentaire même s'ils partagent le même goût pour les graminées. Le régime alimentaire du lièvre semble en effet beaucoup plus sélectif que celui du lapin, plus opportuniste, qui peut plus facilement se satisfaire de nombreuses autres plantes : ligneux et semi-ligneux, fruits et légumes, voire mousses et lichens dans les environnements les plus pauvres.

Les deux espèces se distinguent davantage encore par leur comportement social et la structuration spatiale de leurs populations. Le lapin vit en effet en groupe social de quelques reproducteurs partageant une même garenne et un même domaine vital. L'emplacement des garennes structure véritablement les populations de lapins dans l'espace car elles constituent les abris les plus sûrs et les meilleurs sites de mise-bas. De plus, les terriers sont plus ou moins abondants ou faciles à creuser selon la nature du sol et de l'habitat.

En particulier, les agriculteurs ne sont pas toujours disposés à laisser le lapin s'installer n'importe où, et cette composante socio-économique apparaît d'ailleurs souvent comme l'un des principaux facteurs limitant la présence du lapin dans certains agro-systèmes. Les garennes sont donc le centre vital du territoire des individus et sont à ce titre la source de conflits sociaux à l'intérieur du groupe, mais aussi et surtout vis-à-vis des individus étrangers. Là où le lapin peut se développer, il peut localement atteindre de fortes densités de population et l'on peut par endroit dénombrer jusqu'à 50 adultes par hectare si les garennes se jouxtent. Il sera par contre totalement absent de zones défavorables. Le lapin n'est donc pas réparti de manière homogène à travers l'espace, mais plutôt par petits noyaux plus ou moins distants les uns des autres, ce qui résulte en un certain degré de fragmentation naturelle de ses populations (Marchandeaup *et al.*, 2003). Le problème de la viabilité démographique peut alors se poser dans le cas de noyaux de lapins de trop faible effectif et trop isolés des autres noyaux pour bénéficier d'un renfort spontané d'individus extérieurs. La capacité de dispersion (le fait pour un individu de quitter son lieu de naissance pour aller s'installer ailleurs) est en effet assez limitée chez le lapin et les échanges d'individus doivent être exceptionnels entre noyaux distants de plus d'un kilomètre. La nature du paysage conditionne aussi le comportement de dispersion du lapin qui ne s'aventure guère en terrain découvert à plus d'une centaine de mètres. Le faible potentiel de dispersion peut donc rendre cette espèce très sensible à la fragmentation des populations, même à l'échelle locale, et un noyau isolé sera donc d'autant plus exposé au risque d'extinction, notamment s'il subit un accident démographique quelconque (épidémie, chasse excessive,...). Il faut de plus noter que la dynamique et l'impact des maladies virales vont beaucoup dépendre de la structuration spatiale des populations, un noyau de population étant vraisemblablement d'autant plus exposé au risque d'une épidémie virale dévastatrice qu'il est isolé et que son effectif est faible. En effet, un animal qui survit à une infection virale développe des défenses immunitaires qui le protégeront en cas de nouveau contact avec le virus. Ces défenses persisteront pendant 6 à 12 mois. Dans le cas d'une grande population, un virus peut circuler efficacement en permanence car il trouve toujours à sa disposition quelques individus sensibles. Paradoxalement, c'est la situation la plus favorable pour le lapin. Un individu ayant survécu à une première infection sera très probablement de nouveau exposé au virus avant d'avoir perdu ses défenses immunitaires. Il ne développera alors pas la maladie, ou sous une forme bénigne, et son système immunitaire sera réactivé. La population demeure ainsi en permanence globalement protégée. À l'inverse, dans le cas d'une petite population, il y aura extinction rapide du virus après que l'épidémie aura touché tous les individus. Les défenses immunitaires des survivants ne seront pas entretenues et, après 8 à 10 mois, la population ne sera globalement plus protégée en cas de retour du virus. Les conditions seront donc réunies pour le développement d'une nouvelle épidémie dévastatrice (Marchandeaup *et al.*, 2002; Fouchet *et al.*, in press). La taille de population nécessaire à ce fonctionnement endémique des maladies virales reste cependant inconnue chez le lapin.

La problématique est sensiblement différente chez le lièvre dont la répartition spatiale des individus est beaucoup plus homogène que celle du lapin, même s'il peut exister de nettes différences de densité selon les caractéristiques environnementales des zones considérées, voire au sein d'une même zone entre des secteurs pourtant voisins et apparemment semblables. Par exemple, les densités peuvent atteindre localement jusqu'à 100 adultes par km² dans les plaines céréalières les plus favorables mais être 100 fois moindres dans des zones beaucoup moins propices (paysages boisés, milieux presque uniquement herbagers, culture du maïs majoritaire,...). La répartition du lièvre est donc quasi-continue et ne semble interrompue que par les obstacles naturels majeurs (larges cours d'eau, grands massifs forestiers, montagnes élevées) et les zones d'habitat humain concentré. Quant au rayon de dispersion de l'espèce, il est assez important pour que des échanges d'individus interviennent parfois entre territoires distants d'une quinzaine de kilomètres et plus (Bray *et al.*, 2005). La répartition quasi-continue des individus et sa capacité de dispersion rendent le lièvre naturellement beaucoup moins sujet à la fragmentation des populations que ne l'est le lapin. Cela lui assure donc aussi une assez bonne viabilité de ses populations, du moins tant que celles-ci peuvent évoluer sans contraintes majeures sur une surface suffisante. La taille minimale de population viable étant vraisemblablement de l'ordre d'une centaine de reproducteurs chez le lièvre, la surface minimale permettant de conserver une telle population devrait dépasser les 1000 hectares d'un seul tenant dans la plupart des situations, hormis dans les plaines céréalières où les densités sont particulièrement élevées.

III. IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT SUR LES LAGOMORPHES

L'aménagement d'une infrastructure de transport va induire différentes perturbations de l'environnement susceptibles d'affecter le fonctionnement des populations de lapins et de lièvres de manière plus ou moins durable et étendue.

Tout d'abord, la phase de construction va entraîner une importante altération de l'environnement. En plus de la perte d'habitat disponible correspondant à l'emprise de l'ouvrage, on observe généralement aussi une ouverture et une simplification des milieux environnants due aux travaux connexes au remembrement (arrachage de haies, creusement de fossés, création de chemins, agrandissement des parcelles,...) menés de part et d'autre de l'emprise. On estime ainsi que la consommation d'espace par une infrastructure peut atteindre jusqu'à 10 hectares par kilomètre et que la surface perturbée par le remembrement consécutif à cet aménagement est 20 fois supérieure, soit 200 hectares par kilomètre (Sétra, 2005). Le lapin risque d'être le plus affecté par ces altérations de l'habitat, alors que le lièvre, une fois la phase de perturbation passée, semble à l'inverse pouvoir parfois bénéficier de l'ouverture des milieux consécutive. En particulier, le lapin évolue sur un petit domaine vital qui peut alors être totalement bouleversé tandis que celui du lièvre, beaucoup plus vaste, ne le sera généralement qu'en partie. Dans un tel cas, un lapin devra alors changer de territoire, ce qui constitue une perturbation majeure pour un individu, alors qu'un lièvre pourra juste désertier la partie perturbée de son domaine vital. De plus, un tel bouleversement concernera tous les lapins composant un même groupe social ou un noyau de population, mais seulement quelques lièvres au sein de la population touchée. En outre, cette modification du paysage pourra entraîner localement la disparition du lapin et l'isolement géographique de noyaux de lapins dont la viabilité démographique demeurera incertaine. Mais la construction de l'infrastructure va aussi s'accompagner de la création de milieux « neufs » (lisières, talus, couverts, pelouses,...) sur une partie de l'emprise, ce qui pourra suffire au lapin pour s'y réimplanter durablement s'il a effectivement la possibilité de les coloniser naturellement ou grâce à un repeuplement. Par contre pour le lièvre, ces milieux « neufs » ne semblent ni assez étendus ni vraiment favorables.

Une fois mise en service, l'infrastructure va entraîner des modifications permanentes du fonctionnement des populations. Elle provoquera notamment une mortalité directe par collision potentiellement importante dans le bilan démographique des populations concernées, surtout chez le lièvre (Sétra, 2005). Il s'agira essentiellement de mortalité « interne » pour le lapin (individus installés sur l'emprise même de l'infrastructure) et de mortalité « externe » pour le lièvre (individus amenés à traverser l'infrastructure lors de leurs déplacements). L'emplacement de l'infrastructure dans le paysage va aussi déterminer son impact en terme de fragmentation et de viabilité des populations. De ce point de vue, le fonctionnement des populations de lapins, souvent déjà naturellement fragmentées, devrait être moins affecté par la fragmentation induite par l'infrastructure que celui des populations de lièvres, généralement peu fragmentées au départ. L'infrastructure pourrait même parfois permettre le développement de nouvelles populations de lapins, voire servir dans certains cas de corridor biologique entre différents noyaux de populations. L'infrastructure risque par contre d'affecter davantage la dynamique de population du lièvre, sur des surfaces plus étendues, car elle sera un frein très important aux échanges d'individus entre les sous-populations qu'elle va séparer. Si l'une de ces sous-populations se retrouve à la fois trop isolée et de taille insuffisante, sa viabilité à long terme sera alors menacée.

IV. QUELLES MESURES PROPOSER EN FAVEUR DES LAGOMORPHES ?

Les mesures à adopter en faveur du lapin et du lièvre lors de l'aménagement d'une infrastructure ne seront pas nécessairement communes à ces deux espèces. Le lièvre bénéficiera plutôt d'éventuelles mesures de réduction, voire de suppression, de l'impact de l'infrastructure alors que l'on ne pourra réellement envisager des mesures de compensation que dans le cas du lapin.

Pour le lièvre, le plus important pour la viabilité de ses populations semble être l'impact permanent en terme de fragmentation. Il faut donc apporter une attention particulière à l'emplacement du tracé de l'infrastructure dans le paysage, lequel va déterminer par la suite la répartition et la taille des populations, et donc leur viabilité à long terme. Lors de la phase d'exploitation, l'existence de passages (supérieurs) peut permettre de maintenir quelques échanges d'individus entre sous-populations établies de part et d'autre d'une infrastructure, même si l'utilité de ces ouvrages reste à démontrer pour cette espèce. En revanche, la pose de clôtures le long des voies de circulation permet de diminuer significativement la mortalité par collision routière (Sétra, 2005). En outre, il faut noter que le lièvre peut devenir plus vulnérable à la chasse à l'occasion des travaux d'aménagement. En effet, de nombreuses observations en milieu bocager montrent que l'année qui suit les arrachages de haies, les lièvres sont perturbés par la disparition brutale d'une partie de leurs zones habituelles de gîte.

Certains animaux utilisent alors préférentiellement comme gîtes les tas de souches qui résultent de l'arrachage des haies et qui constituent désormais les principaux éléments fixes du paysage au milieu des cultures et des pâturages. Ce comportement les rend très vulnérables à la chasse et il s'avère que certains chasseurs peuvent abuser de cette situation, ce qui peut mettre l'espèce localement en péril. Aussi est-il conseillé de limiter la chasse du lièvre, voire de la suspendre, dans le périmètre perturbé par les travaux d'aménagement durant l'année qui suit.

Pour le lapin, le risque de fragmentation des populations existe également, surtout du fait des modifications de l'habitat engendrées par les travaux connexes au remembrement. Lorsque les risques de dégâts agricoles liés au lapin sont modérés, des mesures de restauration du milieu (garences, couverts,...) et de repeuplement peuvent alors être envisagées en faveur de cette espèce (Letty, Aubineau & Marchandea, 2006). Le gestionnaire devra se préoccuper très tôt de la pérennité du lapin au sein des territoires traversés par l'ouvrage. À l'occasion de l'étude d'impact, il est notamment important de présenter la situation et l'intérêt cynégétique du lapin, ceci afin de pouvoir logiquement proposer par la suite des mesures compensatoires aux travaux connexes liés à l'aménagement de l'infrastructure. Il est recommandé de cartographier les zones de terriers et de garences. Certains aménagements peuvent d'ailleurs être très anciens comme des garences artificielles édifiées au moyen-âge et requièrent dès lors l'expertise archéologique de la D.R.A.C. Une seconde phase est déterminante, celle des commissions et sous-commissions. Le monde de la chasse a tout intérêt à être représenté dans ces assemblées pour faire prendre en compte les besoins de la faune sauvage et notamment des lagomorphes dans les décisions relatives aux mesures compensatoires. Différentes mesures vont permettre d'assurer l'avenir du lapin. Dans la phase des travaux connexes, les engins de travaux vont profondément modifier l'état des lieux et entraîner la destruction des terriers de lapins, ce qui provoque un important stress des individus et le plus souvent leur mort. Pour prévenir ce risque, les chasseurs pourront demander à être informés du calendrier des travaux pour pouvoir procéder à temps à la reprise des lapins menacés par les travaux et à leur transfert vers un territoire adéquat. En outre, ces mêmes travaux génèrent souvent des stocks de souches ou de roches, déchets qui encombrant les sites et posent un réel problème d'élimination. Une utilisation judicieuse de ces déchets peut être proposée pour édifier des garences artificielles (Figure 3) ou transplanter des haies (Figure 4) dans le secteur d'influence du chantier.



Figure 3 : Construction d'une garence artificielle utilisant les déchets générés par l'arrachage de haies.
(Photo de J. Aubineau / ONCFS).



Figure 4 : Transplantation de souches végétales provenant d'une haie supprimée.
(Photo de J. Aubineau / ONCFS).

Une autre proposition consiste à proposer la création de cordons de souches recouverts de terre végétale en bordure de boisement ou de tout autre élément fixe du paysage. Ce type d'opération permet ainsi de résoudre à peu de frais le problème des surplus de souches et d'offrir à la fois des sites potentiels de terriers aux lapins et un milieu très favorable à d'autres espèces animales comme les reptiles (sites de ponte) et les insectes saproxylophages. Il est cependant recommandé d'inclure au préalable ces actions dans les mesures compensatoires en se manifestant au sein de la commission d'aménagement foncier ou lors de l'enquête publique en mairie. De plus, les chasseurs peuvent profiter des opérations d'aménagement foncier pour suggérer à la commune de réserver des terrains libérés par les travaux pour les aménager en faveur de la faune sauvage ; cette possibilité est offerte aux collectivités dans une limite de 1 à 2% de la surface soumise aux travaux. Par ailleurs, une suspension temporaire de la chasse du lapin est préconisée dans le périmètre perturbé l'année suivant les travaux, voire jusqu'à une éventuelle restauration des populations. En ce qui concerne l'emprise de l'infrastructure, la création de passages (inférieurs) pourra permettre des échanges occasionnels d'individus entre les noyaux de populations qu'elle va séparer. Enfin, les dépendances vertes de ces infrastructures peuvent aussi offrir à terme des possibilités intéressantes de développement des populations de lapins si elles sont aménagées et gérées en fonction des besoins de cette espèce (terre meuble, pelouses, buissons, broyage ou gestion différenciée,...).

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES :

L'AUTOROUTE, UN FREIN POUR LE LIÈVRE, UN AXE DE DEVELOPPEMENT POUR LE LAPIN ?

Les populations de lagomorphes seront affectées par l'aménagement d'une infrastructure de transport, à l'instar de nombreuses autres espèces. L'un des principaux impacts sur le fonctionnement des populations est probablement leur fragmentation accrue. Cette fragmentation résulte à la fois de l'altération des milieux dans le périmètre touché par les aménagements et de l'effet de « barrière » induit par l'exploitation de l'infrastructure. Les populations de lièvres, qui sont naturellement moins fragmentées que celles de lapins, seront vraisemblablement les plus négativement affectées par ce facteur de fragmentation supplémentaire, d'autant qu'elles ne semblent guère pouvoir bénéficier d'éventuelles mesures de compensation. Il faut cependant reconnaître que l'impact global d'une telle infrastructure sur la viabilité des populations de lièvres demeure assez mal évalué. Le cas du lapin semble assez différent car le fonctionnement de ses populations ne sera pas affecté de la même manière par la fragmentation induite par l'infrastructure et car il peut aussi parfois bénéficier des aménagements réalisés.

Il est légitime que les gestionnaires (associations, chasseurs, naturalistes,...) prennent en compte ces lagomorphes lors de la réflexion menée à l'occasion de l'étude d'infrastructure sur l'environnement, laquelle doit s'intéresser au fonctionnement de l'écosystème et à l'ensemble de ses composantes. Les mesures envisagées pour atténuer l'impact négatif de cet aménagement devraient donc bénéficier en partie aux lagomorphes (transplantation de haies, passages,...).

Certaines mesures peuvent aussi les concerner plus directement, tout en profitant à d'autres espèces. Ainsi les garennes aménagées pour le lapin sont connues pour être aussi utilisées par certains reptiles et amphibiens. Il est d'ailleurs souhaitable que les éventuelles actions menées en faveur des lagomorphes ne le soient pas au détriment d'autres espèces également affectées par les perturbations générées par l'aménagement de l'infrastructure. Il n'est cependant pas toujours évident de « ménager la chèvre et le chou » dans un écosystème perturbé dont les équilibres naturels se trouvent déstabilisés. Ce problème peut notamment se poser si l'on désire reconstituer une population de lapins à l'issue des travaux en effectuant un repeuplement. En effet, les individus lâchés semblent particulièrement vulnérables au risque de prédation. C'est pourquoi les gestionnaires essaient généralement de limiter l'impact de la prédation lors d'un repeuplement de lapins afin d'en accroître les chances de succès. Mais dans le cas de l'aménagement d'une infrastructure, les prédateurs pâtissent tout autant que leurs proies de cette perturbation majeure de leur environnement. Aussi paraît-il plus éthique de privilégier des dispositifs (refuges, acclimatation de longue durée en enclos,...) permettant une limitation « indirecte » de l'impact de la prédation par évitement plutôt qu'une limitation « directe » par élimination physique des prédateurs, opération de contrôle dont l'efficacité n'est d'ailleurs pas toujours garantie. En fait, il faut avant tout suivre une démarche cohérente pour mener à bien la reconstitution d'une population de lapins : d'abord restaurer et aménager le milieu altéré par les travaux, puis seulement ensuite réintroduire éventuellement le lapin pour accélérer le processus de colonisation des milieux « neufs » par l'espèce si elle ne peut le faire par ses propres moyens à partir de populations voisines.

Le lapin est probablement plus directement affecté par l'aménagement d'une infrastructure de transport que le lièvre, mais il semble pouvoir en tirer par la suite un meilleur bénéfice par re-colonisation ultérieure des dépendances vertes de l'infrastructure. Ce n'est finalement pas très surprenant car ces infrastructures constituent des lisières susceptibles de répondre aux exigences écologiques du lapin. On peut d'ailleurs se demander si ces infrastructures de transport ne pourraient pas constituer des axes de développement intéressants pour le lapin, voire des « corridors » reliant entre eux des noyaux de populations distants les uns des autres. Ces infrastructures pourraient donc dans certaines situations jouer un rôle non négligeable dans une stratégie de gestion globale de l'espèce. En particulier, les dépendances vertes de ces infrastructures pourraient servir de réserve de chasse (ou de reprise pour les repeuplements) et contribuer ainsi à la dynamique des populations de lapins riveraines.

De plus, ces populations « marginales » installées sur ces « corridors » pourraient bénéficier au fonctionnement épidémiologique des populations de lapins en reliant les noyaux de populations et en permettant une circulation continue des virus, laquelle pourrait contribuer à entretenir en permanence leur protection immunitaire et éviter ainsi les cycles d'épidémies dévastatrices. Mais si le lapin peut trouver assez facilement sa place sur les bords d'autoroutes si leur mode de gestion lui convient, sa présence n'est peut-être pas toujours compatible avec les impératifs de sécurité routière et de viabilité des infrastructures. Par ailleurs, le lapin n'est pas toujours bien toléré par les agriculteurs et les sylviculteurs riverains de ces infrastructures en raison des dégâts qu'il est susceptible d'infliger aux cultures et aux plantations. La pose d'un grillage adéquat le long de la ligne à grande vitesse du TGV-Est a par exemple été spécifiquement demandée par les agriculteurs de Seine-et-Marne pour empêcher d'éventuels lapins installés sur l'emprise de cette infrastructure de venir commettre des dégâts sur les cultures voisines. Ceci illustre le problème assez général de l'acceptation du lapin par le monde agricole et indique que l'on ne pourra pas essayer de développer les populations de lapins dans n'importe quelle région agricole.

Au contraire, avant de débiter une politique de gestion en faveur du lapin, il faudra soigneusement évaluer les potentialités écologique et cynégétique pour cette espèce en fonction du type d'agriculture et des risques de dégâts (Dutertre *et al.*, 2003). Si les conclusions de cette étude de faisabilité sont favorables, alors il pourrait être intéressant de développer le potentiel que représente pour le lapin de garenne les dépendances vertes des infrastructures de transport, par exemple au moyen d'un partenariat de gestion des milieux entre une société exploitante et un gestionnaire de l'environnement (Fondation pour la Protection des Habitats de la Faune Sauvage,...). Finalement, si les infrastructures de transport constituent au départ un facteur supplémentaire de fragmentation des populations de lapins, elles pourraient en sens inverse se transformer dans certains cas en « corridors » biologiques pour cette espèce si les différents acteurs de l'environnement lui prêtent l'attention nécessaire. Aux gestionnaires intéressés de s'impliquer activement dans le déroulement d'un tel projet d'aménagement et de savoir saisir à temps les opportunités qui se présentent.

BIBLIOGRAPHIE

- ARTHUR, C.P. & GUÉNÉZAN, M. (1986) Le prélèvement cynégétique de lapins de garenne en France. Bulletin mensuel de l'Office national de la chasse, 108, 23-32.
- BIADI, F. & LE GALL, A. (1993) Le lapin de garenne. Vie, gestion et chasse d'un gibier authentique Hatier, Paris.
- BRAY, Y., MARBOUTIN, É., MAUVY, B. & PÉROUX, R. (2005) La dispersion natale chez le lièvre d'Europe: mise en évidence et quantification du phénomène. In: ONCFS Rapport scientifique 2004, pp. 42-49. ONCFS.
- DUTERTRE, B., BERGER, F., COLINON, S. & MARCHANDEAU, S. (2003) Le zonage des potentialités cynégétiques, un outil pour la gestion du Lapin de garenne. Faune Sauvage, 260, 21-26.
- FOUCHET, D., MARCHANDEAU, S., LANGLAIS, M. & PONTIER, D. (in press) Waning of maternal immunity and the impact of diseases: The example of myxomatosis in natural rabbit populations. Journal of Theoretical Biology.
- LETTY, J., AUBINEAU, J. & MARCHANDEAU, S. (2006) Repeuplements de lapin de garenne: enseignements des suivis par radio-pistage. Faune Sauvage, in press.
- MARCHANDEAU, S. (2000) Le lapin de garenne. Faune Sauvage, 251, Cahiers techniques, 18-25.
- MARCHANDEAU, S., LETTY, J., AUBINEAU, J., BERGER, F., LÉONARD, Y. & ROOBROUCK, A. (2002) Structure spatiale des populations de lapins de garenne et impact des maladies virales, myxomatose et VHD. In: Rapport scientifique 2001, pp. 12-15. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Paris.
- MARCHANDEAU, S., LANDRY, P., AUBINEAU, J., BERGER, F., LÉONARD, Y., LETTY, J. & ROOBROUCK, A. (2003) Approche spatiale de la fragmentation des populations chez le lapin de garenne. In: Rapport scientifique 2002, pp. 11-14. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Paris.
- PÉROUX, R. (1995) Le lièvre d'Europe. Bulletin mensuel de l'Office national de la chasse, 204, Spécial lièvre d'Europe, 96p.
- PEROUX, R. (2000) Le lièvre d'Europe. Faune Sauvage, 251, Cahiers techniques, 26-37.
- SÉTRA (2005) Guide technique. Aménagements et mesures pour la petite faune, p. 250. Service d'Études techniques des routes et autoroutes, Bagneux, France.

Prise en compte du Hamster commun (*Cricetus cricetus*) dans les projets d'infrastructures : principes et exemples

Isabelle LOSINGER

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, DER CNERA PAD
Gerstheim, France

E-Mail : i.losinger@oncfs.gouv.fr

Résumé

Actuellement, la population alsacienne de Hamsters commun présente en France est sévèrement menacée et décline. Or, les dernières zones de présence se situent aux portes de Strasbourg. La circulation croissante traversant la ville a conduit à l'étude de différents projets routiers, qui doivent réorganiser et guider les trafics. La plupart de ces projets vont donc interférer avec l'habitat de l'espèce à court terme. C'est pourquoi, pour freiner la fragmentation et la régression des derniers habitats favorables à l'espèce, il est indispensable d'intensifier sa prise en compte, notamment dans les projets d'aménagements routiers et urbains. Cette préoccupation a ainsi été intégrée dans le plan de conservation de l'espèce établi sur la période 2000-2004 puis reconduit pour 2006-2010, par une obligation de l'étude de l'espèce et par la proposition de mesures compensatoires significatives, efficaces et pérennes. Une expertise internationale, réalisée au cours de l'année 2004 en partenariat avec les services de l'équipement, a permis de lister les impacts potentiels sur les populations de l'espèce et son habitat. Des recommandations, parfois d'ordre expérimental, ont été définies afin de garantir la viabilité et la protection des derniers noyaux de population français. Ces conclusions peuvent être également appliquées pour la sauvegarde de la petite faune de plaine. Un guide à destination des aménageurs est en cours d'impression et détaillera les impacts et les mesures indiqués dans cet article pour la préservation des populations de Hamsters commun.

INTRODUCTION



Figure 1 : Aire de présence du Hamster commun en France (ONCFS)

Le Hamster commun (*Cricetus cricetus*) est une espèce très rare en France, présente uniquement dans la plaine agricole d'Alsace. Des indices de présence n'ont été décelés depuis 1998 que dans une petite centaine de communes, situées au niveau de Strasbourg et de Colmar (Fig.1).

Longtemps pourchassé pour les dommages qu'il occasionnait aux cultures, le Hamster commun a acquis, en France en 1993, le statut d'espèce protégée. Il bénéficie d'une protection stricte, mettant en œuvre au niveau français, le dispositif de protection fixé par la Convention de Berne (1979), la Directive Habitats Faune flore, HFF, 1992) et un arrêté ministériel de protection des mammifères (1981, modifié 1993, 1996 et 2004).

L'article 12 de la Directive HFF stipule « que l'espèce doit faire l'objet d'une protection stricte contre toute perturbation intentionnelle pendant la période de reproduction, d'hibernation et de migration, ainsi que contre toute détérioration ou destruction de ses sites de reproduction ou ses aires de repos ».

L'arrêté du 16/12/2004 a inscrit cet élément dans le droit français. L'article 4 indique que : «A condition qu'il n'existe pas une autre solution satisfaisante et que la mesure ne nuise pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle, l'autorité administrative compétente peut délivrer, selon la procédure définie par arrêté du ministre chargé de la protection de la nature, des autorisations exceptionnelles pour déroger aux interdictions fixées aux articles 1er, 2, 3 et 3 bis pour les motifs ci-après ». L'alinéa d) précise que cette dérogation peut être accordée « Pour d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur. Des mesures compensatoires ayant des conséquences bénéfiques pour les espèces concernées sont alors exigées du demandeur de la dérogation. Si l'écologie des espèces le nécessite, la mise en oeuvre de cette dérogation est conditionnée par la réalisation préalable de certaines de ces mesures compensatoires ». Cette juridiction de plus en plus contraignante et le statut de l'espèce encore très fragile ont conduit les différents services de l'Etat, en Alsace, à entreprendre une réflexion. Son objectif étant d'essayer de réduire, voire de supprimer les impacts des projets prévus à court terme, sur les populations de Hamsters commun déjà en régression.

I. DEFINITION DES IMPACTS

Les impacts d'un projet sur les populations de Hamsters commun doivent être considérés à une échelle plus large que les seules communes situées, par exemple sur le tracé d'une infrastructure. L'évaluation des impacts à l'échelle des populations est parfois difficile à percevoir et n'est pas quantifiable, mais une première approche peut être envisagée au vu du statut actuel de l'espèce et des évolutions démographiques constatées ces trente dernières années. Ces impacts peuvent être classés dans huit catégories principales : Destruction de terriers, Destruction d'habitat, Fragmentation de population, Mortalité routière, Remembrement, Dérangement pendant la construction, Hyper-prédation et Impact d'animaux déplacés sur d'autres populations.

Le Tableau I fournit une description concise de la nature de chaque impact et une évaluation de sa sévérité, non seulement à court terme sur les individus, mais également à long terme à l'échelle de la population.

Type d'impact	Nature de l'impact	Brève description du mode d'action	Sévérité de l'impact (1 Faible – 4 Fort)	
			à court terme	à long terme
Destruction de terriers	Direct et continu	Les terriers se trouvant sur les emprises sont détruits	4	4
Perte et destruction d'habitats favorables existants et potentiels	Direct et continu	Des habitats favorables, localisés sur les emprises ainsi que les zones enclavées seront perdus pour les hamsters	3	4
Fragmentation, isolement des populations et diminution des connections inter-populations	Direct et continu	Les routes constituent une barrière infranchissable pour les Hamsters, qui empêchera les échanges génétiques	2	4
Mortalité due à la circulation routière	Direct et continu	Les Hamsters sont tués par les véhicules sur la route lors de collisions	2	1
Banalisation du paysage agricole après remembrement	Indirect et continu	Le remembrement conduit en général à un regroupement des parcelles, qui sont exploitées de manière plus intensive.	1	3
Dérangement des populations, perte d'habitats et mortalité pendant les travaux	Direct et temporaire	Des dérangements et éventuellement une mortalité accrue des Hamsters occupant les emprises du chantier ou les zones adjacentes sont à prévoir.	3	2
Hyper-prédation	Direct et continu	Les accotements favorisent la croissance de populations de petits mammifères, et donc influer sur les densités de prédateurs.	1	2
Impact d'animaux déplacés sur d'autres populations	Direct et continu	Les animaux déplacés vers des zones occupées par des Hamsters pourraient perturber les domaines vitaux déjà établis.	2	3

Tableau 1 : Nature des impacts et sévérité (modifié d'après JORDAN, 2004)

II. PROPOSITIONS DE MESURES DE REDUCTION ET DE COMPENSATION

Pour chacun des impacts identifiés dans le tableau I, des recommandations expérimentales sont proposées afin de les réduire et/ou de les compenser. Ces données sont extraites d'études conduites pour des petits mammifères et ajustées au Hamster commun.

Il est bien évident que, préalablement, lors de la conception du projet, la suppression des effets sur les populations de l'espèce doit être recherchée en priorité, notamment grâce à une modification du projet initial (changement de tracé ou de site d'implantation). Dès lors qu'un impact négatif ou dommageable ne peut être supprimé totalement, des mesures réductrices et/ou de compensation sont à mettre en œuvre.

II.1. Propositions de mesures par impacts

- Destruction de terriers habités au moment des travaux.

Les terriers sont les indices de présence les plus faciles à observer. En avril, un terrier réouvert correspond à un individu. Pour éviter la destruction de terriers et donc d'individus de Hamsters commun lors des travaux, deux solutions peuvent être mises en place : le déplacement manuel ou un déplacement artificiel.

Le recensement des terriers et la capture des individus doivent se faire l'année précédant les travaux sur l'emprise du projet et sur les secteurs occupés par les chantiers, de préférence fin avril. En fonction du nombre d'animaux capturés, les individus sont, soit intégrés en permanence dans le programme d'élevage pour fournir du nouveau matériel génétique (si leur nombre est inférieur à 10), soit réintroduits dans la nature au printemps, afin de créer une nouvelle population ou d'en renforcer une autre (si leur nombre est supérieur à 10). Les captures et relâchers doivent suivre des protocoles validés. Les captures doivent être réalisées au printemps de préférence, après l'hibernation et avant le commencement de la période de reproduction, entre le 15/4 et le 15/6. En dernier recours, elles peuvent avoir lieu pendant la première moitié d'août, quand la période de reproduction est terminée et la chance de capturer des femelles gestantes ou des femelles élevant des jeunes est minimale.

Une fois les captures réalisées, le site doit être rendu étanche par une clôture afin d'éviter le retour éventuel d'animaux.

Dans tous les cas, le déplacement des individus n'a lieu que sous réserve de la délivrance d'une autorisation ministérielle de capture et de la proposition de terrains pouvant accueillir les animaux déplacés.

Il est également possible en parallèle de modifier la qualité de l'habitat pour favoriser le déplacement artificiel des individus et le nombre d'individus à capturer, en transformant :

- les champs de luzerne ou de céréales d'hiver sur le site de construction en cultures moins favorables (maïs, par exemple) l'année qui précède le commencement des travaux, afin d'inciter les animaux à partir loin du site,
- les zones immédiatement adjacentes en champs de luzerne et de céréales d'hiver, dans la saison qui précède le commencement des travaux, afin d'encourager les animaux à se déplacer vers des habitats, situés en dehors du chantier.

- Perte et destruction d'habitats favorables existants et potentiels

Il s'agit d'un impact peu réductible. Les mesures compensatoires sont dans ce cas les seules à pouvoir répondre à cet impact. Elles doivent permettre de conserver globalement la valeur écologique des milieux, voire de la valoriser. La reconstitution d'un milieu ou d'un biotope ne se mesure pas par une simple compensation arithmétique de surface (un hectare planté pour un hectare détruit) mais plutôt en termes de maintien ou d'amélioration de la biodiversité. Ainsi, la réhabilitation du milieu doit dépasser « l'acte isolé » et s'intégrer dans une politique de protection du patrimoine naturel à l'échelle départementale ou régionale. Pour le Hamster commun, cela passe par l'implantation d'une mosaïque de parcelles de luzerne et de céréales à paille, cultivées selon un itinéraire technique spécifique.

Actuellement, nous sommes en recherche de standard pour calculer la superficie nécessaire de mesures de compensation en faveur du Hamster commun. Le calcul de surface à compenser par rapport à la surface détruite est en cours d'estimation et reposera sur la surface d'habitats actuellement occupés par l'espèce ou actuellement inoccupés, mais favorables à l'espèce, ou occupés par l'espèce dans le passé.

Lors du projet, il faut également chercher à réduire et éviter le plus possible la création de zones enclavées de moins de 100 ha, sur laquelle une population de Hamsters ne peut se maintenir durablement.

L'utilisation des talus, dans le cas d'une route, peut servir pour recréer des zones favorables, si ceux-ci sont suffisamment grands. Les talus routiers sont souvent des surfaces perdues pour la faune, l'accès étant rendu impossible en raison de la mise en place de grillages en pied de talus. L'implantation de culture de luzerne par exemple et d'un grillage au plus près de la chaussée peut permettre de maintenir des corridors et des milieux de vie pour la faune. En outre, le Hamster commun creuse de petites galeries quasi verticales qui ne peuvent induire d'affaissements, comme les ragondins.

- Fragmentation, isolement des populations et diminution des connections inter-populations

Une infrastructure constitue une barrière infranchissable qui empêche les échanges entre les populations. Pour maintenir les connexions et les liens génétiques, la littérature recommande un passage à faune tous les 300 m environ, compte tenu de la mobilité de l'espèce.

Deux types de passages sont possibles : des buses ou passages inférieurs et des ponts (passages supérieurs). Pour le Hamster commun, un passage inférieur multispécifique type buse est à privilégier. De dimension 1m*0.6m, rectangulaire, il peut avoir avec un cadre ouvert ou fermé, des caches aménagées, un sol en terre de préférence et une légère pente de façon à ce que les eaux de pluie s'écoulent. Les abords sont en pente douce, végétalisés et en connexion avec des parcelles agricoles aménagées en faveur de l'espèce. Un entonnoir conduit tous les animaux vers le passage.

Dans tous les cas, un cahier des charges pour l'entretien de ces passages est à prévoir (en cas d'inondation par exemple).



Figure 2 : Hamster commun dans la buse spécifique de la VRPV (67)
Tirage pris par un piège photographique. © I Losinger

Pour rétablir les flux, des déplacements manuels peuvent être également réalisés. Au printemps, par exemple, il est possible de déplacer une dizaine d'individus sexuellement adultes (FRANKHAM et al, 2002) des deux sexes de chaque côté du site en construction.

- Mortalité due à la circulation routière

Pour limiter le risque d'écrasement en empêchant les animaux d'accéder à la route, une barrière imperméable doit être installée le long du périmètre du site de construction. D'une hauteur de 1 m, elle est en matière lisse (plastique, béton ...) ou en treillis soudé (maille 1.3 X 1.3 cm) avec un bas volet (5 cm), et enterrée à 30 cm de profondeur dans le sol. Dans les zones à fortes potentialités, un muret doublé ou non d'un grillage est préférable. Ce grillage est installé au plus près de la voie de manière à assurer le maximum d'espace à la faune. Une haie basse peut doubler le grillage pour permettre le déplacement de la faune plus facilement.

La ligne du grillage doit fonctionner comme un entonnoir et guider les animaux vers l'entrée des passages faune.

- Banalisation du paysage agricole après remembrement

Cet impact est indirect car il dépend de la décision des communes de procéder ou non à un remembrement après la réalisation du projet. Or, les réorganisations foncières engendrent souvent une banalisation du paysage agricole. Pour limiter cet impact, un réseau de parcelles de petites tailles (1 à 2 ha) doit être recréé et une plus grande diversité culturelle recherchée. La gestion de ces parcelles peut être assurée par le biais d'une convention financée par le maître d'ouvrage sur un minimum de 20 ans ou elles peuvent être acquises par un organisme foncier. Dans tous les cas, il faut veiller à limiter la simplification des assolements, la création de blocs de culture et l'action sur le parcellaire lors des réunions.

- Dérangement des populations, perte d'habitats et mortalité pendant les travaux

Cet impact est direct mais ne se limite qu'à la durée des travaux qui engendreront des dérangements pour la faune (bruit, odeurs, vibrations du sol, circulations des engins...), et une mortalité d'individus due à la circulation des engins du chantier. Les zones de stockage des matériaux réduiront la surface des habitats. Pour limiter ces impacts, la construction doit commencer, pour le Hamster commun, à la fin de l'automne/début de l'hiver, ce qui correspond à la période d'hibernation, et après le déplacement de tous les animaux présents sur le site. Le chantier doit se limiter aux emprises et les zones du chantier doivent être clôturées avec une barrière imperméable. Le stockage de matériel et d'équipement doit se faire directement sur les emprises du site de construction.

- Impact d'animaux déplacés sur d'autres populations

L'impact d'Hamsters communs déplacés sur d'autres noyaux de populations de l'espèce, déjà en place, varie en fonction du site et de la technique utilisée. Il faut éviter de perturber la hiérarchie sociale et les domaines vitaux existants en relâchant les animaux dans des zones non ou peu occupées ou en les maintenant en captivité. Il est fortement recommandé de suivre les protocoles déjà validés.

- Hyper-prédation

Si le talus est important et enherbé, et le milieu adjacent peu diversifié, le développement de petits mammifères peut attirer les prédateurs. Ces derniers peuvent alors sévir dans les zones adjacentes sur lesquelles se trouvent des Hamsters commun.

- Animation et suivis

Les négociations avec les agriculteurs pour signer des conventions de gestion, participer aux commissions de remembrement et sensibiliser les différents acteurs, nécessitent la présence d'un animateur qualifié sur un laps de temps parfois long. Les projets de grande ampleur peuvent alors justifier le recrutement d'un chargé de mission.

Il est également essentiel de suivre la mise en œuvre des mesures proposées, vérifier le bon fonctionnement des aménagements, l'efficacité des passages à faune mais aussi suivre l'évolution des populations de Hamsters communs sur le site et sur le lieu de relâcher. Un suivi global permettra d'agir rapidement pour corriger les problèmes éventuels.

II.2. Perspectives

La conservation d'une espèce menacée est très difficile, surtout dans le cas plus particulier d'un environnement en perpétuelle restructuration urbaine et routière où des intérêts économiques ou de confort sont en jeu. Pour le Ministère de l'Écologie et du développement durable, il se pose la question des moyens à mettre en œuvre pour continuer à améliorer l'aménagement du territoire tout en conservant le patrimoine naturel. Il y a là un choix de société qui balance entre la nécessité de réduire les nuisances dues aux contraintes de transport, au temps de trajet, au bruit, à la pollution,... et de l'autre côté, à la survie de la plus occidentale des populations de Hamster en Europe.

Il existe certainement plusieurs alternatives. Nous n'en évoquerons qu'une : ne peut-on pas concevoir de différer certains projets ou travaux afin de permettre de préparer la reconstitution de noyaux de populations viables de cette espèce ? Cela prend du temps. Mais la réalisation de mesures compensatoires imposées au moment de la réalisation des infrastructures routières (ou autre aménagement lourd) ne permet pas de préparer une solution sûre et efficace. En quelques mois, il est en effet impossible de recréer un écosystème favorable au Hamster sur de grandes surfaces.

La prise en compte du Hamster commun dans les projets d'aménagements reste une problématique récente, l'espèce n'étant protégée que depuis 1993. A ce jour, un seul projet routier a été réalisé dans l'aire de présence récente de l'espèce et a abouti à la mise en place d'un passage spécifique et à la gestion de 1.4ha de terres agricoles. Plusieurs autres projets, tels que le raccordement de la VRPV à l'A352, la Rcade sud, le Grand contournement ouest de Strasbourg, le contournement de Wolfisheim... sont en cours d'études. Le suivi de l'efficacité de ces différentes infrastructures permettra d'augmenter nos connaissances sur l'espèce mais aussi d'ajuster les mesures à mettre en place en fonction du retour d'informations. Il pourra être également l'occasion d'un partenariat entre les porteurs des différents projets pour garantir la mise en place de mesures compensatoires pérennes et efficaces.

CONCLUSION

Le premier plan national de conservation s'achevant en 2004, a mis en évidence qu'il subsistait dans le département du Bas-Rhin quelques populations non relictuelles (densités de 0,8 à 1.8 terriers à l'hectare). Or, ces populations, localisées aux portes de Strasbourg, sont menacées par de nombreux projets routiers et urbains, qui s'associent souvent à un remembrement des terres agricoles. La viabilité à long terme du Hamster commun en Alsace reste donc encore possible sous réserve de préserver les derniers noyaux de population. Pour cela, il est indispensable de mettre en place très rapidement une vraie politique de conservation, en se servant de tous les moyens à notre disposition, tels que le second plan de conservation, les mesures de réduction et de compensation en cas de futurs impacts, l'amélioration de la qualité de l'habitat, le renforcement des effectifs à partir d'élevage

REMERCIEMENTS

Cette étude a bénéficié de la contribution financière du Ministère de l'Équipement, du Ministère de l'écologie et du développement durable, de la DIREN Alsace, de la DDE du Bas-Rhin et de l'ONCFS. Nous remercions toutes les personnes qui ont contribué à la définition des recommandations, notamment Véronique Heitz de la DIREN Alsace et Jean Carsignol du CETE de l'Est, ainsi que ceux qui ont participé à la sensibilisation des différents acteurs. Merci à Michel Catusse, responsable du CNERA PAD, pour la relecture du document et pour les remarques pertinentes qu'il a apporté.

BIBLIOGRAPHIE

- DUBOCAGE F., FORESTIER N. (2004) - A35 Grand Contournement Ouest de Strasbourg. Etude complémentaire : Évaluation des incidences sur le Grand Hamster. *Rapport du bureau d'études ECOSCOPE à la demande de la Direction Régionale de l'Équipement Alsace*. 106 p + annexes.
- FRANKHAM R., BALLOU J.D., BRISCOE D.A. (2002) - *Introduction to conservation genetics*. – Cambridge University Press. 607 p.
- HEITZ V., LOSINGER I. (sous presse) – Recueil de recommandations pour la prise en compte du Hamster commun et de la petite faune des champs dans les projets d'aménagement, les documents d'urbanisme et les remembrements. Edition DIREN Alsace. 36p + annexes.
- JORDAN M. (2004) - Impact Assessment and mitigation measures of the increase in road infrastructure around the city of the Strasbourg on the European Hamster (*Cricetus cricetus*) population. *Published by: North of England Zoological Society - Chester Zoo, Upton-by-Chester Chester. CH2 1LH United Kingdom ISBN 1-871271-14-2, 25p.*
- KAYSER A. (2004) - *Impact of the project for the construction of a Southern Beltway on the Common hamster populations in the Alsace*. Contractor for DDE, DIREN and ONCFS. 38p.
- LOSINGER I. (2005d) - *Poursuite du 1er Plan de conservation du Grand Hamster en Alsace : Bilan de la mise en œuvre des activités techniques en 2005*. Rapport interne de l'ONCFS. 34p.
- LOSINGER I., POTER J., BIROT D. (2004) RAPPORT DE SYNTHÈSE - *Évaluation des impacts et propositions de mesures de réduction relatives à l'augmentation des infrastructures routières en périphérie de Strasbourg et à son incidence sur la population de Grand Hamster (Cricetus cricetus)*. Rapport interne DDE – ONCFS – MEDD. Septembre 2004. 7p.
- WEINHOLD U. (2004) - *City of Strasbourg Southern Bypass Phase II, Piemont-Vosges Expressway and Great Western Bypass* - Expertise report on the Common hamster. Contractor for DDE, DIREN and ONCFS. 37p.

Les réseaux écologiques utilisés par la Cistude d'Europe dans l'Île Crémieu et traversés par le projet A48 : perspectives de conservation d'une espèce menacée

Claude LAURY, Vincent VIGNON et Antoine CADI

OGE
Paris, France

Résumé

La Cistude d'Europe (Emys orbicularis) est la dernière espèce de tortue dulçaquicole française. Sa raréfaction s'est accélérée depuis le XIX^e siècle. Cette accélération est liée à un faisceau de facteurs d'origine anthropique. Inscrite à l'annexe II de la Convention de Berne (1979) et à l'annexe II de la directive Habitats (1992), la cistude est aujourd'hui une espèce patrimoniale reconnue. Sa maturité sexuelle tardive et la diversité des biotopes indispensables à sa survie en font une parfaite indicatrice de l'état de santé de nombreux écosystèmes et de la gestion des ressources naturelles.

Les longues prospections menées par les associations naturalistes locales en Rhône-Alpes (Lo Parvi et Nature et Vie Sociale), ont permis d'établir une première carte de répartition. Cette carte montre la précarité des populations recensées. Le nombre important de foyers connus et leur fonctionnement en réseau font de la cistude aujourd'hui une des espèces phares de l'Isle Crémieu. Le projet autoroutier A48 pose dans ce contexte de nombreuses questions.

La réponse à ces questions importantes implique une prise en compte de la cistude en terme de réseaux écologiques. Ainsi, une représentation de ces réseaux a été recherchée dans les espaces traversés par le projet A48, notamment dans les espaces susceptibles d'être perturbés par les opérations connexes de remembrement.

Une première approche a consisté à définir, à partir de données écologiques de bases (distance de dispersion en milieu terrestre et aquatique), des espaces de dispersion potentielle en cartographiant le territoire compris dans un rayon déterminé autour des habitats aquatiques connus utilisés par la cistude.

Ce premier travail, bien que théorique et à affiner, permet d'appréhender les effets de l'A48 et en particulier le risque de fragmentation de l'habitat de la cistude, conséquence de la barrière créée par l'autoroute. Les réponses directement apportées par le projet A48 sont la prise en compte, au sein des réseaux écologiques identifiés, des axes de déplacements potentiellement coupés : rétablissement des axes de passages définis (viaducs, pont, ouvrages hydrauliques). Ces adaptations du projet autoroutier sont en cours de définition.

Ces réponses ne pourront être efficaces que si elles sont accompagnées par une prise en compte des réseaux écologiques de la cistude dans le cadre des remembrements. Ces opérations concernent potentiellement plus de la moitié de l'aire de répartition de la méta-population de cistude de l'Isle Crémieu et représentent un risque majeur pour la conservation de l'espèce. Une démarche similaire à celle réalisée dans le cadre du projet autoroutier A28 dans la Sarthe et dans l'Orne permettrait d'affiner les cartes produites dans le cadre de l'étude d'incidences de l'A48 dans le périmètre concerné par les remembrements, de manière à définir précisément l'état de conservation des habitats de la cistude et des réseaux écologiques pour mettre en place des moyens de conservation à une échelle spatiale adaptée.

INTRODUCTION

La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) est la dernière espèce de tortue dulçaquicole française. Elle est considérée comme une espèce particulièrement attachée au milieu aquatique. En France, elle fréquente trois types d'habitats : les étangs, les corridors fluviaux parsemés de bras morts, les bocages humides avec mares et les ruisseaux et rivières. La cistude ne sort de l'eau que pour pondre ou changer de zones humides. Les sites de pontes des femelles présentent des caractéristiques communes d'ensoleillement, de végétation rase et d'orientation nord-sud. Les femelles trouvent ces conditions aussi bien dans les habitats naturels (pelouses) que dans les terres cultivées (cultures d'été comme le maïs). A l'émergence (septembre de la même année ou printemps suivant), les jeunes doivent gagner un habitat aquatique. La proximité des nids avec un site aquatique est très importante car ils sont très vulnérables.



Photo 1 : Mares de Coréol (Photo V. Vignon OGE - 17/06/04)

La raréfaction de la cistude s'est accélérée depuis le XIX^e siècle. Cette accélération est liée à un faisceau de facteurs d'origine anthropique : les prélèvements à but alimentaire ou destinés à la pharmacopée (jusqu'au milieu du XIX^e siècle), le drainage des zones humides, l'endiguement des cours d'eau, la fragmentation du milieu, les pollutions ponctuelles ou diffuses et le labourage ou l'abandon des sites de ponte y contribuent probablement. Les travaux d'assainissement et d'assèchement dans les zones humides pour l'urbanisation ou la récupération de terres agricoles entraînent une perte d'habitat conséquente. Les femelles allant pondre sont écrasées sur les routes. Enfin, la présence de la tortue à tempes rouges pourrait être un facteur aggravant (Cadi et Faverot 2004).

Du fait de son déclin, l'espèce fait l'objet de nombreuses mesures de protection réglementaires, tant à l'échelle nationale (protection totale depuis 1979) qu'europpéenne (annexe II de la Convention de Berne (1979) et annexes II et IV de la directive Habitats (1992)). L'espèce est considérée comme vulnérable, c'est à dire en forte régression du fait de facteurs extérieurs défavorables.

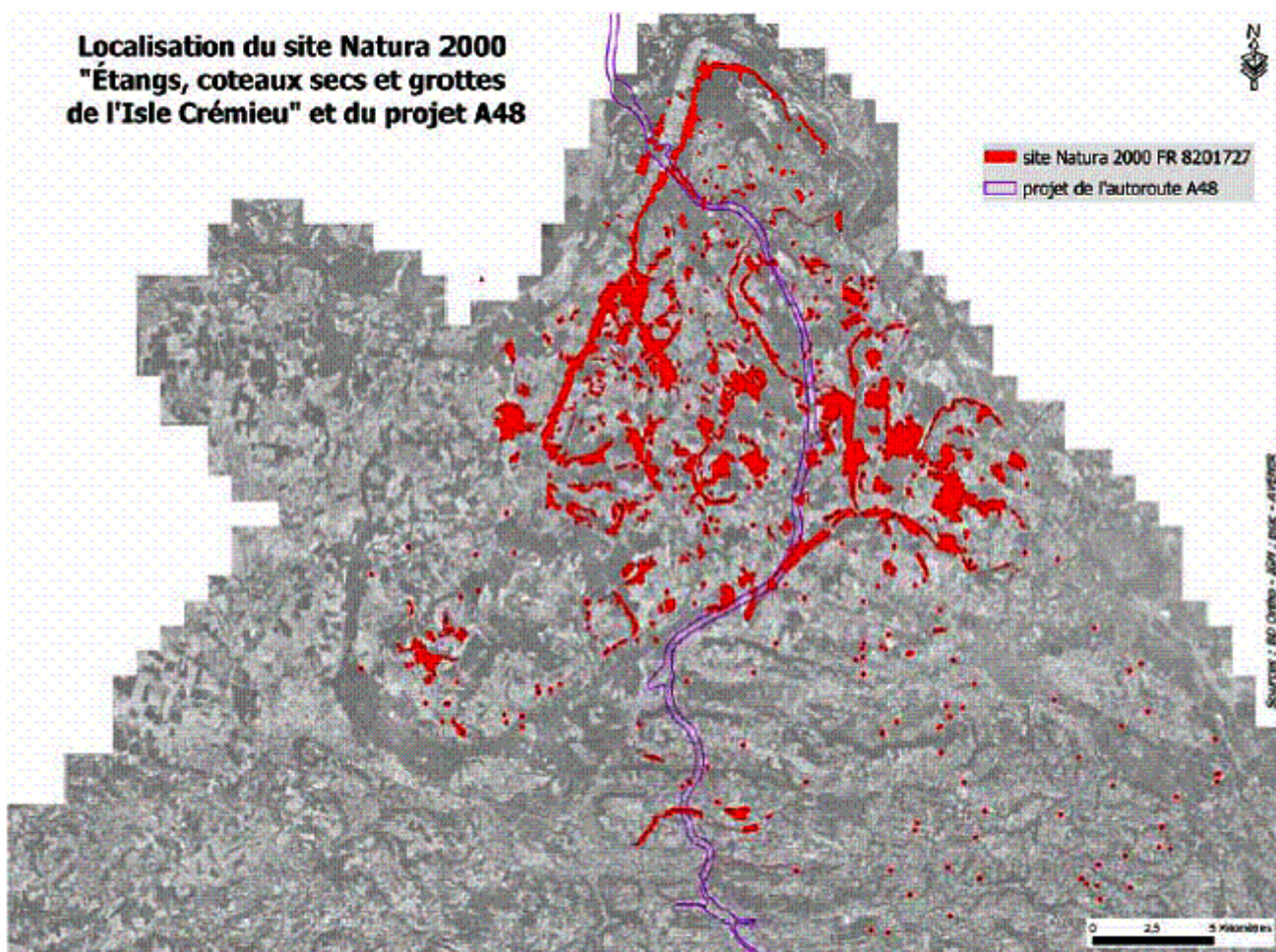
Le statut de la cistude, sa maturité sexuelle tardive et la diversité des biotopes indispensables à sa survie en font une parfaite indicatrice de l'état de santé de nombreux écosystèmes et de la gestion des ressources naturelles.

I. RÉPARTITION EN FRANCE ET EN RHÔNE-ALPES

La cistude d'Europe constitue l'unique représentant du genre *Emys*. Cette espèce possède une vaste répartition géographique, qui s'étend de la péninsule Ibérique à l'Ouest jusqu'à la mer d'Aral à l'Est, et, de la Lettonie au Nord jusqu'au Maghreb au Sud (SHF 1989, Gasc J.P. *et al.* 1997). Plusieurs sous espèces ont récemment été décrites dans les limites de cette aire de répartition sur la base de critères morphologiques et génétiques (Fritz 1998, Lenk *et al.* 1999). En France, on rencontre *Emys orbicularis orbicularis*, dans la partie nord de son aire de répartition et *Emys orbicularis galloitalica*, dans la partie méditerranéenne. Les prélèvements de sang réalisés en Rhône-Alpes ainsi que dans l'Allier et la Brenne indiquent jusqu'à présent l'exclusivité de *E. o. orbicularis* (Cadi 2003).

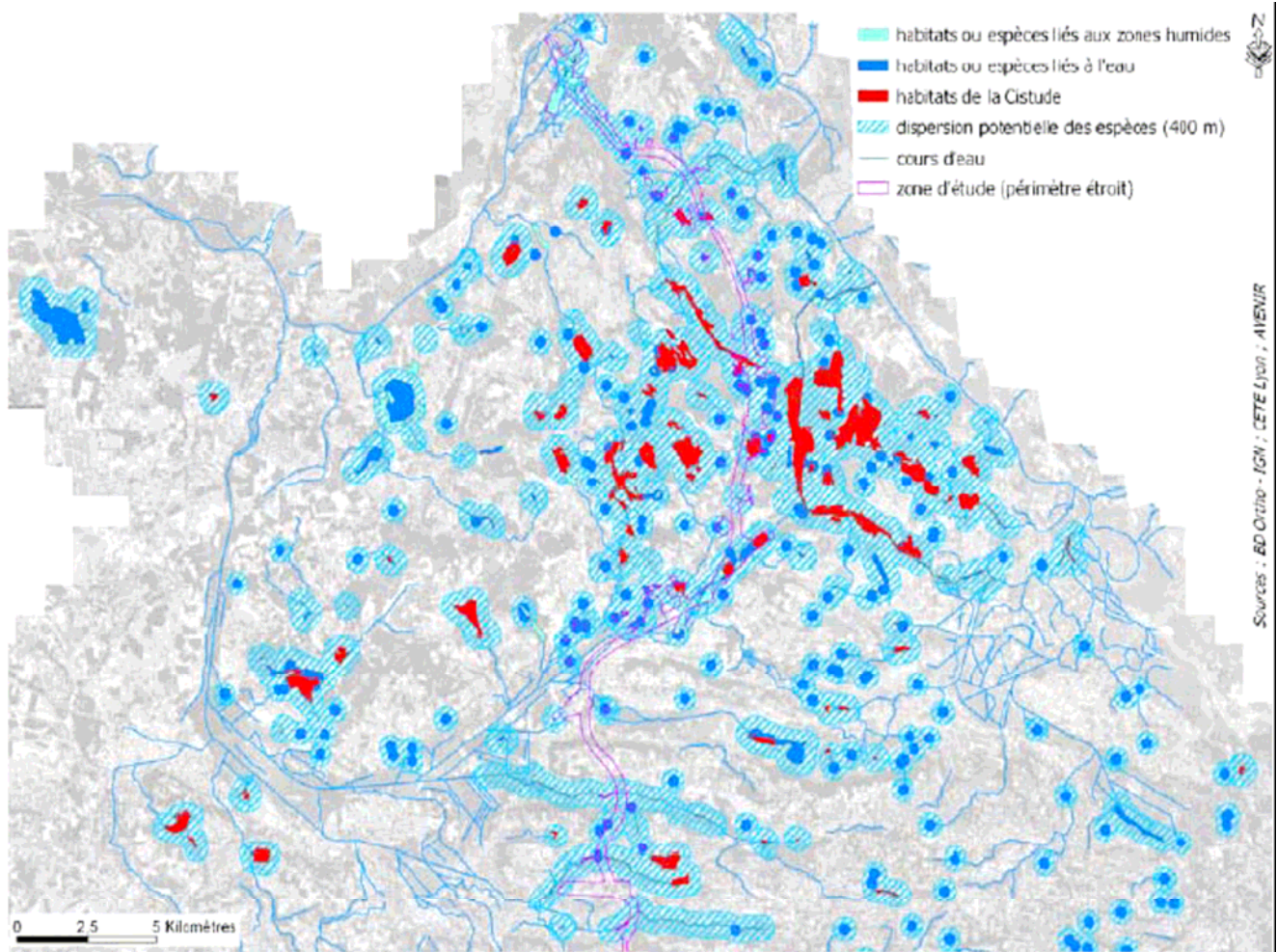
Le déclin de l'espèce est un constat général. Elle a ainsi disparu de la Belgique et des Pays-Bas, et se maintient difficilement en Autriche, Allemagne, Pologne et Tchécoslovaquie. Certains pays comme la France, la Hongrie, l'Italie, l'Espagne et le Portugal possèdent encore d'assez belles populations. En France, la situation de l'espèce est considérée préoccupante. À l'époque historique, elle semble répartie sur la majeure partie du territoire comme en témoigne sa présence dans les sites archéologiques et dans plusieurs écrits anciens (Parent 1983, Cheylan 1998). Actuellement, elle ne se trouve plus que de façon ponctuelle dans la région Centre, l'Aquitaine, certaines parties de Rhône-Alpes (Basse vallée de l'Ain, Isle Crémieu), du littoral méditerranéen (plaines des Maures, Camargue) et de Corse.

En Rhône-Alpes, une vaste opération de prospections, initiée en 1996 par les associations nature du Nord-Isère «Lo Parvi » et « Nature et Vie Sociale », a permis d'établir une carte de la répartition géographique de la cistude en Isère et dans l'Isle Crémieu (Quesada 1998). Elle souligne la précarité des populations recensées et l'importance des populations du plateau crémolan pour la région Rhône-Alpes.



Carte 1 : Localisation du projet A48 au sein du site Natura 2000 de l'Isle Crémieu

L'analyse de la carte de répartition des habitats aquatiques et terrestres de la cistude (voir carte 2) connus à ce jour dans l'Isle Crémieu montre des populations importantes plus ou moins proches les unes des autres. Toutes ces populations ont été en relation à une échelle de temps plus ou moins grande.



Carte 2 : Zones humides de l'Isle Crémieu

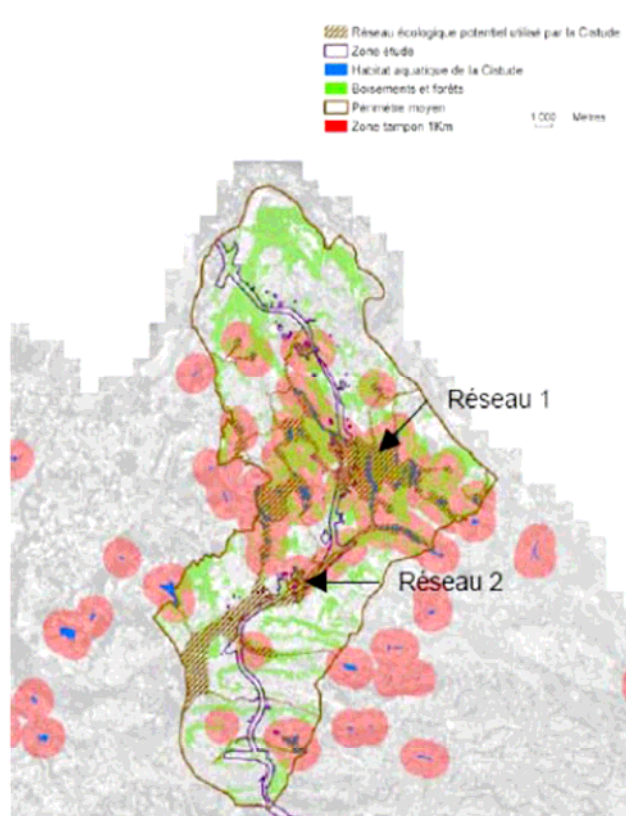
Le nombre important de foyers connus et leur fonctionnement en réseau, font de la cistude aujourd'hui une des espèces phares de l'Isle Crémieu. Le projet autoroutier A48 pose dans ce contexte de nombreuses questions. En effet, à première vue, l'A48 semble séparer en deux les populations connues de la Cistude dans l'Isle Crémieu. Cet isolement ne risque-t-il pas de compromettre la viabilité des populations à long terme ? Quelle est la capacité de dispersion de l'espèce ? Quels sont les réseaux écologiques utilisables par la cistude ?

II. UNE APPROCHE DES RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES UTILISABLES PAR LA CISTUDE

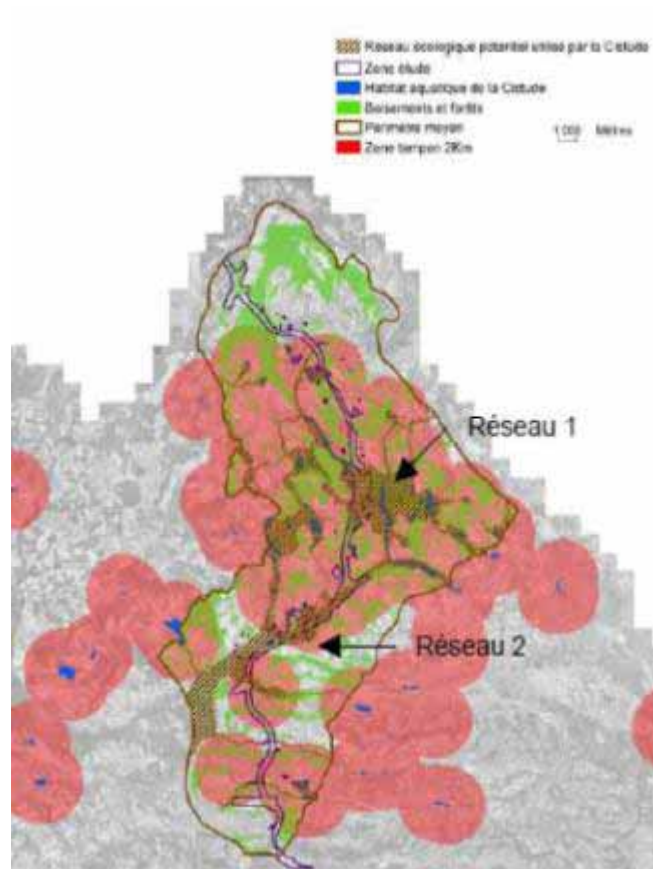
La réponse à ces questions importantes implique une prise en compte de la cistude en terme de réseaux écologiques. Ainsi, une représentation de ces réseaux a été recherchée dans les espaces traversés par le projet A48, notamment dans les espaces susceptibles d'être perturbés par les opérations connexes de remembrement (dénommé périmètre moyen).

Une première approche a consisté à définir, à partir de données écologiques de base (distance de dispersion en milieu terrestre et aquatique), des espaces de dispersion potentielle en cartographiant le territoire compris dans un rayon déterminé autour des habitats aquatiques connus utilisés par la cistude. Deux cartes ont ainsi été produites grâce au SIG : l'une prenant comme hypothèse de dispersion 1 km autour des habitats aquatiques connus de la cistude; l'autre ayant pour rayon de dispersion 2 km autour de ces mêmes habitats.

Dans un second temps, des critères relatifs à la biologie et au comportement de l'espèce, à l'occupation des sols (boisements frais, boisements thermophiles, milieux ouverts, pelouses sèches, bocages) et à la géographie (reliefs, réseau hydrographique) ont permis d'obtenir une représentation du réseau potentiellement utilisable par la cistude au sein de l'Isle Crémieu (zones hachurées sur les cartes 3 & 4).



Carte 3 : Réseau écologique utilisable par la cistude (rayon de dispersion 1 km)



Carte 4 : Réseau écologique utilisable par cistude (rayon de dispersion 2 km)

III. AMÉLIORATIONS NÉCESSAIRES DE CETTE APPROCHE ET PERSPECTIVES DE CONSERVATION

Ce premier travail mériterait d'être affiné en s'appuyant notamment sur les modèles développés pour la rainette en l'Isle Crémieu par l'Université Lyon 1 en collaboration avec l'association Lo Parvi (Abdelhak et Quesada 2002). De tels outils demanderaient une connaissance très fine de l'occupation du sol et notamment la cartographie des obstacles aux déplacements dans les éléments les plus étroits des réseaux écologiques.

De plus, les cartes obtenues ne tiennent pas compte de l'état actuel de conservation des habitats de la cistude, de la fragmentation par le réseau routier secondaire (mortalité des femelles) et de l'évolution des pratiques agricoles et des aménagements divers.

Toutefois, cette approche, bien que théorique, permet d'appréhender les effets de l'A48 et en particulier le risque de fragmentation de l'habitat de la cistude, conséquence de la barrière créée par l'autoroute.

IV. L'ATTÉNUATION DES EFFETS DE L'A48 : UNE RÉFLEXION À L'ÉCHELLE DU TERRITOIRE DE L'ISLE CRÉMIEU

Le projet A48 intercepte deux réseaux écologiques potentiels de la cistude très importants pour maintenir le lien entre les méta-populations situées à l'est et à l'ouest de l'A48. Il s'agit du secteur du marais de Boulieu et des mares forestières de Coréol (réseau 1 sur les cartes 3 & 4) et du corridor constitué par les marais de Sablonnières et le canal de Catelan (réseau 2 sur les cartes 3 & 4).

Des mesures de réduction des impacts de l'A48 sur la cistude sont prévues par le maître d'ouvrage. Pour éviter le risque d'écrasement des individus sur l'A48; l'autoroute sera entièrement clôturée. Afin de réduire l'effet barrière et de permettre la circulation des cistudes de part et d'autre de l'A48, les corridors les plus importants pour la cistude devraient être franchis par des ouvrages larges (viaduc, ponts, ouvrages hydrauliques). Leurs dimensions précises restent encore à définir.

Ces mesures de réduction de l'effet barrière de l'A48 ne concernent que le rétablissement des réseaux écologiques. Pour que la conservation de la cistude à long terme soit possible, la prise en compte de cette espèce doit se faire à l'échelle de tout le territoire de l'Isle Crémieu.

En effet, les opérations de remembrement connexes à l'A48, concernent potentiellement plus de la moitié de l'aire de répartition de la cistude en Isle Crémieu. De telles opérations représentent un risque majeur pour la conservation de l'espèce : destruction d'habitats humides par comblement de mares, drainage ou assèchement des zones humides pour la récupération de terres cultivables, transformation des sites de pontes (prairies sèches) en terres cultivables, détérioration des habitats (enrichissement des prairies sèches suite à un abandon par l'agriculture, pollution diffuse zones humides).

C'est pourquoi, une réflexion en amont, avec les communes abritant des zones humides et potentiellement concernées par le remembrement, semble indispensable à la réussite de la conservation de la cistude en Isle Crémieu. Une démarche d'inventaires spécialisés a été réalisée dans le cadre du projet autoroutier A28 dans la Sarthe et dans l'Orne pour prendre en compte un insecte inféodé aux vieux arbres à cavités, le Pique-prune (*Osmoderma eremita*). Tous les arbres constituant l'habitat potentiel ont été inventoriés sur plus de 13000 ha au total, soit plus de 37000 arbres. Une typologie des haies a été faite afin d'intégrer une partie du réseau d'arbres à cavités dans les éléments fixes du paysage. Dans la Sarthe, un "Schéma directeur de remembrement" a été élaboré pour une conservation intégrale des haies en zone Natura 2000 et très forte entre les noyaux identifiés dans ce réseau de sites.

Une démarche similaire dans l'Isle Crémieu permettrait d'affiner les cartes produites dans le cadre de l'étude d'incidences de l'A48 dans le périmètre concerné par les remembrements de manière à définir précisément l'état de conservation des habitats de la cistude et des réseaux écologiques pour mettre en place des moyens de conservation à une échelle spatiale adaptée.

BIBLIOGRAPHIE

- ABDELHAK Y. ET QUESADA R., 2000. Plan de conservation de la rainette arboricole en Isle Crémieu. Etude de la connectivité du paysage. Lo Parvi, Direction Régionale de l'Environnement Rhône- Alpes, 46 p.
- CADI A., 2003. Ecologie de la Cistude d'Europe de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) : Aspects spatiaux et démographiques, application à la démographie. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon 1.
- CADI A. ET FAVEROT P., 2004. La Cistude d'Europe, gestion et restauration des populations et de leur habitat. Guide technique, Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces Naturels, 108 p.
- CHEYLAN M., 1998. Evolution of the distribution of the European Pond turtle in the French Mediterranean area since the post-glacial. In Mertensiella, Proceedings of the Emys Symposium, Dresden 96, 10:47-65.
- FRITZ, U. (ED.), 1998. Introduction to zoogeography and subspecific differentiation in *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). In Mertensiella, Proceedings of the Emys Symposium, Dresden 96, pp 1-27.
- GASC J.P., CABELA A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC J., DOLMEN D., GROSSENBACHER K., HAFFNER P., LESCURE J., MARTENS H., MARTINEZ RICA J.P., MAURIN H., OLIVEIRA M.E., SOFIANIDOU T.S., VEITH M. & ZUIDERWIJK A. (eds), 1997. Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris, 496 pp.
- LENK, P., U. FRITZ, JOGER U., and WINKS M., 1999. Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). Molecular Ecology 8: 1911-1922.
- PARENT, G. H., 1983. Le projet de réintroduction de la cistude d'Europe (*Emys orbicularis* L.) en Haute Savoie. Méthodologie de l'enquête préalable. Bull. Soc. Herp. Fr., (25): 15-24.
- QUESADA R., 1998. Plan de sauvegarde de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans le département de l'Isère. Première phase, années 1996-1998. 30 p.
- SOCIÉTÉ HERPÉTOLOGIQUE DE FRANCE, 1989. Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France. SHF & Secrétariat d'État chargé de l'Environnement, Direction de la Protection de la Nature, 191 p.

Exemples d'ouvrages aménagés en faveur de la loutre en France et en Europe : Essai de synthèse et perspectives

Lionel LAFONTAINE, Geoff LILES

LutrAtlantica
Locquéholé, France

E-Mail : contact@lutratlantica.org

Résumé

Suite à un premier appel à contribution transnational lancé par les auteurs en 2002 dans le "Bulletin du Groupe d'Experts de la Loutre de l'UICN" (OSG Bull., 19(1) : 21-24), le présent article s'inscrit dans une démarche pour l'instauration d'une base de données des ouvrages ayant été aménagés en faveur de la loutre (Lafontaine et al., 2005).

Une double approche sera ici développée :

- aménagements mis en oeuvre réglementairement (Loi de 1976) au titre des mesures compensatoires, afin de tenter de réduire significativement le facteur de mortalité routière chez la loutre. Des passages ont été aménagés sous les ponts et autres ouvrages hydrauliques, lors de la construction ou l'élargissement de routes nouvelles, afin de maintenir ou restaurer une continuité des berges (fonction corridor, prévention de l'"effet barrière"). Mais peu de suivis ont été instaurés pour tester l'efficacité de ces mesures et leur réelle fonctionnalité. Une synthèse des aménagements spécifiques déjà réalisés et du ratio coût/efficacité s'avère ainsi aujourd'hui indispensable. Un programme de synthèse est nécessaire afin de comparer les situations respectives et les expériences des divers acteurs sur les aménagements mis en place. Dans ce but, une base de données "passages (dits) à loutres et à "petite faune" " aménagés dans le cadre des travaux d'infrastructures routières a été mise en chantier. L'objectif vise à rendre public un inventaire des aménagements existants en prenant en compte les paramètres biologiques, techniques et financiers.
- diagnostics de dangerosité des ouvrages existants ; le problème de mortalité accidentelle de la loutre se pose aussi avec acuité au niveau de certains ouvrages préexistants (ou de certains tronçons routiers sensibles), d'autant qu'aucun moyen financier n'est prévu pour y remédier (dans la loi française) a posteriori. Seules des négociations au cas par cas sont à envisager. C'est pourquoi il apparaît aussi impératif d'effectuer en préventif un diagnostic de dangerosité des ouvrages hydrauliques existants. De tels diagnostics ont été réalisés de façon empirique dans le cadre de la préparation de certaines études Natura 2000 en Europe. Ces diagnostics reposent sur une bonne connaissance de la répartition locale de l'espèce, et l'établissement de critères de sensibilité ou d'une grille empirique de dangerosité des ouvrages, résultante de divers paramètres.

I. LA MORTALITE ROUTIERE, IMPORTANT FACTEUR DE MENACE POUR LA LOUTRE



La plupart des spécialistes s'accordent pour attribuer au déclin de la loutre trois causes principales, par ordre décroissant d'importance :

- pollution des eaux et contamination des chaînes alimentaires,
- destruction des habitats,
- mortalité accidentelle.

Dans la majorité des pays, ce dernier facteur est principalement dû au trafic routier. La mortalité routière représente pour la loutre une menace directe en raison de son impact néfaste sur les isolats de populations et sur la libre circulation des individus recolonisant de nouveaux territoires (Lafontaine & Liles, 2002).

D'après Liles & Colley (2001), quatre arguments viennent appuyer ce constat :

- les densités de loutres sont faibles par nature,

Un impact très néfaste sur les isolats de populations et sur la libre circulation des loutres recolonisant de nouveaux territoires.
(Photos L. Lafontaine & G. Liles)

- la majorité des loutres tuées sur les routes sont en bon état physique,
- certains sites à risque sont de véritables points noirs où plusieurs loutres peuvent être successivement victimes du trafic routier sur une courte période,
- des femelles gestantes et allaitantes, ainsi que des jeunes, en sont victimes sur plusieurs sites.

Les travaux d'infrastructure routière, aboutissant à la modernisation et/ou à l'extension du réseau routier, ont selon leur nature un triple impact sur les communautés animales :

- un effet direct à court-terme, la mortalité par collision routière.
- un effet induit à moyen terme, en oblitérant la libre circulation des espèces (sans que celle-ci soit nécessairement annihilée à 100%).
- un effet indirect à long-terme, "l'effet de coupure", provoquant un isolement reproducteur et génétique. Ce morcellement des habitats souligne une problématique fondamentale de l'aménagement du territoire lié à l'accroissement du réseau routier. Mader (in SETRA, 1987) souligne le risque des conséquences à long-terme de tout projet routier :
- isolation des populations, avec appauvrissement génétique,
- développement de populations uniformes favorisant les espèces "généralistes" au détriment des espèces "spécialistes",
- perte de stabilité des communautés animales dans les "lots.

En Espagne, Ruiz-Olmo *et al.* (1991) ont aussi montré que, pour qu'une population de loutres puisse être viable, étaient nécessaires au moins 30 km de linéaire de cours d'eau en continu (le principal obstacle à la libre circulation dans ce pays étant les barrages de retenue).

La loutre européenne n'est donc pas au sens strict un mammifère aquatique, mais plutôt véritablement amphibie puisqu'elle n'utilise le milieu aquatique que pour capturer les proies dont elle se nourrit, et en partie seulement pour se déplacer. En effet dans son comportement exploratoire quotidien, l'animal passe alternativement du milieu aquatique au milieu terrestre, comme l'atteste souvent un examen attentif, sur le terrain, des indices de son passage (traces, coulées, empreintes). Il faut rappeler ici que la loutre est probablement le seul mammifère qui soit aussi à l'aise dans l'eau (par ses aptitudes morphologiques et physiologiques) que sur la terre ferme, où elle reste très agile pour marcher, galoper ou bondir. Ainsi, on peut observer au bord des rivières des "méandres coupés", particulièrement fréquentés par la loutre lorsqu'elle remonte une rivière, ce qui lui permet (peut-être) d'économiser ses efforts si le débit du cours d'eau est élevé.



Photo 1 : Exemple de "méandre coupé" par la loutre (entre les deux flèches blanches).
Ce symptôme très caractéristique a généré, initialement, le principe empirique de "continuité de berge" comme prescription générique d'aménagement des ouvrages de franchissement. (photo L. Lafontaine)

On assiste donc probablement au même phénomène au niveau des ouvrages hydrauliques, particulièrement en période de crues, à travers deux effets conjugués :

Effet tunnel : les ouvrages hydrauliques de petite taille (faible ouverture) sont généralement des buses d'écoulement de diamètre variable qui, selon la longueur considérée, constituent un obstacle psychologique au cheminement.

Effet d'entonnoir : en dehors des périodes d'étiages, ces mêmes ouvrages, ainsi que ceux de plus grande taille (cadres, conduits voûtés), provoquent une accélération du débit de la rivière suffisamment dissuasive pour tenter de passer à l'intérieur.



Photos 2 et 3 : Exemple d'ouvrage à risque significatif (RD 782 dans le Morbihan) : section de route rectiligne, faible encaissement du cours d'eau, vitesse élevée des véhicules, faible gabarit de l'ouvrage (photos L. Lafontaine).



Photos 4 et 5 : Autres exemples significatifs de cas de mortalité observés : au droit des ouvrages de franchissement, seuils, discontinuités hydrauliques, etc. (photos G. Liles).

Ce phénomène devient encore plus aigu en périodes de crues hivernales, où certaines buses d'écoulement sont partiellement, voire totalement, immergées. Le fait que les ouvrages dotés de parois verticales abruptes posent problème au cheminement par la voie aquatique est corroboré par le phénomène suivant, souvent rencontré : en période d'étiage, lorsque le substrat sous l'ouvrage le long des parois est exondé (terre, graviers, rochers), il est utilisé par les animaux pour progresser sous le pont, parfois d'ailleurs marquent-ils leur passage en y déposant des épreintes (ceci constitue d'ailleurs un critère bien connu pour repérer la présence de la loutre : inspecter sous les ponts). En revanche, dès que le niveau de l'eau remonte, les individus ont tendance à ne franchir l'obstacle qu'en passant sur le pont, en remontant les berges et le remblai de la route.

Le problème de base se situe donc principalement, dans le principe, au niveau d'une **discontinuité des berges** qui pousse les animaux, si aucune autre alternative ne leur est offerte, à traverser la route. Des cheminements (coulées) partant des berges et remontant dans les remblais vers la chaussée sont ensuite régulièrement empruntés, marqués par des épreintes : des habitudes de passage, importantes chez la plupart des carnivores, se renforcent progressivement et induisent ensuite tous les individus à suivre la voie tracée. Le problème n'est pas spécifique à la loutre et concerne tous les mammifères amphibies (protégés ou non) : visons, putois, rats musqués, ragondins, qui subissent également une mortalité routière importante au niveau de certains ouvrages.

Ainsi, par exemple, en Bretagne, un premier inventaire des collisions routières a permis de recenser 27 cas (identifiés) de mortalité de loutres entre 1980 et 1990, et 22 cas entre 1986 et 1990, soit une moyenne de 4,4 cas connus par an (Lafontaine, 1991). Ce chiffre peut, pour témoigner de la réalité du problème, être multiplié par deux voire davantage. On peut donc raisonnablement supposer qu'entre 10 et 20 loutres pouvaient périr chaque année sur les routes de cette région, soit environ 5% des effectifs! En tenant compte des autres facteurs potentiels de mortalité accidentelle, et de la mortalité naturelle, ces pertes peuvent introduire un déficit non négligeable dans la capacité de renouvellement des générations.

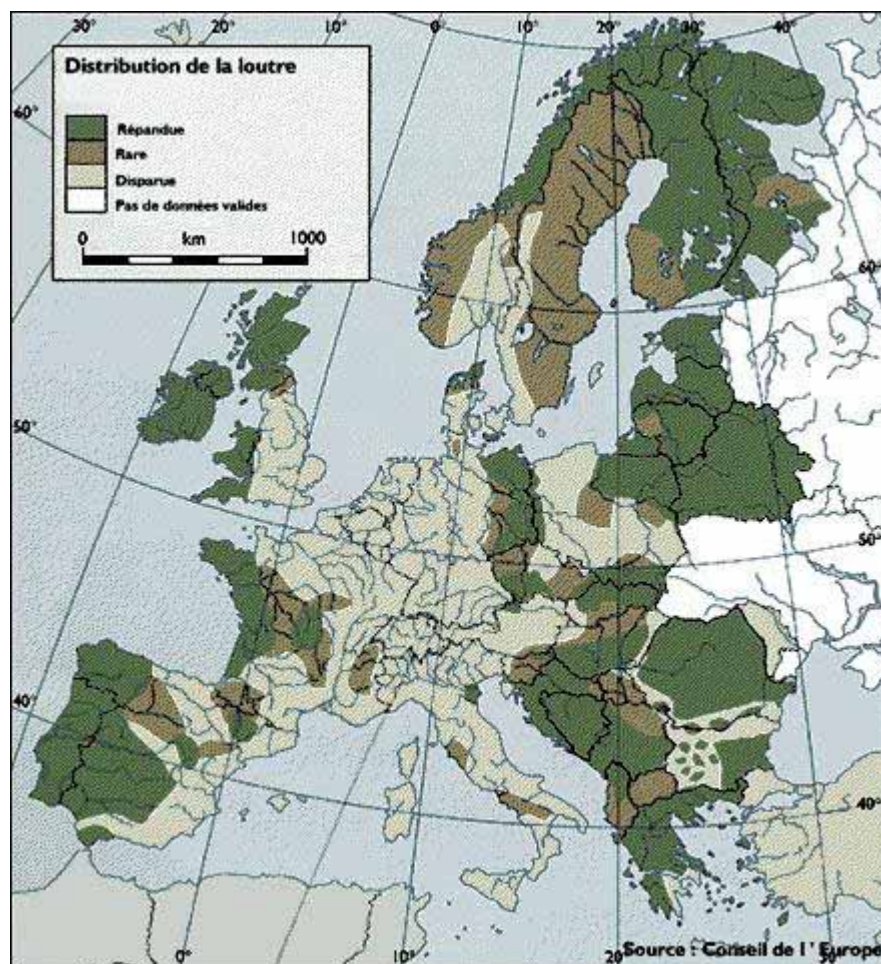
II. MESURES PREVENTIVES COMPENSATOIRES

Si la définition de points noirs sur le réseau routier préexistant, et la préconisation d'aménagements préventifs destinés à réduire la mortalité accidentelle de la loutre, ne peuvent sur le plan financier, que faire l'objet d'une prise en compte exceptionnelle, ces dispositions ont été en revanche prévues par la loi pour les travaux d'infrastructure programmés ou en cours de réalisation. L'article 2 de la loi du 10 juillet 1976 prévoit que "les études préalables à la réalisation d'aménagement ou d'ouvrages (...) doivent comporter une étude d'impact permettant d'en apprécier les conséquences". Le décret du 12 octobre 1977 pris pour l'application de cette loi impose de faire figurer en particulier au sein de l'étude d'impact :

- une analyse de l'état initial, des effets sur l'environnement, la faune et la flore, les milieux naturels et les équilibres écologiques.
- les mesures envisagées pour supprimer, réduire et si possible compenser les conséquences dommageables du projet sur l'environnement, ainsi que l'estimation des dépenses correspondantes.

Les dépenses ainsi définies doivent être incluses au coût global de l'aménagement (et non figurer en terme de surcoût) et sont à la charge du maître d'œuvre. Cette disposition a été étendue en 2004 dans le cadre de l'application en droit national de la Directive "Faune-Flore-Habitats" (CEE 92/43, article 6), par le biais d'une circulaire sur l'évaluation des incidences en site *Natura 2000*, en regard des enjeux de préservation des espèces (dont la loutre fait partie) et habitats d'intérêt communautaire (circulaire DNP/SDEN n°2004-1 du 5 octobre 2004).

II.1 - État des lieux à l'échelle européenne



Carte 1 : Distribution de la loutre en Europe

Ainsi, depuis près de vingt ans, dans certains pays européens, des aménagements ont été testés au titre des mesures compensatoires afin de tenter de réduire significativement le facteur 'mortalité routière' chez la loutre. Des passages ont été aménagés sous les ponts et autres ouvrages hydrauliques, lors de la construction de routes ou sur des sites déjà connus, afin de maintenir ou restaurer une continuité des berges (fonction corridor, prévention de l'effet barrière). Cette procédure a d'abord été mise en oeuvre dans plusieurs régions de Grande-Bretagne (Green, 1991), du Danemark (Madsen, 1992, 1996) ou de France (Lafontaine, 1991; Lafontaine et al., 1994), puis en Allemagne, certains pays d'Europe centrale et la péninsule ibérique. Dans certains cas, les sites "à risque" pour la loutre sont identifiés (Liles & Colley, 2001), et des statistiques de mortalité sont établies (Kšrbel, 1995; Philcox et al., 1999).



Photo 6 : Mesure compensatoire pour la loutre en Écosse (Ile de Skye) : berge artificielle bétonnée sous ouvrage.(photo L. Lafontaine).



Photos 7 et 8 : Ouvrages aménagés au Danemark : berges reconstituées ou banquette flottante (photos O. Korbel).

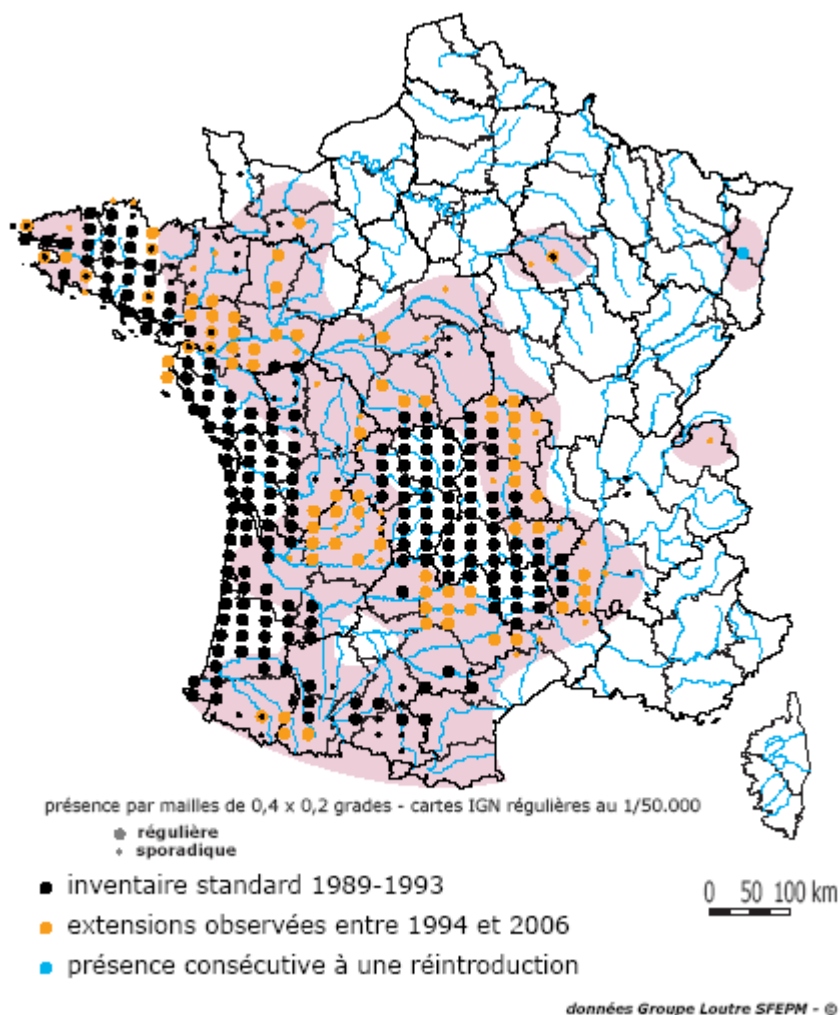


Photo 9 et 10 : banquette en béton : France (Bretagne), ou Catalogne (Réserve Naturelle Aiguamolls de l'Empord`)
(photos L. Lafontaine & Minuartia).

Quelques exemples significatifs d'ouvrages aménagés pour la loutre en Europe.

II.2 - État des lieux à l'échelle franco-française

Des passages à "petite faune", et spécifiquement "à loutres", ont été progressivement aménagés en France à partir des années 1980, par ordre chronologique, sur l'Autoroute A10 en Aquitaine (GEREA, 1980 ; ASF, 1984), en Bretagne (Lafontaine, 1991), dans les Marais de l'Ouest et sur le projet d'Autoroute A89 Clermont-Bordeaux (Beaussillon *et al.*, 2001), ou plus récemment encore sur le PNR de Brière en Loire-



Atlantique (Moyon, 2005).

Carte 2 : Répartition actuelle de la loutre en France, incluant les extensions observées ces douze dernières années (points oranges). Cette carte met en exergue sur une quarantaine de départements français des "espaces de connexion en limite d'aire" (ici en grisé), où les ouvrages de franchissement devraient systématiquement faire l'objet d'une "mise en adéquation" durant les opérations d'infrastructures, afin ne pas oblitérer ces mouvements spontanés d'extension de l'espèce.

A cette fin, sur recommandation du Réseau SOS-Loutres créé en 1989 dans le cadre d'un Programme National d'Étude et de Protection de la Loutre porté par la SFEPM (*cf. circulaire ministérielle aux Préfets, relative aux missions de ce Réseau, in Lafontaine et al. 2005*), un "descriptif générique" a été élaboré, régulièrement amendé et soumis aux Bureaux d'études et aux services routiers des Directions Départementales de l'Équipement et Conseils Généraux de nombreux départements français concernés.

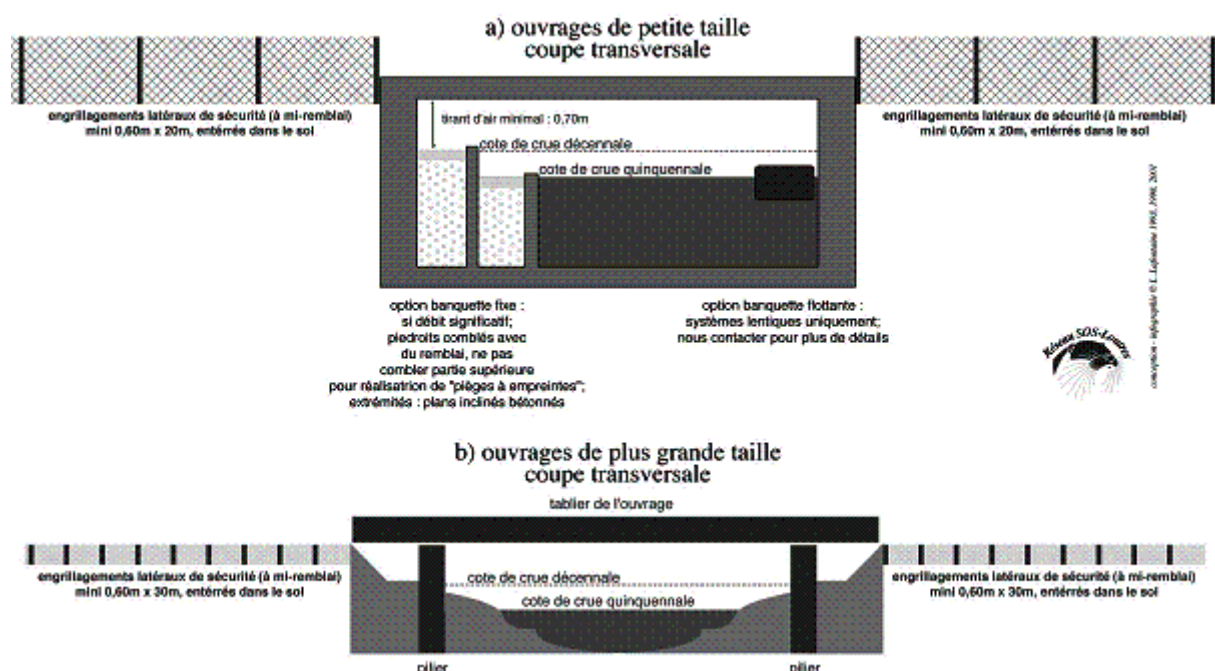
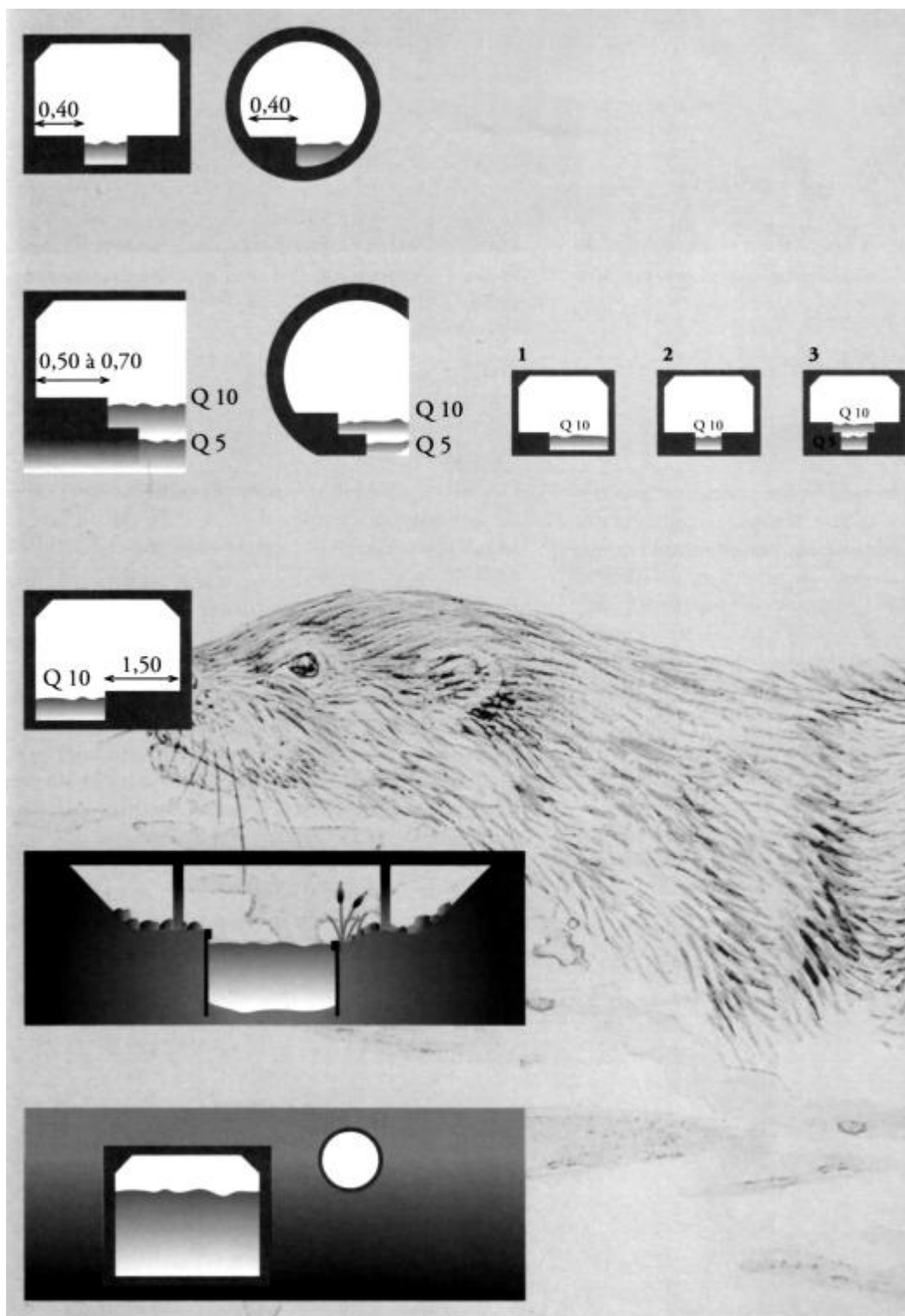


Figure 1 : Descriptif générique des aménagements préventifs destinés à réduire le facteur de mortalité routière chez la loutre d'Europe et autres mammifères ripicoles remarquables

Ce "descriptif générique" fut largement diffusé aux bureaux d'étude et services routiers depuis 1993, en amont des projets, au stade des "études d'APS" (avant-projet sommaire) ; c'est un digest (fictif) des diverses situations rencontrées, différenciant les ouvrages de petite taille ("passages inférieurs à portique ouvert" ou "à cadre fermé", cadres, dalots) de ceux de plus grande taille ("ouvrages d'art non courants", viaducs) où une transparence est assurée. La prescription fondamentale repose, **autant que faire se peut**, sur le principe de "continuité de berge" (le principe de **buse hors d'eau** - "loutrodoc" -, fut-elle "de secours", n'est plus ici préconisé) **et** la pose, souvent indispensable, de dispositifs complémentaires de sécurité (engrillagements) en remblais. Ensuite, chaque projet particulier redéfinit au cas par cas la solution retenue, en tenant compte des contraintes topographiques, techniques et financières.

Ces prescriptions sont reprises dans le descriptif d'aménagement des "passages de type III" détaillés dans le Guide Technique "petite Faune" du SETRA (2005) :



(synthèse J . Carsignol d'après CEE/COST341, 2003)

C'est ainsi que ce sont à ce jour plus d'une centaine d'ouvrages routiers qui ont pu être aménagés en France, en tenant compte de la présence effective ou potentielle (à court ou moyen termes) de l'espèce. Dans ce cas d'espèce, les **surcoûts induits** peuvent varier de 75 à plusieurs centaines d'€ HT par mètre linéaire de "passage aménagé".

Exemples à titre provisoire et non exhaustif :

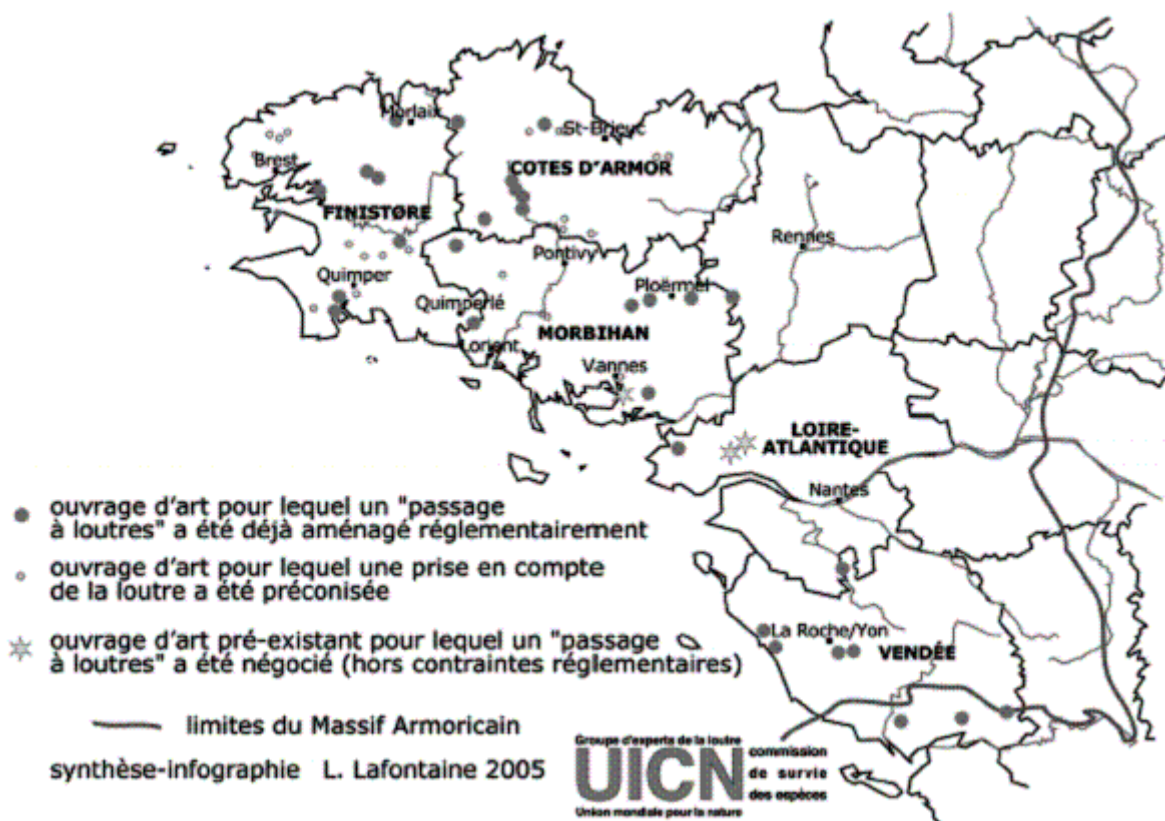
typologie d'ouvrage	typologie d'aménagement	maître d'ouvrage/ axe routier	surcoût HT global	surcoût HT/mètre linéaire	source
OANC ("ouvrages d'art non courants", viaducs)	Berges latérales naturelles en espaliers	DDE du Finistère RN 164	(nc)		Lafontaine et al. 1993
PIPO ("passage inférieur à portique ouvert")	berges latérales sur appuis de type palplanches	Conseil Général du Finistère RD 18	(nc)		Lafontaine et al. 1993
PICF ("passage inférieur à cadre fermé")	Buse latérale hors d'eau Ø 600 à Ø 1000	Conseil Général des Côtes d'Armor RD 8	0,9 à 1,2 k€	75 à 150 €	Lafontaine et al. 1993
PICF ("passage inférieur à cadre fermé")	Banquette latérale en encorbellement (platelage bois)	Conseil Général des Côtes d'Armor RD 8	1,6 k€	85 €	Lafontaine et al. 1993
PICF ("passage inférieur à cadre fermé")	Banquette latérale béton, unique	DDE des Côtes d'Armor RN 164	3,7 k€	90 €	Lafontaine et al. 1993
PICF ("passage inférieur à cadre fermé")	Banquette latérale béton, unique	DDE du Morbihan RN 24	10 à 20 k€	220 à 380 €	Lafontaine et al. 1993
PICF ("passage inférieur à cadre fermé")	Banquettes latérales multiples (2 marches béton)	Autoroutes du Sud de la France A 89	5 à 7,5 k€	300 €	Beaussillon et al. 2001, Thiévent 2005
PICF ("passage inférieur à cadre fermé")	"système complexe": banquettes latérales béton fixe + encorbellement + buse sèche " de secours"	Conseil Général de Loire-Atlantique RD 773	10,7 k€	970 €	Moyon, 2005

Tableau 1 : Typologies d'ouvrages, de diverses tailles, aménagés pour le passage de la loutre et de la "petite faune", avec quelques exemples de surcoûts induits (nc : non connu)

Depuis quelques années une programmation préalable des "aménagements spécifiques" loutre s'est ainsi peu à peu généralisée, avant travaux, au sein des DDE ou des Directions des Routes de certains départements, par exemple avec les Conseils Généraux du Finistère, des Côtes d'Armor ou de Vendée.

De nombreux projets routiers sont en effet à l'ordre du jour dans ces départements, le budget routier départemental s'élevant à plusieurs dizaines de M€ et de chantiers. Mais dans le cadre d'une généralisation de la démarche est apparu un double problème :

- lacunes éventuelles des études d'impact en amont, sans mention de l'espèce ni préconisations *ad hoc*, ce qui contraint les Associations à intervenir dans le cadre des enquêtes publiques pour combler les manques éventuels,
- la multiplicité des aménagements proposés semble compromettre leur généralisation ; ce point sera ré évoqué dans la discussion (§ 4 & 5).



Carte 3 : Synthèse des "ouvrages spécifiques loutres" aménagés ou en projet dans le nord-ouest de la France (non exhaustif).

III. DIAGNOSTICS DE DANGEROUSITE DES OUVRAGES HYDRAULIQUES EXISTANTS

Outre ce qui a été et est possible de faire aménager dans le cadre des mesures compensatoires liées aux projets d'infrastructures routières, le problème de mortalité accidentelle de la loutre se pose avec autant d'acuité au niveau des ouvrages préexistants, d'autant qu'aucun moyen financier n'est prévu pour y remédier (dans la loi française), *a posteriori*.

Seules des négociations au cas par cas sont à envisager, comme ce qu'il a été possible de faire aménager dès 1992 - exemple pionnier en France - par le Conseil Général du Morbihan au niveau d'un véritable point noir identifié en Bretagne pour la loutre : la R.D. 780 près de l'étang de Noyal (route de la presqu'île de Rhuy), dotée d'un très fort trafic routier (plusieurs cas de mortalité de loutres recensés par an). Durant les travaux d'aménagement spécifique (ci-dessous : pose d'une buse hors d'eau puis en grillage en remblai), la route a dû ainsi être coupée à la circulation automobile.



Photos 11 et 12 : Sur la route de la Presqu'île de Rhuy (Morbihan), l'aménagement a posteriori d'un passage busé sous la route départementale et d'une banquette inclinée en bois pour passer le barrage de l'étang en amont, a coûté en 1992 l'équivalent de 30.000 € de travaux au Conseil Général du Morbihan. (Photos L. Lafontaine)

C'est pourquoi il est apparu ensuite nécessaire, dans le cadre de la mise en application des *Documents d'objectifs Natura 2000*, qui prévoient le maintien d'un **bon état de conservation des populations d'espèces de l'Annexe 4** (dont les loutres), d'effectuer en préventif un **diagnostic de dangerosité** de tous les ouvrages hydrauliques existants. Un tel diagnostic a été effectué pour la première fois en 1999 dans le cadre de la préparation du *Document d'objectifs Natura 2000 Scorff-Sarre* (Morbihan).

Il a fallu établir une grille empirique de dangerosité des ouvrages, résultante de la configuration de l'ouvrage (gabarit), de données hydrauliques (cotes de crues), de la topographie, de la route, des abords, du trafic routier, et aboutissant à une note globale variant de 1 (risque nul ou très faible) à 5 (risque très élevé). Sur 144 ouvrages évalués (du périmètre ou ses abords immédiats), 39 se sont avérés présenter un risque élevé ou très élevé de mortalité pour la loutre, c'est-à-dire un seuil au-delà duquel il serait nécessaire de financer un aménagement préventif.

Une première estimation, à réévaluer plus finement, aboutit à un budget prévisionnel compris entre 140 et 220 k€ pour aménager ces ouvrages à risque significatif, sur l'ensemble du périmètre *Natura 2000* concerné.

Cette démarche de diagnostic s'est poursuivie sur d'autres sites *Natura 2000* en Bretagne, ainsi que d'autres régions françaises, de même que pour le vison d'Europe en Aquitaine, par exemple sur les sites *Natura 2000* des vallées de la Leyre. Poulaud et Billy (2005) ont ainsi inventorié 190 franchissements (ouvrages), décrit 64, et hiérarchisé 30 d'entre eux parmi lesquels 10 sont en priorité d'action 1.

Mais surtout aussi, prolonger ce travail de diagnostic a été particulièrement important, hors *Natura 2000*, notamment dans le cadre des études préalables des Contrats de Restauration et d'Entretien des cours d'eau (cofinancement Agences de l'Eau) où il serait possible, in fine, selon les ouvrages concernés, d'effectuer un aménagement conjoint avec les problèmes de franchissement des ouvrages par les poissons migrateurs.

En Bretagne, plus de 350 ouvrages existants ont ainsi fait l'objet d'un "diagnostic de dangerosité potentielle pour la loutre", variant d'un risque nul ou très faible (classe 1) à un risque très élevé (classe 5) :

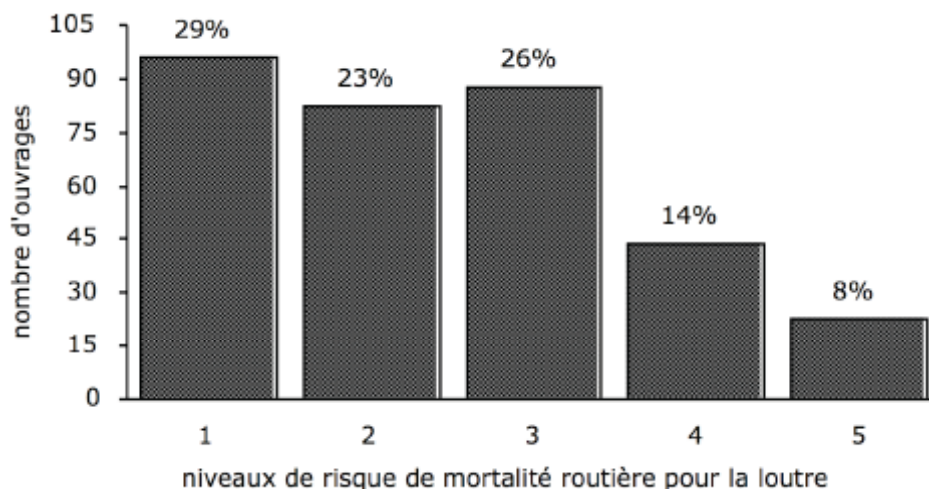


Figure 2 : Distribution, vis-à-vis du risque de mortalité routière pour la loutre, de 350 ouvrages hydrauliques diagnostiqués en Bretagne, suivant une note globale variant de 1 (risque nul ou très faible) à 5 (risque très élevé). Le trait vertical est l'amplitude des valeurs et la colonne représente 50% des ouvrages, dans chaque cas (d'après Lafontaine, 2005).

Si on examine la distribution des ouvrages selon leur gabarit (section transversale en m²), on observe statistiquement :

- une diminution progressive du risque quand la taille de l'ouvrage s'accroît,
- que les ouvrages les plus dangereux pour la loutre sont effectivement ceux qui présentent le plus faible gabarit (médiane : 0,45 m² ; cf. infra) : un seuil de sécurité se situe à >1,80 m², ce qui signifie que la plupart des "petits ouvrages" (buses...) sur petit chevelu hydrographique présentent la plus forte dangerosité pour la loutre et autres mammifères amphibies (et souvent aussi difficiles à franchir pour le poisson...).

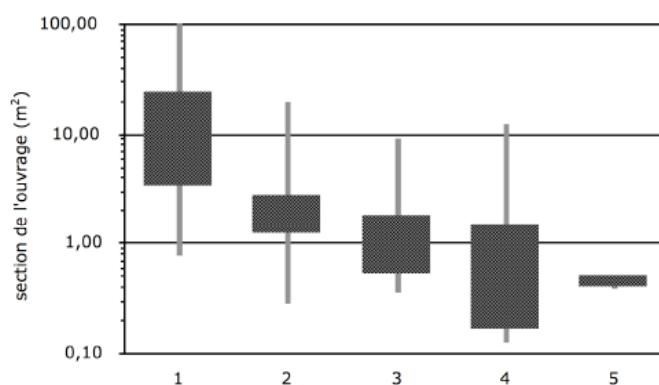


Figure 3 : Niveau de risque, pour la loutre, des ouvrages hydrauliques selon leur gabarit (section intérieure, en m²), suivant une note globale variant de 1 (risque nul ou très faible) à 5 (risque très élevé). Le trait vertical est l'amplitude des valeurs et la colonne représente 50% des ouvrages, dans chaque cas (d'après Lafontaine, 2005).

En Région Pays de la Loire, et notamment la Loire-Atlantique, dans le cadre de l'inventaire préalable à la réalisation de *Documents d'Objectifs Natura 2000*, un relevé systématique des ouvrages a été entrepris (cf. Lafontaine *et al.*, 2005).

Avant même que ces derniers ne soient opérationnels, plusieurs passages sensibles ont déjà été aménagés par le Conseil Général de Loire-Atlantique, en collaboration avec le Parc Naturel Régional de Brière.

En suivant cette démarche, un aménagement a été réalisé en 2002, sur la RD 773 au pont de "la Duchée", sur la commune de Donges. Ce dernier a été entièrement financé par le département de Loire-Atlantique.



Photos 13 et 14 : Le pont de "la Duchée" avant et après travaux (Photo Parc naturel régional de Brière).

Des prospections du dispositif ont permis de mettre en évidence un passage régulier de l'espèce sur la banquette fixe et en l'encorbellement (dalles béton fixées en margelle sur une des parois de l'ouvrage principal). Ces dernières, installées à l'intérieur de l'ouvrage et reliées aux berges par des rampes d'accès bétonnées, permettent un passage à sec, privilégié par l'espèce. Un suivi opéré en 2005 a donné des résultats mitigés, notamment le refus apparent pour la loutre de fréquenter les pièges à empreintes (Letourneau, 2005). En outre, pour l'instant, aucun indice de présence n'a encore été détecté au niveau de la buse sèche (passage de secours). Toutefois, il faut signaler que les crues connues par cet ouvrage n'ont pas compromis le passage à l'intérieur de l'ouvrage principal (banquettes).

Des financements complémentaires ont également contribué à la réalisation des aménagements "connexes" (palissade-guide en bois fixée derrière des glissières de sécurité, etc.).

Il faut souligner l'importance primordiale d'un suivi des aménagements car leur bon fonctionnement peut en découler. Ce "chantier" du suivi biologique, notamment au niveau des objectifs d'étude et de leur finalité *in fine*, reste totalement ouvert et encore très inachevé. Sur ce point on lira aussi avec intérêt les réflexions issues de l'étude sociologique récente développée par Rémy (2005) consécutive au suivi des passages ^ loutres aménagés sous l'autoroute A 89 dans le Limousin.

Ces quelques exemples dans l'Ouest de la France offrent un précédent utile pour montrer que des aménagements nécessaires sont possibles sur des ouvrages sensibles ("points noirs" préexistants), bien que leur mise en place n'ait pas un caractère réglementaire. Leur aboutissement repose avant tout sur la coopération et la volonté des partenaires concernés.

IV. VERS L'INSTAURATION D'UNE BASE DE DONNEES

Bien que ces aménagements spécifiques aient été déjà réalisés dans plusieurs pays d'Europe (Lafontaine, 1991, 1993 ; Kšrbel 1995 ; Madsen, 1996 ; Green, 1997 ; Clarke *et al.* 1999 ; Liles & Colley, 2001 ; Beaussillon *et al.*, 2001...), peu de suivis standardisés ont été instaurés pour tester l'efficacité de ces mesures et leur réelle fonctionnalité. Les collisions routières peuvent s'avérer réellement problématiques pour les populations de loutres dans certaines zones particulières de leur aire de répartition. Une synthèse des aménagements spécifiques déjà réalisés et du rendement coût/efficacité/utilité s'avère ainsi aujourd'hui absolument nécessaire.

Quelques exemples concrets peuvent ainsi illustrer la démarche d'évaluation critique qui pourrait être envisagée dans ce cadre :

¥ *limites et défauts constatés sur quelques aménagements déjà existants*

Ceci constitue le premier palier d'une démarche critique, afin d'optimiser les préconisations et réalisations futures. En voici quelques exemples caractéristiques dans leur diversité de situations :

- o cadre carré doté d'une banquette simple en béton (à droite) sous Route Nationale en 2x2 voies, sur 62 mètres linéaires



Photo 15 : Cet aménagement a montré, après suivi spécifique, toute son utilité, y compris pour la faune "terrestre" (Lafontaine *et al.*, 1993) ; néanmoins l'aménagement ultérieur d'une voie secondaire de desserte, et d'un ouvrage busé sans adéquation spécifique (à gauche sur cette photo) a réduit considérablement la perméabilité amont/aval du système et annihilé le bénéfice apporté par le dispositif initial ! (photo L. Lafontaine).

- o installation dans un dalot carré d'un pieddroit remblayé



Photos 16 et 17 : Ce passage, insuffisamment calé à la cote de crue requise (Q5 ou Q10), est inondé à l'aval par conditions hydrauliques courantes et de ce fait rendu inopérant pour la loutre ou la petite faune (photo L. Lafontaine).

o défaut d'entretien des "dispositifs complémentaires de sécurité"



Photo 18 : L'aménagement mis en place en 1992 sur la RD 780 dans le Morbihan (cf. α 3 p. 13) avait nécessité la pose d'engrillagements complémentaires sur 250 m. des deux côtés de la chaussée ; à l'extrémité de l'un d'eux, il fut décidé d'installer un portillon à fermeture automatique pour faciliter le passage des pêcheurs : faute d'entretien régulier, ce portillon s'est dégradé et a ensuite disparu (à gauche sur la photo), rendant ainsi inopérant le principe ζ d'étanchéité d'accès de la faune Ξ vers l'emprise routière (photo L. Lafontaine).

¥ **La question de l'ampleur de prise en compte**

La "prise en compte" de la loutre (ou de toute autre espèce d'intérêt patrimonial) pose le problème de sa présence effective ou potentielle, ainsi que l'anticipation de ses capacités de recolonisation. "*Jusqu'où faut-il devoir*" aménager des passages spécifiques sous ouvrage ? Est-il possible de mobiliser les décideurs lorsque l'espèce n'est pas (encore) présente ?, alors que ces espaces en limite d'aire constituent souvent des enjeux plus importants qu'au cœur de la répartition connue de la loutre ! A l'attention des services routiers, Lafontaine (1991) avait défini une liste minimale de communes de Bretagne pour la prise en compte de la loutre (présence réelle et potentielle) dans les études d'impact, **ainsi que toute commune périphérique située dans un rayon de 30km.**

Le problème s'avère sans nul doute encore plus problématique pour les études d'incidences *Natura 2000* : ainsi, Guignard (2005) cite l'exemple d'une route nationale en Charente (16) pour laquelle "*les études d'incidences Natura 2000 pour le vison d'Europe n'ont été menées que sur le périmètre du site (c'est-à-dire le lit majeur d'un fleuve) alors que le projet recoupe de nombreux cours d'eau occupés par l'espèce et où aucune mesure n'a été prise. Cela signifie que les visons pourront circuler sous le viaduc prévu sur le fleuve en toute sécurité et seront obligés de traverser la chaussée pour poursuivre leur cheminement sur les affluents. En clair, les efforts portés sur le cours principal seront totalement annihilés par l'absence de mesures sur le reste du projet.*" ...

La carte de répartition de la loutre en France reproduite page 8 (α 2b) met en exergue sur pas moins d'une quarantaine de départements français, les ζ zones de connexion en limite d'aire Ξ où les ouvrages de franchissement devraient systématiquement faire l'objet d'une ζ mise en adéquation Ξ durant les opérations d'infrastructures, afin ne pas oblitérer ces mouvements spontanés d'extension de l'espèce.

¥ *Le "syndrome du loutrodoc"*

Les préconisations, parfois novatrices, varient énormément : passes ?, buses ?, banquettes ?...

A la fin des années 1980, la réalisation, en France, des premiers aménagements routiers intégrant la loutre, a vu très rapidement l'émergence du terme "*loutrodocs*", par allusion à celui de "*crapauducs*", "*boviducs*", etc. (passages à batraciens, bétail...). Cela était dû au fait que les premières recommandations ont très souvent prescrit la pose d'une "buse sèche, hors d'eau", comme réponse "simple et peu coûteuse". Lafontaine (1991) précise que cette option ne constitue selon lui, au mieux, qu'un pis-aller, à défaut de toute autre option technique, et - la question de sa réelle utilité restant encore aujourd'hui tout autant posée - elle continue à être préconisée et mise en oeuvre, par exemple "*en l'absence de rétablissements hydrauliques ou en complément de ceux-ci, s'ils ne permettent pas de garantir une utilisation hors d'eau des banquettes,*

en cas de crue par exemple" (Thiévent, 2005). Pourtant, l'objectif poursuivi in fine ne consiste pas "à faire passer les animaux dans des tuyaux", mais bien :

- à réduire le risque de mortalité routière
- et faciliter/restaurer une continuité de cheminement amont/aval.
- C'est une obligation de résultat, tandis que le "loutrodoc" est une obligation de moyen souvent abusive voire parfois inutile.



Photo 19 : Le remplacement, en 2003, d'un ouvrage de franchissement sous la RN12 dans les Côtes d'Armor a vu le nouvel ouvrage (cadre en béton de section carrée, à droite sur la photo), long de 70m., être doté, pour le libre passage de la loutre, d'une banquette latérale réajustée, durant le chantier, à la cote de crue millénaire (ouvrage surdimensionné doté d'un seuil de crue à l'amont). Dans ce contexte, la pose complémentaire d'une "buse de secours" (à gauche sur la photo), qui a engendré un surcoût (cf. infra), s'est avérée un peu superflue..., bien que celle-ci soit périodiquement empruntée par la loutre ! (photo L. Lafontaine).

- coût HT en 2003 : 41 000 €, dont :
- buse 800 : 15 000 €
- béton, aciers, coffrages : 6 000 €
- Clôtures : 20 000 €

¥ Plus généralement, faut-il impérativement une "passe à loutres" ?

L'aménagement d'un ouvrage implique-t-il **nécessairement** la pose d'un passage spécifique pour la petite faune ou de la loutre ? Un élément essentiel d'appréciation est la **transparence** de l'ouvrage, appréhendé par son **tirant d'air** en période de crues. Les descriptifs reproduits au début de cet article recommandent un tirant d'air **minimal** de 70cm en crue décennale, *a contrario* en cas d'ouvrage de grande taille (OANC, PIPO) il est probable que l'animal nage en pleine eau au niveau de l'ouvrage. Dans ce cas il n'y a certes pas de possibilité de suivi d'indices au **niveau même** de l'ouvrage (mais aval et amont immédiats, oui), pas davantage qu'une lisibilité explicite d'aménagement spécifique en terme de politique de communication du maître d'ouvrage.

Un exemple typique reste celui des ouvrages de grand gabarit dotés de petits encorbellements latéraux destinés au passage de la loutre ou de la petite faune :



Photo 20 (photo L. Lafontaine)

Positionnés très haut sur les parois de l'ouvrage (cote de crue décennale), et conçus pour cela, ces encorbellements bétonnés peuvent être empruntés épisodiquement par les espèces, ce qui selon des observateurs "atteste de leur fonctionnalité". Pour autant un tel aménagement est-il totalement impératif par rapport aux objectifs de départ ? : réduire le risque de mortalité routière, faciliter/restaurer une continuité de cheminement amont/aval.

¥ "dispositifs complémentaires de sécurité"

Divers matériaux sont possibles, palissades en bois, en grillages, glissières en béton, métalliques, etc. (cf. synthèse de Carsignol, 2005 et SETRA, 2005).

Se posent néanmoins des questions de : taille ? longueur ? hauteur ? en rapport avec le gabarit de l'ouvrage ? est-ce opérationnel ? nécessaire dans tous les cas?...etc.



Photos 21 et 22 : Deux exemples français de dispositifs destinés à interdire aux loutres l'accès à la chaussée : en grillages bas (RD 8, Côtes d'Armor) ou palissades en bois (RD 773, Loire Atlantique), fixés en arrière des glissières de sécurité. (photos L. Lafontaine et PNR de Brière).

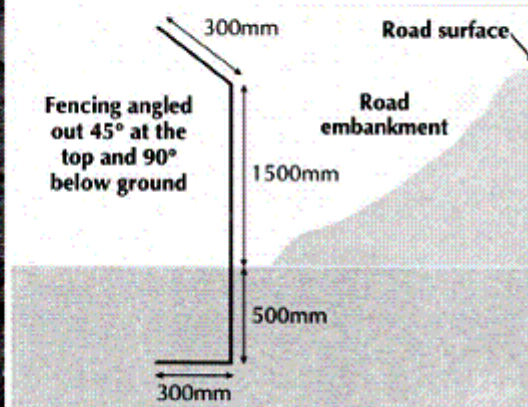


Photo 23 et Figure 4

Certains biologistes recommandent, pour la loutre (voire aussi le vison), des préconisations bien plus coûteuses (exemple ci-dessus, en Grande-Bretagne ; photo G. Liles et schéma extrait de Grogan *et al.*, 2001) : certes, en captivité, ces mustélidés peuvent escalader une clôture bien plus conséquente, mais est-ce absolument justifié en conditions naturelles, dans le contexte de prévention de mortalité routière ? Seul des suivis cohérents, sur la durée, et des échanges d'expériences permettront de mieux caler les préconisations à venir. Tel est l'ambition, notamment, du présent projet. Ci-dessous, exemple d'engrillagement disposé "en entonnoir", au Danemark, visant à guider les loutres vers l'entrée d'une buse sous chaussée.



Photos 24 (photo O. Korbel) et 25

Les en grillages et autres barrières spécifiques (loutre et petite faune) peuvent être interrompus au niveau de points d'accès nécessaires pour les piétons ou les véhicules, auquel cas il est nécessaire d'envisager l'aménagement complémentaire de caillebotis, appelés "barrières canadiennes", qui normalement ne peuvent être franchis par la faune quadrupède. De telles installations, nouvelles en France s'agissant spécifiquement d'aménagements pour la loutre, ont été mises en place ces dernières années, à notre connaissance, dans les Côtes d'Armor (DDE22) et en Charente maritime (CG17). Là encore, un sérieux retour d'expérience s'impose pour confirmer leur efficacité spécifique réelle.

¥ *Utilité des panneaux de signalisation spécifiques ?*



Photos 26 et 27

Autre moyen de prévention (?), le panneau de signalisation "loutre" invitant les automobilistes à réduire la vitesse de leur véhicule (ici à gauche, en Ecosse ; photo R. Green).

Une telle initiative a vu le jour pour la première fois en France en 2005, en Aquitaine dans le cadre d'un projet d'éducation à l'environnement porté par la Maison de la Nature du Bassin d'Arcachon, en partenariat avec la DDE de Gironde (à droite ; photo J. Beyaert). Ce type de démarche sous-tend un impact positif (à évaluer finement) du panneau sur une réduction effective de la vitesse des véhicules et de la mortalité animale, ... tout en s'assurant aussi qu'il ne vienne se substituer à des options techniques plus avérées, certes parfois aussi plus coûteuses.

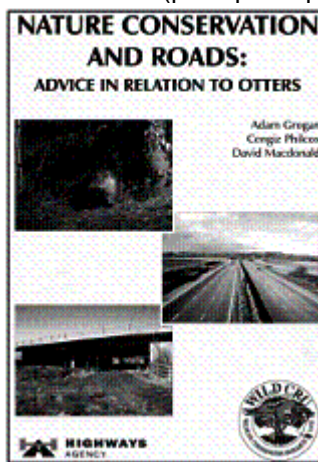
CONCLUSION

Enfin, un autre écueil pourrait aussi résider par la mise en oeuvre d'aménagements compensatoires, soit à coût certes plus réduit mais quelquefois inadaptés voire inefficaces ou a contrario plus coûteux mais superflus, tel que cela a pu être déjà constaté. Ou ne pas programmer, financièrement, des suivis biologiques opérés par des professionnels expérimentés, nécessaires à la bonne compréhension de la fonctionnalité ou de l'utilité des aménagements mis en place.

A travers ces quelques exemples, il est donc suggéré ici de poursuivre le développement d'un projet d'évaluation critique dans un cadre de coopération et d'échange :

- afin de comparer les situations respectives et les expériences acquises par les uns et les autres, en France et en Europe,
- pour évaluer, avec assez de recul, le niveau d'efficacité et/ou "d'utilité" des aménagements existants,
- pour rechercher à compléter au mieux les prestations des bureaux d'études généralistes et prescrire aux services routiers des recommandations plus adéquates, à des coûts optimisés.

Dans ce but, l'objectif est de rendre public au fur et à mesure cette base de données sur les " passages (dits) à loutres" (et à "petite faune") aménagés dans le cadre des travaux d'infrastructures routières, qui vise à dresser un inventaire des aménagements existants en prenant en compte les paramètres biologiques, techniques et financiers. Un tel document spécifique, déjà édité en Grande-Bretagne en 2001 (Grogan *et al.* ; cf. ci-dessous), se justifie aussi tout autant pour un pays tel que la France, voire davantage compte tenu de la richesse et la diversité des situations rencontrées (plurispécifiques) et des maîtres d'ouvrages.



A cette fin un questionnaire de base (une fiche par aménagement) est d'ores et déjà téléchargeable depuis 2004 sur internet (ou à remplir en ligne) :

http://www.reseau-loutres.org/formulaire_passages_amenages.php, ou échangé par courriel: base@reseau-loutres.org(cette fiche est reproduite en annexe).

Dès que suffisamment d'informations seront engrangées, un premier bilan associant tous les acteurs sera consultable avec mise à jour régulière des informations.

L. Lafontaine & G. Liles LutrAtlantica, contact@lutratlantica.org

REMERCIEMENTS :

Pour cette contribution nous tenons à remercier pour leur aimable collaboration, leur aide ou leur concours : G. Grall (DDE22), J. Vigne (CG29), P. Fournier (Grege), D. Montfort et réseau bénévole SFEPM, X. Moyon (PNR Brière), J.-P. Paillat, Ch. Dupř, A. Texier & B. Teillet (les Naturalistes Vendéens), J. Carsignol (CETE-Est), Mary-Rose Lane (Environnement Agency/ GB), Dr P. Chanin (GB), Dr A.B. Madsen (Danemark), O. Křrbel (Aktion Fischotterschřtz, Allemagne), Carme Rosell et Ferran Nav's (Minuartia, Espagne).

BIBLIOGRAPHIE

- A.S.F. (1984). Autoroute A10 : suivi du fonctionnement des passages pour la faune sauvage. Rapp. ASF, 84 pp.
- BEAUSSILLON, S., BOUCHARDY, Ch. et CHAVAREN, Ph. (2001). Les ouvrages, sous Autoroute A89, permettant à la loutre de recoloniser les rivières. Journées techniques AFIE, Ç génie écologique en milieu fluvial È, octobre 2001, Nevers, 2 pp.
- BEYAERT, J. (2005). Loutre y es-tu ? Projet d'Education Environnement. . in : Ç la Conservation de la Loutre È, Actes du XXVIIÈme Colloque Francophone de Mammalogie, 9 & 10 Octobre 2004, Limoges (87). Ed. SFPEM/GMHL : 187-190.
- CARSIGNOL, J. (2005). Les dispositifs destinés à limiter les risques de collision. in : Journées techniques sur la conservation du Vison d'Europe et de ses habitats. 19-22 octobre 2004, Moliets et Ma% (Landes). (à paraître).
- CHANIN, P. (2006). Otter road casualties. *Hystrix It. J. Mamm.*, 17(1) : 79-90.
- CLARKE, G., HOWISON, J., HAWKER, B.H. & O'HAGAN, D. (Dir.) (1999). The Good Roads Guide : Nature Conservation advice in relation to Otters. Design Manual for Roads and Bridges, the Highways Agency, HMSO London, 10/1, Part 9, HA 81/99, 40pp.
- GEREA (1980). Suivi d'écologie de l'autoroute A10, impact sur la loutre (ruisseau du Bramerit). GERA, Bordeaux, Min. Transports, 90 pp.
- GREEN, R. (1991). The impact of hunting, poaching and accidents on otter survival and measures to protect individual animals. in : Reuther, C. & Ršchert, R. (eds) : Proceedings of the Vth International Otter Colloquium. *Habitat*, 6 : 171-190.
- GREEN, R. (200?). Reduction of road kills and traffic accidents as a contribution to the conservation of the Eurasian otter. in : Reuther et al., Otter Action Plan 2000 (OAP), IUCN-OSG, chapitre 2.10.7.
- GROGAN, A., PHILCOX, C. & MACDONALD, C. (2001). Nature Conservation and roads : advice in relation to otters. Highways Agency, Wild CRU, Oxford, 105 pp.
- GUIGNARD, C. (2005). La dŽmarche de prise en compte lors des études routières. in : Journées techniques sur la conservation du Vison d'Europe et de ses habitats. 19-22 octobre 2004, Moliets et Ma (Landes).
- K...RBEL, O. (1995). Hindering otter (*Lutra lutra*) road kills. Part 2. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 11 : 40-47.
- LAFONTAINE, L. (1991). La loutre et la route. Réseau SOS-Loutres, DIREN-Bretagne / PNR d'Armorique, 115 pp.
- LAFONTAINE, L. (1993). Distribution of *Lutra lutra* in Brittany and first preventive measures against road traffic. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 8 : 37-39.
- LAFONTAINE, L., FORTUMEAU, E., GREMILLET, X., LEFEBVRE, V., LE GOFF, Ph., LE JEANN, J.L., ROS, J. & SOURGET, G. (1993). Passages à petite faune : perméabilité des ouvrages hydrauliques aménagés en faveur de la loutre d'Europe vis-à-vis de la faune semi-aquatique ou terrestre. Rapp. Min. Env., D.N.P / SDAP, 25 pp.
- LAFONTAINE, L., GREMILLET, X., JONCOUR, G., LE GOFF, Ph., SOURGET, G., ROS, J., RAYNAUD, M., CADIOU, D. & FORTUMEAU, E. (1994). Taking into account the needs of otters *Lutra lutra* during habitat work schemes in Brittany, NW France, with reference to the costs. in : Séminaire sur la Conservation de la loutre européenne (*Lutra lutra*), Leeuwarden, Pays-Bas, 6-11 Juin 1994. Conseil de l'Europe (Ed.) : Rencontres Environnement, 24 : 171-174 .
- LAFONTAINE, L. (2001). Documents d'Objectifs Natura 2000 : Évaluation du risque de mortalité routière que présentent les ouvrages hydrauliques vis-à-vis de la loutre d'Europe. CSRPN Bretagne, Min. Env.
- LAFONTAINE, L. & G. LILES (2002). Otter traffic mortalities and roadpasses : a database. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 19/1 : 21-24.

- LAFONTAINE, L. (2005). Loutre et autres mammifères aquatiques de Bretagne. Collection Les Cahiers Naturalistes de Bretagne. Groupe Mammalogique Breton, Éditions Biotope, M⁷ze, 160 pp.
- LAFONTAINE, L., D. MONTFORT, X. MOYON, J.-P. PAILLAT ET F. SIGNORET (2005). Mortalité routière et "passages à loutres" et à "petite faune" aménagés : instauration d'une base de données interrégionale à partir de quelques exemples mis en oeuvre en France. in : *La Conservation de la Loutre*, Actes du XXVII^e Colloque Francophone de Mammalogie, 9 & 10 Octobre 2004, Limoges (87). Ed. SFPEM/GMHL : 131-150.
- LETOURNEAU, S. (2005). La loutre d'Europe dans les marais briérons ; suivi d'efficacité des aménagements visant à optimiser la population locale et prospections visant à évaluer les échanges entre les populations locales. Mémoire de Licence prof. Gestion des ressources environnementales en milieu rural, lycée agricole de Sées, 77 pp. + annexes.
- LILES, G. & COLLEY, R. (2001). Otter (*Lutra lutra*) road mortalities : a procedure for the implementation of mitigation measures. The Otter Consultancy, report for the Environment Agency Wales, 43 pp.
- MADER, H.-J. (1987). Direkte und Indirekte Einflüsse des Straßennetzes auf die Tierwelt und auf die Populationsdynamik. ACTES DU COLLOQUE ROUTES ET FAUNE SAUVAGE, 5-7 JUIN 1985, SETRA, MINISTÈRE DE L'EQUIPEMENT, CONSEIL DE L'EUROPE, ED. CIFFEN, STRASBOURG, 19-29.
- MADSEN, A.B. (1992). Automatic registration of otter activities in Denmark. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 7: 38-39.
- MADSEN, A.B. (1996). Otter *Lutra lutra* mortality in relation to traffic and experience with newly established fauna passages at existing road bridges. *Lutra*, 39 : 76-90.
- MOYON, X. (2005). Réduction des risques de mortalité sur le réseau routier existant : les possibilités techniques d'intervention. in : Journées techniques sur la conservation du Vison d'Europe et de ses habitats. 19-22 octobre 2004, Moliets et Maâ (Landes).
- PHILCOX, C.K. & GROGAN, A. & MACDONALD, D.W. (1999). Patterns of otter (*Lutra lutra*) road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36 : 748-762.
- POULAUD, C. et F. BILLY (2005). Réduction des risques de mortalité sur le réseau routier existant : identification des zones à risque à l'intérieur des sites Natura 2000. in : Journées techniques sur la conservation du Vison d'Europe et de ses habitats. 19-22 octobre 2004, Moliets et Maâ (Landes).
- REMY, E. (2005). Sur les traces de la Loutre d'Europe. in : "la Conservation de la Loutre", Actes du XXVII^e Colloque Francophone de Mammalogie, 9 & 10 Octobre 2004, Limoges (87). Ed. SFPEM/GMHL : 191-198.
- RUIZ-OLMO, J. , J. JIMENEZ & I. LACOMBA (1991). Length of hydrographic basins and population viability of the otter in rivers in Eastern Spain. *Habitat*, 6 : 255-258.
- SETRA, 2005. Aménagements et mesures pour la petite faune. Guide technique, Collection *Les outils*, Réf. 0527, Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer, 264 pp.
- THIEVENT, P. (2005). La conception des ouvrages de franchissement. in : Journées techniques sur la conservation du Vison d'Europe et de ses habitats. 19-22 octobre 2004, Moliets et Maâ (Landes).

ANNEXE : FICHE D'INVENTAIRE DES PASSAGES À LOUTRES ET PETITE FAUNE
 (cette fiche peut être photocopiée et retournée par courrier aux auteurs à l'adresse suivante :
 Lutratlantica, B.P. 1, 29670 Locquéholé,
 ou téléchargée ou remplie en ligne depuis le lien internet : www.reseau-loutres.org)

fiche d'enquête

« base de données des "passages à loutres & petite faune" aménagés »
 d'après L. Lafontaine & G. Liles, 2002

remplir une fiche différente par passage aménagé SVP
 les informations sont à saisir dans les cases jaunes (colonne C), les cases grisées sont facultatives

Nom Prénom / service / Organisme :

Adresse / tél. :

E-mail :

Espèce concernée :

a) localisation de l'aménagement :

Pays :

Région :

Département :

Commune :

N°/réf. d'identification de l'axe routier : (lettre(s) + chiffres)

Nom de l'ouvrage (si nommé), sinon lieu-dit :

coordonnées GPS : - latitude : N ou S

- longitude : W ou E

Nom du cours d'eau franchi :

, affluent de :

Bassin versant :

Est-ce une nouvelle route ? :

si oui, date de mise en circulation :

Est-ce un site connu :

- pour la présence de l'espèce ? :

- pour la mortalité de l'espèce ? :

si oui, dates des cas de mortalité connus ? :

b) nature de l'aménagement :

Type d'ouvrage d'art (description) :

cotes (longueur/largeur/hauteur) :

Date d'installation (finition) de l'aménagement :

Maître d'ouvrage :

Maître d'oeuvre :

Sous-traitant :

typologie de l'aménagement (passe) ? [cocher par un x, plusieurs réponses possibles]

1 banquette latérale simple, dans l'ouvrage :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
2 banquettes (: rives droite & gauche) :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
banquette multiple en espaliers :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
banquette béton en plein :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
banquette en encorbellement :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
banquette flottante :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
enrochement :	si oui, largeur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
buse hors d'eau :	si oui, diamètre (mm) ?	<input type="text"/>
autre? (en clair) :	<input type="text"/>	

aménagements complémentaires ? [cocher par un x, plusieurs réponses possibles]

enrillagements :	si oui, longueur/hauteur (cm) ?	<input checked="" type="checkbox"/>
	:	<input type="text"/>
"passages canadiens" (caillebotis) :	si oui, combien ?	<input type="text"/>
autre(s) ? (en clair) :	<input type="text"/>	

Bureau d'étude ayant réalisé l'étude d'impact :	<input type="text"/>
sous-traitant ouvrages d'art? :	<input type="text"/>
biologiste/expert impliqué dans la conception :	<input type="text"/>
un suivi d'efficacité a-t-il été engagé ? :	<input type="text"/>
si oui, par qui ? :	<input type="text"/>
des résultats ont-ils été publiés ? :	<input type="text"/>

si oui, pouvez-vous nous en envoyer copie* ?

autres commentaires (en clair) :

c) coût de l'aménagement (en €, préciser HT ou TTC) :

Coût total ouvrage d'art (seul) :	<input type="text"/>	HT / TTC
surcoût du "passage à faune" :	<input type="text"/>	HT / TTC
ou sinon prix au mètre linéaire :	<input type="text"/>	HT / TTC
coût des "aménagements complémentaires" :	<input type="text"/>	HT / TTC
=> Coût total aménagement :	<input type="text"/>	HT / TTC

Merci beaucoup pour votre collaboration. Vous serez tenu associé & informé de la synthèse.

Veuillez retourner cette fiche remplie, si possible avec photo(s) de l'ouvrage,

à l'adresse e-mail suivante : base@reseau-loutres.org

Evolution des habitats naturels liés à la réalisation de l'A39 Quelques constats sur l'utilisation des ouvrages petite faune

Alain JOVENIAUX

EPA
Lons-le-Saunier, France

E-Mail : epa@cegetel.net

Résumé

Dans un contexte de fragmentation accrue des habitats et des espaces naturels par les infrastructures linéaires, il est apparu intéressant de tirer les enseignements de l'expérience de l'A39 quant à l'évaluation des effets d'une autoroute sur les habitats naturels de la petite faune. Conçue il y a 15 ans avec la mise en place de divers dispositifs favorables à la petite faune, mise en service il y a 7 ans, cette infrastructure a fait parallèlement l'objet de divers suivis, notamment d'un observatoire de ses effets environnementaux et d'un bilan global en cours de publication. Un certain nombre de constats intéressants peut ainsi être effectué.

En regard des engagements pris, la réalisation de cette autoroute s'est accompagnée de la mise en place de dispositifs destinés à réduire ou compenser ses impacts sur la petite faune : engrillagement de l'infrastructure, ouvrages grande faune, ouvrages petite faune, boisements compensatoires, mares de substitution, mesures compensatoires relatives à divers habitats. Pour la plupart intéressantes, ces mesures ont permis d'atténuer ou de compenser une partie des effets directs de l'infrastructure.

Un premier bilan des effets directs de l'autoroute A39 sur les habitats naturels concernés peut être dressé au regard des enjeux liés à la conservation de la petite faune. Cette infrastructure a ainsi affecté localement certains habitats vulnérables, provoquant un effet de coupure des espaces traversés partiellement atténué par les mesures mises en œuvre. Au-delà de la simple mesure du phénomène de mortalité, les études et suivis réalisés ont révélé les difficultés d'évaluation de ces effets. L'observatoire écologique de l'A39 a également mis en évidence l'importance des effets induits de l'infrastructure, et notamment l'impact des réaménagements fonciers sur le bocage à mailles lâches caractéristique du contexte bressan. L'ampleur locale de ces effets indique une modification en profondeur des habitats naturels.

L'impact résiduel de l'autoroute sur la petite faune reste toutefois très difficile à mesurer ; l'absence d'évolution qualitative des peuplements de petits carnivores n'exclue pas une fragilisation locale du statut de certaines espèces également conditionné par d'autres facteurs.

Un suivi de l'utilisation de trois ouvrages hydrauliques dotés de banquettes a d'autre part été mis en place afin de mesurer leur degré d'utilisation par les petits carnivores. Ce suivi repose sur un relevé mensuel des traces fraîches imprimées par les mammifères sur un lit de sable préalablement lissé. Les premiers résultats obtenus indiquent que ces ouvrages sont très régulièrement utilisés par les animaux vivant à proximité de l'infrastructure avec une utilisation journalière pour certains individus. L'importante longueur des ouvrages n'a, apparemment, pas affecté la fréquence des traversées, une section plus large semblant toutefois favoriser une utilisation plus régulière. Ainsi réalisés, ces ouvrages ont permis de reconstituer une certaine continuité écologique au sein des habitats traversés, et de restituer au fil des vallons une partie des déplacements s'effectuant de part et d'autre de l'infrastructure.

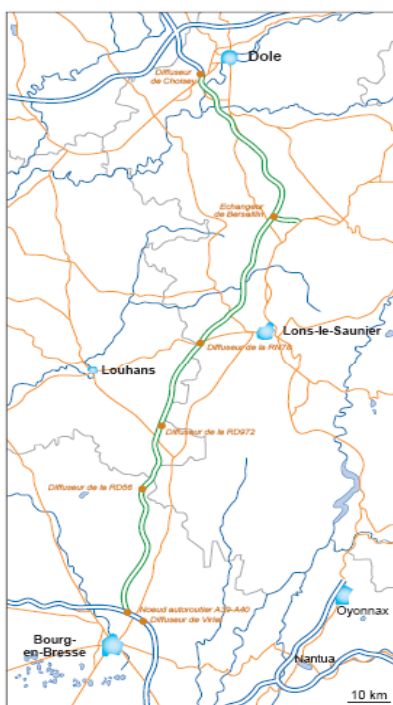
INTRODUCTION

Cette contribution présente les réflexions personnelles de l'un des acteurs du processus d'études ayant accompagné la réalisation de l'autoroute A39 Dole — Bourg-en-Bresse. Observateur privilégié des diverses transformations environnementales liées à ce grand projet, l'auteur remercie vivement les autoroutes Paris-Rhin-Rhône pour avoir su concrétiser les diverses actions évoquées ici et lui avoir permis de produire librement ses propres réflexions dans la perspective de ces échanges. Le lecteur intéressé pourra se reporter, pour plus de précisions, aux divers rapports et documents cités dans la bibliographie jointe.

I. L'AUTOROUTE A39, UN CHAMP D'OBSERVATION PRIVILÉGIÉ

I.1. Problématique et contexte

- Il est apparu intéressant, à l'occasion des quatrièmes rencontres "Routes et faune sauvage", de tirer les enseignements de l'expérience issue de l'autoroute A39 Dole—Bourg-en-Bresse quant à l'évaluation des effets d'une autoroute sur les habitats naturels de la mésofaune terrestre. Conçue il y a quinze ans, avec la mise en place de divers dispositifs favorables à la faune sauvage, mise en service en 1998, la section Dole — Bourg-en-Bresse a fait depuis l'objet de divers suivis notamment d'un observatoire de ses effets environnementaux et d'un bilan environnement. Dans ce contexte, un certain nombre de constats peut être effectué afin d'améliorer la prise en compte de la petite faune à l'occasion de nouveaux projets, et d'accompagner les futures réalisations d'études et de recherches appropriées.
- Entre Dole et Bourg-en-Bresse, l'autoroute A39 se développe pour l'essentiel dans la plaine de Bresse, traversant successivement du nord au sud les départements du Jura, de la Saône-et-Loire et de l'Ain. A l'écart des grands centres urbains, la région traversée par cette autoroute se caractérise par la présence d'activités agricoles traditionnelles et par l'importance de sa couverture forestière.



L'infrastructure traverse ainsi, sur une longueur d'environ 100 kilomètres, des paysages variés composés de vastes plaines agricoles, de vallées inondables dominées par les prairies, et de plateaux intermédiaires recouverts de forêts et de milieux bocagers plus ou moins ouverts entrecoupés de petits étangs. Ces divers paysages accueillent une grande diversité d'habitats naturels caractérisés par une faune riche et abondante.

La première partie de cette communication vise d'une part à présenter les acquis du volet "macrofaune", mammifères, oiseaux de l'observatoire A39 et les principales conclusions du bilan environnemental de cette autoroute en matière d'habitats naturels, et d'autre part à analyser les principaux effets directs et indirects de l'autoroute A39 sur la mésofaune et sur ses habitats naturels.

1.2. Mesures prises pour la faune sauvage

Dans le respect des engagements pris, la réalisation de cette autoroute s'est accompagnée de la mise en place de dispositifs permettant de réduire ses impacts sur la petite et la grande faune : engrillagement de l'infrastructure, ouvrages grande faune, ouvrages petite faune, boisements compensatoires, mares de substitution, mesures compensatoires relatives à divers habitats. Nous présenterons tout d'abord sommairement ces diverses réalisations avant d'apprécier leur efficacité et d'évaluer l'importance locale des effets résiduels de l'infrastructure sur la mésofaune.

- L'autoroute a été engrillagée sur toute sa longueur : 218 kilomètres de grillage grande faune à maille progressive ont ainsi été posés, brochés au sol. De façon complémentaire, 28 kilomètres de clôture "petite faune-amphibiens" ont été installés au voisinage des mares, zones humides, étangs et cours d'eau joutés par l'autoroute. Cette clôture de 60 centimètres de hauteur est constituée d'un filet métallique à maille carrée soudée de petite section, agrafé sur la partie inférieure de la clôture grande faune. Bien implanté, ce type de clôture limite les traversées des petits mustélidés et celles du hérisson, pouvant ainsi réduire la mortalité locale de ces espèces.

Section	Nord	Centre	Sud	Total
Clôture amphibiens	11 km	7,3 km	30 km	28,3 Tau

Tableau 1 : Longueur de clôture amphibiens petite faune sur 1 A39 Source : APRR, 2005



Photo 1 : Clôtures grande et petite faune

- Le rétablissement des déplacements de la grande faune est assuré par :
 - la réalisation de 25 passages, soit 17 ouvrages mixtes faune-voie, 6 ouvrages mixtes hydrauliques et 2 passages spécifiques ;
 - l'aménagement des abords de 12 ouvrages hydrauliques de grande taille franchissant les principales rivières.

Section	Nord	Centre	Sud	Total
Passages spécifiques	1	0	1	2
Passages mixtes	6	9	8	23
Total passages	7	9	9	25

Tableau 2 : Nombre d'ouvrages grande faune réalisés sur 1'139 Source : APRR, 2005



Photo 2 : Ouvrage grande faune de la Mangerie

Les divers relevés de traces effectués à la mise en service de l'autoroute ont montré que la plupart de ces ouvrages ont rapidement été utilisés notamment par le chevreuil et le renard. Les observations effectuées dans le cadre de l'observatoire A39 ont toutefois indiqué que cette fréquentation variait fortement selon les ouvrages. Les grands ouvrages hydrauliques et les ouvrages mixtes couplés au rétablissement de cours d'eau, sont ainsi utilisés régulièrement par la plupart des espèces qui fréquentaient auparavant ces milieux, notamment le renard, le blaireau et le putois.

- La transparence de l'infrastructure a été localement améliorée par l'aménagement de banquettes à l'intérieur de petits ouvrages hydrauliques restituant ou facilitant les traversées de la mésofaune. Ces banquettes ont le plus souvent été réalisées à l'intérieur d'ouvrages cadre d'au moins 2,50 m de large ou de quelques buses circulaires de 2 m de diamètre. La banquette latérale de 0,5 à 1,0 m de large est maçonnée ou constituée d'enrochements gravillonnés.

Section	Nord	Centre	Sud	Total
Nombre d'ouvrages	1	8	1	10

Tableau 3 : Nombre d'ouvrages petite faune réalisés sur l'A39 Source : APRR, 2005

Au final, seuls dix ouvrages ont été réalisés avec de grandes disparités selon les sections. Ce nombre, bien faible eu égard la longueur d'habitats favorables traversés, se révèle très inférieur aux préconisations actuelles. Il témoigne simplement des difficultés de prise en compte à l'époque de l'intérêt de tels équipements, ce malgré leurs fonctionnalités écologiques.

- Une trentaine de mares de substitution ont été réalisées sur l'ensemble du tracé, avec un processus de recolonisation plus ou moins rapide de la végétation naturelle. La conception et la réalisation de ces mares ont fait l'objet d'un suivi particulier notamment en phase chantier, permettant d'améliorer leur fonctionnement. Ces réalisations ont permis d'atténuer l'impact spécifique de l'infrastructure sur le réseau de mares abreuvoirs ou de petites mares forestières caractéristiques des milieux bressans. Ces nouveaux milieux ont pour la plupart été rapidement colonisés par les amphibiens notamment par le sonneur à ventre jaune, plus localement par le triton crêté. Régulièrement fréquentés par la petite faune, ces micro-habitats font l'objet d'une gestion permettant d'en assurer la conservation à terme.

Section	Nord	Centre	Sud	Total
Nombre de mares	5	14	13	32

Tableau 4 : Nombre de mares de substitution réalisées sur l'A39 Source : APRR, 2005



Photo 3 : Mare de substitution

Pour compenser les atteintes les plus importantes au milieu forestier, des reboisements ont été effectués soit dans des délaissés agricoles apparus entre l'autoroute et les massifs forestiers touchés soit sur des terrains ayant fait l'objet de dépôts de matériaux, soit encore dans d'autres secteurs en continuité avec des boisements existants. La superficie totale de boisements compensatoires de taille supérieure à 1 ha ainsi mis en oeuvre s'élève à 94 hectares. Les habitats ainsi recréés se sont révélés favorables à un cortège d'espèces intéressantes parmi lesquelles le hérisson, le blaireau, l'hermine et le lièvre brun. Une large partie des parcelles ainsi reboisées est en cours de rétrocession aux collectivités locales concernées.

Section	Jura	Saône-	Ain	Total
Boisements supérieurs à 1 ha	51,1 ha	24,5 ha	18,5 ha	94,1 ha

Tableau 5 : Surfaces reboisées par département Source: APRR, 2005



Photo 4 : Reboisement de la Gironnère

II. EFFETS CONSTATES SUR LES ESPECES ET LEURS HABITATS

II.1. Effets directs

Les principaux effets directs constatés après mise en service de l'autoroute sont :

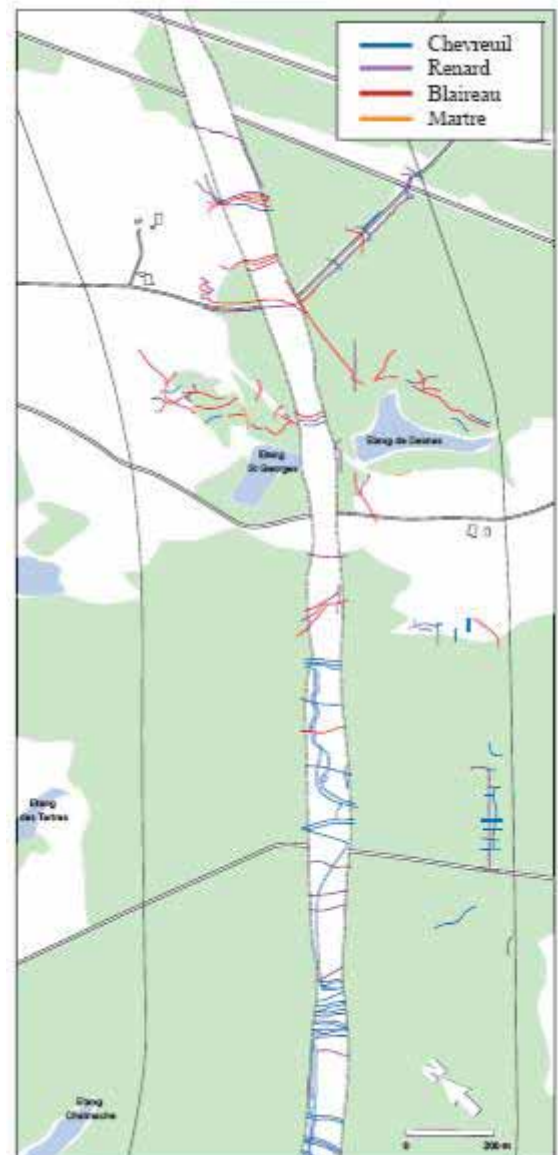
- une importante consommation d'habitats naturels,
- une fragmentation de certains espaces naturels,
- un effet de coupure affectant de nombreuses espèces,
- une mortalité localement accrue,
- une fragilisation du statut de certaines espèces.

- Environ 1400 hectares d'espaces agricoles et naturels ont été consommés pour l'édification de l'autoroute A39 dont 590 hectares de boisements et 110 hectares de prairies humides. Cette consommation d'espace représente une perte globale assez conséquente d'espaces naturels et la disparition locale probable des individus ayant perdu une partie de leurs habitats. L'importance locale de ce phénomène reste toutefois extrêmement difficile à évaluer. Globalement stables, les populations de chevreuil des secteurs étudiés dans le cadre de l'observatoire A39 ne montrent pas d'évolution significative. Les populations de petits carnivores tendent à fluctuer d'année en année dans des proportions très difficiles à apprécier.

- Les effets de l'infrastructure sur les populations de petits carnivores tiennent, semble-t-il, surtout à l'important effet de coupure exercé par l'autoroute. Les effets proprement dits du chantier ne semblent pas avoir affecté profondément les déplacements de la mésofaune. Jusqu'à l'engrillagement, l'emprise n'a pas, malgré sa largeur, constitué un véritable obstacle aux déplacements des petits carnivores et des ongulés, ceux-ci longeant ou traversant fréquemment la zone en chantier. Le renard a ainsi mis à profit les nouvelles lisières pour y chasser, explorant aussi l'emprise dans ce but. Le blaireau a également continué à traverser régulièrement les emprises, tendant à réutiliser ses cheminements habituels. Une redistribution des domaines de certains individus s'est toutefois probablement opérée.

Une fois les clôtures posées, la plupart des animaux de taille moyenne à grande, perturbés par ce nouvel obstacle, ont été contraints de modifier leurs déplacements et de redéfinir leurs territoires, les espèces de taille plus petite continuant à fréquenter les emprises. Les ouvrages et passages pour la faune disponibles ont dès lors été rapidement utilisés, certains individus adoptant un domaine de part et d'autre de l'autoroute, d'autres se redistribuant de part et d'autre de l'infrastructure. Une partie des sentes traversantes recensées jusqu'alors se sont reportées en bordure de clôtures, pouvant

longer ces dernières sur plusieurs centaines de mètres jusqu'aux ouvrages de franchissement disponibles. Sensible, l'effet de coupure se trouve localement atténué par la réalisation de quelques ouvrages de franchissement aménagés. Son importance résiduelle, variable selon les diverses espèces rencontrées, s'illustre dans le phénomène de la mortalité autoroutière.



- Un suivi de la mortalité de la faune sauvage a été engagé dès la mise en service de l'A39 sur les 47 kilomètres d'autoroute s'étendant de Soirans (Côte-d'Or) à Bersaillin (Jura). Ce suivi fait apparaître, malgré les dispositions prises, une mortalité relativement importante de la faune sauvage. Ainsi, 346 mammifères ont été retrouvés écrasés de 1999 à 2002. Les espèces les plus accidentées sont par ordre décroissant le renard roux, la martre, le hérisson, la fouine, le putois, le blaireau et le chat sauvage. On relèvera notamment le nombre très élevé de martres et de putois écrasés avec d'importantes variations d'une année à l'autre.

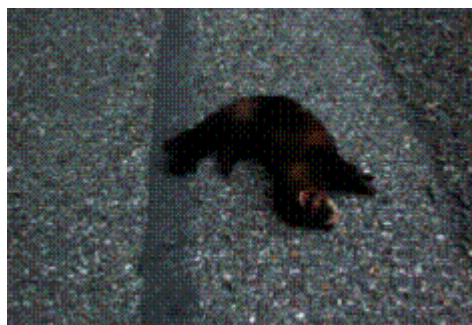


Photo 5 : Putois d'Europe écrasé

	1999	2000	2001	2002	Total
Hérisson	6	13	10	18	47
Renard roux	28	23	13	18	82
Putois d'Europe	5	7	3	4	19
Martre des pins	9	12	23	4	48
Fouine	5	4	2	8	19
Blaireau	1	4	6	6	17
Chat sauvage	1	12	0	3	16
Total mammifères	83	99	76	88	346

Tableau 6 : Nombre d'individus écrasés sur 47 km de l'A39 entre Soirans et Bersaillin

et 1998 sur la section Seurre - Gendrey de l'autoroute A36, met en évidence une moindre mortalité du chevreuil et du blaireau, cinq fois moins de chevreuils se faisant écraser sur l'A39. Cette moindre mortalité est très certainement liée à un meilleur engrillagement de l'infrastructure.

Ces dispositifs n'empêchent pas en revanche le passage des animaux de plus petite taille et notamment des petits carnivores.

Ainsi la mise en service de l'autoroute s'est traduite par un accroissement local sensible de la mortalité des mammifères notamment du renard, de la martre, de la fouine, du putois et du chat sauvage.

La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus quelques années auparavant entre 1995

11.2 Effets indirects

D'importantes surfaces, plus de 16 000 hectares, ont été touchées par les opérations de remembrement ayant accompagné la réalisation de l'A39. Ces opérations importantes ont affecté une zone correspondant en moyenne à plus de dix fois l'emprise de l'infrastructure et affecté certaines communes qui n'avaient jamais été remembrées jusqu'alors. Ces travaux ont induit de profondes modifications des paysages végétaux et des habitats naturels préjudiciables à la faune. Le bilan de ces opérations révèle ainsi pour l'ensemble des communes remembrées, l'arrachage de 180 kilomètres de haies. Dans la vallée du Sevron, 30 % du réseau initial de haies du secteur étudié dans le cadre de l'observatoire A39 ont ainsi disparu. Cette transformation s'est également accompagnée d'une forte régression des prairies au bénéfice des cultures et, en quelques années, d'un développement de 93 % des surfaces drainées.

Ces modifications ont entraîné de profondes transformations des habitats naturels concernés, notamment du bocage bressan à mailles lâches. Cette altération s'est accompagnée d'une banalisation de l'avifaune et d'une nette régression des espèces les plus vulnérables: courlis cendré, tourterelle des bois, huppe fasciée, rougequeue à front blanc, pie-grièche écorcheur, moineau friquet et bruant jaune. Le secteur bocager du Sevron suivi a ainsi connu en dix ans une baisse de 18 % du nombre d'espèces nicheuses et de 40 % du nombre total de couples nicheurs. Plusieurs espèces de mammifères également liées au milieu bocager ont également été affectées parmi lesquelles le hérisson, l'hermine, la belette et le lièvre brun, espèces au statut local fragilisé par ces diverses évolutions.

III. UN SUIVI DE TROIS OUVRAGES PETITE FAUNE

III.1. Objectifs et méthode

Des observations éparées effectuées dans le cadre des études faunistiques conduites dans le massif forestier des Foulletons dans le Jura, nous ont permis de constater à plusieurs reprises l'utilisation par le renard et le blaireau d'ouvrages hydrauliques munis de banquettes. Il nous a, dès lors, paru intéressant de vérifier l'utilisation effective des trois ouvrages petite faune assez proches aménagés dans la traversée de cette forêt. L'objectif de ce suivi informel était d'évaluer le degré de fréquentation de ces ouvrages par les petits carnivores. Il s'agissait en d'autres mots de répondre à la question simple : des ouvrages d'une telle longueur sont-ils régulièrement utilisés ?

S'agissant d'une première approche, nous nous sommes contentés d'effectuer un relevé mensuel des traces fraîches imprimées par les mammifères sur un lit de sable d'un mètre de long préalablement lissé aux deux extrémités de chaque ouvrage. Ces pièges à empreintes ont été relevés périodiquement entre janvier et octobre 2005, soit une dizaine de relevés par ouvrage. Ont ainsi été relevées : les empreintes de pas dans la neige aux abords immédiats de l'ouvrage, les traces imprimées dans le sable, les limons ou la vase sous l'ouvrage et les fèces déposées à l'intérieur de l'ouvrage.

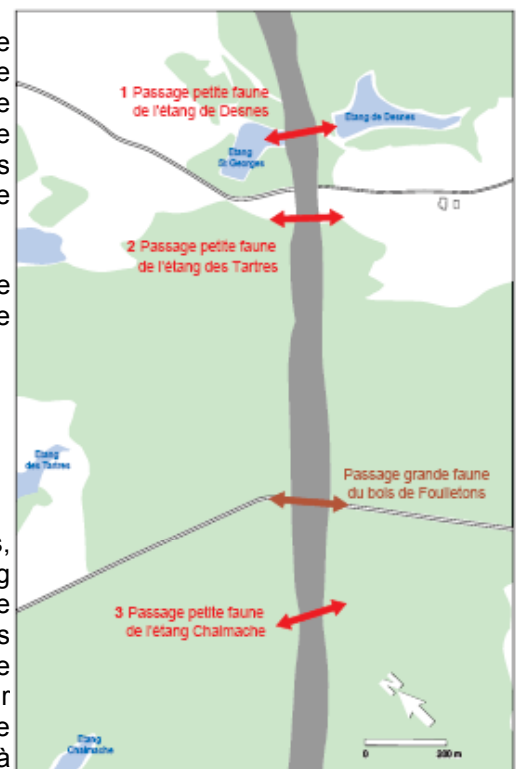
III.2. Situation et caractéristiques des ouvrages suivis

Les ouvrages suivis se situent dans la partie centrale de l'autoroute A39 Dole — Bourg-en-Bresse sur les communes de Larnaud et de Fontainebrux, dans le département du Jura, à une dizaine de kilomètres à l'est de Lons-le-Saunier. Ils s'intègrent dans un contexte de vallons forestiers et de petits étangs, au sein du massif forestier des Foulletons traversé par l'A39 entre les communes de Ruffey-sur-Seille et de Fontainebrux.

Il s'agit de trois ouvrages inférieurs de petite taille de type hydraulique équipés de banquettes d'un peu moins d'un mètre de large.

Figure 3 : Situation des ouvrages petite faune suivis

Trois traversées successives de vallons ont ainsi été aménagées, soit du nord au sud, le vallon de l'étang de Desnes, le vallon de l'étang des Tartres puis le vallon de l'étang Chalmache. En tenant compte de l'existence d'un passage mixte de 8,00 m de large restituant les déplacements de la grande faune à l'intérieur du massif, l'interdistance moyenne des ouvrages faunistiques est ici d'environ 400 mètres (voir figure ci-dessus). Tantôt rectangulaire, tantôt circulaire, la section de ces ouvrages varie de 3 à 5 m², avec une largeur variant de 2,0 m à 2,7 m.



	Type	Section	Longueur	Largeur
1. Etang de Desnes	Cadre	2x2,7 m	62 m	0,90 m
2. Etang des Tartres	Cadre	2x2 ,5 m	54 m	0,80 m
3. Etang Chalmache	Buse	ø 2000	54 m	0,75 m

Tableau 7 : Caractéristiques des ouvrages suivis



Photo 6 : Ouvrage du vallon de l'étang de Desnes



Photo 6 : Ouvrage du vallon de l'étang des Tartres

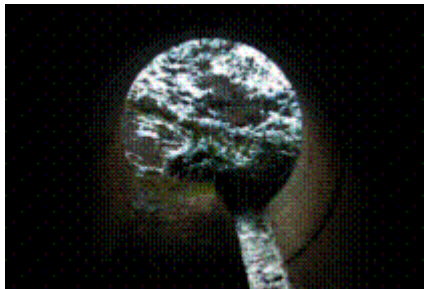


Photo 6 : Ouvrage du vallon de l'étang Chalmache

III.3. Résultats

Les ouvrages sont utilisés au fil des divers mois de l'année par la plupart des espèces présentes.

Les résultats globaux de ces relevés illustrés par la figure ci-après montrent une fréquentation régulière de l'ensemble des ouvrages par le renard roux, le blaireau, le putois et le ragondin. La fréquentation des autres mustélidés (fouine, martre et hermine) et celle du hérisson sont beaucoup plus irrégulières. On gardera toutefois à l'esprit que la plupart des carnivores de petite taille recensés ici peuvent aisément franchir les grillages ou profiter des interstices liés aux défauts d'étanchéité des clôtures mises en place.

Les fréquences d'utilisation élevées du blaireau et du putois, espèces globalement vulnérables montrent clairement a posteriori l'intérêt local de ces ouvrages.

On observe également que la fréquentation d'une espèce peut varier fortement d'un ouvrage à l'autre en fonction de ses caractéristiques mais aussi de la présence d'habitats favorables, de la distribution des domaines vitaux et de la localisation des gîtes des diverses espèces présentes. Proche d'une colonie de blaireaux, l'ouvrage de l'étang de Desnes s'avère un peu plus fréquemment utilisé que celui de l'étang des Tartres périodiquement inondé lors de la montée des eaux, et que celui de l'étang Chalmache, ouvrage un peu plus petit situé davantage à l'intérieur du massif.

Espèce	1 Etang de Desnes	2 Etang des Tartres	3 Etang Chalmache	Total ouvrages
Renard roux	1,00	0,90	0,60	0,83
Blaireau	1,00	1,00	-	0,67
Putois d'Europe	0,10	0,30	0,30	0,23
Ragondin	0,50	-	-	0,17
Fouine	0,20	-	-	0,06
Martre des pins	-	-	0,10	0,03
Hermine	-	-	0,10	0,03
Hérisson	0,10	-	-	0,03

Tableau 8 : Fréquence d'utilisation des divers ouvrages par site (janvier-octobre 2005)



Passage petite faune de l'étang de Desnes

Espèce	jan	fév	mars	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct
Renard	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Blaireau	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Putois		*								
Ragondin				*	*	*	*	*		
Fouine						*		*		
Hérisson								*		
Marte										
Hermine										

Indices de fréquentation des ouvrages

Passage petite faune de l'étang des Tartres

Espèce	jan	fév	mars	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct
Renard	*	*	*	*	*	*		*	*	*
Blaireau	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Putois	*			*		*				*
Ragondin										
Fouine										
Hérisson										
Marte										
Hermine										

Passage petite faune de l'étang Chalmache

Espèce	jan	fév	mars	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct
Renard	*	*	*			*			*	*
Blaireau										
Putois	*					*			*	
Ragondin										
Fouine										
Hérisson										
Marte		*								
Hermine						*				

Tableau 9 : Fréquentation mensuelle des différents ouvrages (janvier-octobre 1005)

On note aussi que le blaireau utilise avec constance les deux ouvrages les plus proches de ses colonies, les empruntant de façon presque quotidienne, mais qu'il délaisse complètement l'ouvrage sud, éloigné de plus de 500 mètres de la colonie la plus proche. L'ouvrage de l'étang de Desnes qui relie deux étangs est également fréquemment utilisé par le ragondin lors de ses déplacements entre ces deux plans d'eau.

Ces données sont toutefois insuffisantes pour analyser de façon plus fine le fonctionnement saisonnier des ouvrages en relation avec les déplacements locaux de la mésofaune.

III.4. Discussion

Les résultats préliminaires obtenus à l'occasion de ce suivi font apparaître une double utilité fonctionnelle :

- l'utilisation régulière, voire quotidienne, de ces ouvrages par les espèces les plus communes indique que l'on observe un rétablissement des domaines vitaux des individus les plus proches de part et d'autre de l'autoroute ;
- l'utilisation épisodique de ces ouvrages par des espèces moins fréquentes ou plus rares, confirme également le rétablissement possible des échanges au sein de populations se distribuant plus largement de part et d'autre de l'infrastructure.

La fréquentation de tels ouvrages en toute sécurité par les petits carnivores, permet en outre de limiter la mortalité locale de ces espèces par la circulation autoroutière.

Ces différents constats montrent ainsi que ces ouvrages remplissent leur fonction, réduisant localement d'une manière significative l'effet de coupure de l'infrastructure sur la mésofaune. En dépit de leur grande longueur, les ouvrages liés au rétablissement de petits cours d'eau, s'avèrent donc parfaitement fonctionnels avec une utilisation régulière au moins par quelques espèces communes.

La proximité de deux des ouvrages étudiés permet de penser qu'ils pouvaient être utilisés simultanément par les mêmes individus ou par des individus différents d'une même espèce. Seul un enregistrement automatique des traversées effectuées permettrait de conclure sur ce dernier point. Les résultats partiels obtenus indiquent néanmoins clairement que plusieurs ouvrages proches implantés dans des conditions favorables restituent une meilleure transparence de l'infrastructure.

BIBLIOGRAPHIE

- AUTOROUTES PARIS-RHIN-RHÔNE, juillet 2004: Observatoire de l'environnement et des effets économiques de l'autoroute A39. Colloque du 21 novembre 2003 à Louhans (Saône-et-Loire). En collaboration avec le SETRA et le Cete de Lyon. 96 p.
- AUTOROUTES PARIS-RHIN-RHÔNE, septembre 2005.— Colloque scientifique. Les observatoires autoroutiers et d'infrastructures linéaires : incidences environnementales et socio-économiques à partir du cas de l'A39. 145 p.
- EPA, 1999.— Autoroute A39. Section Soirans-Bersaillin. Mortalité autoroutière de la faune sauvage. Résultats de l'année 1999. Société des Autoroutes Paris-Rhin-Rhône.
- EPA, 2001.— Autoroute A39. Section Soirans-Bersaillin. Mortalité autoroutière de la faune sauvage. Résultats de l'année 2000. Société des Autoroutes Paris-Rhin-Rhône.
- EPA, 2002.— Autoroute A39. Section Soirans-Bersaillin. Mortalité autoroutière de la faune sauvage. Résultats de l'année 2001. Société des Autoroutes Paris-Rhin-Rhône.
- EPA, Cete de Lyon, 2004.— Observatoire A39 Dole — Bourg-en-Bresse. Socioéconomie Environnement. Recherches sur l'environnement. Suivi des évolutions de trois écosystèmes. Macrofaune, mammifères, oiseaux. Analyse des effets de l'autoroute A39. Synthèse générale. SAPRR, SETRA, Conseil général de l'Ain, Conseil général du Jura, Conseil général de Saône-et-Loire.
- EPA, Cete de Lyon, 2005.- Bilan de l'autoroute A39 Dole — Bourg-en-Bresse. Bilan environnement Deuxième phase. Autoroutes Paris-Rhin-Rhône. 209 p.
- MINISTÈRE DE L'EQUIPEMENT, DES TRANSPORTS ET DU TOURISME, 1994.— Autoroute A39 Dole/ Bourg-en-Bresse. Mesures en faveur de l'environnement. Les engagements de l'Etat.

Conservation du Vison d'Europe et infrastructure de transport

Pascal FOURNIER

GREGE
Villandraut, France

E-Mail : pfournier@wanadoo.fr

Résumé

Le Vison d'Europe est l'une des espèces les plus menacées de notre continent. Au 19ème siècle, il était signalé dans la majeure partie de l'Europe, mais il n'a cessé de régresser et il ne subsiste actuellement que des noyaux de population isolés. Le noyau occidental situé en France et en Espagne est le plus isolé. En France, la situation du Vison d'Europe est particulièrement préoccupante, puisque l'espèce se retrouve aujourd'hui confinée à seulement 7 départements du Sud-ouest du pays, que sont la Charente-Maritime, la Charente, la Gironde, la Dordogne, le Lot-et-Garonne, les Landes et les Pyrénées-Atlantiques, à l'intérieur desquels la population semble se fragmenter.

Le Vison d'Europe apparaît strictement inféodé aux milieux humides situés dans les lits majeurs des cours d'eau. Il occupe de vastes territoires axés sur 10 à 20 kilomètres linéaires de rivière principale avec une utilisation régulière de l'ensemble des petits affluents (ruisseau, biefs, crastes, fossés, canaux de drainage ...) jusqu'aux têtes de bassins versants.

Les causes de régression du Vison d'Europe sont multiples et ont varié dans le temps. De nos jours, le Vison d'Europe souffre de la fragmentation de son habitat et est victime de nombreuses causes de surmortalité, parmi lesquelles les collisions routières constituent la cause majeure de mortalité accidentelle.

Les infrastructures de transport contribuent fortement au déclin du Vison d'Europe, de manière directe lors des mortalités par collision routière, et de manière indirecte par prélèvement et fragmentation de son habitat ou en cloisonnant les populations. Le réseau routier existant constitue aujourd'hui une menace forte dès lors qu'il n'assure pas la circulation du vison dans les zones humides en toute sécurité. En outre, les besoins de développement économique induisent l'étude et la réalisation de nouveaux projets routiers et ferroviaires, qui font peser un risque d'impact supplémentaire sur l'espèce.

L'intervention proposée a pour but de présenter les impacts et risques liés aux infrastructures de transport, et de donner une vue d'ensemble de la stratégie et des techniques proposées dans le cadre du plan national de restauration de l'espèce pour :

- 1. Réduire ces impacts dans le cadre de projets neufs (démarche d'étude conseillée pour une bonne prise en compte du Vison d'Europe) ;*
- 2. Intervenir sur le réseau routier existant pour réduire de façon significative les mortalités par collisions routières.*

INTRODUCTION

Le Vison d'Europe est l'une des espèces les plus menacées de notre continent. Au 19^{ème} siècle, il était signalé dans la majeure partie de l'Europe, mais il n'a cessé de régresser et il ne subsiste actuellement que des noyaux de population isolés. Le noyau occidental situé en France et en Espagne est le plus isolé. En France, la situation du Vison d'Europe est particulièrement préoccupante, puisque l'espèce se retrouve aujourd'hui confinée à seulement 7 départements du Sud-ouest du pays, que sont la Charente-Maritime, la Charente, la Gironde, la Dordogne, Le Lot-et-Garonne, les Landes et les Pyrénées-Atlantiques, à l'intérieur desquels la population semble se fragmenter.



Photo 1 : Vison d'Europe (P. Fournier)

Le Vison d'Europe apparaît strictement inféodé aux milieux humides situés dans les lits majeurs des cours d'eau. Il occupe de vastes territoires axés sur 10 à 20 kilomètres linéaires de rivière principale avec une utilisation régulière de l'ensemble des petits affluents (ruisseaux, biefs, crastes, fossés, canaux de drainage ...) jusqu'aux têtes de bassins versants.

Les causes de sa régression sont multiples et ont varié dans le temps. De nos jours, le Vison d'Europe souffre du cloisonnement de ses habitats et est victime de nombreuses causes de surmortalité, parmi lesquelles les collisions routières constituent la cause majeure de mortalité accidentelle.

Les infrastructures de transport contribuent fortement au déclin du Vison d'Europe, de manière directe lors des mortalités par collision routière, et de manière indirecte par prélèvement et cloisonnement des habitats ou des populations. Le réseau routier existant constitue aujourd'hui une menace forte dès lors qu'il n'assure pas la circulation du vison dans les zones humides en toute sécurité. En outre, les besoins de développement économique induisent l'étude et la réalisation de nouveaux projets routiers et ferroviaires, qui font peser un risque d'impact supplémentaire sur l'espèce.

L'intervention proposée a pour but de présenter les impacts et risques liés aux infrastructures de transport, et de donner une vue d'ensemble de la stratégie et des techniques proposées dans le cadre du plan national de restauration de l'espèce pour :

- Réduire ces impacts dans le cadre de projets neufs (démarche d'étude conseillée pour une bonne prise en compte du Vison d'Europe) ;
- Intervenir sur le réseau routier existant pour réduire de façon significative les mortalités par collisions routières.

I. LES IMPACTS DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT SUR LES CARNIVORES SEMI-AQUATIQUES

I.1. Les impacts sur les habitats

L'impact des infrastructures de transport sur les habitats peut être de trois ordres :

La destruction d'habitat : l'emprise du projet correspond à une superficie qui est totalement soustraite à la zone potentiellement utilisable par les animaux. Cette situation est particulièrement grave lorsqu'il s'agit de zones humides puisqu'elles ont déjà considérablement régressé et qu'elles sont indispensables au maintien du Vison d'Europe. De plus, les réseaux hydrographiques interceptés font souvent l'objet de modifications importantes : déviations, enrochements, canalisations, remblais... Ces situations s'accompagnent d'un surcroît de mortalité, les animaux contraint de quitter leurs zones refuges devenant très vulnérables.

La dégradation des habitats : la phase chantier peut avoir des impacts importants résultant de l'apport dans les zones humides de matériaux non naturels et à forte rémanence pour le milieu, de modifications hydrauliques perturbant l'inondation ou l'hygrométrie de certaines parcelles ou encore de micro pollutions parfois difficiles à contrôler. La pollution des eaux de ruissellement par le trafic automobile entraîne également vers le réseau hydrographique des résidus d'hydrocarbures et de métaux lourds qui se concentrent chez les prédateurs situés en bout de chaîne alimentaire comme le Vison d'Europe.

Le cloisonnement des habitats : lorsque les ouvrages hydrauliques ne présentent pas de cheminements à sec pour le Vison ou qu'ils n'existent pas, des habitats favorables peuvent alors être isolés et rendus inaccessibles pour l'espèce. La perte indirecte d'habitat peut être parfois considérable : plusieurs hectares de zones humides, centaines de mètres à quelques kilomètres de ripisylve.

1.2. Le cloisonnement des populations

De même que pour le cloisonnement des habitats, lorsque les ouvrages hydrauliques n'assurent pas les déplacements des animaux, les flux biologiques le long des vallées sont interrompus, risquant **d'isoler les différents noyaux de population** dont les effectifs deviendraient trop faibles pour être viables. Ce phénomène de cloisonnement des populations est particulièrement grave chez une espèce en déclin comme le Vison d'Europe, car c'est un facteur aggravant fortement le processus de régression actuel.

1.3. La mortalité directe par collision routière

Les collisions routières sont une cause majeure de mortalité accidentelle chez le Vison d'Europe (60% des cas). Elles sont dues à son mode de déplacement, d'occupation et d'utilisation de l'espace.

Deux types de déplacements sont à considérer :

- le long du corridor fluvial,
- en dehors du corridor fluvial.

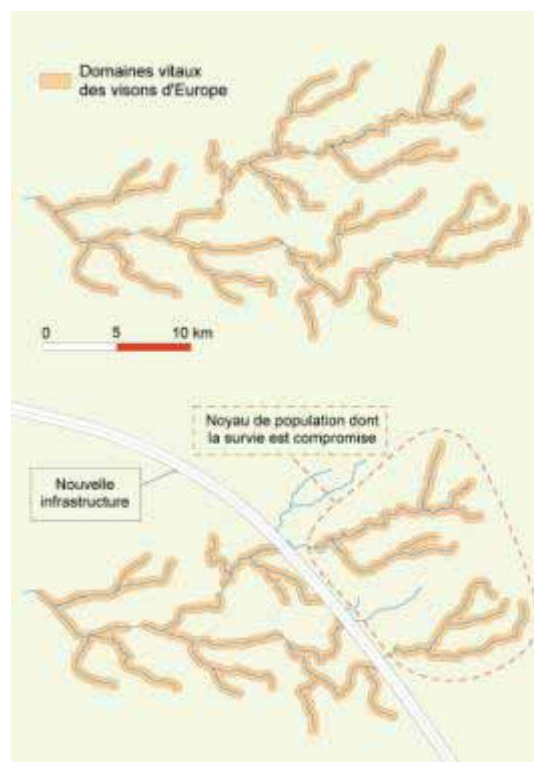


Figure 1 : Les infrastructures cloisonnent les populations (Source : La gestion des habitats du Vison d'Europe - Recommandations techniques)

Pour les déplacements le long du corridor fluvial, deux cas se présentent :

Cas des zones de marais ou des lits majeurs larges.

Lorsqu'il existe des zones humides de part et d'autre d'un tracé, mais qu'aucun ouvrage de franchissement n'est utilisable par le Vison, les animaux sont obligés de traverser la chaussée. Ces vastes zones humides sont bien souvent le cœur du domaine d'un individu avec une fréquentation quasi quotidienne des habitats préférentiels. Si une route traverse ou coupe ces zones, le rythme de fréquentation de la route par l'individu est très élevé, pouvant aller d'un franchissement quotidien à plusieurs franchissements par nuit. Si l'infrastructure ne permet pas à l'animal de cheminer en toute sécurité, le risque de mortalité est alors très fort.



Photo 2 : Route traversant une vaste zone de marais (P. Fournier)

Cas des vallées « étroites ».

Le Vison n'est pas très bon nageur et chemine sur les berges. Si la berge est interrompue au niveau d'un ouvrage de franchissement, les animaux sont obligés de grimper sur le talus et de traverser la chaussée. Dans ce cas, le risque est essentiellement lié à la non-transparence aux déplacements de l'ouvrage hydraulique. Il peut parfois exister une berge à l'intérieur de l'ouvrage, mais qui n'est pas utilisable par le Vison en période des hautes eaux.



Photo 3 : Ouvrage n'assurant pas les flux biologiques (C. Fournier)

Les déplacements en dehors du corridor fluvial

En période de rut lorsque les mâles sont à la recherche d'une partenaire sexuelle, ou lorsque des cours d'eau sont proches les uns des autres, les visons d'Europe effectuent des déplacements en dehors des corridors hydrauliques, en coupant tout droit d'un ruisseau ou d'un bassin versant à un autre. De ce fait, le risque de collision routière ne se limite pas aux seuls franchissements de cours d'eau et de zones humides, mais est potentiel tout le long des infrastructures.

Il n'est pas nécessaire d'avoir des statistiques de mortalité très précises pour engager des mesures de réduction du risque de collision. Du fait de la situation actuelle de la population, la dizaine de visons déjà recensés chaque année peut d'ores et déjà être considérée comme inquiétante. Les populations semblent en effet avoir des taux de reproduction particulièrement faibles si bien qu'elles ne possèdent pas de réserves d'effectifs susceptibles de compenser leurs fluctuations. Tout surcroît de mortalité contribue donc à accélérer le déclin.

Localement, l'impact peut-être très alarmant. C'est le cas par exemple sur la départementale 255, au niveau de la traversée des marais de Braud-et-Saint-Louis où trois visons ont été trouvés morts au cours d'un hiver. De même, 4 visons dont 3 femelles ont été découverts morts en 14 mois aux abords des Marais de Bruges. Dans les deux cas, ces individus constituaient probablement une fraction importante des effectifs présents sur la zone et il est à craindre que ces noyaux ne puissent se maintenir dans de telles conditions.

Des situations de ce type existent probablement dans bon nombre de zones de marais lorsqu'elles sont traversées par des routes mais elles passent inaperçues du fait de la faible taille du Vison d'Europe.

II. LES MESURES A METTRE EN OEUVRE

Si l'on tient compte de l'évolution actuelle de sa population, le Vison disparaîtra du territoire français dans les prochaines années si aucune mesure forte n'est prise pour sa sauvegarde. Un premier plan national de restauration du Vison d'Europe en France a été mis en œuvre en 1999. Il a permis d'identifier les causes du déclin de cette espèce, et d'engager les premières mesures de conservation. L'objectif est d'enrayer cette chute des effectifs et de permettre une recolonisation de l'espace limitrophe perdu par le Vison ces dernières années.

Deux objectifs peuvent être poursuivis de front pour réduire l'impact des infrastructures routières :

- Ne pas dégrader la situation actuelle en engageant une prise en compte systématique de la problématique de conservation du Vison d'Europe dans tous les projets neufs d'infrastructures routières.
- Réduire l'impact existant en réaménageant les franchissements de cours d'eau et de zones humides présentant un risque de collision.

II.1. Cas des projets neufs

Dans le cas des projets neufs, il apparaît tout à fait indispensable de prendre en compte la conservation du Vison d'Europe le plus en amont possible, dès les études préliminaires, afin d'assurer un ajustement du projet le plus tôt possible et d'éviter des surcoûts parfois importants induits par des réaménagements définis en fin de projet. La prise en compte de l'espèce ne pourra se faire correctement qu'à conditions que les maîtres d'ouvrage potentiels soient informés et sensibilisés à la conservation de l'espèce.

Le contexte imposant une adaptation appropriée des projets au Vison d'Europe

Le Vison d'Europe représente un enjeu écologique majeur et certainement même l'un des plus forts pour les zones concernées :

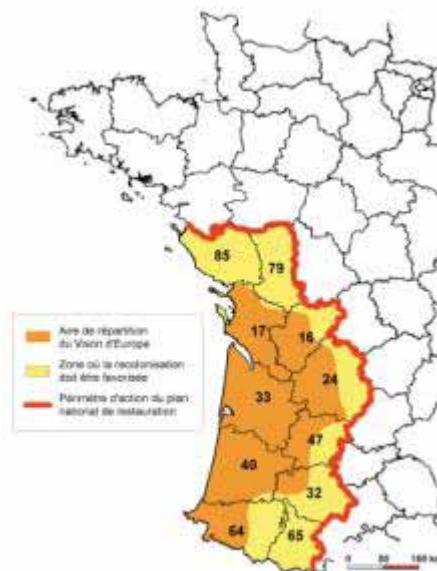
- Espèce qui fait l'objet d'un plan national de restauration avec un fort engagement du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, de la Direction Régionale de l'Environnement d'Aquitaine et de la Direction des Routes.
- Espèce prioritaire au titre de la Directive Habitat (Réseau Natura 2000).
- Espèce inféodée aux zones humides, exploitant des habitats le plus souvent remarquables et inscrits à la Directive Habitat (Réseau Natura 2000 à nouveau).

- Espèce que l'on peut qualifier de « dimensionnante », notamment en relation avec les problématiques de transparence « habitat » au-delà des problématiques de déplacement.

Les campagnes de captures ne sont pas utiles au cours des études et l'espèce doit être prise en compte de façon systématique dans tous les projets qui se situent à l'intérieur des onze départements sur lesquels s'applique le Plan national de restauration. Ce périmètre est sensiblement plus étendu que l'aire de répartition actuelle car il est nécessaire que le Vison puisse recoloniser au moins une partie de l'espace qu'il a perdu ces dernières années. Comme les infrastructures sont construites pour durer et qu'il est très difficile de les réaménager une fois qu'elles sont achevées, il est impératif de prévoir dès à présent l'hypothèse d'une extension de l'aire de répartition.

Figure 2 : Périmètre (trait rouge) dans lequel la prise en compte du Vison d'Europe doit être systématique

(Source : La gestion des habitats du Vison d'Europe - Recommandations techniques)



Conformément aux exigences écologiques de l'animal, les zones de sensibilité majeure sur lesquelles devra être portée une attention toute particulière sont matérialisées par la totalité du lit majeur des cours d'eau auquel peuvent s'ajouter des zones humides situées en dehors des vallées (marais poldérisés, lagunes, bords de lacs...).

Le volet « milieu naturel » de l'état initial

L'état initial devra comporter une analyse et une cartographie précises des zones naturelles utilisables par le Vison incluses dans l'aire globale d'étude.

L'étape suivante sera de cartographier à l'intérieur de ces zones les habitats préférentiels du Vison (1/10 000^e voire 1/5 000^e). Le réseau hydrographique devra être pris en compte dans son ensemble, qu'il soit plus ou moins naturel, le Vison utilisant jusqu'aux fossés d'irrigation de champs cultivés pour aller d'un point à un autre de son territoire. L'état initial devra également faire apparaître la connectivité des habitats à visons entre eux.

Comparaison des variantes et optimisation du projet

L'optimisation du projet devra tenir compte des paramètres suivants :

- Eviter la destruction, la dégradation et la fragmentation des zones humides.
- Eviter le cloisonnement des populations, qui est un danger majeur d'extinction.
- Limiter les risques de collision avec les véhicules.

Un cours d'eau ou une zone humide devra, dans la mesure du possible, être franchi dans la zone la moins pénalisante pour le Vison d'Europe.

Le mieux est d'éviter au maximum de traverser des zones humides et, si ce n'est pas possible, de choisir leurs parties les plus étroites et de les franchir le plus perpendiculairement possible, avec les ouvrages adaptés.

Figure 4 : Cartographie de la zone potentielle d'activité d'un Vison et des habitats préférés (Source : La gestion des habitats du Vison d'Europe - Recommandations techniques)

Mesures de réduction des incidences



Le principe de base est le rétablissement systématique des cheminements à sec du Vison d'Europe dans les ouvrages hydrauliques. Les ouvrages sont à positionner et à dimensionner au cas par cas, en fonction des habitats présents (de l'enjeu de la zone), des pentes de berge, du régime hydraulique,...

Franchissement des zones humides

Les ouvrages les plus favorables pour le franchissement des zones humides sont les ponts de type viaduc. Ils assurent une transparence maximale du point de vue hydraulique et biologique, assurant la pérennité des zones humides sensibles dans leur fonctionnement.

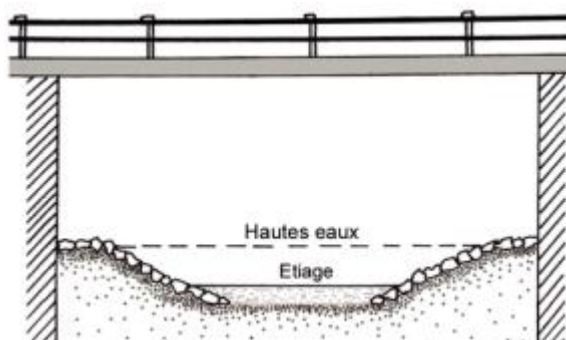
Photo 4 : Les viaducs assurent une transparence hydraulique et biologique maximale (P. Fournier)



Dispositifs de franchissement des cours d'eau (identifiés au sens de la loi sur l'eau)

Dans les cours d'eau les mieux préservés, il faut privilégier un franchissement avec des ouvrages laissant suffisamment de largeur de berges naturelles, sachant que ces berges (ou tout au moins une partie) doivent être libres lors des plus hautes eaux. Il est donc conseillé de privilégier les ponts de type dalle ou PRAD selon la faisabilité technique ou encore d'autres types d'ouvrage permettant de préserver les berges.

Figure 5 : Représentation schématique d'un pont dalle avec maintien de berges libres lors des plus hautes eaux (H. Galineau)



Pour les cours d'eau de moindres enjeux écologiques, l'ouvrage de franchissement devra être suffisamment large pour permettre l'aménagement de berges artificielles dont une partie au-dessus des plus hautes eaux, si les berges naturelles ne sont pas conservées.

Les buses sont à éviter car elles ne permettent pas l'aménagement de telles banquettes. Cependant, s'il n'y a pas de meilleure solution que l'emploi des buses, il est possible d'y adjoindre une buse sèche dont la base est au-dessus du niveau des plus hautes eaux.

Les dispositifs de protection

Quelle que soit la qualité des aménagements qui sont réalisés pour inciter les animaux à passer en dessous des infrastructures de transport, il est absolument impératif d'équiper celles-ci de dispositifs destinés à empêcher l'accès sur la chaussée.

Les ouvrages de franchissement ne rétablissent en effet que les déplacements le long du réseau hydrographique et le suivi par radiopistage a montré que des animaux pouvaient passer d'un ruisseau à un autre en coupant tout droit. De tels déplacements sont surtout fréquents à l'époque du rut, lorsque les mâles sont à la recherche de congénères. I

Il est donc essentiel d'empêcher les visons de passer sur la chaussée et de faire en sorte qu'ils soient obligés d'emprunter les ouvrages de rétablissement. Il faut pour cela installer des dispositifs de protection sur la totalité du linéaire concerné.



Photo 6 : Les surfaces lisses sont plus efficaces et permettent d'atteindre d'autres objectifs environnementaux, comme la protection des amphibiens (P. Fournier)

Le principe consiste à réaliser une barrière parfaitement étanche pour le vison. Il pourra s'agir d'un grillage, d'un muret lisse placé en pied de talus ou encore de plaques galvanisées.

Le grillage est plus économique mais les surfaces lisses sont plus efficaces. Elles permettent d'atteindre d'autres objectifs environnementaux, tels que la protection des amphibiens.

Quelle que soit la solution retenue, le dispositif devra être installé avec soin et les raccordements avec les ouvrages devront être traités avec la plus grande attention afin de garantir qu'aucun animal ne puisse se faufiler dans des interstices (enfouissement de la base des grillages, raccordements soignés aux ouvrages, franchissement des fossés, portails d'accès, entretien et pérennité des dispositifs).

II.2. Cas du réseau routier existant

Il est urgent d'agir mais avec le plus d'efficacité possible pour réhabiliter au plus vite un maximum de sites. Malgré le nombre très important de franchissements pour un département (de l'ordre de plusieurs centaines) une approche pragmatique reste possible sur l'ensemble de l'aire de présence du Vison d'Europe.

II.2.1. Mise en place d'un plan d'intervention sur des sites dits « prioritaires »

Il s'agit dans le cadre de cette approche de recenser à l'échelle d'un territoire (département, site Natura 2000...) les sites potentiellement les plus à risques pour hiérarchiser et planifier les besoins d'intervention en dehors de tout projet d'aménagement routier.

Les différentes étapes pour définir ce plan sont :

- Cartographie de tous les franchissements de cours d'eau ou de zones humides et estimation du risque potentiel de collision.
- Caractérisation sur le terrain de la zone à risque et évaluation du risque réel de collision.
- Détermination des zones d'interventions prioritaires et des mesures à mettre en œuvre.

Le risque potentiel de collision tient compte de deux critères : le niveau de trafic routier et le niveau de fréquentation théorique du cours d'eau par le Vison à hauteur du franchissement étudié. Le risque réel de collision est apprécié sur chaque franchissement à l'aide d'une fiche de relevé des caractéristiques de l'ouvrage de franchissement et de son environnement (fiche diagnostic type). Il tient compte de la transparence aux déplacements de l'ouvrage hydraulique (à l'étiage, en crue, à marée haute ou basse) et du linéaire à risque (présence d'habitats préférentiels du Vison d'Europe).

La mesure du linéaire à risque a toute son importance pour l'évaluation du risque:

- si le linéaire est peu important (vallée étroite, avec un lit majeur < 80 mètres), le risque de collision dépend principalement de la transparence de l'ouvrage hydraulique.
- si le linéaire à risque est important (vallée large ou zone humide avec un linéaire à risque > 80 mètres), le vison peut passer d'un habitat à un autre en dehors de l'ouvrage hydraulique, même si celui-ci est transparent.

La hiérarchisation proposée sera relative et débouchera sur 5 niveaux de priorité d'action concernant le réaménagement des franchissements.

L'intérêt d'une telle démarche est de mettre en évidence les sites présentant les risques les plus forts à de manière à mieux cibler les interventions et plus facilement mobiliser les acteurs dès lors que le plan a été validé.

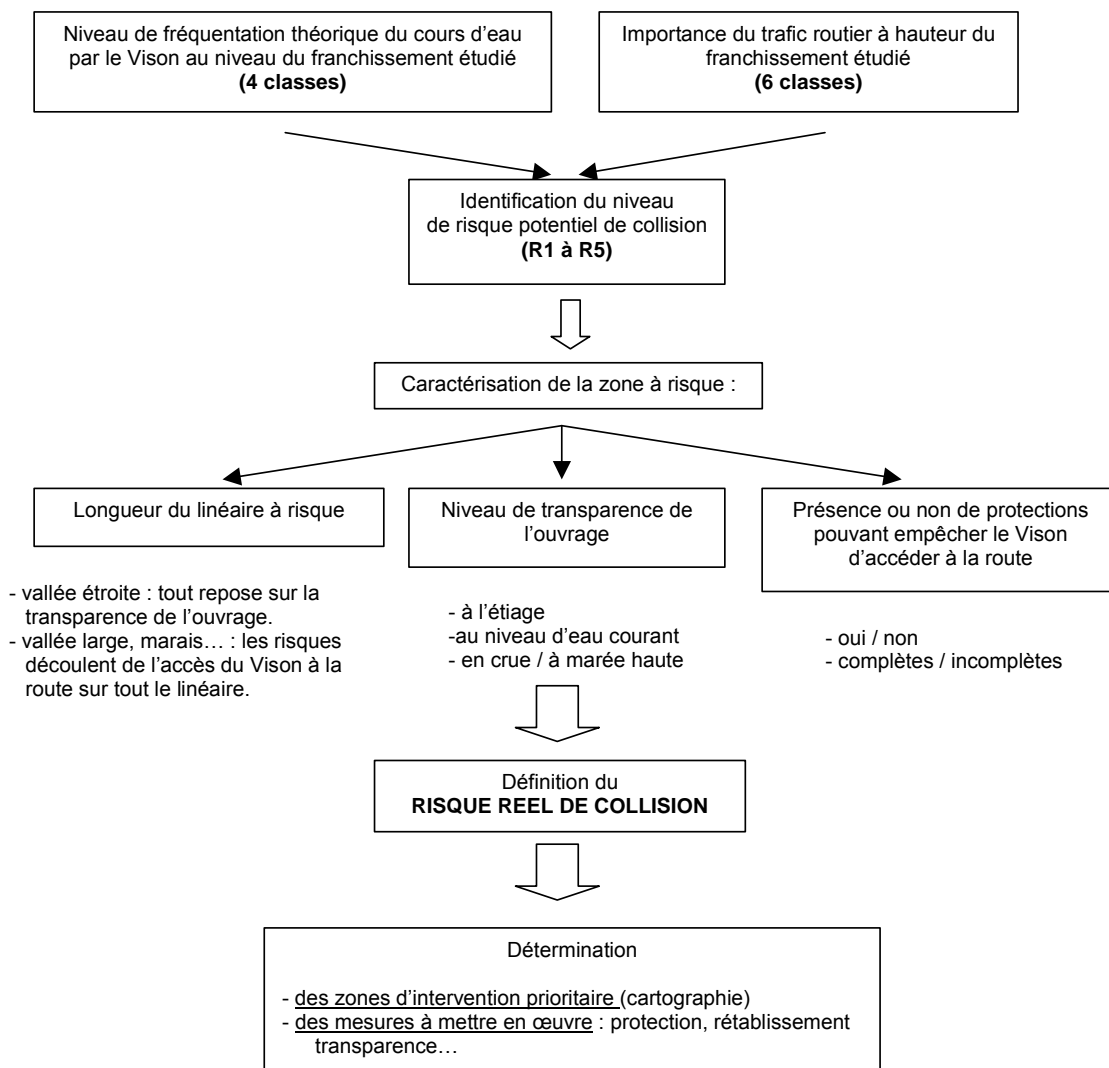


Figure 6 : Étapes pour la détermination des zones d'intervention prioritaires

Il s'agit ici de profiter de tout projet ou intervention sur un franchissement de cours d'eau pour réaliser des aménagements spécifiques limitant ou supprimant totalement les risques de collisions routières. Cela peut être la réfection d'un pont, le renforcement des berges d'un pont, le recalibrage de la chaussée, la rectification de virage, la mise en sécurité...

Cela nécessite la mise en place d'une sensibilisation des structures concernées et le développement d'un partenariat pour :

- Recenser l'ensemble des projets en préparation sur un pas de temps de 5 ans.
- Mettre en place une évaluation des risques pour le Vison pour tous les projets recensés.
- Proposer les réaménagements à prévoir dans le cadre de ces projets.

Cette approche permet ainsi de traiter le sujet très en amont des projets et l'investissement pour le réaménagement « Vison » est alors bien souvent peu élevé par rapport au coût global du projet.

Cette stratégie permet d'augmenter le nombre d'ouvrages réhabilités tout en limitant le coût des réalisations.

BIBLIOGRAPHIE

- COLLECTIF. 2003. La Gestion des Habitats du Vison d'Europe - Recommandations techniques. Conseil général des Landes, GREGE, CETE du Sud-Ouest, Sétra, SFPEM, 63 pp.
- COLLECTIF. In press. Journées techniques que la conservation du Vison d'Europe et de ses habitats. Agence de l'eau Adour-Garonne, Conseil général des Landes, Conseil Régional d'Aquitaine, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Scetauroute, Secem, SFPEM. Moliets et Maâ, Landes, France, 19-22 octobre 2004.
- DIREN AQUITAINE. In press. Second plan national de restauration du Vison d'Europe. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable / Direction Régionale de l'Environnement Aquitaine (DIREN Aquitaine). 113 pp.
- MATE. 1999. Plan national de restauration du Vison d'Europe, *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761). Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE). 63 pp.
- SETRA. 2005. Guide technique - Aménagements et mesures pour la petite faune. Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer. Service d'Études techniques des routes et autoroutes, 264 pp.
- SETRA 2006 Note technique Setra sur le vison d'Europe et loutre.

Rôle des réseaux écologiques locaux dans le fonctionnement des passages à petite faune : exemple d'une démarche globale en Isère.

Guy BERTOUD

Bureau d'études en écologie appliquée ECONAT-Concept

Yverdon-les-Bains,

Suisse

Mel : econat@bluewin.ch

Résumé

La définition des réseaux écologiques locaux et régionaux commence enfin à s'imposer dans les démarches liées à la protection de la nature, à l'aménagement du territoire et à la problématique générale de fragmentation des espaces vitaux, grâce notamment à l'application de la Directive « Habitats », au Réseau Emeraude et au Réseau Ecologique Paneuropéen .

En tant que praticien des aménagements d'espaces naturels liés à l'implantation de nouvelles infrastructures de transport, cette nouvelle démarche a paru à la fois séduisante et incomplète, dans la mesure où elle ne permettait de résoudre que partiellement les problèmes locaux et régionaux résultant de la fragmentation paysagère. En effet, en visant la protection de sites exceptionnels d'intérêt communautaire, elle reste largement en retrait des problèmes courant de diversité biologique et de fragmentation du paysage, touchant généralement les zones les plus habitées et les plus transformées qui ont besoin par conséquent de véritables concepts de réhabilitation territoriale.

Le démarrage en 1999 du projet de réseau écologique suisse, visant la publication de cartes au 1 :100'000e a permis de développer une approche non sélective, basée sur une analyse globale des potentialités paysagères, indépendamment de la présence ou non de sites d'importance communautaire. Cette cartographie écosystémique permet de bien mettre en évidence les particularités de la matrice paysagère et notamment ses connexions et ses fonctionnalités écologiques (Berthoud et al, 2004).

Le département de l'Isère a profité de cette expérience pour faire établir son réseau écologique départemental (ECONAT, 2001) et mettre en oeuvre un programme d'assainissements de ces principaux points de conflits comprenant notamment des aménagements au niveau des principaux points d'écrasement d'animaux :

- Aménagement de corridors biologiques (ex : Cluse de Voreppe),
- Installation de sécurité pour les traversées de grande faune sur les routes nationales,
- Passages à petite faune (Grand Lemps et Bonne-Famille),
- Formation des administrations, des associations et des bureaux d'étude.

Toutes ces mesures sont intégrées et justifiées dans le cadre du réseau écologique isérois et suscitent un engouement positif surprenant de la part des administrations et des communes concernées.

Les éléments du réseau sont discutés, puis inscrits dans les PLU et autres SCOT.

L'analyse de problèmes ponctuels des points d'écrasements d'animaux prend toute sa véritable dimension avec la lecture des cartes des réseaux écologiques. Plusieurs situations dans la disposition des milieux vitaux peuvent se rencontrer :

- *Des milieux complémentaires sont disposés en continuité et induisent des circulations quotidiennes (gagnage),*
- *Des milieux complémentaires sont accessibles (en continuité ou séparés) et induisent des déplacements saisonniers (reproduction, estivage et hivernage),*
- *Des milieux semblables sont accessibles (proches ou éloignés) et induisent des déplacements de dispersion, occasionnels et discrets, pour certains subadultes à la recherche de territoires ou de partenaires (échanges génétiques).*

- *Toutes les situations peuvent être combinées.*

Dans les deux premières situations, les déplacements constituent la cause directe de la richesse biologique de l'habitat principal. La seule logique d'observation sur le terrain permet facilement d'identifier les deux premiers cas de déplacements et l'importance de leur maintien. Des mesures constructives basées sur ces deux cas sont toutefois sélectives (maintien de populations locales remarquables).

Il n'en va pas de même pour le troisième cas. En effet, ce dernier type de déplacements est particulièrement difficile à déceler, tout en étant essentiel au maintien à long terme des populations. Dans ce cas, la représentation correcte des réseaux écologiques spécifiques à une échelle locale et régionale, couplée à l'utilisation de tests de dispersion qui peuvent être appliqués avec l'aide d'un SIG, va seule démontrer la nécessité de maintenir ou de rétablir des flux de circulation d'individus certes peu nombreux, mais importants dans le cadre des fonctionnements en métapopulations.

Avec cette approche plus globale, on touche alors aux vrais problèmes de défragmentation paysagère et à une meilleure justification des ouvrages de franchissement pour la faune.

Passages à faune en Suisse : aperçu des étapes cruciales en faveur de la biodiversité

Antonio RIGHETTI

OFEFP, Section Paysage et Infrastructures, Division Nature et Paysage
Berne, Suisse

E-Mail : antonio.righetti@piu-welt.ch

Résumé

Dans la deuxième moitié du dernier siècle, on observe une perte croissante d'habitats de la faune et de la flore ainsi qu'une augmentation de la fragmentation du paysage. L'intervention de différents acteurs de la protection de la nature et du paysage s'est traduite une première fois en 1966 par l'introduction dans la loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage (LPN) de mesures visant une amélioration de la protection des espèces et des biotopes. Mais la fragmentation continuait de progresser. Il fallut encore des années de travail convaincant et le soutien d'autres acteurs (les chasseurs entre autres) pour parvenir à une prise de conscience de la part du public. La situation au plan juridique s'est améliorée véritablement en 1991 avec l'Ordonnance fédérale sur la Protection de la Nature et du paysage (OPN).

Au début, le but principal était le maintien du « statu quo » du réseau écologique existant et seuls les grands mammifères étaient pris en compte (ex : cerf rouge, sanglier ou chevreuil). Ainsi les nouvelles autoroutes devaient être perméables grâce aux passages à faune. A nouveau il fallut des années de travail de persuasion, jusqu'à ce que le besoin de sauvegarder les connexions biologiques (SSBF 1995, Righetti / Pro Natura 1997) soit reconnu par tous. Le point de débat suivant concernait la largeur des passages. Jusque là c'était plutôt la mouvance écologiste qui argumentait avec les exemples de l'étranger. Par la suite, les autorités se sont intéressées à ces questions de largeur. Les dimensions suggérées par les uns à partir d'une argumentation écologique (largeur de 50 à 100 m) étaient écartées par les autres en référence aux installations françaises de la Forêt de la Hardt (< 15 m). De nouveau suivirent de longues discussions animées et souvent peu objectives.

La période 1999-2001 peut être considérée comme l'entrée dans un futur plus positif. En 1999 la station ornithologique suisse à Sempach a publié une analyse sur le comportement de traversée de plusieurs mammifères sur 21 passages à faune en Europe (Pfister et al. 1999). La largeur minimale de 50 m pour des passages à faune standard, basée sur les fréquences d'utilisation observées et sur le comportement des espèces, déjà proposée par la société suisse de la biologie de la faune (SSBF) en 1995, a été confirmée. Pour des installations qui doivent être adaptées à plusieurs groupes d'espèces souvent sensibles, une largeur de 100 m est proposée. Aussi en 1999, le LAVOC a organisé une conférence internationale sur le sujet trafic et fragmentation. En 2001 enfin, le rapport sur les corridors faunistiques suprarégionaux en Suisse (SRU 326, OFEFP) a été publié ainsi que le manuel européen COST 341, sur la fragmentation du paysage due aux infrastructures (SRU 322, OFEFP). Toutes ces informations ont abouti enfin à la directive DETEC sur la largeur des installations spécifiques pour la faune sauvage. Le long des corridors faunistiques suprarégionaux celle-ci doit être de 45 (+/- 5) m. Un autre produit de ce processus entre l'OFROU et l'OFEFP est un concept d'assainissement faunistique du réseau suisse des autoroutes et routes principales ayant pour but de construire des passages à faune à 51 endroits désignés au cours des 10 à 15 prochaines années. La construction est à effectuer en même temps que les travaux d'assainissement routiers. Dans le cadre de ces travaux, d'autres mesures (revalorisation écologique de voûtages existants, position des clôtures...) devraient améliorer la situation d'interconnexion pour les petits animaux.

Les instructions pour la construction des différents types d'installation, les indications sur leurs effets, sur la prise en compte dans les concepts de l'aménagement du territoire, sur l'intégration de tous les réseaux écologiques ainsi que d'autres mesures spécifiques sont contenues dans les normes VSS correspondantes (VSS 2004). Le réseau écologique national REN (SRU 373, OFEFP 2004) est un autre instrument de planification.

INTRODUCTION

L'examen du paysage de la Suisse montre que la région des Préalpes et Alpes - hormis les vallées - peut être décrite comme écologiquement intacte et bien mise en réseau.

On retrouve une situation identique dans le Jura où les vallées aménagées par l'homme occupent toutefois des surfaces plus importantes. Sur le Plateau la situation est toute autre. La photo aérienne est marquée par des lotissements, des voies de circulation et une utilisation intensive des surfaces agricoles. D'un point de vue écologique le paysage est appauvri et une grande quantité de réseaux apparaissent compartimentés, divisés voire inexistantes.

Cette situation est le reflet du développement urbain qui conduit à une transformation massive du paysage en l'espace de quelques dizaines d'années durant la seconde partie du XIX^e siècle.

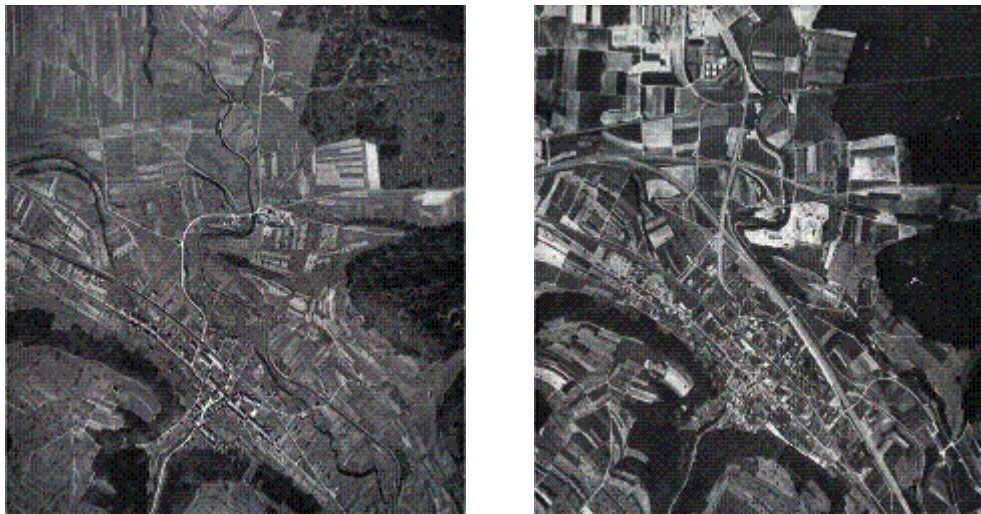


Figure 1 : les changements dans la région de Eiken entre 1953 (à gauche) et 1976 (Ewald 1978).

MESURES PRISES POUR LE RETABLISSEMENT DE LA MISE EN RESEAU

Premières mesures légales et résultats

Les réactions devant ce changement paysager ne se firent point attendre. Les premières, émanant en particulier des représentants de la protection de la nature et de la chasse, attirèrent l'attention sur les conséquences négatives. Leurs demandes furent d'abord simplement notées dans la législation. Puis la loi fédérale du 1^{er} juillet 1966 sur la nature et la protection du patrimoine (NHG), préconisant des mesures claires concernant la protection du biotope et du paysage, fut adoptée. Il fallut cependant attendre le 16 janvier 1991 pour que l'ordonnance correspondante soit mise en application.

Certaines statistiques témoignent des changements :

- les demandes annuelles d'occupation des sols pour lotissements, constructions et aménagements sont passées de 1,225 ha dans la période 1972-83 à 1,685 ha dans la période 1987-89 (BRP & BUWAL 1994)
- 70 km de ruisseaux à ciel ouvert furent annuellement recouverts entre 1972 et 1989 (BRP & BUWAL 1994)
- le nombre d'arbres fruitiers a baissé de 25% entre 1981 et 1991 (BRP & BUWAL 1994) ;

Durant cette période, la prise de conscience pour la conservation d'un paysage de qualité, s'est faite dans de grandes parties de la population. Parallèlement, l'utilisation du paysage se poursuivait sans être inquiétée. Les effets du morcellement, en particulier, devinrent de plus en plus visibles. Les constructions de réseaux routiers sont particulièrement responsables. Au total (autoroutes, routes cantonales et communales ainsi que routes privées et forestières), la Suisse dispose à ce jour d'un réseau routier de plus de 150 000 km. En tenant compte d'une valeur moyenne de 2,69 km/km² - un des plus denses d'Europe - des valeurs de pointe de 6-7 km/km² ne sont pas rares sur le Plateau. Pour cette raison, le Plateau est devenu en vingt ans une barrière pratiquement infranchissable. De ce fait, la propagation des sangliers du Nord vers le Sud et en retour, celle du cerf rouge du Sud vers le Nord ont été stoppées.

Si l'on considère toutes les utilisations anthropiques des sols, on peut dire qu'en Suisse 1m² de sol est construit à chaque seconde. La fin de ce mode de développement n'est pas en vue. Contre ces constructions "volées" aux éléments écologiques il n'y a qu'une solution : l'augmentation de la surface des forêts (voir BFS & BUWAL 2005).

Mesures prises au niveau pratique sur une vue d'ensemble et résultats

Parallèlement au cadre légal, des mesures sont à prendre lors des constructions le long du réseau routier, pour éviter ou diminuer le morcellement environnemental. Dès les années 1880 des voix s'élevèrent dans ce sens. Le chemin fut long et semé de nombreux combats de positions - d'abord concernant l'utilité des passages puis leur dimensionnement.

Différentes publications et la coopération de tous les acteurs concernés ont aidé à décrire la situation et ont permis de trouver une solution commune. Les publications suivantes peuvent être considérées comme faisant date : Müller et Berthoud 1995 (faune et trafic)/SGW 1995 (animaux sauvages, construction routière et circulation)/Righetti 1997 (Passages à gibier)/Pfister et al. 1997 (passages à gibier sur routes)/LAVOC 1999 (Faune et trafics, conférence)/Pfister et al. 1999 (sur l'efficacité des passages pour la grande faune)/Holzgang et al. 2001 (Corridors pour gibier en Suisse)/Oggier et al. 2001 (morcellement d'espaces de vie suite aux infrastructures de circulation, COST 341 Bericht Schweiz).

Ces publications ont servi de base à l'Office fédéral des routes et l'Office fédéral de l'environnement pour élaborer en 2001 une directive commune. La directive UVEK "pour la planification et la construction de passages à grande faune au-dessus de voies de circulation, destinés aux corridors de gibier d'importance interrégionale" :

- régit le dimensionnement des passages à grande faune (45+/-5 m voire 25+/-5 m),
- définit la largeur "utile",
- donne des indications pour la construction de passages adaptés à l'environnement et les contrôles d'efficacité.

Par ailleurs, les deux Offices se sont mis d'accord sur un concept d'assainissement du réseau autoroutier et routier suisse. Pour ce faire, 51 nouvelles constructions en plus des 24 passages à grande faune existants devraient voir le jour d'ici à 2015-20. Ces constructions devront être réalisées en premier lieu dans le cadre des travaux d'entretien routiers. À partir de 2005, un document sera défini pour standardiser les contrôles d'efficacité des passages à gibier.

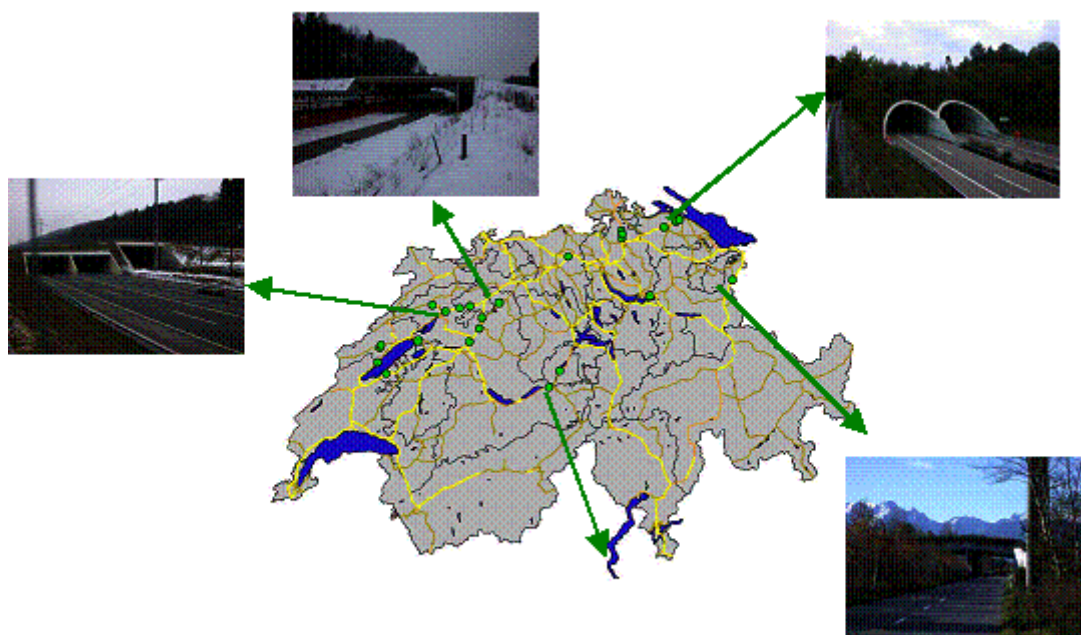


Figure 2 : les 24 passages à gibier existant en Suisse en 2005 (sources carte de la Suisse : PiU GmbH, Fotos : PiU GmbH)

Lors de l'application du concept d'assainissement, les constructions devront être intégrées au système du réseau écologique. En plus du compte-rendu sur les corridors de la grande faune (Holzgang et al. 2001) le réseau national écologique REN (Berthoud et al. 2004) sert de document central de base. Celui-ci établit une vision écologique sur un paysage Suisse mis en réseau.

Les résultats s'appuient sur les données existantes (en particuliers pour les zones protégées), le potentiel paysager, leur exécution sur un modèle de calcul ainsi qu'un contrôle et complément des données. En dernier lieu, le travail se réalise en commun avec des gens d'expérience et les services cantonaux. Les résultats sont portés sur des cartes (échelle 1:1000'000 et 1:500'000). Ce travail doit servir, d'une part à la protection et à l'entretien d'espèces importantes et protégées et de biotopes, et d'autre part; à permettre de nouvelles possibilités de partenariat entre les administrations cantonales qui, sous une forme ou une autre sont concernées par la gestion du paysage, telles que les transports et communications, l'agriculture, la sylviculture, l'économie des eaux, la sécurité nationale, le développement territorial, ainsi que la chasse, la pêche et la protection de la nature et du paysage.

Un autre instrument pour ce faire est également la directive en vigueur en 2001 sur les mesures concernant la qualité écologique (ÖQV) dans l'agriculture. On ne tient pas seulement compte dans celle-ci des critères d'espace de vie (par ex. des grandes variétés de prairies) mais aussi la fonction des biotopes dans le réseau donne droit à des subventions.

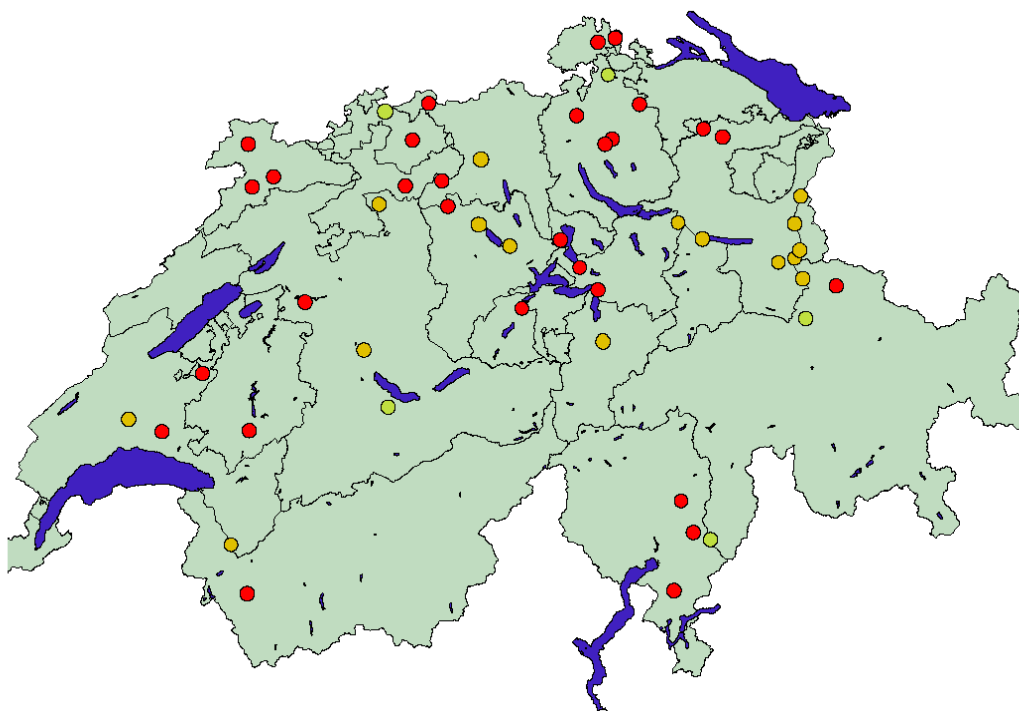


Figure 3 : les 51 passages à gibier à assainir. En vert clair : construction en cours, orange : assainissement jusqu'en 2013 ; rouge : assainissement après 2013 (source PiU GmbH).

Mesures de réalisation dans le détail et résultats

Pour réaliser ce concept d'assainissement, les administrations des ponts et chaussées cantonales ont été missionnées, en 2001 par l'Office fédéral des routes pour entreprendre les démarches de planification nécessaires avec les administrations de la chasse, de la protection de la nature et de l'aménagement du territoire. Ceci comporte, entre autres, un concept grossier pour chaque corridor de gibier à remettre en état (mots-clés : situation, type de construction, éléments de guidage, etc.),

En 2005, 5 cantons disposaient d'un tel concept, dans 3 autres il est en préparation.

Les autres mesures à signaler sont :

- la réalisation d'un concept de clôture ayant pour objet de permettre aux petits mammifères d'accéder aux haies et buissons le long des autoroutes. Il faut également éviter les situations de pièges pour la petite faune en particulier les amphibiens.
- l'adaptation des constructions transversales existantes pour les rendre accessibles à certains groupes. Bien souvent, il suffit de les protéger d'utilisations intempestives (par ex. l'abri de véhicules)
- l'assainissement du passage de certains ruisseaux pour les rendre accessibles aux petits animaux terrestres ou amphibiens.

On prévoit également quelquefois des passages en rattrapage pour la petite faune et des possibilités de traverser pour les amphibiens.

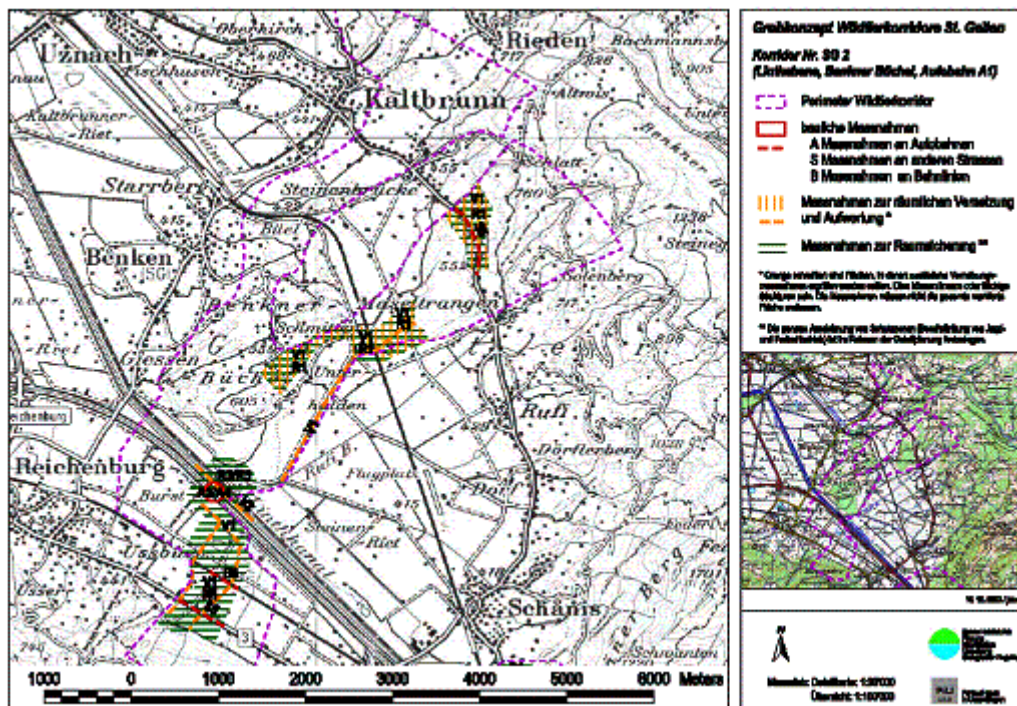


Figure 4 : Extrait du concept grossier pour ST.GALLEN (source PiU GmbH et Habitat AG)

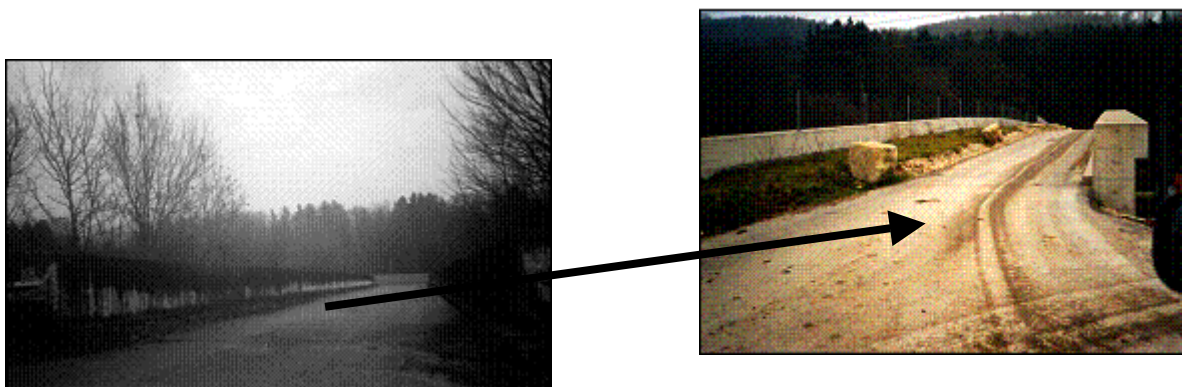


Figure 5 : Possibilité d'un assainissement pour la faune de ponts peu fréquentés (Photos Righetti)

CONCLUSION

En conclusion, on peut encore nommer les Normes VSS qui sont des indications importantes sur les mesures de déplacement spécifiques à la faune, pour les ingénieurs et autres techniciens planificateurs. Actuellement, il existe les huit normes suivantes :

- SN 640 690 : Norme de base
- SN 640 691 : Déroulement de la procédure interdisciplinaire
- SN 640 692 : Estimation au point de vue de la faune
- SN 640 693 : Clôture de protection de gibier
- SN 640 694 : Mesures de protection
- SN 640 697 : Protection des amphibiens, norme de base
- SN 640 698 : Protection des amphibiens, projection
- SN 640 699 : Protection des amphibiens, Mesures

Une autre norme pour l'assainissement du passage de cours d'eau est en préparation.

BIBLIOGRAPHIE

- BERTHOUD G., LEBEAU R.P. & RIGHETTI A. (2004) : Réseau écologique national REN. Cahier de l'environnement n° 373. Office fédérale de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- HOLZGANG O., PFISTER H.P., HEYNEN D., BLANT M., RIGHETTI A., BERTHOUD G., MARCHESI P., MADDALENA T., MÜRI H., WENDELSPIESS M., DÄNDLIKER G., MOLLET P. & U. BORNHAUSER-SIEBER (2001): Les corridors faunistiques en Suisse. Cahier de l'environnement n° 326, Office fédérale de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Société suisse de Biologie de la faune (SSBF) & Station ornithologique suisse de Sempach, Berne.
- OGGIER P., RIGHETTI A. & L. BONNARD (2001): Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Schriftenreihe Umwelt Nr. 332, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bundesamt für Raumentwicklung, Bundesamt für Verkehr, Bundesamt für Strassen, Bern.
- PFISTER H.P., HEYNEN D., KELLER V., GEORGII B. & F. VON LERBER (1999): Häufigkeit und Verhalten ausgewählter Wildsäuger auf unterschiedlich breiten Wildtierbrücken. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- RIGHETTI A. (1997): Passagen für Wildtiere. Pro Natura, Basel.
- Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie (1995): Wildtiere, Strassenbau und Verkehr. SGW, Zurich.
- Normes VSS : www.vss.ch

Allocution de clôture

Philippe TROUVAT

Adjoint au Directeur

Direction des études Economiques et de l'évaluation Environnementale. MEDD (Fr)

Les 3^{èmes} rencontres "Routes et Faune Sauvage" qui se sont tenues à Strasbourg du 30 septembre au 2 octobre 1998, avaient été l'occasion de faire le point sur les connaissances et les pratiques dans le domaine des relations entre la faune et les infrastructures et d'ouvrir un certain nombre de perspectives, parmi lesquelles :

- la nécessité de développer la recherche, les études et l'expérimentation, notamment dans la thématique de l'écologie du paysage ;
- l'importance des études écologiques très en amont du projet :
- la mise en évidence des enjeux de la biodiversité ;
- la nécessité d'approches pluridisciplinaires ;
- le besoin de retour d'expérience, avec la mise en place d'observatoires, de bilans-suivis.

Aujourd'hui le constat est que nous avons progressé de manière significative dans ces différents domaines. Il faut noter, par exemple, la diffusion, en septembre 1999 du film "Passages pour la grande faune", réalisé par le CETE de l'Est pour le ministère de l'écologie, qui montre bien l'efficacité de ces ouvrages pour rétablir les corridors écologiques.

Mais surtout nous avons assisté à une montée en puissance de la nécessité d'une meilleure prise en compte de la petite faune dans les projets d'aménagement.

Ce phénomène peut s'expliquer par différentes raisons ;

- la mise en application de la directive "Habitats" et sa transcription dans la réglementation française ;
- la publication de la stratégie nationale pour la biodiversité et les plans d'actions en cours de mise en œuvre ;
- le développement d'un savoir-faire dans les services et sa diffusion dans les différents réseaux.

En effet, la directive 92/43 "Habitats" et sa transcription en droit français nécessitent une nouvelle approche de la prise en compte du milieu naturel dans les études d'impact :

- lorsqu'un projet concerne un site Natura 2000, une évaluation des incidences doit être réalisée et des mesures réductrices, voire compensatoires, mises en œuvre, selon le processus des articles 6.3 et 6.4 ;
- lorsqu'un projet peut porter atteinte à des espèces protégées, il est nécessaire d'en étudier les conséquences, de proposer des mesures, de démontrer qu'aucune autre solution n'est possible et que la pérennité de l'espèce en cause est assurée, avant de demander une dérogation exceptionnelle (articles 12 et 16).

La stratégie nationale pour la biodiversité, adoptée en février 2004, a pour finalité globale de stopper la perte de biodiversité d'ici 2010. Respecter et préserver la biodiversité devient l'affaire de tous. Un plan d'action a été élaboré pour les infrastructures de transport et devrait être validé prochainement. Il permettra, dans ce secteur, d'améliorer la prise en compte de la biodiversité de la conception d'un projet à sa gestion.

Il convient à ce stade de souligner que la prise en compte de l'ensemble de ces facteurs dès l'ébauche des projets est déterminante pour que leurs études puis leurs réalisations se déroulent dans de bonnes conditions et donc s'avèrent finalement moins lourdes financièrement pour le maître d'ouvrage.

Aujourd'hui, la publication à l'occasion de ces rencontres du guide "Aménagements et mesures pour la petite faune" qui constituent l'aboutissement de près de 5 ans de travail d'experts du MEDD, du Sétra, du CETE, de l'ONCFS, de l'INRA,... est l'occasion de faire le point sur l'évolution des connaissances et des pratiques et de diffuser les "bonnes pratiques" auprès des acteurs concernés.

Au niveau européen, l'action de coopération Cost 341 sur la fragmentation de l'habitat due aux infrastructures de transport avait déjà montré l'importance néfaste de cette fragmentation pour la faune et notamment pour la petite faune, et comment l'expérience acquise dans ce domaine par certains pays européens particulièrement innovants : Pays-Bas, Allemagne, Suisse, Autriche y répondait Les présentations faites aujourd'hui nous ont permis d'en mesurer l'importance.

Les recommandations et exemple fournis dans le document de synthèse du Cost 341 ont contribué fortement à la volonté de finaliser le guide "Aménagements et mesures pour la petite faune" engagé en France depuis plusieurs années.

Par ailleurs, les principes de l'écologie du paysage : corridors écologiques, non fragmentation des habitats ... ont trouvé des applications dans la gestion de la biodiversité et sont intégrés dans la pratique des études d'environnement préalables à la définition des projets d'aménagement.

Cependant, il faut être conscient du fait que la pression sur la biodiversité est de plus en plus forte et que l'objectif que la France s'est fixée de stopper la perte de biodiversité d'ici 2010 est ambitieux.

Pour cela nous devons, à l'exemple de pays voisins tels que la Suisse, les Pays-Bas ou l'Autriche, entreprendre la restauration des corridors écologiques par des aménagements adaptés, puis en assurer la gestion et le suivi sur le long terme.

La démarche entreprise dans le département de l'Isère est, à mon sens, exemplaire et devrait être largement diffusée afin que d'autres départements s'engagent dans la même voie.

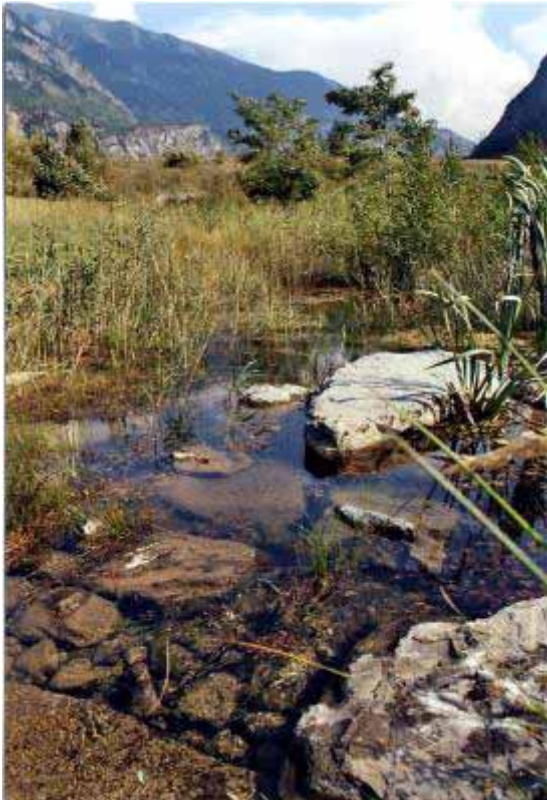
Dans une période de décentralisation, où les conseils généraux auront à gérer une grande part de réseau routier, il est important que ces acteurs majeurs prennent en compte ces nouveaux principes. Il faut donc les encourager à mettre en œuvre les nouvelles pratiques présentées aujourd'hui, qui sont essentielles pour la préservation de la biodiversité.

Les visites

22 septembre 2007

Site n°1 : Récréation du ruisseau de l'eau salée

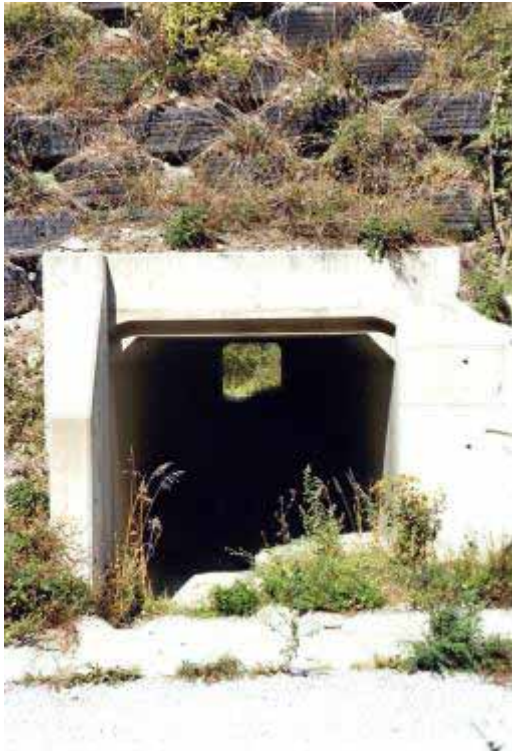
Intervenants : Philippe VALLET, Gestion des espaces naturels Terec
Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF
Jacques LARGIER, SETEC
Laurent PICARD, Végétude



.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Site n°1 bis : Passage mixte hydraulique + petite faune

Intervenants : Philippe VALLET, gestion des espaces naturels Tereco
Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF
Jacques LARGIER, SETEC
Laurent PICARD, Végétude



Cadre fermé (2 x 2 m), pied sec de 1 m, largeur 38 m. talus raidi par des pneus (hauteur 5,25 m)

.....

.....

.....

.....

.....

Site n°1 ter : Passage pour la grande faune du verrou de la Chambre

Pas d'arrêt

Intervenants : Philippe VALLET, gestion des espaces naturels Tereo
Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF
Jacques LARGIER, SETEC
Laurent PICARD, Végétude



Philippe AULIAC, FDC 73

Largeur : 12 m, hauteur : 3,60 m, longueur : 26 m.

Espèces concernées : cerfs (occasionnels), chevreuil, sanglier, bouquetin (rare).

Présence d'une population de chamois sur le massif de Belledonne (lieu de passage assurant le brassage génétique entre Belledonne et la chaîne de la Lauzière).

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Site n°2 : Mares phréatiques de la plaine du Canada

Intervenants : Philippe VALLET, Gestion des espaces naturels Terec

Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF

Jacques LARGIER, SETEC

Laurent PICARD, Végétude

André MIQUET, Conservatoire du Patrimoine Naturel de Savoie



.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Site n°3 : Passage mixte hydraulique + faune du Pontet

Intervenants : Philippe VALLET, gestion des espaces naturels Tereo

Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF

Jacques LARGIER, SETEC

Laurent PICARD, Végétude

Philippe AULIAC, FDC 73



Largeur : 12 m, hauteur : 6,80 m, longueur : 32 m (ouvrage biais)

Pieds secs de 1 m et 7,70 m pour la faune, largeur du cours d'eau sous ouvrage : 3,30 m

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Site n°3 bis : Ouvrage mixte hydraulique + petite faune du Pontet

Intervenants : Philippe VALLET, gestion des espaces naturels Tereo
Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF
Jacques LARGIER, SETEC
Laurent PICARD, Végétude
Philippe AULIAC, FDC 73



Cadre fermé, largeur : 2 m, hauteur : 1,50 m, longueur : 26 m

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Site n°4 : Plan d'eau des Hurtières

Intervenants : Philippe VALLET, gestion des espaces naturels Tereco
Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF
Jacques LARGIER, SETEC
Laurent PICARD, Végétude
André MIQUET, Conservatoire du Patrimoine Naturel de Savoie



Plan d'eau de 30 ha à vocation touristique et écologique (ancienne gravière réhabilitée). Voir notice

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Site n°4 bis : Ouvrage spécifique grande faune des Hurtières

Intervenants : Philippe AULIAC, FDC 73
Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF
Jacques LARGIER, SETEC
Laurent PICARD, Végétude



Passage inférieur spécifique, largeur : 20 m, hauteur : 4 m, longueur : 26 m

Cerfs (occasionnels), chevreuils et sangliers (abondants), chamois (occasionnels)
Suivi d'efficacité assuré par la FDC 73 : cerf (6 %), chevreuil (34 %), sanglier (24 %), renard (18 %),
blaireau (12 %), mustélidés (6 %)

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Site n°4 ter : Ouvrages mixtes (décharge hydraulique + faune) des Hurtières

Intervenants : Philippe AULIAC, FDC 73

Hugues LAMBERT, Conseil Général 73 / SFTRF

Jacques LARGIER, SETEC

Laurent PICARD, Végétude



Batterie de 5 ouvrages, hauteur : 2,90 m, largeur 28 m, marchepied de 50 cm x 30 cm

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Liste des participants

NOM	PRENOM	ORGANISME
Aubineau	Jacky	ONCFS
Audiffren	Pierre	CABINET ECTARE
Auliac	Philippe	Féd des chasseurs de Savoie
Baillet	Yann	B-E et conseil environnement
Ballon	Philippe	CEMAGREF
Bassi	Christelle	CETE MEDITERRANEE
Baudry	Jacques	INRA
Bayle	Cécile	Conseil GL 38
Bekker	Hans	Ministère des transports (NL)
Bellanger	Xavière	ONCFS
Bentata	Vincent	MEDD
Berceau	Antoine	Féd. des chasseurs/Midi-Pyrénées
Berenger	Myrtille	Independante gestion de l' environnement
Bernard	Yannig	BIOTOPE Bureau d'étude
Berruyer	Jérôme	Féd.Dpt chasseurs du Rhône
Berthoud	Guy	ECONAT
Berti	Massimo	MUSI NET
bertin	Didier	Conseil GL 49
Bertrand	Cécile	CETE de l' EST
Billon	Virginie	CETE de LYON
Bloch	Eric	CETE de L' EST
Boisaubert	Bernard	ONCFS
Bonfiglio	Christine	CONSEIL GL 90
Boucher	Anabelle	FRC Ile de France
Boulay	René	CETE N.CENTRE
Boulay	Annie	CETE N.CENTRE
Bouton	Denis	Conseil GI 51
Bretau	Jean-Francois	CETE N CENTRE
Briant	Solenn	Conseil GL 83
Bride	François	Féd.Dpt chasseurs du Rhône
Broutin	Eric	Conseil GL 69
Bugajska	Agnieszka	SANEF
Cadi	Antoine	NOE CONSERVATION
Cagniant	Thomas	A.P.R.R.
Callec	Arnaud	Conseil GL 38
Calovi	Laurence	Setra

NOM	PRENOM	ORGANISME
Carrio	Jean-Luc	DIREN Rhone-Alpes
Carroget	Myriam	Conseil GL 06
Carsignol	Jean	CETE de L' EST
Castagne	Marc	DIREN Limousin
Caton	Chrystelle	Agence Mosaïque environnement
Cauchetier	Bernard	IAURIF
Cerezo	Sébastien	DDE 91
Chandosne	Charlette	Féd. des chasseurs/Franche Conté
Charlemagne	Thierry	COFIROUTE
Chatain	Martine	DIREN RHONE-ALPES
Chavaren	Philippe	A.S.F
Chazal	Romain	CORA Rhône
Chevalier	Delphine	DDE 62
Chevarin	Jérôme	A.P.R.R.
Chuniaud	Anne	DDE 05
Claverie	Guy	S.N.C.F
Coffre	Hervé	CORA Isère
Cornuaille	Jean-François	L'ATELIER
Courte	Christophe	ECOLOR
Dalloz	Aurélien	Féd. des chasseurs/Jura
Darinot	Fabrice	Réserve Nat du Marais de Lavours
de Bechevel	Philippe	A.P.R.R
Decarli	Elisabeth	SITAF
Delamette	Michel	Parc.Nat.Rég/Chartreuse
Descourvieres	Jean-Pascal	Conseil GI 25
Devanthery	Julien	BIOTEC BIOLOGIE APPLIQUEE SA
Dumas	Jean-Luc	ESCOTA
Dupuis	Marie-France	CEMAGREF
Durand	Patrick	ECOTEC
Durand	Olivier	Carrefour des Mauges
Dutilleux	Guillaume	LCPC Strasbourg
Duval	Sylvaine	SARL S. Duval
Faletic	Jean-Philippe	Conseil GL 91
Feuvrier	Benoit	ACER CAMPESTRE
Fischesser	Bernard	IC GREF
Forel	Laurence	SARL LATITUDE UEP

NOM	PRENOM	ORGANISME
Fournier	Pascal	GREGE
Francey	Yvan	Ecole d'ingenieurs HES (CH)
Francois	Adeline	
Furgain	Hugo	Conseil rég Nord pas de Calais
Gaget	Vincent	
Gagnol	Séverine	DIREN Centre
Galet	Michel	COFIROUTE
Gallina	Sebastiano	SITAF
Garnier	Pierre	DDE 13
Gasser	Monique	E.N
Gauthier	Laury	Université P.Sabatier Toulouse
Gerbaud Maulin	Frédérique	CETE MEDITERRANEE
Gigleux	Marc	CETE de L' EST
Gillet	Sylvie	SETRA
Giovannetti	Corrado	MUSI NET
Giraud	Stéphane	GEPMA
Girault	Vincent	Féd. PNR de France
Gode	Laurent	Parc Nat Rég /Lorraine
Goislot	Damien	Ministère de l'Ecologie
Guerin	Cécile	ATELIER DES TERRITOIRES
Guerrero	Anne	R.F.F
Guinard	Eric	CETE du SUD OUEST
Guth	Dominique	DDE 81
Havet	Paul	ONCFS
Heitz	Véronique	DIREN ALSACE
Herrmann	Mathias	Öko-log (D)
Hippolyte	Stephane	ONCFS
Hugueny	Pierre	Conseil GL 18
Huyghe	Ghislain	BIOTEC
Jacques	Jean-Claude	UICN Bureau Régional (B)
Joannas	Ricardo	Parc Nat. De SALBERTRAND (coté Italie)
Joly	Pierre	Université C. Bernard Lyon1
Joveniaux	Alain	EPA
Jussik	Frédéric	ALISEA
Kolanek	Maryan	DDE 57
Labbe-Bourdon	Estelle	DIREN Bourgogne

NOM	PRENOM	ORGANISME
Labous	Yves	Féd. des chasseurs/Jura
Lafond	Laure	DIREN Champagne Ardenne
Lafontaine	Lionel	LUTRATLANTICA
Lagauzere	Héloïse	ETUDIANTE
Lambert	Hugues	SFTRF
Landry	Philippe	ONCFS
Lansiart	Marc	MEDD
Largier	Jacques	SETEC
Laury	Claude	O.G.E
Le Bret	Véronique	ONCFS
Lebeau	Raymond	
Lebrun	Marie	Agence Urbanisme rég.GRENOBLE
Legendre	Raphael	SOLIDOR
Letty	Jérôme	ONCFS
Lieb	Denis	Conseil GI 67
Lierdeman	Emmanuel	ECOLE D' INGENIEUR (HES-SO)
Liles	G.	LUTRATLANTICA
Limpens	Herman	Sté conservation mammifères (NL)
Losinger	Isabelle	ONCFS
Lusson	Jean-Baptiste	ATELIER DES TERRITOIRES
Lustrat	Jean-marc	Conseil GI 91
Maillet	Grégory	Réserve nat nation. Gd Lemps
Malgouyres	Frédéric	Maison forestière communale
Marco	Dinetti	URBAN ECOLOGY OFFICE
Marillier	Michaël	Féd. des chasseurs/Jura
Matykowski	Isabelle	DDE 21
Maury	Claude	ATELIER DES TERRITOIRES
Meinier	Yves	DIREN Rhône-Alpes
Menard	Philippe	ATELIER BKM
Menard	Jean-emmanuel	MEDD
Meyer	David	ACER CAMPESTRE
Meynier	Florence	ETUDIANTE
Miaud	Claude	Université Chambéry
Miens	Véronique	R.F.F
Miquet	André	Conservatoire espaces Nat. Savoyard
Monfort	Florence	DIREN Ile de France

NOM	PRENOM	ORGANISME
Morin	Christophe	CPEPESC Franche-Conté
Morin	Sophie	ONCFS
Morque	Bruno	ENTE Aix en Provence
Mula	David	SARL LATITUDE UEP
Müller	Sylve	(retraité)
Mulliez	Stéphane	DDE 17
Noblet	Jean-François	Conseil GL 38
Nowicki	François	CETE DE L' EST
Odrat	Patrick	Féd.Dpt chasseurs de la Drome
Ollier	Fabrice	A.R.E.A
Orecchioni	Yvan	Office nat. Des Forêts
Pagano	Philippe	UNIVERSITE D' ANGERS
Paganon	Philippe	Conseil GI 51
Palacios	Véronique	A.R.E.A
Paris	Eric	DDE 50
Pauc	Jean-Claude	SETRA
Pelt	Philippe	Conseil GL 90
Perardelle	Stéphane	Conseil GI 77
Petit	Anne	R.F.F
Picard	Laurent	Végétude Rhone-Alpes
Piel	Arnaud	DIREN Franche Conté
Pierrel	Roselyne	Conseil GI 54
Pineau	Christophe	SETRA
Pla	Catherine	SFTRF
Poirot	Véronique	DDE 38
Pouchерelle	Hippolyte	SCETAUROUTE
Prie	Vincent	BIOTOPE
Puissauve	Philippe	ONCFS
Quesada	Raphael	LO PARVI
Raevel	Pascal	GREET-ING
Recorbet	Bernard	DIREN de Corse
Rémy	Elisabeth	INRA
Retournay	Stéphanie	DIREN Champagne Ardenne
Righetti	Antonio	OFEOF
Rix	Denis	Féd.Dpt chasseurs de la Drome
Roche	Romain	INGEROP
Rochette	Philippe	CETMEF
Rosell	Carme	Minuartia Estudis Ambiental

NOM	PRENOM	ORGANISME
Roué	Sébastien	CPEPESC Franche-Conté
Rouron	Aude	Féd. Reg chasseurs/Centre
Rousse	Didier	SOBERCO ENVIRONNEMENT
Ruette	Sandrine	ONCFS-CNERA
Saint-Andrieux	Christine	ONCFS
Sainteny	Guillaume	MEDD
Salvaudon	Mathieu	Féd.Dpt chasseurs/Loiret
Saussol	Jean-Noël	CETE NORD PICARDIE
Savine	Nicolas	B E S
Schneider	Yves	Direction Gle des routes/Lyon
Schoenstein	Olivier	ONCFS
Seguier	Josiane	CETE MEDITERRANEE
Serot	Jean-François	SCE
Serra	Roberto	Maire de commune de CESANA
Silvestre	Frédéric	Office Nat. Chasse et faune sauvage
Skriabine	Pierre	SETRA
Soufflot	Julien	Ligue protection des oiseaux
Suarez	Quico	Université de Madrid
Thienpont	Stéphanie	Bureau d'études indépendant
Tissot	Bruno	Réserve nat. Lac de Remoray
Tournier	Philippe	DDE 42
Trinchico	Lorena	MUSI NET
Trouvat	Philippe	MINISTERE DE L' ECOLOGIE
Vacher	Jean-Pierre	BUFO
Valadier	Arnaud	DDE 16
Vallet	Philippe	TEREO
Vanpeene	Sylvie	CEMAGREF Grenoble
Vedovati	Bertrand	CETE de LYON
Veillet	Bruno	Conservatoire Espace nat Isère
Verheyden	Christophe	CERA ENVIRONNEMENT
Vignon	Vincent	O.G.E
Vital	Franck	Féd.des chasseurs/ Loire
Vittier	Julien	GEPMA
Vivier	Patrice	DDE 74
Weinstoerffer	Jean	DDE 59
Winterton	Marie	ECOTONE
Zani	Bartolemeo	SITAF
Zapasnik	Tomasz	D.Gle RN et Autoroutes (PL)

Ce document rassemble les actes des 4^{ème} Rencontres "Routes et faune sauvage" des 21 et 22 septembre 2005 à Chambéry sur la thématique "infrastructures de transport et petite faune".

Ce colloque a été organisé par la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale et par le Sétra :

- sous la maîtrise d'œuvre du CETE de l'Est et du CETE de Lyon, avec le soutien de la Société Française du Tunnel Routier du Fréjus.
- sous le parrainage conjoint :
 - du ministère de l'Écologie et du Développement Durable
 - du ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer.

Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements
46, avenue Aristide Briand – BP 100 – 92225 Bagneux Cedex – France
téléphone : 33 (0)1 46 11 31 31 – télécopie : 33 (0)1 46 11 31 69

Document consultable et téléchargeable sur les sites web du Sétra :

- Internet : <http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr>
- I2 (réseau intranet) : <http://intra.setra.i2>

Ce document ne peut être vendu. La reproduction totale du document est libre de droits.

En cas de reproduction partielle, l'accord préalable du Sétra devra être demandé.

© 2008 Sétra – Référence : 0842w – ISRN : EQ-SETRA--08-ED23--FR

