

**MODE D'UTILISATION DU MILIEU FRAGMENTÉ PAR  
UNE ESPÈCE FORESTIÈRE AUX HABITUDES DISCRÈTES,  
LA MARTRE DES PINS *MARTES MARTES***

THÈSE DE DOCTORAT

Spécialité : Biologie des organismes

ÉCOLE DOCTORALE D'ANGERS

Présentée et soutenue publiquement

le : 06 décembre 2006

à : Angers

par : Vincent PEREBOOM

Devant le jury ci-dessous :

**Didier DESOR (Rapporteur), Professeur, Université Poincaré**

**Dominique PÉPIN (Rapporteur), DR, IRGN-INRA Toulouse**

**Martine HAUSBERGER (Examineur), DR1 CNRS, Université de Rennes1**

**Thierry LODÉ, (Examineur), Professeur, Université d'Angers**

**Rémi HELDER, (Examineur), Docteur, 2C2A-CERFE, Boulton-aux-Bois**

**Directeur de thèse : Prof. Thierry LODÉ**

**Co-encadrant : Dr. Rémi HELDER**

**Nom et coordonnées du Laboratoire :**

- Laboratoire Paysages & Biodiversité, UFR Sciences, Université d'Angers, 2 Bd Lavoisier, 49045 Angers cedex 01.

- UMR 6552 UR1-CNRS EVE, Université de Rennes I, 263 avenue du général Leclerc, CS 74205, 36042 Rennes cedex.

- 2C2A-CERFE, 08240 Boulton-aux-Bois.

---

RÉSUMÉ EN FRANÇAIS : La biologie de la conservation est une discipline de crise qui se trouve constamment confrontée au manque de données concrètes sur l'éco-éthologie des espèces. La destruction du milieu forestier est la cause majeure de la disparition des espèces dans le monde alors qu'en Europe et en Amérique du nord, c'est surtout la destruction des bosquets, des arbres isolés et des haies qui met la survie des populations en danger. Afin d'obtenir des nouvelles connaissances sur l'impact de cette fragmentation de l'habitat, j'ai choisi comme modèle d'étude une espèce considérée comme inféodée aux forêts et reconnue vulnérable à la dégradation des forêts, la martre des pins, *Martes martes*.

J'ai étudié, par le radiopistage de 24 martres, l'utilisation de l'habitat et des corridors forestiers sur deux sites différents. La martre s'avère être une espèce non pas inféodée aux grands massifs forestiers mais par contre dépendante de la présence d'arbres, que ce soit des bosquets ou des haies.

---

TITRE EN ANGLAIS : Habitat use in fragmented landscape by a forest specialist species, the Pine marten *Martes martes*.

---

RÉSUMÉ EN ANGLAIS : The destruction of forests, a main issue in biological conservation, is one of the greatest threats in biodiversity worldwide. In Europe and North America, however, the maintenance of populations is put in jeopardy by the destruction of trees and hedgerows outside of forests. In order to acquire new insights in the impact of habitat fragmentation, I chose a species regarded as forest specialist and recognised as vulnerable to forest degradation, the Pine marten *Martes martes*, as a model.

I studied habitat and corridor use by Pine martens by radio-tracking 24 martens in France on two different sites. The marten was shown as being a species not dependant on old growth forest, as was previously considered, but instead on the presence of trees in the close vicinity, be they forest, groves or hedgerows.

---

DISCIPLINE - SPÉCIALITÉ DOCTORALE : Biologie des organismes

---

MOTS-CLÉS : Carnivores, biologie de la conservation, dispersion, GIS, *Martes martes*, éco-éthologie, fragmentation.

---

INTITULÉ ET ADRESSE DE L'U.F.R. OU DU LABORATOIRE :

- Laboratoire Paysages & Biodiversité, UFR Sciences, Université d'Angers, 2 Bd Lavoisier, 49045 Angers cedex 01.

- UMR 6552 UR1-CNRS EVE, Université de Rennes I, 263 avenue du général Leclerc, CS 74205, 36042 Rennes cedex.

- 2C2A-CERFE, 08240 Boult-aux-Bois.

## *Remerciements*

Je tiens à remercier le docteur Thierry Lodé et le docteur Rémi Helder, qui ont tous deux bien voulu encadrer ce long travail de doctorat. C'est grâce à leur investissement dans l'étude, leur aide et leur soutien permanent dans le travail de réflexion comme de terrain, leurs corrections, leurs conseils et leurs recommandations pertinentes, que j'ai pu mener à bien ce travail.

J'adresse mes remerciements au Prof. Didier DESOR et au DR Dominique Pépin, qui ont accepté d'être les rapporteurs de ce travail, ainsi qu'à l'ensemble des membres du jury et en particulier à son président, la DR Martine HAUSBERGER, pour avoir bien voulu lire ce travail et en proposer des améliorations.

Le présent travail n'aurait pas pu avoir lieu sans Monsieur Patrice Groff, Président, jusqu'il y a peu, de la Communauté de Communes de l'Argonne Ardennaise (2C2A), grâce auquel le Centre de Recherche et de Formation en Éco-éthologie (CERFE) a vu le jour en 1999. Il n'aurait pas eu lieu non plus sans le financement que m'a accordé la 2C2A. Je tiens à exprimer mes plus sincères remerciements à ces personnes.

J'adresse également mes remerciements à la Direction Régionale à la Recherche et à la Technologie et au Conseil Régional de Champagne-Ardenne pour avoir grandement contribué au soutien logistique et au financement de cette étude.

De même, je remercie le Gouvernement du Canada et de la Province du Québec pour m'avoir octroyé des prêts et bourses m'ayant permis de finaliser le traitement des données et la rédaction de la thèse.

Je tiens également à remercier l'Association du parc de Vision de Bel-Val et son directeur Mr. Charles De Gevigney pour avoir mis leur parc à la disposition du 2C2A-CERFE et m'avoir ainsi permis de conduire à bien cette étude.

Je tiens à remercier Sandrine Ruelle et Jean-Michel Vandiel, membres de l'Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage, pour m'avoir accueilli dans l'Ain et m'avoir permis d'y suivre par radiopistage les martres qu'ils y ont capturées et équipées, ainsi que pour m'avoir permis d'utiliser et exploiter leurs données de radiopistage dans le cadre de la thèse.

Je tiens à remercier Éric Raffenaud, Michel Baudoin et Stéphane Leucoester de l'Office Nationale des Forêts pour le temps qu'ils m'ont consacré et les conseils qu'ils m'ont donnés.

Je tiens à remercier l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments de Nancy pour nous avoir gracieusement prêté leur salle d'autopsie, ainsi que le Dr Marie-Ève Terrier, membre de l' AFSA, pour avoir assuré la supervision des autopsies et pour nous avoir fait bénéficier de ses compétences vétérinaires et de toute son expérience dans les analyses post-mortem.

Je tiens en outre à remercier le Dr. Jean Huot pour avoir pris le temps de m'écouter et de me conseiller sur la manière de traiter les données.

J'exprime, enfin, toute ma gratitude aux membres du 2C2A-CERFE, soit Rémi Helder et Marie-Lazarine Poulle ; à ses étudiants, dont Rachel Berzins, Carole Bodin, Olivier Pays, et en particulier Nicolas Villerette, sans l'aide duquel cette thèse ne serait pas ce qu'elle est, et Marina Mergey, qui m'a permis d'utiliser ses données de terrain ; sans oublier ses stagiaires, plus particulièrement Julie Baptiste, Thomas Quintaine et Sonia Morio ; et ses visiteurs assidus, tout particulièrement Kevin Georgin pour sa précieuse aide durant les sessions de radiopistage dans l'Ain, qui m'ont tous à leur manière aidé à mener à bien cette longue aventure qu'est le travail de doctorat. Pour les mêmes raisons, je remercie mon entourage proche et tout particulièrement Caroline et mes enfants Maété et Laélia.

## *Table des matières*

Remerciements .....	3
Table des matières .....	5
I. Cadre théorique : la biologie de la conservation .....	7
I.1. Origine et objectifs .....	7
I.2. Les causes d'extinction .....	10
I.3. La fragmentation de l'habitat .....	11
I.3.a. Les processus de fragmentation .....	11
I.3.b. Le milieu forestier comme habitat le plus touché par la fragmentation .....	13
I.3.c. Les conséquences de la fragmentation de l'habitat, et mécanismes impliqués .....	14
II. La martre : une espèce potentiellement affectée par la fragmentation forestière .....	16
III. Matériel et Méthodes .....	22
III.1. Terrains d'étude .....	22
III.1.a. Description générale .....	22
III.1.b. Zones d'étude et facteurs du milieu pris en compte .....	24
III.2. Capture et manipulation des animaux .....	26
III.3. Radiopistage .....	27
III.4. Analyse des données .....	30
III.4.a. Critères de définition de la fréquentation des massifs forestiers .....	31
III.4.b. Critères de distinction entre les individus en excursion, en transit ou en séjour .....	31
III.4.c. Analyse des trajets .....	32
IV. Résultats .....	34
IV.1. Zones d'étude .....	34
IV.2. Animaux suivis .....	37
IV.2.a. Résultats du piégeage .....	37
IV.2.b. Description des populations .....	38
IV.2.c. Radiopistage effectué .....	39
IV.2.d. Caractéristiques environnementales des milieux fréquentés par la martre ..	42
IV.3. Présence en milieu ouvert .....	44
IV.4. Excursion, transit ou séjour .....	45
IV.5. Sélection de l'habitat en milieu fragmenté .....	50

IV.5.a.	Les points de localisation des trajets .....	52
IV.5.b.	Les segments des trajets .....	54
V.	Discussion et conclusion .....	58
V.1.	Nos résultats dans le cadre de la Biologie de la conservation.....	59
V.1.a.	Ressources alimentaires .....	59
V.1.b.	Prédation / Chasse .....	60
V.1.c.	Reproduction .....	61
V.1.d.	Dispersion.....	62
V.2.	La martre : une espèce plastique .....	63
VI.	Bibliographie .....	67

# Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce aux habitudes discrètes, la martre des pins *Martes martes*

## I. *Cadre théorique : la biologie de la conservation*

### I.1. Origine et objectifs

La conservation des espèces menacées est depuis longtemps une préoccupation majeure des gestionnaires de la faune et de la flore qui se sont principalement consacrés à la mise en place de mesures de sauvegarde. Dans la seconde moitié du 20<sup>ème</sup> siècle, la priorité a d'abord semblé être à l'urgence d'agir, pour tenter de sauver les espèces très menacées, sans attendre les résultats de recherches nécessairement longues et nécessitant beaucoup de moyens. De sorte que, trop souvent, des mesures ont été prises sans avoir pu acquérir au préalable les connaissances nécessaires à leur succès, comme en témoignent différentes opérations de survie ayant conduit à des résultats dramatiquement négatifs, soit sur l'espèce concernée, soit sur d'autres espèces également en danger d'extinction. Polhemus (1993), par exemple, rapporte que la construction de refuges pour une espèce de poisson en voie de disparition, *Cyprinodon diabolis*, a entraîné des perturbations dans l'environnement proche qui ont conduit à la destruction des derniers résidus de l'habitat d'un insecte en voie de disparition, *Ambrysus amargosus*. Cet exemple parmi d'autres met en évidence la nécessité d'associer la recherche scientifique aux mesures de conservation des espèces.

Cette nécessité a été exprimée très tôt, dès le début du 20<sup>ème</sup> siècle. Ainsi, le président des États-Unis, Theodore Roosevelt, avait déjà, en 1910, reconnu la nécessité d'asseoir les décisions prises pour la sauvegarde d'une espèce sur des connaissances concrètes fournies par la science. Or, depuis les années 70, le déclin rapide de la biodiversité a été reconnu dans le monde scientifique, l'incitant à se pencher sur la biologie des espèces menacées.

Ceci a eu comme conséquence que, depuis une trentaine d'années, sous l'influence des universitaires et grâce au développement récent des techniques de biologie moléculaire, une approche plus théorique des problématiques relatives aux espèces menacées est venue compléter les travaux appliqués relatifs à la conservation des espèces menacées, pour donner naissance à la "Biologie de la conservation". Depuis son apparition, la Biologie de la conservation est devenue de plus en plus pluri- et inter-disciplinaire, incorporant, outre les différentes branches de la biologie même comme l'écologie, la biogéographie et la génétique

des populations, des aspects aussi divers que la sociologie, l'économie, la philosophie, les sciences politiques et autres sciences humaines.

De cette double origine, pratique d'un côté et théorique de l'autre, la Biologie de la conservation a tiré deux principaux centres d'intérêt : d'une part, la recherche des causes de déclin d'une espèce et des moyens de le ralentir, le stopper ou l'inverser ; d'autre part, l'analyse des probabilités de survie ou de maintien de populations constituées d'un petit nombre d'individus. Des termes-clés de cette deuxième problématique, axée sur les conséquences plutôt que les causes du déclin des populations, sont "dépression de consanguinité", "dérive génétique" ou "population minimum viable" (Caughley & Gunn, 1996 ; Clark *et al.*, 2001 ; Meffe & Carroll, 1997 ; Norgaard, 1997 ; Viederman *et al.*, 1997).

L'une des principales tâches de la biologie de la conservation consiste à recenser les individus, de façon à identifier les espèces menacées d'extinction et/ou, également, pour être en mesure de déceler un éventuel déclin des populations (Caughley & Gunn, 1996). En effet, le premier et principal critère pour considérer une espèce en voie d'extinction est la diminution du nombre d'individus en dessous d'un seuil critique, quelle qu'en soit la cause. Même si elle est approximative, la règle des 50/500 est en général utilisée (e.g. Lodé & Peltier, 2005) pour déterminer ce seuil : une espèce est considérée en danger à partir du moment où ses effectifs sont inférieurs à 500 individus. Si son effectif est en dessous de 50, elle est considérée comme impossible à sauver, à moins de mesures actives de protection ex-situ comme la reproduction en captivité (Ramade, 1995). Cette règle est tirée des modèles de taille des populations effectives de Franklin (1980) et Lande & Barrowclough (1987) et a été confirmée par plusieurs auteurs (Frankham, 1995 ; Franklin & Frankham, 1998 ; Lodé & Peltier, 2005). Par ailleurs, comme une diminution du nombre d'individus se reflète souvent également par une diminution de l'aire de répartition de l'espèce, le recensement des populations s'intéresse non seulement aux effectifs mais aussi à l'étendue des aires de répartition. La population occidentale du vison d'Europe *Mustela lutreola* par exemple a vu son aire de répartition diminuer de moitié entre 1984 et 1998 (Lodé *et al.*, 2001).

Depuis les années 80, des indices ont de plus été développés pour déterminer l'état de santé d'une population du point de vue génétique, par exemple à l'aide du taux de polymorphisme ou du coefficient de consanguinité. Il s'avère en effet qu'une très faible densité d'animaux reproducteurs ou une forte diminution des effectifs d'une population (effet "bottleneck") entraîne une réduction du taux d'hétérozygotie et une augmentation du coefficient de consanguinité. Ces effets ont été montrés par exemple sur la loutre de mer *Enhydra lutris*



(Larson *et al.*, 2002) et le putois *Mustela putorius* (Lodé, 2001a ; 2006). Ces analyses permettent ainsi de déterminer la variabilité génétique d'une population et le taux d'échange entre les populations constituant l'espèce. Une espèce abondante peut ainsi être considérée fragile sur le plan génétique et se voir de la sorte octroyer le statut d'espèce en danger. Lodé (2006) a montré que des populations de densité faible comme celles du putois en Angleterre peuvent être affectées par une perte de diversité génétique. Dans ce cadre, l'hétérogénéité du paysage peut avoir des impacts souvent insoupçonnés. Lodé (2001b) par exemple a montré que chez le putois *M. putorius* il pouvait y avoir des différences génétiques sans isolement spatial. A l'intérieur des huit populations françaises étudiées, les individus de type BB (animaux au pelage sombre) pour l'enzyme Tyrosinase-1, un enzyme impliqué dans l'expression de la couleur du pelage, se retrouvaient presque exclusivement dans les forêts de feuillus contrairement aux individus de type AA ou AB qui eux se retrouvaient principalement autour des marais ou dans les prés.

Enfin, l'étude du comportement des animaux en relation avec leur environnement, ou éco-éthologie, peut permettre de déterminer quels sont les mécanismes ayant entraîné le déclin d'une espèce. La difficulté de ce type d'études réside en ce qu'elles doivent prendre en compte tous les aspects comportementaux en rapport avec la survie d'une espèce afin de parvenir à isoler ceux qui la mettent en jeu. Par exemple le système de reproduction des espèces dites individualistes (tel que défini par Lodé *et al.*, 2003) peut avoir un impact sur la variabilité génétique et le taux de consanguinité des populations, comme l'ont montré Lodé (1996 ; 2001a) et Lodé *et al.* (2003) pour le putois *M. putorius*. De manière générale, les aspects comportementaux concernant le système de reproduction ou de dispersion ont un impact élevé sur la structure génétique qui elle-même a un impact sur la conservation des espèces. Le mode de dispersion va en effet grandement déterminer le nombre d'individus passant d'une population à l'autre ainsi que la distance reliant les populations. De ces aspects va dépendre d'une part le degré de divergence génétique entre populations et d'autre part le taux d'hétérozygotie et d'adaptation locale à l'intérieur des populations. Ces deux facteurs auront eux-mêmes un impact sur les capacités de survie aussi bien de l'espèce en général que des populations individuelles qui la constituent (Meffe & Carroll, 1997 ; Orians, 1997). La connaissance des adaptations comportementales locales peut donc jouer un rôle important dans les programmes de conservation, puisque celles-ci peuvent mettre en jeu les capacités de survie des populations. L'hybridation entre des individus de populations locales différentes, un processus qui survient fréquemment lors de programmes de réintroduction ou de renforcement des populations, résulte souvent en des individus qui ne sont adaptés à aucun

environnement ou à un environnement qui ne correspond pas aux conditions locales (Templeton, 1997). Dans ce genre de situation, la probabilité de survie des populations réintroduites augmente généralement avec la proximité géographique des sites d'origine des individus réintroduits (Griffith *et al.*, 1989).

Les études en éco-éthologie doivent donc, dans le cadre de la Biologie de la conservation, s'intéresser aussi bien à la façon dont les individus se nourrissent, qu'à celle dont ils évitent la prédation, trouvent des partenaires pour la reproduction, élèvent les jeunes ou se dispersent. Ce dernier aspect est particulièrement important pour le maintien de la variabilité génétique, à travers les échanges entre populations, comme nous le verrons également dans le cadre de la fragmentation des paysages.

Le recensement, les études génétiques et les études en éco-éthologie constituent donc des approches complémentaires nécessaires à la réalisation des objectifs de biologie de la conservation, qui sont d'identifier les espèces en danger, de déterminer les causes du déclin et d'apporter les moyens pour y remédier.

## I.2. Les causes d'extinction

Depuis l'apparition de la vie sur la terre, des espèces n'ont cessé de disparaître pendant que d'autres voyaient le jour. Caughley & Gunn (1996) ont calculé un taux d'extinction des genres de 0.02% par millier d'années pour l'ère quaternaire. Nos connaissances sur ces temps reculés sont trop limitées pour être en mesure d'émettre plus que des hypothèses sur les causes de ces extinctions. Cependant, même lorsqu'il s'agit de périodes plus rapprochées, les hypothèses avancées restent prudentes, du fait de l'enchevêtrement des facteurs mis en jeu. En effet, l'extinction d'une espèce n'est souvent pas due à un seul, mais à plusieurs facteurs, comme le montrent Caughley & Gunn (1996) à travers divers exemples. La chasse ou l'exploitation des espèces, ainsi que l'introduction volontaire ou non d'espèces envahissantes sont souvent mises en cause dans la disparition des espèces. Cependant, c'est surtout la disparition d'un habitat qui est considérée le principal facteur amenant au déclin des espèces, que cette disparition soit due aux changements climatiques "naturels" ou aux modifications apportées par l'Homme sur la nature. Meffe & Carroll (1997) considèrent que l'altération de l'habitat par l'Homme est la principale menace qui pèse sur la biodiversité. En effet, depuis son apparition sur Terre il y a de cela quelques 40 millénaires, il semble être le principal responsable de l'extinction de nombreuses espèces, essentiellement du fait d'une altération de l'habitat qui est allée en

s'accélération à la suite de la modification des pratiques agricoles (Caughley & Gunn, 1996 ; Meffe & Carroll, 1997 ; Myers, 1997 ; Ramade, 1995).

### I.3. La fragmentation de l'habitat

#### I.3.a. Les processus de fragmentation

Un habitat est défini comme étant un élément du paysage, ou une série d'éléments, offrant les ressources nécessaires à la survie des individus d'une espèce, à leur reproduction et à leurs déplacements. Le terme d'"habitat" n'implique pas nécessairement la viabilité d'une espèce à long terme, mais il implique en revanche celle à court terme (Rosenberg *et al.*, 1997). Un habitat est le plus souvent composé d'une mosaïque de milieux légèrement différents mais qui sont tous favorables à l'espèce en question, même si c'est à des degrés différents, résultant en un gradient d'habitats de sous-optimaux à optimaux. Ce degré d'optimalité se retrouve dans le succès de reproduction des individus suivant le microhabitat dans lequel ils résident. Martin (1998) a ainsi montré que le succès reproducteur de deux espèces d'oiseaux forestières dépendait de l'accessibilité des individus au microhabitat préféré par chacune des espèces.

D'autre part, l'influence de l'homme a contraint beaucoup d'espèces à se réfugier dans des habitats sous-optimaux dans lesquelles elles peuvent survivre mais sans proliférer. Le rôle de l'homme en est un exemple explicite. Cet oiseau s'est trouvé confiné, du fait de l'introduction de sangliers, à un habitat de seconde qualité, en l'occurrence les deux seuls sommets de l'île de Lord Howe, où son taux de reproduction était anormalement faible. L'éradication des sangliers lui a permis, d'une part, de recoloniser le reste de l'île et, d'autre part, ayant retrouvé son habitat d'origine, d'augmenter son succès reproducteur (Miller & Mullette, 1985).

La modification de l'habitat résulte, en général, non pas en une éradication complète de l'habitat original mais en une fragmentation de celui-ci en morceaux de l'habitat original distants les uns des autres. En biologie de la conservation le terme "fragmentation de l'habitat" signifie aussi bien la destruction d'un habitat et donc la réduction de sa superficie que le partitionnement qui en résulte (Noss & Csuti, 1997).

La première conséquence de la fragmentation est la diminution de la superficie de l'habitat et donc la diminution de la capacité à pourvoir les ressources nécessaires (carrying capacity) de chaque morceau d'habitat résiduel, ce qui entraîne une diminution du nombre d'espèces ou d'individus par espèce (Douglas *et al.*, 2000 ; Pimm *et al.*, 1988). Par ailleurs, le rapport entre

le périmètre et la surface est modifié, ce qui augmente la densité relative des lisières, et peut amener une modification de la composition en espèces de chaque morceau résiduel, en général au détriment des espèces les plus spécialisées.

La deuxième conséquence de la fragmentation de l'habitat est que chaque morceau d'habitat résiduel se trouve de plus en plus éloigné de son voisin et peut finir par se trouver complètement isolé s'il n'est pas relié aux autres par des corridors. Ainsi, un paysage résultant de la fragmentation est composé d'une matrice, de morceaux d'habitat résiduels (ou taches d'habitat) et de corridors. Burel & Baudry (1999) définissent la matrice comme étant le milieu qui entoure les morceaux résiduels et qui en diffère par la structure ou par les espèces qui la composent. Lorsqu'on s'intéresse aux espèces plutôt qu'au paysage, les morceaux qui nous intéressent sont ceux constituant l'habitat des espèces en question, et la matrice représente tout ce qui entoure ces morceaux d'habitat, c'est-à-dire le non-habitat. La matrice est donc devenue synonyme de milieu (plus ou moins) hostile à une espèce. Elle n'est cependant pas nécessairement complètement imperméable, d'où la nécessité de parler du "niveau de porosité" de la matrice (Burel & Baudry, 1999 ; Ricketts, 2001). A l'intérieur de la matrice les taches d'habitat peuvent être reliées entre elles par des corridors. Ces derniers sont des "bandes étroites du paysage qui diffèrent de la matrice sur ses deux côtés" (Forman & Gordon, 1986) et qui peuvent avoir plusieurs fonctions, dont celle d'habitat ou de conduit (Forman, 1995). Nous avons limité dans la suite du texte la définition de corridor à sa fonction de corridor-conduit, en accord avec Rosenberg *et al.* (1997). Selon cette définition, un corridor permet les déplacements d'individus entre deux taches d'habitat mais sans offrir les conditions nécessaires à leur survie. Il ne fait donc pas, en lui-même, partie de l'habitat d'une espèce.

D'autre part, la fragmentation de l'habitat peut également naître de la formation de barrières sans qu'il y ait destruction massive de l'habitat (Knight & Mitchell, 1997 ; Noss & Csuti, 1997). Dans ce cas, même si la superficie de l'habitat n'est pratiquement pas amoindrie, il se retrouve fractionné en morceaux inaccessibles ou difficilement accessibles, ceci en fonction de l'espèce et/ou de la capacité des individus à la dispersion. A l'inverse, une gestion forestière raisonnée n'entraîne pas nécessairement la fragmentation de l'habitat si elle laisse un réseau de taches de forêts reliées entre elles. Le degré de fragmentation dépend donc entièrement de l'échelle à laquelle on se situe, c'est-à-dire de l'espèce à laquelle on s'intéresse (Noss & Csuti, 1997).

### *1.3.b. Le milieu forestier comme habitat le plus touché par la fragmentation*

La principale forme d'altération du milieu forestier est sa destruction directe, principalement par le défrichement. Depuis que l'homme est devenu sédentaire, il y a environ 6000 ans, il cultive le sol, et la surface de culture n'a cessé de gagner sur la forêt. Williams (2000) indique que la superficie couverte par la forêt est en étroite corrélation avec les densités de population humaine. De sorte que, si la végétation d'une région dans les temps préhistoriques a pu sembler être déterminée exclusivement par le climat, il apparaît depuis peu que les causes de ces variations sont plus à chercher sur le plan de l'histoire humaine que dans des causes environnementales (Williams, 2000).

Cette destruction de la forêt par l'homme s'est perpétuée jusqu'à nos jours et continue de façon intensive, la forêt tropicale étant l'une des plus touchée. Cependant, dans les pays occidentaux en général et en France en particulier, la superficie de la forêt a augmenté depuis quelques décennies selon les données de la "Food and Agriculture Organization of the United Nations" (FAO, 1995 ; 2005 ; 2006). C'est donc maintenant davantage la fragmentation par la destruction de couloirs, i.e. le remembrement, ainsi que l'homogénéité des forêts, gérées surtout en monocultures pauvres en sous-bois, qui mettent en jeu la survie des espèces européennes.

Les programmes d'aménagement du territoire et de remembrement ont profondément modifié les conditions écologiques et entraîné une perte notable de biodiversité, tant au niveau des espèces végétales qu'animales (FAO, 1995). C'est pourquoi des mesures nouvelles ont été prises pour redresser la situation et sauvegarder le patrimoine génétique. Aujourd'hui, l'État français contrôle la restructuration des parcelles cultivées. Le décret n° 95.88 du 27 janvier 1995 impose, notamment, la réalisation d'une analyse initiale de l'état du site là où certaines opérations d'aménagement foncier, comme le remembrement, sont envisagées. Cependant, malgré la grande diversité des actions entreprises, rares sont les territoires où des objectifs, programmés sur plusieurs années et précis en termes de replantation, de restauration ou d'entretien des arbres hors forêt, ont été définis (Bélouard & Coulon, 2001). Or, sur les terres agricoles, les haies, brise-vent et bosquets dispersés forment des refuges pour la flore et la faune, constituant des îlots et des corridors de diversité biologique (Bellefontaine *et al.*, 2001). La fragmentation du couvert forestier, que ce soit par le remembrement de nos jours ou par la déforestation dans le passé, est donc la principale variable à considérer lorsque l'on s'intéresse à la sauvegarde des espèces qui dépendent de cette forme d'habitat.

### I.3.c. Les conséquences de la fragmentation de l'habitat, et mécanismes impliqués

La fragmentation de l'habitat, dont celle du milieu forestier, a principalement un impact sur les mouvements des individus, ce qui peut avoir pour conséquences, notamment, une diminution de l'effectif des populations et un isolement des populations résiduelles. Lodé (2002) et Lodé *et al.* (2001) par exemple ont suivi le déclin des populations du vison d'europe dans l'ouest de la France et ont montré qu'il est d'une part du au morcellement des populations, bien que le milieu n'ait pas changé et peut-être du fait de la pression du piégeage, et d'autre part à la fragmentation de l'habitat, celle-ci ayant accéléré le déclin lié à la mauvaise qualité des rivières. Caughley & Gunn (1996) expliquent que la diminution des effectifs fragilise les populations et peut mener à la disparition d'une espèce en raison de la stochasticité démographique (e.g. les individus d'une petite population peuvent tous mourir par "malchance"), de la stochasticité environnementale (e.g. une seule tornade peut détruire une petite population), de la perte de variation génétique (e.g. des gènes délétères peuvent conduire à une diminution des capacités de reproduction et/ou de survie des jeunes) et de la perte de structure sociale (e.g. effet allee, la reproduction n'a plus lieu en dessous d'un certain nombre d'individus, Allee *et al.*, 1949). Ces quatre aspects peuvent, indépendamment les uns des autres, être fatals au maintien d'une population.

Toutefois, la fragmentation peut aussi avoir pour effet d'accentuer l'effet de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité génétique et comportementale des populations. L'hétérogénéité de l'habitat provoque des adaptations locales qui conduisent à une meilleure utilisation des ressources. La fragmentation a donc pour effet d'accentuer la diversité génétique inter-populations, tout en diminuant la diversité génétique intra-populations. Ces deux facteurs peuvent avoir un rôle évolutif important. La création de couloirs de connexion entre les populations est donc à double tranchant. Elle peut augmenter la variabilité génétique et le taux d'hétérozygotie d'une population et donc augmenter ses chances de survie mais elle peut également faire disparaître les adaptations locales, ce qui justement diminue ses chances de survie. De plus, les couloirs ont tendance à favoriser les espèces invasives au dépend des autres.

Face à la fragmentation, pour qu'une espèce se maintienne, il faut qu'elle parvienne à intégrer la matrice dans son habitat, et/ou que les individus soient suffisamment mobiles pour être en mesure d'inclure plusieurs taches d'habitat à l'intérieur du domaine vital ou de la population,

et/ou que les individus soient capables de survivre et se reproduire sur une superficie diminuée (Noss & Csuti, 1997).

En général, les espèces qui peuvent intégrer la matrice à leur habitat sont caractérisées par une grande flexibilité comportementale qui permet la survie des individus dans des habitats changeants.

En revanche, certaines espèces, caractérisées par une grande mobilité des individus, peuvent être incapables de se maintenir dans la matrice mais par contre être en mesure de l'utiliser temporairement. Ceci leur permet d'avoir accès à plusieurs taches d'habitat séparées dans l'espace ou le temps, un concept illustré par les notions de complémentation et de supplémentation telles que définies par Dunning *et al.* (1992) : la complémentation est l'utilisation d'éléments du paysage de natures différentes, nécessaires pour subvenir aux divers besoins d'une espèce, et la supplémentation est l'utilisation de plusieurs fragments de même nature, lorsque la taille de chacun est trop faible pour assurer à une population les ressources nécessaires. Le blaireau européen *Meles meles* est un exemple de complémentation, son gîte se situant sous couvert forestier alors qu'il va préférentiellement chercher sa nourriture dans les pâtures et les prairies de fauche (Kruuk, 1978 ; Kruuk *et al.*, 1979 ; Virgós & Casanovas 1999). Le putois en revanche est un exemple de supplémentation, les individus allant d'un étang à l'autre pour y exploiter les ressources alimentaires (Lodé, 1994a ; 2000).

Enfin, les espèces qui ne peuvent se maintenir dans la matrice sont les plus spécialisées, au contraire des autres qui sont en général généralistes. C'est dans cette catégorie qu'on trouve la plupart des espèces en voie de disparition. Il s'agit en majorité d'espèces d'oiseaux et de mammifères (Caughley & Gunn, 1996). Ces derniers constituent, en effet, le groupe d'espèces qui a le taux d'extinction le plus élevé depuis 1600 apr. J.-C. et dont 15% des espèces sont actuellement considérées comme étant en danger d'extinction. Parmi elles, 38% sont des espèces ou sous-espèces de mustélidés, une famille de carnivores qui apparaît particulièrement vulnérable (Bright, 2000).

Cependant, pour connaître l'impact de la fragmentation de l'habitat sur une espèce donnée, il faut d'abord connaître l'habitat dont elle dépend réellement. Ainsi, lors d'un recensement effectué en forêt tropicale, il s'est avéré que 40% à 80% des espèces trouvées dans la matrice étaient, à l'origine, considérées comme strictement attachées à la forêt primaire (Gascon *et al.*, 1999). De même, notre connaissance a priori de l'habitat des espèces européennes peut être sujette à caution. Or la sélection de l'habitat par la faune est devenue un outil indispensable en biologie de la conservation et dans la gestion de la faune sauvage (Pulliam & Dunning, 1997). Si l'impact de la fragmentation du milieu forestier, notamment en forêt tropicale, a fait l'objet

de nombreuses études conduites sur les oiseaux, les insectes et les grands mammifères, très peu de données sont disponibles sur l'impact de la fragmentation du milieu forestier sur les mammifères terrestres en Europe, et encore moins sur les conséquences de cette fragmentation sur les espèces de petits carnivores forestiers.

Ces espèces, caractérisées par des mœurs nocturnes et difficiles à observer, sont, en effet, très difficilement recensables, de sorte qu'on ne peut souvent pas avoir une idée précise de l'état de leurs populations, ni savoir si elles sont en déclin. Très souvent, on ne peut même pas savoir si ces espèces ont déjà dépassé le seuil critique de population minimum viable. Du fait de leurs mœurs discrètes, l'éco-éthologie de ces espèces est également difficile à étudier, de sorte qu'on a souvent recours, pour elles, aux seules études génétiques. Seules, ces dernières ne permettent pas toujours d'identifier les causes de déclin, ni de comprendre les mécanismes qui entraînent la disparition des espèces ou permettent, au contraire, le maintien de certaines en dépit d'une fragmentation de l'habitat.

## ***II. La martre : une espèce potentiellement affectée par la fragmentation forestière***

La martre européenne, *Martes martes*, est un mustélidé qui fait partie de la sous-famille des mustélinés, qui comprend principalement les genres *Martes*, *Mustela* et *Gulo*. Elle est considérée par certains auteurs comme faisant partie d'une "super-espèce" holarctique comprenant la zibeline *M. zibellina*, la martre américaine *M. americana* et la martre japonaise, *M. melampus* (Broekhuizen & Müskens, 2000). Elle est présente sur une grande partie de l'Europe et, notamment, dans le quart nord-est de la France, alors que, dans ce pays, elle semble absente des départements du nord et du pourtour méditerranéen (Ruelle *et al.*, 2004). Cependant, très peu de données sont disponibles sur l'état de ses populations, que ce soit en France ou dans le reste de l'Europe. En effet, les données des piégeurs et des naturalistes sur lesquelles se base en général le recensement des espèces ne sont pas fiables, en raison du très fort risque de confusion entre la martre et la fouine *M. foina*, dont les aires de répartition se recouvrent (Kleef, 1997 ; Labrid, 1986 ; Müskens *et al.*, 2000a). Il est donc impossible de savoir si les populations de martres sont en déclin ou même déjà en danger d'extinction.

Comme plusieurs autres espèces de mustélidés (e.g. la loutre de mer *Enhydra lutris*, Larson *et al.*, 2002 ; le vison d'Europe *Mustela lutreola*, Lodé & Peltier, 2005 ; Lodé *et al.*, 2001 ; le furet à pieds noirs *Mustela nigripes*, Biggins & Godbey, 2003), la martre est une espèce considérée comme potentiellement menacée par la fragmentation, en l'occurrence du milieu



forestier (Bright, 1993). Elle figure dans l'annexe V de la Directive Habitats (Directive 92/43/CEE, "conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvage") en tant "qu'espèce animale d'intérêt communautaire dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion". Elle est également classée parmi "les espèces de faune protégées" de l'annexe III de la Convention de Berne (décret n°90-756 du 22 août 1990) et à ce titre son exploitation doit être réglementée de manière à maintenir l'existence de ses populations hors de danger. Cependant, en France, elle est intégrée dans la liste nationale des espèces susceptibles d'être classées nuisibles, ce qui signifie qu'il appartient à chaque préfecture de décider de l'intégrer dans la liste départementale annuelle des espèces qui peuvent être chassées et piégées toute l'année. Cette décision est prise à l'issue de débats qui ont lieu lors des Conseils Départementaux de Chasse et de Faune Sauvage. En 1998-1999, elle était ainsi classée "nuisible" dans 29 des 67 départements ayant répondu à une enquête nationale (Ruelle *et al.*, 2004). En 2002, elle avait été retirée de la liste nationale des espèces susceptibles d'être classées nuisibles (arrêté du 21 mars 2002) mais y a été réintégrée en 2003.

De façon générale, les prises de décisions concernant la mise en place de mesures de gestion ou de conservation des populations de martres se heurtent à un manque flagrant de données concernant non seulement l'état de ses populations mais également la biologie et l'éthologie de l'espèce. Ce manque de données provient notamment du fait que, contrairement à d'autres espèces de mustélinés élevées notamment pour leur fourrure, la martre n'a que rarement fait l'objet d'élevage en captivité, du fait de son faible taux de reproduction : les portées sont d'effectif restreint (Broekhuiten & Müskens, 2000 ; Krüger, 1996 ; Mead et Wright, 1983 ; Schmidt, 1934) ; la maturité sexuelle est très tardive (Krott, 1973 ; Broekhuizen & Müskens, 2000 ; Balharry, 1993) ; et enfin, les femelles adultes n'ont pas nécessairement une portée chaque année (Achterberg *et al.*, 2000).

La martre est habituellement décrite comme étant inféodée aux grandes forêts de conifères adultes, voire aux boisements mixtes. Elle éviterait les milieux ouverts ainsi que la promiscuité avec les zones d'habitat humain (Storch *et al.*, 1990). La mise-bas et l'allaitement des jeunes ont en général lieu en hauteur dans un arbre creux (Kleef, 2000). Cependant, la martre n'aurait pas de gîte diurne permanent, se trouvant un gîte pour la journée là où ses pas l'ont amenée (Labrid, 1986 ; Stier, 2000). Ce gîte peut être une cavité dans le sol, un nid d'oiseau, d'écureuil, un embranchement, ou tout simplement posé sur une grosse branche ou sur un entrelacement de branchettes (Dijkstra, 2000 ; Müskens *et al.*, 2000b ; Pulliainen,

1981 ; Zalewski, 1997). La seule période de l'année où la martre revient régulièrement dans le même gîte débute quelques semaines avant la mise-bas (Kleef, 2000) et prend fin lorsque les jeunes sont suffisamment habiles pour se déplacer seuls. La martre est surtout active la nuit ou au crépuscule même si, notamment en été, il lui arrive d'être active la journée (Clevenger, 1993a).

Le rut a lieu de juin à août, la mise-bas n'ayant lieu qu'en mars-avril (ovo-implantation différée) juste à la suite du pseudo-rut (Helldin & Lindström, 1995) durant lequel le taux de testostérone chez le mâle augmente sans pour autant qu'il y ait présence de spermatogénèse (Audy, 1976). La femelle s'occupe seule des jeunes jusqu'au mois de septembre environ où ils atteignent leur poids adulte (Schmidt, 1934) et partent en dispersion.

Malgré sa petite taille (de 0.8 kg à 1.6 kg, Hainard, 1997), le domaine vital de la martre peut recouvrir de très grandes superficies, allant de 30 à 1400 ha pour les femelles et de 200 à pratiquement 7000 ha pour les mâles (Balharry, 1993 ; Pulliainen, 1981 ; Pulliainen *et al.*, 1999).

La plupart des études sur le système social des mustélidés l'ont caractérisé par une territorialité intrasexuelle avec recouvrement des territoires des sexes opposés (e.g. Arthur *et al.*, 1989 ; Erlinge & Sandell, 1986 ; Genovesi *et al.*, 1997 ; Sandell, 1986 ; Lodé, 2001 ; Lodé *et al.*, 2003 ; Powell, 1979 ; Zalewski & Jedrzejewski, 2006). Une revue de la sociologie des mustélidés met l'accent au contraire sur les nombreuses variations du système de reproduction et en conclut que même s'il peut y avoir chez certaines espèces une "intolérance innée" intraspécifique (Balharry, 1993), le système social est principalement le fait de variations environnementales ayant un impact sur les individus (Johnson *et al.*, 2000). Chez la martre, en effet, plusieurs cas de figure ont été observés (Clevenger, 1993a), depuis le recouvrement des domaines vitaux de deux mâles adultes ou d'un mâle et d'une ou plusieurs femelles, jusqu'à la séparation totale des domaines vitaux de mâles voisins ou de mâles et de femelles voisines (Pulliainen, 1981 ; Balharry, 1993). Pulliainen (1981 ; 1982) suggère même que la martre ne serait pas territoriale au sens classique du terme mais se déplacerait plutôt au gré des ressources alimentaires du milieu (e.g. Clevenger, 1993b ; Schröpfer *et al.*, 1997), système d'exploitation du milieu qu'il a appelé "martelisme". Selon lui, elle utiliserait les marquages non pour délimiter son territoire mais pour indiquer qu'un congénère est déjà passé par là et donc que les ressources alimentaires y ont déjà été exploitées. Cette hypothèse a été démontrée sur certaines espèces de mustélidés (e.g. Lodé, 1996 ; de Monte, 1990) : plus un lieu est fréquenté par un individu, plus il y a présence de son odeur. Or plus l'odeur d'un individu est forte sur un lieu, plus ses congénères ont tendance à l'éviter et à s'en éloigner.

C'est cette "intolérance innée" des congénères qui forcerait selon Lodé (1996) certaines espèces de mustélidé à la polygynie plutôt qu'à la monogamie.

La martre est considérée comme un prédateur généraliste se nourrissant principalement de petits mammifères, d'oiseaux et de fruits mais également d'une grande quantité d'insectes (Baltrūnaitė, 2006 ; Erlinge, 1986 ; Labrid, 1986 ; Marchesi, 1989 ; Storch *et al.*, 1990). Le type de régime alimentaire, qu'il soit généraliste comme chez un grand nombre de mustélidés (e.g. le putois, Lodé 1997, la fouine, Lodé, 1994b) ou spécialiste, prend une grande importance dans le cadre de la biologie de la conservation. En effet, une espèce dite spécialiste est considérée plus fragile aux modifications de son environnement que les espèces généralistes. En effet les espèces spécialistes sont dépendantes d'un nombre restreint de proies (dans le cas de prédateurs, comme le sont la plupart des mustélidés). Une fluctuation dans les densités des espèces proies aura donc un plus grand impact sur une espèce spécialiste que sur une espèce généraliste, cette dernière pouvant changer de type de proie contrairement aux espèces spécialistes. Cette dépendance à un type de proie a été démontrée par le suivi des cycles de densité des proies vs prédateurs par exemple pour la martre américaine *M. americana* (Fryxell *et al.*, 1999).

En outre, la caractérisation d'une espèce en tant que généraliste peut souvent porter à confusion. Cette caractérisation est en effet basée en général sur le fait que le régime alimentaire varie au gré des saisons. Or Lodé (1995, 1997, 2000) a montré que le putois, bien que considéré comme généraliste, se spécialise sur une seule espèce au printemps, et donc que la densité de cette proie peut avoir une incidence sur les densités de putois. Il s'agit donc en l'occurrence d'une espèce généraliste à spécialité saisonnière, ce qui la rend dépendante des densités de proie, tout comme les espèces dites spécialistes.

Malgré sa relative flexibilité comportementale, qui se manifeste par un opportunisme alimentaire et une variabilité des superficies et de l'agencement des territoires, il semble que la dépendance de la martre aux massifs forestiers (Balharry, 1993 ; Pulliainen, 1981 ; Pulliainen *et al.*, 1999 ; Storch *et al.*, 1990) la rende particulièrement vulnérable à la fragmentation de ce type d'habitat. Cependant, l'affirmation selon laquelle la martre est une espèce strictement forestière est basée sur des recherches qui ont toutes eu lieu à l'intérieur des forêts de grande superficie (e.g. Brainerd & Rolstad, 2002 ; Overskaug *et al.*, 1994) et elle a été remise en question par Marchesi (1989) et Stier (2000). Contrairement à d'autres mustélidés comme la martre américaine *M. americana* (Fryxell *et al.*, 1999 ; Potvin, 1998) ou le putois (Rondini *et al.*, 2006), il apparaît en fait que pas, ou très peu, de données sont

effectivement disponibles sur le mode d'utilisation de l'espace en milieu fragmenté par la martre et, notamment, sur sa capacité à utiliser ou non le milieu ouvert. L'analyse de son mode d'utilisation du milieu fragmenté s'avérait donc un préalable indispensable à une évaluation de l'impact de la fragmentation forestière sur cette espèce. Elle fait l'objet de cette étude qui s'intéresse aux déplacements des martres en milieu fragmenté et à leur mode de sélection de l'habitat, à partir du suivi par radiopistage d'individus équipés de colliers-émetteurs.

Alors que certains auteurs (e.g. Martin, 1998) ont utilisé les termes "sélection de l'habitat" dans leur sens strict en étudiant les variations de fitness des individus en fonction de l'habitat, ces termes sont le plus souvent utilisés comme synonymes de fréquence d'utilisation (e.g. Baltrūnaitė, 2006 ; Brainerd & Rolstad, 2002 ; Rondini *et al.*, 2006). Nous conformant à la majorité, nous les utiliserons également dans ce sens dans la suite du texte.

Nous avons cherché à savoir si les martres suivies étaient toujours localisées dans les massifs forestiers et, si ce n'était pas le cas, si elles ne quittaient les massifs forestiers que pour de courtes excursions ou en transit vers un autre massif et restaient sous couvert forestier (haies, bosquets) lors de leurs déplacements dans la matrice. Pour ce faire, nous avons testé plusieurs hypothèses basées sur les connaissances actuelles aussi bien sur la martre que sur l'impact de la fragmentation sur le mouvement des individus. Par milieu fragmenté nous entendons le milieu bocager, soit, pour nos zones d'études, la portion du paysage qui n'est pas comprise dans les massifs forestiers de grande surface. Ces hypothèses sont les suivantes :

1. si la martre ne fréquente le milieu fragmenté que lors de brèves excursions, par exemple à la recherche de ressources, alors tous les gîtes diurnes doivent se trouver dans les massifs forestiers.
2. si la martre utilise le milieu fragmenté pour passer d'un massif forestier à l'autre, il est fort probable, au vu des distances qu'elle est capable de parcourir, qu'elle soit capable d'atteindre un massif forestier voisin en une seule nuit. S'il lui faut plusieurs jours pour l'atteindre, il peut y avoir des martres en repos diurne en milieu fragmenté. Alors, on peut s'attendre à ce qu'elle n'y reste que le moins longtemps possible, et donc, premièrement, que son parcours forme une trajectoire directe allant d'un massif à l'autre et, deuxièmement, qu'elle ne reste pas plusieurs jours dans le même secteur.
3. au contraire, si la martre utilise le couvert forestier du milieu fragmenté non pas comme un corridor-conduit situé au milieu de la matrice mais plutôt comme un habitat en soi, alors elle peut rester de façon prolongée et dans une

même zone en milieu fragmenté, ce qui va également se refléter sur la localisation de ses gîtes de repos diurne.

C'est donc sur les lieux utilisés pour le repos diurne que nous nous sommes basés pour tester l'hypothèse selon laquelle la martre n'est qu'en transit dans le milieu ouvert, qui est une hypothèse primordiale dans le cadre de sa conservation. En effet, du statut (excursion, transit ou en séjour) de la martre en milieu fragmenté va dépendre en grande partie sa vulnérabilité à la fragmentation du milieu forestier. Cependant, quel que soit le statut de la martre en milieu fragmenté, le remembrement par la suppression des arbres hors-forêt peut modifier sa capacité à utiliser le milieu fragmenté. C'est pourquoi nous nous sommes également penché sur la sélection de l'habitat par la martre, sélection que nous avons étudié à travers le relevé de trajets nocturnes, sur deux sites présentant des différences au niveau de la fragmentation de l'habitat.

### ***III. Matériel et Méthodes***

#### **III.1. Terrains d'étude**

Pour être en mesure de comparer le comportement de la martre dans différents niveaux de fragmentation nous avons réparti nos efforts de recherche sur deux zones d'études distinctes. La première, dans les Ardennes, avec la présence de massifs forestiers. C'est notre terrain d'étude principal. La seconde dans l'Ain, qui est caractérisé par un milieu plus bocager, en majorité dépourvu de grands massifs forestiers.

##### ***III.1.a. Description générale***

- **Le département des Ardennes**

La zone d'étude principale est située au Nord-Est de la France, près de la frontière belge, dans le département des Ardennes, entre Charleville-Mézières et Verdun. Le climat y est semi-continental avec des hivers froids et longs et une forte amplitude thermique diurne en été. En moyenne, sur l'ensemble du département, Météo France (station météorologique de Belval) enregistre 64 jours de gel et 39 jours où la température est supérieure à 25°C. Les précipitations sont à peu près régulières toute l'année.

Il s'agit d'un milieu rural, situé sur le massif de l'Argonne ardennaise. Cet ancien massif, au sous-sol argileux constitué de gaize, est formé par un plateau peu élevé de collines boisées arrosé par l'Aire et la Meuse. La végétation est composée à 53% de forêts (hêtres *Fagus sylvatica*, chênes *Quercus sp.* et épicéas), morcelées par des champs cultivés (maïs, céréales) et des pâtures à bovins. La population humaine est de faible densité (environ 10 habitants par km<sup>2</sup>) et est répartie en très petits villages de moins de 100 habitants pour la plupart et en fermes isolées.

- **Le parc de vision de Bel-Val**

Le terrain d'étude des Ardennes est centré sur le Parc de vision de Bel-Val, terrain privé clos de 600 hectares, puisque c'est là que nous avons effectué la plus grande partie du piégeage. La description du parc, de sa faune et de sa flore a été effectuée par les étudiants du Centre de Recherche et de Formation en Eco-éthologie (2C2A-CERFE). Le parc est entouré d'une clôture grillagée infranchissable pour les cinq espèces d'ongulés sauvages qui y ont été relâchés : des cerfs (*Cervus elaphus*), des chevreuils (*Capreolus capreolus*), des daims (*Dama*

*dama*), des sangliers (*Sus scrofa*) et des mouflons (*Ovis musimon*) y sont présents en forte densité. Différentes espèces de petits carnivores sont également présentes et sont libres de franchir les clôtures du parc, comme des renards roux (*Vulpes vulpes*), des chats forestiers (*Felis silvestris*) et des mustélidés : blaireaux (*Meles meles*), putois (*Mustela putorius*), martres (*Martes martes*) et fouines (*Martes foina*). La végétation du parc est composée d'environ 80% de forêt (hêtres et chênes essentiellement mais aussi bouleaux, charmes et trembles). Trois parcelles de régénération forestière sont closes et inaccessibles aux ongulés. Leur végétation est extrêmement dense et broussailleuse, composée essentiellement de buissons, arbustes et de ronciers. Des prairies généralement très humides couvrent 15% du parc et servent de pâtures aux ongulés. Trois étangs couvrent les 5% restants. Une route goudronnée circulaire et de nombreux chemins facilitent l'accès aux différents secteurs du parc. La présence humaine y est quotidienne mais limitée à quelques personnes et les déplacements se font à pied ou en voiture circulant à faible allure, ce qui n'occasionne que peu de dérangement pour les animaux. Les activités humaines à l'intérieur du parc comprennent l'entretien forestier, l'approvisionnement des sites d'agraineage et des mangeoires pour les ongulés, la régulation de leur population par la chasse, mais aussi les activités de recherche du 2C2A-CERFE et l'accueil du public pour du tourisme scientifique.

- Le département de l'Ain

La seconde zone d'étude est située dans l'Est de la France dans la région de la Bresse, plus particulièrement dans l'Ain. La Bresse est une campagne fortement modelée par l'homme. C'est une vaste plaine vallonnée répartie sur les départements de l'Ain, de la Saône-et-Loire et du Jura. Cette région particulièrement rurale se caractérise par une agriculture diversifiée (pluri-élevage, grandes cultures, ...) avec comme particularité régionale la présence d'une Appellation d'Origine Contrôlée (AOC) volailles de Bresse. La forêt est peu présente dans la région, elle occupe moins de 20% du territoire. Il existe très peu de grands massifs forestiers, on rencontre davantage des "petites forêts", bosquets et boqueteaux. Notons également parmi les caractéristiques fortes du paysage bressan que le bocage est encore important avec un réseau de haies plus ou moins lâche selon les endroits. L'habitat traditionnel de la région est très dispersé autour du centre des villages.

Dans les départements de la région Champagne-Ardenne et dans celui de l'Ain, *M. martes* est classée nuisible depuis de nombreuses années.

### *III.1.b. Zones d'étude et facteurs du milieu pris en compte*

Pour avoir une meilleure idée de l'environnement dans lequel se déplacent les martres, nous avons délimité une zone d'étude que nous avons détaillée de façon approfondie. Pour en définir les limites nous avons créé une MCP (Minimum Convexe Polygone) des aires d'activité de chacun de nos animaux. Nous avons opté pour cette méthode plutôt qu'une MCP simple de tous les points de radiopistage parce qu'elle offrait l'avantage de ne pas limiter la zone étudiée mais de laisser une marge à l'extérieur des points limitrophes de radiopistage, tout en englobant des zones non fréquentées par nos martres mais leur étant théoriquement accessibles. La figure 1 montre cette zone d'étude pour l'Ain et les Ardennes. La zone d'étude des Ardennes est plus étendue (378 km<sup>2</sup>) que celle de l'Ain (170 km<sup>2</sup>).

- Les facteurs du milieu retenus

Nous avons choisi de décrire nos zones par plusieurs facteurs du milieu pouvant être d'importance dans une étude sur la martre, le choix de ces facteurs étant basé sur nos connaissances sur l'espèce tirées de la littérature ainsi que de nos expériences de terrain. Ces facteurs sont les suivants : le couvert forestier, le milieu non forestier (également mentionné en tant que milieu ouvert, i.e. les pâtures, cultures et prairies), le réseau routier et les bâtiments. Dans le couvert forestier nous avons également fait la distinction entre les massifs, les bosquets et les haies.

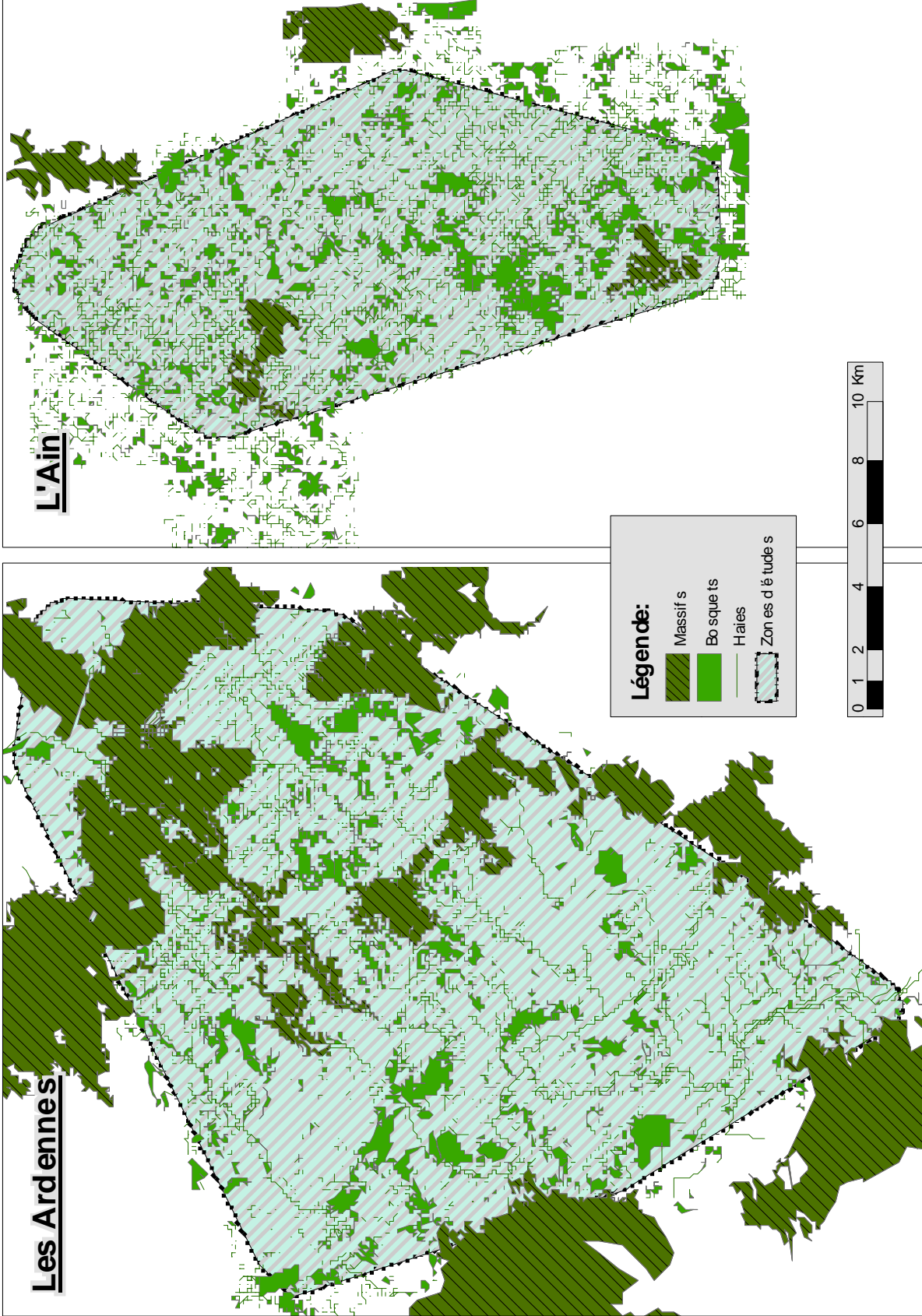
- Traitement des données

Ces données ont été acquises chez IGN quand ça a été possible ou alors ont été dessinées manuellement à partir de photographies satellite (précision : 50 cm) ou de cartes IGN au 1:25'000. Toutes les données géographiques ont été traitées avec le GIS (Geographic Information System) ArcMap™ 8.2.

Afin de quantifier les facteurs du milieu, nous avons opté pour deux méthodes. La première consiste à mesurer les surfaces, distances linéaires ou nombres de chacun d'eux sur les zones. La seconde consiste à calculer la distance médiane et maximum aux différents facteurs du milieu. Pour calculer ces distances nous avons établi sur les zones d'étude une grille de points distants les uns des autres de 100 m et mesuré la distance de chacun de ces points au plus proche facteur du milieu en question.



Figure 1 : Zones d'étude des Ardennes (378 km<sup>2</sup>) et de l'Ain (170 km<sup>2</sup>). L'échelle est la même

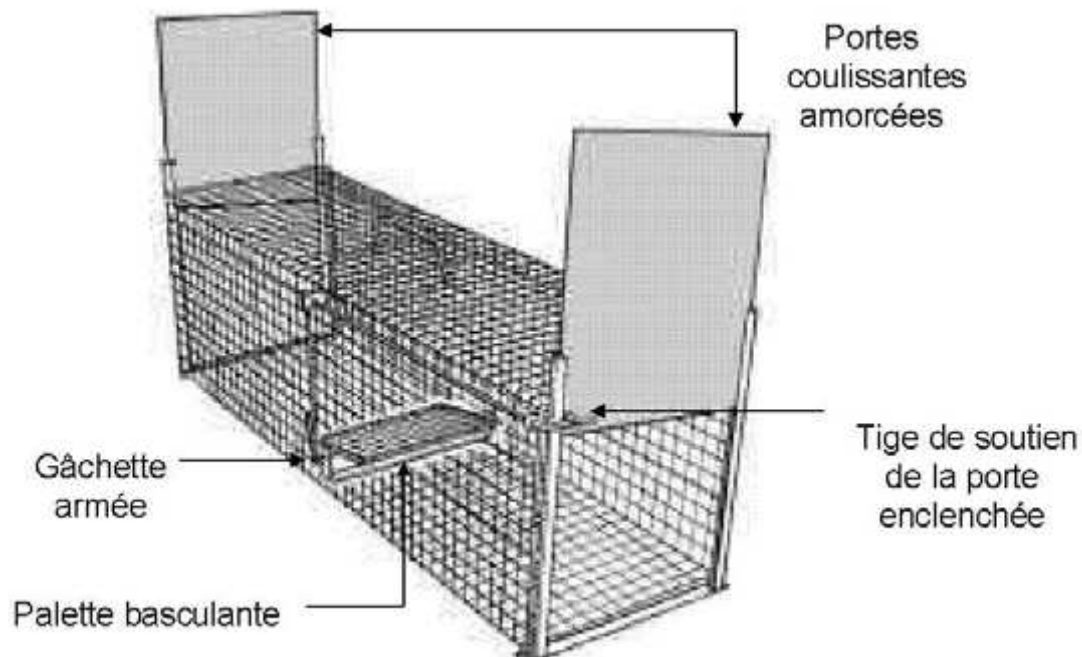


### III.2. Capture et manipulation des animaux

- Le piégeage

La plus grande partie des pièges utilisés étaient de type piège-cage ou "chatière" (Société MCL, Wavrin, figure 2).

**Figure 2 : Piège-cage à palette ou "chatière"**



Nous avons réparti une trentaine de pièges-cages sur la superficie du parc de vision de Bel-Val. Plusieurs techniques de piégeage ont été utilisées. Le piégeage en coulée et en jardinet, appâté ou non, et le piégeage à appât. Le piégeage en coulée consiste à mettre un piège au milieu d'un chemin déjà existant ou créé pour l'occasion et placé dans le sens de celui-ci en faisant en sorte que l'animal soit obligé de passer dans le piège plutôt qu'à côté. Le piégeage en jardinet consiste en la construction d'un cercle de rondins hauts d'environ 80 cm à l'intérieur duquel on place un piège de manière à ce que les deux entrées du piège soient à fleur du cercle. Le jardinet est sensé reconstituer un amas de branches dans lequel l'animal vient se mettre à l'abri ou chercher sa nourriture. Pour le piégeage à appât, un appât est placé au fond du piège qui est placé perpendiculairement à une coulée dans des branchages. Les appâts utilisés sont des cadavres de poussins ou de poissons, des anchois, du miel, des œufs, des leurres, etc.

Les pièges sont toujours relevés à l'aube tout en restant le plus loin possible du piège et l'appât remplacé seulement si nécessaire.

Au vu des difficultés rencontrées pour la capture des martres, nous avons opté pour du piégeage "à la demande", c'est-à-dire que nous avons continué le piégeage jusqu'à avoir un nombre adéquat d'individus.

Une collecte de cadavres, ou d'animaux vivants quand c'était possible, a été organisée auprès des piégeurs et chasseurs du secteur, en collaboration avec la Fédération départementale de chasse des Ardennes et l'Association des piégeurs ardennais. Un réseau de plus de 25 correspondants a ainsi été mis en place sur un secteur couvrant une grande partie du département des Ardennes ainsi qu'une portion des départements de la Marne et de la Meuse.

- Manipulation des individus

Les individus capturés sont transférés dans une cage de petites dimensions dans laquelle il est possible de les immobiliser puis anesthésiés par injection intra-musculaire d'un mélange de Domitor et Kétamine, selon les conseils de plusieurs vétérinaires locaux de la faune sauvage. La dose utilisée est fonction du poids de l'animal à raison de 0,015 ml de Domitor et 0,007 ml de Kétamine par 100 gr. Une fois immobiles, ils sont sortis de la cage et couchés sur et enveloppés dans une couverture pour éviter l'hypothermie. Ensuite, outre la prise des mesures de base (poids, longueurs diverses), un transpondeur électronique (Pet-iD, UK) est injecté sous la peau de l'animal au niveau des omoplates afin de pouvoir l'identifier de façon certaine en cas de recapture. Ils sont équipés d'un collier-émetteur de type Televilt, fréquence 151-153 MHz ayant un poids approximatif de 36 grammes.

Le collier est ajusté au cou de l'animal de manière relativement serrée de façon à ne pas pouvoir passer deux doigts, ceci afin d'éviter que l'animal ne puisse y passer une patte (et rester coincé) ni ne le perde, sans pour autant le gêner outre mesure. De plus, quelques poils sont prélevés ainsi qu'une dose de sang pour les études génétiques futures. Les poils sont conservés au sec dans une enveloppe et le sang dans des tubes à EDTA (anti-coagulant).

Ensuite l'animal est replacé dans le piège recouvert d'une couverture, jusqu'au soir où il est relâché.

### III.3. Radiopistage

Les radiopisteurs se déplacent au moyen soit d'un véhicule muni d'un mât télescopique permanent soit d'un véhicule sur la portière duquel le mât télescopique peut s'ajuster. A la fin du travail de terrain nous avons également disposé d'un ULM équipé d'antennes pour tenter de retrouver des animaux disparus.

- La triangulation par un seul radiopisteur

La triangulation par un seul radiopisteur se fait telle que prescrite par Kenward (1987) et White & Garrott (1990) : lorsque le radiopisteur obtient le signal d'un animal au moyen d'une antenne omnidirectionnelle reliée à un récepteur du type Télévilt (RX900) ou de la marque Yeasu, il identifie l'endroit où il se trouve lui-même au moyen d'un GPS (Global Positioning System) ou sur une carte. Une fois qu'il a déterminé, au moyen cette fois d'une antenne unidirectionnelle (Télévilt, type Yagi, 4 éléments) montée sur un mât télescopique orientable de l'intérieur du véhicule ou portée à la main, la direction de provenance du signal de l'émetteur il en relève l'azimut au moyen d'une boussole. Il prend note de l'heure du relevé, du lieu où il se trouve (coordonnées X et Y en UTM), de la direction d'où vient le signal, de l'activité de l'animal (actif/inactif) et de la météorologie. Ceci fait, il se déplace de manière à obtenir deux autres directions de l'origine du signal et ce de façon à obtenir entre les directions un angle le plus proche possible de 120 degrés.

Lorsqu'il s'agit d'un animal en mouvement, Kenward (1987) et White & Garrott (1990) conseillent de faire les triangulations par un seul radiopisteur à l'intérieur d'un laps de temps d'un quart d'heure maximum afin d'éviter que les déplacements de l'animal n'aient un trop grand impact sur la précision de la localisation.

- La triangulation à plusieurs radiopisteurs

Pour répertorier les déplacements nocturnes des animaux, nous avons relevé les localisations en simultané à deux ou trois radiopisteurs. Ceci a l'avantage de diminuer de façon significative le temps nécessaire à la localisation d'un animal, ce qui permet d'une part une plus grande précision de la localisation et d'autre part un nombre plus élevé de localisations dans un même laps de temps.

La méthode de détection du signal émis par les colliers-émetteurs est la même que pour les localisations par un seul radiopisteur. Cependant, afin d'obtenir plus de précision dans les relevés nous avons monté les antennes à main sur un socle fixe que le radiopisteur pouvait déplacer si nécessaire. Lors d'une triangulation à trois, chacun des radiopisteurs se déplace en fonction des mouvements de l'animal et de la position des autres radiopisteurs de manière à toujours obtenir entre les trois directions de provenance du signal des angles proches de 120 degrés. Ceci nécessite que les radiopisteurs soient en communication continue (au moyen de talkies-walkies) afin de se communiquer mutuellement aussi bien leur propre position que l'angle d'origine du signal. Les mêmes données que pour le radiopistage par un seul radiopisteur sont ainsi relevées en simultané en y ajoutant cependant l'heure exacte et un numéro de relevé. Cette méthode de pistage demande plus d'expérience mais une fois acquise,

on peut avec le matériel adéquat obtenir des localisations précises à moins d'une minute d'intervalle lorsque les trois radiopisteurs restent au même endroit et à moins de cinq minutes d'intervalle lorsqu'au moins l'un d'entre eux doit se déplacer.

La localisation des martres par seulement deux radiopisteurs se fait de la même façon excepté que l'angle entre les directions obtenues ne doit plus être de 120 degrés mais de 90 degrés pour obtenir la plus petite erreur possible.

- Numérisation des données de radiopistage

Toutes les données de radiopistage sont ensuite informatisées sous forme de fichier Excel et les coordonnées UTM de la position de l'animal sont déterminées au moyen du programme LOAS (Location Of A Signal, LOAS™ Version 3.03, Ecological Software Solution™, 1998-2005). Dans le cas des localisations relevées durant les trajets nous avons ensuite effectué un lissage des données tel que recommandé par Pace (2001) afin d'en augmenter la précision. Cette méthode consiste à utiliser une fenêtre mobile sur trois localisations successives pour calculer la position moyenne de la localisation centrale. Comme il n'est pas possible avec cette méthode d'obtenir une valeur corrigée pour le premier et le dernier point de chaque parcours nous avons effectué plusieurs triangulations pour une même localisation pour chaque extrémité du parcours lorsque l'animal était inactif.

- La précision du radiopistage

La précision du radiopistage peut poser des problèmes lors du traitement des données. C'est pourquoi nous avons développé plusieurs méthodes aussi bien lors du travail sur le terrain que lors du traitement des données pour diminuer l'impact des erreurs de radiopistage. D'abord, sur le terrain, la position de l'animal a été vérifiée aussi souvent que possible de deux manières : d'une part les localisations diurnes ont été faites en allant chaque fois que c'était possible jusqu'au pied de l'arbre dans lequel se trouvait l'animal, et d'autre part, lors de parcours effectués en début de soirée, la position de l'animal a été vérifiée la journée même du parcours afin de connaître de façon précise le point de départ du parcours. En outre, nous avons élaboré sur la base de nos expériences de radiopistage plusieurs règles à suivre pendant le suivi des animaux. D'abord, dans les cas où l'animal était inactif à notre arrivée, nous effectuons le plus de relevés possibles à partir du même endroit et en se déplaçant afin d'augmenter la précision et d'identifier les éventuels échos. Ensuite, les radiopisteurs se plaçaient le plus proche possible de l'animal, ce qui ne semble pas déranger les animaux puisque à plusieurs reprises il nous est arrivé d'observer pendant notre travail des martres traversant la route à seulement quelques mètres de nous, et ce sans hâte marquée. De plus, par

un contact radio continu, nous nous déplaçons fréquemment afin d'obtenir toujours un angle le plus parfait possible. Toujours en gardant le contact radio permanent, nous vérifions nos angles respectifs pour être sûr que nos droites se coupaient pour les cas où l'un des radiopisteur se ferait tromper par un écho. Et, si écho il y avait mais qu'il était impossible de déterminer lequel était l'angle exacte, nous relevions les différents échos à chacune des bi/triangulations et ce jusqu'à ce qu'il soit possible de déterminer le bon angle. Enfin, la précision estimée de l'angle relevé ainsi que la distance approximative à l'animal était écrite afin d'aider, lors de l'analyse sur L.O.A.S, à la détermination des localisations aberrantes qui alors ont été supprimées.

Enfin, nous avons lors du traitement des données opté pour des méthodes ne dépendant que très peu de la précision du radiopistage.

#### III.4. Analyse des données

Notre étude repose donc sur le suivi par radiopistage de martres sur deux terrains d'étude qui sont tous deux fragmentés mais différent du point de vue de la structure du couvert forestier. Les données de radiopistage consistent d'une part en une série de localisations diurnes relevées alors que l'animal était inactif et d'autre part de localisations nocturnes lors des déplacements des martres.

Les calculs et calculs statistiques ont été réalisés avec le logiciel StatXact-3 Version 3.1, Copyright© 1989-1997, Cytel Software Corporation dans le cas de données non-paramétriques et sinon avec le logiciel StatView® Version 5.0, SAS© 1992-1998, le logiciel R version 2.2.0, A Language and Environment, Copyright© 2005, The R Development Core Team ou le logiciel Microsoft® Excel 2002 SP-2, Copyright©Microsoft Corporation 1985-2001.

Pour les localisations diurnes, nous avons localisé les martres par triangulation effectuée par un seul radiopisteur et toujours tenté de non seulement localiser l'arbre dans lequel se trouvait l'animal mais aussi fait notre possible pour voir l'animal lui-même afin d'être sûr de la localisation. En ce qui concerne les trajets, qui sont relevés à deux ou trois radiopisteurs, nous les avons définis, sur la base de nos expériences de terrain, comme débutant à l'arrivée des radiopisteurs ou, si l'animal est inactif à ce moment, dès qu'il s'active, et se terminant lorsque l'animal est inactif pour une durée d'au moins 30 minutes.

De ces trajets, nous avons extrait des localisations indépendantes les unes des autres, c'est-à-dire séparées dans le temps d'au moins 30 minutes. Cette durée est basée sur la vitesse de déplacement des martres selon la littérature (Marchesi, 1989) et sur la largeur des différentes

taches de milieu. Elle permet à la martre d'atteindre un autre type de milieu que celui dans lequel elle se trouve.

#### *III.4.a. Critères de définition de la fréquentation des massifs forestiers*

Afin de pouvoir vérifier notre hypothèse basée sur les données de la littérature selon laquelle la martre est inféodée aux massifs forestiers, nous avons en premier lieu défini ce qu'est un massif forestier. A partir des données bibliographiques qui indiquent que le domaine vital minimum d'une martre mâle est de 200 ha et que le domaine d'un mâle peut recouvrir celui de plusieurs femelles, nous avons défini un massif forestier comme étant une surface de couvert forestier supérieure à 200 ha, surface théorique minimum permettant la reproduction. Toute surface boisée inférieure à 200 ha est définie comme étant un bosquet ou une haie.

Pour vérifier l'exactitude de notre hypothèse, nous avons mesuré les distances de toutes les localisations indépendantes de martre au plus proche massif forestier. Selon notre hypothèse, pour chaque martre le maximum de ces distances ou du moins la médiane devrait être de 0 m si la martre est strictement forestière.

#### *III.4.b. Critères de distinction entre les individus en excursion, en transit ou en séjour*

Dans le cas où les localisations de radiopistage ne se situent pas toutes à l'intérieur d'un massif, nous avons voulu déterminer dans quelle mesure la martre est (ou n'est pas) inféodée aux massifs forestiers. Pour ce faire nous avons déterminé si elle était en excursion, en transit ou au contraire séjournait en dehors des massifs forestiers.

Selon notre hypothèse, même si toutes les localisations de radiopistage ne se situent pas à l'intérieur des massifs, du moins toutes les localisations diurnes devraient-elles s'y trouver s'il arrive à la martre de faire des excursions en dehors des massifs forestiers.

Au cas où toutes les localisations diurnes ne se situent pas dans des massifs et donc que la martre fait plus que des excursions en dehors des massifs, nous avons émis l'hypothèse qu'elle pouvait être en transit vers un autre massif. Pour qu'une martre soit qualifiée comme étant en transit entre deux massifs forestiers, il faut non seulement que ses localisations diurnes marquent une trajectoire en direction d'un autre massif mais il faut en plus qu'elle ne se trouve pas plusieurs jours d'affilé dans le même secteur. Nous avons fixé ce nombre de jours consécutifs à trois pour ne pas risquer de considérer un transit comme un séjour.

Au contraire, si une martre séjourne plusieurs jours d'affilé en dehors des massifs forestiers et de plus au même endroit nous la considérons comme séjournant en milieu fragmenté.

Nous avons pris en considération toutes les localisations diurnes que nous avons classifiées suivant le milieu (massif, bosquet ou haie) dans lequel elles se trouvaient.

### *III.4.c. Analyse des trajets*

Enfin, nous avons étudié les trajets nocturnes de la martre pour déterminer son utilisation du milieu durant ses déplacements. Nous avons pour ce faire pris d'une part les localisations de radiopistage elles-mêmes en considération et de l'autre les segments entre chaque localisation.

- **Référentiel pour les valeurs théoriques**

Pour pouvoir comparer nos trajets observés à des valeurs théoriques nous avons généré 99 parcours aléatoires au moyen de l'extension "Alternate Animal Movement Routes" pour Arcview (Jenness, 2004), par permutation des segments des parcours. Chaque parcours étant composé entre chaque localisation de segments ayant chacun une certaine longueur et une certaine direction, des parcours aléatoires sont obtenus en gardant à chaque segment ses caractéristiques géographiques (longueur et direction) mais en en permutant l'ordre. Cette méthode de permutation des segments permet d'obtenir facilement des trajets reconstitués ayant le même départ et la même arrivée.

Les localisations de radiopistage nous permettent de déterminer s'il y a sélection de l'habitat par la martre. Si c'est le cas, certains habitats devraient être sur-exploités par rapport à leur disponibilité, c'est-à-dire par rapport aux trajets aléatoires reconstitués.

Les segments, quant à eux, nous permettent de savoir si certains milieux sont plus ou, au contraire, moins traversés qu'attendu par rapport aux trajets aléatoires.

Notre méthode de radiopistage nous permettant d'obtenir des localisations très rapprochées les unes des autres dans le temps, nous avons considéré que les segments entre chaque localisation correspondent au parcours effectivement suivi par l'animal. Ces segments nous donnent des informations sur les corridors de déplacement.

- **Les facteurs du milieu**

Nous avons fait la distinction entre les facteurs du milieu suivants : 1) les massifs forestiers, 2) les bosquets, 3) les haies, 4) les lisières, 5) le milieu anthropisé et 6) le milieu ouvert. Les lisières sont une bande de 15 m de large autour de tout massif ou bosquet. Le milieu



anthropisé est composé des bâtiments ainsi que d'une bande de 6 m pour les routes et de 4 m pour les chemins. Le milieu ouvert comprend tout ce qui n'appartient à aucune des catégories précédentes (i.e. les prés, champs et prairies et le réseau hydraulique).

Chaque point est ensuite catégorisé suivant le milieu dans lequel il se trouve. En ce qui concerne les segments, nous avons mesuré les distances parcourues dans chaque milieu.

- Statistiques

Afin tout d'abord de tester nos données pour un éventuel effet du site, la structure du couvert forestier étant différente dans les deux zones d'étude, nous avons utilisé la méthode de Monte Carlo. Pour ce faire nous avons calculé par habitat le  $\chi^2$  de Pearson entre observé et théorique pour les animaux de l'Ain, pour les animaux des Ardennes et pour les animaux des deux sites réunis. En additionnant la somme des  $\chi^2$  des Ardennes avec celle des  $\chi^2$  de l'Ain et en y soustrayant celle des deux sites réunis on obtient le  $\chi^2$  statistique. Enfin, par 99 permutations aléatoires des sites on obtient le rang du  $\chi^2$  statistique observé et donc par un test de Monte Carlo sa probabilité.

Pour ensuite tester l'effet habitat sur les trajets nous avons calculé par habitat le  $\chi^2$  entre observé et théorique en en calculant ensuite la somme. Par 499 permutations des habitats et au moyen d'un test de Monte Carlo on obtient la probabilité du  $\chi^2$  observé.

Enfin pour savoir si l'un ou l'autre des milieux est plus ou moins utilisé qu'attendu nous avons calculé le  $\chi$  entre observé et théorique pour chaque habitat, puis par 499 permutations de l'habitat et un test de Monte Carlo défini sa probabilité. Le signe du  $\chi$  nous permet de savoir si le milieu en question est sur- ou au contraire sous-exploité (Manly, 1997).

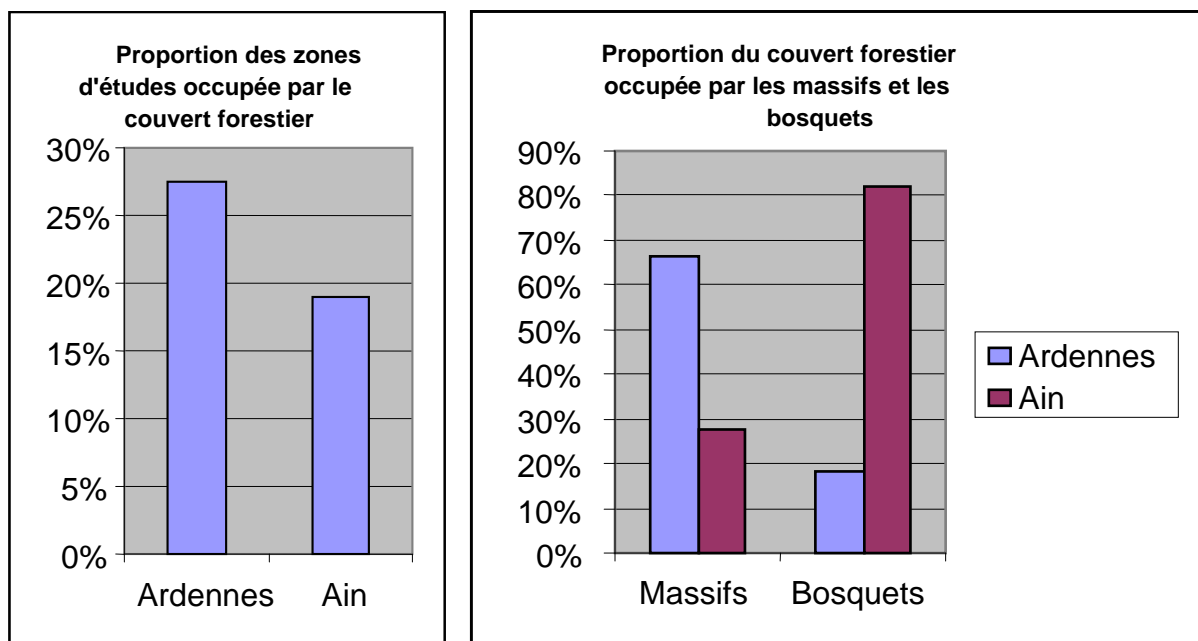
## IV. Résultats

### IV.1. Zones d'étude

- Description des facteurs du milieu

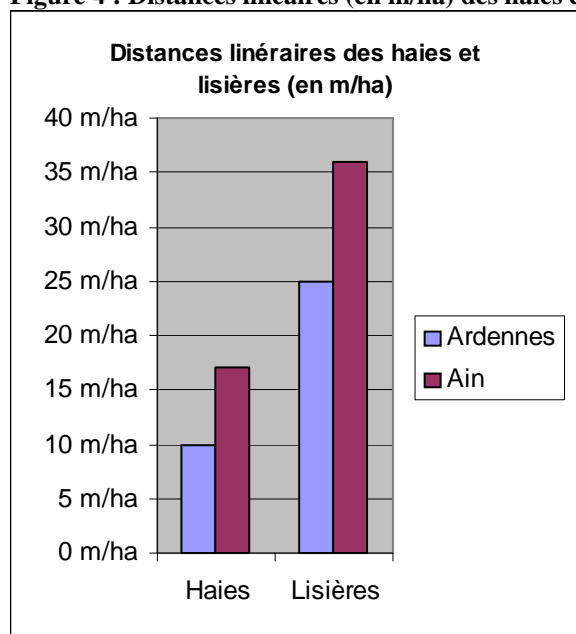
Nous avons caractérisé les deux zones d'étude suivant les proportions occupées par chacun des facteurs du milieu. Le couvert forestier occupe 27% de la zone d'étude des Ardennes et seulement 19% de celle de l'Ain (figure suivante). Les Ardennes sont donc 1.4 fois plus boisées que l'Ain. En outre, la proportion du couvert forestier que constituent les massifs est beaucoup plus élevée dans les Ardennes (67%) que dans l'Ain (28%), soit un rapport de 2.4, alors que c'est l'inverse en ce qui concerne les bosquets avec seulement 18% dans les Ardennes contre 82% dans l'Ain (rapport de 1/5<sup>ème</sup>).

**Figure 3 : Pourcentage de couvert forestier et proportion de celui-ci occupée par les massifs et les bosquets des deux zones d'étude**



En ce qui concerne les longueurs des haies et lisières, elles sont plus élevées dans l'Ain que dans les Ardennes avec 17 m/ha de haies dans l'Ain contre seulement 10 m/ha dans les Ardennes et 36 m/ha de lisières dans l'Ain contre 25 dans les Ardennes. Dans les deux cas, le rapport Ardennes/Ain est de 2/3.

Figure 4 : Distances linéaires (en m/ha) des haies et lisières dans l'Ain et les Ardennes



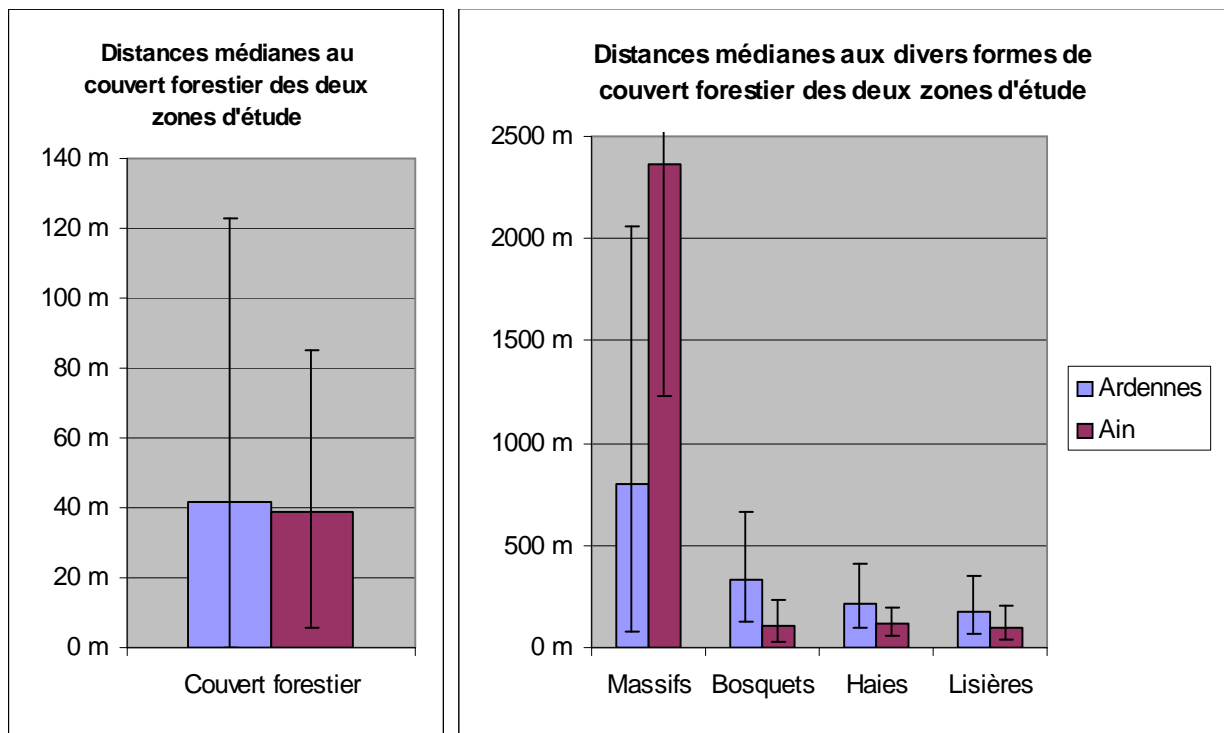
La zone d'étude de l'Ain est donc non seulement moins boisée que celle des Ardennes mais a en plus un degré plus élevé de fragmentation puisque le couvert forestier est constitué principalement de bosquets au lieu de massifs forestiers. Par contre le réseau de haies reliant les taches de couvert forestier entre eux y est abondant, de sorte que plutôt que de parler de différence de niveau de fragmentation il faut plutôt parler de différence de structure du couvert forestier entraînant dans les deux cas la fragmentation.

- Distances aux facteurs du milieu

Ces différences de densité des différentes formes de couvert forestier se répercutent sur les distances moyennes des points de la grille de 100 m à ces facteurs (Ardennes : N=37762 points ; Ain : N=17008 points ; figure 5).

Même si dans les deux zones d'étude on est toujours très proche de l'une ou l'autre des formes de couvert forestier (Ardennes : médiane=42 m [inf=0 m ; sup=123 m] ; Ain : médiane=39 m [inf=6 m ; sup=85 m]), les distances aux différentes formes de couvert forestier varient beaucoup entre les départements, notamment les distances aux massifs forestiers qui sont beaucoup plus faibles dans les Ardennes (médiane=800 m [inf=79 m ; sup=2058 m]) que dans l'Ain (médiane=2361 m [inf=1232 m ; sup=3454 m]). Par contre, on se trouve plus éloigné

**Figure 5 : Distances médianes (avec 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartiles) des points de la grille de 100 m (Ardennes : N=37762 ; Ain : N=17008) au couvert forestier en général et aux différents facteurs du milieu pour les zones d'étude de l'Ain et des Ardennes. Les mesures sont en mètres.**



dans les Ardennes que dans l'Ain aussi bien en ce qui concerne les bosquets (Ardennes : médiane=329 m [inf=123 m ; sup=666 m] ; Ain : médiane=112 m [inf=28 m ; sup=230 m]), les haies (Ardennes : médiane=210 m [inf=96 m ; sup=411 m] ; Ain : médiane=114 m [inf=58 m ; sup=198 m]) que les lisières (Ardennes : médiane=180 m [inf=68 m ; sup=355 m] ; Ain : médiane=102 [inf=40 m ; sup=203 m]).

Nous nous trouvons donc dans l'Ain par rapport aux Ardennes sur une zone à la densité de couvert forestier moindre, celui-ci étant réparti non en massifs mais en un nombre élevé de bosquets reliés entre eux par un important réseau de haie. Du fait du morcellement du couvert forestier en petits bosquets dans l'Ain, les densités de lisières y sont également plus élevées.

Ces données nous confirment le bien-fondé du choix des deux zones d'étude : la quasi absence de massifs forestiers ainsi que les différences de densité des autres formes de couvert forestier vont nous permettre d'étudier et de comparer des martres provenant de milieux différents.

Les zones d'étude sont cependant toutes deux considérées comme étant fragmentées, même si la structure de la fragmentation est différente. En effet, dans l'Ain, le couvert forestier occupe une proportion moindre de la zone d'étude mais les bosquets sont reliés entre eux par un important réseau de haie. On ne peut donc pas dire que l'Ain soit plus (ou moins) fragmenté

que les Ardennes. Comme dans notre étude nous nous intéressons aux déplacements de la martre et que celle-ci est considérée inféodée aux grands massifs, nous considérerons, dans la suite du texte, les massifs forestiers comme étant non-fragmentés, ou fermé, au contraire du réseau de bosquets, qu'il soit ou non relié par des haies, qui sera considéré comme étant un milieu fragmenté.

## IV.2. Animaux suivis

### IV.2.a. Résultats du piégeage

Le nombre de pièges posés ainsi que la durée des sessions de piégeage ont varié suivant les disponibilités. Le nombre de pièges amorcés a varié entre 4 et 24 pièges alors que les sessions ont pu durer jusqu'à plusieurs mois d'affilé. Au total le nombre de nuit-pièges s'élève à plus de 6000.

Au total, 31 martres ont été capturées, 19 dans les Ardennes et 12 dans l'Ain (tableau 1).

Parmi les martres capturées dans les Ardennes, 11 l'ont été par nous-même, toutes à l'intérieur du parc de Vision de Bel-Val, de sorte que le succès de capture est d'une martre par 545 nuit-pièges, ceci étant probablement dû à la surface restreinte sur laquelle nous avons pu poser des pièges. Les autres martres capturées dans les Ardennes (8 individus) l'ont été par un réseau de piégeurs agréés. Dans l'Ain, les martres ont été capturées par un réseau de piégeurs agréés géré par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS).

Toutes les martres capturées dans le parc de vision de Bel-Val l'ont été à l'intérieur du massif forestier. En ce qui concerne les autres martres (20 individus), à l'exception de trois martres capturées dans des haies et une dans un massif forestier, toutes les autres (N=16, 11 dans l'Ain et 5 dans les Ardennes) ont été capturées dans des bosquets ayant une superficie de  $35 \pm 52,7$  ha (minimum=0,8 ha).

**Tableau 1 : Détail des captures de martre dans les Ardennes et dans l'Ain**

Ardennes				Ain			
Date	Animal	Sexe	Lieu	Date	Animal	Sexe	Lieu
25.01.01	Victor	M	Bel-Val	06.12.03	M01	M	Etrez
30.08.01	Olive	F	Bel-Val	13.12.03	M02	M	Marboz
17.12.01	Duke	M	Bel-Val	01.01.04	M03	F	Cormoz
02.04.02	Charles	M	Bel-Val	11.01.04	M05	F	Cormoz
05.04.02	Colette	F	Bel-Val	13.01.04	M06	F	St-Nizier-Le-Bouchoux
06.05.02	Paz	M	Bel-Val	13.01.04	M07	M	Cormoz
20.08.02	Diablo	M	Bel-Val	15.01.04	M08	F	Marboz
23.01.03	Cooke	M	Bel-Val	01.03.04	M10	F	Cormoz
07.02.03	MisterX	M	Vrizy	06.03.04	M11	M	Cormoz
11.05.03	Joce	F	Bel-Val	08.04.04	M12	F	Cormoz
29.06.03	Chocolat	M	Vrizy	22.08.04	M17	M	Cormoz
01.10.03	Malika	F	Fléville	30.08.04	M19	M	Cormoz
30.10.03	Joone	F	Fléville				
16.03.04	Luki	M	Bel-Val				
02.05.04	Garfou	M	Bel-Val				
22.09.04	Reinier	F	Briulles/s Bar				
19.11.04	Urbi	M	Briulles/s Bar				
17.04.05	Hydromel	F	Briquenay				
13.12.05	Furst	M	Briquenay				
<b>Total Ardennes : 19 martres</b>				<b>Total Ain : 12 martres</b>			

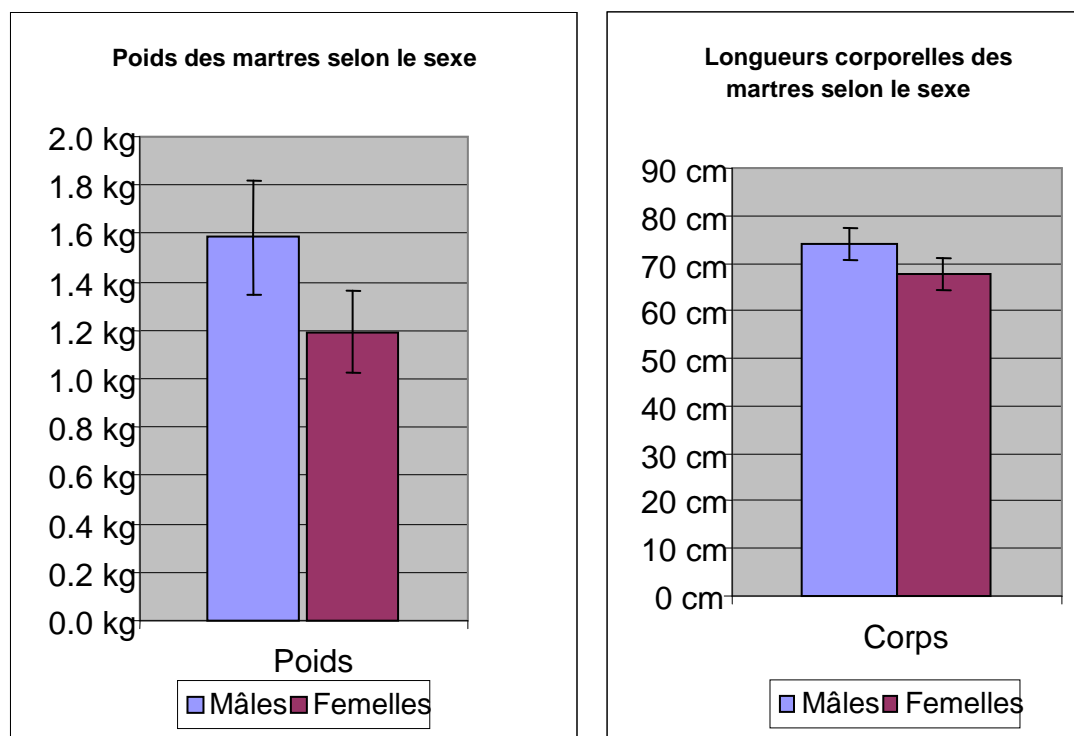
#### *IV.2.b. Description des populations*

Le sex-ratio global est de 1,7 :1 (N=35) c'est-à-dire largement biaisé en faveur des mâles. Dans les Ardennes, le sex-ratio est fortement en faveur des mâles (2,3:1 ; N=23), alors qu'il est équilibré pour les captures réalisées dans l'Ain (1:1 ; N=12). Le sex-ratio de l'Ain est probablement plus représentatif des populations de martre car le piégeage dans les Ardennes était limité à une superficie de 600 ha de sorte que nous avons certainement capturé plus d'animaux en transit que d'animaux résidents. Les mâles des carnivores étant en général considérés plus nomades que les femelles il est normal que nous en capturons plus. De plus, tous les cadavres rassemblés (4) sont des mâles, probablement pour la même raison.

Un modèle linéaire (LM) sur le poids en fonction du sexe, de la saison ou du département ne donnant pas de résultat significatif pour la saison ( $p=0,36$ ), et après avoir vérifié qu'il n'y avait pas d'interaction entre le sexe et le département ( $p=0,63$ ), nous avons fait un LM sur le poids en fonction du sexe et du département. Nous avons obtenu des différences significatives pour le poids en fonction du sexe ( $p<0,001$ ) et du département ( $p=0,05$ ). Nous avons suivi la même procédure pour la longueur du corps (tête + corps + queue) avec pour résultat une variation significative de la longueur en fonction du sexe ( $p<0,001$ ) et du département ( $p=0,003$ ).

Les figures suivantes montrent les statures pour les mâles et les femelles.

Figure 6 : Stature des martres en fonction du sexe



Les mâles sont plus grands ( $1,6 \pm 0,2$  kg,  $74 \pm 4,4$  cm) que les femelles ( $1,2 \pm 0,2$  kg,  $68 \pm 4,4$  cm) et les martres des Ardennes sont plus grandes ( $1,5 \pm 0,3$  kg,  $73 \pm 5,2$  cm) que celles de l'Ain ( $1,3 \pm 0,2$  kg,  $68 \pm 3,4$  cm).

Les femelles pèsent 75% du poids des mâles et mesurent 91% de la taille des mâles. De même, les martres de l'Ain pèsent 85% du poids de celles des Ardennes, leur corps ne mesurant que 93% de la taille des martres des Ardennes.

Les moyennes obtenues sur le poids et la longueur du corps ainsi que la présence de dimorphisme sexuel sont en accord avec les données de la littérature (e.g. Hainard, 1997).

#### IV.2.c. Radiopistage effectué

Sur les 31 martres capturées, 24 ont pu être équipées de collier-émetteur et suivies par radiopistage, 13 dans les Ardennes et 11 dans l'Ain. Parmi ces 24 martres, 9 sont des femelles (4 dans les Ardennes et 5 dans l'Ain) et 15 sont des mâles (9 dans les Ardennes et 6 dans l'Ain). Le sex-ratio des animaux suivis par radiopistage est donc de 1:0,6 en faveur des mâles (1:0,45 dans les Ardennes et 1:0,8 dans l'Ain).

Les données de radiopistage sont composées de localisations indépendantes relevées de jour, de localisations nocturnes indépendantes ainsi que de localisations nocturnes relevées à intervalles rapprochés pour le suivi des parcours des animaux et qui ne sont donc pas indépendantes les unes des autres. De ces dernières nous avons extrait les localisations indépendantes (tableau 2).

Le radiopistage s'est étalé sur une période allant de décembre 2001 à décembre 2004 pour un total de 3339 jours de suivi. La somme de l'effort investi dans le suivi par radiopistage s'élève à 5689 heures. A cela s'ajoute les données sur Furst et Hydromel relevées en 2006 qui ont été mises à notre disposition par Marina Mergey.

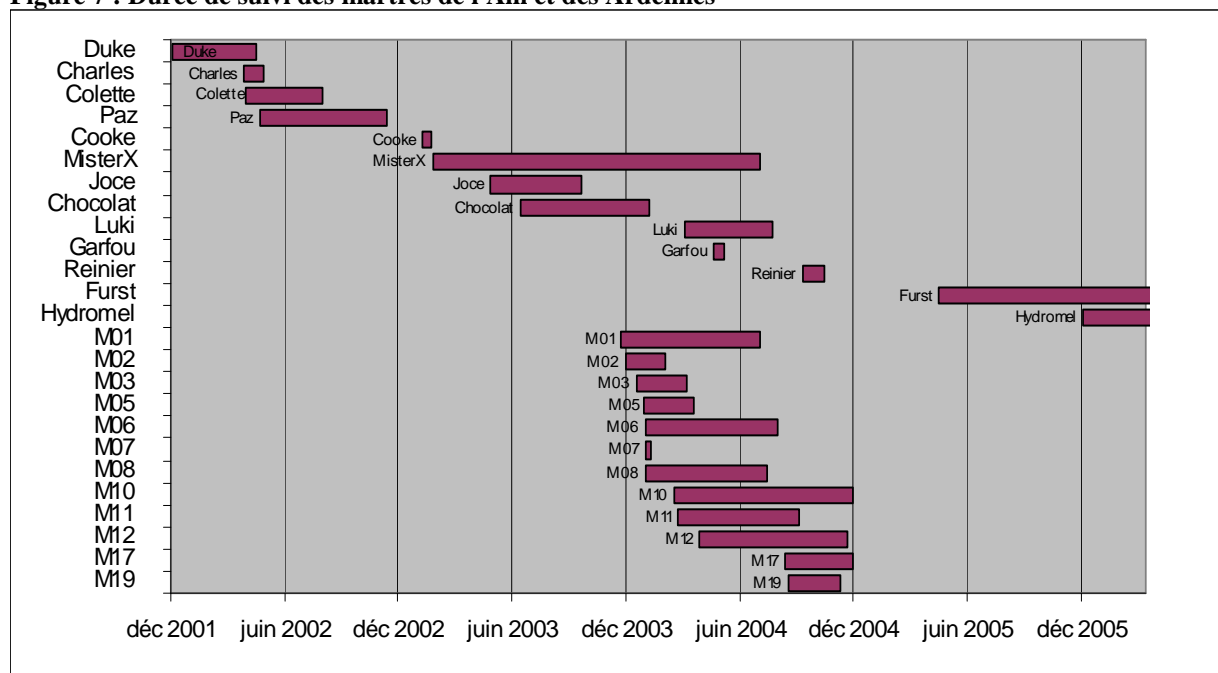


**Tableau 2 : Total des localisations de radiopistage de l'Ain et des Ardennes**

	Trajets indépendants	Trajets dépendants	Trajets total	Nocturnes hors trajet	Nocturnes total	Nocturnes indépendant	Diurne	Total indépendant	Total
Charles	0	0	0	6	6	6	5	11	11
Choco	71	150	221	17	238	88	27	115	265
Colette	0	0	0	2	2	2	19	21	21
Cooke	3	54	57	3	60	6	3	9	63
Duke	0	0	0	3	3	3	10	13	13
Furst	10	23	33	0	33	10	0	10	33
Garfou	8	44	52	1	53	9	6	15	59
Hydromel	20	65	85	0	85	20	0	20	85
Joce	10	44	54	5	59	15	4	19	63
Luki	28	217	245	3	248	31	13	44	261
MisterX	94	360	454	7	461	101	31	132	492
Paz	0	0	0	1	1	1	7	8	8
Reinier	49	355	404	1	405	50	6	56	411
Total des localisations indépendantes des trajets	293							293	
Total des localisations dépendantes trajets		1312							
Total localisations des trajets			1605						
Total nocturne hors trajets				49				+ 49	
Total nocturne					1654				1654
Total nocturne indépendant						342			
Total diurne							131	+ 131	+ 131
<b>Total Ardennes</b>								<b>473</b>	<b>1785</b>
M01	0	0	0	3	3	3	67	70	70
M02	0	0	0	2	2	2	27	29	29
M05	0	0	0	0	0	0	39	39	39
M06	21	150	171	4	175	25	47	72	222
M07	0	0	0	0	0	0	8	8	8
M08	3	19	22	1	23	4	71	75	94
M10	36	283	319	4	323	40	84	124	407
M11	38	188	226	5	231	43	53	96	284
M12	18	143	161	7	168	25	67	92	235
M17	0	0	0	0	0	0	31	31	31
M19	0	0	0	0	0	0	24	24	24
Total des localisations indépendantes des trajets	116							116	
Total des localisations dépendantes trajets		783							
Total localisations des trajets			899						
Total nocturne hors trajets				26				+ 26	
Total nocturne					925				925
Total nocturne indépendant						142			
Total diurne							518	+ 518	+ 518
<b>Total Ain</b>								<b>660</b>	<b>1443</b>
<b>Ain + Ardennes</b>			<b>2504</b>		<b>2579</b>	<b>484</b>	<b>649</b>	<b>1133</b>	<b>3228</b>

Le graphique suivant donne un compte rendu de la durée du suivi par radiopistage des animaux de l'Ain et des Ardennes.

**Figure 7 : Durée de suivi des martres de l'Ain et des Ardennes**



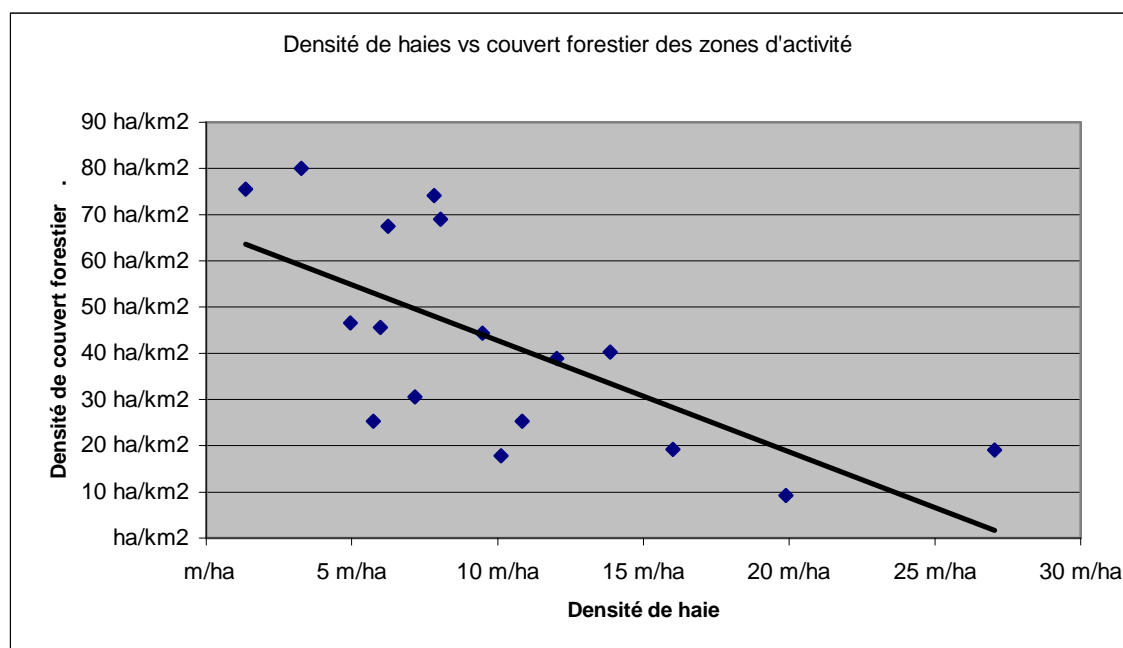
Chaque animal a été suivi en moyenne  $160 \pm 127$  jours (médiane : 141 jours), soit un peu moins de 5 mois. Ces chiffres ne signifient pas que chaque animal a effectivement été suivi en moyenne cinq mois mais seulement la durée entre la première et la dernière localisation. En effet certains de nos animaux n'ont été localisés que pendant une partie de cette période en raison des difficultés de localisations et ce malgré des efforts très soutenus. MisterX par exemple n'a pu être suivi que deux nuits avant de complètement disparaître, et n'a été recapturé qu'une année plus tard. D'autre part, la plupart de nos martres disparaissaient pendant quelques semaines voire mois avant de revenir au même endroit.

#### IV.2.d. Caractéristiques environnementales des milieux fréquentés par la martre

Nous avons décrit le milieu dans lequel se trouvent les martres à travers la description des zones où nos martres ont évolué. Pour délimiter cette zone, nous avons calculé un Kernel 95% pour tous les individus ayant au moins 10 localisations indépendantes réparties sur plus d'un mois, c'est-à-dire 8 martres dans les Ardennes et 9 martres dans l'Ain pour un total de 17 martres. Ces zones d'activité ont une superficie médiane de 427 ha [inf : 95 ha ; sup : 1180 ha], 46 ha étant la superficie minimum.

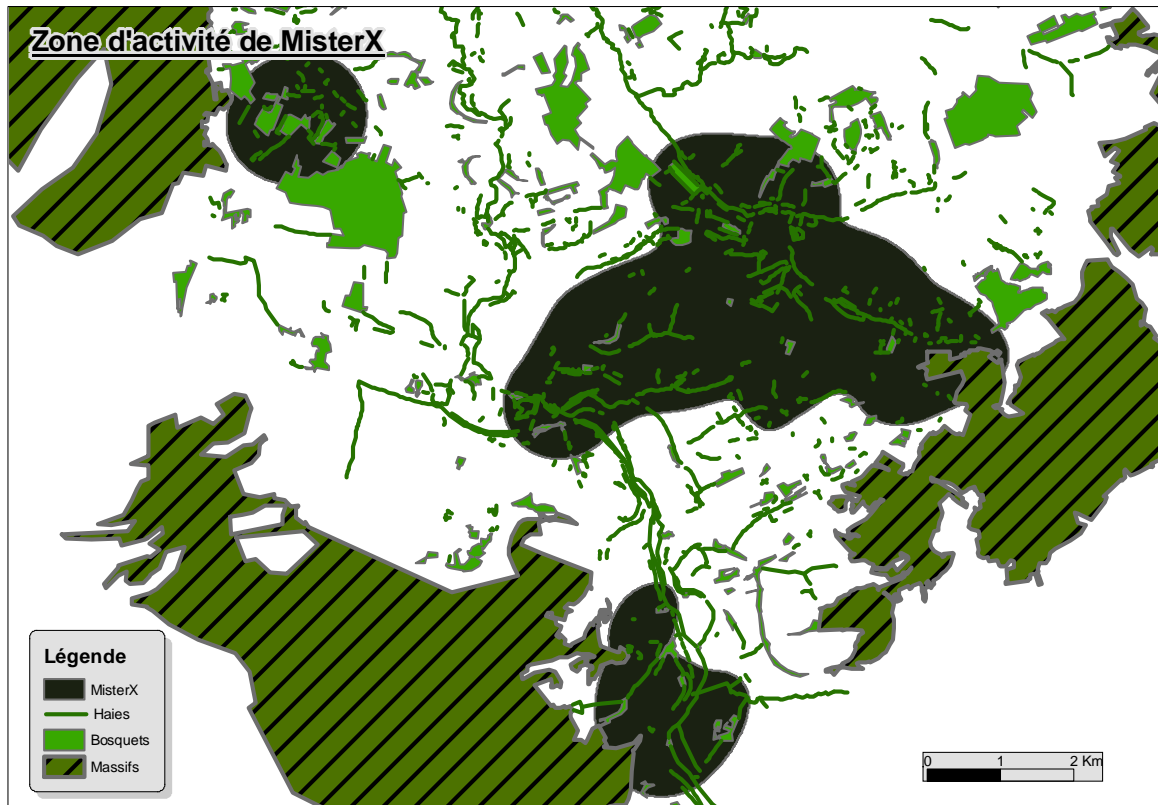
La densité du couvert forestier de ces zones d'activités s'élève en médiane à 40 ha/km<sup>2</sup> [inf : 25 ha/km<sup>2</sup> ; sup : 67 ha/km<sup>2</sup>], celle des massifs forestiers à 7 ha/km<sup>2</sup> [inf : 0 ha/km<sup>2</sup> ; sup : 38 ha/km<sup>2</sup>], des bosquets à 15 ha/km<sup>2</sup> [inf : 4 ha/km<sup>2</sup> ; sup : 25 ha/km<sup>2</sup>], des haies à 8 m/ha [inf : 6 m/ha ; sup : 12 m/ha] et des lisières à 44 m/ha [inf : 30 m/ha ; sup : 53 m/ha].

**Figure 8 : Densité du couvert forestier et des haies des zones d'activité des martres de l'Ain et des Ardennes**



Cette figure montre que la martre peut se contenter pour une relativement longue période d'une très faible couverture forestière à condition de disposer d'un important réseau de haie. La martre dont la zone d'activité contient la plus petite densité de couvert forestier (9 ha/km<sup>2</sup> ; 20 m/ha de haie) y a en effet séjourné au moins 5 mois (figure 9).

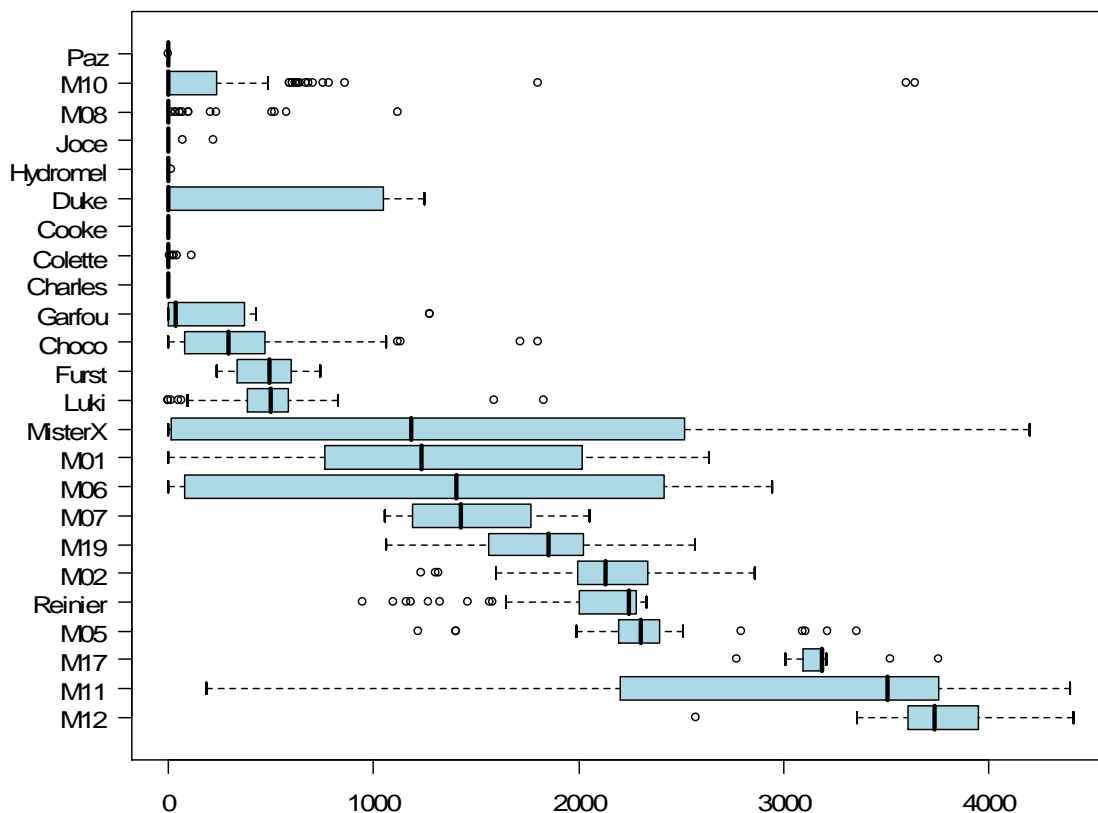
Figure 9 : Zone d'activité de MisterX déterminée sur une période de 5 mois



#### IV.3. Présence en milieu ouvert

Pour chaque individu nous avons calculé la médiane des distances entre leurs localisations de radiopistage et le plus proche massif forestier. Les martres se tiennent en moyenne à  $1063 \pm 1234$  m (N=1133) de distance des massifs forestiers. On observe un écart à la moyenne très élevé (figure 10), ceci étant du au fait que certaines martres (9 individus, soit 37,5%) ont effectivement la majorité de leurs localisations à l'intérieur des massifs (médiane = 0 m) alors que d'autres (6 individus, soit 25%) se tiennent à plus de 2 km des massifs forestiers. Les martres restantes (9 individus, soit 37,5%) sont retrouvées en majorité à des distances comprises entre 500 et 1500 m.

**Figure 10 : Distances médianes (en mètres) par individu de chaque localisation de radiopistage au plus proche massif forestier**



Parmi les mantes qui ne sont pas confinées aux massifs, il y a des mâles (11 individus) aussi bien que des femelles (4 individus) et en provenance des deux départements. Ceci est valable également pour les mantes qui sont restées confinées aux massifs forestiers (4 mâles et 3 femelles).

Notre hypothèse selon laquelle la mante est strictement forestière doit donc être rejetée puisque selon notre critère la moyenne des distances aux massifs forestiers devrait être égale à 0 m et ceci quel que soit le sexe ou le département.

#### IV.4. Excursion, transit ou séjour

Malgré les distances élevées entre les localisations de radiopistage et les massifs forestiers, cela n'exclue pas la possibilité que la mante ne fasse que des excursions en dehors des

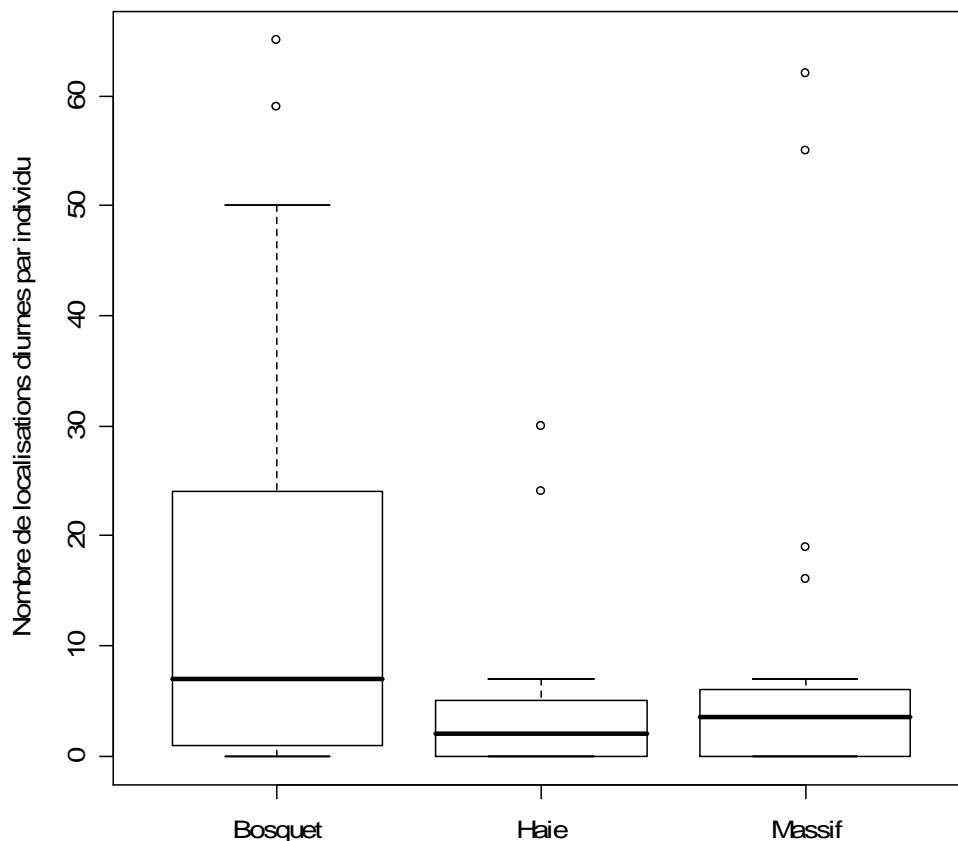
massifs. Afin de déterminer si la martre fréquente le milieu fragmenté en excursion, en transit, ou y séjourne, nous avons examiné les localisations de repos diurne.

Nous avons des localisations diurnes alors que l'animal est au repos pour 22 individus, 11 dans l'Ain et 11 dans les Ardennes. Au total, le nombre de localisations diurnes s'élève à 649 localisations (518 dans l'Ain et 131 dans les Ardennes) pour une moyenne par individu de  $29,5 \pm 25,2$  localisations (Ain :  $47,1 \pm 23,6$  ; Ardennes :  $11,9 \pm 9,6$ ).

Sur le total de 649 localisations diurnes, 194 (30%) se situent dans des massifs alors que 356 (55%) sont dans des bosquets et 99 (15%) dans des haies.

Nous avons calculé, par individu, le nombre de localisations se situant dans chacun des milieux. La figure suivante donne les valeurs médianes de ces localisations.

**Figure 11 : Nombre de localisations pour chaque individu suivant l'habitat. N=22 individus**



La médiane pour les bosquets est de 7 localisations [inf=1,25 ; sup=23,75], elle est de 2 localisations [inf=0 ; sup=4,75] pour les haie et de 3,5 localisations [inf=0 ; sup=5,75] pour les massifs.

Notre hypothèse selon laquelle la martre fréquente le milieu fragmenté uniquement lors d'excursions est donc à rejeter puisque les martres n'ont pas toutes leurs localisations diurnes dans les massifs forestiers, ces dernières localisations ne représentant que 30% du total des localisations diurnes (contre 55% dans les bosquets et 15% dans les haies). La martre est donc soit en transit soit en séjour en milieu fragmenté.

Nous avons ensuite examiné de plus près le temps passé dans chaque milieu ainsi que la forme de la trajectoire des localisations consécutives et, sur la base de ces données, décidé si la martre est en transit ou au contraire en séjour dans les différents milieux.

Pour rappel, pour qu'une martre soit classifiée comme étant en séjour dans un milieu il faut qu'elle séjourne plus de deux jours consécutifs au même endroit. Au contraire si plusieurs localisations diurnes consécutives sont dans le même milieu mais à de grandes distances les unes des autres alors la martre est considérée comme étant en transit dans ce milieu.

Duke a quatre localisations diurnes dans des bosquets. Il y est en séjour puisqu'il y est resté durant au moins cinq jours d'affilé avant de revenir dans les massifs. Ceci dit, le bosquet en question n'étant séparé que de moins de 50 m du massif forestier et peut être considéré en être une extension, ledit massif ayant, dans la portion utilisée par Duke, une configuration très semblable à un bosquet parce que très déchiré. Nous considérons donc que Duke est resté dans le même type de milieu, c'est-à-dire du massif déchiré (selon la définition de "habitat shredding" de Feinsinger, 1997). Garfou, quand à lui, semble partout en transit. Il est resté un jour dans un massif, puis trois jours plus tard il a passé deux jours dans un bosquet à 4,5 kilomètres de là, puis encore trois jours plus tard il est resté deux jours dans une haie trois kilomètres encore plus loin pour enfin se trouver à nouveau dans un massif 5 jours plus tard et quatre kilomètres plus loin. Nous le considérerons donc comme un animal en transit dans tous les milieux. Joce sera considérée comme étant en transit dans les haies puisque les deux localisations diurnes en dehors des massifs sont premièrement tout proches des massifs et deuxièmement sont espacées dans le temps de quatre mois. M08 est en transit en dehors des massifs. M10 est résidente dans les massifs et les bosquets, mais là aussi le massif et le bosquet fréquentés sont distants d'à peine 100 m et peuvent être considérés comme un seul et même massif au vu de la fréquence avec laquelle M10 passe de l'un à l'autre.

La plupart des martres de l'Ain sont considérées comme étant en séjour dans les bosquets. Il s'agit de M01, M02, M05, M06, M07, M11, M12 et M19. Elles sont de plus toutes en transit en dehors de ceux-ci à l'exception de M06 qui est également en séjour dans les massifs.

Chocolat est considéré comme un résident des bosquets mais en transit aussi bien dans les massifs que dans les haies. Sa présence dans les haies durant la journée ne dure en effet pas plus d'un jour d'affilé, et même s'il est resté pendant au moins une semaine dans les massifs, les trois localisations diurnes en question sont espacées les unes des autres de 2 et 2,5 kilomètres dans une forme de trajectoire en direction d'un autre bosquet. Luki est considéré résident aussi bien dans les haies que dans les massifs, parce qu'il est resté au minimum 2 semaines dans une haie et ensuite plusieurs semaines dans un massif.

M17 est un cas un peu à part, ayant la plus grande partie de ses localisations dans un jardin, mais sera considéré comme résident des haies. MisterX est considéré en séjour dans les haies. Reinier est considéré en séjour dans les bosquets.

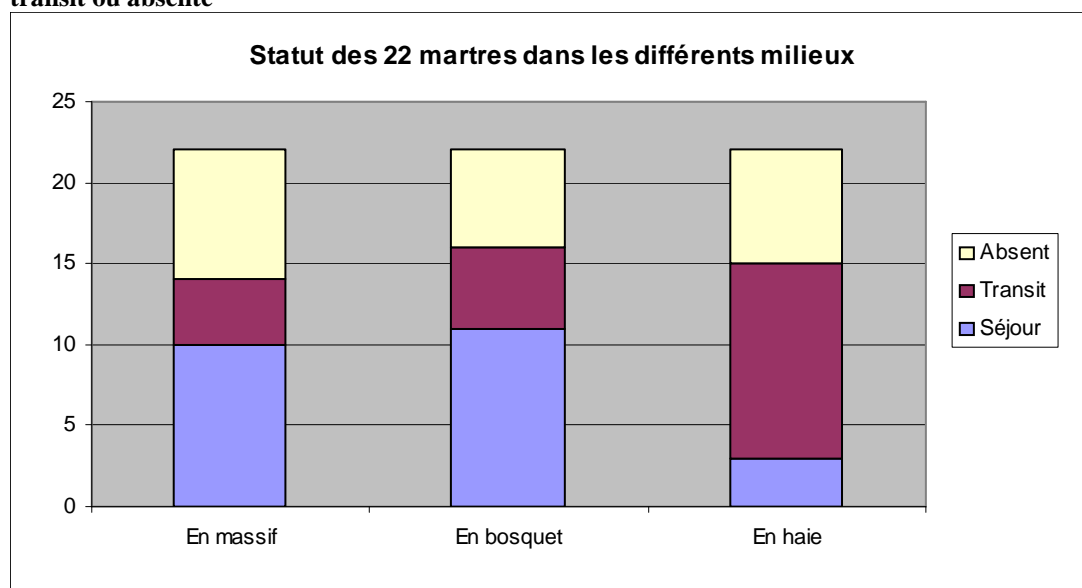
Le tableau et la figure suivants donnent les résultats obtenus. Dans le tableau chaque martre est qualifiée suivant son statut dans chaque habitat (en séjour, en transit ou absente). Lorsqu'une martre se trouve en séjour dans un habitat nous l'avons indiqué par la durée minimum (en jour) de son plus long séjour. Au bas du tableau figure le total de martre, par habitat et par statut.



**Tableau 3 : Statut de chaque martre dans les différents milieux basé sur les localisations diurnes. Lorsque l'animal est en séjour dans un milieu nous l'avons indiqué par la durée (en jours) du plus long séjour enregistré. On a calculé au bas du tableau pour chaque statut le nombre de martre par habitat (N=22 pour chaque habitat)**

	En massif	En bosquet	En haie
Charles	<b>21</b>	Absent	Absent
Chocolat	Transit	<b>60</b>	Transit
Colette	<b>120</b>	Absent	Absent
Cooke	<b>6</b>	Absent	Absent
Duke	<b>120</b>	Absent	Absent
Garfou	Transit	Transit	Transit
Joce	<b>11</b>	Absent	Transit
Luki	<b>6</b>	Transit	<b>14</b>
M01	Transit	<b>210</b>	Transit
M02	Absent	<b>60</b>	Transit
M05	Absent	<b>60</b>	Transit
M06	<b>21</b>	<b>90</b>	Transit
M07	Absent	<b>10</b>	Absent
M08	<b>90</b>	Transit	Transit
M10	<b>60</b>	<b>10</b>	Transit
M11	Absent	<b>150</b>	Transit
M12	Absent	<b>240</b>	Transit
M17	Absent	Transit	<b>90</b>
M19	Absent	<b>90</b>	Transit
MisterX	Transit	Transit	<b>120</b>
Paz	<b>150</b>	Absent	Absent
Reinier	Absent	<b>30</b>	Absent
Total Séjour	10	11	3
Total Transit	4	5	12
Total Absent	8	6	7

**Figure 12 : Pour chaque habitat, chaque martre a été classifiée selon qu'elle s'y trouvait en séjour, en transit ou absente**



Il en ressort que la martre est capable de séjourner dans toutes les formes de couvert forestier. Elle n'est en transit ni dans les bosquets ni dans les haies, ces derniers constituant donc non des corridors au sens de conduits mais des habitats exploités par la martre.

#### IV.5. Sélection de l'habitat en milieu fragmenté

Les milieux fréquentés par les martres durant leurs déplacements ont été étudiés sur la base du relevé de leurs trajets nocturnes. Sur le total de 2504 localisations obtenues sur les trajets de 12 martres (8 dans les Ardennes et 4 dans l'Ain) nous en avons sélectionné 2149 sur 82 trajets (1275 localisations pour 45 parcours dans les Ardennes et 874 localisations pour 37 parcours dans l'Ain). La sélection sur les trajets s'est faite en écartant tous ceux comportant moins de 6 localisations ou comprenant un écart de temps trop grand entre deux localisations successives. Le tableau suivant donne les détails des parcours retenus.

**Tableau 4 : Nombre de localisations et de parcours par animal et par zone d'étude**

Animal	Nombre de trajets	Nombre de localisations	Moyenne du nombre de localisations	Écart type du nombre de localisations	Minimum du nombre de localisations	Maximum du nombre de localisations
Choco	7	153	21.9	12.1	9	47
Furst	2	33	16.5	14.8	6	27
Garfou	3	52	17.3	5.9	13	24
Hydromel	4	85	21.3	5.2	15	26
Joce	3	54	18.0	10.1	7	27
Luki	7	244	34.9	26.2	8	84
M06	6	172	28.7	15.7	10	54
M10	11	320	29.1	15.6	12	67
M11	13	223	17.2	11.1	6	43
M12	7	159	22.7	12.3	7	45
Misterx	9	255	28.3	24.9	7	88
Reinier	10	399	39.9	19.3	8	67
Ardennes	45	1275	28.3	19.6	6	88
Ain	37	874	23.6	14.0	6	67
<b>Total</b>	<b>82</b>	<b>2149</b>	<b>26.2</b>	<b>17.4</b>	<b>6</b>	<b>88</b>

- Description des données

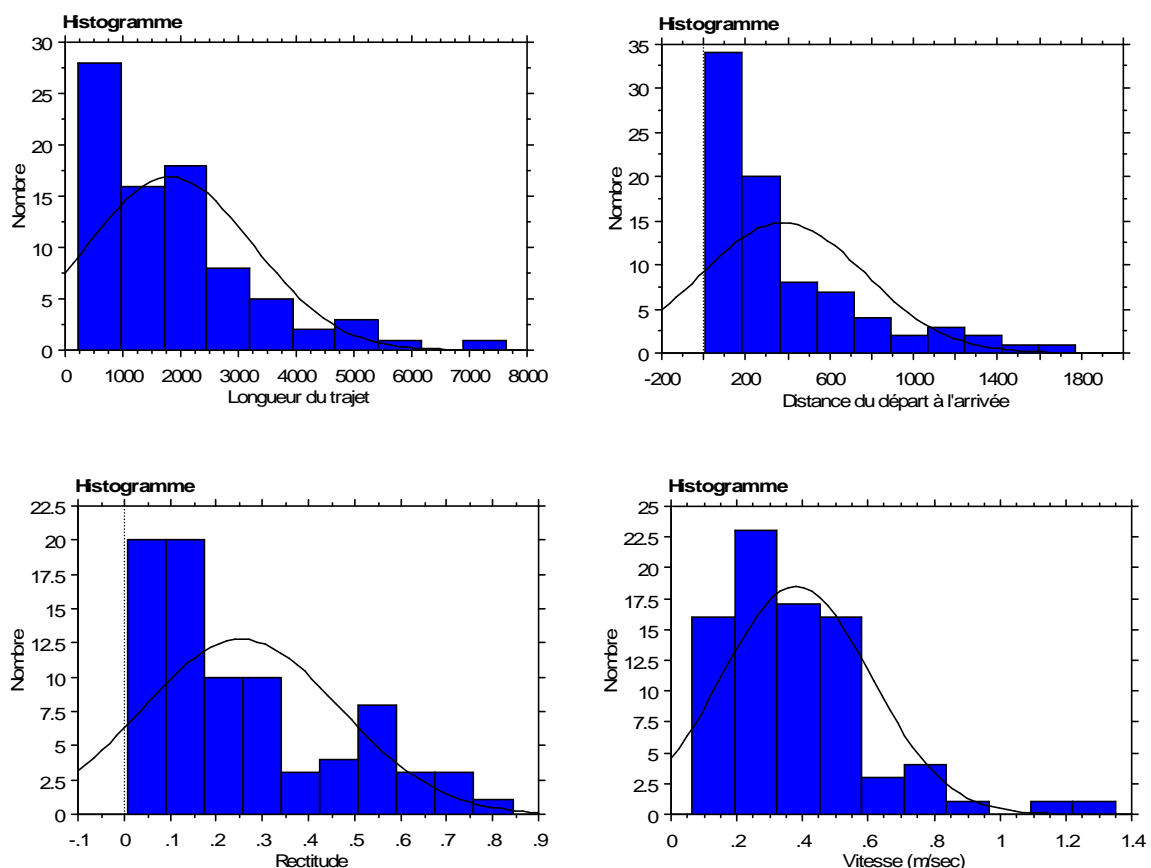
Le sex-ratio des animaux concernés est de 1:1,7 en faveur des mâles dans les Ardennes (5 mâles pour 3 femelles) et de 3:1 en faveur des femelles dans l'Ain (1 mâle pour 3 femelles) pour un sex-ratio équilibré de 1:1 au total.

La durée écoulée entre deux localisations successives est en moyenne de 3,4±4,5 minutes (N=2067).

La vitesse de déplacement des animaux durant les trajets est de 1,9±2,3 km à l'heure. Les animaux ont parcouru en moyenne 1827±1437 m par parcours, pour une distance à vol

d'oiseaux de  $379 \pm 390$  m. La rectitude des trajets exprimée par le rapport entre la distance parcourue et la distance à vol d'oiseaux est de  $0,25 \pm 0,21$  ce qui signifie que les animaux ont tendance à revenir à proximité de leur point de départ (plus la distance parcourue correspond à la distance à vol d'oiseaux plus la valeur de la rectitude s'approche de 1). La figure suivante montre les courbes de répartition de fréquences de chacun des résultats précédents.

**Figure 13 : Courbes de répartition de fréquences pour la longueur des trajets (m), la distance à vol d'oiseaux entre le point de départ et d'arrivée (m), la rectitude des trajets et la vitesse de déplacement (m/sec)**



- Effet sexe et département

Un modèle linéaire à effet mixte (LME) pondéré par individus sur la distance parcourue, la distance à vol d'oiseaux et la rectitude des trajets ne donne pas de différence significative en fonction des départements ( $p=0,33$ ,  $p=0,3$  et  $p=0,61$  respectivement) ni en fonction du sexe ( $p=0,8$ ,  $p=0,45$  et  $p=0,36$  respectivement) contrairement à ce qui aurait pu être attendu puisque le poids et la taille des animaux varient aussi bien en fonction du département que du sexe.

#### IV.5.a. Les points de localisation des trajets

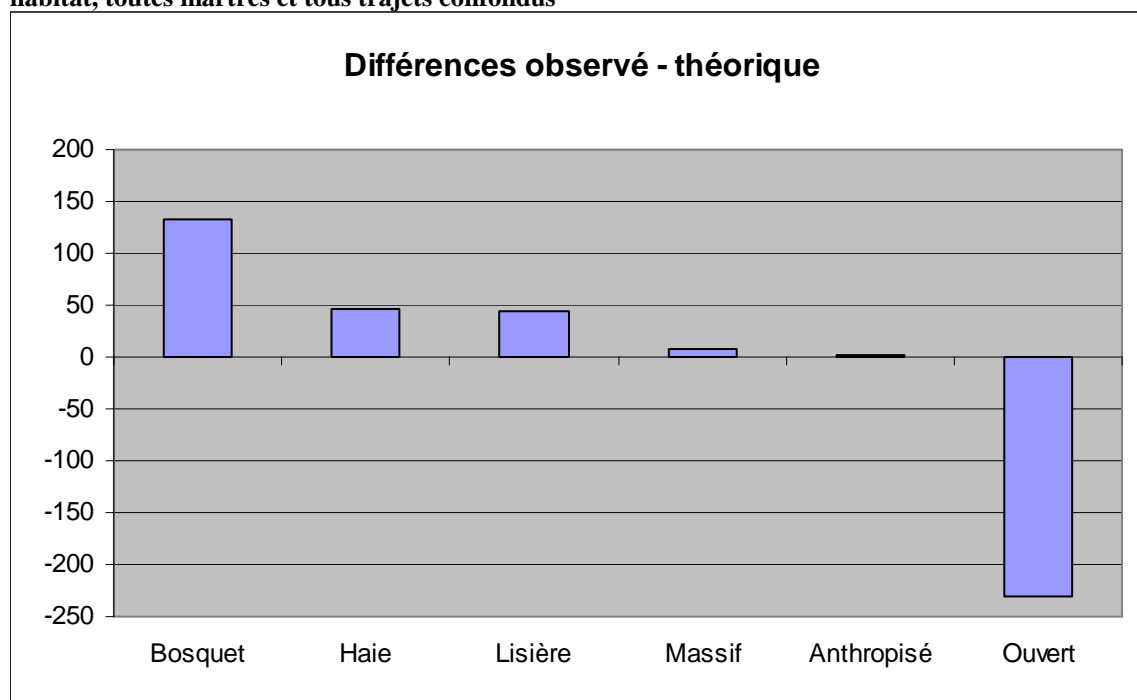
- Les données

Pour chaque trajet nous avons généré 99 trajets aléatoires ayant la même origine et le même point d'arrivée par permutation des segments afin d'obtenir le nombre théorique de localisations dans chaque milieu. La comparaison entre le nombre observé et théorique de localisations nous permet de déterminer la sélection de l'habitat en fonction de la disponibilité. Le tableau et la figure suivants montrent les résultats obtenus sur le nombre de localisations par milieu.

**Tableau 5 : Nombre de localisations observé et théorique par habitat, tous animaux et tous trajets confondus. La différence entre les nombres d'observés et de théoriques est également mentionné**

	Observé	Théorique	Delta observé-théorique
Bosquet	660	527	133
Haie	151	105	46
Lisière	279	235	44
Massif	143	136	7
Anthropisé	14	13	1
Ouvert	902	1134	-232

**Figure 14 : Différences (Delta observé-théorique) entre le nombre de localisations observé et théorique par habitat, toutes martres et tous trajets confondus**



- Absence de différence entre les sites

Nous avons dans un premier temps testé par la méthode de Monte Carlo la différence entre les sites avec pour résultat une différence non significative ( $p=0,08$  ;  $\chi^2=39,03$ ). Ainsi, la différence de structure de la fragmentation entre les deux sites d'étude ne se traduit pas par

une exploitation différentielle du milieu par la martre. Ce résultat nous permet dans la suite du traitement des données d'utiliser les trajets des deux sites confondus.

- Sélection de l'habitat

Un test de Monte Carlo sur la sélection de l'habitat montre que les habitat ne sont pas utilisés de manière aléatoire ( $p=0,004$  ;  $\chi^2=109,68$ ). Il y a donc une utilisation sélective de l'habitat qui ne dépend pas de sa disponibilité. Par le calcul du  $\chi$  de Monte Carlo nous avons déterminé quel habitat est utilisé préférentiellement. La valeur  $p$  limite est de 0,0083 par correction selon Bonferroni (0,05/6 habitat). En fait, seul le milieu ouvert est contre-sélectionné puisque nous obtenons pour les massifs ( $p=0,406ns$  ;  $\chi=0,63$ ), les bosquets ( $p=0,014ns$  ;  $\chi=5,81$ ), les lisières ( $p=0,170ns$  ;  $\chi=2,85$ ) les haies ( $p=0,058ns$  ;  $\chi=4,46$ ) et le milieu anthropisé ( $p=0,536ns$  ;  $\chi=0,42$ ) des valeurs de  $\chi$  de Monte Carlo positives alors que pour le milieu ouvert ( $p=0,002^*$  ;  $\chi=-6,88$ ) la valeur du  $\chi$  de Monte Carlo est négative.

Il n'y a donc pas sélection préférentielle des massifs, bosquets, haies, lisières et anthropisé. Par contre, le milieu ouvert est évité.

De plus, un LME pondéré par individu sur les distances au couvert forestier des localisations de radiopistage se situant en milieu ouvert donne une différence significative ( $p=0,01$ ) entre distances observées et théoriques, les distances observées étant inférieures aux théoriques. La distance médiane au plus proche couvert forestier des localisations de radiopistage situées en milieu ouvert est de 27 m [inf : 10 m ; sup : 58 m].

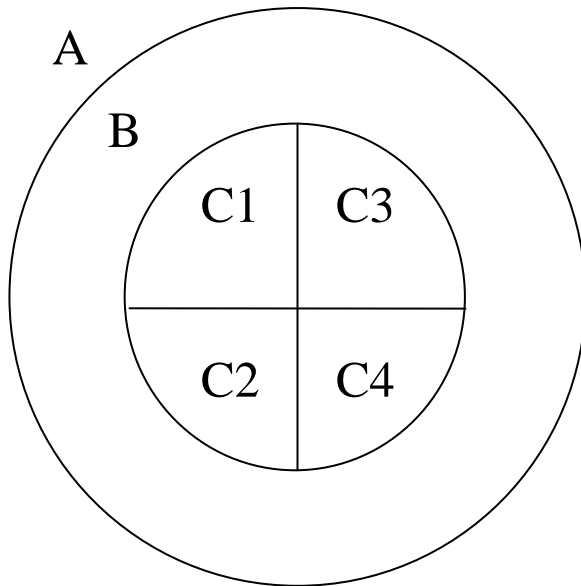
Ainsi, non seulement les martres évitent le milieu ouvert mais en plus, lorsqu'elles y vont, elles restent à proximité du couvert forestier.

- Indice d'utilisation du milieu ouvert

Nous avons alors émis l'hypothèse que le couvert forestier représente pour la martre un lieu de sécurité et que lorsqu'elle s'en éloigne elle choisira préférentiellement des endroits où il y a présence de couvert forestier non seulement à proximité mais en plus dans plusieurs directions. Pour tester notre hypothèse nous avons créé un indice de présence de couvert forestier. Pour chaque localisation en milieu ouvert nous avons déterminé s'il y avait absence de couvert forestier dans un rayon de 100 m (A dans notre indice), s'il n'y en avait pas dans un rayon de 50 m mais qu'il y en avait dans un rayon de 50 à 100 m (B dans notre indice), qu'il y

en avait à l'intérieur d'un rayon de 50 m mais dans une seule direction (C1), dans deux directions (C2) dans trois (C3) ou dans quatre directions (C4). La figure suivante montre cet indice de façon schématique.

**Figure 15 : Indice d'utilisation du milieu ouvert**



Un test au moyen de la méthode de Monte Carlo sur l'utilisation du milieu ouvert selon cet indice en montre une utilisation non-aléatoire ( $p=0,002$  ;  $\chi^2=106,48$ ) de sorte que nous avons calculé pour chaque classe de l'indice le  $\chi$  entre observé et théorique. La valeur de  $p$  limite ayant été corrigée selon Bonferroni à  $p=0,05/6=0,0083$ , A est évité ( $\chi$  négatif) de façon significative ( $p=0,002$  ;  $\chi=-7,12$ ), B, C1, C2 et C3 ne sont pas significatifs ( $p=0,094$ ,  $\chi=-3,79$  ;  $p=0,538$ ,  $\chi=1,84$  ;  $p=0,444$ ,  $\chi=0,34$  et  $p=0,232$ ,  $\chi=0,15$  respectivement) alors que C4 est sur-exploité (valeur de  $\chi$  positive) de façon significative avec  $p=0,002$  ( $\chi=6,16$ ).

Les martres ont donc tendance à éviter les endroits situés à plus de 100 m d'un quelconque couvert forestier et à préférer les endroits où il y a présence d'arbre aux quatre points cardinaux à une distance de moins de 50 m.

#### *IV.5.b. Les segments des trajets*

- Les données

Nous avons comparé les distances observées et théoriques (obtenues à partir des 99 trajets aléatoires générés) parcourues dans chaque milieux.

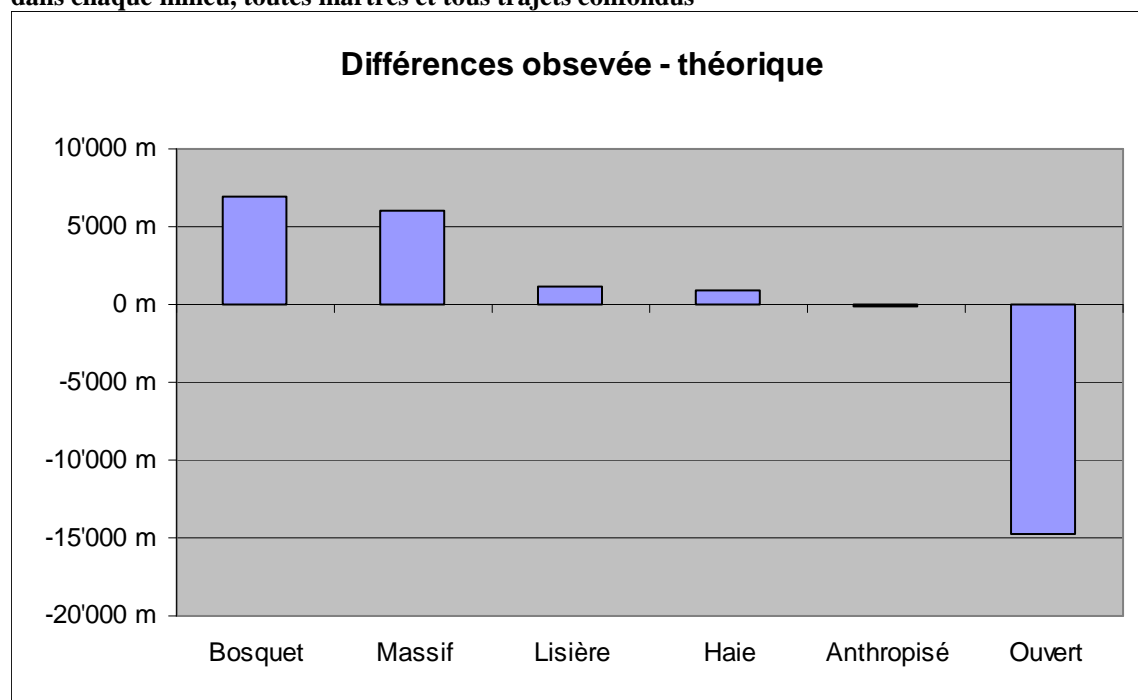
La comparaison entre les distances observées et théoriques nous permet de déterminer les corridors utilisés pour les déplacements. Pour rappel, la proximité des localisations dans le temps (3 min. en moyenne) nous permet de considérer chaque segment comme correspondant au parcours effectivement suivi.

Le tableau et la figure suivants montrent les résultats obtenus sur les distances parcourues dans chaque milieu, toutes martres et tous trajets confondus.

**Tableau 6 : Distances observées et théoriques parcourues dans chaque milieu et différences entre les valeurs observées et théoriques**

	Observé	Théorique	Delta observé-théorique
Bosquet	38'933 m	31'997 m	<b>6'936 m</b>
Massif	30'546 m	24'562 m	<b>5'983 m</b>
Lisière	9'248 m	8'118 m	<b>1'131 m</b>
Haie	4'144 m	3'256 m	<b>888 m</b>
Anthropisé	817 m	984 m	<b>-167 m</b>
Ouvert	66'088 m	80'858 m	<b>-14'770 m</b>

**Figure 16 : Différences (delta observé-théorique) entre les distances observées et théoriques parcourues dans chaque milieu, toutes martres et tous trajets confondus**



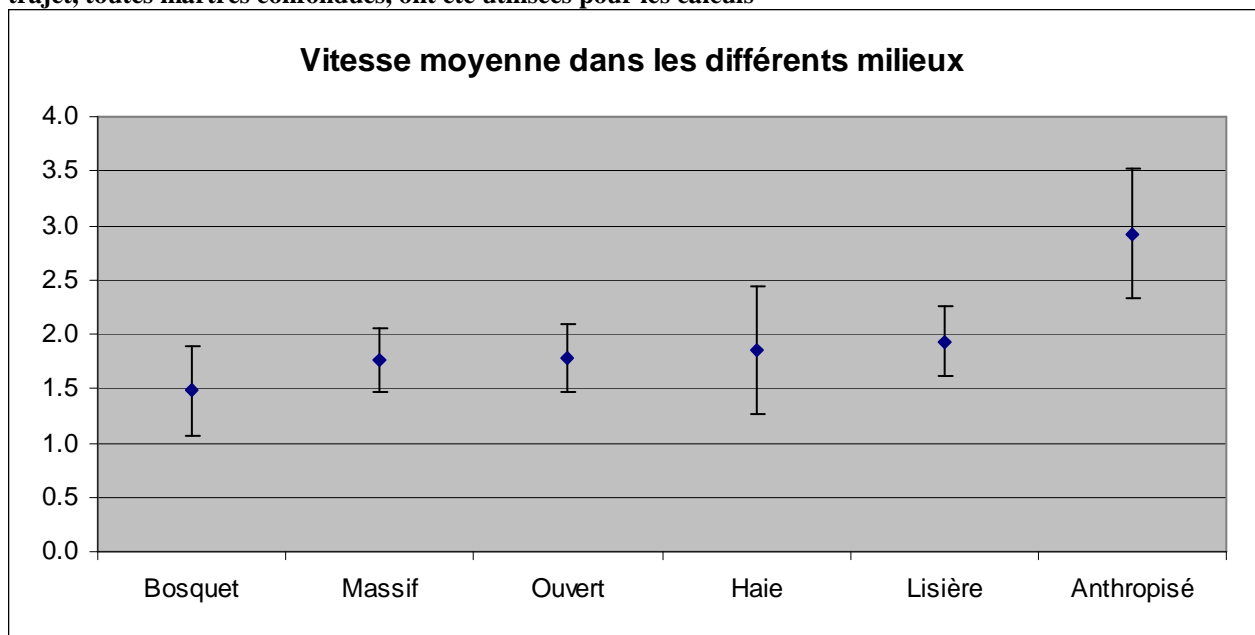
Nous avons comparé les distances parcourues et théoriques dans chaque milieu par la méthode de Monte Carlo pour déterminer quels sont les milieux utilisés comme corridor. Il n'y a pas non plus d'effet site ( $p=0,46$  ;  $\chi^2=913,08$ ) donc nous pouvons considérer les animaux des deux départements ensemble. Il y a par contre utilisation non-aléatoire des différents milieux avec  $p=0,01$  ( $\chi^2=6086,69$ ). Après correction de  $p$  selon Bonferroni ( $p=0,05/6=0,0083$ ), seul le milieu ouvert est sous-exploité (valeur de  $\chi$  négative avec

$p=0,004$  ;  $\chi=-51,94$ ) alors que les autres milieux n'ont pas de différence significative avec les valeurs théoriques (massifs :  $p=0,042$ ,  $\chi=38,17$  ; bosquets :  $p=0,044$ ,  $\chi=38,77$  ; haies :  $p=0,224$ ,  $\chi=15,55$  ; lisières :  $p=0,26$ ,  $\chi=12,55$  ; anthropisé :  $p=0,424$ ,  $\chi=-5,33$ ).

- Vitesse de déplacement suivant le milieu

Afin de déterminer si les martres se déplacent plus rapidement suivant le milieu, nous avons additionné les distances parcourues ainsi que le temps passé dans chaque milieu, pour chaque trajet, et obtenu ainsi une vitesse moyenne par habitat par trajet. Après vérification par un LME de l'effet du site sur la vitesse pondéré par l'habitat qu'il n'y avait pas d'effet site sur les vitesses par habitat ( $p=0,18$ ), nous avons fait un LME de la vitesse en fonction de l'habitat pondéré par les individus et les trajets. La valeur de  $p$  obtenue étant inférieure à  $0,001$  nous en concluons qu'il y a bien un effet de l'habitat sur la vitesse de déplacement. La figure suivante montre les moyennes des vitesses par habitat, tous animaux et tous trajets confondus.

**Figure 17 : Vitesse moyenne (en km/h) des martres dans les différents milieux. Les valeurs de chaque trajet, toutes martres confondues, ont été utilisées pour les calculs**



Les martres se déplacent donc légèrement plus lentement dans les bosquets ( $1,5 \pm 0,4$  km/h) que dans les massifs, les haies, les lisières ou le milieu ouvert ( $1,8 \pm 0,3$ ,  $1,9 \pm 0,6$ ,  $1,9 \pm 0,3$  et  $1,8 \pm 0,3$  km/h respectivement). Par contre le milieu anthropisé est traversé à des vitesses bien supérieures, pratiquement deux fois la vitesse des bosquets ( $2,9 \pm 0,6$  km/h).



Ainsi donc, les martres évitent le milieu ouvert (résultat obtenu aussi bien sur les localisations de radiopistage que sur les segments) mais ne s'y déplacent pas plus rapidement. Par contre, même si elles n'évitent pas le milieu anthropisé, elles y passent à des vitesses élevées. Ces résultats sont renforcés du fait qu'ils ont été obtenus sur deux sites d'étude séparés géographiquement et ayant une configuration forestière qui diffère.

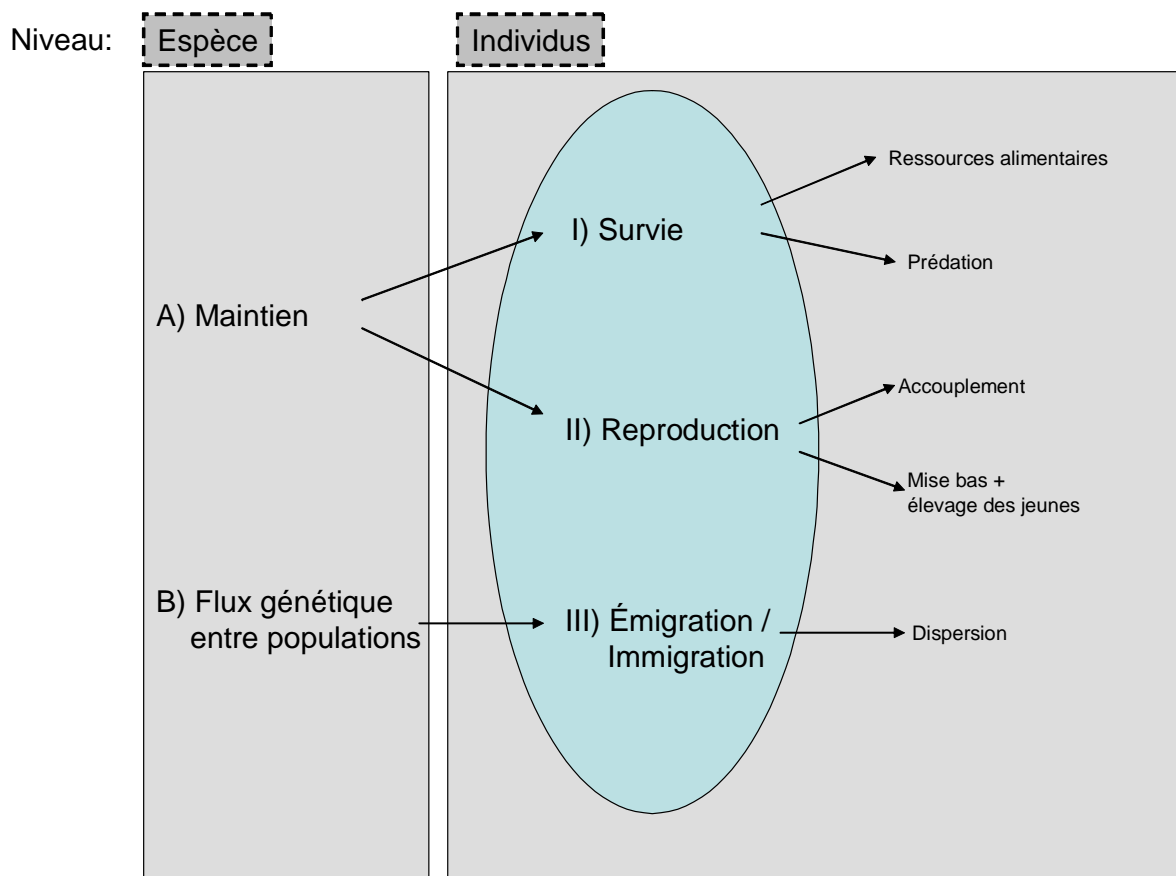
Rappelons cependant que lorsque la martre pénètre le milieu ouvert, elle reste non seulement à proximité du couvert forestier (médiane = 27 m) mais en plus sélectionne les lieux où il y a présence d'arbres de tous les côtés.

## V. Discussion et conclusion

La Biologie de la conservation s'intéressant à la survie des espèces, c'est donc, au niveau des populations, qu'elle s'intéresse A) à leur maintien et B) au flux génétique entre populations.

Ces deux aspects, qui se situent au niveau des populations, se retrouvent au niveau des individus : pour qu'une population puisse se maintenir, il faut que des individus soient I) en mesure de survivre suffisamment longtemps pour pouvoir se reproduire, II) se reproduisent effectivement et III) qu'un certain nombre d'individus puisse se disperser (figure 18).

**Figure 18 : Centres d'intérêt de la biologie de la conservation au niveau de l'espèce et au niveau des individus**



De façon plus détaillée, pour qu'un individu puisse vivre (I), il faut qu'il puisse se nourrir, et donc qu'il ait accès à des sites pourvoyant ses besoins alimentaires et que la compétition intra et inter-spécifique ne l'en empêche pas. Il faut également qu'il reste en vie au moins jusqu'à ce qu'il se soit reproduit, donc qu'il évite la prédation ou la chasse. Ensuite, en ce qui concerne la reproduction (II), il faut non seulement qu'il ait accès à un ou des partenaires mais également qu'il puisse disposer d'un site adéquat pour l'élevage des jeunes. Enfin, en ce qui concerne l'échange d'individus entre populations (III), deux cas de figure se présentent. Dans

le cas de populations espacées géographiquement, l'échange d'individus se fait par le passage d'individus (en général des jeunes durant la dispersion) à travers la matrice, éventuellement via les corridors. Dans le cas de populations continues, l'échange se fait par rayonnement, i.e. que chaque individu va se reproduire avec son plus ou moins proche voisin, qui lui-même va se reproduire avec le voisin prochain, etc.

La fragmentation de l'habitat va potentiellement avoir un impact, positif ou négatif, sur chacun de ces aspects.

#### V.1. Nos résultats dans le cadre de la Biologie de la conservation

Les résultats obtenus durant notre étude nous permettent d'évaluer l'impact de la fragmentation du milieu forestier sur différents de ces aspects.

##### V.1.a. Ressources alimentaires

La plupart des martres que nous avons suivies sont restées exclusivement en milieu fragmenté où elles ont nécessairement assuré leurs besoins alimentaires.

Nous pensons donc que la fragmentation n'empêche pas la martre d'avoir accès aux ressources alimentaires, du moins tant qu'il existe un réseau de haies et de bosquets.

Par ailleurs, certaines de nos martres sont restées plusieurs semaines de suite à l'intérieur d'une très petite surface (p.e. une seule haie de 500 m de long) avant de se déplacer vers une autre zone d'activité à plusieurs kilomètres de là. De plus, la plupart des martres que nous suivions par radiopistage disparaissaient pour plusieurs semaines, tous nos efforts pour les retrouver restant le plus souvent vains, avant de réapparaître à l'endroit où elles avaient disparu.

Cette tendance à exploiter les ressources d'une zone très restreinte pendant quelque temps et ensuite de disparaître donne son soutien à une hypothèse sur l'exploitation de l'espace chez la martre appelée "martelisme" (Pulliainen, 1981). Celui-ci suggère que la martre n'est pas territoriale au sens classique du terme mais se déplace plutôt au gré des ressources alimentaires du milieu.

Ce système d'exploitation du milieu et de territorialité a été observé chez d'autres espèces de mustélidés (Hornocker *et al.*, 1983 ; Lodé, 2000)

#### V.1.b. Prédation / Chasse

La fragmentation ne semble pas devoir augmenter la mortalité de la martre par la prédation. Même si le renard est considéré par certains auteurs comme un prédateur d'individus même adultes (Lindström *et al.*, 1995 ; Overskaug, 2000 ; Pulliainen, 1981), la présence d'un seul arbre à proximité peut permettre à la martre de s'y réfugier.

Ce n'est donc pas la présence d'une superficie non-fragmentée de couvert forestier qui doit importer si l'on s'intéresse à la sauvegarde de la martre mais plutôt la présence d'arbres, même isolés, à proximité.

Nous avons cependant observé durant notre étude la présence d'un choix sélectif du gîte diurne non recensé dans d'autres études (Labrid, 1986 ; Müskens *et al.*, 2000b ; Stier, 2000). Certaines de nos martres sont revenues plusieurs jours voire semaines d'affilé soit dans le même gîte, soit dans le même secteur de leur zone d'activité. Cette sélection peut être due à la nécessité de camouflage contre la prédation ou à la nécessité d'abris contre les intempéries (Marchesi, 1989 ; Overskaug *et al.*, 1994 ; Storch *et al.*, 1990 ; Zalewski, 1997).

Quelle qu'en soit la raison, la configuration du couvert forestier en milieu fragmenté semble diminuer la densité des lieux propices au repos diurne, sans pour autant sembler être un facteur limitant l'exploitation du milieu fragmenté.

Par contre, nos résultats indiquant l'utilisation des haies lors des déplacements, ce milieu peut augmenter l'effet d'une pression du piégeage sur les martres en milieu fragmenté par rapport aux populations des massifs forestiers. Durant notre étude nous avons pu observer par exemple qu'en milieu fermé (dans les massifs), certaines martres ne se faisaient jamais capturer malgré la pression très forte du piégeage (très haute densité de pièges). En milieu fragmenté et notamment le long des haies, cette capacité à éviter les pièges peut être diminuée. Cet aspect est à étudier de manière plus approfondie mais risque d'être difficile à évaluer pour deux raisons, premièrement du fait de la variabilité du succès de piégeage suivant les individus et deuxièmement du fait que les données de piégeage obtenues auprès

des piègeurs agréés manquent de fiabilité principalement du fait de la ressemblance entre la martre et la fouine (Reig, 1992). Il est en effet même arrivé qu'on nous contacte pour mentionner la capture d'une martre alors qu'il s'agissait en fait d'un putois. Pour ces diverses raisons il est impossible d'avoir une idée fiable des densités de martres et donc de l'impact du piégeage sur celles-ci.

Une pression élevée du piégeage en milieu fragmenté peut donc devenir un problème pour la martre. Or celle-ci a un faible taux de reproduction : la maturité sexuelle n'apparaît que tardivement, les femelles n'ont pas de portée chaque année et les portées sont faibles (Achterberg *et al.*, 2000 ; Balharry, 1993 ; Broekhuiten & Müskens, 2000 ; Krott, 1973 ; Krüger, 1996 ; Mead et Wright, 1983 ; Schmidt, 1934). Le piégeage sur plusieurs années consécutives, même s'il n'est pas intensif, peut donc avoir un impact important sur les populations de martres en milieu fragmenté (Labrid, 1986).

Dans ce cas, non seulement le milieu fragmenté deviendrait un milieu puit (sink habitat) pour la martre mais en plus les populations résiduelles situées dans les massifs se retrouveraient isolées les unes des autres.

#### *V.I.c. Reproduction*

Le milieu fragmenté étant exploité aussi bien par les mâles que par les femelles, on peut supposer que la fragmentation ne pose pas de problème pour l'accouplement. Il n'en est pas de même pour la mise-bas ou l'élevage des jeunes.

Selon la littérature, la martre met bas dans des arbres creux (Achterberg *et al.*, 2000 ; Dijkstra, 2000). L'absence de ce genre de gîte, que ce soit dans les massifs exploités (dans lequel les arbres ne vivent jamais assez longtemps pour atteindre un diamètre adéquat) ou dans les haies, peut donc poser un problème majeur pour le maintien des populations de martres, problème qui a déjà été relevé par divers auteurs (Birks *et al.*, 2005 ; Schröpfer, 1997).

Nous avons, dans le cadre de notre étude, investi un effort considérable dans la localisation de portées. Malgré la présence d'arbres creux en milieu fragmenté, toutes les portées que nous avons pu découvrir, soit par le suivi intensif par radiopistage des femelles équipées de collier-émetteur durant la période de mise-bas, soit par le recensement des arbres creux susceptibles d'accueillir une portée, cette dernière technique étant utilisée avec beaucoup de succès en Hollande (Kleef, 1997), se trouvaient en massifs. Il s'agit en l'occurrence de 5 portées, quatre dans les Ardennes et une dans l'Ain. Les cinq portées se situent dans des massifs forestiers.

Dans les Ardennes, ces massifs ont une superficie de plus de 7000 ha, dans l'Ain il s'agit de l'un des deux seuls massifs présents sur la zone d'étude et ayant une superficie de 230 ha.

En effet, des barrières comportementales peuvent empêcher certaines espèces de se reproduire en milieu fragmenté, comme c'est, par exemple, le cas pour de nombreuses espèces d'oiseaux qui nécessitent, pour se reproduire, de disposer d'une couverture forestière d'une superficie égale à plusieurs fois celle de leur territoire (Robbins *et al.*, 1989).

La dépendance de la martre aux arbres creux pour la mise-bas et le fait qu'il nous a été impossible de trouver des portées en milieu fragmenté laissent supposer que la martre ne se reproduit pas en milieu fragmenté.

#### *V.1.d. Dispersion*

Malgré l'ampleur de l'effort investi nous n'avons pas été en mesure de capturer de jeunes martres avant dispersion et ainsi être en mesure de les équiper de collier-émetteur et de suivre leurs déplacements durant leur dispersion. Outre le recensement des arbres creux et le suivi intensif des femelles durant la période de mise-bas précédemment mentionnés, nous avons également installé 40 nichoirs dans l'espoir de voir une femelle s'y installer pour la mise-bas, sans résultat. Divers auteurs pourtant mentionnent la présence de portées dans des nichoirs installés pour des chouettes (Hainard, 1997 ; Genaro Coppa, communication personnelle). Nous avons alors délocalisé deux martres, comme recommandé par Doncaster *et al.* (2001) pour l'étude de la dispersion d'espèces difficiles à observer, et suivi leurs déplacements de façon continue jusqu'à ce qu'elles s'établissent sur une aire d'activité stable. Les deux martres (des mâles adultes) se sont installées l'une à 1 km et l'autre à 17 km du lieu de son relâché, ayant toutes deux parcouru une distance minimum de plus de 40 km à vol d'oiseau entre les localisations de radiopistage. Cette grande mobilité est en accord avec les données de la littérature. Schröpfer *et al.* (1997) ont en effet enregistré des distances parcourues en une seule nuit pouvant aller jusqu'à 18 km et Pulliainen (1881) en a enregistré pouvant aller jusqu'à 30 km. La distance maximum à vol d'oiseaux enregistrée pour la même martre est de 17 km (sub-adulte en dispersion, Balharry, 1993). Dans notre étude, la distance maximum à vol d'oiseau entre localisations de radiopistage est de 10 km pour l'une des deux martres délocalisées et de 26 km pour l'autre.

Nous avons investi autant d'effort pour tenter d'étudier la dispersion des jeunes parce que c'est un facteur majeur dans l'étude de l'impact de la fragmentation sur une espèce. Même dans le cas de la martre, qui semble constituer une population continue d'un massif forestier à l'autre, différents problèmes découlant de l'isolement des populations peuvent survenir si la martre ne se reproduit pas en milieu fragmenté.

Si tel est le cas, les distances parcourues durant la dispersion ainsi que le succès de la dispersion (mortalité élevée, échec de reproduction) deviennent importants pour que les populations de chaque massif restent connectées aux autres et nécessitent de ce fait des études approfondies dans le cadre de la conservation à long terme de cette espèce.

## V.2. La martre : une espèce plastique

A travers le monde animal, la fragmentation du milieu forestier a un impact variable d'une espèce à l'autre. Afin de resituer la martre dans le contexte de la fragmentation, nous avons examiné divers degrés de vulnérabilité à la fragmentation. Il est évident que les études ne sont comparables que dans une certaine mesure puisque le niveau de fragmentation varie d'un site d'étude à l'autre et que l'échelle utilisée n'est pas toujours la même. Les exemples présentés ci-après illustrent cependant les différents impacts que peut avoir la fragmentation sur les espèces.

Il arrive fréquemment que des espèces qu'on pensait strictement forestières se retrouvent dans la matrice (Gascon *et al.*, 1999). Le chevreuil, *Capreolus capreolus*, par exemple, une espèce forestière à l'origine, a adopté la matrice comme habitat (en l'occurrence les plaines céréalières) au point même de s'y reproduire (Maublanc *et al.*, 1987). Chez ce genre d'espèces capables d'inclure la matrice dans leur habitat propre, la fragmentation n'a, à priori, pas d'impact négatif, même si des études plus approfondies sont nécessaires pour le confirmer. Ces espèces peuvent en effet ne pas être capables de se reproduire dans la matrice, ou le taux de mortalité peut y être plus élevé.

Le blaireau européen *Meles meles* est un autre exemple où la fragmentation du milieu forestier a peu d'importance. Premièrement, seul le terrier se trouve en milieu forestier (Virgós & Casanovas, 1999) alors que les blaireaux fréquentent préférentiellement les prés pour la recherche de nourriture (Kruuk, 1979 ; Kruuk *et al.*, 1979). Deuxièmement, les

blaireaux peuvent se contenter d'une superficie de couvert forestier minime pour y creuser leur terrier (Bodin, communication personnelle). Cette espèce peut donc survivre avec un minimum de couvert forestier. C'est donc la disparition totale de celui-ci plutôt que sa fragmentation qui pourrait mettre en danger cette espèce.

Plusieurs espèces de méso-prédateurs (prédateurs de moyenne taille) sont même favorisées par la fragmentation du milieu forestier (Crooks, 2002) parce que celle-ci entraîne une augmentation des densités de lisières, milieu exploité par ces espèces pour les ressources alimentaires. Encore faut-il cependant qu'il reste des fragments de couvert forestier. Pour ces espèces, la fragmentation a tout d'abord un effet positif, mais si la destruction du milieu forestier continue et abouti à l'absence totale de forêts, alors probablement ces espèces seront-elles également menacées par la fragmentation.

Dans certains cas, l'impact de la fragmentation ne se reflète que sur la diminution de la superficie couverte par l'habitat. Delin & Andrén (1999) n'ont ainsi trouvé aucun impact de la superficie des taches et de la distance entre taches sur les densités d'écureuil, *Sciurus vulgaris*. Ce genre de résultat est fréquent (e.g. Crooks, 2002 ; Laurance & Laurance, 1999 ; Sunquist & Sunquist, 2001 ; Tewksbury *et al.*, 1998), mais dépend beaucoup du niveau de fragmentation auquel la recherche a eu lieu et de l'échelle prise en considération. Un paysage composé de taches de feuillus dans une matrice de conifères peut paraître non-fragmenté pour une espèce forestière mais au contraire fragmenté pour une espèce inféodée aux feuillus.

Un peu plus sensible à la fragmentation que l'écureuil, le coyote *Canis latrans* n'est sensible à la fragmentation que dans la mesure où la distance entre les taches de couvert forestier augmente au-delà de 1'000 mètres. En deçà, la superficie des taches importe peu (Crooks, 2002).

Le chat forestier *Felis silvestris* est une espèce sur laquelle la fragmentation de l'habitat n'a pas d'impact direct mais par contre un impact secondaire qui pourrait lui être fatal. Cette espèce utilise de préférence le milieu fragmenté que les massifs (Lozano *et al.*, 2003) et on pourrait conclure à une influence favorable de la fragmentation. Ceci est sévèrement remis en cause du fait de la présence du chat domestique ou chat haret dans ce genre de milieu et de la possibilité d'hybridation entre les deux espèces. Selon certains auteurs, le milieu fragmenté contraint les chats forestiers à se déplacer sur de plus grandes distances ce qui augmente les possibilités de rencontre avec le chat domestique et donc également le taux d'hybridation



(Hubbart *et al.*, 1992). Ainsi, la fragmentation ne met pas en cause la survie des individus mais bel et bien la survivance de l'espèce.

Le lion de montagne *Puma concolor* est une espèce très sensible à la fragmentation. Non seulement les taches de couvert forestier doivent-elles avoir une superficie de plus de 1'000 ha mais en plus il faut qu'elles ne soient pas distantes de plus de 10 m les unes des autres. De même le lynx rouge *Lynx rufus*, bien qu'un peu moins sensible, a besoin de superficies boisées de plus de 100 ha séparées les unes des autres par moins de 10 m (Crooks, 2002).

L'impact de la fragmentation de l'habitat va donc avoir des modalités différentes selon les habitudes et la plasticité des espèces considérées. Ainsi, la martre américaine est, dans la plupart des études, décrite comme une espèce inféodée aux forêts de conifères matures (e.g. Potvin, 1998). Cependant, Sunquist et Sunquist (2001), en comparant diverses études sur la sélection de l'habitat chez la martre américaine dans différentes régions, se sont rendu compte que la martre américaine pouvait fréquenter divers types de forêts, et que le taux de fréquentation dépendait de la disponibilité des différents couverts. Ils en ont conclu à une certaine plasticité de la martre américaine envers le type de forêt utilisé. Par contre, il ressort également de leur étude que la martre américaine est absente des régions où les forêts recouvrent moins de 70% du paysage. De sorte que, si la martre américaine montre une certaine plasticité en ce qui concerne l'hétérogénéité du couvert forestier, elle n'en montre pas en ce qui concerne sa fragmentation.

En revanche, la martre européenne ressort de notre étude comme une espèce plastique capable d'exploiter divers habitats à différents niveaux de fragmentation, allant de complètement fermés comme les massifs forestiers à très ouverts comme un réseau de haies.

La présence de la matrice (milieu ouvert et anthropisé) ne semble pas la déranger outre mesure puisque son habitat comprend des taches de couvert forestier qui pour beaucoup d'autres espèces forestières sont trop petites ou trop étroites (corridor-conduits) pour être utilisées. L'accès aux ressources vitales ne semble donc pas devoir poser un quelconque problème. A partir du moment où il y a du couvert forestier, sous quelque forme que ce soit, la martre est capable de s'y installer et y survivre.

De ce fait, cette étude met en valeur l'importance de la présence des arbres hors-forêts, forme de couvert forestier souvent omise dans les études sur l'impact de la fragmentation ou dans les programmes de préservation de la nature. Or de la survivance non seulement de cette forme de couvert forestier mais également d'un certain nombre de massifs va peut-être dépendre la survie d'espèces forestières qu'on retrouve en milieu fragmenté parce qu'ils assurent non seulement leur présence en milieu fragmenté mais également la continuité de leurs populations.

Comme les arbres hors-forêts sont souvent détruits lors de programmes de remembrement (plans d'aménagement du territoire), cela constitue une véritable menace. Sur notre zone d'étude, la martre ne s'éloigne que très peu du couvert forestier. Qu'en est-il des plaines céréalières où les arbres sont encore plus rares? La martre y est-elle présente, ne serait-ce qu'en transit? Des piègeurs ayant affirmé que des martres se faisaient capturer dans les plaines céréalières, nous en avons contacté plusieurs dans l'espoir de pouvoir y suivre des martres par radiopistage et étudier leur mode d'utilisation de ce milieu, mais sans succès. Ces questions sont pourtant importantes dans le cadre de la survie de cette espèce et méritent de faire l'objet de recherches futures.

De plus, au niveau de fragmentation étudié, il semble exister un problème fondamental au niveau de la mise-bas et de l'élevage des jeunes. Nous pensons que la martre est dépendante à la fois de la présence d'arbres creux, en accord avec Birks *et al.* (2005), et d'une superficie minimum de forêt pour la mise-bas, et donc que beaucoup de massifs français risquent de ne plus être adéquats pour la reproduction de la martre.

Ceux-ci font en effet de plus en plus l'objet d'une exploitation intensive qui conduit à une raréfaction des arbres creux parce que les vieux arbres y sont rares voire absents et les feuillus sont remplacés par des épicéas à croissance rapide.

Dans ce type de massifs, des outils de gestion comme la pose de nichoirs peuvent peut-être suppléer le manque de sites de mise-bas, solution proposée par certains auteurs (Schröpfer, 1997). Cependant, même si des nichoirs peuvent être installés dans des bosquets ou des haies, nos données laissent supposer que la martre aura toujours besoin de massifs forestiers pour cette petite mais cruciale partie de son cycle de vie, la reproduction.

## VI. Bibliographie

- Achterberg, C., Bestman, M. & Wijsman, H.J.W.**, 2000. Inventarisatie van Boommarternestbomen of de Utrechtse Heuvelrug 1992-1999. *Lutra* **43**: 93-100
- Allee, W.C., Emerson, A.E., Park, O., Park, T. & Schmidt, K.P.**, 1949. Principles of Animal Ecology. Saunders, Philadelphia.
- Arthur, S.M., Krohn, W.B. & Gilbert, J.R.**, 1989. Home range characteristics of adult fishers. *J. Wildl. Mgmt* **53**: 674-679
- Audy, M.C.**, 1976. Le cycle sexuel saisonnier du mâle des mustélidés Européens. *Gen. Comp. Endocrin.* **30**: 117-127
- Balharry, D.**, 1993. Social organization in martens: an inflexible system? *Symp. Zool. Soc. Lond.* **65**: 321-345
- Baltrūnaitė, L.**, 2006. Diet and winter habitat use of the red fox, pine marten and raccoon dog in Dzūkija national park, Lithuania. *Acta Zool. Lituanica* **16(1)**: 46-60
- Bellefontaine, R., Petit, S., Pain-Orcet, M., Deleport, P. & Bertault, J.-G.**, 2001. Les Arbres hors forêt: vers une meilleure prise en compte. *Cahiers de la FAO: Conservation* **35**: 231 pp.  
<http://www.fao.org/docrep/005/y2328f/y2328f00.htm>
- Béluard, T. & Coulon, F.**, 2001. Les arbres hors forêt: le cas de la France. Dans: Les arbres hors forêt: vers une meilleure prise en compte. Bellefontaine, R., Petit, S., Pain-Orcet, M., Deleport, P. & Bertault, J.-G. (eds). *Cahiers de la FAO: Conservation* **35**: 231 pp.  
<http://www.fao.org/docrep/005/y2328f/y2328f17.htm>
- Biggins, D.E. & Godbey, J.L.**, 2003. Challenges to reestablishment of free-ranging populations of black-footed ferrets. *C.R. Biologies* **326**: S104-S111
- Birks, J.D.S., Messenger, J.E. & Halliwell, E.C.**, 2005. Diversity of den sites used by pine martens *Martes martes*: a response to the scarcity of arboreal cavities? *Mam. Rev.* **35(3-4)**: 313-320
- Brainerd, S.M. & Rolstad, J.**, 2002. Habitat selection by Eurasian pine martens *Martes martes* in managed forest of southern boreal Scandinavia. *Wildl. Biol.* **8**: 289-297
- Bright, P.W.**, 1993. Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals. *Mam. Rev.* **23**: 101-111
- Bright, P.W.**, 2000. Lessons from lean beasts: conservation biology of the mustelids. *Mam. Rev.* **30(3-4)**: 217-226

- Broekhuizen, S. & Müskens, G.J.D.M.**, 2000. Voortplanting bij de boommarter *Martes martes* in Nederland. *Lutra* **43**: 205-214
- Burel, F. & Baudry, J.**, 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications.* Edition TEC & DOC, Paris. 359 pp.
- Caughley, G. & Gunn, A.**, 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice.* Blackwell Science, Inc. 459 pp.
- Clark, T.W., Mattson, D.J., Reading, R.P. & Miller, B.J.**, 2001. Interdisciplinary problem solving in carnivore conservation: an introduction. In: *Carnivore Conservation*, Gittleman, J.L., Funk, S.M., Macdonald, D. & Wayne, R.K. eds, Cambridge University Press, The Zoological Society of London
- Clevenger, A.P.**, 1993a. Pine marten (*Martes martes* L.) home ranges and activity patterns on the island of Minorca, Spain. *Z. Säugetierk.* **58**: 137-143
- Clevenger, A.P.**, 1993b. Spring and summer food habits and habitat use of the European pine marten (*Martes martes*) on the island of Minorca, Spain. *J. Zool., Lond.* **229**: 153-161
- Crooks, K.R.**, 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Cons. Biol.* **16(2)**: 488-502
- De Monte, M.**, 1990. *Communications olfactives chez la martre (Martes martes, L.): Étude des variations du marquage olfactif en fonction de modifications de l'environnement physique et social.* Thèse de doctorat à l'Uni. Louis Pasteur de Strasbourg. 136 pp.
- Delin, A.E. & Andrén, H.**, 1999 Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*). *Landsc. Ecol.* **14**: 67-72
- Dijkstra, V.A.A.**, 2000. Het gebruik van boomholten op de veluwezoom door de boommarter *Martes martes*. *Lutra* **43**: 171-184
- Doncaster, C.P., Rondini, C. & Johnson, P.C.D.**, 2001. Field test for environmental correlates of dispersal in hedgehogs *Erinaceus europaeus*. *J. Anim. Ecol.* **70**: 33-46
- Douglas, T.B., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A. & Case, T.J.**, 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effect. *Ecol. App.* **10(4)**: 1230-1248
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., & Pulliam, H.R.**, 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169-175
- Erlinge, S.**, 1986. Specialists and generalists among the mustelids. *Lutra* **29**: 5-11
- Erlinge, S. & Sandell, M.**, 1986. Seasonal changes in the social organisation of male stoats, *Mustela erminea*: an effect of shifts between two decisive resources. *Oikos* **47**: 57-62
- ESRI Inc.**, 1999-2000. ESRI® ArcMap™ 8.2. Copyright © 1999-2000 ESRI Inc.

- FAO**, 1995. France: rapport de pays pour la conférence technique internationale de la FAO sur les ressources phytogénétiques. FAO, Viale delle Terme di Caracalla, Rome, Italy. [www.fao.org/forestry/fra2005](http://www.fao.org/forestry/fra2005)
- FAO** 2005. Évaluation des ressources forestières mondiales 2005. France. Rapport national. FAO, Viale delle Terme di Caracalla, Rome, Italy 70pp. [www.fao.org/forestry/fra2005](http://www.fao.org/forestry/fra2005)
- FAO**, 2006. Global Forest Resources Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. FAO, Viale delle Terme di Caracalla, Rome, Italy. [www.fao.org/forestry/](http://www.fao.org/forestry/)
- Feinsinger, P.**, 1997. Habitat "Shredding". In: Principles of conservation biology, 2<sup>nd</sup> ed., Meffe, G.K. & Carroll, C.R., Sinauer Associates, Inc.
- Forman, R.T.T.**, 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landsc. Ecol.* **10(3)**: 133-142
- Forman, R.T.T. & Gordon, M.**, 1986. Landscape Ecology. John Wiley & Sons, Inc.
- Frankham, R.**, 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Gen. Res.* **66**: 95-107
- Franklin, I.R.**, 1980. Evolutionary changes in small populations. In: Conservation Biology: an evolutionary-ecology perspective. Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. Sinauer Assoc. Sunderland, Massachusetts. p. 135-150
- Franklin, I.R. & Frankham, R.**, 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? *Anim. Cons.* **1**: 69-73
- Fryxell, J.M., Falls, J.B., Falls, E.A., Brooks, R.J., Dix, L. & Strickland, M.A.**, 1999. Density dependence, prey dependence, and population dynamics of martens in Ontario. *Ecology* **80(4)**: 1311-1321
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr, R.O., Malcom, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S.**, 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Cons.* **91**: 223-229
- Genovesi, P., Sinibaldi, P., Boitani, L.**, 1997. Spacing patterns and territoriality of the stone marten. *Can. J. Zool.* **75**: 1966-1971
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. & Reed, C.**, 1989. Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. *Science* **245**: 477-480
- Hainard, R.**, 1997. Mammifères Sauvages d'Europe. 4<sup>ème</sup> éd., Delachaux et Niestlé S.A., Lausanne (CH). 670 pp.

- Helldin, J.O. & Lindström, E.R.,** 1995. Late winter social activity in pine marten (*Martes martes*) - false heat or dispersal? *Ann. Zoo. Fennici* **32**: 145-149
- Hornocker, M.G., Messick, J.P. & Melquist, W.E.,** 1983. Spatial strategies in three species of Mustelidae. *Acta Zool. Fennica* **174**: 185-188
- Hubbart, A.L., McOrist, J., Jones, T.W., Boid, R., Scott, R. & Easterbee, N.,** 1992. Is survival of European wildcats (*Felis sylvestris*) in Britain threatened by interbreeding with domestic cats? *Biol. Cons.* **61**: 203-208
- Jenness, J.,** 2004. Alternate animal movement routes extension for ArcView 3.x., v.2.1. Jenness Enterprises.  
<http://www.jennessent.com/>
- Johnson, D.D.P., MacDonald, E.W. & Dickman, A.J.,** 2000. An analysis and review of models of the socio-biology of the Mustelidae. *Mam. Rev.* **30(3-4)**: 171-196
- Kenward, R.,** 1987. *Wildlife Radio Tagging. Equipment, Field Techniques and Data Analysis.* Academic Press. Harcourt Brace Jovanovich, Publishers
- Kleef, H.L.** 1997. Boommarterinventarisatie in Nederland: aanpak en resultaten, toegespitst op Noord-Nederland. In: *Wat doen we met de Boommarter*, Canters, K. & Wijsman, H. (eds), KNNV Uitgeverij. p 11-22
- Kleef, H.L.** 2000. Natal den attendance of two female pine martens *Martes martes* related to kitten development. *Lutra* **43**: 137-149
- Knight, R.L. & Mitchell, J.,** 1997. Subdividing the West. In: *Principles of conservation biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. Sinauer Associates, Inc.
- Krott, P.,** 1973. Die fortpflanzung des Edelmartes (*Martes martes*) in freier Wildbahn. *Zool. Jagdwiss.* **19**: 113-117
- Krüger, H.-H.,** 1996. Altersspezifische Reproduktionsraten bei Baumardern (*Martes martes* L.) und Steinardern (*Martes foina* (Erxl.). *Z. Säugetierk.* **61 (S31)**
- Kruuk, H.,** 1978. Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **4**: 75-89
- Kruuk, H., Parish, T., Brown, C.J.A. & Carrera, J.** 1979. The use of pasture by the European badger (*Meles meles*). *J. App. Ecol.* **16**: 453-459
- Labrid, M.,** 1986. La Martre (*Martes martes*, Linnaeus, 1758). *Encyclopédie des carnivores de France.* **9**: 22 pp.
- Lande, R. & Barrowclough, G.F.,** 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: *Viable populations for conservation.* Soulé, M.E. (ed), Cambridge Univ. Press.

- Larson, S., Jameson, R., Ethier, M., Fleming, M. & Bentzen, P.**, 2002. Loss of genetic diversity in sea otters (*Enhydra lutris*) associated with the fur trade of the 18<sup>th</sup> and 19<sup>th</sup> centuries. *Mol. Ecol.* **11**: 1899-1903
- Laurance, S.G. & Laurance, W.F.**, 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biol. Cons.* **91**: 231-239
- Lindström, E., Brainerd, S.M., Helldin, J.O. & Overskaug, K.**, 1995. Pine marten-red fox interactions: a case of intra-guild predation? *Ann. Zool. Fennici* **32**: 123-130
- Lodé, T.**, 1994a. Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *J. Zool., Lond.* **234**: 75-88
- Lodé, T.**, 1994b. Feeding habits of the Stone marten *Martes foina* and environmental factors in western France. *Z. Säugetierk.* **59**: 189-191
- Lodé, T.**, 1995. Activity Pattern of Polecats *Mustela putorius* L. in Relation to Food Habits and Prey Activity. *Ethology* **100**: 295-308
- Lodé, T.**, 1996. Conspecific tolerance and sexual segregation in the use of space and habitats in the European polecat. *Acta Theriol.* **41**: 171-176
- Lodé, T.**, 1997. Trophic status and feeding habits of the European Polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mam. Rev.* **27(4)**: 177-184
- Lodé, T.**, 2000 Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecol.* **25(3)**: 223-231
- Lodé, T.**, 2001a. Mating system and genetic variance in a polygynous mustelid, the European polecat. *Genes Genet. Syst.* **76**: 221-227
- Lodé, T.**, 2001b. Genetic divergence without spatial isolation in polecat *Mustela putorius* populations. *J. Evol. Biol.* **14**: 228-236
- Lodé, T.**, 2002. Endangered species as indicator of freshwater quality: fractal diagnosis using fragmentation within European mink population. *Archiv für Hydrobiol.* **155**: 163-176
- Lodé, T.**, 2006. Can low densities of carnivores result in genetic depletion? An investigation within French polecat populations. *J. Anim. Breed. Genet.* **123**: 152-158
- Lodé, T., Cormier, J.-P. & Le Jacques, D.**, 2001. Decline of Endangered Species as an Indication of Anthropic Pressures: The Case of European Mink *Mustela Lutreola* Western Population. *Environmental Mgmt* **28(4)**: 727-735
- Lodé, T. & Peltier, D.**, 2005. Genetic neighbourhood and effective population size in the endangered European mink *Mustela lutreola*. *Biodiv. Cons.* **14**: 251-259
- Lodé, T., Pereboom, V. & Berzins, R.**, 2003. Implications of an individualistic lifestyle for species conservation: lessons from jealous beasts. *C.R. Biologies* **326**: S30-S36

- Lozano, J., Virgós, E., Malo, A.F., Huertas, D.L. & Casanovas, J.G.** 2003. Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiv. Cons.* **12**: 921-935
- Manly, B.F.J.**, 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Second edition, Chapman & Hall.
- Marchesi, P.**, 1989. Écologie et comportement de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura suisse. Thèse de doctorat, Institut de zoologie - Uni. de Neuchâtel 185 pp.
- Martin, T.E.**, 1998. Are Microhabitat Preferences of Coexisting Species under Selection and Adaptive? *Ecology* **79(2)**: 656-670
- Maublanc, M.L., Bideau, E. & Vincent, J.P.**, 1987. Flexibilité de l'organisation sociale du chevreuil en fonction des caractéristiques de l'environnement. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **42**: 109-133
- Mead, R.A. & Wright, P.L.**, 1983. Reproductive cycles of Mustelidae. *Acta Zool. Fennica* **174**: 162-172
- Meffe, G.K. & Carroll, C.**, 1997. *Principles of conservation biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Sinauer Associates, Inc.
- Miller, B. & Mullette, K.J.** 1985. Rehabilitation of an endangered Australian bird: the Lord Howe Island woodhen *Tricholimnas sylvestris* (Sclater). *Biol. Conserv.* **34**: 55-95
- Müsken, G.J.D.M., Broekhuizen, S. & Wijsman, H.J.W.**, 2000a. De verspreiding van de boommarter *Martes martes* in Nederland, in het bijzonder in de periode 1989-1999. *Lutra* **43**: 81-91
- Müsken, G.J.D.M, Klees, D.J.C. & Broekhuizen, S.**, 2000b. Dagrustplaatsgebruik van een boommartermannetje *Martes martes* of de zuidoostelijke Veluwe. *Lutra* **43**: 151-170
- Myers, N.**, 1997. Global Biodiversity II: Losses and Threats. In: *Principles of conservation biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. Sinauer Associates, Inc.
- Norgaard, R.B.**, 1997. Ecology, Politics, and Economics: Finding the Common Ground for Decision Making in Conservation. In: *Principles of Conservation Biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. Sinauer Associates, Inc.
- Noss, R.F. & Csuti, B.**, 1997. Habitat Fragmentation. In: *Principles of Conservation Biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. Sinauer Associates, Inc.
- Orians, G.H.**, 1997. Global Biodiversity I: Patterns and Processes. In: *Principles of Conservation Biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. Sinauer Associates, Inc.
- Overskaug, K.**, 2000. Pine marten *Martes martes* versus red fox *Vulpes vulpes* in Norway; an interspecific relationship? *Lutra* **43**: 215-221



- Overskaug, K., Broseth, H. & Knutsen, B.,** 1994. Area and habitat use of pine martens *Martes martes* in Mid-Norway. *Lutra* **37**: 81-88
- Pace III, R.M.,** 2001. Estimating and Visualizing Movement Paths from Radio-Tracking Data. In: *Radio Tracking and Animal Populations*, Millspaugh, J.J & Marzluff, J.M (eds) Academic Press, Lond. p. 189-206
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. & Sarkar, J.,** 2005. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-65.
- Pimm S.L., Jones H.L. and Diamond J.** 1988. On the risk of extinction. *Am. Nat.* **132**: 757-785
- Polhemus, D.A.,** 1993. Conservation of aquatic insects: worldwide crisis or localized threats? *Am. Zool.* **33**: 588-598
- Potvin, F.,** 1998. La martre d'Amérique (*Martes americana*) et la coupe à blanc en forêt boréale: une approche télémétrique et géomatique. Thèse de doctorat Uni. Laval, Québec.
- Powell, R.A.,** 1979. Mustelid spacing patterns: variation on a theme by *Mustela*. *Z. Tierpsychol.* **50**: 153-165
- Pulliam, H.R. & Dunning, J.B.,** 1997. Demographic processes: population dynamics on heterogeneous landscapes. In: *Principles of conservation biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. Sinauer Associates, Inc. p. 203-232
- Pulliam, E.,** 1981. Winter habitat selection, home range, and movements of the pine marten (*Martes martes*) in a Finnish Lapland forest. In: *Worldwide Furbearer Conference Proceedings*. J.A. Chapman and D. Pursley, eds, Aug. 3-11, 1980 Frostburg, Maryland, USA: 1068-1087
- Pulliam, E.,** 1982. Scent-marking in the pine marten (*Martes martes*) in Finnish Forest Lapland in winter. *Z. Säugetierk.* **47**: 91-99
- Pulliam, E., Karusalmi, A., Ollinmäki, P. and Tunkkari, P.,** 1999. Fidelity and core area in the space and resource use system of the Pine Marten, *Martes martes*. *Carn. Cons.* **20**: 18-19
- R Development Core Team,** 2005. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL: <http://www.R-project.org>.
- Ramade, F.,** 1995. *Éléments d'écologie: écologie appliquée*. 5<sup>ème</sup> édition, Ediscience international, 28, rue Beaunier, 75014 Paris 632 pp.
- Reig, S.,** 1992. Geographic variation in pine marten (*Martes martes*) and beech marten (*M. foina*) in Europe. *J. Mam.* **73(4)**: 744-769

- Ricketts, T.H.**, 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *Am. Nat.* **158(1)**: 87-99
- Robbins, C.S., Dawson, D.K. & Dowell, B.A.**, 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic states. *Wildl. Monogr.* **103**: 1-34
- Rondini, C., Ercoli, V. & Boitani, L.**, 2006. Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape. *J. Zool., Lond.* **269**: 213-219
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R. & Meslow, E.C.**, 1997. Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. *BioScience* **47(10)**: 677-687
- Ruette, S., Léger, F., Albaret, M., Stahl, P., Migot, P. & Landry, P.**, 2004. 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
- Sandell, M.**, 1986. Movement patterns of male stoats *Mustela erminea* during the mating season: differences in relation to social status. *Oikos* **47**: 63-70
- Schmidt, F.**, 1934. Über die Fortflanzungsbiologie von sibirischem Zobel (*Martes zibellina* L.) und europäischem Baumarder (*Martes martes* L.). *Z. Säugetierk.* **9**: 392-403
- Schröpfer, R.**, 1997. Wieviele Baumarder leben in unseren Wäldern. In: Wat doen we met de Boomarter, Canters, K. & Wijsman, H. eds, KNNV Uitgeverij. p. 23-29
- Schröpfer, R., Wiegand, P. & Hogrefe, H.-H.**, 1997. The implications of territoriality for the social system of the European pine marten *Martes martes* (L. 1758). *Z. Säugetierk.* **62**: 209-218
- Stier, N.**, 2000. Habitat use of the pine marten *Martes martes* in small-scale woodlands of Mecklenburg (Germany). *Lutra* **43**: 185-203
- Storch, I., Lindström, E. & de Jonge, J.**, 1990. Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with red fox. *Acta Theriol.* **35(3-4)**: 311-320
- Sunquist M.E. and Sunquist F.**, 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. In: *Carnivore Conservation*. Gittleman, J.L., Funk, S.M., McDonald, D. & Wayne R.K. (eds) p. 399-418
- Templeton, A.R.**, 1997. Coadaptation, Local Adaptation, and Outbreeding Depression. In: *Principles of Conservation Biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. eds
- Tewksbury, J.J., Hejl, S.J. & Martin, T.E.**, 1998. Breeding productivity does not decline with increasing fragmentation in a western landscape. *Ecology* **79(8)**: 2890-2903
- Viederman, S., Meffe, G.K. & Carroll, C.R.**, 1997. The Role of Institutions and Policymaking in Conservation. In: *Principles of Conservation Biology*, 2<sup>nd</sup> ed. Meffe, G.K. & Carroll, C.R. eds

- Virgós, E. & Casanovas, J.G.**, 1999. Badgers *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. *Acta Theriol.* **44(2)**: 173-182
- White, G.C. & Garrott, R.A.**, 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press
- Williams, M.**, 2000. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *J. Hist. Geogr.* **26(1)**: 28-46  
<http://idcalibrary.com>
- Zalewski, A.**, 1997. Factors affecting selection of resting site type by pine marten in primeval deciduous forests (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Theriol.* **42(3)**: 271-288
- Zalewski, A. & Jedrzejewski, W.**, 2006 Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Bialowieza Forest (E. Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* **29**: 31-43